

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN PLANUNG UND BETRIEB VON ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN- ERFAHRUNGEN UND PROBLEME

Universitätsbibliothek der
Technischen Universität Wien

ENTLEHNBAR

BAND 47 - WIEN 1982

41

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

BAND 47

WECHSELWIRKUNG ZWISCHEN PLANUNG UND BETRIEB VON ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN- ERFAHRUNGEN UND PROBLEME

VORTRÄGE DES 17. ÖWWV - SEMINARS
OTTENSTEIN, 1.-4.3.1982 .

HERAUSGEBER:
PROF. DR.-ING. W. v. d. Emde
TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN
INSTITUT FÜR WASSERGÜTE
UND LANDSCHAFTSWASSERBAU

822.394 I ~~445.848 I~~
47

VORWORT

Im vergangenen Jahrzehnt wurde in Österreich eine größere Zahl von Abwasserreinigungsanlagen in Betrieb genommen. Eine Reihe weiterer Anlagen, vor allem Verbandsanlagen zwischen 10.000 EGW und 50.000 EGW, befindet sich aber derzeit noch im Planungsstadium. Es erscheint daher sinnvoll, jetzt eine Bilanz über die bisher gewonnenen Erfahrungen und aufgetretenen Probleme bei den bereits in Betrieb befindlichen Anlagen zu ziehen, um die dabei gewonnenen Erkenntnisse bei den Neuplanungen verwerten zu können.

Der Österreichische Wasserwirtschaftsverband wählte daher für das 17. ÖWWV-Seminar für Siedlungswasserwirtschaft, Industrierwasserwirtschaft und Gewässerschutz (1. bis 4. März 1982) das Thema "Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen - Erfahrungen und Probleme". Ziel dieser Veranstaltung ist es, neben der Vermittlung von Wissen vor allem den Erfahrungsaustausch der Fachkollegen von Behörden, Ingenieurbüros, Abwasserverbänden, Industriebetrieben, Fachfirmen und Universitätsinstituten zu ermöglichen. Eine möglichst lebendige Diskussion nach den einzelnen Vorträgen ist daher ein besonderes Anliegen des Veranstalters.

Um einem größeren Kreis von Fachleuten die Teilnahme an diesem Seminar zu ermöglichen, wurde für diese Veranstaltung, abgehend von der Tradition, diesmal nicht Raach, sondern Ottenstein (NÖ) am Kampalstausee als Veranstaltungsort gewählt. Bedingt durch das große Interesse an diesem Seminar war es aber trotzdem erforderlich, die Teilnehmerzahl zu beschränken. Die Vorträge werden daher im vorliegenden Band 47 der "Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer" einem breiten Leserkreis zugänglich gemacht.

Allen Vortragenden sei bereits an dieser Stelle herzlich gedankt.

o.Univ.Prof.Dr.-Ing.W.v.d.Emde
Technische Universität Wien

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Wilhelm von der EMDE Problemkreis "Biologische Abwasserreinigung" - Stand und Entwicklung in Österreich	A - 1
Johann ERTL Problemkreis "Biologische Abwasserreinigung" - Stand und Entwicklung in der Steiermark	B - 1
Ewald MAYR Problemkreis "Biologische Abwasserreinigung" - Stand und Entwicklung in Österreich	C - 1
Norbert MATSCHE Biologische Probleme beim Betrieb von Belebungsanlagen	D - 1
Pal BENEDEK Erhöhung des Wirkungsgrades der biologischen Abwasser- reinigung mittels Aktivkohle-Dosierung	E - 1
Werner BIFFL Probleme durch Industrieabwässer	F - 1
Erwin MÄRKI Probleme durch Industrieabwasser	G - 1
Hans Peter ZERRES Probleme des Winterbetriebes	H - 1
Kurt INGERLE Abwasserentsorgung in Wintersportgebieten	I - 1
Josef KAPPLER Probleme in maschineller Hinsicht	K - 1
Helmut BÖHM-RAFFAY Probleme in maschineller Hinsicht	L - 1
Werner HEGEMANN Probleme der Schlamm entwässerung	M - 1
Wilhelm von der EMDE, Pawel SADZIK Untersuchungen über die Eindick- und Entwässerungs- eigenschaften von Schlämmen	N - 1
Klaus R. IMHOFF Probleme der Schlammfäulung	O - 1

Otto J.FURRER, T. CANDINAS Probleme der Schlammverwertung	P - 1
Rolf KAYSER Wirtschaftlichkeit verschiedener Belüftungssysteme unter Betriebsbedingungen	Q - 1
Heinz-Jürgen DÖNGES Problematik der Gasverwertung	R - 1
Helmut KROISS Problematik der Steuerung und Automatisierung	S - 1
Werner FLÜGL Problematik der Bau- und Betriebskosten	T - 1
Wolfgang STALZER Problematik der Bau- und Betriebskosten bei Abwasserverbänden	U - 1
Werner LENGYEL Sieben österreichische Kläranlagen - Probleme, Erfahrungen und Betriebsergebnisse	V - 1
Robert MANAHL Probleme, Erfahrungen und Betriebsergebnisse einiger Vorarlberger Abwasserreinigungsanlagen	W - 1
Ernst KAUDERER Probleme, Erfahrungen und Betriebsergebnisse österreichischer Abwasserreinigungsanlagen	X - 1
Wolfgang STALZER Betriebsergebnisse bei kleineren Kläranlagen unter besonderer Berücksichtigung der Phosphor-Entfernung	Y - 1

V O R T R A G E N D E

- Dir.Dr.-Ing.P.BENEDEK, Institut für Gewässerschutz VITUKI,
H-1453 Budapest, Pf. 27
- Prof.Dipl.-Ing.Dr.W.BIFFL, Rektor der Universität für Bodenkultur,
1180 Wien, Gregor-Mendel-Straße 33
- Dir.Dipl.-Ing.Dr.H.BÜHM-RAFFAY, Fa.Purator Kläranlagen,
1040 Wien, Goldegasse 2
- Dipl.-Ing.H.DÜNGES, Emscher-genossenschaft,
D-4300 Essen, Kronprinzenstraße 24, Pf.6742
- Prof.Dr.-Ing.W.v.d.EMDE, Technische Universität Wien,
1040 Wien, Karlsplatz 13
- HR Dipl.-Ing.J.ERTL, Amt der Stmk.Landesregierung,
8010 Graz, Landhausgasse 7
- Dipl.-Ing.Dr.W.FLÜGL, Ing.Büro BR h.c.Dipl.-Ing.Dr.H.Flögl,
4020 Linz, Stockhofstraße 32, Haus der Technik
- Dr.O.J.FURRER, Eidgen.Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und
Umwelthygiene, CH-3097 Liebefeld-Bern
- Dr.-Ing.W.HEGEMANN, Technische Universität München,
D-8046 Garching b.München, Am Coulombwall
- Dr.-Ing.E.h. K.R.IMHOFF, Baudir.d.Ruhrverbandes und Ruhrtalsperren-
vereins, D-4300 Essen, Kronprinzenstraße
- Prof.Dipl.-Ing.Dr.K.INGERLE, Universität Innsbruck,
6020 Innsbruck, Technikerstraße 13
- J.KAPPLER, Amt für Gewässerschutz und Wasserbau des Kantons Zürich,
CH-8090 Zürich, Postfach
- Baurat h.c.Dipl.-Ing.E.KAUDERER, Zivilingenieur für Bauwesen,
8010 Graz, Schanzelgasse 15
- Prof.Dr.-Ing.R.KAYSER, Technische Universität Braunschweig,
D-3300 Braunschweig, Adolf-Bingel-Straße 2
- Dipl.-Ing.Dr.H.KROISS, Technische Universität Wien,
1040 Wien, Karlsplatz 13
- Baurat h.c.Dozent Dipl.-Ing.Dr.W.LENGYEL, Zivilingenieur für Kultur-
technik und Wasserwirtschaft, 1030 Wien, Jacquingasse 13

Dipl.-Ing.R.MANAHL, Zivilingenieur für Bauwesen,
6900 Bregenz, Bergstraße 8

Dr.E.MÄRKI, Baudepartment des Kantons Aargau,
CH-5000 Aarau, Obere Vorstadt 40

Dozent Dipl.-Ing.Dr.N.MATSCHKE, Technische Universität Wien,
1040 Wien, Karlsplatz 13

OBR Dipl.-Ing.E.MAYR, Amt der oberösterreichischen Landesregierung,
4020 Linz, Kärntnerstraße 12

OBR Dozent Dipl.-Ing.Dr.W.STALZER, Amt der Burgenländischen Landes-
regierung, 7041 Wulkaprodersdorf

Dr.-Ing.H.P.ZERRES, vedewa, D-7000 Stuttgart 1, Werfmershalde 22

PROBLEMKREIS "BIOLOGISCHE ABWASSERREINIGUNG"
STAND UND ENTWICKLUNG IN ÖSTERREICH

Wilhelm von der Emde

Im Rahmen einer Studie von Planconsult im Auftrage des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz führte das IFES-Institut 1979 eine Umfrage über das Umweltbewußtsein in Österreich durch. Dabei wurde die Frage gestellt: "Welche Einrichtungen sollen als erstes in einer Gemeinde errichtet werden - Kläranlage, Müllbeseitigungsanlage, Hallenbad oder Fußballstadion?". Dabei entschieden sich 50 % der Befragten für eine Kläranlage, 35 % für eine Müllbeseitigungsanlage und nur 8 % für ein Hallenbad bzw. 2 % für ein Fußballstadion. Bei der gleichen Umfrage wurde erhoben welche Bereiche die Befragten für sehr wichtig, wichtig, weniger wichtig und unwichtig halten würden. Für sehr wichtig hielten 83 % der Befragten die Sicherheit des Arbeitsplatzes, 59 % stabile Preise und bereits 55 % Umwelt- und Naturschutz. Aus diesen Antworten ist zu ersehen, daß der Gedanke des Umweltschutzes in der österreichischen Bevölkerung fest verankert ist, und die Bedeutung der Abwasserreinigung voll erkannt wird. Ebenso wie seit langem bereits in der Schweiz, seit einigen Jahren in der BRD, so hat auch bei uns der Gewässerschutz einen hohen Stellenwert erhalten.

Aus diesen Antworten ist aber auch zu entnehmen, daß die Bevölkerung einen Erfolg der Maßnahmen zur Reinhaltung der Gewässer erwartet. Seit der Gründung des Wasserwirtschaftsfonds wurden etwa 50 Milliarden Schillinge für direkte bzw. indirekte Vorhaben zum Schutz der Gewässer, also für Abwasserableitung, Abwasserreinigung und innerbetriebliche Maßnahmen zur Verminderung der Schmutzfracht

aufgewendet. Allerdings entfallen davon etwa 80 % auf die Abwasserableitung. Wie haben sich nun die bisherigen Maßnahmen auf die Gewässergüte ausgewirkt? Einen schnellen Überblick über die Situation der österreichischen Fließgewässer vermittelt das biologische Gütebild, das etwa alle 3 Jahre von der Bundesanstalt für Wassergüte herausgegeben wird. Wenn wir nun das Gewässergütebild des Jahres 1968 mit dem aus dem Jahre 1979 vergleichen, so stellen wir auf den ersten Blick keinen Fortschritt fest. Die sehr stark verunreinigten Flußstrecken des Jahres 1968 sind fast ausnahmslos auch 1979 vorhanden. Man könnte jetzt leicht folgern, die bisherigen Bemühungen für den Gewässerschutz waren umsonst. Die Schwerpunkte der Gewässer-
verunreinigung sind jedoch im wesentlichen auf die Ballungsräume von Wien, Graz, Linz und Salzburg und auf industrielle Großeinleiter, vor allem Zellstoffwerke und in etwas geringerem Umfang Zuckerfabriken, zurückzuführen. Gegenüber dem Zustand von 1979 hat sich die Situation bei den Großstädten Wien, Graz und Linz durch die inzwischen fertiggestellten biologischen Abwasserreinigungsanlagen entscheidend verbessert. Hier wird das Abwasser von annähernd 2 Mio Einwohnern bzw. etwa 4 Mio EGW erfaßt. Andererseits ist beim Großverschmutzer auf industrieller Seite, der Sparte Papiererzeugung, bisher keine Änderung eingetreten. Inzwischen wurden zwar 4 kleinere Werke geschlossen aber die übrigen Werke haben ihre Produktion zum Teil wesentlich erhöht, sodaß trotz Produktionsumstellung in zwei Betrieben die Gesamtschmutzfracht der österreichischen Zellstoffindustrie einschließlich der Papiererzeugung noch annähernd 8 Mio EGW beträgt. Leider ist hier in den nächsten Jahren nicht mit einem entscheidenden Durchbruch zu rechnen, all dies trotz hoher Aufwendungen durch die öffentliche Hand. Wesentlich günstiger sieht es dagegen bei den sechs österreichischen Zuckerfabriken aus. Das Abwasser von zwei Werken wird mit

Hilfe von Stapelteichen behandelt, wo eine biologische Teilreinigung erreicht wird. Von einem dritten Werk fließt das Abwasser einer Verbandsanlage zu, wo es mit Erfolg biologisch gereinigt wird. In zwei Fabriken ist mit dem Bau von biologischen Abwasserreinigungsanlagen begonnen worden.

Im Auftrage des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz hat das Bundesinstitut für Gesundheitswesen Beiträge zur Darstellung der Umweltsituation in Österreich veröffentlicht. Im Teil 4 "Wasser" heißt es "Überprüfung der Funktionsfähigkeit und Reinigungsleistung von Kläranlagen zeigen, daß deren Klärleistungen oft nicht die in sie gesetzten Erwartungen erfüllen". Wenn wir uns an die Erwartung erinnern, die die Bevölkerung mit dem Bau von Kläranlagen verbindet, und die 50 Milliarden Schillinge berücksichtigen, die bisher zur Sanierung von Abwasserunreinigungen ausgegeben wurden, so sollte uns diese Feststellung sehr zu denken geben.

Woran könnte es z.B. liegen, daß Kläranlagen nicht die geforderte Reinigungsleistung erbringen? Da wäre einmal, daß die Anlagen veralten und damit überlastet wären. Eine Aufstellung aus Niederösterreich zeigt jedoch, daß etwa drei Viertel aller Kläranlagen noch keine 10 Jahre in Betrieb sind. 50 % aller Anlagen sind unter 5 Jahre alt. Auffällig ist dabei die große Zahl von Anlagen zwischen 1000 und 10 000 EGW. Die Zahl der Kläranlagen mit über 10 000 EGW hat erst in den letzten drei Jahren stark zugenommen. Wird jedoch die Summe der anschließbaren Einwohnergleichwerte betrachtet, so zeigt sich deutlich der Einfluß der größeren Anlagen, die in den letzten Jahren gebaut wurden. Seit 1978 ist die Kapazität der niederösterreichischen Abwasserreinigungsanlagen mehr als verdoppelt worden. Die gleiche Tendenz, was die Altersstruktur der Abwasserreinigungs-

anlagen und den forcierten Ausbau von größeren Anlagen zur Sanierung von Schwerpunkten der Gewässerunreinigung betrifft, finden wir auch in den anderen Bundesländern. Eine Überalterung oder altersmäßig bedingte Überlastung kann also nicht die angeblich unbefriedigende Klärleistung herbeigeführt haben.

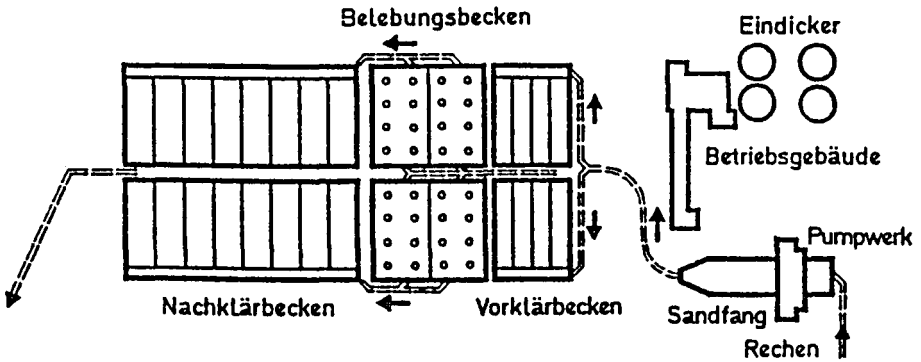
Nun wird aber oftmals aus Unkenntnis, oder manchmal aus speziellen Gründen (vor allem in Zeitungen) die Reinigungswirkung von Kläranlagen nicht zutreffend beurteilt. In den letzten Jahren haben wir eine Reihe von Abwasserreinigungsanlagen untersucht über deren Betriebsergebnisse nun berichtet werden soll.

Da die Problematik stark von Menge und Beschaffenheit des Abwassers abhängt, möchte ich für unsere österreichischen Verhältnisse die biologischen Abwasserreinigungsanlagen in vier Gruppen unterteilen:

- Großkläranlagen mit über 100 000 EGW
- Kläranlagen (vorwiegend Verbandsanlagen)
 - mit 10 000 - 100 000 EGW
- Einzelanlagen mit 1000 - 10 000 EGW
- Anlagen (z.T. Verbandsanlagen) mit vorwiegenden bzw. ausschließlichen Industrieabwasserzuflüssen

Als Beispiele für Großkläranlagen in Österreich sollen die Hauptkläranlage Wien-Simmering und die Kläranlage Wien-Blumental dienen. Die Hauptbauteile der Hauptkläranlage sind Schneckenpumpwerk, Rechen, Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken und Nachklärbecken (Abb. 1). Laut Wasserrechtsbescheid wird eine Reinigungswirkung von mindestens 70 % BSB₅-Abnahme gefordert. Im November 1981 wurde im Monatsmittel aller Arbeitstage bei einer Abwassermenge von 429 000 m³/d und einer BSB₅-Fracht von 140 t/d eine BSB₅-

Abb. 1: Hauptkläranlage Wien-Simmering
(Projekt: 2,5 Mio EGW)



Betriebsergebnisse
(Nov. 1981 - Arbeitstage)

Pumpwerk: 6 Schnecken à $4 \text{ m}^3/\text{s}$
 ϕ 3,6 m; H = 5,5 m

Rechen: 6 Grobrechen, Stababst. 80 mm
 6 Feinrechen, Stababst. 25 mm

Sandfang: 6 Langsandfänge
 L = 50 m; B = 4 m; T = 2,5 m

Vorklärbecken: 8 Becken; V = 28500 m^3
 L = 74 m; B = 16 m; T = 3 m

Belebungsbecken: 4 Becken; V = 42000 m^3
 L = 84 m; B = 48 m; T = 2,7 m
 32 Kreisel ϕ 3,6 m; 150 kW

Nachklärbecken: 16 Becken; V = 65000 m^3
 L = 74 m; B = 24 m; T = 2,3 m

Eindicker: 4 Becken; V = 13500 m^3
 ϕ 38 m; T = 3 m

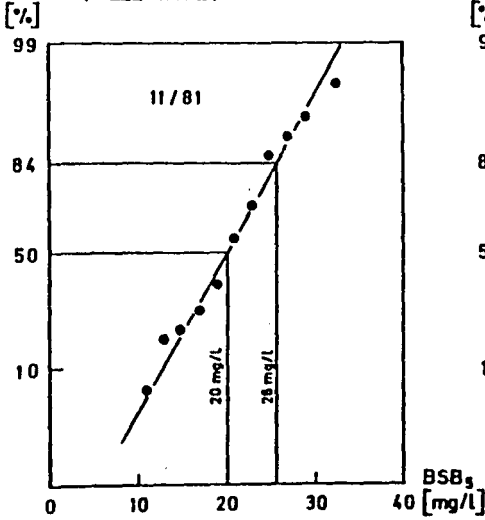
Q	$429000 \text{ m}^3/\text{d}$
B_R	$2,4 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$
TS_R	$3,3 \text{ kg}/\text{m}^3$
B_{TS}	$0,73 \text{ kg}/\text{kg} \cdot \text{d}$
$BSB_5 (Z)$	328 mg/l
$BSB_5 (V)$	240 mg/l
$BSB_5 (N)$	25 mg/l
η - BSB_5	92 %
TOC (Z)	154 mg/l
TOC (V)	120 mg/l
TOC (N)	28 mg/l
η -TOC	82 %
EGW (BSB_5)	2,35 Mio EGW
spez. Abw. Anfall	183 l/EGW.d

Abnahme von 92 % erreicht. Der mittlere BSB_5 des Ablaufes beträgt 25 mg/l. Bei statistischer Auswertung (aller Tage - Nov. 1981) im Häufigkeitsnetz liegt der 50 %-Wert bei 20 mg/l und der 84 %-Wert bei 26 mg/l (Abb. 2). Beim TOC beträgt die Gesamtabnahme aller Arbeitstage 82 % und der Mittelwert des Ablaufes 28 mg/l bzw. der 50 %-Wert aller Tage 23 mg/l und der 84 %-Wert 28 mg/l. Für die relativ hohe BSB_5 -Raumbelastung von 2,4 kg/(m³.d) und die Schlammbelastung von 0,73 kg/(kg.d) sind diese Werte recht günstig. An einzelnen Werktagen steigt dabei die BSB_5 -Raumbelastung bis über 3 kg/(m³.d) an. Auf Grund dieser Betriebsergebnisse sind die Horrormeldungen in verschiedenen Tageszeitungen über ein Nichtfunktionieren der Wiener Hauptkläranlage einfach falsch. Die kürzlich vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft veröffentlichten Richtwerte für Abwassereinleitung in ein Gewässer empfehlen für BSB_5 -24 h-Mischprobe (80 % aller Fälle) 20 mg/l, Stichprobenentnahme (80 %-Wert) 25 mg/l, TOC 25 bzw. 30 mg/l und COD 75 bzw. 90 mg/l. Die Ablaufwerte der Hauptkläranlage Wien entsprechen also nahezu einer vollen biologischen Reinigung.

Die Kläranlage Wien-Blumental ist seit über 12 Jahren in Betrieb. Sie besteht aus Schneckenpumpwerk, Rechen, Sandfang, Belebungsbecken und Nachklärbecken (Abb. 3). Für die erste Ausbaustufe von 150 000 EGW wurden nur zwei Nachklärbecken vorgesehen. Die beiden Belebungsbecken sind jedoch bereits für 300 000 EGW ausgelegt worden. In der Zwischenzeit ist die Schmutzfracht an einzelnen Werktagen auf 250 000 - 300 000 EGW angestiegen. Die Anlage arbeitet nach wie vor einwandfrei. So liegt z.B. die TOC-Abnahme (aller Arbeitstage - Okt. 1981) über 90 % und der 50 %-Wert des TOC-Ablaufes aller Tage bei 11 mg/l und der 84 %-Wert bei 12 mg/l (Abb.4). Die BSB_5 -Raumbelastung liegt im Mittel bei 1,2 kg/(m³.d), oft über 1,3 kg/(m³.d). Aller-

Abb. 2

ABLAUF HKA - BSB₅
(ALLE TAGE)



ABLAUF HKA - TOC
(ALLE TAGE)

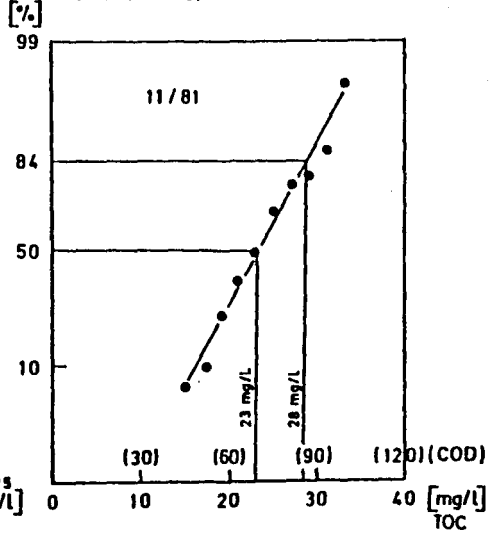
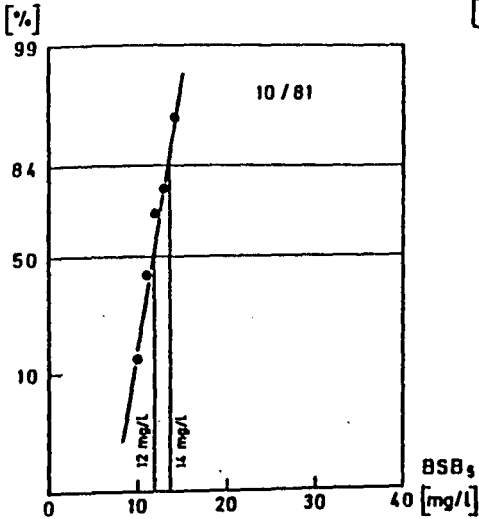


Abb. 4

ABLAUF KA - BLUMENTAL
BSB₅ (ALLE TAGE)



ABLAUF KA BLUMENTAL
TOC (ALLE TAGE)

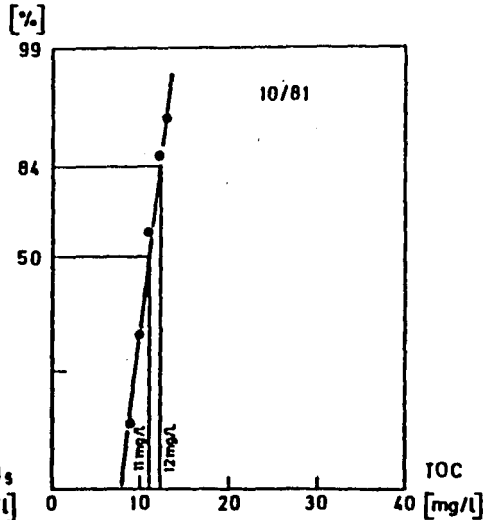
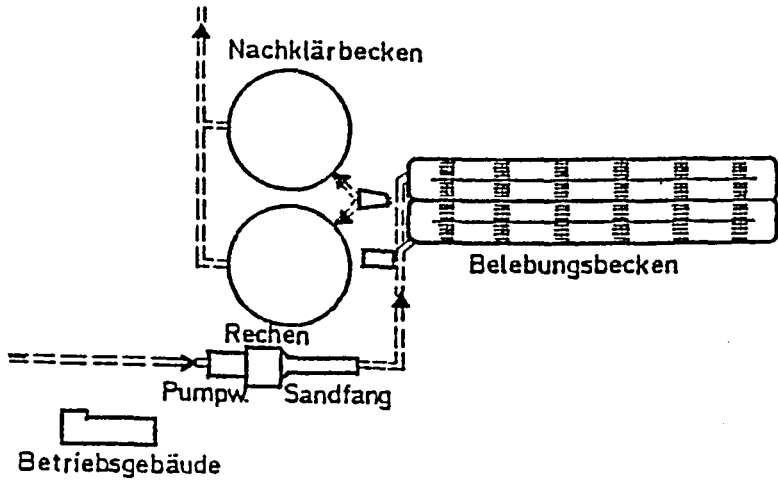


Abb. 3: Kläranlage Wien-Blumental
(Projekt: 150 000 EGW)



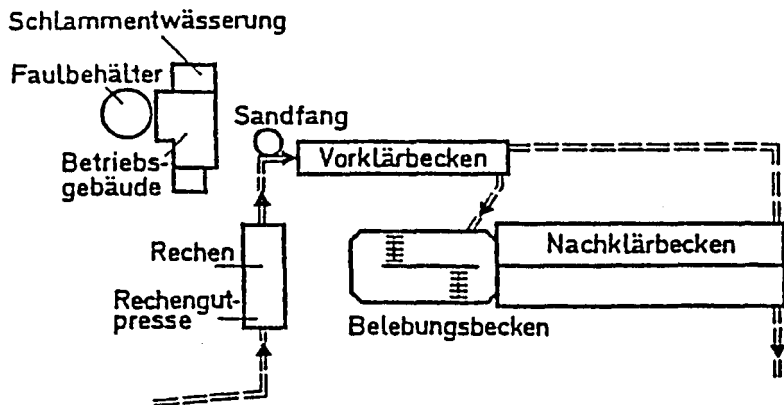
- Pumpwerk: 3 Schnecken à $1 \text{ m}^3/\text{s}$
 Rechen: Grobrechen, Stababstand 25 mm
 Feinrechen, Stababstand 15 mm
 Belüft. Sandfang: 270 m^3
 Belebungsbecken: $2 \times 6000 = 12000 \text{ m}^3$
 (B=17 m, L=150 m, T=2,50 m)
 je Becken: 12 Stabwalzen-
 belüfter, $\emptyset 1,00 \text{ m}$, L=7,50 m
 (450 kW)
 Nachklärbecken: $2 \times 4700 = 9400 \text{ m}^3$
 ($\emptyset 45 \text{ m}$)
 RS-Hebewerk: 2 Schnecken à $0,7 \text{ m}^3/\text{s}$

Betriebsergebnisse (Okt. 1981 - Arbeitstage)	
Q	$72000 \text{ m}^3/\text{d}$
B_R	$1,2 \text{ kg}/\text{m}^3 \cdot \text{d}$
TS_R	$4,7 \text{ kg}/\text{m}^3$
B_{TS}	$0,25 \text{ kg}/\text{kg} \cdot \text{d}$
$BSB_5 (Z)$	$194 \text{ mg}/\text{l}$
$BSB_5 (N)$	$13 \text{ mg}/\text{l}$
$\gamma - BSB_5$	93 %
TOC (Z)	$121 \text{ mg}/\text{l}$
TOC (N)	$12 \text{ mg}/\text{l}$
$\gamma - \text{TOC}$	90 %
EGW (BSB_5)	230000 EGW
spez. Abw. Anfall	313 l/EGW.d

dings beziehen sich diese Werte auf das Rohabwasser. Bei einer täglichen Abwassermenge von etwa $70\,000\text{ m}^3/\text{d}$ liegt die Belüftungszeit in den Tagesstunden etwas über 3 Stunden. Bei fehlender Vorklärung kann hier mit einem Schlamm-trockengewicht von über 4 kg/m^3 gearbeitet werden, sodaß die Schlamm-belastung $0,25\text{ kg/kg.d}$ beträgt. Trotz dieser relativ hohen Belastung wurde in den vergangenen Jahren auf der Kläranlage Blumental eine weitgehende Nitrifikation und auch Denitrifikation erreicht.

Beispiele für Kläranlagen, besonders für Verbandsanlagen, des Bereiches von $10\,000 - 100\,000\text{ EGW}$, sind die Kläranlagen Bad Vöslau und Zellerbecken. Die Kläranlage Bad Vöslau besteht aus Rechen, Sandfang, Vorklärbecken, Belebungsbecken und Nachklärbecken (Abb. 5). Der anfallende Schlamm wird in einem beheizten Faulbehälter ausgefäult. Die Kläranlage ist für $40\,000\text{ EGW}$ projektiert, zur Zeit sind etwas über $20\,000\text{ EGW}$ angeschlossen. Bei einer Untersuchung unseres Institutes über 24 h, im Oktober 1979, betrug bei einer Abwassermenge von $6900\text{ m}^3/\text{d}$, einer BSB₅-Raumbelastung von $0,67\text{ kg/(m}^3\text{.d)}$ und einer Schlamm-belastung von $0,25\text{ kg/kg.d}$ die COD-Abnahme (einschließlich Vorklärung) 94 % und der Ablauf-COD nur 21 mg/l . Vom August 1979 bis Mai 1981 wurde wöchentlich eine Ablaufprobe untersucht, wobei der 50 %-Wert zu 32 mg/l und der 84 %-Wert zu 42 mg/l ermittelt wurde (Abb. 6). Die große Zahl der Ablaufwerte lassen auch hier ein einwandfreies Arbeiten der Anlage erkennen. Im Rahmen der Fremdüberwachung wird von unserem Institut die Anlage laufend weiter untersucht, wobei in den vergangenen 2 1/2 Jahren keine Beeinträchtigung der Reinigungswirkung beobachtet wurde. Obwohl der belebte Schlamm meist einen hohen Schlammindex besitzt, ist es Dank der großen Nachklärbecken (Aufenthaltszeit etwa 10 Stunden) noch nicht zu Betriebsschwierigkeiten gekommen.

Abb.5 : Kläranlage Bad Vöslau
(Projekt: 40 000 EGW)



Betriebsergebnisse
(9./10.10.1979)

Rechen: Grobrechen, Stababstand
100 mm

Feinrechen, Stababstand
25 mm

Rechengutpresse

Rundsandfang: \varnothing 4,2 m

Vorklärbecken: 602 m³
(L=43 m, B=7 m, T=2 m)

Belebungsbecken: 1400 m³
2 Stabwalzenbelüft.,
 \varnothing 1,00 m; L=6,00 m

Nachklärbecken: 2x1600 m³=3200 m³
(L=58 m, B=10 m, T=2,80 m)

ES-Hebewerk

Voreindicker: 50 m³

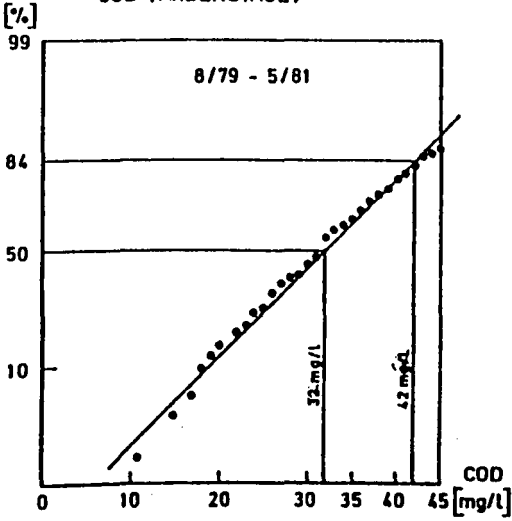
Faulbehälter: 1260 m³ (\varnothing 13 m,
H=16,80 m)

Schlammwässerung: Siebbandpresse

Q	6900 m ³ /d
B _R	0,67 kg/m ³ .d
TS _R	2,7 kg/m ³
B _{TS}	0,25 kg/kg.d
COD _e	21 mg/l
η COD _{ges}	94 %
TKN _o	23 mg/l
NH ₄ -N _o	15,5 mg/l
NH ₄ -N _e	6,8 mg/l
NO ₃ -N _e	3,9 mg/l
η N	52 %
PO ₄ -P _e	5,8 mg/l
EGW(RSB ₅ +COD)	22400 EGW
spez.Abw.Anf.	308 l/EGW.d
max.Abw.Anf.	4,3 l/s.1000 EGW

Abb. 6

ABLAUF KA BAD VÖSLAU
COD (ARBEITSTAGE)



ABLAUF KA BAD VÖSLAU
PO₄-P (ARBEITSTAGE)

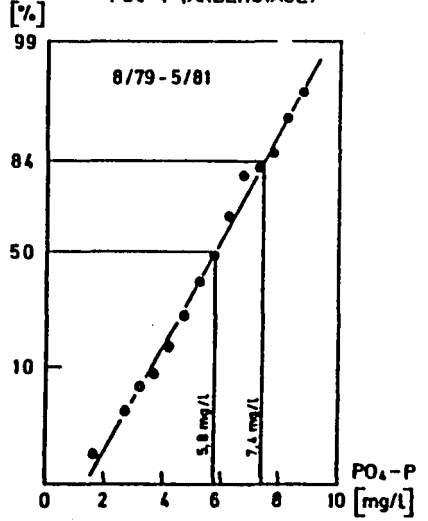
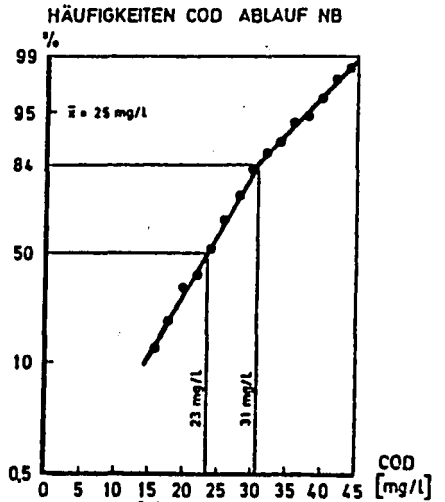
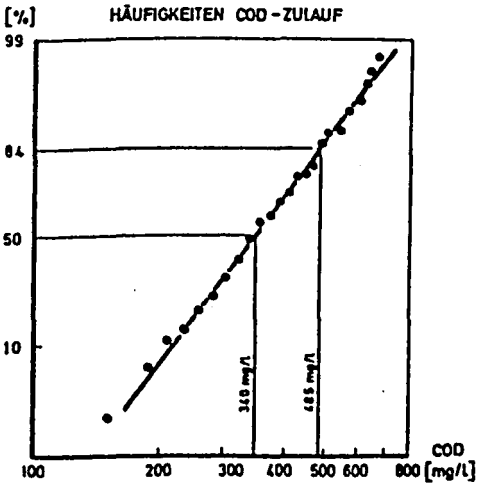


Abb. 8

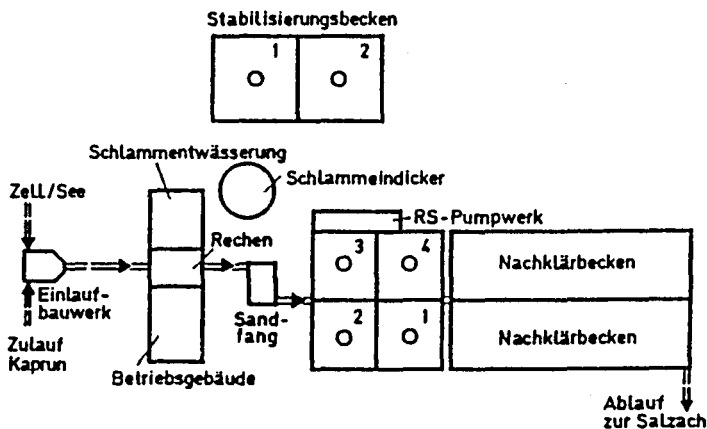


Das Klärwerk Zellerbecken ist für 45 000 EGW projektiert und besteht aus Rechen, Sandfang, Belebungsbecken, Nachklärbecken und aerober Schlammstabilisierung (Abb. 7). Die Belastung der Anlage schwankt stark und ist abhängig von der Saison des Fremdenverkehrs. In den ersten zwei Betriebsjahren wurde die Anlage eingehend von unserem Institut untersucht, wobei konstant eine hohe Reinigungswirkung festgestellt wurde (Abb. 8). Auch hier lag die COD-Abnahme, bezogen auf das Rohabwasser, in der Größenordnung von 93 %. Hierbei ist allerdings die geringe Schlammbelastung von etwa 0,04 kg/kg.d zu berücksichtigen. Ebenfalls konnte durch zweckmäßige Steuerung der Belüftung eine weitgehende Nitrifikation und Denitrifikation erzielt werden. Trotz der Höhenlage von Zell am See mit etwa 900 m und den niedrigen Lufttemperaturen im Winter wurde auch in der kalten Jahreszeit ein einwandfreies Arbeiten der Anlage festgestellt.

In den Bereich 10 000 - 100 000 EGW fallen auch die Abwasserreinigungsanlagen Krems, Zams, Oberpullendorf, Stockerau und Deutschkreutz (Tab. 1). Von diesen Anlagen wurde wöchentlich eine Ablaufprobe untersucht, wobei die COD-Werte des Ablaufes im Mittel bei 26 - 46 mg/l und einschließlich Standardabweichung bei 33 - 59 mg/l lagen. Dabei schwanken die BSB₅-Raumbelastungen je nach Auslastung der einzelnen Anlagen zwischen 0,1 und 0,4 kg/(m³.d), wobei die Schlammbelastungen sich sogar über den Bereich von 0,01 - 0,2 kg/kg.d erstrecken. Auch hier können wir feststellen, daß die Ablaufwerte dieser Anlagen unter den vorgeschlagenen Richtwerten liegen. Günstig auf den Ablauf-COD hat sich dabei allerdings der z.T. sehr große Fremdwasseranteil ausgewirkt.

Als Beispiel für Einzelanlagen, die für 1000 - 10 000 EGW bemessen sind, sollen 14 Abwasserreinigungsanlagen im Ein-

Abb. 7: Klärwerk Zellerbecken
(Projekt: 45 000 EGW)



Betriebsergebnisse
(2.9.-30.9.1976)

Rechen: Grobrechen, Stababst. 25 mm	Q	4300 m ³ /d
Feinrechen, Stababst. 10 mm	B _R	0,35 kg/m ³ .d
Belüfteter Sandfang: V = 90 m ³	TS _R	8,8 kg/m ³
Belebungsbecken: 4 Becken; V = 2400 m ³	B _{TS}	0,04 kg/kg.d
(13 x 13 x 3,5 m)	COD _e	24 mg/l
4 Kreisel ø 2,3 m; 36 kW	η COD _{ges}	93 %
Nachklärbecken: 2 Becken; V = 4100 m ³	TKN _o	36 mg/l
L = 46 m; B = 13 m; T = 3,4 m	NH ₄ -N _e	0,2 mg/l
Stabilisierungsbecken: 2 Becken;	NO ₃ -N	3,9 mg/l
V = 2000 m ³	η N	89 %
2 Kreisel ø 2,3 m; 36 kW	P _e	4,3 mg/l
Schlammindicker: V = 300 m ³	EGW	14000 EGW
	spez. Abw. Anfall	307 l/EGW

Tabelle 1:

	Q m ³ /d	COD mg/l		PO ₄ -P mg/l	B _{R3} kg/(m ³ .d)	B _{TS} kg/(kg.d)
		i.M.	84 %			
Krems	14890	39	46	5,6	0,40	0,14
Zams	7064	29	33	4,3	0,39	0,18
Oberpullendorf	4235	31	37	6,1	0,23	0,04
Stockerau	3656	46	59	9,4	0,29	0,09
Deutschkreutz	3476	26	33	5,7	0,11	0,01

Tabelle 2:

Kläranlage	Meßzeitraum	Bem. EGW	COD mg/l	
			i.M.	84 %
Breitenbrunn	11.79-7.80	2200	55	82
Forchtenstein	8.79-7.80	4500	21	30
Mörbisch	8.79-7.80	6500	26	31
Oggau	9.79-7.80	2100	41	54
Oslip	11.79-7.80	1500	41	59
Parndorf	11.79-7.80	3500	30	38
Purbach	8.79-7.80	9000	13	23
Rust	8.79-7.80	3000	25	34
St. Andrä	10.79-8.80	7500	56	82
St. Margarethen	9.79-7.80	3000	30	40
Sauerbrunn	8.79-7.80	4600	23	35
Schützen/Geb.	9.79-7.80	2000	30	40
Weiden	9.79-8.80	3900	22	33
Wiesen	9.79-8.80	3000	29	41
Winden	8.79-7.80	2000	20	29

zugsgebiet des Neusiedlersees herangezogen werden, deren Betriebsergebnisse von W. STALZER (1981) ausgewertet worden sind (Tab. 2). Es handelt sich dabei um Belebungsanlagen ohne Vorklärung mit gleichzeitiger bzw. getrennter Schlammstabilisierung. Der Größenbereich der Bemessungswerte erstreckt sich von 1500 - 9000 EGW und liegt im Mittel bei 4000 EGW. Für jede Anlage wurde eine große Zahl von Analysen (100 - 230) ausgewertet. Die Mittelwerte des COD des Ablaufes lagen im Bereich von 20 - 56 mg/l (arithmetisches Mittel 31 mg/l) und die Mittelwerte + Standardabweichung (84 %-Wert) zwischen 29 - 82 mg/l (Mittelwert 43 mg/l). Auch hier werden die vom Landwirtschaftsministerium empfohlenen Richtwerte unterschritten.

Zu den Anlagen mit vorwiegend Industrieabwasserzuflüssen zählen die Kläranlagen Meiningen des Abwasserverbandes Region Feldkirch und die Kläranlage Wulkaprodersdorf des Abwasserverbandes Wulkatal. Über diese Anlagen wird in den Beiträgen von W. Biffl und R. Manahl berichtet. Eine Reihe von biologischen Kläranlagen für einzelne Industriebetriebe, wie z.B. Lederfabriken, das Werk Enns der Chemie Linz und von Molkereien, die als schwach belastete Belebungsanlagen ausgebildet sind, haben ebenfalls gute Reinigungsergebnisse gebracht.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens über "Systematische Wasseruntersuchung - Abwasseranlagen" im Auftrage des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Abteilung Wasserwirtschaftskataster wurde von unserem Institut ein System der Fremdüberwachung von Abwasserreinigungsanlagen vorgeschlagen. Die Durchführbarkeit der Fremdüberwachung wurde in einer ausgedehnten Untersuchung überprüft. Hierbei wurden Kläranlagen mit einem Anschlußwert bis zu 500 Einwohnern (Kleinkläranlagen) und solche über 500 Einwohner untersucht. Neben der

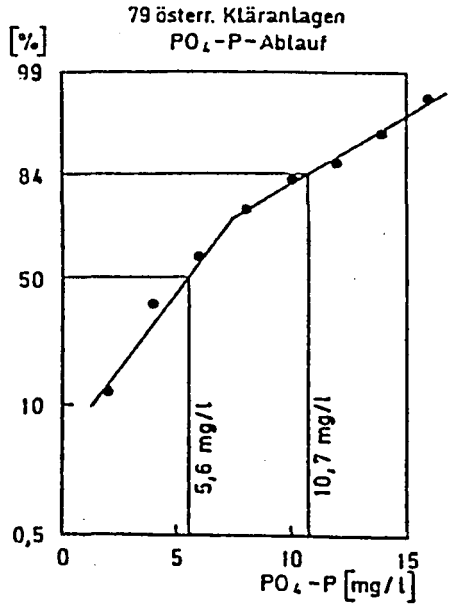
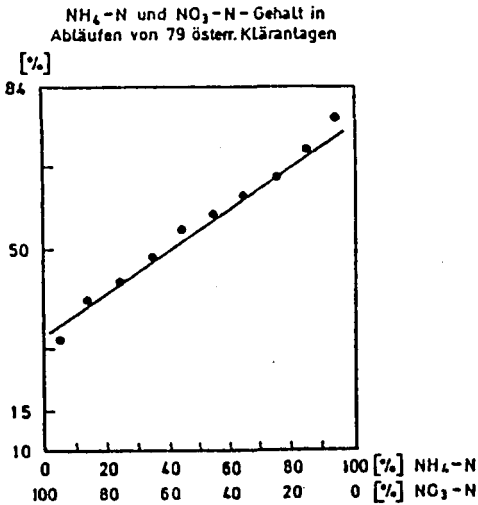
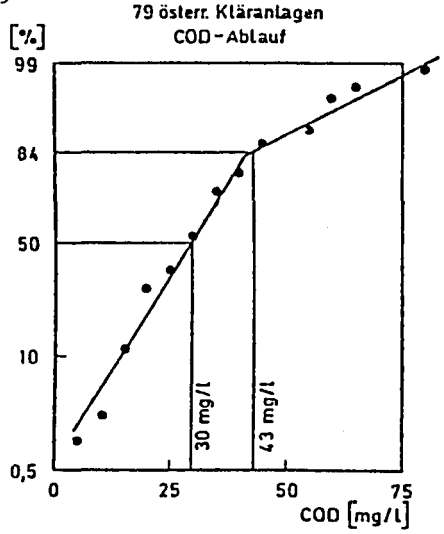
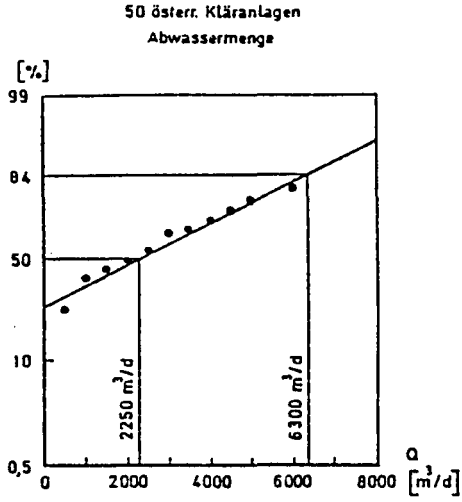
Erprobung des vorgeschlagenen Überwachungssystems wurde dabei ein Leistungsbild österreichischer Kläranlagen erhalten. Für Kläranlagen über 500 Einwohnern wurden bei dieser Untersuchung 79 österreichische Abwasserreinigungsanlagen herangezogen. Insgesamt waren diese Anlagen für etwa 1,5 Mio EGW ausgelegt, wobei zur Zeit der Untersuchung (April 1977) nur etwa 1 Mio EGW angeschlossen waren. In den untersuchten Kläranlagen wurden an den beiden Untersuchungstagen etwa 370 000 m³/d Abwasser gereinigt. In der kleinsten Anlage wurde ein Zufluß von 200 m³/d gemessen, während die größte eine Zulaufmenge von etwa 75 000 m³/d aufwies. Bei der Auswertung der Abwassermengen im Häufigkeitsnetz hatten 50 % der erfaßten Kläranlagen eine Zuflußmenge kleiner als 2250 m³/d, nur etwa 15 % eine solche von mehr als 6300 m³/d (Abb. 9).

Ebenfalls wurden die Analysenergebnisse statistisch ausgewertet. Aus den Häufigkeitsdiagrammen können folgende Ablaufwerte der überprüften Kläranlagen abgelesen werden:

Meßgröße	50 % aller Anlagen	84 % aller Anlagen
COD (mg/l)	30	43
TOC (mg/l)	9	13
NH ₄ -N (mg/l)	4,5	16,2
NO ₃ -N (mg/l)	7,0	16,5
PO ₄ -P (mg/l)	5,6	10,7

Die Ablaufqualität, gemessen als COD oder TOC, nimmt nur bei einem kleinen Prozentsatz Werte an die über den angestrebten Richtwerten (COD 90 mg/l, TOC 30 mg/l, BSB₅ 25 mg/l - für Stichproben) liegen. Man kann also von einer ausgezeichneten Funktion der Abwasserreinigungsanlagen sprechen.

Abb. 9



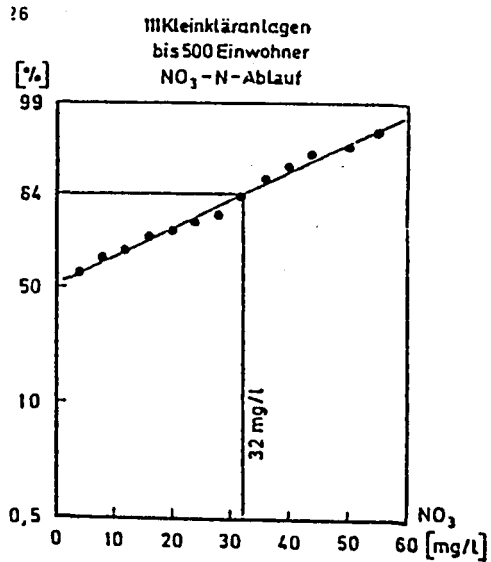
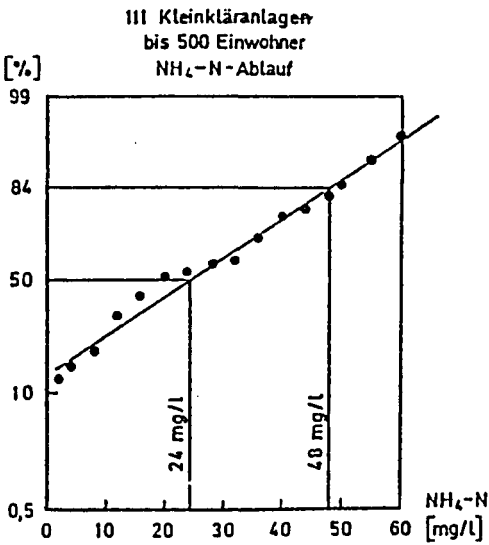
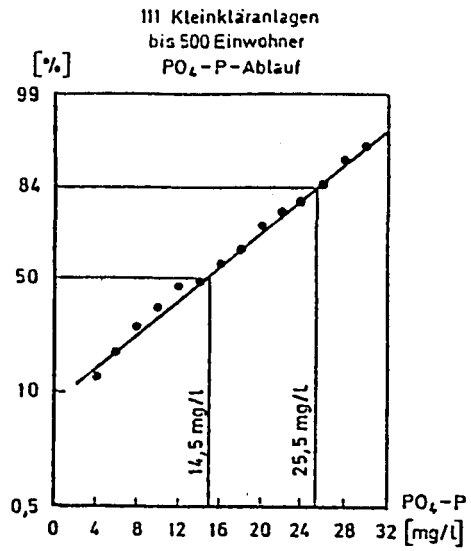
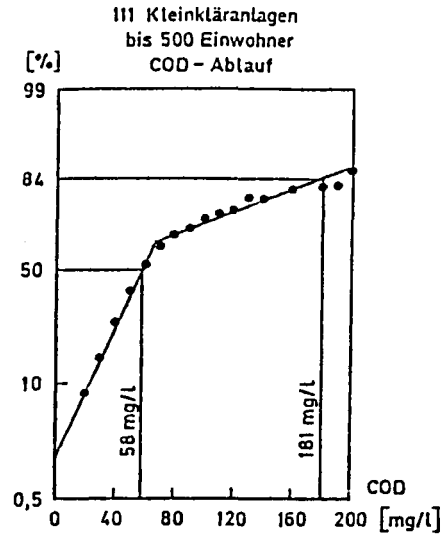
Die Stickstoff- und Phosphoranalysen geben einen weiteren Hinweis auf die Ablaufbeschaffenheit. Ein Drittel aller Anlagen nitrifiziert vollständig ($\text{NH}_4\text{-N}$ -Gehalt im Ablauf etwa 0 mg/l), hingegen nitrifizieren ein Viertel der überprüften Kläranlagen nicht. Der gemessene Phosphorgehalt erlaubt bei überwiegend Kommunalabwasser Rückschlüsse auf die ursprüngliche Konzentration des Abwassers. Eine $\text{PO}_4\text{-P}$ -Konzentration von unter 4 mg/l weist auf ein stark verdünntes Abwasser hin. Etwa ein Drittel aller untersuchten Anlagen wurden mit sehr dünnem Abwasser beschickt, die in einigen Teilen des Untersuchungsgebietes eingesetzte Schneeschmelze kann hierfür die Ursache sein. Der 50 %-Wert von 5,6 mg/l $\text{PO}_4\text{-P}$ bestätigt andererseits, daß das österreichische Abwasser durch Fremdwasserzuflüsse im allgemeinen relativ dünn ist.

Im Laufe von 5 Monaten wurden ohne Rücksicht auf den Betriebszustand 111 Kleinkläranlagen im Rahmen der Fremdüberwachung untersucht (Abb. 10). An die überprüften Einheiten waren etwa 19000 EGW angeschlossen. Bei 60 % der Anlagen schwankte die Belastung zwischen 100 und 500 EGW, bei 40 % war sie kleiner. Aus den Häufigkeitsdiagrammen können folgende Ablaufwerte entnommen werden:

Meßgröße	50 % aller Anlagen	84 % aller Anlagen
COD (mg/l)	58	181
TOC (mg/l)	20	53
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg/l)	24	48
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg/l)	0	32
$\text{PO}_4\text{-P}$ (mg/l)	15	26

Die in der neuen ÖNORM B 2502 für Kleinkläranlagen festgelegten Grenzwerte für COD-Ablauf von 120 mg/l (>100 EGW) bzw. 150 mg/l (<100 EGW) werden weitgehend eingehalten. Mit zunehmender Anlagengröße wurde eine geringere Rest-

Abb. 10



verschmutzung beobachtet. In etwa 60 % der untersuchten Anlagen wurde keine Nitrifikation und in 20 % der Anlagen eine vollständige Nitrifikation festgestellt. Der hohe PO_4 -P-Gehalt des Ablaufes von im Mittel etwa 15 mg/l weist auf das konzentrierte häusliche Abwasser der Kleinkläranlagen bzw. die fehlende Verdünnung durch Fremdwasser hin. Auf jeden Fall zeigen diese Ergebnisse deutlich, daß Kleinkläranlagen, die aus einer Faulkammer und einer nachfolgenden schwach belasteten Belebungsanlagen bestehen, mit mittleren Ablaufwerten von 58 mg/l COD und 20 mg/l TOC (entsprechend 15-20 mg/l BSB_5) besser sind als ihr Ruf.

Die zahlreichen Untersuchungen an Kläranlagen unterschiedlichster Größe beweisen eindeutig, daß die österreichischen Kläranlagen im Normalfall in Hinsicht auf Funktionsfähigkeit und Reinigungsleistung die gesetzten Erwartungen erfüllen. Bei richtiger Bemessung werden auch Belastungsschwankungen durch Fremdenverkehr oder Industrieabwasserzuflüsse beherrscht. Der Vorwurf einer oft nicht ausreichenden Funktionsfähigkeit und Reinigungswirkung ist daher nicht gerechtfertigt. Sicher gibt es einige Anlagen, die die gesetzten Richtwerte überschreiten, aber ich glaube, das sind nur Einzelfälle.

Zur Zeit sind in Österreich etwa 40 - 50 % der Bevölkerung an biologische Abwasserreinigungsanlagen angeschlossen. Wir können also sagen, es ist Halbzeit, und wir sollten die Gelegenheit benutzen einmal darüber nachzudenken, wie es zweckmäßig weitergehen sollte. Vorgegeben ist uns die Struktur der österreichischen Gemeinden, die wir zu berücksichtigen haben. So leben etwa 20 % der österreichischen Bevölkerung in Wien, 10 % in 5 Großstädten zwischen 80 000 - 150 000 Einwohnern, etwa 15 % der Bevölkerung in etwa 60 Städten zwischen 10 000 - 60 000 Einwohnern,

davon haben nur 16 Städte mehr als 20 000 Einwohner. Die Mehrzahl der Bevölkerung, annähernd 55 %, lebt in etwa 2200 Gemeinden mit weniger als 10 000 Einwohnern. Hiervon entfallen etwas über 1300 Gemeinden mit etwa 30 % der Bevölkerung auf die Größenklasse 1000 - 3000 Einwohner. Vermutlich werden zukünftig mindestens 10 % der Bevölkerung, die in Streulagen wohnen, das Abwasser in Kleinkläranlagen reinigen müssen. Dies betrifft aber Einwohner aus allen Gemeindegrößen.

Von den sechs Großstädten besitzt bisher nur Salzburg keine biologische Abwasserreinigungsanlage. Es ist zu hoffen, daß hier bald mit dem Bau begonnen wird. Bei den übrigen Anlagen wird in den nächsten Jahren der Betrieb zu optimieren sein und je nach Bedarf durch Erweiterungen ergänzt werden müssen.

In den letzten Jahren haben sich in Österreich 175 Abwasserverbände gebildet. Etwa 80 % dieser Verbandskläranlagen sind für mehr als 10 000 EGW vorgesehen. Auf den früheren Seminaren des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes in Raach ist wiederholt auf die Vorteile von größeren Verbandskläranlagen gegenüber kleineren Einzelanlagen für den Gewässerschutz hingewiesen worden. Nun wird auch im Bericht über die Umweltsituation in Österreich (Teil IV Wasser) darauf hingewiesen, daß durch räumlich ausgedehnte Abwasserverbände (um in den Genuß von höheren Forderungsmitteln zu gelangen) die Bildung von "Kanaldörfern" gefördert und damit der Zersiedlung Vorschub geleistet wird. Es ist sicher richtig, daß im Einzelfall über die Bildung von Abwasserverbänden erneut diskutiert werden sollte. Aber ich möchte davor warnen, die Bildung eines Verbandes nur von Kostenüberlegungen abhängig zu machen, die ohne Berücksichtigung von

Förderungsmitteln, nur auf Grund der Lebensdauer der einzelnen Anlagen der allgemeinen Volkswirtschaft entstehen. Wir sollten eines nicht vergessen, daß heute viele Großstädte daraus Nutzen ziehen, daß bei der ersten Planung der Kanalisationsnetze, z.T. vor der Jahrhundertwende, bei der Bemessung so großzügig verfahren wurde, daß die Kanäle nach zum Teil über 100 Betriebsjahren noch ausreichen. Ich bin davon überzeugt, daß sich ebenfalls lange Verbandssammler in kommenden Jahrzehnten segensreich auswirken werden.

Zur Zeit bestehen in Österreich etwa 2300 Gemeinden. Ohne Abwasserverbände, müßten daher im Endausbau 2300 Kläranlagen unterschiedlicher Größe vorhanden sein. Wird angenommen, daß jeder Verband im Mittel 5 Gemeinden umfaßt, so würden wiederum im Vollausbau 175 Verbandskläranlagen für 875 Gemeinden und 1425 gemeindliche Einzelkläranlagen vorhanden sein. Insgesamt würde die Zahl der Kläranlagen etwa 1600 betragen. Von diesen 1600 Kläranlagen kommen sicherlich 1200 für Gemeinden mit weniger als 5000 Einwohner in Frage.

Wie sollten die neu zu bauenden Kläranlagen ausgebildet werden? Nach meiner Meinung wäre es verfehlt die Betriebserfahrungen der bisherigen Kläranlagen nicht zu beachten und zu glauben, es müßten unbedingt neue Wege beschritten werden. Es ist sicherlich eine Illusion sich einzubilden, es würden zukünftig, z.B. mit Rücksicht auf die allgemeine wirtschaftliche Lage oder die Energiesituation, geringere Anforderungen an die Abwasserreinigung gestellt werden als heute. Der Gedanke des Umweltschutzes wird auch weiterhin lebendig bleiben. Die Entwicklungen der letzten Jahre auf dem Gebiete der Meßtechnik und der Elektronik werden dazu führen, daß auf immer einfachere Weise immer genauer gemessen werden kann, wobei die

Rückwirkung auf die Abwasserreinigung nicht ausbleiben wird. Für alle organisch verunreinigten Abwässer (aus Haushaltungen, aber auch aus Industriebetrieben) wird auch zukünftig die biologische Reinigung die wirksamste, einfachste und kostengünstigste Lösung sein. Dabei sollte auch weiterhin unser Ziel sein, soviel Schmutzstoffe auf biologischem Wege aus dem Abwasser zu entfernen, wie es technisch möglich ist. Die Betriebsergebnisse der bisherigen Verbandanlagen aber auch der kleineren Anlagen zeigen, daß dies durchaus mit wirtschaftlichen Mitteln erreichbar ist. Bewährt hat sich in dieser Hinsicht das Belebungsverfahren mit seinen verschiedenen Ausführungsmöglichkeiten.

Wenn auch in jüngster Zeit verschiedentlich das Tropfkörperverfahren in die Diskussion einbezogen wird, sprechen doch eine Reihe von Vorteilen auch zukünftig für das Belebungsverfahren. Diese Vorteile sind vor allem die hohe Reinigungswirkung, die mögliche gleichzeitige Stickstoff- und Phosphorentfernung, die Anpassungsfähigkeit gegenüber Veränderungen der Belastung, die meist problemlose gemeinsame Reinigung mit Industrieabwasser, die Steuerbarkeit des Prozesses und die Unempfindlichkeit gegenüber niedrigen Abwassertemperaturen. Bewährt hat sich dabei die einfache, betriebssichere, einstufige Belebungsanlage mit geringer Schlammbelastung. Dabei ergibt sich auf Grund der Untersuchungen auf den Kläranlagen in Zell am See und Wien-Blumental ein linearer Zusammenhang zwischen prozentualem Rest - COD und Schlammbelastung (Abb. 11). Hieraus läßt sich angenähert für häusliches Abwasser folgende Beziehung ableiten:

$$\text{für Rohabwasser} \quad \text{COD (N)} = \text{COD (Z)} \cdot (0,2 \cdot B_{\text{TS}} + 0,06)$$

$$\text{für abgesetztes} \quad \text{COD (N)} = \text{COD (V)} \cdot (0,3 \cdot B_{\text{TS}} + 0,09)$$

Abwasser

$$(\text{Gültig Bereich COD (Z)} : \text{BSB}_5 \text{ (Z)} = 1,5 + 2 : 1$$

vergleiche auch BÖHNKE, 1980).

Tabelle 3: Die wichtigsten Bemessungsgrößen

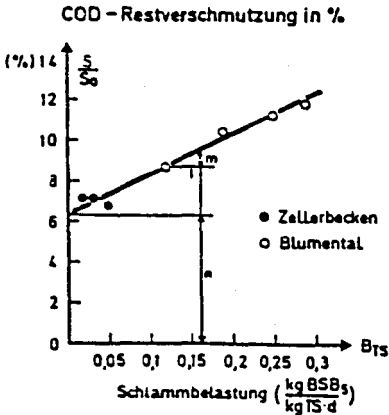
Kenngröße	Dim.	mit Schlammstabilisierung	mit Nitrifikation	ohne Nitrifikation
Trockensubstanz TS_R	kg/m ³	4-5	2,5-3,3	2,5-3,3
Schlammbelastung B_{TS}	kg/(kg.d)	0,05	0,15	0,3
Raumbelastung B_R	kg/(m ³ .d)	0,20-0,25	0,38-0,5	0,75-1,0
min. Durchflußzeit bei Regenwetterzufluß	h	-	1,5	1,0
spez. Überschussschlammproduktion US_R/B_R	kg/kg	1,0	0,9 ⁺	1,0 ⁺
Sauerstofflast für die Bemessung O_B	kg/kg	2,5	2,5	1,5-2,0 ⁺⁺

⁺ ohne Primärschlamm der Vorklärung

⁺⁺ mit Stickstoffoxidation

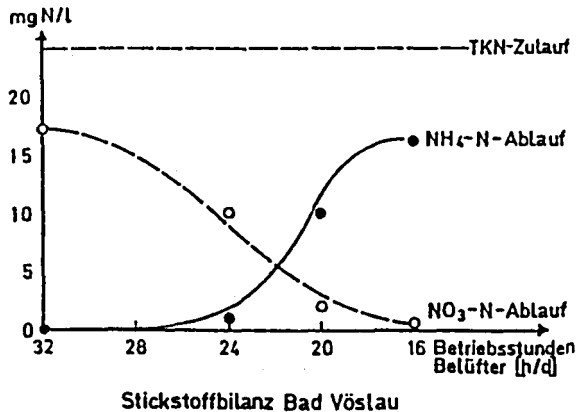
Abb. 11

Abb. 12



$$\frac{S}{S_0} \sim 20 \cdot B_{TS} - 6 \quad [\text{in \%}]$$

$$S \sim S_0 (0,2 B_{TS} - 0,06) \quad [\text{mg COD/L}]$$



Stickstoffbilanz Bad Vöslau

Von den ATV-Fachausschüssen 2.6 "Aerobe biologische Reinigungsverfahren" und 2.5 "Absetzverfahren" wurden kürzlich "Grundsätze für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen mit Anschlußwerten über 10 000 EGW" veröffentlicht. Die wesentlichen Bemessungswerte sind in der Tabelle 3 zusammengefaßt. Bei der Bemessung der biologischen Abwasserreinigungsanlagen wird unterschieden zwischen:

Anlagen mit Schlammstabilisierung

Anlagen mit Nitrifikation

Anlagen ohne Nitrifikation

Es wird vorgeschlagen auch unsere biologischen Abwasserreinigungsanlagen nach diesen Grundsätzen zu bemessen. Anlagen zwischen 10 000 - 100 000 EGW, also vorwiegend Verbandsanlagen, werden zweckmäßig für Nitrifikation ausgelegt. Bei diesem Belastungsbereich wird sichergestellt, daß infolge des höheren Schlammalters auch biologisch langsam abbaubare Stoffe entfernt werden. Durch Vermindern bzw. Erhöhen der Belüftungsintensität kann nach dem Beispiel der Kläranlage Bad Vöslau der Grad der Nitrifikation verändert werden. So wurde bei 24 h-Betriebszeit des Mammutrotors eine weitgehende Nitrifikation erreicht, während bei Verminderung der Betriebszeit des Rotors auf 16 h im Ablauf kaum noch Nitrat vorhanden war (Abb. 12).

Bei der Schlammbelastung $B_{TS} = 0,15 \text{ kg/kg.d}$ kann auch auf eine Vorklärung, wie z.B. bei der Kläranlage Wien-Blumental, verzichtet werden, wobei dann der Feststoffgehalt des belebten Schlammes auf 5 kg/m^3 und damit die BSB_5 -Raumbelastung auf $0,75 \text{ kg/(m}^3\text{.d)}$ erhöht werden kann. Die Schlammbelastung $B_{TS} = 0,15 \text{ kg/(kg.d)}$ sollte auch bei Anlagen zur Reinigung von vorwiegend Industrieabwasser verwendet werden. Nur ist hier Vorsicht geboten bei der Annahme des Feststoffgehaltes des belebten Schlammes.

Besondere Aufmerksamkeit verdient die Ausbildung der zukünftig etwa 1200 Abwasserreinigungsanlagen im Bereich von 1000 - 5000 EGW. Hierfür wird der Belastungsbereich der Belebungsanlagen mit Schlammstabilisierung vorgeschlagen, wie er sich bei der großen Zahl von Oxidationsgräben oder ähnlichen Systemen bisher bewährt hat. In dem Bericht über die Umweltsituation (Teil IV Wasser) wird darauf hingewiesen, daß die spezielle österreichische Situation dazu zwingt auch unkonventionelle Klärstrategien, wie z.B. die "Wurzelraumentorgung", anzuwenden. Mit der biologischen Abwasserreinigung kleiner Abwassermengen liegen seit über 50 Jahren beste Erfahrungen vor. Es muß davor gewarnt werden, das Heil in neuen Entwicklungen zu suchen, die in ähnlicher Form vor vielen Jahrzehnten aufgegeben wurden.

Ich glaube, wir sollten in erster Linie die alten bewährten Verfahren weiter entwickeln. Vor allem die Abwasserreinigungsanlagen im Bereich von 1000 - 5000 EGW lassen sich sicherlich noch im Hinblick auf reduzierten Wartungsaufwand, Betriebssicherheit, vor allem unter Winterbedingungen, verbessern. Vielleicht könnten hier komplett abgedeckte Anlagen mit einfacher Rechengut-, Sand- und Schlammabscheidung eine Reduktion der Personalkosten bringen. Für Anlagen dieser Größe dürften Betriebsverbände zweckmäßig sein, wo von einem erfahrenen Klärfacharbeiter eine Reihe kleinerer Kläranlagen gewartet wird. Der Klärfacharbeiter könnte dann auch andere Kleinkläranlagen mitbetreuen. Die Betriebsverbände könnten den bisherigen Abwasserverbänden angeschlossen werden.

Die früheren Untersuchungen haben gezeigt, daß in vielen Gemeinden in Österreich der Fremdwasseranfall wesentlich höher ist als bei den Anlagen der Bundesrepublik. Bei der Festlegung des Abwasseranfalles sollte darauf Rücksicht

genommen werden und ebenso wie bei der Berechnung der Kanalnetze von einem Spitzenzufluß von 8 l/s pro 1000 Einwohner für den Trockenwetteranfall und 16 l/s pro 1000 Einwohner für den Regenwetteranfall ausgegangen werden. Bei einer zulässigen Oberflächenbeschickung der Nachklärbecken von 0,6 m/h für Trockenwetter bzw. 1,2 m/h für Regenwetter ergeben sich dann zwar große Becken, die sich aber bisher vorteilhaft, besonders gegenüber Gefährdung durch Blähschlamm, ausgewirkt haben (minimale Randwassertiefe der Becken 2 m). Bei dem Größenbereich, in dem sich unsere Kläranlagen bewegen, ist es für die Gesamtbaukosten von untergeordneter Bedeutung, ob der Beckendurchmesser z.B. 30 m oder 35 m ist.

Hohe Anforderungen an die Abwasserreinigung lassen sich auf Dauer jedoch nur gewährleisten durch eine sorgfältige Betreuung der Anlagen, durch gut ausgebildete und interessierte Klärfacharbeiter, sowie durch eine gut organisierte Fremdüberwachung seitens der Gewässeraufsicht. Für beide Aufgaben besteht bei uns noch ein großer Nachholbedarf, hierfür sollten die bisher eingeschlagenen Wege auf Grund der guten Erfahrungen weiterverfolgt werden. Aber auch bei der Verbesserung der Reinigungswirkung, der Betreuung und der Überwachung der Kleinkläranlagen (unter 500 EGW) wird zukünftig noch viel zu tun sein. Hierzu zwingt uns die zunehmende Gefährdung des Grundwassers.

Seit dem ersten Seminar des Österreichischen Wasserwirtschaftsverbandes über "Biologische Abwasserreinigung" in Raach im März 1966 sind inzwischen 16 Jahre vergangen. Mit dem damaligen Seminar wurde eine Entwicklung eingeleitet die sich sehr fruchtbar für den österreichischen Gewässerschutz ausgewirkt hat. Ich würde mich freuen, wenn auch dieses Seminar einen guten Beitrag zum österreichischen Gewässerschutz leisten würde.

LITERATURHINWEISE

- "Studie über die Auswirkungen des Umweltschutzes auf Motivation und Inmotivation".
Verfaßt von Planconsult (Dipl.Ing. H. Kuntscher) -
Forschungsberichte des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, 4, 1980
- "Beiträge zur Darstellung der Umweltsituation in Österreich - Teil 4 Wasser".
Verfaßt von Dr. W. Katzmann, Österr. Bundesinstitut für Gesundheitswesen im Auftrage des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz, 1981
- "Richtlinien für die Begrenzung von Abwasseremissionen".
Herausgegeben vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, September 1981
- ÖNORM B 2502 "Kleinkläranlagen (Hauskläranlagen)", April 1981
- "Grundsätze für die Bemessung von einstufigen Belebungsanlagen mit Anschlußwerten über 10 000 Einwohnergleichwerten".
ATV-Regelwerk A 131, November 1981
- BEGERT, A. und RUIDER, E.: "Betriebsergebnisse österreichischer Kleinkläranlagen".
Österr. Abw. Rundschau, 113, 1977
- BÖHNKE, B.: "Leistungsfähigkeit und Prozeßstabilität von Belebungsanlagen".
Korr. Abw. 27, 805, 1980
- v.d.EMDE, W.: "Die Kläranlage Wien-Blumental, Betriebsergebnisse einer Belebungsanlage ohne Vorklärung zur weitergehenden Entfernung von Kohlenstoff- und Stickstoffverbindungen".
Österr. Abw. Rundschau, Jubiläumsausgabe, 73, 1975
- v.d.EMDE, W. und SPATZIERER, G.: "Das Klärwerk Zellerbecken".
Österr. Wasserwirtschaft, 30, 85, 1978
- MATSCHÉ, N.: "Praxis der Kläranlagenüberwachung".
Wasser und Abwasser, 157, Bd. 1976/77
- MATSCHÉ, N. und RUIDER, E.: "Nitrifikation und Denitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen - Einflußfaktoren und Verfahrensmöglichkeiten".
Symposium Prof. Moser, Graz 1980

STALZER, W.: "Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees"
Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, Bd.
46, 1982

Wilhelm von der EMDE, o.Prof.Dr.-Ing.
Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
der Technischen Universität Wien
A-1040 Wien, Karlsplatz 13

PROBLEMKREIS "BIOLOGISCHE ABWASSERREINIGUNG"
STAND UND ENTWICKLUNG IN DER STEIERMARK

Hans Ertl

1. EINLEITUNG

Die älteste derzeit in der Steiermark in Betrieb stehende biologische Abwasserreinigungsanlage ist noch keine 20 Jahre alt. Selbst die Planung für diese Anlage liegt innerhalb dieses Zeitraumes.

Wenn derzeit von 88 Kläranlagen der Gemeinden und Wasserverbände 76 für eine biologische Reinigung der Abwässer ausgebaut sind und sich 11 biologische Abwasserreinigungsanlagen in Bau befinden, von denen einige bereits vor ihrer Inbetriebnahme stehen, so zeigen diese Zahlen die großen Bemühungen auf, die in den letzten 20 Jahren zur Gewässerreinigung in unserem Bundesland unternommen worden sind.

2. DERZEITIGER AUSBAUSTAND

Ordnet man die in der Steiermark bestehenden biologischen Abwasserreinigungsanlagen nach ihrem Betriebsalter, so ergibt sich die in Tabelle 1 dargestellte Altersstruktur.

Tabelle 1: Alter der biologischen Kläranlagen (ARA)

Inbetriebnahme vor mehr als	ARA		davon			
	Anzahl	in %	TK	TKK	B(F)	B(ST)
vor 1961 20 a	0	0	-	-	-	-
vor 1966 15 a	6	8	1	-	1	4
zw. 1967-71 10 a	13	17	1	2	3	7
zw. 1972-76 5 a	31	41	2	3	4	22
zw. 1977-81	26	34	-	-	6	20
S u m m e	76	100	4	5	14	53

Aus der Tabelle 1 ergibt sich aber auch, daß die in der Steiermark bestehenden Abwasserreinigungsanlagen unter Anwendung neuer, meist sogar der neuesten Erfahrungen und Erkenntnisse der Abwassertechnik bemessen, geplant und errichtet worden sein müßten. Denn von allen Anlagen sind lediglich 6 (= 8%) älter als 15 Jahre und nur 13 Anlagen zwischen 10 und 15 Jahre alt; das heißt aber auch, daß nur 25 % aller biologischen Abwasserreinigungsanlagen älter als 10 Jahre sind. Demnach sollten von der Zeit ihrer Errichtung und Inbetriebnahme her eigentlich alle Abwasserreinigungsanlagen eine projektsgemäß vorgesehene Reinigungswirkung besitzen. Dies ist - auf Grund unserer langjährigen Überwachungstätigkeit bewiesen - auch in den meisten Fällen gegeben. Allerdings sind zwischenzeitlich auch schon einige Anlagen durch einen rascheren Ausbau der Kanalisationen oder eine ursprünglich nicht vorhersehbare Strukturveränderung des Entwässerungsgebietes (starke Zunahme des Fremdenverkehrs, neue Gewerbe- oder Industriebetriebe oder Erweiterung bestehender Betriebsanlagen) in ihrer Aufnahmefähigkeit überlastet worden; dies trat vorwiegend bei solchen Abwasserreinigungsanlagen ein, bei denen man seinerzeit aus Kostenersparnisgründen lediglich eine 1. Ausbaustufe errichtet hat. Sofern nicht bereits entsprechende Vergrößerungen der Anlagen oder Ergänzungen durch neue Anlagenteile erfolgten oder derzeit erfolgen, werden diese in den nächsten Jahren nachzuholen sein.

Betrachtet man dabei den kurzen Zeitraum zwischen Inbetriebnahme der 1. Ausbaustufe und der notwendigen Vergrößerung, so erscheint ein Teilausbau einer Abwasserreinigungsanlage - selbst unter Außerachtlassung der zwischenzeitlichen Preisentwicklung - sehr zweifelhaft; besonders auch dann, wenn man die Abwasserreinigungsanlagen auf Grund ihrer Bemessungswerte in Größenklassen ordnet, wie dies die Tabelle 2 zeigt. Die Aufstellung in Tabelle 2 zeigt, daß mehr als dreiviertel aller Abwasserreinigungsanlagen in der Steiermark nur eine Ausbaugröße von unter 10.000 EGW besitzen und die Hälfte davon sogar in die Größenklasse bis 2000 EGW einzustufen ist.

In dieser Größenstruktur liegen nun vielfach die Ursachen jener Probleme, die auch im Rahmen dieses ÖWWV-Seminars behandelt werden und die Anlaß dazu sind, daß solche Anlagen von manchen Kritikern gerne voreilig mit dem Ausdruck "mangelhafte Reinigungsleistung" bedacht werden.

Tabelle 2: Ausbaugrößen der biologischen ARA

Einwohnergleich- werte (EGW)	ARA		davon			
	Anzahl	in %	TK	STK	B(P)	B(ST)
bis 2.000	29	38,2	3	3	1	22
2.000 - 10.000	30	39,5	1	2	5	22
10.000 - 50.000	16	21,0	-	-	7	9
über 50.000	1	1,3	-	-	1	-
S u m m e	76	100,0	4	5	14	53

3. DIE REINIGUNGSLEISTUNG DER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN

Unserer Ansicht nach sind auch bei projektgemäßer Ausführung einer biologischen Abwasserreinigungsanlage für die Erzielung der projektgemäß vorgesehenen Reinigungsleistung entscheidend

- die Qualifikation und der Einsatz der für den Betrieb der Kläranlage Verantwortlichen,
- die fachgemäße Betreuung durch den Planer und durch die Lieferfirmen der maschinellen, elektrischen und meßtechnischen Einrichtungen,
- die Wirksamkeit der Fremdüberwachung und
- das Verständnis der zuständigen Gemeinde- und Verbandsorgane.

Diese Ansicht findet ihre Bestätigung einerseits im Ergebnis einer vom Referat für Gewässeraufsicht und Gewässerschutz im Amt der Steiermärkischen Landesregierung im Jahre 1979 durchgeführten Befragung der Klärwärter und andererseits in der Auswertung der seit Februar 1981 vom gleichen Referat im Sinne des ÖWWV-Regelblattes 6 durchgeführten Kurzttests.

3.1 Die Wartung der Abwasserreinigungsanlagen

Um einen Überblick über das mit der Wartung der kommunalen biologischen Abwasserreinigungsanlagen in der Steiermark befaßte Personal zu erhalten, führten wir im Jahre 1979 an Hand eines Fragebogens bei 55 Anlagen eine Erhebung durch. Bei dieser Aktion wurden ausschließlich die mit der Wartung bzw. Betriebsführung der jeweiligen Anlagen betrauten Klärwärter befragt.

Der Fragebogen war so erstellt, daß Auskünfte über die Person, die Ausbildung und die Tätigkeit sowie über die Probleme der Klärwärter gegeben werden konnten. Den Klärwärtlern war auch die Möglichkeit gegeben, sich über die Arbeitseinteilung und über die ihrer Tätigkeit entgegengebrachten Wertung zu äußern. Im einzelnen zielte dieser Fragebogen auf eine Beantwortung von insgesamt 23 Fragen ab, die sich in folgende Fragengruppen zusammenfassen ließen:

Die Fragengruppe A sollte Auskünfte über das Alter und die Berufsvorbildung der Klärwärter erbringen.

Die Fragengruppe B betraf die spezielle Ausbildung der Klärwärter für die Tätigkeit auf der Abwasserreinigungsanlage.

Die Fragengruppe C sollte einen Aufschluß über den den Klärwärtlern zur Betreuung der Anlage zugestandenen Zeitaufwand, einschließlich jenen an Wochenenden und Feiertagen, und über die nach ihrer Meinung erforderliche Arbeitszeit, über ihre Entlohnung sowie über allenfalls sonstige Tätigkeiten innerhalb der Gemeindeverwaltung und über die Regelung der Vertretung bei urlaubs- und krankheitsbedingter Abwesenheit geben.

Die Fragengruppe D diente zur Erfassung von Schwierigkeiten, die beim Betrieb der Kläranlagen auftreten und von Problemen bei der Klärschlambeseitigung.

Die Fragengruppe E zielte schließlich auf eine Meinungserhebung hin, wie nach Ansicht der Klärwärter deren Tätigkeit von den Gemeinden und Wasserverbänden gewertet wird.

Da den Befragten hinsichtlich der Auswertung der Fragebögen Anonymität zugesichert wurde, erfolgte diese rein statistisch nach den Größenklassen, wie sie auch in Tabelle 2 enthalten sind.

Bei dieser Befragung wurden erfaßt

- 20 Anlagen zwischen 500 - 2000 EGW (Gruppe I)
- 26 Anlagen zwischen 2000 - 10000 EGW (Gruppe II) und
- 9 Anlagen zwischen 10000 - 50000 EGW (Gruppe III).

Bei der Bewertung des Umfrageergebnisses ist allerdings zu beachten, daß dieses ausschließlich die subjektive Meinung der Befragten wiedergibt, da die Aussagen keiner Nachkontrolle unterzogen werden konnten.

Von den erzielten Ergebnissen seien in der Folge jedoch nur einige angeführt:

Aus der Fragengruppe A erbrachte die Auswertung der Antworten nach dem Alter der Klärwärter das in Tabelle 3 enthaltene Ergebnis.

Tabelle 3: *Alter der Klärwärter

Alter	Zahl der ARA	davon	Gr.I	Gr.II	Gr.III
unter 20 a	-	-	-	-	-
zw. 20 bis 29 a	3	1	2	-	-
zw. 30 bis 39 a	18	4	10	4	-
zw. 40 bis 49 a	22	7	10	5	-
zw. 50 bis 59 a	12	8	4	-	-
über 60 a	-	-	-	-	-
S u m m e	55	20	26	9	-

Wie die Auswertung in Tabelle 3 zeigt, lag 1979 das Alter der Klärwärter am häufigsten zwischen 40 und 49 Jahren, gefolgt von jenem zwischen 30 und 39 Jahren. Dies entspricht auch der Altersstruktur in den Gruppen II und III. Eine Ausnahme von dieser allgemeinen Regel bildete die Gruppe I, wo die Altersspitze zwischen 50 und 59 Jahren gelegen war.

Da es in Österreich den Beruf "Klärfacharbeiter" bislang noch nicht gibt, war das Umfrageergebnis nach der Berufsvorbildung der Klärwärter erwartungsgemäß sehr unterschiedlich; Ausbildung und Ausbildungsgrad reichten von der ungelernten Arbeitskraft bis zum Meister (siehe Tabelle 4).

Tabelle 4: Berufsvorbildung der Klärwärter

Berufe	Anzahl	davon auf ARA der Gruppe		
		I	II	III
a) Schlosser	8	2	3	3
Schmiede	3	1	-	2
Installateur	6	-	5	1
Elektriker	1	-	-	1
Maurer	7	1	5	1
Zw.-Summe a	25	4	13	8
b) Kraftfahrer	3	1	1	1
Wagner	2	1	1	-
Zimmermann	1	-	1	-
Tischler	3	1	2	-
Weber	2	-	2	-
Bäcker	1	-	1	-
Gärtner	1	1	-	-
Eisenbahner	1	-	1	-
Schulwart	1	1	-	-
Landwirt	9	6	3	-
keine Berufsvorb.	6	5	1	-
Zw. Summe b	30	16	13	1

Die Auswertung zeigt, daß bei den Kläranlagen der Gruppe I ungelernete Arbeitskräfte und Landwirte (primär im Gemeindedienst stehende Nebenerwerbsbauern) am häufigsten eingesetzt sind (60 % aller Klärwärter dieser Gruppe), gefolgt von der Gruppe der einschlägigen Berufe im Sinne des ÖWW-Merkblattes 2 (zusammengefaßt in Untergruppe a). Auch in der Gruppe II machen die Klärwärter mit geeigneter Berufsvorbildung nur 50 % aus; doch ist bemerkenswert, daß bei dieser Gruppe nur mehr eine ungelernete Arbeitskraft sowie 3 Landwirte aufscheinen. In der Gruppe III sind ungelernete Arbeitskräfte als Klärwärter nicht mehr eingesetzt; die einschlägigen Berufe machen in dieser Gruppe bereits 90 % aus. Hiezu kommt noch, daß bei den großen Kläranlagen, die von Verbänden betrieben werden, der Klärwärter oft einem technischen Betriebsleiter direkt unterstellt ist, mit dem auftretende Probleme größerer Art im direkten Gespräch behandelt werden können.

In Hinblick auf dieses Ergebnis gewinnen die Fragen der Fragengruppe B deswegen an Bedeutung, weil es doch gilt, bei allen Klärwärtlern durch eine solide Einschulung die erforderlichen Voraussetzungen zum Betrieb und zur Wartung einer Abwasserreinigungsanlage zu schaffen. Hier wird nun von Seiten des ÖWW seit Jahren durch die verschiedenen Kursangebote eine entsprechende Arbeit geleistet.

Hinsichtlich der Inanspruchnahme dieser Ausbildungsangebote durch die be-
stellten Klärwärter ergab die Umfrage folgendes Bild (Tabelle 5):

Tabelle 5 : Teilnahme an den Klärwärterkursen des ÖWW
(Stand 1979)

Kursart	Teilnehmer		I	II	III
	Anzahl	in %			
Grundkurs	35	64	8	19	8
Fortbildungskurs	10	18	1	3	6

Diese Umfrage zeigte, daß gerade in den Gruppen I und II viele Klärwärter die Kurse des ÖWWV nicht absolviert hatten, obwohl von den Betreibern dieser Anlagen im Hinblick auf die geringe Zahl von Klärwärtern mit einschlägiger Berufsvorbildung eine Entsendung zu diesen Kursen wichtig wäre. Erfreulich war der bereits hohe Ausbildungsstand der Klärwärter bei den Kläranlagen der Gruppe III. Als Folge dieses Umfrageergebnisses waren wir daher bemüht, in den beiden vergangenen Jahren im verstärkten Maße die Betreiber von Kläranlagen anzuhalten, ihre Klärwärter zu den Ausbildungskursen zu entsenden.

Als sehr wesentlich wird von uns auch die Einschulung der Klärwärter durch die Lieferfirma der maschinellen und elektrischen Anlagenteile erachtet; aber auch eine Unterweisung durch den Projektanten über Verfahrensprinzip, Steuerungsmechanismen und Wartung, einschließlich Führung des Betriebsbuches und über die Vornahme von Messungen und Kontrollen sollte nach unserer Ansicht nie fehlen.

Die Beantwortung der diesbezüglichen Fragen erbrachte jedoch ein wenig befriedigendes Ergebnis.

So wurden sie von Klärwärtern der	Gruppe I	II	III
positiv beantwortet von	6	9	5

somit insgesamt nur von 20 Klärwärtern, d.s. 36 %.

Aus den Antworten zur Fragengruppe C will ich nur jene Fragen besprechen, die den Zeitaufwand der Klärwärter zur Durchführung ihrer Arbeiten an der Abwasserreinigungsanlage betreffen.

Die Fragen nach dem Ausmaß der Beschäftigung an der Kläranlage ergab, daß - mit Ausmaß von 3 Anlagen der Gruppe I - die Kläranlagen an allen Arbeitstagen einer Wartung unterzogen werden. Auch an Samstagen sowie an Sonn- und Feiertagen werden an fast allen Anlagen Wartungsarbeiten ausgeführt, wobei jedoch meist nur Kontrollgänge durchgeführt und Eintragungen in das Betriebsbuch vorgenommen werden. Bei kleineren Anlagen ist zusätzlich meist eine Räumung von nicht automatisch gesteuerten Rechen erforderlich, gelegentlich muß auch Schlamm abgezogen werden. Unter Umständen sei besonders nach stärkeren Regenfällen ein Arbeitseinsatz an Wochenenden erforderlich, um allfällige Störungen infolge des erhöhten Regenwasseranfalles zu beheben.

Die Beantwortung der Frage nach der zugebilligten täglichen Arbeitszeit ergab das in Tabelle 6 dargestellte Bild.

Tabelle 6 : tägliche Arbeitszeit

täglich auf ARA der Gruppe	I	II	III
bis zu 2 Stunden	15	11	-
bis zu 4 Stunden	4	11	-
bis zu 6 Stunden	-	1	-
voller Arbeitstag	1	3	9

Bei den Kläranlagen der Gruppen I und II beträgt bei 75 bzw. 50 % der Anlagen die dem Klärwärter zur Vornahme seiner Arbeiten zuerkannte durchschnittliche tägliche Arbeitszeit nur maximal 2 Stunden; bei den restlichen Anlagen steht für die Wartung eine durchschnittliche Arbeitszeit von max. 4 Stunden täglich zur Verfügung. Bei den Anlagen der Gruppe III sind jedoch die Klärwärter jeweils einen vollen Arbeitstag an der Anlage. Interessant war die Beantwortung der Frage, ob nach Meinung der Klärwärter die ihnen zur Verfügung stehende Arbeitszeit ausreichend sei. Diese wurde

	in Gruppe I	II	III
mit "ja" von	15	17	7
mit "nein" von	5	9	2

Klärwärttern beantwortet.

Als Grund für die zu geringe Arbeitszeit wird einerseits angegeben, daß die Arbeit auf der Kläranlage oft wegen anderer "wichtigerer" Arbeiten in der Gemeinde zurückzustellen sei und andererseits gerade bei kleinen Kläranlagen durch unterschiedliche Belastungen betriebliche Probleme auftreten, die meist einen erhöhten Arbeitsaufwand erforderlich machen würden. Hin-gegen werde bei Anlagen mit einem annähernd ausgeglichenem Abwasseranfall im allgemeinen mit einem geringeren Wartungsaufwand das Auslangen gefunden.

Zum Abschluß dieser Darlegungen der Klärwörterbefragung noch ein Ergebnis aus der Fragengruppe D "Schwierigkeiten beim Kläranlagenbetrieb".

Mit welchen Schwierigkeiten müssen nun die Klärwörter ihrer Meinung nach beim Betrieb ihrer Kläranlage fertig werden?

Die Antworten sind in Tabelle 7 aufgelistet.

Tabelle 7 : Auftretende Schwierigkeiten

in ARA der Gruppe	I	II	III
durch zeitweilige hydraulische Überlastung	4	4	-
durch ständige hydraulische Überlastung	2	-	-
durch zeitweilig überhöhte Schmutzfracht	1	1	-
durch ständige überhöhte Schmutzfracht	-	4	-
Schwimmschlamm	-	3	-
Frosteinflüsse	3	3	-
Geruchs- und Lärmbelästigung der Umgebung	-	1	-

Die Analyse dieser Frage bestätigt die Fachmeinung, daß kleinere Anlagen hinsichtlich Überlastungen, sowohl in hydraulischer Hinsicht als auch hinsichtlich der Schmutzbelastung anfälliger sind als große Kläranlagen. Bei kleineren Anlagen wirken sich Unterschiedlichkeiten im Abwasseranfall wegen des geringeren Ausgleichsvermögens der Anlagen deutlicher aus und haben dadurch einen höheren spezifischen Wartungsaufwand. Bei solchen Anlagen wirken sich bei Vorhandensein einer Mischkanalisation Niederschlagswasser-einflüsse auch durch meist kurzfristige hydraulische Überlastungen besonders nachteilig aus und es liegt hier beim Klärwörter rechtzeitig geeignete Maßnahmen zu treffen. Ebenso sind kleinere Anlagen wesentlich frostgefährdeter als größere Kläranlagen, was aber auch in einigen Fällen allein durch die Lage der Anlage bedingt ist.

3.2 Die Fremdüberwachung der Abwasserreinigungsanlagen

In der Steiermark hat auf Grund von Vorschlägen der Gewässeraufsicht die zuständige Wasserrechtsbehörde die Betreiber von Abwasserreinigungsanlagen durch eine Auflage im jeweiligen Bewilligungsbescheid verpflichtet, ihre Anlagen im Sinne des § 134 WRG. 1959, meist in jährlichen Abständen, durch anerkannte Untersuchungsanstalten oder Sachverständige hinsichtlich ihrer Wirkung untersuchen zu lassen. Dieser Verpflichtung kommen die Betreiber der Abwasserreinigungsanlagen in den meisten Fällen auch zeitgerecht nach. Bei Anlagen mit kleinen Ausbaugrößen gibt es jedoch immer deshalb Schwierigkeiten, weil derartige Untersuchungen, besonders bei Beachtung der Anforderungen des ÖWWV-Regelblattes 6 verhältnismäßig kostenintensiv sind. Werden derartige Befunde aber nur auf Grund einer Stichprobenentnahme erstellt, so sind sie unserer Ansicht nach wertlos und es ist somit schade um das dafür zu bezahlende Geld. Werden jedoch die Untersuchungen unter Beachtung des Regelblattes 6 vorgenommen, so stellen die darauf aufgebauten Befunde eine wertvolle Information der Behörde über den jeweiligen Auslastungsgrad der Anlage, ihre Wirksamkeit, aber auch über den Wartungs- und Erhaltungszustand der Abwasserreinigungsanlage dar. Allerdings vermögen auch sie nur den Zustand eines kurzen Zeitraumes zu erfassen. Um einen langfristigen Überblick zu erhalten, sah sich daher das Referat für Gewässeraufsicht und Gewässerschutz veranlaßt eine zusätzliche Kontrolle der Abwasserreinigungsanlagen in Form der im ÖWWV-Regelblatt 6 dargestellten Kurztest einzurichten. Die Untersuchungen werden dabei vom referatseigenen Laboratorium vorgenommen. Die Aktion läuft nun über ein Jahr und gibt nun neben einer fortlaufenden Information der Aufsichtsbehörde über den jeweiligen Zustand der Anlage auch die Möglichkeit einer Selbstkontrolle des Klärwärters. Diese Möglichkeit hat bei den meisten von ihnen zu einer Motivation mit dem Ziel einer Verbesserung des Wirkungsgrades der Anlage geführt. Soweit die Kurztests mindestens monatlich einmal ausgeführt wurden, lassen sie auch schon gewisse Aussagen und Schlußfolgerungen über die Funktion und den Betrieb der Anlagen zu. Auf einige Ergebnisse wird bei der folgenden Erörterung der Anlagentypen eingegangen werden.

3.3 Die Abwasserreinigungsanlagen in der Steiermark

Wie bereits aus Tabelle 1 und 2 zu ersehen war, handelt es sich bei den in der Steiermark bestehenden biologischen Abwasserreinigungsanlagen nach Art ihres Reinigungssystems um

- 4 Tropfkörperanlagen
- 5 Tauchtropfkörperanlagen und
- 67 Belebungsanlagen

3.3.1 Tropfkörperanlagen

Die Tropfkörperanlagen wurden in den Jahren 1964 bis 1976 errichtet und zwar nur dort, wo auf Grund der Geländeverhältnisse ein direktes Durchströmen der Anlagen gegeben war. Sie besitzen Einscherbrunnen zur Vorreinigung, die für Aufenthaltszeiten bei Q_{\max} mit ca. 2 Stunden bemessen sind. Die Raumbelastung der Tropfkörper liegt zwischen 7 bis 10 EW/m³. Während die älteste Anlage bereits durch Einbeziehung neuer Entwässerungsgebiete stark überlastet ist und im Zusammenhang mit einer neuerlichen Kanalnetzerweiterung durch eine Belebungsanlage auf einem anderen Standort ersetzt werden soll, liefern 2 Anlagen zufriedenstellende Betriebsergebnisse. Die vierte Anlage zeigt hingegen mangels entsprechender Wartung, aber auch wegen Desinteresses der Gemeindeorgane, schlechte Ergebnisse.

3.3.2. Tauchtropfkörperanlagen

Die 5 Anlagen mit Tauchtropfkörper, die alle in den Jahren 1971 bis 1973 in Betrieb genommen wurden, besitzen Längsbecken zur Vorreinigung und Nachklärung. Die Bemessung der biologischen Stufe erfolgte seinerzeit mit einer Flächenbelastung zwischen 13 bis 20 g/m².d. Zur Schlammbehandlung sind in einer Anlage 2 beheizte Faultürme, bei den übrigen Anlagen unbeheizte siloartige Faulräume vorhanden.

Eine dieser Anlagen ist bereits, besonders in der Fremdenverkehrszeit,

sowohl hydraulisch als auch im Hinblick auf die Schmutzfracht stark überlastet. Deshalb besteht bereits die Verpflichtung, diese in nächster Zeit durch eine 2. Ausbaustufe, die als Belebungsanlage konzipiert wurde, zu erweitern. Bei dieser Anlage traten auch in den Faultürmen, bedingt durch einen Anteil an sulfathaltigen Thermalwasser im Abwasser Korrosionerscheinungen und in der Umgebung der Anlage starke Geruchsbelästigungen auf. Derartige Abwässer sollten daher stets vor ihrer Einbeziehung hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Kläranlage geprüft werden.

Die Tauchtropfkörperanlagen sind wie die Tropfkörperanlagen an sich wenig wartungsintensiv. Das führt in einigen Fällen bedauerlicherweise auch zu einer Vernachlässigung der Wartung. Der Betrieb dieser Anlagen wird noch durch das Fehlen eines Servicedienstes für derartige Anlagen zusätzlich negativ beeinflusst. Ursache hierfür ist der Umstand, daß seinerzeit diese Anlagen mit einer Lizenz der Fa. Stengelín von einer österr. Firma ausgeführt wurden, die nicht mehr besteht.

3.3.3. Belebungsanlagen

Von den 67 Belebungsanlagen sind 14 mit einer Vorklärung und einer anaeroben Schlammbehandlung ausgestattet. Bei den übrigen Anlagen werden die Abwässer nach Rechenanlage und allenfalls Sandfang direkt in das Belebungsbecken geleitet. Je nach der gewählten Raum- bzw. Schlammbelastung erfolgt dabei die Schlammbehandlung durch gleichzeitige oder getrennte aerobe Stabilisierung.

Neben 6 Oxydationsgräben, zwischenzeitlich bis auf einen alle mit Nachklärbecken ausgestattet, und einem belüfteten Oxydationsteich sind die Belebungsanlagen ohne Vorklärung vorwiegend in Form von "Klärblocks" ausgebildet. Bei diesen sind das Belebungsbecken und das Nachklärbecken, soweit vorhanden vielfach auch das Stabilisierungsbecken, in Rundbauweise ineinander geschachtelt. Diese Form hat zwar hinsichtlich des Wärmehaushaltes Vorteile, in einigen Fällen traten aber, strömungstechnisch bedingt, in den Nachklärbecken auch Nachteile auf.

Die Bemessung der Belebungsstufen erfolgte bei den Anlagen mit Vorklärung für eine Raumbelastung zwischen 1,0 und 1,76 kg BSB₅/m³.d. Aus dem Ergebnis der Kurztests einer ca. 7 Jahre in Betrieb stehenden Abwasserreinigungsanlage mit einer Bemessungs-Raumbelastung von 1,6 kg BSB₅/m³.d ist

zu ersehen, daß auch bei solchen Anlagen in der warmen Jahreszeit und entsprechendem Schlammalter eine Nitrifikation eintreten kann. Die starke Abhängigkeit der Nitrifikation von der herrschenden Jahreszeit zeigt eine ca. 5 Jahre alte Abwasserreinigungsanlage, die für eine Raumbelastung von ca. $1 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ ausgelegt, aber derzeit noch nicht voll ausgelastet ist.

Die Bemessung der Belebungsanlagen ohne Vorklärung erfolgte - sieht man von jenen des Mürzverbandes ab - mit Raumbelastungen zwischen $0,6$ und $0,2 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$. Demnach sollte stets bei diesen Anlagen eine Nitrifikation erreicht werden; dies ist aber nicht überall der Fall, obwohl es sich dabei auch um noch "junge" Abwasserreinigungsanlagen handelt, die - unter der Voraussetzung einer richtigen Grundlagenermittlung für die Bemessung - keineswegs schon überlastet sein dürften. In diesen Fällen werden daher noch genaue Untersuchungen zu veranlassen sein. Die Untersuchungsergebnisse der Belebungsanlagen zeigen aber auch, daß diese hinsichtlich der Elimination der organischen Substanzen Ablaufwerte erreichen, wie sie in den Richtwerten des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft vom September 1981 gefordert werden.

4. DIE KÜNFTIGE ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG

Mit dem derzeitigen Stand der regionalen Abwasserreinigungsanlagen und den sich noch im Ausbau befindlichen Anlagen wird in Anbetracht der hohen Baukosten und den bereits sich zeigenden Finanzierungsschwierigkeiten das Maximum an großen Abwasserreinigungsanlagen in unserem Land erreicht sein. Es wird zwar dann kein Stop im Bau weiterer Anlagen eintreten, doch wird bei neuen, insbesondere regionalen Anlagen dem Kosten-Nutzen-Denken ein größerer Stellenwert einzuräumen sein. Das heißt, daß sich künftig Planer von Abwasseranlagen mehr Gedanken über die Kosten und die Wirtschaftlichkeit von Kanalisationsanlagen und Abwasserreinigungsanlagen werden machen müssen. Ein Zusammenfluß von Gemeinden und Siedlungsgebieten mittels vieler Kilometer Transportleitungen wird nicht mehr überall das Ziel sein können. Damit werden auch nur mehr wenige größere Abwasserreinigungsanlagen in Zukunft auf Grund unserer Landesstruktur zu erwarten sein. Das Ziel der Abwassertechnik

muß daher sein, auch bei kleineren Einheiten eine Betriebs- und Wartungssicherheit zu erreichen, wie sie bei größeren Abwasserreinigungsanlagen bereits Stadt der Abwassertechnik sind. Das setzt einerseits eine weitere Erarbeitung von Erkenntnissen aus den Betriebsergebnissen bestehender Anlagen voraus, verlangt aber auch andererseits möglichst eine einheitliche Konzeption benachbarter Anlagen, um so im Rahmen von Betriebsverbänden eine Betreuung, Wartung, aber auch Reparatur von Anlagenteilen sicherzustellen. In Zeiten wie diesen werden immer häufiger Reinigungsverfahren und -systeme angeboten, die Wunder an geringen Bau- und Betriebskosten bei voller Reinigungsleistung versprechen. Wenn sich auch eine verantwortungsbewußte öffentliche Verwaltung nicht neuen Entwicklungen verschließen darf, durch die über dies die Bevölkerung weniger belastet zu werden bräuchte, so soll solchen Versuchen nur dann die Zustimmung gegeben werden, wenn neue Verfahren ausreichend getestet sind. Neue Systeme von Erzeugern sollten nur dann in Betracht gezogen werden, wenn deren Betriebe mit einiger Sicherheit auch wirtschaftlich schwierige Zeiten überdauern und somit eine spätere Betreuung und Ersatzteillieferung auch sichergestellt erscheint. Trotz der Verpflichtung, die Betriebskosten insbesondere jener, die sich aus dem Energiebedarf einer Anlage ergeben, zu minimieren, darf bei künftigen Anlagen weder die Betriebssicherheit und schon gar nicht die erforderliche Reinigungsleistung darunter leiden. So wird in Anbetracht der mittleren Niederwasserführung unserer Gewässer künftig stets neben einer weitestgehenden Elimination der organischen Stoffe, auch eine volle Nitrifikation - wenn möglich auch eine Stickstoffelimination - zu fordern sein. Von den Planern biologischer Abwasserreinigungsanlagen wird künftig nicht nur theoretisches Fachwissen in der Abwassertechnik, sondern es werden im vermehrten Maße praktische Erkenntnisse aus den Betriebsergebnissen bestehender Anlagen zu verlangen sein. Das setzt aber voraus, daß sich die Planer von Abwasserreinigungsanlagen auch mit den bestehenden Anlagen, ihren Betriebsergebnissen, aber auch mit ihren Problemen auseinandersetzen.

Dipl.Ing. Hans Ertl
Amt der Steiermärkischen Landesregierung
Graz, Landhausgasse 7

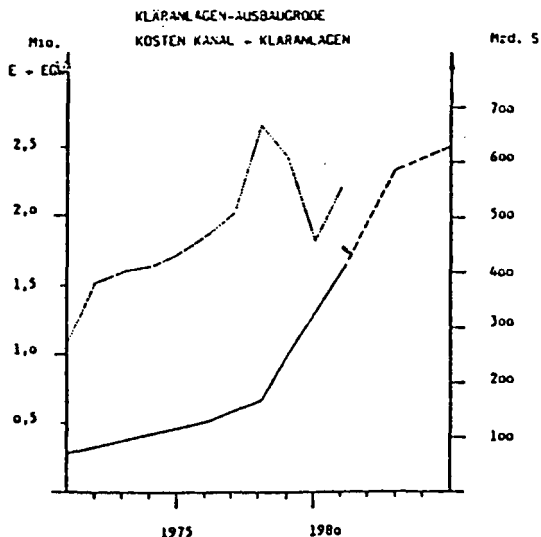
PROBLEMKREIS "BIOLOGISCHE ABWASSERREINIGUNG"
STAND UND ENTWICKLUNG IN ÖSTERREICH

Ewald MAYR

1. STAND UND ENTWICKLUNG DER ABWASSERREINIGUNG IN OBERÖSTERREICH

1.1 Kläranlagen - Ausbaugröße;
finanzieller Aufwand

In Oberösterreich wurden in den letzten Jahren bedeutende Fortschritte bei der Reinigung häuslicher und industriell-gewerblicher Abwässer erzielt. Betrug die Ausbaugröße der im Betrieb befindlichen Kläranlagen im Jahre 1971 nur rund 280.000 E + EGW, stieg sie bis zum Jahre 1978 auf 650.000 E + EGW und erreichte im Jahre 1981 1,500.000 E + EGW. Ende 1983 kann mit einer Ausbaugröße von 2,250.00 E + EGW und im Jahre 1985 von etwa 2,500.000 E + EGW gerechnet werden.



Die jährlichen Aufwendungen für den Bau von Kanälen und Kläranlagen stiegen von 265 Milliarden Schilling im Jahre 1971 auf 550 Milliarden Schilling im Jahre 1981.

Ende 1981 waren 79 mechanische und 90 biologische, insgesamt somit 169 Kläranlagen im Betrieb.

Eine detaillierte Aufschlüsselung nach Anlagentyp und Ausbaugröße, Stand 1981, gibt Tabelle 1.

Anlagentyp	bis 1.000 E + EGW				1.000 bis 10.000 E + EGW			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
EB	61	70,1	24.382	63,7	11	18,7	23.775	12,5
M + SB	—	—	—	—	4	23,5	63.600	23,3
AT	5	5,8	1.480	3,9	1	1,7	1.150	0,6
TK	8	9,2	4.160	10,9	10	16,9	27.370	14,4
STK	6	6,9	4.475	11,7	1	1,7	1.125	0,6
BA, B _R < 0,5	7	8,0	3.810	9,8	36	61,0	136.627	71,9
BA, B _R < 1,0	—	—	—	—	—	—	—	—
Summe	87	100	38.307	100	59	100	190.047	100,0

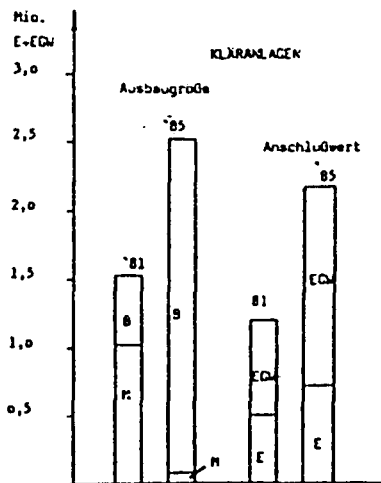
Anlagentyp	10.000 bis 25.000 E + EGW			
	Zahl	%	E + EGW	%
EB	—	—	—	—
M + SB	4	23,5	63.600	23,3
AT	—	—	—	—
TK	2	11,8	32.000	11,7
STK	—	—	—	—
BA, B _R < 0,5	8	47,0	127.700	46,7
BA, B _R < 1,0	3	17,7	50.000	18,3
Summe	17	100,0	273.300	100,0

Anlagentyp	25.000 bis 100.000 E + EGW				100.000 bis 1.000.000 E + EGW			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
M + SB	1	25	60.000	26	1	100	800.000	100
BA, B _R < 1,0	3	75	170.000	74	—	—	—	—
Summe	4	100	230.000	100	1	100	800.000	100

Die Zahl der Kläranlagen wird bis Ende 1985 voraussichtlich auf 191 anwachsen. Die Zahl der mechanischen Anlagen wird sich auf 65 verringern, die der biologischen hingegen auf 126 erhöhen.

Anlagentyp	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
EM	72	42,6	48.157	3,1	62	32,4	25.000	1,0
M + SB	7	4,1	933.600	60,5	3	1,6	38.000	1,5
AT	6	3,6	2.630	0,2	8	4,2	3.950	0,1
TK	20	11,8	63.530	4,1	23	12,0	88.900	3,5
STK	7	4,1	5.600	0,4	11	5,8	9.600	0,4
BA, B _R < 0,5	51	30,2	268.137	17,4	61	31,9	394.550	15,6
BA, B _R < 1,0	6	3,6	220.000	14,3	23	12,1	1.972.000	77,9
Summe	169	100,0	1.541.474	100,0	191	100,0	2.132.000	100,0

Durch den Bau neuer biologischer Kläranlagen und den Ausbau bestehender mechanischer Kläranlagen zu biologischen wird sich folgendes Bild ergeben: Waren Ende 1981 noch 63,6 % (1,030.000 E + EGW) der Ausbaugröße mechanische Anlagen, werden es 1985 nur mehr etwa 2,5 % (63.000 E + EGW) sein.



1.2 Einwohner und Einwohnergleichwerte; Anschlußwerte

Ende 1981 waren rund 500.000 Einwohner, das sind 40 % der Bevölkerung Oberösterreichs, und 700.000 Einwohnergleichwerte aus Industrie und Gewerbe an Kläranlagen angeschlossen. Der Gesamtanschlußwert lag somit bei ca. 1,200.00 E + EGW. Im Jahre 1985 werden voraussichtlich die Abwässer von 700.000 Einwohnern, ca. 55 % der Bevölkerung und 1,500.000 Einwohnergleichwerte, zusammen 2,200.00 E + EGW, in Kläranlagen gereinigt werden.

2. STAND UND ENTWICKLUNG DER BIOLOGISCHEN ABWASSERREINIGUNG

Der Anteil und damit die Bedeutung der mechanischen Kläranlagen wird bis 1985 weitestgehend zurückgedrängt sein.

BIOLOGISCHE KLÄRANLAGEN								
Ausbaugröße x 1000	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
- 1	26	28,9	13,925	2,5	33	26,0	19.000	0,8
1 - 10	48	53,3	166.272	19,7	59	46,5	290.000	11,7
10 - 25	13	14,5	209.700	37,5	20	15,7	330.000	13,4
25 - 100	3	3,3	170.000	30,3	13	10,2	780.000	31,6
100 - 1000	—	—	—	—	2	1,6	1,050.000	42,5
Summe	90	100,0	559.897	100,0	127	100,0	2,469.000	100,0

Aber auch bei den biologischen Kläranlagen sind deutliche Verschiebungen in Bezug auf die Ausbaugröße und den Anlagentyp zu erkennen.

Derzeit liegt der Schwerpunkt sowohl was die Anlagenzahl als auch die Ausbaugröße betrifft, bei den Kläranlagen mit einer Ausbaugröße von 1.000 bis 25.000 E + EGW. Bis 1985 wird eine deutliche Verschiebung nach oben in Ausbaugrößen von 10.000 bis 100.000, bzw. 1.000.000 E + EGW eintreten.

Diese Entwicklung ist zweifelsfrei einerseits getragen durch die bevorstehende Inbetriebnahme der biologischen Stufe der Kläranlage Großraum Linz aber auch durch die große Zahl von Verbandsanlagen, deren Ausbaugrößen vor allem im Bereich von 10.000 bis 100.000 E + EGW liegen.

	1.000 bis 25.000 E + EGW				10.000 bis 1.000.000 E + EGW			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
1981	61	67,8	375.972	67,2	16	17,8	379.700	67,5
1985	79	62,2	620.000	25,1	35	27,5	160.000	87,5

2.1 Ausbaugröße und Abwasserreinigungsverfahren

2.1.1 Kläranlagen bis 10.000 E + EGW

Anfang der siebziger Jahre wurde in Oberösterreich bei biologischen Abwasserreinigungsverfahren dem Tropfkörper, Scheibentropfkörper und Abwasserteich der Vorzug gegeben. Der Grund dafür lag sowohl in der Anlagengröße - für größere Gemeinden und Städte wurden überhaupt nur mechanische Anlagen vorgesehen - als auch in den niedrigen Betriebskosten.

Anlagentyp	AUSBAUGRÖÖE bis 1.000 E + EGW							
	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
AT	5	19,2	1.480	10,6	7	21,2	2.800	14,7
TK	8	30,8	4.160	29,9	9	27,3	4.900	25,8
STK	6	23,1	4.475	32,1	8	24,2	5.600	29,5
BA, B _p < 0,5	7	26,9	3.810	27,4	9	27,3	5.700	30,0
BA, B _p < 1,0	-	—	—	—	-	—	—	—
Summe	26	100	13.925	100	33	100,0	19.000	100,0

AUSBAUGRÖßE 1.000 bis 10.000 E + EGW								
Anlagentyp	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
AT	1	2,1	1.150	0,7	1	1,7	1.150	0,4
IK	10	20,8	27.370	16,5	12	20,3	35.000	12,1
STK	1	2,1	1.125	0,7	3	5,1	4.000	1,4
BA, $B_R < 0,5$	36	75,0	136.627	82,1	43	72,9	249.850	86,1
BA, $B_R < 1,0$	—	—	—	—	—	—	—	—
Summe	48	100,0	166.272	100,0	59	100,0	290.000	100,0

Die Erkenntnis, daß diesen Verfahren von der Ausbaugröße aber auch von der unter den zu dieser Zeit üblichen Bemessungswerten zu erzielenden Reinigungsleistung besonders bei höherem Anteil industriell-gewerblichen Abwassers, Grenzen gesetzt sind, hat dem Belebtschlammverfahren die ihm zukommende Bedeutung zuteil werden lassen. In der Folge wurde auch bei kleineren Anlagen überwiegend Belebtschlamm-anlagen geplant und gebaut.

Neue Bemessungsgrundsätze, welche auch für Tropfkörper und Scheibentropfkörper gute Reinigungsleistungen gewährleisten, und die steigenden Energiekosten lassen diese Verfahren eine Art Renaissance erleben.

2.1.2 Kläranlagen von 10.000 bis 25.000 E + EGW

Bei Ausbaugrößen von 10.000 bis 25.000 E + EGW überwiegen sowohl der Zahl als auch dem Anschlußwert nach mit etwa 85 % die Belebungsanlagen. Nur rund 15 % sind Tropfkörperanlagen. An diesem Verhältnis wird sich auch bis 1985 nichts ändern.

Eine deutliche Verschiebung ergibt sich jedoch innerhalb der Belebungsanlagen. Der Prozentsatz jener Anlagen, welche mit einer Raumbelastung $B_R = 0,7 - 0,8$ und Schlammfäulung konzipiert sind, wird wesentlich steigen. 1985 werden etwa gleich viele Anlagen der Raumbelastung $B_R \neq 1,0$ in Betrieb sein. 1981 betrug das Verhältnis noch 3:1.

AUSBAUGRÖßE 10.000 bis 25.000 E + EGW								
Anlagentyp	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
AT	—	—	—	—	—	—	—	—
TK	2	15,4	32.000	15,3	3	15	49.000	14,9
STK	—	—	—	—	—	—	—	—
BA, $B_R < 0,5$	8	61,5	127.700	60,9	9	45	139.000	42,1
BA, $B_R < 1,0$	3	23,1	50.000	23,8	8	40	142.000	43,0
Summe	13	100,0	209.700	100,0	20	100,0	330.000	100,0

2.1.3 Kläranlagen von 25.000 bis 1.000.000 E + EGW

In Oberösterreich ist keine Anlage in Betrieb oder Planung, welche bei einer Ausbaugröße über 25.000 E + EGW als Tropfkörper oder als aerobe Stabilisierungsanlage konzipiert ist.

AUSBAUGRÖßE 25.000 bis 100.000 E + EGW								
Anlagentyp	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
AT	—	—	—	—	—	—	—	—
TK	—	—	—	—	—	—	—	—
STK	—	—	—	—	—	—	—	—
BA, $B_R < 0,5$	—	—	—	—	—	—	—	—
BA, $B_R < 1,0$	3	100	170.000	100	13	100	780.000	100
Summe	3	100	170.000	100	13	100	780.000	100

AUSBAUGRÖßE 100.000 bis 1.000.000 E + EGW								
Anlagentyp	1981				1985			
	Zahl	%	E + EGW	%	Zahl	%	E + EGW	%
AT	—	—	—	—	—	—	—	—
TK	—	—	—	—	—	—	—	—
STK	—	—	—	—	—	—	—	—
BA, $B_R < 0,5$	—	—	—	—	—	—	—	—
BA, $B_R < 1,0$	—	—	—	—	2	100	1.050.000	100
Summe	—	—	—	—	2	100	1.050.000	100

Diese Anlagen wurden als konventionelle Belebungsanlagen - Vorklärbecken, Belebung, Nachklärung, beheizter Faulturm - konzipiert. Eine Faulgasverwertung zur Gewinnung von Belüftungsenergie kommt nur bei Anlagen über 70.000 t + EGW zur Anwendung. Die Direktkoppelung Gasmotor-Gebläse ist bevorzugt, in einer Kläranlage soll über Generatoren Strom für Oberflächenbelüfter erzeugt werden. Die Kläranlage Linz wird sowohl über Direktkoppelung als über Generatoren verfügen.

3. BETRIEBSERGEBNISSE

Im Jahre 1981 wurden 23 Kläranlagen auf Belastung, Reinigungsleistung und Energiebedarf eingehend untersucht:

12 Anlagen mit Simultanstabilisierung $B_R < 0,5$

1 Anlage mit Raumbelastung $B_R < 1,0$ ohne Vorklärung aber beheiztem Faulturm

3 Anlagen mit Raumbelastung $B_R < 1,0$ mit Vorklärung und beheiztem Faulturm

7 Tropfkörperanlagen

Es ist unbestritten, daß ein Vergleich, welcher allen Einwendungen standhalten kann, praktisch nicht möglich ist. Die einzelnen Kläranlagen sind, auch wenn sie eindeutig einem bestimmten Verfahrenstyp zuzuordnen sind, im Detail zu unterschiedlich.

Erhebliche Unterschiede sind bei einigen wesentlichen Faktoren festzustellen:

- Bemessung einzelner Anlagenteile wie Vorklärung, Biologie, Nachklärung, Faulung
- Regenklärbecken
- Abwasserhebewerk
- Auslastungsgrad
- Abwasserzusammensetzung
- Steuerungsmöglichkeit
- Anpassungsfähigkeit an stark schwankende Belastungen
- Betriebsführung

Dennoch scheinen grundsätzliche Tendenzen erkennbar.

3.1 Abbauleistung

Die durchschnittliche Abbauleistung beträgt bei Simultanstabilisierungsanlage 93,4 %, wobei - allerdings bei extremer Teillast - Werte bis 99 % erzielt werden.

Konventionelle Anlagen, $B_R < 1,0$, bringen im Schnitt 91,4 %, Tropfkörper 87,9 %.

Bei den Tropfkörperanlagen wirken sich jedoch einzelne überhöhte Bemessungswerte älterer Anlagen negativ aus, vor allem geht die Abbauleistung in den Wintermonaten stark zurück. Eliminiert man diese Anlagen, erhöht sich die durchschnittliche Abbauleistung auf 91,2 %.

Bei Kläranlagen mit einer Raumbelastung $B_R < 0,5$ wären an sich höhere Reinigungsgrade, wie sie zum Teil auch erreicht werden, zu erwarten. Die Ursache dafür ist zweifelslos in einer überhöhten Bemessung, aber auch in zu gering dimensionierten Nachklärbecken und einem ungenügenden Rücklaufverhältnis zu suchen. Nicht zuletzt ist, das gilt natürlich für alle Kläranlagen, eine mangelhafte Betreuung durch das Betriebspersonal Grund unbefriedigender Ergebnisse.

3.2 Energiebedarf

Der spezifische Energieverbrauch (kWh/kg BSB_5 abgebaut) ist bei kleinen Kläranlagen erheblich höher. Wengleich dies durchaus keine neue Erkenntnis darstellt, ist eine Bestätigung eine wertvolle Hilfe bei der Beurteilung des Problems Einzelanlage oder Verbandsanlage.

Tropfkörper weisen mit durchschnittlich 0,64 kWh/kg BSB_5 einen erheblich geringeren spezifischen Energiebedarf als Stabilisierungsanlagen mit 2,99 kWh/kg BSB_5 auf. Dieser überraschend hohe spezifische Energiebedarf hat mehrere Ursachen:

- fehlende Anpassungsfähigkeit bei Schwach- u. Teillast und stark schwankenden Belastungen
- unzureichende Sauerstoffsteuerungen
- keine oder nur geringe Denitrifikation
- mangelhafte Betreuung der Kläranlage

In Oberösterreich sind derzeit vier Anlagen in Betrieb, welche mit einer Raumbelastung $B_R < 1,0$ bemessen sind.

	Jahr	PLANUNG		Korr.	BELASTUNG			ABBAU		ENERGIE		β	
		E + EGW	BR	E + EGW	E + EGW	kg BSD _c	%	kg BSD _c	%	kWh/kg BSD _c			
BA, B _R < 0,5	77	750	0,30	625	529	31,7	94,7	29,2	92,0	5,05	6,85	6,85	
	76	830	0,27	770	250	15,0	32,5	13,5	20,0	0,65			
	75	4.000	0,30	2.625	2.567	154,0	97,8	132,0	85,7	2,76			
	75	5.000	0,60	1.075	1.367	82,0	72,9	72,0	87,0	2,42			
	80	5.000	0,13	10.000	1.643	98,6	16,4	97,6	99,0	5,55			
	70	5.500	0,20	6.875	2.692	161,5	39,2	152,0	94,1	1,96			
	76	6.400	0,30	4.210	1.967	110,0	46,7	114,6	97,1	4,21	3,21	2,94	
	76	6.700	0,48	3.500	3.299	197,9	94,2	194,0	98,0	2,45			
	76	7.000	0,45	3.916	2.100	126,0	53,6	111,0	88,1	3,37			
	72	14.000	0,46	7.610	10.704	642,2	140,6	596,0	92,0	0,89	2,39		
	79	17.000	0,18	23.750	7.168	430,1	30,2	421,9	98,1	2,13			
77	20.000	0,25	20.000	3.703	227,0	19,4	222,9	98,2	4,15				

BA, B _R < 1,0	79	16.000	0,92	17.400	2.500	150,0	14,4	139,0	92,7	3,96	3,96	
	79	20.000	0,75	26.670	4.044	290,6	18,2	275,3	94,7	2,37		
	76	60.000	1,20	50.000	10.584	632,9	21,1	543,0	85,0	1,34	1,65	2,25
	70	70.000	1,00	70.000	33.330	2.000,0	47,6	1.850	92,5	1,26		

TK	75	1.500	0,36	1.042	714	42,8	60,5	39,4	92,0	0,70	0,79	
	76	1.530	0,41	933	283	17,0	30,3	15,0	88,2	0,48		
	79	2.080	0,20	2.600	1.257	75,4	48,4	66,4	80,0	0,54		
	72	6.000	0,75	2.000	2.598	155,9	129,9	128,0	82,1	1,67		
	71	10.000	0,80	3.125	5.718	343,1	183,0	270,0	78,7	0,40		
	73	12.500	0,36	8.750	7.528	451,7	86,0	418,7	92,7	0,16		
	70	20.000	0,23	21.739	10.772	646,3	49,6	603,0	93,3	0,34		

Der spezifische Energiebedarf liegt mit durchschnittlich 2,28 kWh/kg BSB₅ unter jenem von Stabilisierungsanlagen. Berücksichtigt man bei der Berechnung des Durchschnittswertes die Kläranlage mit extrem niedrigen Teillasten (14,4 %) nicht, errechnet sich ein Durchschnittswert von 1,65 kWh/kg BSB₅. In einer Kläranlage wird Faulgas zur Gewinnung von Belüftungsenergie eingesetzt. Diese Anlage weist den niedrigsten Fremdenenergiebedarf auf. Eine auch nur annähernde Abdeckung der erforderlichen Belüftungsenergie ist nicht zu erzielen. Probleme mit der Erfüllung der Ein- und Ertragsgarantien, welche sich über 3 Jahre hingezogen haben erlauben derzeit keine abschließende Beurteilung. Überdies ist diese Anlage wenig anpassungsfähig bei schwankenden Belastungen.

4. Baukosten

Eine Analyse der spezifischen Baukosten ergibt im gesamten, daß kleine Anlagen wesentlich teurer sind als große und die Baukosten für Tropfkörper generell höher liegen als jene für Belebungsanlagen. Zu diesem Thema gibt es ausreichend Literatur und Erfahrung.

Betrachtet man jedoch die Werte im Detail, kann man sich des Eindruckes nicht erwehren, daß nicht alles so klar und einfach ist, wie es vielfach dargestellt wird. Vielmehr scheint eine bedeutende Abhängigkeit von der wirtschaftlichen Lage, der Ausschreibung an sich, den örtlichen Verhältnissen und anderer Faktoren zu bestehen und bringt erhebliche Diskrepanzen und Unsicherheiten. Dies gilt insbesondere, wenn man die Gesamtbaukosten auf die tatsächliche Ausbaugröße korrigiert.

	Jahr	PLANUNG		Korr.	BAUKOSTEN		
		E + EGW	BR	E + EGW	Mio. S	spez.	Korr.
BA, BR 0,5	77	750	0,30	625	4.126	5.500	6.600
	76	870	0,27	770	2.685	3.235	3.487
	75	4.000	0,38	2.625	6.370	1.592	2.427
	75	5.000	0,60	1.875	5.000	1.000	2.667
	80	5.000	0,13	10.000	6.337	1.311	656
	78	5.500	0,20	6.871	11.200	2.036	1.629
	76	6.400	0,38	4.210	8.590	1.342	2.040
	76	6.700	0,48	3.500	5.348	798	1.528
	76	7.000	0,45	3.916	10.950	1.564	2.796
	77	14.000	0,46	7.610	10.730	766	1.410
	79	17.000	0,18	23.750	8.470	498	359
	77	20.000	0,25	20.000	9.100	455	455

	Jahr	PLANUNG		Korr.	BAUKOSTEN		
		E + FGW	BR	E + FGW	Mio. S	spez.	Korr.
BA, Dr 1,0	79	16.000	0,92	17.400	24.100	1.506	1.385
	79	20.000	0,75	26.670	18.900	945	709
	76	60.000	1,20	50.000	40.365	673	807
	78	70.000	1,00	70.000	54.000	771	771

TK	75	1.500	0,36	1.042	3.306	2.204	3.173
	76	1.530	0,41	933	6.510	4.255	6.967
	79	2.080	0,20	2.600	9.700	4.663	3.730
	72	6.000	0,75	2.000	9.870	1.645	4.935
	71	10.000	0,80	3.125	8.440	844	2.700
	73	12.500	0,36	8.750	13.961	1.116	1.595
	78	20.000	0,23	21.739	26.900	1.345	1.237

5. FOLGERUNGEN

5.1 Generelle Folgerungen

Zieht man aus statistische Daten und Meßergebnissen Schlußfolgerungen, besteht immer die Gefahr der Generalisierung. Sie ist nicht geringer, als wenn einzelne besonders günstige oder ungünstige Beispiele herangezogen werden.

Denn neben den Bau- und Betriebskosten, welche sicher einen gravierenden Faktor darstellen, sind auch andere Aspekte wesentlich:

- Vorflutverhältnisse
 - Belastung;
 - erforderliche Reinigungsleistung
- Abwasserzusammensetzung
 - häuslich;
 - industriell-gewerblich
- Belastung
 - gleichmäßig;
 - stark schwankend
 - Teilbelastung über einen längeren Zeitraum
- Kläranlagenstandort

Man wird in jedem Fall nach allen Gesichtspunkten zu prüfen haben. Ist dies geschehen, bleibt dennoch oft nur zu hoffen, daß die gewählte Lösung wirklich die optimale ist. Geänderte wirtschaftliche und finanzielle Situationen schaffen hin und wieder doch völlig geänderte Verhältnisse. Trotz dieser Vorbehalte können doch einige grundsätzliche Feststellungen in Bezug auf die Wahl eines Abwasserreinigungsverfahrens getroffen werden.

5.2 Abwasserreinigungsverfahren

5.2.1 Tropfkörper und Scheibentropfkörper

Diese Verfahren erscheinen auf Grund der niedrigen Betriebskosten für kleinere Kläranlagen nach wie vor gut geeignet. Voraussetzungen sind eine entsprechende Bemessung, überwiegend häusliches Abwasser und bei Tropfkörpern geeignete klimatische Bedingungen. Gute Ergebnisse zu außerordentlich geringen spezifischen Energiekosten sind auch bei der Teilreinigung hochbelasteter Abwässer zu erzielen.

Die wirtschaftliche Grenze dürfte bei Scheibentropfkörper unter 10.000 E + EGW und bei Tropfkörper unter 25.000 E + EGW liegen. Bei kritischen Vorflutverhältnissen sollte dem Belebtschlammverfahren der Vorzug gegeben werden.

5.2.2 Simultanstabilisierung

Bei ausreichender Bemessung erzielen Simultanstabilisierungsanlagen hervorragende Abbauleistungen. Der spezifische Energiebedarf ist jedoch im Vergleich zu den anderen Verfahren sehr hoch.

Eine entscheidende Reduzierung der Energiekosten könnte durch die Ausnutzung der Denitrifikation, besserer Sauerstoffsteuerungen und einer verbesserten Anpassungsfähigkeit an Teil- und Schwachlast erzielt werden. Die Grenze der Wirtschaftlichkeit dürfte bei 20.000 E + EGW liegen.

5.2.3 Konventionelle Anlagen.

Die spezifischen Energiekosten liegen wesentlich unter jenen für Stabilisierungsanlagen. Bei einer Raumbelastung von B_R 1,0 kann eine Ablaufkonzentration von 20 mg/l BSB_5 nicht immer eingehalten werden.

Die Überschreitungen können bis 100 % betragen, vor allem bei hohem Anteil industriell-gewerblichen Abwassers. Die Faulgasverwertung zur Gewinnung von Belüftungsenergie senkt den Anteil an Fremdenergie wesentlich. Eine vollständige Abdeckung der erforderlichen Belüftungsenergie erscheint nicht möglich.

Dipl.-Ing.Ewald MAYR
Amt der öö Landesregierung
Kärntnerstraße 12
4020 LINZ

BIOLOGISCHE PROBLEME BEIM BETRIEB VON BELEBUNGSANLAGEN

N. Matsché

1. ALLGEMEINES

Biologische Probleme bei der Abwasserreinigung nach dem Belebungsverfahren ist ein sehr umfassendes Thema. Hierher gehören nahezu alle Probleme des Belebungsverfahrens, des wichtigsten Verfahrens der biologischen Abwasserreinigung. Probleme des Betriebes, die durch Einflüsse von außen, wie z.B. toxische Industrieabwässer, stark schwankende Belastung, tiefe Temperaturen etc. hervorgerufen werden, sollen in anderen Vorträgen dieses Seminars behandelt werden. Im vorliegenden Beitrag sollen zunächst die Möglichkeiten des Belebungsverfahrens hinsichtlich der biologischen Entfernung der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und der damit verbundenen Probleme bei

- Nitrifikation
 - Denitrifikation und
 - Biologischer Phosphorentfernung
- behandelt werden.

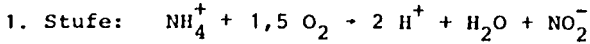
Unmittelbare Schwierigkeiten biologischer Art sind sehr häufig mit dem Wachstum fadenförmiger Organismen bzw. mit dem Austrag von Keimen aus dem Abwasser bei der Belüftung verbunden. Auf diese Probleme soll unter den Abschnitten

- Blähschlamm und
 - Aerosolbildung
- eingegangen werden.

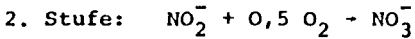
2. NITRIFIKATION

Unter Nitrifikation versteht man die mikrobielle Oxidation von Ammoniumstickstoff zu Nitrat. Während die Oxidation von

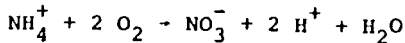
organischen Kohlenstoffverbindungen von sehr vielen Bakterienarten durchgeführt werden kann, sind zur Nitrifikation nur wenige autotrophe Bakterien im Stande. Nitrosomonas-Bakterien oxidieren in einer ersten Stufe der Reaktion Ammonium zu Nitrit:



Zur Oxidation des Nitrits zum Nitrat sind die Nitrobakterien befähigt:



Die Gesamtreaktion der Nitrifikation ergibt sich daher:



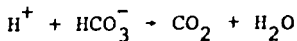
Aus der Gesamtreaktion können zwei für die Nitrifikation wesentliche Faktoren abgelesen werden:

Hoher Sauerstoffverbrauch (für die Oxidation von 1 Mol Ammonium werden 2 Mol Sauerstoff benötigt entsprechend etwa 4,6 g O₂/g NH₄-N)

Starke Säureproduktion (pro Mol oxidiertem Ammoniumstickstoff werden 2 Mol Wasserstoffionen gebildet)

Wenn z.B. im häuslichen Abwasser 30 mg/l NH₄-N enthalten sind und davon 80 % nitrifiziert werden, so sind dafür 30 · 0,8 · 4,6 = 110 mg/l O₂ erforderlich.

Die Wasserstoffionen reagieren nach der Gleichung



mit den Bicarbonationen des Wassers und reduzieren das Pufferungsvermögen. Dies kann in weiterer Folge zu einer Absenkung des pH-Wertes führen. Durch die Nitrifikation von 0,8 · 30 = 24 mg/l NH₄-N werden z.B. 9,6⁰dH (Karbonat-

härte) entsprechend 171 mg/l CaCO_3 oder 209 mg/l HCO_3^- verbraucht. Das aus der Reaktion entstehende CO_2 wird in nitrifizierenden Anlagen zum Teil durch die Belüftung ausgetrieben (Strippeffekt), wodurch der pH-Wert bei nicht allzu hohen Konzentrationen von Ammonstickstoff meist nicht soweit absinkt (Ausnahmen Wasser mit geringer Härte), um die Nitrifikation zu beeinträchtigen bzw. den Reinigungsprozeß zu stören (trüber Ablauf). Die Gefahr einer pH-Absenkung ist besonders bei dickem Abwasser (hohe $\text{NH}_4\text{-N}$ Konzentration) und geringer Wasserhärte gegeben. Nach KRAUTH, 1980 ist es ohne weiteres möglich, daß eine Belebungsanlage mit einer sehr hohen Reinigungsleistung sich innerhalb weniger Tage selbst zerstören kann.

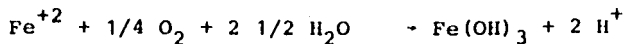
Der optimale pH-Bereich für die Nitrifikation liegt zwischen 7,2 und 8,0. Bei Anlagen mit Sauerstoffbegasung ist jedoch der Strippeffekt oft gering, wodurch der pH-Wert weiter absinkt und die Nitrifikation behindert werden kann. Bei speziellen Abwasserarten mit sehr hohen Ausgangskonzentrationen an Ammonstickstoff (z.B. von Tierkörperverwertungsanstalten) kann es zu einer Hemmung der Nitrobacter-Arten kommen, so daß eine Nitritanreicherung im behandelten Abwasser eintritt. Bei sehr hohen Ammonstickstoffkonzentrationen ist vor allem ein hohes Schlammalter (z.B. über 40 Tage) und ein konstanter pH-Wert von 7 bis 7,2 (z.B. durch gesteuerte Zugabe von Natriumkarbonat oder Kalkmilch) erforderlich.

Ohne Berücksichtigung einer eventuellen Denitrifikation kann etwa mit folgendem Chemikalienbedarf zur Neutralisation der bei der Nitrifikation von 1 mg $\text{NH}_4\text{-N}$ gebildeten Säure gerechnet werden:

- 7,14 mg CaCO_3
- 12,0 mg NaHCO_3
- 5,28 mg Ca(OH)_2
- 4,0 mg CaO

Die im Wasser vorhandene Alkalität ($1^\circ\text{dH} = 10 \text{ mg CaO/l}$) kann dabei mit einbezogen werden.

Bei zusätzlicher Anwendung einer Simultanfällung mit z.B. Eisen-II-sulfat ist die Gefahr einer pH-Absenkung noch größer, da auch bei der Umsetzung



2 mol Wasserstoffionen pro Mol zugesetztes Eisen gebildet werden. Für die Fällung von 10 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ wird z.B. ein Zusatz von 20 mg Fe/l (entsprechend 100 mg $\text{FeSO}_4 \cdot 7 \text{H}_2\text{O/l}$) erforderlich, wodurch nach der obigen Reaktion ca. 0,7 mmol Wasserstoffionen/l gebildet werden (entsprechend einer Absenkung der Alkalität um 2^odH bzw. 36 mg $\text{CaCO}_3\text{/l}$ bzw. 44 mg $\text{HCO}_3^-\text{/l}$).

Die Nitrifikanten wachsen im Vergleich mit den heterotrophen "Belebtschlamm-Bakterien" wesentlich langsamer. Sie können sich daher erst von einem bestimmten Schlammalter an in der Belebtschlamm-Population behaupten. Da das Schlammalter von der BSB_5 -Schlammbelastung (B_{TS}) abhängig ist, ergibt sich daraus die Abhängigkeit der Nitrifikation von der Schlammbelastung. Weiterhin wird die Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten von der Temperatur beeinflusst, woraus sich eine Temperaturabhängigkeit der Nitrifikation ergibt.

In der Literatur werden verschiedene Werte für die Abhängigkeit der Wachstumsrate von der Temperatur angegeben. Nach Untersuchungen in England (KNOWLES, DOWNING und BARRETT, 1965) ergaben sich folgende Werte:

Temperatur	max. Wachstumsrate (1/d)		Schlammalter min t_s (d)
	Nitrosomonas	Nitrobacter	
10 ^o	0,29	0,58	3,5
20 ^o	0,76	1,04	1,3
30 ^o	1,97	1,87	0,5

Damit die Nitrifikanten nicht aus dem Schlamm ausgeschwemmt werden, muß das Schlammalter mindestens der reziproken Wachstumsrate entsprechen

$$\min t_s = \frac{1}{\mu \max}$$

Wird diese Bedingung gerade noch erfüllt, sind die Nitrifikanten nur in geringer Menge im belebten Schlamm vorhanden und die Nitrifikation nur unvollständig. Nach GUJER (1976) sollte das Produkt aus Wachstumsrate und Schlammalter, ebenfalls auch mit Rücksicht auf die Schwankungen der Stickstoffbelastung, mindestens einen Wert von 2 annehmen, um eine weitgehende Nitrifikation (z.B. 90 %) zu erreichen (s. Abb. 1).

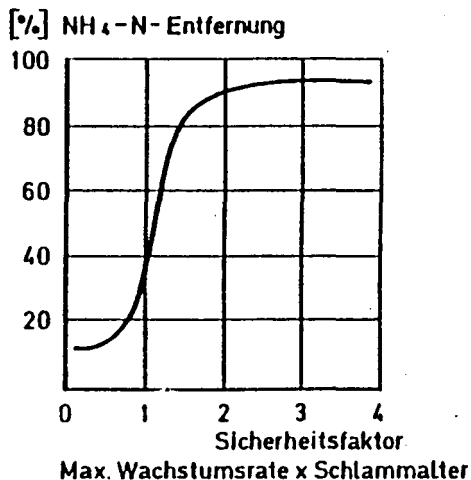


Abb. 1: Nitrifikationswirkungsgrad als Funktion des Nitrifikationssicherheitsfaktors (nach GUJER, 1976)

Eine Abschätzung des für eine weitgehende Nitrifikation erforderlichen Schlammalters bzw. der BSB_5 -Raumbelastung für unterschiedliche Temperaturen sind aus der Abb. 2 zu entnehmen (KAYSER und ERMEL, 1981). Hierbei wurde für Betrieb der Sicherheitsfaktor mit etwa 2 und für Bemessung mit etwa 3 angenommen. Ebenfalls wurde ein unterschiedliches Schlammalter für Anlagen mit und ohne Vorklärung berücksichtigt (gleiche BSB_5 -Raumbelastung vorausgesetzt).

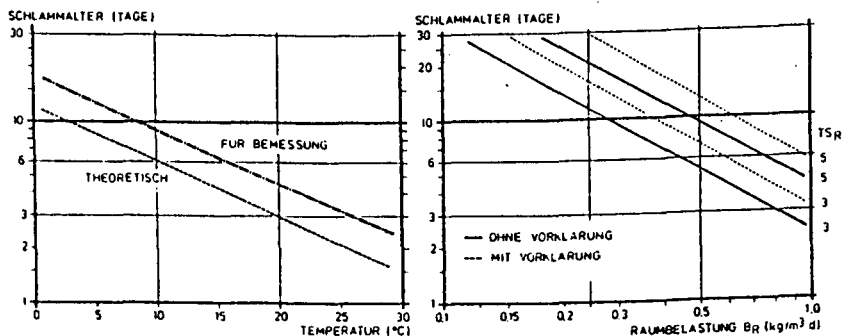
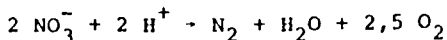


Abb. 2: Links: Erforderliches Schlammalter für Nitrifikation bei verschiedenen Temperaturen.
 Rechts: Schlammalter in Abhängigkeit von der Raumbelastung und der Schlammkonzentration im Belebungsbecken (nach KAYSER und ERMEL, 1981)

Nach den Untersuchungen von DOWNING (1964) sind für den Beginn der Nitrifikation Schlammbelastung und Temperatur die maßgebenden Faktoren. Danach trat volle Nitrifikation bei einer Schlammbelastung von 0,3 - 0,4 kg/kg.d und einer Temperatur von 17° C ein. Bei 12° C war die Grenze für die Schlammbelastung 0,2 - 0,3 kg/kg.d und bei 7° C 0,1 - 0,2 kg/kg.d. Für eine ganzjährige Nitrifikation in Belebungsanlagen bei unseren Klimaverhältnissen wird eine Schlammbelastung von 0,15 kg/(kg.d) als Bemessungswert angegeben. Bei etwas höher belasteten Anlagen kann durch die Temperaturabhängigkeit die Nitrifikation auf die Sommermonate beschränkt sein.

3. DENITRIFIKATION

Unter Denitrifikation versteht man die mikrobielle Reduktion von Nitrat über Nitrit zum gasförmigen Stickstoff. Aus der Reaktionsgleichung



wird ersichtlich, daß ein beträchtlicher Anteil des bei der Nitrifikation verbrauchten Sauerstoffs bei der Denitrifikation wieder zurückgewonnen werden kann ($2,9 \text{ g O}_2/\text{g NO}_3\text{-N}$), dies entspricht 63 % des zur Nitrifikation benötigten Sauerstoffs. Außerdem werden 50 % der bei der Nitrifikation gebildeten Säure bei der Denitrifikation wieder verbraucht (1 Mol $\text{NH}_4\text{-N}$ bildet 2 Mol H^+ bei der Nitrifikation, 1 Mol $\text{NO}_3\text{-N}$ verbraucht 1 Mol H^+ bei der Denitrifikation). Während die Nitrifikation nur von den Nitrifikanten durchgeführt werden kann, ist eine große Anzahl der Bakterien des belebten Schlammes in der Lage, an Stelle von gelöstem Sauerstoff Nitrat als Sauerstoffquelle zu verwenden. Die Denitrifikation ist also eng mit dem Sauerstoffverbrauch des belebten Schlammes verbunden wobei die Nitratatmung um 20 bis 30 % geringer als die Veratmung von gelöstem Sauerstoff ist. Voraussetzung für die Denitrifikation ist jedoch ein Mangel oder die völlige Abwesenheit von gelöstem Sauerstoff.

Der im belebten Schlamm gelöste Sauerstoff wird nach Unterbrechung der Belüftung schnell gezehrt, sodaß sich nach kurzer Zeit ein sauerstofffreies Milieu einstellt (z.B. im Nachklärbecken). Der belebte Schlamm verbraucht jetzt den im Nitrat gebundenen Sauerstoff und setzt gasförmigen Stickstoff frei, der zum Aufschwimmen von Schlamm führen kann (Schwimmschlammbildung durch Denitrifikation).

Mit einer gezielten Denitrifikation kann erreicht werden:

- weitgehende Entfernung der Stickstoffverbindungen (z.B. 80 - 90 %)
- Vermeidung von Schwimmschlamm durch Denitrifikation in der Nachklärung
- Vermeidung von Störungen der Nitrifikation durch Erniedrigen des pH-Wertes
- Vermindern des Energieaufwandes durch Rückgewinnung von Nitratsauerstoff

Für die Durchführung der Denitrifikation kommen verschie-

dene Betriebsweisen in Betracht, von denen hier nur die wichtigsten besprochen werden sollen (Abb. 3).

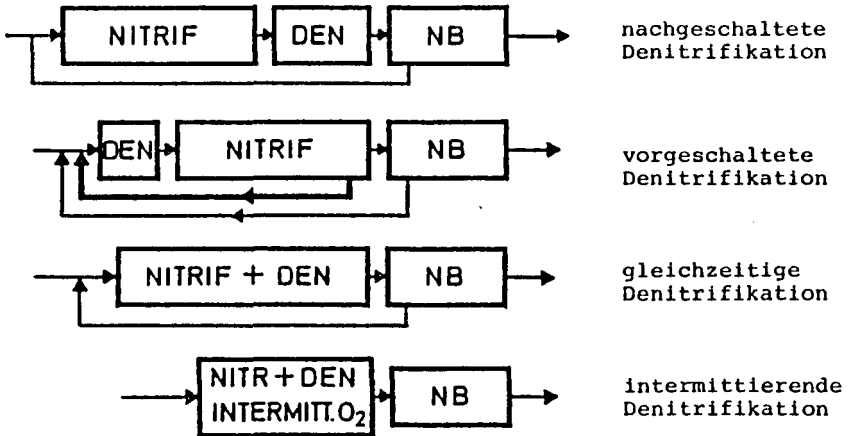


Abb. 3: Wichtigste Betriebsweisen für Belebungsanlagen zur Stickstoffentfernung

3.1 Belebungsverfahren mit nachgeschalteter Denitrifikation

Beim Belebungsverfahren mit nachgeschalteter Denitrifikation wird das Abwasser im Belebungsbecken möglichst vollständig nitrifiziert und anschließend wird im unbelüfteten, durchmischten Denitrifikationsbecken das gebildete Nitrat durch die endogene Atmung des belebten Schlammes entfernt. Da der Sauerstoffverbrauch nach abgeschlossener Nitrifikation nur gering ist, ist auch die Denitrifikationsgeschwindigkeit begrenzt. Die Folge ist, daß für eine angestrebte weitgehende Denitrifikation relativ große Denitrifikationsbecken erforderlich werden. Bei langem Kontakt von Abwasser mit belebtem Schlamm muß jedoch mit einer gewissen Rücklösung (schlechtere Ablaufqualität) gerechnet werden. Bei kürzeren Kontaktzeiten im Denitrifikationsbecken (z.B. 30 Minuten) scheint jedoch diese Betriebsweise geeignet,

um Betriebsschwierigkeiten durch Schwimmschlamm im Nachklärbecken zu vermeiden.

3.2 Belebungsverfahren mit vorgeschalteter Denitrifikation

Die Denitrifikationsgeschwindigkeit ist am größten, wenn nitrathaltiger Belebtschlamm aus dem Nitrifikationsbecken mit dem zufließenden Abwasser im vorgeschalteten, unbelüfteten Denitrifikationsbecken gemischt wird. Diese Betriebsweise wurde erstmalig von LUDZACK und ETTINGER (1962) vorgeschlagen und in Deutschland von KIENZLE (1980) weiterentwickelt. Unter der Annahme, daß im Denitrifikationsbecken das gesamte mit dem bei den Rückläufen eingebrachten Nitrat eliminiert wird, läßt sich der Nitratgehalt im Ablauf berechnen.

$$\text{NO}_3\text{-N (Ablauf)} = \frac{Q (\text{NO}_3\text{-N gebildet})}{Q + (\text{Summe Rücklauf})}$$

Bei einem Gesamtrücklauf von 200 % des Zulaufes ergibt sich bereits eine Stickstoffentfernung von etwa 70 % (N-Bedarf für den Zellaufbau des Überschussschlammes eingeschlossen). Je höher der BSB₅ des Zulaufes und der Feststoffgehalt des belebten Schlammes ist, umso schneller verläuft die Denitrifikation. Positiv auf die Denitrifikation wirkt sich eine fehlende bzw. kleine Vorklärung durch Erhöhung des Sauerstoffverbrauches aus. Im Nitrifikationsteil darf der Sauerstoffgehalt einen Wert von 2 mg/l nicht überschreiten, da sonst zuviel Sauerstoff über den inneren Rücklauf in den Denitrifikationsteil gelangt.

3.3 Belebungsverfahren mit gleichzeitiger Denitrifikation

Beim Belebungsverfahren mit gleichzeitiger Denitrifikation besteht keine ausgeprägte Trennung zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationszone. Die gleichzeitige Denitrifikation tritt immer dann auf, wenn eine Anlage nitrifiziert und es im Belebungsbecken Zonen mit einem Sauerstoffgehalt von 0

(anoxische Zonen) gibt. Dies betrifft z.B. Langbecken mit Druckbelüftung, wo am Anfang des Belebungsbeckens der Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen größer ist als die Sauerstoffzufuhr und dadurch der Sauerstoffgehalt 0 ist. Hier wird gleichzeitig nitrifiziert und aus Gründen des Sauerstoffmangels denitrifiziert. Ähnliche Verhältnisse ergeben sich auch für Belebungsbecken in Kaskadenschaltung (z.B. mit Kreiselbelüftung) bzw. Umlaufbecken mit Rotorbelüftung (MATSCHÉ, 1980) oder mit Kreiselbelüftung (Carrouselanlagen). Bei Belebungsanlagen mit ausgeprägter Pfropfenströmung (Langbecken mit Abwasserzugabe am Beginn des Beckens) liegt bei geringer Belüftungsintensität und hohem Rücklaufverhältnis ein Übergang von vorgeschalteter zu gleichzeitiger Denitrifikation vor.

3.4 Belebungsverfahren mit intermittierender Denitrifikation

Der Wechsel zwischen aeroben und anoxischen Bedingungen im Belebungsbecken kann auch in einer zeitlichen Folge durch intermittierende Belüftung erreicht werden. So wird z.B. zunächst stärker belüftet wo nitrifiziert wird, während anschließend bei nur geringer Belüftungsintensität oder ausschließlicher Mischung (ohne Belüftung) vorwiegend denitrifiziert wird. Der Wechsel der Belüftung sollte dabei mindestens 1 mal pro Stunde erfolgen. Eine einfache Zeitsteuerung ist aber nur dort sinnvoll, wo die Belastung wenig schwankt (Gemeinden mit Trennkanalisation). Die intermittierende Denitrifikation wird nur für kleine Anlagen und dabei in erster Linie als Notmaßnahme gegenüber Betriebsschwierigkeiten durch Schwimmschlammbelastung auf den Nachklärbecken in Frage kommen.

3.5 Grundlagen für die Berechnung von Denitrifikationsbecken

Die richtige Aufteilung des Belebungsbeckens V_{BB} in eine Denitrifikationszone $a \cdot V_{BB}$ und eine Nitrifikationszone $(1-a) \cdot V_{BB}$ ist maßgebend für die angestrebte Stickstoffent-

fernung. Bedingungen für die vollständige Denitrifikation ist, daß der im Nitrat verfügbare Sauerstoff ($2,9 \cdot N_D$) kleiner oder gleich der Denitrifikationsatmung (etwa 70 % der Kohlenstoffatmung - $0,7 \text{ OV}_C$) ist.

Die Verwendung von OV_C zur Abschätzung der Denitrifikation berücksichtigt alle in einer Denitrifikationsanlage auftretenden Betriebsbedingungen, wie z.B. Stoßbelastungen oder Perioden mit schwacher Belastung. In Abhängigkeit vom Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis im Rohabwasser ist es möglich, das Verhältnis aerober und anoxischer Zonen in Anlagen mit simultaner Nitrifikation - Denitrifikation abzuschätzen. Das richtige Verhältnis zwischen anoxischen (Denitrifikation) und aeroben (Nitrifikation) Zonen im Belebungsbecken ist entscheidend für eine optimale Stickstoffentfernung. Die relative Größe kann nach folgender Überlegung abgeschätzt werden:

$$\text{erf. OV} = 2,9 \cdot N_D$$

$$N_D = N_Z - N_{US} - N_A$$

$$\text{vorh. OV} = a \cdot \text{OV}_C \cdot 0,7$$

$$\text{OV}_C = c \cdot \eta \cdot \text{COD}$$

N_D - Stickstoff zur Denitrifikation

N_Z - Stickstoff im Zulauf

N_{US} - Stickstoff im Überschussschlamm

N_A - Stickstoff im Ablauf

a - relativer Anteil der Denitrifikationszone

OV_C - Kohlenstoffatmung

c - Anteil des entfernten COD ($\eta \cdot \text{COD}$) der veratmet wird

$0,7$ - Erfahrungswert für Umrechnung OV_C in OV_{DN}

Für die vollständige N-Entfernung gilt:

vorhandener OV = erforderlicher OV

$$a \cdot 0,7 \cdot c \cdot \text{COD} = 2,9 N_D$$

$$a = \frac{4,14 \cdot N_D}{c \cdot \eta \cdot \text{COD}}$$

Für gleichzeitige Denitrifikation, Temperatur 14°C , Schlammalter $t_s = 10\text{ d}$, geschätzt $c \sim 0,6$ (aus COD-Bilanz) ergibt sich:

$$a = 6,9 \cdot \frac{N_D}{\eta \cdot \text{COD}}$$

Die relative Größe der anoxischen Zone ist also nur im Verhältnis Stickstoff zu abbaubarem COD im Zulauf abhängig. Da sich dieses Verhältnis im Laufe eines Tages ständig ändert, müßte in einer Anlage mit vorgeschalteter Denitrifikation im Idealfall eine flexible Trennung zwischen Nitrifikations- und Denitrifikationsbecken bestehen. Bei den Anlagen mit simultaner Nitrifikation-Denitrifikation kann dieser Zustand relativ gut realisiert werden, indem durch Zu- und Abschalten von Belüftern die Größen der anoxischen und aeroben Zonen des Belebungsbeckens relativ zueinander verändert werden können. Für die Nitrifikation in solchen Anlagen ist jedoch zu beachten, daß die Nitrifikanten sich nur in den aeroben Teilen des Belebungsbeckens vermehren können und für die Berechnung des für die Nitrifikation erforderlichen Schlammalters nur der aerobe Teil des Belebungsbeckens herangezogen werden darf. Bei einer angenommenen Denitrifikationszone von $a = 0,25$ können z.B. denitrifiziert werden:

$$\frac{N_D}{\eta \cdot \text{COD}} = \frac{0,25}{6,9} = 0,036 \quad \left[\frac{\text{mg N}}{\text{mg COD}} \right]$$

Von van HAANDEL et al., 1981 wurden eingehende Untersuchungen über die erreichbare Denitrifikation in vor- und nachgeschalteten Denitrifikationsbecken durchgeführt. Aus den in Abb. 4 dargestellten Diagrammen kann die Größe der erforderlichen Denitrifikationszonen in Abhängigkeit von der Abwasserzusammensetzung ($N_D : \eta \text{ COD}$) für die verschiedenen Verfahren abgeschätzt werden. Man erkennt deutlich, daß bei gegebener Abwasserzusammensetzung mit der vorgeschalteten

Denitrifikation der geringste Beckenanteil benötigt wird. Andererseits wird auch ersichtlich, daß die nachgeschaltete Denitrifikation nur für Abwässer mit kleinem $N_D : \eta \cdot \text{COD}$ Verhältnis (großer COD Überschuß) eingesetzt werden kann. Die simultane Denitrifikation liegt zwischen beiden Extremfällen und hat überdies den Vorteil, daß die Größe der Denitrifikationszone durch Änderung der Belüftung den jeweiligen Bedingungen angepaßt werden kann.

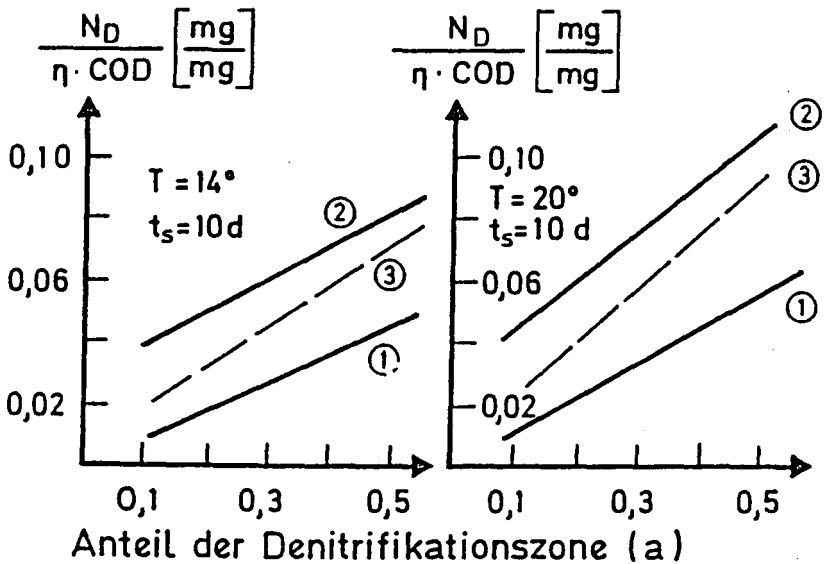


Abb. 4: Erreichbare Stickstoffentfernung in Abhängigkeit von der relativen Größe der Denitrifikationszone bei verschiedenen Betriebsweisen (für 14° und 20°)

- 1 nachgeschaltete Denitrifikation
- 2 vorgeschaltete Denitrifikation
- 3 gleichzeitige Denitrifikation

Die Nitratbelastung im Gewässer infolge diffuser Quellen (z.B. Grundwasserzuflüsse, Bodenauswaschungen) ist häufig bereits hoch und der Abwasseranteil selbst gering, sodaß eine möglichst vollständige Denitrifikation im Normalfall nicht erforderlich ist. Andererseits wird vielfach eine weitgehende Nitrifikation angestrebt. Eine teilweise Denitrifikation erfordert kaum zusätzliche Baukosten, ist energiesparend, stabilisiert den Betrieb und vermindert die Schwimmschlamm- und Schlammflockenbildung auf der Nachklärung. Für die teilweise Stickstoffelimination ist eine anteilige vorgeschaltete Denitrifikationszone von etwa 25 % des Nutzinhaltes des Belebungsbeckens ausreichend. Bei einer Schlammbelastung von 0,15 kg/kg.d (Bemessung für Nitrifikation) ist ein größeres Belebungsbecken nicht erforderlich, wenn bei niedrigen Wassertemperaturen (z.B. unter 12° C) auf eine weitgehende Nitrifikation verzichtet wird. Das gleiche gilt für Anlagen mit gleichzeitiger Denitrifikation. Zur Sicherheit sollten jedoch alle Nachklärbecken mit Tauchwand und Schwimmschlammräumeinrichtung versehen werden.

4. BIOLOGISCHE PHOSPHOR-ENTFERNUNG

Bei den Untersuchungen von BARNARD (1973) zur biologischen Stickstoffentfernung wurde zeitweise auch eine weitgehende Verminderung der Phosphorverbindungen festgestellt. Diese Phosphorentfernung ohne Zugabe von Chemikalien konnte jedoch nur erreicht werden, wenn die Denitrifikation möglichst vollständig war und der Schlamm im Nachklärbecken nur eine kurze Verweilzeit hatte. Bei weiteren Untersuchungen stellte sich heraus, daß die Phosphorentfernung noch verbessert werden konnte, wenn dem ersten Denitrifikationsbecken ein anaerobes Mischbecken für Zulauf- und Rücklaufschlamm vorgeschaltet wurde (Abb. 5). Bei Versuchen im technischen Maßstab in Israel (Nutzinhalt Belebungsbecken etwa 20 m³) wurde bei vorgeschalteter Anaerob- und Denitri-

fikationsstufe bei einer Belüftungszeit von 12 Stunden und einer Schlammbelastung von 0,14 kg/kg.d eine Stickstoffentfernung von 92 % und eine Phosphorentfernung von ebenfalls über 90 % festgestellt (ARUESTE, 1980). Der Anteil der Anaerobstufe betrug dabei 9 %, der der Denitrifikationsstufe 19 % des gesamten Nutzinhalt des Belebungsbeckens. Die vorgeschaltete Anaerobstufe hat sich ebenfalls günstig auf die Absetzeigenschaften des belebten Schlammes ausgewirkt.

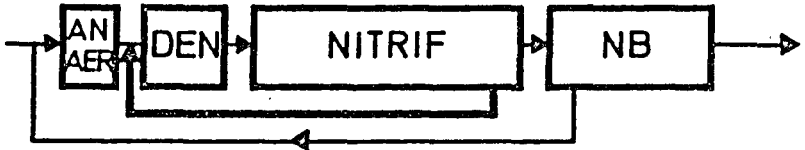


Abb. 5: Beckenanordnung für biologische P-Entfernung

Die Fähigkeit gewisser Mikroorganismen zu einer vermehrten Phosphoraufnahme, wobei im Inneren der Zelle Polyphosphate in Form von Volutin-Granula abgelagert werden, ist seit langem bekannt. Die gezielte Verwendung dieser biochemischen Reaktion zur vermehrten biologischen Phosphorentfernung ist jedoch noch nicht vollständig geklärt und wurde in den letzten Jahren intensiv untersucht. Bei Bakterien, die aus Anlagen mit vermehrter biologischer Phosphoraufnahme isoliert wurden, konnte die Bildung und das Verschwinden von in der Zelle abgelagertem Polyphosphat nachgewiesen werden. Dieses Phänomen der Bildung und des Verschwindens von Polyphosphat wird durch den Wechsel von aeroben und anaeroben Bedingungen, denen der Schlamm alternierend unterworfen wird, induziert. Unter aeroben Bedingungen entfernen die Mikroorganismen Phosphate aus der Lösung und lagern Volutin

ein. Unter anaeroben Bedingungen geben diese Bakterien dann wieder Phosphat in die Lösung ab. Es handelt sich dabei um obligat aerobe Organismen, die imstande sind, mit den fakultativen Bakterien, die sowohl aerob als auch anaerob leben können, in einer Belebungsanlage mit langen anaeroben Aufenthaltszeiten des belebten Schlammes zu konkurrieren.

Im Jahre 1980 wurden auf der Kläranlage des Abwasserverbandes Wulkatal Versuche zur biologischen P-Entfernung durchgeführt. Die Anlage liegt im Einzugsbereich des Neusiedler Sees und wird daher zur P-Entfernung normalerweise mit Simultanfällung betrieben. Die Anlage reinigt die kommunalen Abwässer des Verbandes sowie die Abwässer zweier Industriebetriebe (Konservenfabrik, Zuckerfabrik), so daß die Belastung sehr stark schwankt. Während der Zuckerkampagne ist wegen der hohen organischen Belastung des Zuckerfabriksabwassers der Nährstoffgehalt der kommunalen Abwässer nicht ausreichend und es muß eine zusätzliche Zugabe von N- und P-Dünger erfolgen.

Untersuchungen haben gezeigt, daß wie auf der Kläranlage Wien-Blumental in den beiden Belebungsbecken (Umlaufbecken $V = 15.000 \text{ m}^3$, Stabwalzenbelüftung) unter gewissen Betriebsbedingungen aerobe und anoxische Zonen geschaffen werden können. Damit ist durch simultane Nitrifikation-Denitrifikation eine 80- bis 90 %ige N-Abnahme möglich. Durch den Einbau von Stabwalzenbelüftern mit halber Umdrehungszahl sollte auch die Ausbildung anaerober Bereiche im ersten Belebungsbecken ermöglicht werden. Wegen zu geringer organischer Belastung außerhalb der Zuckerkampagne gelang es jedoch nicht, den Nitratgehalt im ersten Becken vollständig zu reduzieren. Es konnte jedoch gezeigt werden, daß durch eine Reduzierung der Belüftung im ersten der beiden Belebungsbecken die Steigerung der biologischen P-Aufnahme von 25 bis 30 % auf 60 bis 70 % möglich war und eine entsprechende Menge von Fällungskemikalien eingespart werden

konnte (Abb. 6)

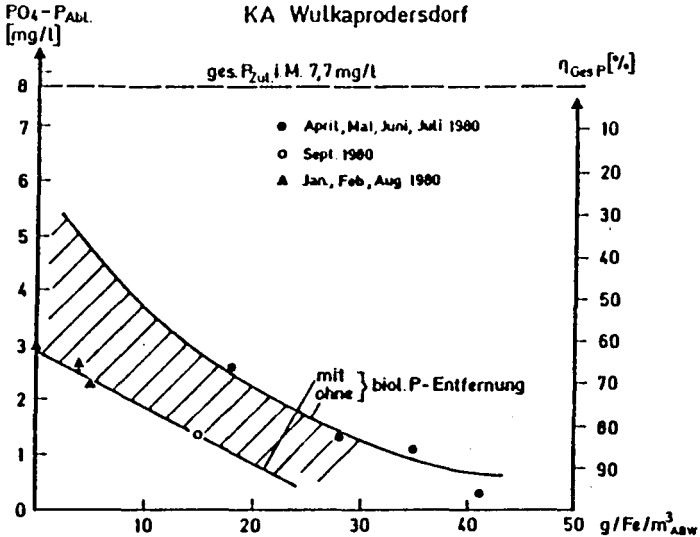


Abb. 6: KA Wulkaprodersdorf, Betrieb mit und ohne biologische Phosphor-Entfernung

Eine Bestätigung dieser Ergebnisse konnte bei Untersuchungen auf der Kläranlage Eisenstadt im Jahre 1981 gefunden werden. Auch diese Anlage hat 2 Umlaufbecken mit Stabwalzenbelüftung (je 2.500 m³), die hintereinander geschaltet sind. Um die Bedingungen für die biologische P-Entfernung noch zu verbessern, wurde im ersten Becken an Stelle der Oberflächenbelüfter ein GÜllemischer in Betrieb genommen, der bei einer Leistungsaufnahme von ca. 15 kW ohne Sauerstoffeintrag für eine Fließgeschwindigkeit von ca. 30 cm/s sorgte. Unter diesen Bedingungen erfolgte in diesem Becken eine vollständige Denitrifikation und eine starke P-Rücklösung; bei Zulaufwerten von 8 - 10 mg P/l erhöhte sich die Konzen-

tration durch die Rücklösung zeitweise bis auf 15 mg P/l. Im zweiten Becken wurde ein Stabwalzenbelüfter betrieben, so daß unter aeroben Bedingungen der Abbau der Kohlenstoffverbindungen, die Nitrifikation und die P-Aufnahme stattfinden konnte. Trotz der niederen Temperaturen bei den Versuchen (Okt., Nov., Dez., z.T. $< 10^{\circ}$ C) wurde über einen Zeitraum von 6 Wochen ohne Fällungsmittelzugabe eine P-Entfernung von > 70 % erreicht. Die Ergebnisse der Versuche können folgendermaßen zusammengefaßt werden:

- es besteht ein linearer Zusammenhang zwischen der Aktivität des Schlammes (Sauerstoffverbrauch, Denitrifikationsrate) und der P-Aufnahmerate
- daraus ergibt sich auch eine Zunahme der P-Aufnahmerate mit zunehmender Temperatur.
- die erreichbare P-Endkonzentration nimmt mit steigender Temperatur ab (z.B. 3 mg P/l bei 12° C, 1 mg P/l bei 20° C)
- die P-Aufnahme ist nicht auf die unter anaeroben Bedingungen rückgelöste P-Fracht beschränkt; bei Zugabe von P kann unter aeroben Bedingungen eine zusätzliche P-Aufnahme erfolgen
- biologische P-Aufnahme und chem. P-Fällung können kombiniert werden. Die Zugabe von Fällungschemikalien kann dabei auf die nach der biologischen P-Entfernung verbliebene P-Fracht bezogen werden.

5. BLÄHSCHLAMM

Das verstärkte Wachstum von fadenförmigen Mikroorganismen und die damit im Zusammenhang stehenden schlechten Absetzeigenschaften des belebten Schlammes stellen eines der häufigsten Probleme beim Betrieb von Belebungsanlagen dar. Bei einer Untersuchung von 315 Belebungsanlagen in Deutschland wurden bei 139 Anlagen (44,1 %) zumindest zeitweise das Auftreten von stark fädigem Blähschlamm beobachtet

(WAGNER, 1981). Die hauptsächlichen Verursacher sind dabei fünf verschiedene Fadenbakterien (Typ O21N, M.porvicella, Typ OO41, S.natous und Nocardia) die mehr als 70 % der Blähschlammereignisse verursachen. Mit einer erhöhten Wahrscheinlichkeit von Blähschlamm muß bei gleichzeitiger Behandlung von Industrieabwasser gerechnet werden.

Tabelle 1: Vorkommen von Blähschlamm in Anlagen mit hohem gewerblichen Abwasseranteil (nach WAGNER, 1981)

	Anzahl	nicht fädig	stark fädig	stark fädig %
Kommunal	315	176	139	44,1
Gemüseverwertung	8	0	8	100
Papierindustrie	8	7	1	87,5
Obstverwertung	24	4	20	83,3
Milchverwertung	6	1	5	83,3
Tierkörperverwertung	5	1	4	80
Brennerei	9	2	7	77,8
Brauerei	10	3	7	70
Textilindustrie	13	5	8	61,5
Metallverarbeitung	8	4	4	50
Schlachthof	12	7	5	41,7

Einen deutlichen Einfluß auf die Ausbildung von Blähschlamm hat die **B e s c h w e r u n g** der Flocken durch Primärschlamm (fehlende Vorklärung) bzw. durch Simultanfällung. Bei 54 untersuchten Anlagen ohne Vorklärung zeigten nur 15 Anlagen (28 %) einen stark fädigen Schlamm. Im Durchschnitt lag der Jahresmittelwert des Schlammindex bei 61 ml/g unter Einbeziehung der Standardabweichung bei 86 ml/g. Der Einfluß der Verweilzeit im Vorklärbecken wird aus Abb. 7 ersichtlich. Die Zunahme des Schlammindex mit zunehmender Verweilzeit wird dadurch ersichtlich.

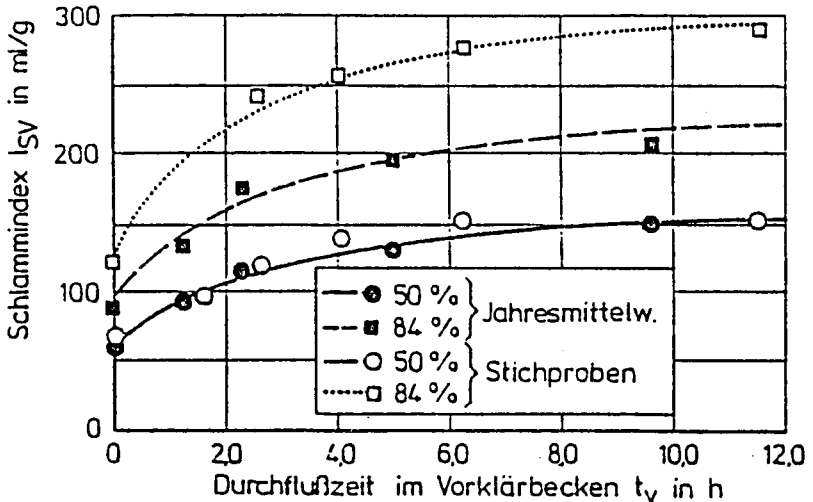


Abb. 7: Schlammindex in Abhängigkeit von der Durchflußzeit im Vorklärbecken (nach WAGNER, 1981)

Von 51 untersuchten Anlagen mit Simultanfällung zeigten nur 6 Anlagen (12 %) einen stark fädigen Schlamm. Der Schlammindex lag im Mittel bei 71 ml/g, unter Einbeziehung der Standardabweichung bei 87 ml/g.

Eine Bekämpfung von Blähschlamm kann auch durch eine **S c h ä d i g u n g** der Fadenorganismen durch Chemikalien erfolgen. Auf der Anlage des Wulkverbandes wurde in den vergangenen drei Jahren das Abwasser einer Zuckerfabrik mitbehandelt. Während dieser 3 Kampagnen trat trotz der Zugabe von N und P-Dünger starker Blähschlamm und Abtreiben von Schlamm aus der Nachklärung auf. Durch eine einmalige Dosierung von Chlorbleichlauge (ca. 2 g Chlor/kg TS) konnte bisher ein weiteres Schlammabtreiben verhindert werden. Für die Wirksamkeit von Chlor ist es entscheidend, daß die Zugabe an einer Stelle mit starker Durchmischung erfolgt und sich eine möglichst hohe Chlorkonzentration einstellt. Der gesamte Schlamm sollte mindestens einmal mit dem Chlor

in Kontakt kommen. Daraus ergibt sich, daß die Chlordosierung am besten in den Rücklaufschlamm erfolgt. Die Chlorung stellt aber nur eine Notmaßnahme dar, da sie kurzzeitig auch zu einer empfindlichen Ablaufverschlechterung führt. Eine Verminderung der Entwicklung von Blähschlamm kann auch durch eine Reihe von verfahrenstechnischen Maßnahmen erreicht werden, von denen vor allem die Vorschaltung einer hochbelasteten Kontaktzone hier genannt werden soll. In einer Reihe von Untersuchungen konnte gezeigt werden, daß in Anlagen mit vollständigem Mischbecken eine stärkere Tendenz zur Ausbildung von Blähschlamm besteht als in Anlagen mit Pfropfenströmung. Eine Pfropfenströmung kann in der Praxis, z.B. durch die Anwendung von Vorkontaktbecken, wie sie bei der vorgeschalteten Denitrifikation oder bei der biologischen P-Entfernung genannt wurden, erreicht werden. Im Falle von Längsbecken mit verteilter Abwasserzufuhr kann die Durchflußcharakteristik durch die gesamte Zugabe vor Kopf in Richtung Pfropfenströmung geändert werden. Voraussetzung dafür ist jedoch, daß die Schlammbelastung nicht zu hoch ist (z.B. $< 0,3 \text{ kg/kg.d}$), damit diese Betriebsweise voll wirksam wird.

Ist eine hohe Substratkonzentration vorhanden (z.B. im Kontaktbecken), nehmen sowohl die Bakterien der Schlammflocken als auch Fadenbakterien das Substrat mit maximaler Rate auf. Erst wenn die Konzentration sehr niedrig ist (z.B. Ablaufkonzentration), sind die Fadenbakterien auf Grund ihrer größeren spezifischen Oberfläche im Vorteil. Da aber im normalen Schlamm die Bakterien in den Flocken überwiegen, bleibt nach der Phase mit hoher Substratkonzentration nur ein geringer Anteil für die Fadenbakterien, die daher in ihrer Entwicklung eingeschränkt werden.

In letzter Zeit häuft sich das Auftreten von beständigen, viskosen braunen Schäumen an der Oberfläche von Belebungsbecken und Nachklärbecken. Zum Unterschied von Detergen-tenschäumen können diese dicken, fettigen Schäume nicht

durch Besprühen mit einem Wasserstrahl zerstört werden. Bei starkem Auftreten können sie über den Beckenrand treten, Wege verschmutzen und gefährlich rutschig machen. Treten sie vom Nachklärbecken in den Ablauf über, so erhöhen sie den Gehalt an Schwebestoffen im Ablauf und verschlechtern die Ablaufqualität. Dieser schaumige Schwimmschlamm wird durch ein verzweigtes Fadenbakterium - *Nocardia* sp. - hervorgerufen.

Nach JENKINS (1979) tritt *Nocardia* vermehrt in Gegenwart von Öl und Fett auf, was in verstärktem Ausmaß bei Anlagen ohne Vorklärung der Fall ist. Erhöhte Temperatur und verstärkte Turbulenz steigern den Dispersionsgrad von Fetten in Belebungsbecken und damit das Auftreten von *Nocardia*. *Nocardia* wächst sowohl in Öltröpfchen als auch an der Oberfläche von Öltröpfchen. Das Auftreten von Schäumen, die durch *Nocardia* verursacht werden, ist nach JENKINS abhängig vom Gehalt an Öl und Fett im Abwasser. Ein verstärktes Auftreten von *Nocardia* wird auch bei Behandlung von Molkereiabwasser beobachtet.

Auf der Kläranlage Wien-Blumental kam es seit mehreren Jahren zu Betriebsschwierigkeiten durch das verstärkte Auftreten von Schwimmschlamm an der Oberfläche der Belebungsbecken und der Nachklärbecken. Besonders bei kalter Witterung bestand die Möglichkeit von Beschädigungen an den Belüftungseinrichtungen der Belebungsbecken, da der Schwimmschlamm oberflächlich einfrore und in diesem festen Zustand eine starke mechanische Beanspruchung der Mammutrotoren darstellte. Ein regelmäßiger Wechsel der laufenden Rotoren sowie der Betrieb einer größeren Anzahl von Rotoren als zur eigentlichen Belüftung des Belebungsbeckens erforderlich war konnte aber in der Regel die Betriebsschwierigkeiten im Belebungsbecken in Grenzen halten. Auch an der Oberfläche des Nachklärbeckens bildete sich gleich nach Inbetriebnahme der Kläranlage eine ausgeprägte Schwimmschlammsschicht, die erst nach dem Einbau einer zusätzlichen

Einrichtung zur Schwimmschlamm-Entfernung auf der Räum-
brücke und durch den kontinuierlichen Abzug des Schwimm-
schlammes unter Kontrolle gebracht werden konnte.

Im Jänner 1980 kam es zu einem verstärkten Auftreten von
Schwimmschlamm auf dem Belebungsbecken und dem Nachklär-
becken, was aber gleichzeitig mit einem leichten, nur sehr
langsam absetzbaren Belebtschlamm (Blähschlamm) verbunden
war. In der Folge davon kam es an zwei Tagen zu einem Abtrei-
ben von Belebtschlamm mit dem Ablauf aus dem Nachklär-
becken, was zu einer schlagartigen Verschlechterung der
Ablaufqualität führte. Als Ursache für diese ungünstigen
Eigenschaften des Belebtschlammes auf der Kläranlage wurde
ein massenhaftes Auftreten von *Nocardia* festgestellt. Die
verzweigte Struktur von *Nocardia* bedingt die Entstehung
von sehr stabilen, schaumigen Schwimmschlämmen, da in dem
Netzwerk der verzweigten Fadenbakterien feinste Öltröpf-
chen und Luftbläschen irreversibel eingefangen werden und
diese sich hernach an der Oberfläche anreichern.

Die Anreicherung von Fett in diesen Schwimmschlämmen konnte
bereits mehrfach bei verschiedenen Untersuchungen, vor
allem in Fremdenverkehrsgemeinden, in denen es zu uner-
laubten Ableitungen verbrauchter Fette aus Frittierappa-
raten kommt, beobachtet werden. Diese Beobachtungen wurden
auch durch den erhöhten Fettgehalt (z.B. Schwimmschlamm
4.2.1980 10,3 % Fett) im Schwimmschlamm der Kläranlage
Wien-Blumental bestätigt.

Eine Vermeidung dieser Art von Schwimmschlamm-Bildung dürfte
am besten durch eine Verminderung der Fettbelastung möglich
sein. Eine Bekämpfung durch Simultanfällung mit Eisensalzen
ist nicht zielführend und führt z.T. sogar noch zu einer
Verstärkung der *Nocardia*-Bildung. In der Literatur wird
auch eine Verminderung des Schlammalters auf < 3 - 5 d
genannt, doch führt dies bei nitrifizierenden Anlagen auch
zum Verlust der Nitrifikation und damit zu einer Ver-
schlechterung des Ablaufes.

6. AEROSOLBILDUNG

Beim Betrieb von Belebungsanlagen können sich auch Probleme in hygienischer Hinsicht durch mikrobielle Verunreinigungen der Luft ergeben. Bei der Belüftung des Belebtschlammes im Belebungsbecken werden feinste Flüssigkeitströpfchen - Aerosole - gebildet, mit denen Keime in die Luft ausgetragen werden können. Nach Untersuchungen von WANNER, 1978 wird die Aerosolbildung von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Einen wesentlichen Einfluß auf die Keimemission hat die Art der Belüftung. Feinblasige Belüftung verursacht demnach einen geringeren Keimausstoß als mittelblasige Belüftung oder Oberflächenbelüftung. Eine wesentliche Erhöhung der Luftkeimzahlen wird durch die Verwendung von Sprühanlagen, bei denen gereinigtes Abwasser zur Schaumbekämpfung versprüht wird, verursacht.

Die Ausbreitung der Aerosole in die Umgebung hängt vor allem von den meteorologischen Bedingungen und von der Größe der gebildeten Aerosolteilchen ab. So werden z.B. bei der Oberflächenbelüftung große, rasch sedimentierbare Tröpfchen gebildet, was trotz hoher Quellenkonzentration zu einer geringeren Keimausbreitung führt als bei mittelblasiger Belüftung oder Versprühung von Abwasser, bei welcher die Anteile an feinen Tröpfchen mit langen Schwebezeiten besonders hoch sind. Durch Wind wird die Keimausbreitung begünstigt, eine Erhöhung der Temperatur führt zu einem rascheren Verdunsten und zum schnelleren Absterben der Keime. Selbst bei hohen Keimdichten über dem Belebungsbecken (ca. 100.000 K/m^3) wurden in 50 bis 100 m Entfernung - je nach Wetterlage - nur noch $500 - 1.500 \text{ K/m}^3$ gefunden. In 200 und 400 m Entfernung lagen die Keimzahlen in der gleichen Größenordnung, wie sie normalerweise in der Außenluft gemessen werden (freies Feld bzw. Wald $100 - 500 \text{ K/m}^3$; Straßenkreuzung ca. 1.000 K/m^3). Wesentlich ungünstigere Verhältnisse liegen in geschlossenen

Anlagen vor, wie sie häufig aus Klimagründen in höher gelegenen Fremdenverkehrsgemeinden gebaut werden. In der zitierten Untersuchung von WANNER zeigte sich, daß auch bei feinblasiger Belüftung in der gesamten Halle ein relativ hoher Keimpegel von ca. 4.000 K/m^3 gefunden wurde, der damit den zehnfachen Wert der Außenluft erreichte (Luftvolumen der Halle ca. 30.000 m^3 , zweifacher Luftwechsel pro Stunde).

7. LITERATURHINWEISE

- ARUESTE, G.: "Advanced Municipal Waste Water Treatment by a Single Stage Activated Sludge System".
 Progr. Wat. Techn. 12/5, 533, 1980
- BARNARD, J.L.: "Biological Denitrification".
 Water Poll. Control, 72, 705, 1973
- DOWNING, A.L., PAINTER, H.A., KNOWLES, G.: "Nitrification in the Activated Sludge Process".
 J. Proc. Inst. Sew. Purif. 63, 130, 1964
- GUJER, W.: "Verfahrenstechnische Grundlagen der Nitrifikation in Belebtschlammanlagen".
 Gas-Wasser-Abwasser, 56, 609, 1976
- van HAANDEL, A.C., EKAMA, G.A. und MARAIS, G.R.: "Single Sludge Denitrification".
 Water Research 15, 1135, 1981
- JENKINS, D.: Persönliche Mitteilung, 1979
- KAYSER, E. und ERMEL, G.: "Verbesserte Stickstoffelimination auf Kläranlagen - Auswirkung auf das Gewässer".
 Essener Tagung, März 1981
- KIENZLE, K.H.: "Anwendung und Anordnung von Denitrifikationsbecken".
 Korrespondenz Abwasser 27, 292, 1980
- KNOWLES, G., DOWNING, A.L., BARRETT, M.J.: "Determination of Kinetic Constants for Nitrifying Bacteria in Mixed Culture".
 J.gen.Microbiol. 38, 263, 1965

- KRAUTH, K.H.: "Einstufige Belebungsanlagen mit gleichzeitiger Nitrifikation und Denitrifikation". Stuttgarter Berichte, Band 68, 1980
- LUDZACK, F.J., ETINGER, M.B.: "Controlling Operation to minimize Activated Sludge Effluent Nitrogen" Journal WPCF 35,S 920,1962
- MATSCHÉ,N.: "Blähschlamm - Ursachen und Bekämpfung. Wiener Mitteilungen, Band 22, Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen, Herausg. W.Biffel, Wien 1977
- MATSCHÉ,N.: "Influencing Parameters on the Nitrification-Denitrification Performance of a Single Stage Activated Sludge Plant". Progr. Wat. Techn. 12,S 551,1980
- MATSCHÉ, N.: Phosphorentfernung aus Abwasser durch die vermehrte biologische Phosphoraufnahme des belebten Schlammes". Wasserwirtschaft 71/6, 170, 1981
- WAGNER, F.: "Ursachen, Verhinderung und Bekämpfung von Blähschlamm". Dissertation TU Stuttgart, (im Druck), 1982
- WANNER, H.U.: "Air Pollution from Treatment Plants". Progr. Wat. Techn. 11/3, 217, 1979

MATSCHÉ Norbert, Doz.Dipl.-Ing.Dr.techn.
Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
der Technischen Universität Wien
A-1040 Wien, Karlsplatz 13

ERHÖHUNG DES WIRKUNGSGRADES DER BIOLOGISCHEN ABWASSER-
REINIGUNG MITTELS AKTIVKOHLE-DOSIERUNG

Pál BENEDEK

Einleitung

Die zur Konkretisierung des Wirkungsgrades des biologischen Abwasserreinigung, also zur Messung dessen am häufigsten angewandte Wasserqualitätsparameter sind in der Tabelle 1. zusammengestellt:

Tabelle 1: Wichtigere Wasserqualitätsparameter

Organische kohlenhaltige Verbindungen	Pflanzen- nährstoffe	Gesundheits-schädigende Mikroverunreiniger	
		organisch	anorganisch
BSB ₅	ges. N	Erdöl	Cd
CSB/Bichromat/	NH ⁺ NO ₃ ⁻	PAH	Hg
TOC	ges. P	Tenside	Pb
Schwebestoffe	PO ₄ ³⁻	Phenole	Cr
/Glühverlust/	Schwebestoffe /Glührückstand/	Chlorierte Kohlenwasser- stoffe	Zn

Zwischen den Summierenden-, Gruppen- und einzelnen Charakteristiken bestehen zahlreiche Zusammenhänge gleich wie bei der Wasseraufbereitung. Besonders hervorzuheben ist jene enge Beziehung welche zwischen dem CSB und den Schwebestoffen besteht, wie dies aus Bild 1. zu entnehmen ist. Dem Entfernen der erwähnten Qualitäts-Parameter aus

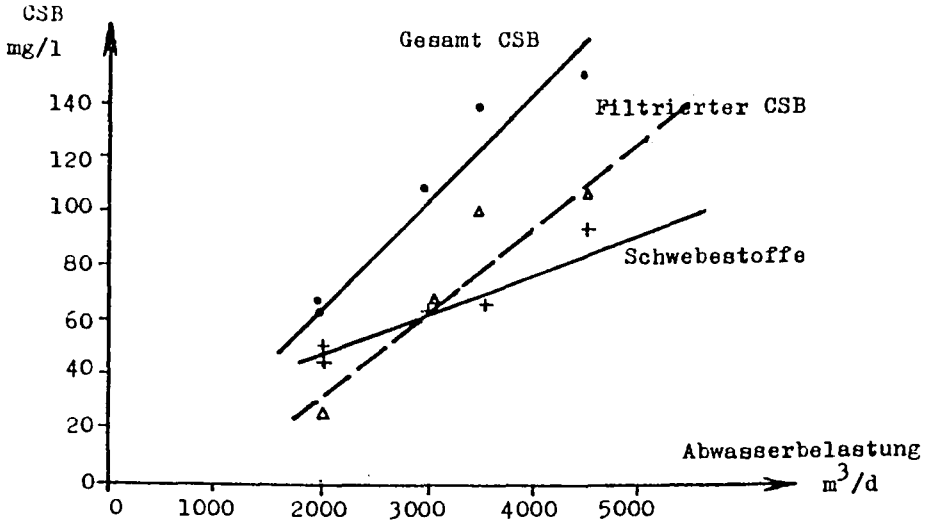
Schwebstoffe
und

Bild 1: Zusammenhang zwischen der Abwasserbelastung, den organischen Stoffen des gereinigten Abwassers /CSB/ und dessen Schwebstoffgehalt /K.a. Balatonlelle, August-September, 1981/.

dem Abwasser sind leider biologische Grenzen gesetzt /BENEDEK, 1981./. Im Folgenden sollen deren "Erweiterungsmöglichkeiten" erörtert werden.

2. MÖGLICHE VERFAHREN ZUR ERHÖHUNG DES WIRKUNGSGRADES

Es besteht die Möglichkeit den Wirkungsgrad der biologischen Reinigung durch sogenannte "ergänzende" Verfahren zu erhöhen. Als ergänzende Verfahren betrachten wir diejenige, im erster Linie physikalische und chemische Verfahren, welche mit dem Belebtschlammverfahren /eventuell mit dem Tropfkörperverfahren/ kombiniert deren Effektivität bezüglich der Entfernung der in Tabelle 1. enthaltenen Schmutzstoffe steigern. Es muss gleich erwähnt werden, dass auch ergänzende biologische Verfahren angewendet werden können. Auf dem Gebiet des Abbaues der "bioresistenten" Stoffe sind in erster Reihe die Bodensysteme wirkungsvoll. Hierher gehört aber auch die gezielt gezüchtete Makrovegetation /z.B. Wasserlinse, Schilf, etc./, /PARKAS et al, 1974/.

Die ergänzenden Verfahren können in 3 Gruppen aufgeteilt werden:

- a./ Koagulationsverfahren
- b./ Filterverfahren
- c./ Adsorptionsverfahren, bzw. Kombination Letzterer mit dem biologischen Reinigungssystem.

Die Verfahren - wie auch selbst das Belebtschlammverfahren - üben ihre Wirkung mittels zweier Mechanismen aus:

- a./ durch Überführung des gelösten Stoffes in die feste Phase
- b./ durch Verminderung der Schwebestoffe.

Im Weiteren werden wir eine solche Methode in Augenschein nehmen, welche zwei oder mehrere biologische oder physikochemische Verfahren im biologischen Reaktor vereinigt. Dieses wird als "Integriertes Biologisches" Verfahren genannt und wird als die "Technologie der Zukunft" betrachtet /WEBER, 1977/.

Das Belebtschlammverfahren mit Aktivkohlezugabe ist eine verhältnismässig neue Methode zur Reinigung schwer abbaubare organische Substanzen enthaltender Abwässer /KALINSKE, 1972., SCARAMELLI-DI GIANO, 1973/. Die übliche Dosis des Kohlenpulvers schwankt zwischen 0,05 - 0,20 kg/m³ Abwasser. Die Aktivkohle wird in den Belebtschlamm eingebaut und macht cca. 40 - 50 % der Schlammkonzentration aus /FORD-ECKENFELDER, 1979/. Die Vorteile des Verfahrens sind im Folgenden kurz zusammengefasst /MEIDL et al, 1978., BURANT-FERGUSON et al, 1979; GRIEVES et al, 1980/.

Das Verfahren

- /1/ gewährleistet auch bei ganz kurzen Aufenthaltszeiten ein gutes Resultat, es ist daher die einfachste Methode zur Erhöhung des Wirkungsgrades überlasteter Anlagen, beziehungsweise zum Ausparieren zeitweiliger Überlastungen.
- /2/ eliminiert die schädigende Wirkung toxischer Substanzen. Bei der Verwendung der Methode konnte der Belebtschlamm auch mit Chlorphenol nicht vergiftet werden.
- /3/ entfernt die bioreisistenten Verunreiniger, so auch die Produkte des Metabolismus, was den niedrigen CSB-Wert des Ablaufes zur Folge hat.
- /4/ fördert die Nitrifikation, da die zum Auswaschen neigenden nitrifizierenden Bakterien sich in den Poren der Aktivkohle festsetzen.
- /5/ gleicht die Wirkung des Temperaturrückganges aus /auch bei der Nitrifikation!/.
- /6/ verbessert die Absetzeigenschaften des Schlammes und dadurch die Wirkung des Nachklärens /Mehlmann Index: 20 - 30 cm³/g/.

- /7/ eliminiert die Geruchswirkung und das Schäumen.
- /8/ vergrössert die Wirksamkeit der Sauerstoffausbeute.
- /9/ fördert die schnelle biologische Adaptation bezüglich neuer Schmutzstoffe.
- /10/ die Teilregenerierung der Kohle erfolgt abhängig von der Zusammensetzung des Abwassers /so wie die Aktivkohlebehandlung bei der Wasseraufbereitung, "BAC-Methoden"/.
- /11/ in grösseren Anlagen können die Kosten mit der Einführung der thermischen Regenerierung gesenkt werden, welches auch das Verbrennen der Überschuss-Schlammes bedeutet.
- /12/ vergrössert gegenüber der chemischen Ausfällung nicht die Menge des Schlammes, vielmehr steigert es dessen Entwässerbarkeit.

3. VERSUCHS-RESULTATE MIT DEM INTEGRIERTEN BIOLOGISCHEN VERFAHREN

Mit der Erwägung fachliterarischen Daten hat der VITUKI dem Integrierten Biologischen-Physikochemischen Reinigungsverfahren grosse Aufmerksamkeit zugewendet. Deshalb wurden einerseits Labor-, halbertechnische und technische Versuche - die literarischen Angaben ergänzend - zur Ermittlung der Effektivität des Systems, andererseits zur Feststellung der heimischen Kostenfaktoren durchgeführt /BENEDEK et al, 1980/.

Die wichtigsten Beobachtungen sind wie folgt:

- /1/ Der cca. 50 %-ige Gewichtsanteil des Aktivkohlenpulvers verleiht dem Belebtschlamm eine überraschend gute Absetzeigenschaft, dem gemäss ist die aus dem System abfliessende Schwebstoffmenge klein und dessen Hälfte ist noch dazu inerte Kohle /die Bakterienpopulation

und die adsorbierten organischen Stoffe welche die Oberfläche teilweise bedecken spielen gewichtsmässig eine untergeordnete Rolle, da sie die 10 % nicht überschreiten/.

- /2/ Das Aktivkohlepulver mit seiner grossen Oberfläche ist ein vorzüglicher- und wohlbekannter Ansiedlungsplatz der Bakterien, und diese Tatsache vervielfacht die aktiv metabolisierende Bakterienpopulation. Es ermöglicht das Ansiedeln solcher Mikroorganismen /Actinomycetes/, welche sonst nur in Boden aufzufinden sind.
- /3/ Es werden toxische und bioresistente Substanzen /z.B. auch Metabolite/ adsorbiert.

Wenn es gelingt den Eintritt der zwei ersteren Phänomene zu sichern dann ist schon zur Verbesserung des Wirkungsgrades des biologischen Systems ein wesentlicher Beitrag geleistet. Wie das schon aus der Gegenüberstellung filtrierter und unfiltrierter Proben allgemein bekannt ist, macht der aus dem Nachklärbecken abfliessende Flockenschlamm etwa die Hälfte des CSB Wertes des gereinigten Abwassers aus. Es werden gerade deswegen Sandfilter benutzt, damit man die Schwebstoffmenge des gereinigten Abwassers von 20 - 30 mg/l auf 8 - 10 mg/l reduziert. Letzterer Wert kann durch das Belebtschlammverfahren mit Aktivkohlezugabe leicht erreicht werden und dies noch mit jenem Vorteil dass hier mehr als die Hälfte des Schwebstoffes aus Kohle besteht /inert organischer Stoff/.

3.1 Belebtschlammverfahren mit Kokspulverzugabe

Aus der vorigen Erwägung ausgehend kann es von Bedeutung sein dass man das teure Aktivkohlepulver teilweise oder ganz durch einen anderen, mit adsorptiven Eigenschaften verfügendem und dichterem, aber billigerem Material, z.B. mit gewöhnlichem Koksmahlprodukt ersetzt. Im Falle grösserer /über 100.000 m³/d/ Abwasserreinigungsanlagen könnte dies z.B. auch auf längere Sicht eine genügende Ergänzung, ein Zuschlagmaterial zum Belebtschlammssystem bedeuten /BENEDEK, 1982/.

Wir haben das Kokspulver auch aus dem Gesichtspunkt untersucht ob man mit Inlösungen von polyzyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen /PAH/ in das zu reinigende Wasser rechnen muss. Wir haben beim Versuch aus filtriertem Wasser eine PAH Analyse nach 10 Tägigem Rühren durchgeführt. Es ging aus den Resultaten hervor, dass die 3,4 Benzpyrenkonzentration des angewandten Koksmehl /spezifische Oberfläche nur cca. 20 m²/g/ nicht einmal 1 Nannogramm auf 1 g Koks gerechnet ausmacht und die Gesamtkonzentration der sechs, in der Trinkwasser-Norm aufgezählten aromatischen Verbindungen 8 Nannogramm beträgt.

Der im Wasser gelöste PAH Gehalt der Kokspulversuspension auf die vor erwähnten sechs chemischen Verbindungen bezogen /3,4 Benzpyren; 1,12 Benzpyren; 3,4 Benzfluoranten/ hat den 90 Nannogramm/l Wert nicht überschritten. Es ist erwähnenswert, dass die zugelassene Grenzkonzentration des PAH Gehaltes im Trinkwasser 200 ng/l ist.

Wir haben auf der Kläranlage Tihany /Kapazität 1000 m³/d/ mit der Dosierung von dem oben erwähnten Kokspulver im Sommer 1981 Versuche durchgeführt. Der übliche über 30 mg/l liegende Schwebstoffgehalt des gereinigten Abwassers

bei 50 % Kokspulveranteil im Belebtschlamm unter 10 mg/l gedrückt werden. Ob zwar das Ammonia ganz verschwunden ist konnte eine Verminderung des CSB Gehaltes im filtrierten Abwasser dennoch nicht festgestellt werden /die Menge der organischen Substanz in gereinigten Abwasser verringerte sich nur mit dem CSB Anteil der Schwebestoffe/. Die mit $Al_2/SO_4/3$ durchgeführte Simultanausfällung konnte mit der Dosierung von Kokspulver auch vorteilhaft kombiniert werden. MOHTADI und FRANKE /1979/ haben mit Kokssorten welche eine wesentlich grössere spezifische Oberfläche /50 - 300 m^2/g / hatten, bei in gefüllter Kolonne behandeltem kommunalen Abwasser, 40 % CSB Entfernung erzielt. Nach ihren Angaben war in der BRD der Preis der Aktivkohle 2700 DM/t, des Braunkohlenkokeses 200 DM/t. In Ungarn könnte man mit folgenden Preisen rechnen: Aktivkohle 100.000 Ft/t /Filtrisorb 300, spez.Oberfläche 1100 m^2/g /, bzw. 35.000 Ft/t /Akvapur, spez.Oberfläche 700 m^2/g /, pulverisiertes Koks 10.000 Ft/t /bei grösseren Mengen kann der Preis gesenkt werden/.

3.2 Belebtschlammverfahren mit Aktivkohlenpulver-Zugabe

Zurückkehrend auf das Belebtschlammverfahren mit Aktivkohlenpulver-Zugabe wurden nach Labor-, halb- und gross-technischen Versuchen /Tabelle 2./ zu der Folgerung gekommen - was auch die in Tabelle 3. dargestellte wirtschaftliche Bewertung unterstützt-, dass unter heimischen Verhältnissen dieses System die Anforderungen der weitgehenden Abwasserreinigung bei geringsten Kosten und einfachsten Betriebsbedingungen sichert /BENEDEK, 1981/. Besonders erwägenswert ist die Simultanlösung der Aktivkohlenpulvers und Aluminiumsulfat Behandlung welche auch gemäss einigen Daten in Tabelle 2. gute Resultate aufweist, und welche im VITUKI sehr gründlich untersucht wurden /BENEDEK et al, 1980/. Die Anwendung des Verfahrens

Tabelle 2. Abwasserreinigungsergebnisse des biologischen Verfahrens mit Aktivkohlepulver- bzw. mit Aktivkohlepulver + Aluminiumsulfatzugabe

Größen- ordnung der Versuche	Aufenthaltszeit im Belüftungsbecken $Al_2/SO_4/3$ Dosis Aktivkohle- pulverzugabe		Parameter des Belebtschlammes		Parameter des Zuflusses					Parameter des Abflusses					Bemerkung			
			Trocken- substanz	Aktivkohle Nachwachs- Index	CSB im Filtrat	Schwefel- stoffe	NH ₃ im Filtrat	Gesam- P	PAH	PAH								
										CSB im Filtrat	NH ₃ im Filtrat	Gesamt P	unfiltriert	filtriert		Schwefel- stoffe		
b	g/m^3	$g/m^3/g$	g/m^3					g/m^3										
Labora- torium	3	-	4	-	100	500	-	250	20	0,18	100	20	15	0,1	0,04	30		
	3	-	75	4	4	30	500	-	250	20	0,18	50	10	15	0,01	0,002	10	Aktivkohlepulver
	3	100	75	4	4	20	500	-	250	20	0,18	25	5	2	0,01	0,002	10	Aktivkohlepulver + $Al_2/SO_4/3$
Betrieb Balmüdi	1,3	-	6	-	100	188	145	-	9,9	-	115	-	7	-	-	49		
	1,3	-	50	6	6	33	188	145	-	9,9	-	76	-	6,2	-	14	Aktivkohlepulver	
Betrieb Marcali	48	-	1	-	200	345	280	160	20	-	65	23	12	-	-	-		
	48	-	150	1	2,3	35	345	280	160	20	-	42	7	9	-	-	Aktivkohlepulver	
	48	150	150	1	2,3	30	345	280	160	20	-	40	10	0,5	-	-	Aktivkohlepulver + $Al_2/SO_4/3$	

Tabelle 3: Analyse der Relativkosten beim Reduzieren der Verschmutzung auf einer Kläranlage mit einer Kapazität von 10 000 m³/d

Num-	Technologische	Relativ-Kosten	Entfernungsrates des charakteristischen Wasserqualitätsparameters ^a / %							
			Schwebstoffe	CSB	Schwermetalle ^x	Erdöl	Detergentien	Phenole	PAH Verbindungen	Gesamt P
1	2+4+5 ^b /	1	90	80	70	80	60	70	50	30
2	2+4+5+9	1,2	95	85	80	85	60	70	50	50
3	2+4+5+6+7	1,2	95	90	85	95	60	70	60	90
4	2+3a+4+5+8+9	1,4	97	90	85	95	60	70	65	90
5	2+3b+4+5	1,6	97	90	98	99	95	98	95	50
6	2+3a+3b+4+5	1,8	97	95	98	99	95	98	95	90
7	2+3a+4+5+8+9+10	2,2	99	95	98	99	95	98	99	95

Bemerkung: a./ Die Entfernungsrates sind Richtwerte, welche z.T. aus eigenen Versuchsergebnissen z.T. auf Gegenüberstellung von Werten aus der Fachliteratur stammen.

b./ Die BSB₅-Schlammbelastung bei der biologischen Abwasserreinigung war 0,2 kg/kg·d

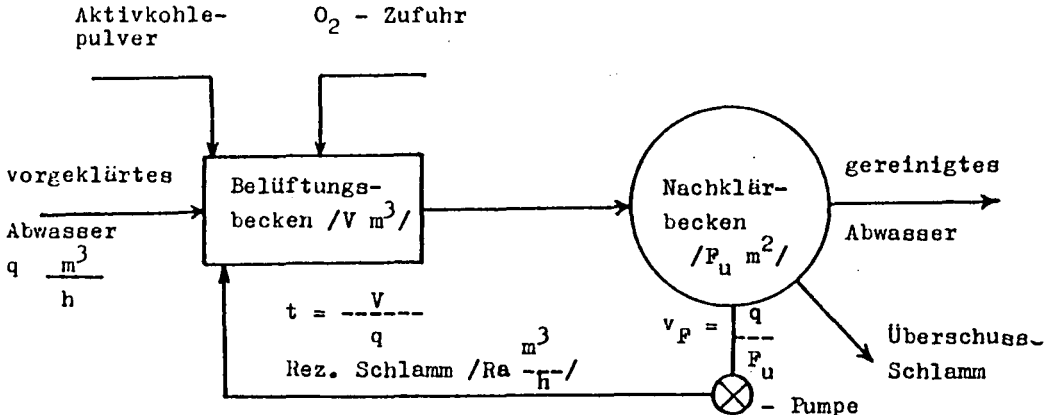
x./ Die Entfernungsmöglichkeiten können in Abhängigkeit von der Konzentration wesentlich schwanken.

2 - Vorklärbecken, 3a - Fällungsmittelzugabe, 3b - Aktivkohlenzugabe, 4 - Belebtschlammbecken, 5 - Nachklärbecken, 6 - Nachfällung, 7 - Nachklärbecken, 8 - Fällungsmittelzugabe, 9 - Sandfilter, 10 - Aktivkohle-Filter

ist schon an mehreren Orten - hauptsächlich im Raum des Balaton - im Stadium der Verwirklichung. Deshalb betrachten wir als notwendig die zum Planen erforderlichen Richtlinien des Integrierten Biologischen Abwasserreinigungsverfahrens auszuarbeiten. Aus diesem Grunde müssten wir das kinetische Funktionsmodell des Systems ausarbeiten, dessen Erläuterung, Kalibration, bzw. Verifizierung durchzuführen, was wir in Beilage 1. kurz schildern.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Leistungsgrenzen der biologischen Abwasserreinigung können durch Ergänzungsverfahren erweitert werden, von denen das Meiste die sog. integrierten Verfahren versprechen. So eines ist das mit Adsorber kombinierte Belebtschlammverfahren. Als Adsorber kann auch Aktivkohle in Frage kommen, welche in der Wassertechnologie zahlreiche günstige Eigenschaften aufweist und in gewissen Größenordnungen /um 10.000 m³/d Abwasserzufluss herum/ den relativ günstigsten Geldaufwand ermöglicht. Ansonsten wird die Wahl des anzuwendenden Zusatzmittels an Hand der konkreten Aufgabe entschieden. Wenn als wichtigste Aufgabe die Verbesserung der Absetzeigenschaften der Belebtschlammes betrachtet wird, dann kann auch Kokspulver als ein ausgezeichnetes Mittel in Frage kommen. Beide Zusatzmittel wurden im VITUKI-Labor unter grosstechnischen Verhältnissen untersucht. Zum erleichtern der Planung, haben wir ein kinetisches Modell ausgearbeitet, welches in der Beilage erläutert worden ist.

Beilage 1.Kinetisches Modell des mit Aktivkohlepulver integrierten
Belebtschlamm-Abwasserreinigungs-Verfahren

- /1/ Die nötige Differenzialgleichung und Parameter sind im Modell des Belebtschlammverfahrens von DOLD et al /1980/ angewandt.
- /2/ Den Einfluss von Aktivkohlepulver auf das Belebtschlamm-Verfahren kann man folgendermassen in Betracht nehmen.
- /a/ Veränderung des gelösten abbaubaren Substrates $/S_{bs}/$ in abhängigkeit der Zeit $/t/$:

$$\frac{d S_{bs}}{dt} = - \frac{K_{ms} S_{bs}}{K_{ss} + S_{bs}} X_a \quad /1/$$

wo $K_{ms} /d^{-1}/$ die maximale bakterielle Abbaugeschwindigkeit, $K_{ss} /kg/m^3/$ den sog. Halbwertsättigungsfaktor, und $X_a /kg/m^3/$ die aktive Biomasse des Belebtschlammes bedeuten.

Aktivkohle bewirkt das Ansteigen von $\underline{K_{ms}}$!

/b/ Veränderung der gelösten nicht abbaubaren organischen Stoffe $/S_{us}/$, /im Modell ist es als Momentanreaktion aufgefasst/:

$$S_{us} = \frac{A_m \cdot S_{us}}{\theta + S_{us}} \cdot C_{BZ} \quad /2/$$

wo $\underline{A_m}$ /dimensionslos/ die maximale Adsorptionskapazität der Aktivkohle, $\underline{\theta}$ /kg/m³/ den sog. Halbwertsättigungsfaktor und $\underline{C_{BZ}}$, /kg/m³/ die Masse der Aktivkohle auf den Abwasserzufluss bezogen bedeuten.

/c/ Aus dem Nachklärbecken abfließende Schwebestoffe $/X_E/$

$$X_E = k_{pf} \cdot v_F / 1+R/ \cdot X_1 \quad /3/$$

wo $\underline{v_F}$ /m/h/ die Flächenbelastung des Nachklärbeckens, \underline{R} die Rezirkulationsrate, $\underline{X_1}$ /kg/m³/ die Gemischkonzentration des Belüftungsbeckens bedeuten:

$$X_1 = X_a + X_S + \frac{1}{P_a} / S_{bp} + S_{up}/ + X_i + X_{BZ} \quad /4/$$

In dieser Gleichung bedeuten $/X_a/$ die aktive Biomasse, $/X_S/$ das auf den Bakterien gespeicherte Substrat, $/S_{bp}/$ den abbaubaren Substratanteil des Schwebstoffes, $/X_i/$ die inerten anorganischen Stoffe und $/X_{BZ}/$ die Summe der Aktivkohle-Konzentrationen. $\underline{P_a}$ ist ein Proportionalitätsfaktor zur Umrechnung zwischen dem Glührückstand und den in CSB gemessenen organischen Stoffen.

$\underline{k_{pf}}$ /h/m/ ist die Konstante zur Charakterisierung des

Wirkungsgrades der Nachklärung /PFLANZ, 1969/ in deren Wert auf Einwirkung der Kohle sogar eine Grössenordnungsgemässe Verminderung eintreten kann.

Tabelle 4: Errechnete Konstanten bei der Verifizierung des Modelles des Belebtschlamm-Verfahrens mit Aktivkohle-Dosierung

Bezeichnung	Dimension	Benennung	Wert	Literatur
K_{ms}	$\frac{\text{mg CSB}}{\text{mg GV.d}}$	Max. Abbaugeschw. des gelösten Substrates ohne Kohlepulver	0,44	LEE-JOHNSON /1979/
K_{ms}	$\frac{\text{mg CSB}}{\text{mg GV.d}}$	das Gleiche mit Kohlepulver	0,50	
K_{ss}	$\frac{\text{mg CSB}}{1}$	Halbwertsättigungs-Konstante des gelösten Substrates ohne Kohlepulver	37,10	
K_{ss}	$\frac{\text{mg CSB}}{1}$	das Gleiche mit Kohlepulver	37,70	
A_m	$\frac{\text{mg CSB}}{\text{mg Kohle}}$	Max. Adsorptionskapazität der Kohle	0,03	KÖRÖS /1979/
-	$\frac{\text{mg CSB}}{1}$	Adsorptions-Halbwertsättigungs-Konstante	30,0	

Bemerkung: GV = Glühverlust /Org. Anteil des Belebtschlammsschwebestoffes/

Die Verifikation des Modells haben wir bei intermittierendem Arbeitsgang zuerst mit den Daten von LEE und JOHNSON /1979/ durchgeführt /s.Bild 2./. Die daraus resultierenden wichtigsten Konstanten sind in der Tabelle 4. enthalten. Später wurde das Modell aus auf Durchlaufbetrieb kalibriert /damit kommen die Gleichungen /3/ und /4/ zur Geltung!/. In diesem Falle können sich die Werte der Konstanten im breiten Bereich verändern, wie wir das aus den Parameter-Schätzungen festgestellt haben.

Verzeichnis:

BIO = Belebtschlamm ohne Kohl , in Messung: 0

Sz = Belebtschlamm mit Kohl , in Messugn: +

Bemerkung: Temperatur : 20°C

Substrat /Milch 300 mg/l
pulver/

Substrat CSB 206 mg/l

Aktivkohlepulver: 3000 mg/l

Belebtschlamm: 2000 mg/l

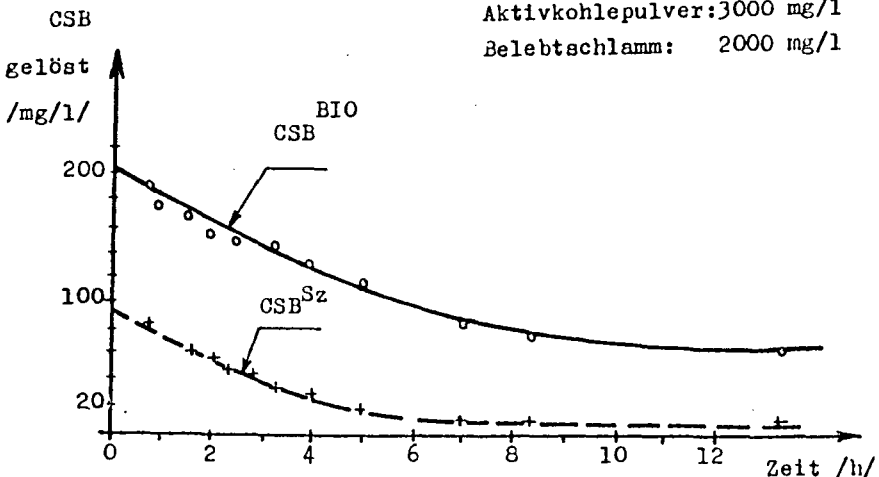


Abb.2: Verifikation des Modells in Standversuch
/LEE-JOHNSON,1979/

Literaturhinweise

- BENEDEK P., BOTOND GY., JUHÁSZ J., MAJOR V., RECZEY G.,
TAKÁCS I.: Versuche zur Steigerung des Wirkungsgrades
der biologischen Abwasserreinigung in Ba-
latonfüred und Balatonalmádi.
VITUKI-Bericht 7783/3-202 B. Manuskript.
1980
- BENEDEK P.: Über die Erhöhung des Wirkungsgrades der
Abwasserreinigung.
GWP. 122.H.12.
1981
- BENEDEK P.: New trends of water quality management in
Hungary. Water Science and Technology,
Vol.14.
Pergamon Press. Oxford, New York.
pp.47-72. 1982
- BURANT W.JR., VOLLSTADT T.J.: Full Scale Wastewater
Treatment with Powdered Activated Carbon.
Water and Sewage Works 120, No.11. 1979
- DOLD P.L. et al.: A general model for the activated
sludge process.
Proc. IAWPR 10th Int.Conf. Toronto, Canada
1980
- FARKAS P. et al.: Verfahren zur biologische Abwasser-
reinigung durch Bodenfiltration
VITUKI-AGROBER Dienstpatent, Budapest
1974
- FERGUSON J.F. et al.: Powdered activated carbon in
contact stabilization activated sludge.
J.WPCF. 51.No.9. 1979

- FORD D.L., ECKENFELDER W.W.: Design and Economics of Powdered Activated Carbon in the Activated Sludge Process.
IAWPR Workshop on "Treatment of Domestic and Industrial Wastewaters in Large Plants", Vienna, Sept. 3-7. 1979
- GRIEVES G.G. et al.: Powdered versus granular carbon for oil refinery wastewater treatment.
J. WPCF. 52.No.12. 1980
- KALINSKE A.A.: Enhancement of Biological Oxidation of Organic Waste Using Activated Carbon in Microbial Suspension
Water and Sewage Works, 119 H.6, S.62, 1972
- KÖRÖS Z.: Az ivóvíz aktív szén és ózonos kezelése. /Trinkwasserbehandlung mit Aktivkohle und Ozon/
Hidrológiai Közlemény, 4.sz. 1979
- LEE J.S., JOHNSON W.K.: Carbon-slurry activated sludge for nitrification-denitrification.
Journal of Water Pollution Control Federation. Vol.51.No.1.pp.111-126. 1979
- MEIDL J.A. et al.: Wastewater treatment with powdered activated carbon and wet oxidation regeneration.
La Tribune du CEBEDAU, No.12, 1978
- MEHRDAD MOHTADI., FRIEDRICH H.FRANKE.: Untersuchungen zur Abwasserreinigung mit Braunkohlenkoks an kommunalen und industriellen Abwässern
Chem.-Ing.-Tech. 51, Nr.3. S. 217-219
1979

PFLANZ P.: Performance of activated sludge secondary sedimentation basins.
4th IAWPR Conference Proceedings, Pergamon Press, 1969

SCARAMELLI A.B., DI-GIANO F.A.: Upgrading the Activated Sludge System by Addition of Activated Carbon.

Water and Sewage Works 120 H.9, S.90
1973

WEBER JR., W.J.: Fundamental research needs for wastewater treatment: physico-chemical processes.
Proc. Conf. NSF et Assoc. Environmental Eng. Professors, Arlington, V.A.USA.
1977

Dir.Dr.-Ing.P.BENEDEK
Institut für Gewässerschutz
VITUKI
H-1453 Budapest, Pf.27

PROBLEME DURCH INDUSTRIEABWÄSSER

Werner Biff1

1. Vorbemerkung

W.v.d.EMDE hat 1979 im Rahmen dieses traditionellen Seminars des ÖMWV unter dem Titel "Industrieabwasserprobleme in Österreich" einen umfassenden Überblick über die verschiedenen österreichischen Industriezweige und deren wichtigste Abwasserkenndaten gegeben.

Demnach entspricht die Belastung der organisch verunreinigten Industrieabwässer - die für eine gemeinsame Reinigung mit kommunalen Abwässern in Frage kommen - rd. 17 Mio EGW (s.Tab.1).

Tab. 1 : Brutto-Einwohnergleichwerte (BSB₅) der Industrie (W.v.d.EMDE,1979)

Industriezweig	EGW (Mio)	Anteil (%)
Nahrungs-u.Genußmittel	5	29
Chemie	1	6
Textilien	0,5	3
Zellstoff-u.Papierherzeugung	9	53
Sonstige (Raffinerie, Kokereibetriebe, Faserplattenwerke, Lederherzeugung etc.	1,5	9
S u m m e	17	100

Von diesen organisch belasteten Industrieabwässern werden derzeit noch nicht einmal 50 % biologisch behandelt, wenn man in Rechnung stellt, daß z.B. die Abwässer der Zellstoffherzeugung, die allein immerhin schon 53 % der Gesamtlast ausmachen (Tab.1), nach wie vor vielfach unbehandelt abgeleitet werden, obwohl nach internen Maßnahmen eine gemeinsame Abwasserreinigung mit kommunalen Abwässern mit gutem Erfolg durchgeführt werden könnte, wie u.a. eigene Untersuchungen und Versuche am Abwasser einer Zellstofffabrik in Kärnten einwandfrei bestätigten.

Bedingt durch diesen noch relativ geringen Prozentsatz bei der Behandlung industrieller Abwässer, sind offenbar auch die Probleme und Störungen bei Verbands- und kommunalen Anlagen durch eingeleitete industrielle Abwässer verhältnismäßig gering, zumal die industriellen Abwässer durch entsprechende Vorbehandlungsmaßnahmen meist soweit aufbereitet werden, daß sie letztlich problemlos mit den Siedlungsabwässern gereinigt werden können.

Jedenfalls zeigte das Ergebnis einer Umfrage bei den zuständigen Landesdienststellen in den Ämtern der einzelnen Landesregierungen nur erstaunlich wenige Komplikationen bei der gemeinsamen Abwasserreinigung. Als Beispiele wurden dabei v.a. immer noch jene Kläranlagen genannt, die mir bereits 1975 als Grundlage für ein ähnliches Referat übermittelt worden waren (BIFFL, 1975).

Vereinzelte Wiederholungen zu meinen Ausführungen in München über Störungen bei der gemeinsamen Abwasserreinigung waren daher in der vorliegenden Arbeit nicht ganz zu vermeiden.

Darüber hinaus wird nachstehend auf einige rechtliche Grundlagen verwiesen, die m.E. aus rein organisatorischer Sicht zu Schwierigkeiten bei der Begründung eines technisch sinnvollen Abwasserverbandes unter Beteiligung von Industriebetrieben oder bei Einleitung industrieller Abwässer in das öffentliche Kanalnetz führen können.

2. Allgemeines

Die Ursachen von Störungen und Problemen bei der gemeinsamen Reinigung von kommunalen und industriellen Abwässern können verschieden und vielfältig sein. Probleme können z.B. dort auftreten, wo das Industrieabwasser einer biologischen Reinigung nicht oder nur schwer zugänglich ist bzw. trotz "Verdünnung" durch das kommunale Abwasser noch toxisch wirkt, im weiteren dort, wo das Industrieabwasser im Vergleich zum kommunalen Abwasser mengenmäßig stark überwiegt und die relativ einseitige Zusammensetzung des industriellen Abwassers, verbunden mit Nährstoffmangel, oder aber die hohe Konzentration der Inhaltsstoffe im Industrieabwasser zu Schwierigkeiten etwa beim Schlammhaushalt führt, weiters dann, wenn der Anfall des industriellen Abwassers stoßweise erfolgt oder gar auf eine bestimmte Jahreszeit beschränkt bleibt.

Gelegentlich treten Schwierigkeiten bei der Reinigung von industriellen Abwässern in Verbands- oder Gemeindekläranlagen dadurch auf, daß durch die Aus-

weitung der Produktion im Industriebetrieb, v.a. aber durch laufende Änderungen der Produktion, die Kläranlage überlastet bzw. durch die mit der Produktionsänderung verbundene dauernd wechselnde Abwasserzusammensetzung überfordert wird. In diesem Zusammenhang steht mitunter ein geringes betriebliches Interesse an der erzeugten Abwasserbeschaffenheit einer raschen Behebung von Betriebsstörungen auf der kommunalen Kläranlage im Wege.

3. Probleme durch Industrieabwässer - praktische Beispiele

3.1 Probleme durch den Fremdenverkehr

Der Fremdenverkehr hat in der österreichischen Wirtschaft einen hohen Stellenwert. Die gesamte durch den Tourismus ausgelöste industrielle Produktion beträgt immerhin rd. 10 % der gesamten Bruttoinlandsprodukte.

Wenn auch das Abwasser aus Fremdenverkehrsbetrieben mit häuslichem Abwasser weitgehend vergleichbar ist, ergeben sich bei der Abwasserreinigung in Fremdenverkehrsgemeinden doch vielfach Probleme durch Überlastungen der Kläranlagen als Folge überdurchschnittlich hoher Abwasserlasten aus den Fremdenverkehrseinrichtungen (vgl. BIFFL, 1977).

INGERLE (1979) schlägt in diesem Zusammenhang die Verwendung von Beiwerten zur Bestimmung der Einwohnergleichwerte in Fremdenverkehrsgemeinden vor (Tab.2).

Tab. 2 : Abwasserlast in Fremdenverkehrsgemeinden nach INGERLE (1979)

Bezeichnung	§ - Wert
Ständige Einwohner	1,0
Personal	1,0
Dauergäste	2,5
Tagesgäste	0,25

Weiters konnte festgestellt werden, daß ein überdurchschnittlich großer Anteil von aufschwimmenden (Öle und Fette) und absetzbaren Stoffen in den Abwässern von Fremdenverkehrsgemeinden vorhanden ist, so daß bei der Planung der Abwasserreinigung der mechanischen Vorreinigung besonderes Augenmerk geschenkt werden muß. Aus entsprechenden Untersuchungen am Rohabwasser in Tiroler Fremden-

verkehrsgemeinden ergaben sich z.B. zwischen der homogenisierten und der sedimentierten Abwasserprobe Verhältniszahlen von

$$BSB_{5, \text{sed.}} / BSB_{5, \text{hom.}} = 0,55 \text{ bis } 0,60 ,$$

die darauf hinweisen, daß durch eine sorgfältige Abtrennung der Schlamstoffe eine erhebliche Entlastung der nachfolgenden biologischen Stufe möglich ist.

3.2 Probleme durch Abwässer der Nahrungs- und Genußmittelindustrie

Die Abwasserlast der österreichischen Nahrungs- und Genußmittelindustriebetriebe entspricht rd. 5 Mio EGW (vgl.Tab.1). Die Probleme bei der gemeinsamen Abwasserreinigung mit kommunalen Abwässern- die wegen des Konzentrations- und Nährstoffausgleichs aus betriebstechnischer Sicht möglichst anzustreben ist - können vielseitig sein. Nachstehend sind wahllos einige Beispiele von Betriebsstörungen bei kommunalen und Verbandsanlagen angeführt.

3.2.1 Kläranlage Neusiedl/See

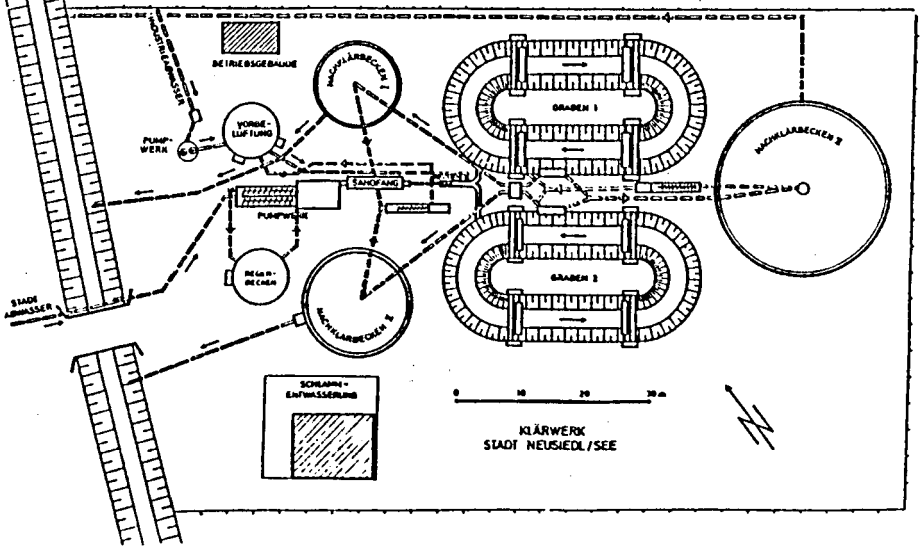
In der KA Neusiedl/See werden sowohl die Kommunalabwässer als auch die Abwässer einer Konservenfabrik gereinigt. Die Anlage wurde in 2 Ausbaustufen errichtet und bestand nach der ersten Ausbaustufe aus einem Schneckenhebewerk, einem Langsandfang, einem Belebungsgraben, einem Nachklärbecken und einem Schlammstapel- bzw. Eindickbehälter (Abb.1), wobei der Belebungsgraben ("Hochlastgraben", ausgelegt für eine Raumbelastung von $B_R = 1,5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$) einen Inhalt von 500 m^3 aufwies und das Nachklärbecken - radial durchströmtes Flachbecken mit 13 m Durchmesser - einen Inhalt von 163 m^3 hatte.

Die Sauerstoffzufuhr erfolgte durch 3 Käfigwalzen. Der Oberschußschlamm wurde in einem Stapelbehälter von 6 m \emptyset und 260 m^3 Inhalt gepumpt und an die Landwirtschaft abgegeben. Im Jahre 1968, kurz nach Fertigstellung der 1. Ausbaustufe und Inbetriebnahme der Kläranlage, wurden die in der folgenden Tab.3 angegebenen Belastungswerte ermittelt (SUPERSPERG u.BIFFL, 1969).

Die BSB_5 -Fracht des kommunalen Abwasser allein wurde dabei im Mittel mit rund 60 kg/d (bei 1100 angeschlossenen EW) und die Abwassermenge mit $750 \text{ m}^3/\text{d}$ ermittelt.

Der Reinigungseffekt war trotz hoher Belastungsschwankungen stets über 90 % und betrug im Durchschnitt 95 %.

Abb.1 : KA Neusiedl/See; Lageplan



Tab. 3 : KA Neusiedl/See; Belastungswerte im Jahre 1968

Verarbeitete Rohware in der Konservenfabrik	BSB ₅ -Fracht im Ge- samtabwasser (Stadt + Industrie) kg / d	Abwasserfracht m ³ / d
Zwetschken + Bohnen	319	1295
Karotten	180	1148
Rote Rüben	408	1181

Die Schlammbelastung schwankte zwischen 0,02 und 0,14 kg/kg.d. Das Schlamm-trockengewicht lag im Bereich von 9 - 14 kg/m³. Der organische Anteil des hohen Trockengewichtes war mit 30 % (gemessen am Glühverlust) extrem niedrig. Der niedere Glühverlust wurde auf einen hohen Anteil von mineralischen Stoffen (Ton- und Schluffteilchen), die durch Regenwasser eingeschwemmt bzw. auch mit den Waschwässern der Konservenindustrie eingebracht wurden, zurückgeführt.

Die Beschwerung des Schlammes durch diese mineralischen Substanzen führte zu einem sehr geringen Schlammvolumenindex von etwa 30 ml/g, verbunden mit einem relativ hohen erforderlichen Energieaufwand, um den schweren Schlamm im Belebungsbecken in Schwebelage zu halten (OC/load-Werte zwischen 2 und 6).

Bei Vergleichsuntersuchungen im Jahre 1971 (STALZER, 1972) konnte festgestellt werden, daß nach dem Ausbau der Stadtkanalisation und dem Anschluß von rd. 4000 Einwohnern, v.a. aber durch Produktionssteigerungen in der Konservenfabrik, die Kläranlage hydraulisch überlastet war (s.Tab.4) und es durch die hydraulische Überlastung zeitweilig zu einem Abtreiben von Belebtschlamm aus dem Nachklärbecken kam, obwohl - wie schon im Jahre 1968 festgestellt - mineralische Substanzen eine gute Beschwerung der Schlammflocken (Schlammvolumenindex : 69 ml/g) bewirkten.

Tab. 4: KA Neusiedl/See; Meßergebnisse im Jahre 1971

Kennwert	Zelchen	Wert	Dim.
Abwassermenge	Q _d	1971	m ³ /d
	Q _h	128	m ³ /h
Aufenthaltszeit BB	°BB mittel	6,1	h
	°BB min.	4,0	h
Aufenthaltszeit NB	°NB mittel	2,0	h
	°NB min.	1,3	h
BSB ₅ -Fracht-Zulauf		853	kg/d
COD-Fracht-Zulauf		1745	kg/d
COD/BSB ₅		2,1	—
Einwohnergleichwerte		14 200	EGW
Trockengewicht	TS _{lt}	9,1	kg/m ³
org. Trockengewicht	o TS _R	5,4	kg/m ³
Schlammvolumen	SV	630	ml
Schlammvolumenindex	I _{SV}	69	ml/g
Raumbelastung	B _R	1,72	kg/m ³ · d
Schlammbelastung	B _{TS}	0,19	kg/kg · d
Schlammabbauleistung	B _{TS}	0,17	kg/kg · d
Reinigungsgrad	BSB ₅	91	%
	COD	90	%
BSB ₅ -Ablauf (filtriert)		35	mg/l

Zusammenfassend konnte 1971 nachgewiesen werden, daß bei dem vorhandenen Verhältnis von ca. 3 bis 4 Teilen Industrieabwasser aus der Konservenfabrik zu einem Teil Kommunalabwasser ein befriedigender Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe gegeben war und keinerlei Nährstoffmangelercheinungen feststellbar waren. Darüber hinaus gaben die Schlammabsetz- und Eindickeigenschaften nicht zu Besorgnis Anlaß.

Nach Fertigstellung der 2. Ausbaustufe der KA (Bau eines zusätzlichen Belebungsgrabens, $V = 500 \text{ m}^3$, eines weiteren Nachklärbeckens, Inhalt = rd. 330 m^3 und eines weiteren Schlammstapelraumes, $V = 260 \text{ m}^3$, s. Abb.1), die 1971 auf Grund der hydraulischen Überlastung in Angriff genommen wurde, traten jedoch zu Beginn des Jahres 1973, nach einer weiteren Produktionssteigerung der Konservenfabrik auf 16000 t jährlich verarbeitete Rohware, Probleme in der Kläranlage, und zwar vorwiegend beim Schlammhaushalt, auf. Durch das Überwiegen von Kohlenhydraten im Abwasser und die relativ einseitige Abwasserzusammensetzung, verbunden mit hohen Zulaufkonzentrationen (s. Tab. 5) und gelegentlichem Sauerstoffmangel, setzte Blähschlamm Bildung ein ($\text{SVI} = 450 \text{ ml/g}$), und es war nicht mehr möglich, den belebten Schlamm im System zu halten. Entsprechend ging die Abbauleistung der Anlage zurück (s. Tab.5).

Tab. 5 : KA Neusiedl/See : Belastung und Reinigung nach der 2. Ausbaustufe (STALZER, 1974)

verarbeitete Rohware in der Konservenfabrik:	Rote Rüben Weiße Bohnen	BSB ₅ Zulauf mg/l Ablauf mg/l µ %	670 85 87
Raumbelastung B_R ($\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}$)	1,9	CSB Zulauf mg/l Ablauf mg/l µ %	1150 210 82
Schlammbelastung B_{TS} ($\text{kg/kg} \cdot \text{d}$)	0,45	TOC Zulauf mg/l Ablauf mg/l µ %	360 40 89
Schlammgehalt im Belebungsbecken TS_B (g/l)	4,1		
Schlammvolumenindex SVI (ml/g)	450		

Durch Umgestaltung eines Schlammverdickers in ein Vorbelüftungsbecken und durch Zugabe von $50 \text{ g FeSO}_4/\text{m}^3$ Abwasser in das Belebungsbecken (s. Abb.2) konnte einerseits die Belastung des Belebungsbeckens herabgesetzt und zum anderen ein gutes Absetzverhalten des belebten Schlammes erzielt werden (s. Tab.6).

In der Vorbelüftung, die nur mit dem Abwasser der Konservenfabrik beschickt und bei relativ geringer Belüftungszeit (Min.: 25 - 30 Minuten, im Mittel 1,5 Stunden) und hoher Belastung ($B_R = 7 - 10 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$) mit Schlammkonzentrationen zwischen 5 bis 7 g/l gefahren wird, wird eine teilbiologische Vorrei-

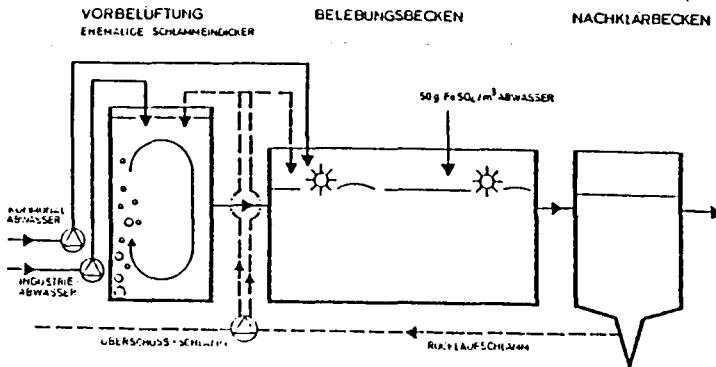
Tab. 6 : KA Neusiedl/See ζ Belastung und Reinigung nach der 2. Ausbaustufe, mit Vorbelüftung (STALZER, 1974).

verarbeitete Rohware in der Konservenfabrik	Erbsen Kirschen	Erbsen	w. Bohnen	Bohnen Zwetschken	Paprika
B_R kg/m ³ · d	2,6	2,2	2,6	2,1	1,3
B_{TS} kg/kg · d	0,19	0,22	0,34	0,21	0,22
TS_{II} g/l	13,8	10,1	7,6	10,2	5,8
SVI ml/g	62	58	61	88	160
BSB_5 Zulauf mg/l	826	560	901	961	646
Ablauf mg/l	40	25	46	53	15
%	95	95	95	94	98
CSB Zulauf mg/l	1204	940	1540	1884	914
Ablauf mg/l	96	56	77	132	30
%	92	94	95	93	97
TOC Zulauf mg/l	462	271	463	618	275
Ablauf mg/l	32	22	23	25	11
%	93	92	95	96	96

nigung zwischen 70 - 85 % erzielt, so daß die mittlere BSB_5 -Konzentration im Zulauf zu den Belebungsbecken nur noch rd. 100 mg/l beträgt.

In weiterer Folge wurde die Anlage noch durch ein 3. Nachklärbecken, die Umrüstung des 2. Schlammeindickers zu einem Regenspeicherbecken und durch eine maschinelle Schlammwässerung ergänzt.

Abb. 2 : Betriebsschema KA Neusiedl/See



Der nunmehrige Abwasserweg (Abb.2) kann wie folgt schematisiert werden :

-getrennte Abwasserzuführung

- Industrieabwässer : Trennung von Kühl- und Produktionsabwässern - letztere werden gesondert über ein Trommelsieb geführt - und Hebung in die Vorbelüftung (mit Rücklaufschlamm aus der Anlage) und Einleitung in den Kommunalabwasserweg nach dem Sandfang
- Kommunalabwässer : Hebung über Schneckenpumpwerk und anschließende Einleitung in den Sandfang mit nachgeschalteter Rechenanlage, danach Vereinigung mit Rücklaufschlamm und Industrieabwässern und Einleitung in die Biologie
- Regenwässer : Bei Zulauf von über 100 l/s Mischwasser wird über Tauchpumpen das Regenspeicherbecken beschickt und nach Abflauen des Wasseranfalles verzögert dem Sandfang zugeleitet.

- Rücklaufschlamm

Der Rücklaufschlamm aus NB 1 und NB 2 wird in die Vorbelüftung gehoben, der RS-Schlamm aus NB 3 wird direkt den Belebungsgräben zugeführt.

- Oberschußschlamm

Der OS wird direkt dem Rücklaufschlammkreislauf entnommen und maschinell auf einer Doppelsiebbandgasse entwässert. Der abgepreßte Schlamm wird deponiert bzw. landwirtschaftlich verwertet.

Nach den 1974 eingeleiteten Sanierungsmaßnahmen konnte in der Folge eine ausgezeichnete Reinigungsleistung sichergestellt werden. Nach Senkung des Schlammindex konnte die Trockensubstanz auf 8 bis 10 g/l gesteigert werden, die Anlage wird damit mit einer Schlammbelastung zwischen 0,1 bis 0,3 kg/kg.d betrieben.

Bedingt durch den gemeindlichen Anteil, ist das Nährstoffverhältnis soweit ausgeglichen, daß ein weitestgehender Abbau des organischen Kohlenstoffes ermöglicht wird. Das $BSB_5 : N : P$ - Verhältnis schwankt zwischen 100 : 4 bis 10 : 0,2 bis 2. Außerbetriebliche Maßnahmen zur Belastungsreduktion seitens des Betriebes, die Eisensulfatzugabe sowie die Nährstoffaufnahme zur Bildung heterotropher Biomasse ermöglichen hervorragende Ablaufqualitäten. Bei einem durchschnittlichen Schlammalter von knapp 10 Tagen wurden im Jahr 1981 folgende Ablaufwerte (Mittelwerte) erzielt (Tab. 7).

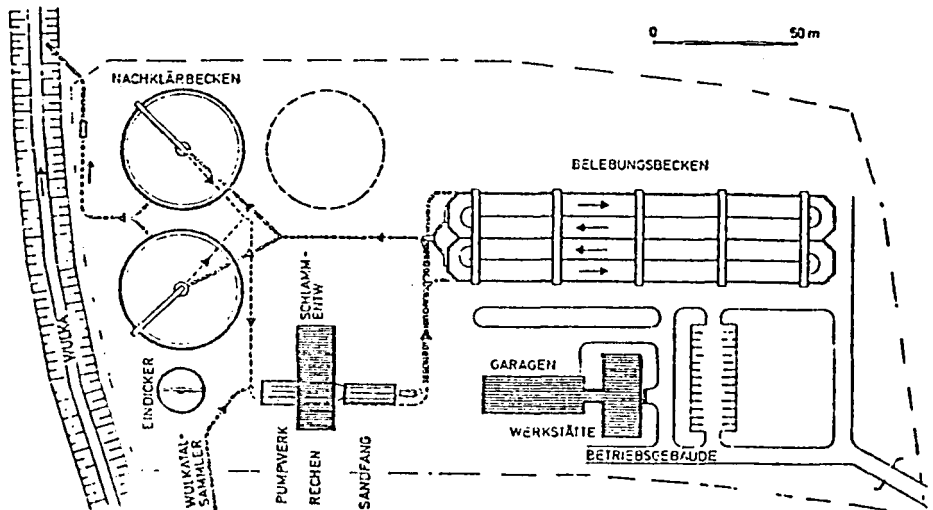
Tab. 7 : KA Neusiedl/See; Ablaufüberwachung von Jänner bis Dezember 1981

	Q m ³ /d	COD mg/l	TOC mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	PO ₄ -P mg/l	Ges.P mg/l
01	4679.0	15.8	5.3	1.7	.7	.2	
02			9.8	2.2	.3	.2	
03	3083.5		8.6	4.6	5.5	.2	
04	3150.9		10.2	.3	9.6	.4	
05	2471.4	39.7	10.7	.4	17.5	.8	.7
06	2099.1		9.0	.4	15.9	.5	.7
07	2789.9		7.9	.4	4.4	.2	.3
08	2861.6		13.3	.5	3.0	.3	
09	3667.3		6.5	.2	1.1	.3	
10	3426.6		6.0	.1	.8	.2	
11	4399.8	17.2	4.4	.2	.1	.2	
12	3918.7	17.9		.2	.1	.1	.2

3.2.2 Kläranlage Wulkaprodersdorf

Über diese KA des Abwasserverbandes Wulkaprodersdorf hat STALZER (1980) ausführlich berichtet. Das Klärwerk, das neben dem Abwasser von 9 Gemeinden v.a. das Abwasser einer Konserven- und Zuckerfabrik aufnimmt, umfaßt folgende Bauteile (vgl. Abb. 3).

Abb. 3: Situation Klärwerk ANK Wulkatal



Die Abwasserreinigungsanlage umfaßt nachfolgende Bauteile (Abb.3) :

- Abwasserhebwerk, 3 Schneckenpumpen für insgesamt 1240 l/s, Förderhöhe 4,9 m
- belüfteter Sandfang, Oberfläche 168 m², Volumen 350 m³
- Belebungsbecken, 2 Umlaufbecken mit Oberflächenbelüftung, Gesamtvolumen 15000 m³, Belüftung über 10 Doppelrotoren mit einer Beschaufelungslänge von je 2 x 7,5 m und einem installierten Gesamtanschlußwert von 750 kW
- Nachklärbecken, 2 Rundbecken mit 45 m Durchmesser, Gesamtvolumen 9000 m³, Gesamtoberfläche 3180 m²
- Rücklaufschlammhebwerk für RV = 120 % bzw. 690 l/s
- Schlammverdicker, Volumen 500 m³, Oberfläche 322 m²
- Schlamm entwässerung, 2 Doppelsiebbandpressen, Durchsatzleistung 40 m³/h

Die Bemessungs- und Belastungswerte sind den Tabellen 8 und 9 zu entnehmen.

Tab. 8 : Bemessungswerte KA Wulkatal

		Normalbetrieb		Zuckerkampagne	
		Mittel	Spitze	Konservenind.	Spitze
Belebung					
Raumbelastung	BR	0,3	0,5	1,0	kg/m ³ .d
Trockengewicht	TS _R	6	6	5	kg/m ³ .d
Schlammbelastung	BT _S	0,05	0,1	0,2	kg/kg.d
O ₂ - Zufuhr		12750	20250	30000	kg/d
Aufenthaltszeit	t _{TW}	9,4	8,1	8,2	h
	t _{RW}	3,6	3,4	3,4	h
Nachklärung					
Oberflächenbeschickung	q _{F-TW}	0,5	0,6	0,6	m/h
	q _{F-RW}	1,3	1,4	1,4	m/h
Aufenthaltszeit	t _{TW}	5,6	4,8	4,9	h
	t _{RW}	2,1	2,0	2,0	h

Die wesentlichen Betriebsergebnisse finden sich in Tab. 10 und zeigen die hervorragende Reinigungsleistung dieser Kläranlage auf.

Probleme gab es lediglich während der Kampagne 1979/80 durch die eingeleiteten Abwässer der Zuckerfabrik Siegendorf.

Tab. 9 : Zukunfts-Belastungswerte

	Normalbetrieb Mittel	Konservenind. Spitze	Zuckerkampagne Spitze	
BSB ₅ - Fracht :				
Kommunal	3000	3000	3000	kg/d
Konservenfabrik	2100	5100	4500	"
Zuckerfabrik	-	-	7500	"
Gesamt	5100	8100	15000	"
Abwassermenge :				
Kommunal TW	10000 (400)	10000 (400)	10000 (400)	m ³ /d
" RW	(1120)	(1120)	(1120)	l/s
Konservenfabrik	3000 (50)	8000 (120)	3000 (50)	"
Zuckerfabrik	-	-	5000 (60)	"
Gesamt TW	13000 (450)	18000 (520)	18000 (570)	"
RW	(1170)	(1240)	(1230)	"

Die Zuckerfabrik weist eine weitgehende Kreislaufführung auf, die in den einzelnen Produktionsstufen anfallenden Abwässer werden in den Schwemmwasser-Kreislauf rückgeführt. Der anfallende Erdschlamm wird aus dem Brucknerbecken gemeinsam mit dem Überwasser in Stapelteiche abgezogen. Nach Sedimentation wird der Teichüberlauf in die Kläranlage eingeleitet. Innerhalb der rund 70-tägigen Kampagne steigt die Belastung auf Monatsmittelwerte von 14 t BSB₅/d an, die Spitzenwerte übersteigen 20 t/d. Bei einem Nährstoffverhältnis von BSB₅ : N : P von 100 : 4 : 0,4 kann der für die entsprechend der Belastung gestiegene Überschussschlammproduktion erforderliche Stickstoff und Phosphorbedarf nicht mehr ohne Zusatzdüngung abgedeckt werden. In der ersten Kampagne 1979/80 sank daher der Reinigungseffekt zunächst auf 87 % BSB₅ - Abbau ab. Durch Zugabe von Mineräldüngergaben konnte der Kohlenstoffabbau in der Folge auf 93 % und mehr gesteigert werden.

Als Folge der ungünstigen Witterungseinflüsse zur Zeit der Rübenenernte im Jahre 1979 betrug die mit den Zuckerrüben mittransportierte Erdmenge rd. 21 % des Gesamtgewichtes gegenüber 11 - 15 % im Regelfall. Da durch diesen hohen Erdanteil das verfügbare Volumen in den Stapelteichen zur Aufnahme des Erdschlammes rasch ausgefüllt wurde, mußte ab Dezember 1979 ein massives Ansteigen der Schwebstofffracht im Ablauf der Stapelteiche beobachtet werden (Schwebstoffkonzentration bis zu 30 g/l !). Dadurch wurde der Feststoffgehalt in den Belebungsbecken auf zuletzt 45 g/l erhöht und führte zu einer starken Oberla-

Tab. 10 ; Betriebsergebnisse AWV Wulkatal

	77/78	Normalbetrieb		Zuckerkampagne
		1.HJ79	1.HJ80	80 + 81
Abwassermenge m ³ /d	6625	10598	10340	10904
Stand.Abw. (%d.MW)	40	76	37	26
BSB ₅ -Fracht kg/d	1323	1652	1902	10700
Stand.Abw. (%d.MW)	89	80	94	58
85 %-Wert kg/d	2490	2980	3690	16906
<u>Zulaufmittelwerte</u>				
BSB ₅ mg/l	200	156	184	770
COD ₅ mg/l	390	330	378	1360
TOC mg/l		108	122	488
Raumbelastung kg/m ³ d	0,2	0,22	0,25	0,71
Trockengewicht kg/m ³	8,0	4,2	5,8	8,3
Schlammbelastung kg/kg.d	0,03	0,05	0,04	0,09
Schlammvolumen mg/l	240	150	159	650
Schlammindex ml/l	30	35	27	78
Spez.Energieverbrauch kWh/kg BSB ₅		1,60	0,95	0,85
Überschußschlamm kg/d		1012	1383	10430
Schlammalter d		26	63	12
<u>Ablaufwerte</u>				
BSB ₅ mg/l		8,6	8,3	25,8
Stand.Abw. mg/l (%)		2,2 (26)	1,7 (20)	19,4 (75)
%		96	96	96,6
COD mg/l		19,5	15,4	57,1
Stand.Abw. mg/l (%)		4,8 (25)	3,4 (22)	40,3 (71)
%		94	96	95,8
TOC mg/l		6,9	5,3	23,4
Stand.Abw. mg/l (%)		1,8 (26)	1,3 (25)	25,6(109)
%		94	96	95,2
NH ₄ -N mg/l		0,7	0,6	1,6
Stand.-Abw. mg/l (%)		1,7(243)	0,7(117)	2,6(163)
NH ₃ -N mg/l		15,2	6,8	1,8
Stand.Abw. mg/l (%)		5,2 (34)	4,4 (65)	2,2(122)
PO ₄ -P mg/l		1,4	1,0 ^x)	0,4
Stand.Abw. mg/l (%)		1,2 (86)	0,9 (90)	0,3 (75)

x) PO₄-P-Ablaufwerte 1980 für die Monate Mai bis Juli

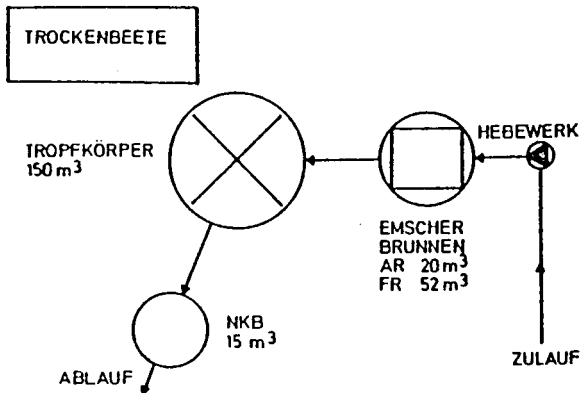
stung der Nachklärbecken. Im Ablauf konnten demnach Feststoffkonzentrationen von 500 bis 600 mg/l gemessen werden.

Trotz stark gesteigerter Überschussschlammabnahme aus dem Belebungsbecken war eine wesentliche Abnahme des BSB₅-Abbaues nicht feststellbar. Betriebsstörende Ablagerungen im Belebungsbecken und in den Rücklaufschlammleitungen sind nicht aufgetreten.

3.2.3 Kläranlage Gallbrunn

Die KA Gallbrunn (Abb.4; Lageplan) ist ein typisches Beispiel einer kommunalen Kläranlage, die durch den Anschluß von Industriebetrieben erheblich überlastet wurde und wodurch ein völlig neues Konzept für die künftige gemeinsame Abwasserbehandlung zu erarbeiten wäre.

Abb. 4 : KA Gallbrunn; Lageplan



Nach einer Vereinbarung zwischen der Gemeinde Gallbrunn und der Firma Ozean (Fischmarinaden-, Räucherfisch-, Sardellenpasteherzeugung sowie Obstsafterstellung) anlässlich der Betriebsansiedlung hat sich die Gemeinde verpflichtet, die Betriebsabwässer in der bestehenden kommunalen Kläranlage (Tropfkörperanlage für 850 EGW) mitzubehandeln.

Diese Produktionsabwässer gliedern sich wie folgt (vgl.v.d.EMDE, 1977):

- Fischmarinadenherstellung : Waschwässer aus dem 1. Waschgang sowie die Lake der Garebäder
- Räucherfischerzeugung : Ablauf aus der Berieselung der Tiefkühlware sowie Waschwässer und Salzäder
- Sardellenpasteerzeugung : Waschwässer nach dem 1. Waschgang der Rohware
- Obstsafterherstellung : Abwässer aus der Flaschen- und Gerätereinigung sowie Betriebsabwässer aus der allgemeinen Maschinen-, Geräte- und Hallenreinigung.

Die bisherigen Untersuchungen haben gezeigt, daß in Abhängigkeit von der Produktion (v.a. Fischmarinadenerzeugung und Räucherfischerzeugung) sehr starke Schwankungen von Abwasseranfall und Abwasserinhaltsstoffen auftraten. Im Spitzenmonat (Jänner) wurden Abwassermengen zwischen 100 und 400 m³/d gemessen. Der mittlere Tagesanfall betrug 395 m³. Im Februar und März sanken die Werte produktionsbedingt ab. Der mittlere Tagesanfall betrug im Februar 113 m³/d und im März 76 m³/d. Unter Berücksichtigung der Standardabweichung ist für Jänner ein Wert von 379 m³/d, für Februar 166 m³/d und für März 97 m³/d zugrunde zu legen.

Die BSB₅-Frachten betragen im Jänner im Mittel 157 kg/d, im Februar 91 kg/d und im März 56 kg/d. Wird die Standardabweichung zugerechnet, ergibt sich für Jänner ein Wert von 294 kg/d, für Februar 161 kg/d und für März 103 kg/d. Bei 60 g BSB₅/EGW.d errechnen sich damit die maßgebenden Belastungswerte für den Jänner mit rund 5000 EGW, für Februar rund 2700 EGW und für März rund 1500 EGW.

Die Abwasserreinigung in der bestehenden Anlage ist damit nicht mehr möglich.

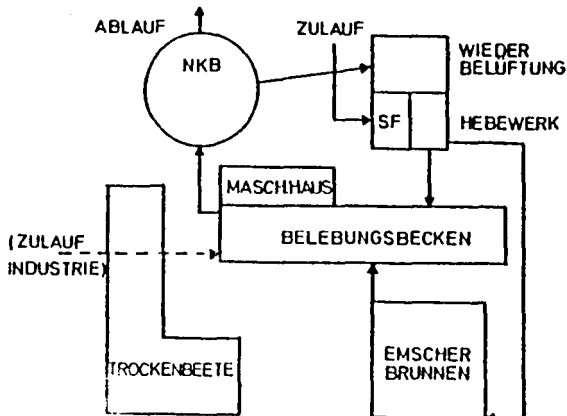
3.2.4 Kläranlage Haag

Während im voranstehenden die Probleme bei der Abwasserreinigung durch eine starke Überlastung der kommunalen KA als Folge einer Betriebsansiedlung bedingt sind, ist die Situation in der Gemeinde Haag gerade umgekehrt. Die KA Haag wurde für 16000 EGW (s. Abb. 5 u. Tab. 11) ausgelegt, wobei hiervon rd. 10000 EGW auf die Abwasserlast eines Betriebes mit Obstverwertung entfielen. Nach erfolgter Stilllegung dieser Obstverwertung ist die Kläranlage nicht mehr ausgelastet. Dadurch ergeben sich für die Gemeinde Haag nunmehr erhöhte spezifische Betriebskosten.

Tab. 11 : Bemessungswerte der KA Haag

Q_{TW}	Stadt Haag		$20,5 \text{ l/s} = 73,8 \text{ m}^3/\text{h}$
Q_{RW}	" - "		$66,5 \text{ l/s} = 239,3 \text{ m}^3/\text{h}$
Q	Industrie		$34,7 \text{ l/s} = 125,0 \text{ m}^3/\text{h}$
B_d	Stadt Haag	6000 EGW	360 kg BSB_5
B_d	Industrie	10000 EGW	600 kg BSB_5
<u>Emischerbrunnen (nur für die Stadt)</u>			
4 Becken	4 x 675		2700 m^3
Absetzraum	P		144 m^3
	V ^o		136,8 m^3
<u>Belebungsbecken</u>			
2 Becken	4,50 x 45,0 x 5,0		1935 m^3
B_d			840 kg BSB_5
B_R			0,43 kg $BSB_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$
B_{TS}			0,14 kg BSB_5/kgTS
(nur Stadt - ohne Industrie)			
1 Becken			967 m^3
B_d			240 kg BSB_5
B_R			0,25 kg $BSB_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$
B_{TS}			0,08 kg BSB_5/kgTS
<u>Nachklärbecken</u>			
$D = \varnothing 21,0 \text{ m}$	$T_{\text{mitt}} = 2,0 \text{ m}$		$V = 692 \text{ m}^3$
			$F_o = 346 \text{ m}^2$
$q_{F,TW}$	(Stadt und Industrie)		0,57 m/h
$q_{F,O,TW}$	" - "		1,05 m/h
$q_{F,TW}$	(nur Stadt)		0,21 m/h
$q_{F,O,RW}$	" - "		0,69 m/h
c_{TV}	(Stadt und Industrie)		3,5 h
c_{RW}	" - "		1,9 h
c_{TW}	(nur Stadt)		9,4 h
c_{RW}	" - "		2,9 h

Abb. 5 : KA Haag, Lageplan



3.3 Probleme mit Gerbereiabwässern

3.3.1 Kläranlage Gutau, O.Ö.

Die KA Gutau ist als konventionelle Tropfkörperanlage mit vorgeschaltetem Emscherbrunnen ausgeführt (Abb. 6). Die Bemessungswerte der Anlage sind in der Tab. 12 zusammengestellt. Beim Betrieb der KA Gutau ergaben sich nicht nur Probleme durch eine starke Überlastung der Anlage durch die Abwässer einer Gerberei, sondern auch dadurch, daß im Zuge der Produktionsausweitung der Gerberei die ursprünglich schon kaum ausreichende Vorbehandlung der Gerbereiabwässer nicht mehr genügt.

Tab. 12 : KA Gutau; Bemessungswerte und Nutzenhalte

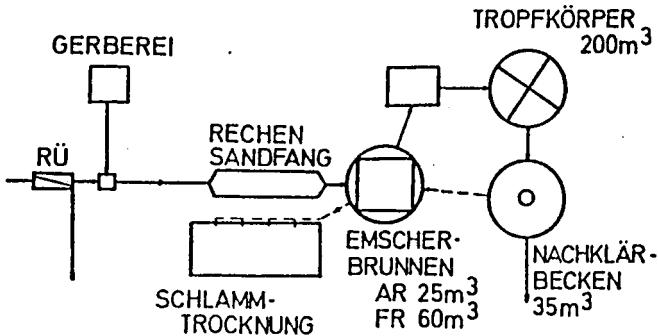
Anschlußwert : 1000 EGV

Emscherbrunnen : Absetzraum $V = 25 \text{ m}^3$
 Faulraum $V = 60 \text{ m}^3$

Tropfkörper : $V = 200 \text{ m}^3$

Nachklärbecken : $V = 35 \text{ m}^3$

Abb. 6 : KA Gutau - Lageplan



Insgesamt sind derzeit an die KA Gutau 3800 EGW angeschlossen, wovon allein 3000 EGW vom Abwasser der Gerberei stammen (vgl. Tab. 13).

Tab. 13 : KA Gutau; Belastung und Reinigungsleistung; Mittelwerte

	Zulauf Gemeinde	Zulauf Leder	Zulauf Leder + Gemeinde	Ablauf	µ%
CSB kg/d	85	320	405	170	58
BSB ₅ kg/d	50	170	220	70	68
Cl kg/d	85	280	365	220	40
org.N kg/d	2,7	3,4	6,1	5,8	5
Ges.N kg/d	7,9	9,6	17,5	16,2	6
Ges.P kg/d	0,9	0,7	1,6	1,6	0
Abw.Menge m ³ /d	170	100	270	270	—

Durch die Oberlastung allein, aber v.a. auch durch die mangelnde Vorbehandlung der Gerbereiabwässer, ist die Leistung der Kläranlage völlig unbefriedigend.

Rechen und Siebe zum Zurückhalten von Haut- und Fleischfetten sowie von verfilzten Haaren fehlen in der Gerberei, ein Ausgleichs- bzw. Neutralisationsbecken ist überlastet, ein Absetzbecken für die Abtrennung des im Abwasser enthaltenen Schlammes ist nicht vorhanden. Lediglich bei den Abläufen der Äschergruben - die Äscher werden durch Schwefelnatrium geschärft - werden durch Flockung mittels FeSO_4 und Belüftung u.a. die störenden Sulfide unschädlich gemacht.

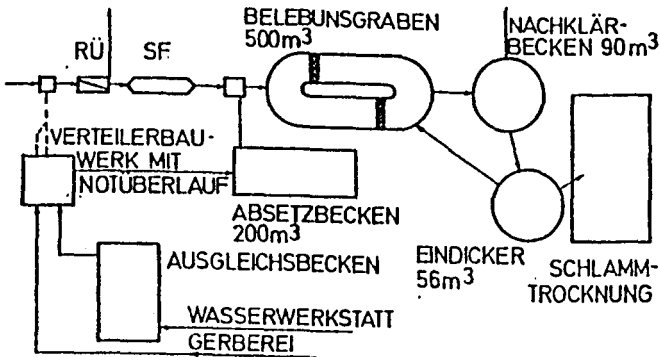
Durch diese mangelhafte Vorbehandlung der Abwässer in der Gerberei ist die Absetzwirkung im Emscherbrunnen der kommunalen Anlage durch Stoßbelastungen unzureichend, Haare und Hautfetten im Ablauf des Emscherbrunnens führen zu Verstopfungen des Tropfkörperfüllmaterials, das zudem durch die Oberlastung des Tropfkörpers ohnehin schon verpilzt ist.

Pfützenbildungen an der Tropfkörperoberfläche, eine schlechte Sauerstoffversorgung des biologischen Rasens und ausgeprägte Spülgänge im Tropfkörper bzw. eine stark verringerte Kontaktzeit bewirken die schlechte Abbauleistung der biologischen Stufe der Anlage (s.Tab.13).

3.3.2 Kläranlage Eggelsberg, O.Ö.

Die KA Eggelsberg (Belebungsgraben, s. Abb. 7) ist für die Abwässer der Gemeinde sowie einer in der Gemeinde ansässigen Gerberei bzw. für eine Belastung von 155 kg BSB₅/d ausgelegt. Von der Gesamtbelastung von 155 kg BSB₅/d entfallen lt. Projektgrundlagen 125 kg/d auf die Belastung durch die Gerberei und die restlichen 30 kg/d auf jene des kommunalen Abwassers.

Abb. 7 : KA Eggelsberg; Lageplan



Neuere Messungen haben ergeben, daß die der Planung zugrunde gelegten Belastungswerte gut zutreffen, jedoch die Reinigungsleistung relativ schlecht ist (s. Tab. 14).

Tab. 14 : KA Eggelsberg; Belastung und Reinigungsleistung

Meßwerte	Abwassermenge (Leder + Gemeinde) im Mittel: 200-240 m ³ /d					
	CSB kg/d		TOC kg/l		BSB ₅ kg/d	
	Mittel	Max.	Mittel	Max.	Mittel	Max.
Leder Zulauf	360	450	110	145	110	145
Gemeinde Zulauf	165	215	40	50	45	63
Leder + Gemeinde Zulauf	525	660	150	185	155	210
Ablauf	125	--	32	--	27	--
Reinigungsleistung %	76	--	79	--	82	--

Für die schlechte Reinigung ist in erster Linie die unzureichende Vorbehandlung der Gerbereiabwässer maßgebend. Es werden zwar die Abwässer aus der Wasserwerkstatt (u.a. die Wasch- und Weichwässer, die Ascherbrühen nach Rauchgasbehandlung zur Zerstörung der Sulfide) über ein Misch- bzw. Grobabscheidebecken und ein nachfolgendes Absetzbecken geleitet, ehe sie mit dem Kommunalabwasser vereinigt und in den Belebungsgraben eingeleitet werden (s. Abb. 7), durch mangelnde Wartung dieser Anlagen jedoch sowie durch das Fehlen eines ausreichenden Konzentrationsausgleiches führen häufig Stoßbelastungen zu Betriebsstörungen auf der Kläranlage.

Abb. 8 ; KA Eggelsberg, OÖ; Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken

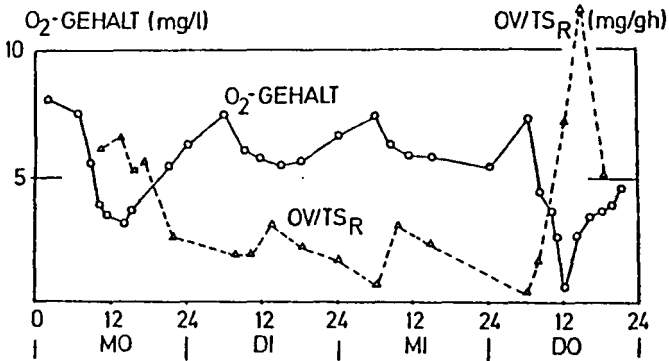
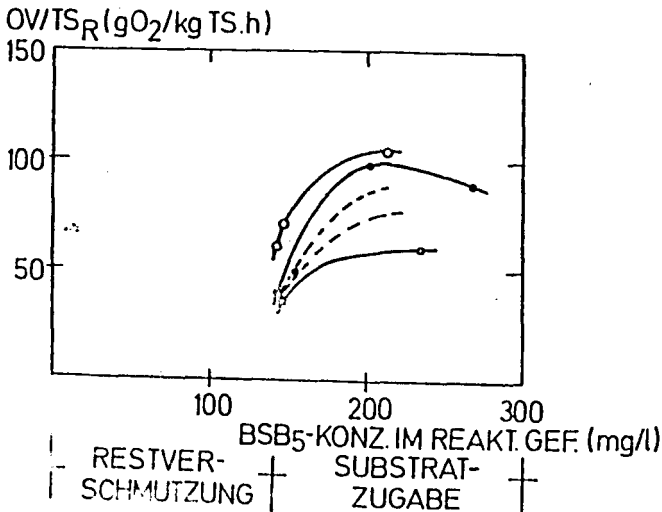


Abb. 9 : KA Eggelsberg, OÖ; Hemmung im Belebungsbecken bei Stoßbelastung



Der belebte Schlamm reagiert auf diese Belastungsstöße deutlich durch vermehrte Atmungstätigkeit (s. Abb. 8) und gelegentlich tritt Sauerstoffmangel im Belebungsbecken ein. Bei extremen Stoßbelastungen ist andererseits eine deutliche Hemmung der Organistentätigkeit feststellbar (s. Abb. 9).

Durch diese häufigen Oberlastungen des Belebtschlammes weicht seine Zusammensetzung von jener einer normal belasteten Schlammflocke stark ab. Das biologische Bild ist besonders durch überaus häufig vorkommende fadenförmige Schwefelbakterien als Indikatoren für Schwefelwasserstoff, der z.B. bei der Rauchgasbehandlung im Zuge der Umwandlung der Sulfide frei wird und offenbar nicht ausreichend ausgetrieben wird, gekennzeichnet. Die für Belebtschlammflocken typischen Ciliaten konnten nur in geringer Zahl und in verhältnismäßig wenigen Arten gefunden werden. Die unzureichende Reinigungsleistung der Anlage ist auch dadurch gegeben, daß das Absetzbecken für die Gerbereiabwässer (s. Abb. 7) nur mangelhaft geräumt wird oder häufig umgangen wird, so daß immer wieder beachtliche Mengen an Primärschlamm aus der Lederfabrik und Lederschleifstaub aus der Zurichterei in den Belebungsgraben gelangen. Dementsprechend ist der KA-Ablauf mitunter stark rötlich bis braun gefärbt und trüb. Augenscheinlich ist bei der KA Eggelsberg darüber hinaus, daß die Abdeckbleche der Bürsten und das die Bedienungsstege umsäumende Gelände durch Korrosion, die im Zusammenhang mit dem hohen Salzgehalt der eingeleiteten Gerbereiabwässer (z.B. Cl-Gehalte um 1,5 g/l und eingebrachte Cl-Fracht bis zu 100 kg/h) stehen dürfte, stark angegriffen sind.

4. Rechtliche Grundlagen für die gemeinsame Abwasserreinigung - - kritische Bemerkungen

Probleme, die sich bezüglich einer sinnvollen gemeinsamen Abwasserbehandlung von kommunalen und industriellen Abwässern ergeben, können nicht nur durch technische Gegebenheiten, sondern auch durch die bestehenden rechtlichen Grundlagen bedingt sein.

Die Landesgesetzgebung, die den Anschluß der Industriebetriebe an die öffentliche Kanalisation regelt, ist mitunter nämlich im Hinblick auf die komplexen und vielschichtigen Fragestellungen zu eng und damit zu wenig flexibel gefaßt bzw. teilweise völlig unbrauchbar. Nur allgemein verbindliche Grundlagen oder gar keine Kanalanschlußgesetze - wie z.B. in den Bundesländern Oberösterreich

und Tirol - sind wesentlich besser als zu eng gefaßte Bestimmungen, wie etwa im N.Ö.Kanalgesetz, mit Berechnungsgrundlagen, die vielleicht für den kommunalen Bereich, niemals aber für den Anschluß von Industriebetrieben zutreffen.

Anschlußgebühren, die sich hauptsächlich auf das Ausmaß der im Betrieb vorhandenen verbauten bzw. befestigten Flächen abstützen, sind wohl aus der geschichtlichen Entwicklung der Abwassertechnik verständlich, für den Anschluß von Industriebetrieben jedoch nicht anwendbar.

Betriebskosten, nur auf der Grundlage der Abwassermenge berechnet, sind nicht gerecht.

Die Frage der Anschlußzwanges wäre vielfach neu zu regeln. Jedenfalls müßte sichergestellt sein, daß beim Anschluß an eine Verbandsanlage die Anschlußgebühr und die laufenden Betriebskosten für den Industriebetrieb entsprechend geringer als bei einem "Alleingang" bleiben. Regelungen, wie z.B. im Bundesland Salzburg, die dazu führen können, daß nach Anschlußzwang Industriebetriebe im Rahmen von Abwasserverbänden durch Kostenanteile zur Erschließung entlegener Siedlungsgebiete mehr Mittel als bei einer betriebseigenen Kläranlage aufbringen müssen und zudem noch praktisch nicht in den Genuß öffentlicher Förderungsmittel kommen, sollten neu überdacht werden.

5. Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit sind einige Beispiele von Problemen angeführt, die sich bei der gemeinsamen Abwasserreinigung von kommunalen und industriellen Abwässern aus technischer und rechtlicher Sicht ergeben. Insbesondere sind hierbei Beispiele von Betriebsproblemen bei der Reinigung kommunaler Abwässer mit Abwässern der Nahrungs- und Genußmittelindustrie sowie aus Gerbereien vorgestellt worden.

Die allgemeinen Bemerkungen über die für eine gemeinsame Abwasserreinigung maßgebenden gesetzlichen Bestimmungen sollten bei der Neufassung der diesbezüglichen Landesgesetzgebung Berücksichtigung finden.

6. Literatur

- BIFFL, W. : "Österreichische Erfahrungen betreffend Schäden an kommunalen Kläranlagen durch Industrieabwässer" 3. Europ. Abwasser- u. Abfallsymposium, München 1975
- BIFFL, W. : "Abwasserreinigung in Fremdenverkehrsgebieten" Wiener Mitteilungen, Bd. 22, 1977
- EMDE, W.v.d. : "Zwischenbericht über Abwasseranfall und -belastungen der Fa. Ozean, Fisch- und Obstkonserven Dr. E. Pajor, Gallbrunn" Eigenverlag des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz der Techn. Universität Wien, 1977
- EMDE, W.v.d. : "Industrieabwasserprobleme in Österreich" Wiener Mitteilungen, Bd. 28, 1979
- INGERLE, K. : "Abwasseranfall in Fremdenverkehrsgemeinden" Eigenverlag des Institutes für Siedlungswasserbau und Abfallwirtschaft an der Univ. Innsbruck, 1979
- STALZER, W. : "Cannery Wastes and their treatment by the activated sludge process" Veröffentlichung des Institutes für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz an der Techn. Univ. Wien, 1974
- STALZER, W. : "Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees" Habilitationsschrift, Univ. f. Bodenkultur Wien, 1980
- SUPERSPERG H. u. W. BIFFL : "Österreichische Erfahrungen betreffend Schäden an kommunalen Kläranlagen durch Industrieabwässer" 3. Europ. Abwasser- u. Abfallsymposium, München 1975

PROBLEME DURCH INDUSTRIEABWASSER

Erwin MÄRKI

1. EINLEITUNG

Sowohl die Bundesgesetze als auch die Gewässerschutzgesetze der Kantone in der Schweiz unterscheiden nicht zwischen Siedlungsabwasser und Abwässern aus Gewerbe, Landwirtschaft und Industrie. Die allgemeine Formulierung spricht lediglich vom Schutz der Gewässer im Interesse der Gesundheit von Mensch und Tier, der Sicherstellung der Trink- und Brauchwasserversorgung u.a.m.

Der Sorgfaltspflichten-Artikel 13 verlangt von "jedermann, alle nach den Umständen erforderliche Sorgfalt anzuwenden, um die Verunreinigung der ober- und unterirdischen Gewässer zu vermeiden."

Der Artikel 14 geht aber noch weiter:

¹Es ist untersagt, feste, flüssige oder gasförmige Stoffe jeder Art, die geeignet sind, das Wasser zu verunreinigen, mittelbar oder unmittelbar in die Gewässer einzubringen oder abzulagern. Sofern die Gefahr einer Verunreinigung des Wassers entsteht, ist auch das Ablagern ausserhalb der Gewässer untersagt.

²Es ist verboten, verunreinigende Stoffe durch Versickernlassen in den Untergrund zu beseitigen. Die zuständige kantonale Behörde kann Ausnahmen bewilligen, sofern die Gefahr der Verunreinigung eines ober- oder unterirdischen Gewässers ausgeschlossen ist.

³Vorbehalten bleibt Artikel 16.

Die allgemeine Gewässerschutzverordnung greift in Artikel 20 den Begriff gewerbliches und industrielles Abwasser auf und lautet:

Gewerbliches und industrielles Abwasser

- ¹Produktionsverfahren in Gewerbe und Industrie sind im Hinblick auf die Abwasserbeseitigung so einzurichten, dass stoff- und mengenmässig möglichst wenig Abwasser anfällt.
- ²Die Möglichkeiten der Wiederverwendung sowie der schadlosen Beseitigung von Abwasser ohne Belastung der Gewässer sind auszuschöpfen. Nötigenfalls sind die verschiedenen bei der Produktion anfallenden Abwässer getrennt zu erfassen.
- ³Abwasser, das nur durch Ableiten beseitigt werden kann, hat den Anforderungen der eidgenössischen Vorschriften und Richtlinien über die Beschaffenheit abzuleitender Abwässer zu genügen.

Konkreter werden dann die kantonalen Gesetze (§ 11):

Öffentliche Abwasserbeseitigungsanlagen sind von mehreren Gemeinden oder von Gemeinden und von Industriebetrieben mit besonderem Abwasseranfall gemeinsam zu erstellen, wenn dies im öffentlichen Interesse liegt.

Und die kommunalen Abwasserreglemente und das kantonale Musterreglement lassen sich in § 32 wie folgt vernehmen:

- ¹Die der Kanalisation zuzuleitenden Abwässer müssen so beschaffen sein, dass sie weder die Anlageteile der Kanalisation und der zentralen Abwasserreinigungsanlage schädigen, noch deren Betrieb, Unterhalt und Reinigung erschweren. Massgebend ist die eidgenössische Verordnung über Abwassereinleitungen vom 8. Dezember 1975.

² Mit dem Anschlussgesuch für gewerbliche oder industrielle Abwässer ist allenfalls ein Projekt über die Abwasservorbehandlung beizubringen. Der Gemeinderat kann nötigenfalls auf Kosten des Betriebes weitere Expertisen und Untersuchungen veranlassen.

³ Unzulässig ist namentlich die direkte oder indirekte Einleitung von:

- a) infektiösen, giftigen, brennbaren, leicht entzündbaren, explosiven und radioaktiven Flüssigkeiten;
- b) geruchsbelästigenden oder stark färbenden Stoffen;
- c) Abwässern aus Aborten ohne Wasserspülung, Jauche aus Ställen und Miststöcken, gelösten Kunstdüngern, Abflüssen aus Futtersilos und Komposthaufen sowie Abflüssen mit Resten von Pflanzenschutzmitteln (Spritzmittelbrühen);
- d) Stoffen aller Art, die in der Kanalisation zu Verstopfungen oder zu einer vermeidbaren Erhöhung der Verschmutzung Anlass geben können, wie z.B. Sand, Zementmilch, Schutt, Kehricht, Asche, Schlacken, Küchenabfälle, Metzgereiabfälle, Textilien jeder Art, Papierwindeln, Rückstände aus Schlammsammlern, Klärgruben, Fett- und Ölabscheidern usw.);
- e) dickflüssigen, breiigen und schlammigen Stoffen wie z.B. Farben, Bitumen, Teeren usw.;
- f) Ölen und Fetten;
- g) grösseren Mengen von Flüssigkeiten, die eine Temperatur von über 60° Celsius aufweisen (nach Vermischung in der Kanalisation höchstens 40°);
- h) sauren oder alkalischen Flüssigkeiten mit einem pH-Wert von weniger als 6,5 oder mehr als 9;
- i) Gasen und Dämpfen.

Im Zweifelsfall entscheidet der Gemeinderat im Einvernehmen mit der kantonalen Fachstelle.

Ob nun häusliche und gewerblich-industrielle Abwässer gemeinsam oder getrennt gereinigt werden sollen, wird recht

oft unterschiedlich bewertet. Es werden diesbezüglich sehr verschiedene Gründe pro und contra ins Feld geführt.

Es mögen einige Vor- und Nachteile aufgeführt werden:

- Mit Hilfe der häuslichen Abwässer resp. des Belebtschlammes lassen sich nicht biologisch abbaubare Industrieabwasserstoffe dank der grossen Oberfläche adsorptiv eliminieren (Mineralöle, Schwermetalle, etc.).
- Höhere Eliminationseffekte im Mischsystem als wenn mit spezifischen Behandlungsverfahren gearbeitet werden muss.
- Einmaliger Aufwand an Anlage- und Betriebskosten bei gemeinsamer Behandlung von Siedlungs- und Industrieabwasser, wenn am Standort der Industrie keine Vorflut für ein in eigenen Anlagen gereinigtes Abwasser besteht. Es wäre sonst die gesamte gereinigte Abwassermenge der Industrie nochmals in der zentralen Anlage zu "behandeln".
- Als Nachteil darf gelten, dass aus dem Abwasser, das mit Siedlungsabwasser "verdünnt" wird, insgesamt bestimmte Stoffe prozentmässig weniger abgebaut werden.

2. BESCHAFFUNG VON PROJEKTIERUNGSGRUNDLAGEN FÜR DIE BEHANDLUNG VON INDUSTRIEABWASSER

Im Gegensatz zum Anfall von Siedlungsabwasser weisen die gewerblichen und industriellen Abwässer sehr unterschiedliche Zusammensetzungen auf, die innert weniger Monate und Jahre auf Grund von Produktionsänderungen auftreten können und die von Strukturänderungen der Wirtschaft beeinflusst werden. Für die Planung von Werken für Siedlungsabwasser muss der biologische Teil der Anlage für die folgenden Aufgaben sicher

betrieben werden können:

- Ausbauziel im Jahre $1 + x$, wobei sowohl die Abwassermenge als auch deren Schmutzstoffwert ($m^3 + kg BSB_5$ resp. EGW) auf Grund einer Entwicklungsplanung und von Wasseruntersuchungen ermittelt wurden.
- Die Einrichtung für den Sauerstoffeintrag muss die minimalen und maximalen Belastungen hydraulischer und biochemischer Art während eines Tages,
einer Woche,
eines Monats,
einiger Jahre bewältigen können.
- Diese Einrichtung muss, wenn immer möglich, auch stossweise Belastungen gut auffangen können.
- Diese Einrichtungen müssen sicher bei sehr warmen sowie bei tiefen Temperaturen des Wassers und der Luft funktionieren und die geforderte Abbauleistung erbringen.
- Diese Einrichtungen müssen dafür sorgen, dass keine Geruchsbelästigungen durch anaerobe Prozesse auf der Anlage und der Umgebung entstehen.
- Die Anlage muss nicht dazu dienen, Abwasser-Inhaltsstoffe, die beim Strippen (Belüftung) aus dem Abwasser ausgeschieden werden, unschädlich zu machen. In diesem Fall ist eine Abluftreinigungseinrichtung zusätzlich nötig.
- Die Absetzanlage (Entschlammungsanlage), z.B. Nachklärbecken, haben sicher zu funktionieren, ob wenig oder viel, ob warmes oder kaltes Abwasser anfällt.

- Die Absetzanlage muss so gebaut werden, dass sowohl schwerer als auch leichter Belebtschlamm abgeschieden werden kann.

Aus dieser vielleicht unvollständigen Aufzählung ist ersichtlich, welche breite Aufgabe ein einmal gewähltes biologisches Reinigungssystem (Belebtschlammverfahren / Tropfkörperverfahren) heute und in seiner Zukunft zu bewältigen hat, und dies noch mit einer stark wechselnden Mikrobiologie.

Man kann sich nun fragen, welche Momente mit den gewerblichen und industriellen Abwässern noch hineinspielen. Hier mögen eine Reihe von Faktoren erwähnt werden:

- Salzgehalt. Es gibt sowohl salzarme als auch salzreiche Abwässer, wobei die Art der Salze recht verschieden sein kann, indem gewisse Salze inert gegenüber den biologischen Prozessen unter einer bestimmten Konzentration bleiben (Natriumchlorid, Natriumsulfat), andere dagegen können in die Biologie eingreifen (Natriumnitrat, Ammoniumverbindungen, Phosphorverbindungen).
- Stimulierende und hemmende Verbindungen, also solche Stoffe, die unmittelbar die Vermehrung bestimmter Mikroorganismen fördern zu Ungunsten anderer und damit evtl. eine Gleichgewichtsstörung in der Biozönose hervorrufen. Aber auch Hemmungsfaktoren kommen recht häufig vor. Sie unterdrücken empfindliche Formen oder sie stören den Veratmungsprozess der biochemisch abbaubaren Stoffe.
- Giftige Stoffe mineralischer und organischer Art töten die Organismen ab, so dass die Abwasser-Inhaltsstoffe mangels Lebewesen nicht zersetzt, d.h. in unschädliche Abbauprodukte verwandelt werden können.

- Der Anteil an schwer oder nicht abbaubaren Stoffen in gewerblichen und industriellen Abwässern ist oft wesentlich höher als in Siedlungsabwässern.
- Sie können organische Verbindungen enthalten, die nur durch eine spezifische Bakterienart genügend gut und rasch abgebaut werden können.

Es ist daher Aufgabe der Ingenieure, der Chemiker und Biologen, durch Versuche abzuklären, welche zusätzlichen Momente bei der Projektierung eines gemeinsamen Werkes noch berücksichtigt werden müssen.

Die notwendigen Reserven müssen daher abgeschätzt, wenn möglich sogar berechnet werden. Der konstruktive Ausbau hat der Entwicklung und Wandlung gebührend Rechnung zu tragen, damit eine Anlage beweglich und variantenreich optimal betrieben werden kann.

3. PROBLEME UND ERFAHRUNGEN DURCH GEWERBLICHE UND INDUSTRIELLE ABWÄESSER

3.1. Abwässer aus anorganischen Betrieben

In den Vordergrund drängen sich in dieser Sparte Abwässer aus der Metall-Oberflächenveredelung wie Galvanik- und Beizereibetriebe. Dann folgen bei uns anorganische Chemiewerke für die Grundchemikalien-Herstellung. Ueber Bergwerksbetriebe sowie Erzaufbereitungen können keine Erfahrungen mitgeteilt werden.

3.1.1. Galvanik- und Beizereibetriebe

Eisenbeizen, als saure und eisenreiche Abgänge führen unbehandelt zu schweren Bauschäden an den Werkanlagen. In jedem

Fall sind sie soweit zu neutralisieren, dass sie den Klärwerksbetrieb nicht stören. In neutralisiertem Zustand fallen die Eisenionen als Hydroxydschlamm aus, der entwässert beseitigt werden muss. Zweckmässig und besser ist die dosierte Zugabe der Säure zum Siedlungsabwasser unter Ausschöpfung der Pufferkapazität desselben, denn dann lassen sich die Eisenionen für die Phosphatreduktion sowie zur chemischen Klärung nutzen. Ohne optimale Betriebsbedingungen erreichen zu wollen, können die P-Verbindungen auf mehr als die Hälfte reduziert werden. Mit Neutral-Salzlösungen (Fe SO_4 , Fe Cl_3) können natürlich 90 % und mehr eliminiert werden, doch müssten die Beizen vorgängig zu diesen Salzen aufbereitet werden. Es ist darauf zu achten, dass bei all diesen Chemikalien der Gehalt an anderen Schwermetallen wie z.B. Zink keine toxischen Werte erreicht. Spülwasser und Galvanikbäder enthalten bekanntlich Säuren, Laugen, Cyanverbindungen sowie eine bunte Palette an Schwermetallen (Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Silber, Zink, Zinn, u.a.m.). Die Giftigkeit dieser Schwermetalle ist recht unterschiedlich. Neben Quecksilber liegt in dieser Hinsicht Cadmium im Vordergrund. Daneben werden den Behandlungsbädern auch organische Zusätze wie Netz- und Glanzmittel zugemischt, die eine erfolgreiche Fällung und Flockung oft erschweren.

Grundsätzlich muss daher jedes Galvanikabwasser eine Vorbehandlung erfahren, die aus einer Neutralisation und einer Entgiftung besteht. Die grossen Spülwassermengen werden mit Vorteil über Ionenaustauscher von den Schwermetallen befreit und die Eluate aus den Austauscherskolen zusammen mit den verbrauchten Bädern neutralisiert und entgiftet, entweder in einer betriebseigenen oder in einer zentralen Entgiftungsanlage.

Die folgende Tabelle möge die Zusammensetzung von Schlamm-
men zeigen, die mit einer Bandfilterpresse stichfest ge-
macht wurden:

	1	2	3	4
Trockensubstanz %	32,7	29,0	30,5	30,3
Wassergehalt %	67,3	71,0	69,5	69,7
Kupferhydroxyd g/kg	1,4	2,5	2,3	11,8
Nickelhydroxyd g/kg	7,0	1,7	2,2	11,4
Chromhydroxyd g/kg	5,0	4,2	7,1	2,6
Eisenhydroxyd g/kg	36,6	35,5	109,5	155,0
Zinkhydroxyd g/kg	2,5	66,2	20,1	12,4
Aluminiumhydroxyd g/kg	0,4	2,3	9,2	1,1
Calziumsulfat g/kg	95,7	115,5	85,0	54,6
Total g/kg	148,6	227,7	235,4	248,9

Die Verordnung über die Abwassereinleitungen in der Schweiz
vom 8. Dezember 1975 setzt die folgenden Grenzwerte fest:

		<u>Einleitung in</u>	
		<u>Gewässer</u>	<u>Kanalisationen</u>
Blei	mg/l	0,5	0,5
Cadmium	mg/l	0,1	0,1
Chrom VI	mg/l	0,1	0,5
Kobalt	mg/l	0,5	0,5
Kupfer	mg/l	0,5	1,0
Quecksilber	mg/l	0,01	0,01
Silber	mg/l	0,1	0,1
Zink	mg/l	2,0	2,0
Zinn	mg/l	2,0	2,0
Aktivchlor	mg/l	0,05	0,5 - 3
Cyanide	mg/l	0,1	0,5

Zur Abrundung sei auf eine Tabelle über die Auswertung von 2000 Untersuchungen, die in Band 28 der Wienermitteilungen 1979 S. 312 abgedruckt ist, verwiesen. Sie zeigt, dass bei unsorgfältig gewarteten Anlagen noch Restkonzentrationen in unterschiedlicher Höhe den Sammelkläranlagen zugeführt werden und die dort sowohl den Klärschlamm an Schwermetallen anreichern als auch noch über das biologisch gereinigte Abwasser in die Vorflut gelangen können. Wenn die Galvanikbäder ideal entgiftet wären und sie zudem keine Zusatzstoffe organischer Art enthielten, könnten sie der Vorflut direkt zugeleitet werden. Doch aus Sicherheitsgründen werden dazu kaum Bewilligungen erteilt. Eine unzulässige Anreicherung im Schlamm führt zu Störungen in der landwirtschaftlichen Verwertung des Schlammes.

3.1.2. Anorganische Chemiewerke

Die Merkmale dieser Werke sind Abwässer mit oft hohen Säure-, Laugen- und Salzgehalten. Natürlich kommen auch Schwermetallsalze vor. Grundsätzlich müssen sie gleich behandelt werden wie Galvanikabwässer, denn auch Sulfide und Sulfite dürfen nicht unbehandelt abgelassen werden. Solange keine organischen Fabrikate mitproduziert werden, werden diese behandelten Abwässer mit Vorteil der Vorflut direkt zugeführt. Oft fallen aber stark getrübbte, mit Schwebstoffen beladene flüssige Abgänge an. Diese führen zu unangenehmer Sedimentation in flachen Kanälen sowie in den Vorklärbecken, was den ordnungsgemässen Betrieb beeinträchtigt. In solchen Fällen sind betriebseigene Abscheidungsanlagen nötig. Dazu können wir auch Zementwerke, Kalkfabriken, Steinschleifereien zählen.

4. ABWAESSER AUS ORGANISCHEN BETRIEBEN

4.1. Kohleverarbeitende Industrie

Kokereien sind glücklicherweise - natürlich aus der Sicht des Gewässerschutzes - fast alle verschwunden. Sie brachten und bringen zahlreiche Produkte in die Umwelt, die auf Klärwerken oft Schwierigkeiten verursachen. Abgesehen von der Geruchsbelastung verursachten sie Verölungen, zu hohe Phenolkonzentrationen, Ammoniakbelastungen, die auch eine Umstellung der Biozönose zur Folge haben. Während der Uebergangsphasen bei den Anpassungen mussten sicher Leistungseinbussen im Reinigungseffekt in Kauf genommen werden.

4.2. Erdölverarbeitende Industrie

4.2.1. Raffinerien

Glücklicherweise sind diese Werke derart gross, dass ihre flüssigen Abgänge kaum mit dem Abwasser aus Siedlungen zusammengemischt behandelt werden. In unserem Land weisen beide Raffinerien selbständige mehrstufige Abwasserreinigungsanlagen auf, die auch mit grossen Sicherheids- und Katastrophenbecken ausgerüstet sind.

Störungen oder Probleme, die bei einem relativ homogenen Betrieb einer Raffinerie auftreten, können daher auf Grund des gut geschulten Betriebspersonals wirksam bearbeitet werden. Mitunter liegen die Restkonzentrationen, z.B. der Kohlenwasserstoffe weit unter den be- willigten Grenzwerten.

4.2.2. Petrochemie und Tanklager

Kleine Betriebe werden oft dem örtlichen Kanalnetz

angeschlossen. Vor allem stören bei der Abwasserreinigung Mineralöle und Abgänge aus der Fabrikation von Zwischen- und Endprodukten. Wohl werden in den Belebungsbecken zahlreiche Stoffe abgebaut oder adsorptiv gebunden, doch bei zu hoher Belastung entstehen bei der Biozönose im Schlammfaulraum wie auch bei hohen Schwermetallgehalten Störungen im Ablauf der Gärung.

Nur sehr leistungsfähige Oelabscheider können die notwendigen Reduktionen der Problemstoffe erreichen, und diese werden mit Vorteil im Werk selber installiert. Weitere Stoffe, die in hohen Konzentrationen, z.B. in Mutterlaugen in Reaktionsbehältern anfallen, sind ebenfalls vorzubehandeln und nicht 1000 - 10'000 mal zu verdünnen. Sie sollen entweder eingedampft und in Sondermülldeponien gelagert oder, wenn immer möglich, in Anlagen mit Wärmerückgewinnung verbrannt werden.

Sind diese Abwässer zudem noch stark gefärbt oder erfahren durch pH-Änderungen Verfärbungen, die in einer biologischen Stufe nicht bewältigt werden können, dann muss eine zusätzliche Vorbehandlung verfügt werden. Neben dem Oelabscheider kann eine Fällung mit einer Aktivkohleanlage ergänzt werden, und schliesslich kann eine Oxydation mit Ozon noch nötig werden.

4.2.3. Pharma-, Kunststoff- und Farbindustrie

Chemiewerke, die organische Stoffe für die Heilmittelherstellung produzieren, verarbeiten sowohl pflanzliche Rohstoffe als auch künstliche Stoffe. Dabei entstehen unzählige Nebenprodukte, die z.T. nicht mehr verwendet werden können. Neben den Wirkstoffen, die in den Handel gelangen, bleiben auch Reste davon in den flüssigen Abgängen.

Die Herstellung von Kunststoffen bringt nicht eine derartige Fülle von Nebenprodukten wie die Pharmaindustrie. Doch auch hier entstehen stark aktive Nebenverbindungen. Schliesslich bringt die Herstellung der unzähligen Nuancen von Farben neben Zwischenprodukten auch grosse Anteile an Mineralsalzen ins Abwasser. Probleme bei der Abwasserreinigung entstehen dann, wenn die Wirkstoffe oder die Aktivstoffe in Konzentrationen anfallen, die zu Hemmungen der Veratmung der Stoffe Anlass geben. In solchen Fällen wird dann der erforderliche Reinigungseffekt nicht mehr erreicht.

Zudem enthalten diese Abwässer oft höhere Mengen an Verbindungen, die sich biochemisch nicht in der üblichen Frist wie für Siedlungsabwässer abbauen lassen. Es werden entsprechende Anlagen mit langfristiger Biologie notwendig, um das Qualitätsziel zu erreichen. So reinigt ein grosses Werk ihr Abwasser in einer eigenen Anlage unter Zuleitung von häuslichem Abwasser einer kleinen Gemeinde. Nach vorheriger Stapelung zur Erreichung eines gleichmässigen Wochenbetriebes (Samstag/Sonntag Arbeitsruhe) wird das Abwasser in einem hohen Kunststoff-Tropfkörper und zwei Belebtschlammanlagen, also drei biologische Stufen, während rund 50 Stunden behandelt (Effekt gemessen am BSB_5 99,5%). Die Geruchsstoffe von allen Becken werden abgesaugt und über Aktivkohle gereinigt. Diese grosszügigen Werkanlagen können auch für die Nachbehandlung von "Chemieunfall-Wasser" aus anderen Werken herangezogen werden.

4.2.4. Textilindustrie

Neben den anorganischen Salzen bringen vor allem die nicht abbaubaren, stabilen Farbstoffarten (z.B. Reaktiv-

farben) optische Probleme. Dann kann die stossbeise Belastung mit Schlichte zu Schwierigkeiten führen.

Wenn aber diese Abwässer über 24 Stunden ausgeglichen werden, dann wird sowohl das Verfärbungsproblem als auch die Ueberlastung mit leicht abbaubarem organischem Material wesentlich an Bedeutung verlieren. Hartnäckige Farbprobleme müssen aber im Werk selber gelöst werden, z.B. mittels Oxydation.

Probleme werfen auch die Waschprozesse auf, mit denen das Spindelöl an Fasern aus Spinnereien anfällt. Die Oele können den Faulprozess massiv stören.

Oxydations- und Reduktionsmittel sind als stark wirksame Stoffe vor der Einleitung in eine biologische Stufe unwirksam zu machen, da sie meistens eine massive Giftwirkung zeigen.

4.2.5. Photochemische Industrie

Solange die Entwicklung der Filme und die Herstellung der Abzüge in kleineren Photogeschäften erfolgt, sind keine grossen Einwirkungen der Badflüssigkeiten auf den Abwasserreinigungsprozess zu erwarten. Die Fixierbäder werden meistens zur Silberrückgewinnung aufgearbeitet.

Die Konzentrierung und Automatisierung der Farbfilmentwicklung und Verarbeitung bringt einen hohen Anfall von Photochemikalien aus Entwicklung, Fixierung, Bleichung, Umkehrung, Stabilisierung u.a.m.

Je nach Lage dieser Anstalt, d.h. in einem kleinen Siedlungsgebiet können diese Chemikalien zu Störungen des

biochemischen Prozesses führen. Richtig sind daher Behandlungsverfahren, bei denen eine Teilrückgewinnung von Chemikalien erreicht wird, so dass der Rest noch gut biologisch abbaubar wird. Die andere Möglichkeit besteht in einer separaten Vorbehandlung (starke Oxydation) der Abwässer vor der Einleitung in die Kanalisation

4.2.6. Gärungs- und Getränkeindustrie

Sowohl die Verarbeitung von Obst, Gemüse als auch von stärkehaltigen Rohstoffen zu Getränken brachten grosse Schwierigkeiten bei der gemeinsamen Reinigung. Diese Störungen wurden dadurch verstärkt, dass die Abwässer meistens aus Saisonbetrieben stammen.

Kohlehydrate und Fruchtsäuren erfordern zu ihrem biochemischen Abbau andere Bakteriengruppen als die Inhaltsstoffe von häuslichen Abwässern. Sie verändern daher auch die Flockenstruktur des Belebtschlammes und damit seine Absetzeigenschaften (Blähschlamm-Bildung). Die gemeinsame Reinigung von kohlehydratreichen Abwässern mit solchen aus Siedlungen bewirkt eine bedeutend bessere Ausnützung der Nährstoffe Phosphor und Stickstoff und deren Einbau in Bakterienmasse und deren Abtrennung.

Dagegen bringt der leichte Schlamm mit hohem Schlammindex ein ungewolltes Schlamm-treiben aus den Nachklärbecken.

Zur Bekämpfung dieser Nachteile werden unterschiedliche Methoden angewandt. Die Beschwerung mit Eisenflocken - Zugabe von Eisensalzen - bringt oftmals Erfolg. In jedem einzelnen Fall muss das geeignetste Verfahren geprüft werden.

Erfolgreich konnte in einer Anlage, in die die Abwässer von Mostereien, Brennereien und Keltereien eingeleitet werden, mit periodischen Hochchlorierungen bis zu 5 g Cl_2/m^3 die Blähschlambildung unterdrückt werden, ohne dass der Reinigungseffekt des Abwassers beeinträchtigt wurde.

4.2.7. Lebensmittelindustrie

Abgesehen von starken Belastungen mit Schlachtblut und anderen Abgängen treten nur bei wenigen Branchen Probleme bei der Reinigung auf. Im Vordergrund stehen die Kartoffel- und die Konservenindustrie, bei denen es einerseits durch die Stärke zu Schwierigkeiten in der Vergärung des Klärschlammes kommt, und andererseits das Blanchierwasser zu einer Blähschlambildung führen kann.

Beide Uebel können in einem Fall durch dosierte Abwasserzugabe vermieden oder im anderen Fall durch Zusatz von entsprechenden Chemikalien korrigiert werden.

Die unkontrollierte Verwendung von Desinfektionsmitteln führt auch zu Störungen.

4.2.8. Holz-, Zellulose-, Papier- und Kartonindustrie

Die schweizerische Zelluloseindustrie betreibt eigene Reinigungsanlagen für Abwässer. Die Anlageteile sind massgeschneidert für diese einseitig zusammengesetzten Abgänge gebaut und werden durch besonders geschultes Personal betrieben. Die gleichmässige Belastung ermöglicht einen relativ sicheren Betrieb.

Die Papierindustrie stellte im Laufe des letzten Jahr-

zehnts auf weitgehende Wasserkreisläufe um, so dass das restliche Abwasserproblem in zentralen Anlagen kaum mehr zu Störungen führt. Wichtig ist allerdings der Einbau von Faserrückgewinnungsanlagen.

Bei der Pappeherstellung treten Farbprobleme auf, aber auch Schwermetalle spielen eine nicht zu vernachlässigende Rolle. Ueber einen sehr hohen Bleigehalt in einer auffälligen Abwassertrübung konnte ein Betrieb eruiert werden, der grössere Mengen Bleisalze verwendet. Dementsprechend stieg im ausgefaulten Klärschlamm auch der Bleigehalt an. Holzdämpferwasser bringt die gleichen Schwierigkeiten wie Abwasser aus der Konservenindustrie.

5. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

- 5.1. Anhand einiger Industriegruppen wurde gezeigt, welche Störungen und Probleme auftreten und wie sie wieder behoben werden können.
- 5.2. Mit einwandfrei geschultem Personal lassen sich auch schwierige Abwassertypen mit den entsprechenden technischen Einrichtungen, die massgeschneidert projektiert wurden, einwandfrei beherrschen.
- 5.3. Am Grundsatz der gemeinsamen Abwasserreinigung zwischen Siedlungen, Gewerbe und Industrie soll man festhalten, auch wenn mit gewissen Störungen zu rechnen ist.
- 5.4. Mit der gemeinsamen Reinigung bringt man gesamtheitlich betrachtet mehr Problemstoffe aus den Abwässern, als wenn gewisse Industrien eigene Anlagen

betreiben, die auf Grund ihrer Rohstoffe nicht optimal betrieben werden können.

6. LITERATURVERZEICHNIS:

- Industrieabwasser-Vorbehandlungsanlagen im Kanton Aargau. Unveröffentlicht.
- Die Blähschlammbekämpfung bei der Reinigung von Abwässern aus Gärungsbetrieben (PAUL MORGENTHALER, Zürich), Industrieabwasser Ausgabe 1979. Deutscher Kommunal-Verlag Düsseldorf.
- Behandlung von Abwässern aus fotografischen Prozessen (KODAK S.A., 1000 Lausann, 1973)
- Wiener-Mitteilungen 1979 Band 28, S. 312

Dr. Erwin MÄRKI

Baudepartment des Kantons Aargau
Abteilung Gewässerschutz

Obere Vorstadt 40
CH-5000 Aarau

PROBLEME DES WINTERBETRIEBES

Hans Peter Zerres

1. ALLGEMEINES

Ursachen der Winterprobleme auf Kläranlagen sind wenige, aber sehr wirkungsvolle, von der Natur bescherte Witterungseinflüsse. Im Verlauf der kalten Jahreszeit kann zuerst der Herbst mit Laubfall zu schaffen machen. Im darauffolgenden Winter sind es niedrigere Temperaturen, verbunden mit scharfem Wind, Eisbildung, Schnee und Eisregen, die uns Probleme bereiten. War der Winter schneereich und kalt, bringt uns das Frühjahr u.U. hohe Schmelzwassermengen mit viel feinem mineralischem Material und je nach Intensität des Winterdienstes sehr viel Salz, Sand und Splitt von der Straßenräumung.

Vor dem Hintergrund dieser Einflüsse auf Bau und Betrieb von Abwasseranlagen, werde ich die einzelnen Anlagenteile und ihre maschinellen Einrichtungen durchsprechen. Auch die Bedürfnisse des Betriebspersonals sollten nicht zu kurz kommen. Fragen zur Kläranlagen-Reinigungsleistung im Winter werden aus Platzgründen hier nicht näher behandelt. Sie können in der anschließenden Diskussion besprochen werden.

2. BAUWERKE DER KANALISATION

Mit Kanälen gibt es kaum spezielle Winterprobleme, weil diese Anlagen unterirdisch verlegt sind und von warmem Abwasser durchströmt werden.

Vor Beginn der kalten Jahreszeit sollten in den Schächten die Schmutzfänger im Einstieg geleert und gereinigt werden. Die Schachtabdeckungen wichtiger Sonderbauwerke, wie z.B. Regenüberläufe, sollten gut eingefettet werden und soweit im freien Gelände befindlich durch im hohen Schnee noch erkennbare Signale markiert sein.

Bei Trennkanalisationen besteht die Gefahr, daß bei plötzlich eintretender Schneeschmelze nach langer Frostperiode die Einläufe des Re-

genwasserkanals noch so vereist sind, daß kein Wassereintritt möglich ist. Das Wasser dringt dann über die u.U. nicht vereisten Abdeckungen der Schächte der Schmutzwasserkanalisation ein und kann zur hydraulischen Überlastung des Schmutzwassersammlers, von Zwischenpumpwerken und ggf. der Kläranlage führen. Es empfiehlt sich in solchen Fällen teilweise wasserdichte Schachtabdeckungen zu verwenden oder wenn es die Höhenlage der Bauwerke zuläßt, an entsprechender Stelle eine Hochwasser-Notentlastung vorzusehen. Die Kanalentlüftung sowie die wasserrechtlichen Belange einer Notentlastung sind dabei zu beachten.

Wegen der möglichen rechtlichen Folgen eines überstauten Schmutzwassersammlers im Trennsystem sollte auch der Einbau von Rückstaudoppelschläusen in den Kellerentwässerungen der Hausanschlüsse bedacht werden.

Kanäle die als **Rohrbrücken** ausgebildet sind, einen geringen Wasserdurchfluß haben und einer starken Windeinwirkung ausgesetzt sind, sind frostgefährdet. In diesem Fall sollte der Planer eine Isolierung der Leitungen in Betracht ziehen. Wird die Rohrbrücke begeh- oder befahrbar ausgebildet, besteht die Möglichkeit den Hohlraum zwischen Brückenkasten und Rohrleitung mit Kunststoff auszuschäumen.

Offene Regenüberlaufbecken sind in ihrer Funktionsfähigkeit dann eingeschränkt, wenn die Entleerungspumpen bzw. Drosselorgane im Beckenauslauf durch stehengebliebenes Wasser in Pumpensümpfen oder anderen Vertiefungen eingefroren sind.

Durch entsprechende Einstellung der Füllstandsmesser können diese Becken im Winterbetrieb so gefahren werden, daß der Pumpensumpf immer ausreichend tief unter dem Wasserspiegel bzw. der Eisdecke liegt, damit Tauchpumpen nicht einfrieren. Oft ist es besser auf Tauchpumpen zugunsten robusterer Schneckenpumpen zu verzichten.

Bei der Elektroinstallation muß darauf geachtet werden, daß der Überlastungsschalter der Entleerungspumpe auch bei Frost auslösen kann.

Dies bedeutet, daß der u.U. frei aufgestellte Schaltschrank heizbar oder noch besser mit einem robusten Umlaufventilator ausgerüstet ist. Damit auch im Winter Inspektionen ausgeführt werden können, sind Einstiegshilfen besonders wichtig.

3. RECHENANLAGEN

Der **maschinell geräumte Rechen** ist wohl eines der empfindlichsten Anlagenteile im Winter. Vielfach baut sich bei niedrigen Temperaturen von unten her Eis in den Rechenstäben auf, so daß die Harke verklemmt. Gleichzeitig ist es möglich, daß mit Harke und Rechengut nach oben geschlepptes Wasser beim Abtropfen den Rechen von oben her vereisen läßt.

Das **Rechengut** wird meist in Container oder Schubkarren abgeworfen. Sind diese Behältnisse frei aufgestellt, gefriert das Rechengut je nach Temperatur derart fest, daß es nicht mehr herauszubekommen ist.

Förderbänder können an die Transportrollen festgefrieren.

All die genannten Mißstände können vermieden werden, wenn die Rechenanlage in einem Gebäude angeordnet ist. Es zeigt sich immer wieder, daß eine Verkapselung des Rechens allein nicht ausreicht. Wo Förderbänder eingesetzt werden, ist ein Rechengebäude praktisch unverzichtbar. Bei neuen Anlagen hier zu sparen, ist am falschen Fleck gespart.

Damit auch auf älteren Anlagen bei frei aufgestelltem Rechen während der Frostperiode der Betrieb aufrecht erhalten werden kann, werden am Rechen zweckmäßig Heizstrahler angebracht. Um auch gegen überraschend auftretenden Frost gewappnet zu sein, müssen die Heizstrahler durch einen Frostwächter automatisch eingeschaltet werden. Das Betriebspersonal darf eine rechtzeitige Funktionsprüfung vor der Frostperiode nicht vergessen, da manchmal die Zuleitungskabel durch Hitze einwirkung verschmort sind.

Weitere einfache Maßnahmen gegen Vereisung bei schwachem Frost sind das Durchlaufenlassen des Rechens oder die Anordnung von Windfängen im Rechenbereich.

Viele Klärwärter sind dazu übergegangen, ihre Rechanlagen selbst zu umbauen. Je nach Können und bereitgestellter Geldmittel werden dazu Zelte oder Kunststoffmaterialien verwendet. Besonders schön sind solche selbst angefertigten Umbauungen aber meistens nicht. Vielfach wird bei diesen einfachen Schutzbauten vergessen, daß auch hier die Explosionsschutzvorschriften für Motoren, Heizungen und Beleuchtung anzuwenden sind.

Bei geplanten oder vorhandenen Rechengebäuden ist auf Heizung und Belüftung des Bauwerkes besonders zu achten. Wichtig ist dabei, daß die Belüftung nicht verschließbar ist.

Türen oder Rolltore in Rechengebäuden können in geschlossenem Zustand durch herablaufendes Kondenswasser oder durch unkontrolliert ablaufendes Tropfwasser vom Rechengut am Boden anfrieren. Ersteres kann durch eine geordnete Ableitung des vom Rechengut stammenden Wassers vermieden werden.

Kalte Zugluft, die durch Gerinneein- und -Auslauf eindringt, wird mit Gummischürzen im Gerinnequerschnitt ferngehalten.

Sind Container oder Rechengutbehälter nicht in einem beheizten Rechenbauwerk unterzubringen, empfiehlt es sich, in den leeren Behälter eine Kunststoffolie einzulegen oder eine dicke Salzschiicht einzustreuen. Letzteres hilft nur bis zu Temperaturbereichen von etwa -8°C , wobei zusätzlich Korrosionsgefahr besteht. Zweckmäßig kann es auch sein, den Container vor der Abfuhr in einem geheizten Raum z.B. in einer Garage aufzustellen, damit der Inhalt später ausgekippt werden kann.

Wo Förderbänder frostgefährdet sind empfiehlt es sich, sie durchlaufen zu lassen. Auch darf das Rechengut aus nicht zu großer Höhe auf das Band fallen, damit ein Umherspritzen des Wassers vermieden wird.

4. SANDFANG

Langsandfänge mit parallel betriebenen Rinnen können in der jeweils außer Betrieb genommenen Rinne einfrieren. Hier hilft nur eine rasche Räumung von Hand, wobei der Sand möglichst schnell entwässert werden muß. Dies bedeutet, daß im Winter immer im Wechsel nur mit jeweils einer Rinne gefahren werden sollte. Das ganze Problem kann vermieden werden, wenn bei Neuanlagen oder bei Umbau ein belüfteter Sandfang vorgesehen wird.

Bei Sandfängen mit Mampumpen zur Sandfangentleerung besteht die Gefahr, daß der Schnellschlußschieber für die Förderleitung eingefriert. Hier empfiehlt es sich, die Leitungen rechtzeitig zu entleeren bzw. den Schieber in gesicherter Stellung offen zu lassen, damit er nicht anfriert. Dabei darf nicht vergessen werden, den Schieber vor Winterbeginn mit einem wasserarmen Fett gut zu schmieren.

Eingefrorene Sandsilos können dazu führen, daß der Sandfang stillgelegt werden muß. Frei aufgestellte Silos sollten deshalb beheizbar sein. Eine Isolation ohne gleichzeitige Beheizung des Behälters ist zwecklos. Besser ist es, den Sandsammelbehälter in einem beheizten Raum, z.B. dem Rechengebäude, unterzubringen.

Für Sandcontainer gilt dasselbe, wie für die Container mit Rechengut.

5. BELEBUNGSBECKEN

Anlagen mit Druckluftbelüftung sind im Winterbetrieb am unempfindlichsten. Bei Planung und Ausführung sollte darauf geachtet werden, daß die notwendigen Druckluftleitungen im Gefälle verlegt werden, da-

mit das sich bildende Kondenswasser abgelassen werden kann. Bei strengem Frost muß das Betriebspersonal die Luftfilter häufiger kontrollieren, ggf. reinigen und das Kondenswasser in den Leitungen rechtzeitig ablassen.

Anlagen mit **Kreiselbelüftern** sind stark frostgefährdet. Durch gefrierendes Wurfwasser entstehen Unwuchten, die zu Lagerschäden führen. Von der Kreiselbrücke abbrechendes Eis kann den Kreisel zerstören.

Erhöhte Gefahr besteht bei schwimmenden Kreiseln, wo durch Eisbildung Schwerpunktsveränderungen, verbunden mit Verschiebungen der Kreisel-drehachse auftreten können. Dabei werden schlagartig große Kräfte hervorgerufen, die zum Bruch der Verankerungsseile führen können.

Abhilfen können geschaffen werden, wenn Spritzhauben über dem Kreisel angeordnet werden und durch Einbau von Wellenbrechern am Beckenrand die Wasseroberfläche ruhig bleibt. Ergänzende Maßnahmen sind die Anordnung von Heizstrahlern und die Gesamtüberdeckung des Kreiselbereiches. Zum Schutze der Kreisel bzw. der Lager muß darüber hinaus gewährleistet sein, daß der elektrische Überlastungsschutz die Kreisel bei Vereisung selbsttätig abschaltet. Zur Verankerung der Kreisel sollten anstelle Seilen, Ketten verwendet werden. Schwimmende Kreisel sollten im Winterbetrieb nicht eingesetzt werden. Während der Frostperiode laufen Kreisel am besten im Dauerbetrieb. Auf die Laufzeit-Pausensteuerung muß dann verzichtet werden.

Vereiste Kreisel werden am besten aufgetaut, indem die jeweilige Kammer des Belebungsbeckens soweit aufgestaut wird, daß das Eis vom Kreisel abschmelzen kann. An den Kreiselbrücken gebildetes Eis darf nicht abgeschlagen werden. Ist die Frostperiode vorbei, muß der Kreisel abgeschaltet werden und das abtauende Eis entfernt werden.

6. OXIDATIONSGRÄBEN UND TEICHANLAGEN

Die Walzenbelüfter können bei Frost durch gefrierendes Wurfwasser an den Abdeckungen derart blockiert werden, daß die Belüftung vollständig ausfällt. Kommt es im Oxidationsgraben zu Eisgang, kann die Walze durch treibende Eisschollen beschädigt werden.

Gegen Vereisung des Walzenbereiches haben sich Spritzschutzhauben bewährt. Zumindest muß das Betriebspersonal in der Lage sein, ein transportables Gestell oder einen Kasten über die Walzen zu setzen.

Zum Schutze der Walzen vor Eisgang, sollten an den seitlichen Grabenrändern Schlitze vorgesehen werden, in die Dammbalken eingeführt werden können.

Bei der hydraulischen Bemessung des Grabens sollte darauf geachtet werden, daß der Wasserspiegel im Graben durch Aufstau gehoben werden kann.

Aus betrieblicher Sicht ist es am besten, während der Winterzeit die Walzen nicht im Intervallbetrieb zu fahren, sondern durchlaufen zu lassen.

Bei extrem niedrigen Temperaturen von langer Dauer besteht auch die Möglichkeit unter der gebildeten Eisdecke bei etwas abgesenktem Wasserspiegel zu belüften. Genügende Festigkeit der Eisdecke und ausreichender Sauerstoffeintrag sind dabei Voraussetzung.

Das Betriebspersonal muß sich im Winter des öfteren auch vergewissern, ob die hochgesetzten Ölvorratsbehälter der Walze genügend voll sind und das Öl nachlaufen kann.

Im Herbst verwehtes Laub kann zusammen mit Faserstoffen verzapfen und Verstopfungen bewirken. Abhilfe schaffen hier winterharte Hecken als Laubfänger im Zaunbereich. Die Anordnung eines einfachen handge-

räumten Rechens im Grabenablauf oder in die Schlammrücklaufleitung hat sich in diesem Falle auch schon bewährt.

Teichanlagen ohne zusätzliche Belüftung gehen in ihrer Reinigungsleistung während des Winters zurück. Dies ist systembedingt und ließe sich u.U. nur durch eine größere Auslegung umgehen. Dies muß im jeweiligen Einzelfall entschieden werden. Betriebliche Schwierigkeiten dieser oft weitläufigen Anlagen bestehen in der Unzugänglichkeit bei tiefem Schnee. Dem Klärwärter muß es auch in diesem Fall möglich sein, Einlauf- und Auslaufbereich der Teiche kontrollieren zu können.

7. TROPFKÖRPER

Tropfkörper können gefährdet sein durch Laubfall im Herbst, Vereisung an der Innenwand und durch Auskühlung, verbunden mit Leistungsabfall im Winter.

Gegen Laubfall und starke Auskühlung hilft eine Abdeckung des Tropfkörpers. Bei mittleren und größeren Tropfkörperanlagen können auch Netze, ähnlich einer Zeltdachkonstruktion gespannt werden.

Um Auskühlung und Vereisungen zu vermindern, ist ein wenigstens 1 m hoher Rand über der Füllkörperoberfläche als Windschutz notwendig. Um Drehsprenger-Stillstand bei Vereisung vorzubeugen, sollten Drehsprenger und Tropfkörperwand wenigstens 15 cm Abstand haben.

Das Betriebspersonal kann die Auskühlungs- und Vereisungsgefahr dadurch vermindern, daß es die Lüftungsöffnungen beispielsweise mit Strohhallen oder Kunststoff verschließt. Bei Nachtabfluß muß dafür gesorgt sein, daß eine ständige Beschickung des Drehsprengers durch entsprechende Rückführung des Wassers erfolgt. Die Vereisung der Innenwand kann vermieden werden, indem entweder die letzten 3 bis 4 Löcher im Drehsprenger verschlossen werden, oder an der Reinigungsöffnung des Drehsprengers eine korkenartige ausgebildete Spüldüse angebracht wird.

Vielfach wird auch die Reinigungsöffnung am Drehsprenger teilweise oder ganz offengelassen.

Tauchtropfkörper sind üblicherweise überdacht und deshalb kaum frostgefährdet, sofern für eine ausreichende Gebäudebeheizung und Zugluftverhinderung im Gebäudeein- und -Auslauf gesorgt ist.

8. ABSETZBECKEN

Schäden durch Einfrieren von Absetzbecken sind in der Nachklärung sehr viel häufiger als in der Vorklärung, weil das Wasser der Nachklärung wesentlich stärker abgekühlt ist, als dasjenige der Vorklärung.

Gelegentlich kommt es vor, daß Emscherbrunnen bei Tauwetter infolge hydraulischer Mehrbelastung und tausalzbedingter Dichteströmung zu Schlammabtreiben neigen. Die Folge ist, daß z.B. nachgeschaltete (Tauch-)Tropfkörper in ihrer Reinigungsleistung erheblich nachlassen. Zweckmäßig ist es hier, den Emscherbrunnen im Herbst weitgehend zu entschlammen. Sofern vorhanden, kann das Regenüberlaufbecken durch entsprechende Betriebseinstellung in die Wassermengenregulierung einbezogen werden.

Um Auskühlung und Einfrieren zu verhindern, sind Abdeckungen oder Überdachungen am besten. Billiger sind Schwimmkörper, z.B. Styroporkugeln, die die ganze Wasseroberfläche bedecken. Ihre Verwendung erfordert jedenfalls eine Tauchwand; auch muß eine Aufbewahrungsmöglichkeit der Schwimmkörper während der Sommerzeit vorhanden sein.

Bei Rundbecken kann der Räumler und damit die Schlammrückführung ausfallen, wenn die Beckenoberfläche total zugefroren ist oder wenn beispielsweise durch Eisregen und durch gefrierende Nässe die Laufflächen der Räumlerbrücken nicht mehr befahrbar sind. Zum Räumlerstillstand ist es auch schon dadurch gekommen, daß die Aufstiegsleitern der Räumler in Schneewehen an den Beckenrändern hängengeblieben sind.

Besteht die Gefahr des vollständigen Einfrierens eines Absetzbeckens unter Ausbildung einer dicken Eisdecke, dann sind Schwimmschlammräumer, Tauchwände, eingehängte Abflußrinnen und Schwimmschlamm-sammeltrichter besonders gefährdet. Sie können durch den Eisdruck verbogen und aus ihrer Verankerung herausgedrückt werden.

Nicht geräumte Steiltrichterbecken (Dortmund-Brunnen) sind im Winter am betriebssichersten. Bei der konstruktiven Ausbildung mittlerer und kleiner Nachklärbecken ohne Räumereinrichtung oder bei Rechteckbecken mit Bandräumern sollte an die Möglichkeit einer beweglichen Abdeckung z.B. durch Bohlen gedacht werden.

Sind Absetzbecken geländebedingt der Windeinwirkung verstärkt ausgesetzt, kann durch entsprechende Bepflanzung ein Windschutz erreicht werden. Es empfiehlt sich, derartige Kläranlagen mit Schnee- und Windzäunen auszustatten, damit Vereisungen und Schneeverwehungen im Bereich der gefährdeten Becken vermieden werden.

Bei geräumten Becken ist wieder daran zu denken, daß bei einem Zwangstillstand der Räumbrücke der elektrische Überlastungsschutz den Antriebsmotor sicher abschaltet. Ergänzend oder ersatzweise können dafür auch optische Überwachungshilfen für die Räumfortbewegung verwendet werden. Dadurch wird verhindert, daß der Räumermotor durchbrennt bzw. die Räumbrücke verkantet oder die Laufräder durchdrehen und abscheuern.

Die Eisbildung im Nachklärbecken braucht nicht unbedingt zu Schäden zu führen, wenn der Räum die gesamte Eisdecke im Becken mitbewegen kann, d.h. ein Anfrieren an der Tauchwand oder Ablaufrinne vermieden wird. Dazu kann es nützlich sein, die Tauchwände beispielsweise mit elektrischen Heizdrähten auszustatten.

Schwimmschlammreinrichtungen sollten entweder hochklappbar sein oder so angeordnet werden, daß sie mit geringem Arbeitsaufwand entfernt werden können.

Räumerkonstruktionen mit Eisbrechern soll es geben. Erfahrungen dazu sind mir nicht bekannt.

Zum Schutz der Laufflächen der Räumerbrücke gegen Vereisung oder hohen Schneebeleg gibt es die verschiedensten Möglichkeiten. Zweckmäßig ist ein leichtes Quergefälle der Lauffläche, damit das Schmelzwasser schneller abläuft. Bei der Herstellung der Lauffläche sollte abschließend ein Raubelag aufgebracht werden, der u.U. von einer erfahrenen Fachfirma mit einem Kunststoffbelag beschichtet und eingesandet werden kann. Wenn dann der Klärwärter Streusalz verwendet, wird Betonkorrosion vermieden. Vielfach ist es jedoch schwierig gute Fachfirmen zu finden, deren Kunststoffbeläge nicht im Laufe der Zeit abplatzen.

Wird ein elektrischer Heizdraht in die Lauffläche des Räumers eingebaut, muß sehr sorgfältig gearbeitet werden, damit es beim Schwinden des Betons nicht zu Abplatzungen kommt bzw. der Heizdraht an den Dehnungsfugen des Bauwerks später reißt. Auch kann durch Bauwerksbewegungen sein elektrischer Widerstand verändert werden, so daß er dann irgendwann einmal durchbrennt.

Vorrichtungen, die die Montage eines Tropfbehälters für Frostschutzmittel vor dem Laufrad des Räumers ermöglichen, haben sich ebenfalls bewährt.

Zur Schneeräumung auf der Räumerlauffläche lassen sich Bürsten, Besen und kleine Schneepflüge an der Räumerkonstruktion anbringen. Bei Kombinationsbecken mit Druckluftanlagen wurden gelegentlich vor dem Laufrad Blaseinrichtungen angeschlossen.

Aus betrieblicher Sicht können die Schäden durch Eisdruck auf den Absetzbecken vermindert oder vermieden werden, indem Styropor- oder Holzstücke auf die Wasseroberfläche gegeben werden.

Um die Laufflächen der Räumbrücke eisfrei zu halten, sollte der Klärwärter wegen Betonkorrosion möglichst kein Salz verwenden, sondern versuchen mit Sand oder Frostschutzmittel wie z.B. Glycerin zu arbeiten.

Betonkorrosion durch Verwendung von Streusalz auf den Beckenkronen schädigt die Laufflächen der Absetzbecken oft nachhaltig und führt zu endlosen Streitereien zwischen Auftraggeber, Planer und Baufirma. Leider gibt es keinen tausalzbeständigen Beton, sondern nur solchen mit "hohem Widerstand" gegen häufigen Wechsel von Frost und Tau. Bei der Ausschreibung und Ausführung von Neuanlagen muß deshalb die Herstellung der Beckenkronen mit "hohem Widerstand gegen Frost/Tau-Wechsel" verlangt werden. Am besten ist Beton mit Luftporenbildner (LP-Beton), der als Rezeptbeton oder in Güte B 2 (ab B 25) ausgeführt wird. HOZ-Beton ist wenig geeignet.

Wenn der Klärwärter von Streusalz nicht abzubringen ist, dann verwende er am besten Tausalze, die keinen Harnstoff enthalten, sondern z.B. NaCl-oder CaCl_2 -Salze.

Längsbecken mit Bandräumern sind gegen Vereisungen am stärksten gefährdet. Hier sollte der Planer darauf achten, daß solche Becken quer zur Hauptwindrichtung angeordnet werden und die Bandräumer möglichst unter der Wasseroberfläche zurückgezogen werden, wobei dann keine Schwimmschlammräumung mehr möglich ist. Anstelle von Bandräumern sollten Saugräumer verwendet werden, wobei im Winter u.U. auf Schwimmschlammräumung verzichtet wird.

Betrieblich muß dafür gesorgt werden, daß das Eis bzw. die Eisschollen entfernt werden. Der nachträgliche Einbau eines Schleppbleches mit dem die Schollen über die Ablaufkanten gezogen werden, kann dazu nützlich sein. Die Eisschollen müssen dann allerdings von Hand aus der Ablauf-

rinne entfernt werden.

9. SCHLAMMSILO

Durch das Einfrieren der Silos und eingefrorener Zu- und Ablaufleitungen kommt es meist zum Totalausfall der Schlammbehandlung auf kleinen Kläranlagen.

Bei Kläranlagen, die häufig strengen Wintern ausgesetzt sind, sind unterirdische Schlammsilos oder überdeckte Silos frostsicherer. Schlamm-entnahmeleitungen, deren Austrittsöffnung bzw. Verschlussorgane unterhalb des Schlammspiegels angeordnet sind, können bei Frostbruch zum Auslaufen des Silos führen. Auf solche Entnahmeleitungen sollte deshalb entweder verzichtet werden oder die Entnahmeleitung in einem frostsicheren Anbau am Silo münden.

Silozulaufleitungen müssen mit ausreichendem Gefälle versehen werden, damit der verbliebene Frischschlamm entleert werden kann.

Zur Minderung des Eisdrucks auf der Eisdecke sollten ebenfalls wieder Weichholz oder Kunststoff auf die Schlammoberfläche aufgebracht werden. Entsprechende Leitungen sollten rechtzeitig entleert, Schieber durch zusätzliche Abdeckungen vor Einfrieren geschützt, Einstiege und Öffnungen bei abgedeckten Becken mit Isoliermatten oder Strohbällen geschlossen werden.

10. SONSTIGE ANLAGEN UND EINRICHTUNGEN

Der geordnete Betrieb einer Kläranlage im Winter erfordert schnee- und eisfreie Zufahrten, Verbindungswege, Zugänge und Treppen. Hierzu ist es notwendig, daß auf der Kläranlage die notwendige Grundausstattung an Räumgerät und die rechtzeitige Einlagerung von Materialien wie Streusalz, Schmierstoffe, Isoliermatten und Abdeckmaterial gedacht wird.

Zugänge und Treppen müssen mit rutschfreien Belägen versehen sein oder noch besser durch Überdachungen geschützt oder in Treppenhäusern untergebracht werden. Manche Einrichtungen oder Bauwerke wie z.B. auf Faultürmen mußten nur deshalb außer Betrieb genommen werden, weil sie über außenliegende Treppen nicht mehr zugänglich waren.

Pumpwerke sollten so angelegt sein, daß sie abgedeckt werden oder dem Wind nicht zu sehr ausgesetzt sind. Vor allem dann, wenn sie intermittierend betrieben werden. Grundsätzlich besser sind überdachte Pumpwerke.

Leerstehende Becken, z.B. Regenüberlauf- oder Ausgleichsbecken sind sowohl von innen als auch ggf. von außen frostgefährdet. Die Innengefährdung führt meist infolge schlechter Betonnachbehandlung zu Abplatzungen an der Sohle bei Frost, wenn Wasserpfützen im Becken gefrieren. Außengefährdung kann durch gefrierendes Wasser im anstehenden Boden verursacht werden. Wo aus betrieblichen Gründen keine ständige Füllung des Beckens zulässig ist, sind ein ausreichendes Sohlegefälle bzw. besondere Bauwerksgründungen notwendig.

Alle intermittierend betriebenen Leitungen, wie Überschußschlammleitung, Schlammbeschickungs- und Schlammmentleerungsleitungen der Schlammbehandlungsanlagen samt zugehörigen Schiebern, sowie Gasleitungen sollten grundsätzlich isoliert oder in Rohrkanäle verlegt sein. Das notwendige Gefälle und die Entleerungsmöglichkeiten ist vorzusehen. Bewegliche Wehre in Belebungsbecken können durch Kantenbeheizung oder Heizstrahler frostfrei gehalten werden.

Das Gerinne der Durchflußmessung muß vor allem bei kleineren Anlagen abgedeckt oder abdeckbar sein, damit es zu keiner Eisbildung am Schwimmer oder zu Schneeverwehungen in der Gerinneverengung kommt und das Anzeigengerät auch nach Schneefall ablesbar bleibt. Bei Durchflußmessungen nach dem Lufteinperlverfahren müssen die Luftleitungen frostsicher im Gefälle verlegt sein. Das Meßgerinne kleiner Kläranlagen kann durch den bei Tauwetter abgeschwemmten Sand und Splitt

rasch verstopfen. Die Meßrinne muß in dieser Zeit deshalb häufiger kontrolliert werden.

Abwasserprobenahmegeräte müssen im Winter heizbar (im Sommer gekühlt) sein, damit die Steuerelektronik bei tiefen Temperaturen nicht versagt und die Probenahmeschläuche bzw. Probenahmegefäße nicht einfrieren.

11. BETRIEBSPERSONAL

Damit auch der Klärwärter im Winter seinen Aufgaben nachkommen kann, gehört es sich, daß ihm der Dienstherr die entsprechende **Schutzbekleidung** vom Ohrenschützer bis zu den Stiefeln zur Verfügung stellt. Auch auf kleinen Kläranlagen muß dem Betriebspersonal ein beheizbarer Raum und eine Möglichkeit zur Zubereitung wärmender Getränke zur Verfügung stehen.

Wo und wie das Betriebspersonal zusätzliche Hilfe bzw. zusätzliches Räumgerät herbekommt, muß rechtzeitig geklärt sein. Auch muß der Vertreter des Klärwärters im Winter in der Lage sein, die Kläranlage zu betreiben. Er muß dazu entsprechend eingewiesen werden.

Vorbeugende Reparaturen sowie anstehende Ölwechsel und Schmierdienste müssen zeitlich so gelegt werden, daß sie noch vor oder erst nach der kalten Jahreszeit vorgenommen werden. Müssen Wartungsarbeiten in der Nähe von Wasserflächen bei vereisten Wegen vorgenommen werden, muß mit besonders großer Vorsicht gearbeitet werden. Solche Arbeiten werden besser zu zweit ausgeführt.

12. KURZEMPFEHLUNGEN ZUR WINTERVORSORGE

Maßnahmen der Planung in Abhängigkeit von der Höhenlage des Klärwerks

- | | |
|--------------|--|
| über 800m | Alle Bauwerke und Einrichtungen nur in Gebäude anordnen. Bei Belastungsschwankungen Tauchtropfkörper zweckmäßig. Gute Be- und Entlüftung anordnen. |
| 600 - 800 m | Rechen und Sandfang überdachen, Abdeckung für Absetzbecken vorsehen. Druckluftanlagen bevorzugen. Keine Bandräumer verwenden. Schlammsilos unterirdisch anordnen. |
| 400 - 600 m | Rechen und Sandcontainer in Gebäude unterbringen. Belüfteter Sandfang kein Langsandfang. Keine Kreiselbelüftung. U.U. keine Teiche, wenn Winterphase zu lange dauert. |
| 200 - 400 m | An windigen Stellen auf Fahrtüchtigkeit der Räumer und frei aufgestellte Rechen achten. |
| Allgemeines: | Bei Eisgang im Gewässer muß Vorflut der Kläranlage ausreichend sein. Lange Frostperioden oder häufige Frost/Tau-Perioden können unabhängig von der Höhenlage eintreten. Deshalb im Zweifelsfall beachten. Vorbeugen ist besser und im Nachhinein billiger als Umbauen. |

Maßnahmen des Betriebs

- Personal** : Der Bereitschaftsdienst ist rechtzeitig für den Winter zu regeln.
Arbeitswinterkleidung für das Personal ist rechtzeitig zu überprüfen und vorzuhalten.
Das Freihalten der Zufahrtswege zum Klärwerk (ggf. auch im Klärwerk selbst) ist vorher, u.U. vertraglich, zu regeln.
- Material** : Streumaterial, Abdeckmaterial und Geräte sind rechtzeitig zu beschaffen (mit Hilfe eines Dampfstrahlgerätes können viele Schwierigkeiten behoben werden!).
Dünnflüssige Öle, Polymere, wässrige Lösungen, frostempfindliche Materialien u.ä. sind rechtzeitig frostsicher einzulagern.
- Leitungen** : Alle nicht ständig benötigten Leitungen sind vor und während der Frostperiode zu entleeren.
- Wartung** : Vorhersehbare Reparaturen vor dem Winter durchführen.
Neue Klärwerke sind rechtzeitig vor Beginn der Frostperiode einzufahren (möglichst nicht mehr ab Oktober).
- Checkliste** : In einer Checkliste sind alle wesentlichen Maßnahmen zusammenzustellen. Es empfiehlt sich, diese Liste gestaffelt nach Temperaturzonen aufzustellen und für Frost sowie Frost plus Schnee aufzustellen (die Liste muß auch der Vertretung bekannt sein und muß zusammen mit dem Betriebstagebuch aufbewahrt werden).

13. LITERATURZITATE

LIERSCH K.-M.: Erfahrungsbericht über den Winterbetrieb von Kläranlagen. Informationen für das Betriebspersonal von Kläranlagen 4/1980, Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik (GFH), D-5205 St. Augustin 1.

Zerres, Hans Peter, Dr.-Ing.
vedewa
Werfmershalde 22
7000 Stuttgart 1

ABWASSERENTSORGUNG IN WINTERSPORTGEBIETEN

Kurt INGERLE

1. Einleitung

Abwassermäßig unterscheiden sich Fremdenverkehrsgemeinden ganz wesentlich von Gemeinden ohne Fremdenverkehr. Insbesondere Wintersportgebiete weisen folgende Unterscheidungsmerkmale auf:

- Der Abwasseranfall je Gast ist wesentlich höher als der der ständigen Einwohner.
- Die Schwankungen des Abwasseranfalles durch unterschiedliche Bettenauslastung und Lebensgewohnheit der Gäste sind sehr hoch.
- Das Abwasser fällt bisweilen in extremer Höhenlage an. Bergstationen von Gletscherseilbahnen liegen bis zu 3000 m hoch. Es ist deshalb mit sehr tiefen Außentemperaturen im Winter zu rechnen.
- Bisweilen fehlen Vorfluter oder sind diese zu klein, um den Ablauf von üblichen biologischen Kläranlagen aufnehmen zu können.

Bei der Planung von Abwasserentsorgungsanlagen ist diesen Umständen Rechnung zu tragen.

2. Abwasseranfall in Wintersportgebieten

In den letzten Jahren traten große Schwierigkeiten in bestehenden Kläranlagen von Wintersportorten auf. Insbesondere sind die Gemeinden Lech, Zürs, Hintertux, Seefeld, Serfaus, Leutasch etc zu erwähnen. Bei den durchgeführten Untersuchungen wurde eine unerwartet hohe Schmutzfracht festgestellt. Folgende Gründe sind

dafür ausschlaggebend:

- Vollständige Auslastung der Bettenkapazität bei teilweiser Überbelegung (Dunkelziffer).
- Hoher Standard der Fremdenverkehrsbetriebe. Die Benützung der sanitären Einrichtungen ist bedingt durch die Sportausübung sehr hoch. Fast alle Zimmer sind mit Duschen bzw. Bädern ausgestattet. In vielen Hotels sind Saunaanlagen und Hallenbäder vorhanden. Die Bettwäsche, Handtücher, Tischtücher etc werden sehr oft gewaschen. Ganz besonders fällt aber das Küchenabwasser ins Gewicht. Es gelangen große Mengen an Ölen, Fetten, Speiseresten und diverse Waschmittel in den Kanal. Es ist zu bedenken, daß z.B. 1 kg Öl ca 35 EGW₆₀ entspricht.
- Bisweilen ist mit einer sehr großen Zahl von Tagesgästen, die von den anliegenden Gemeinden kommen und die Schilifte benützen, zu rechnen.

Der Temperaturverlauf des Abwassers läßt gute Rückschlüsse auf die Zusammensetzung des Abwassers in Wintersportgebieten zu. In den frühen Morgenstunden weist das Abwasser Trinkwassertemperaturen auf. Es ist sehr wenig verunreinigt. Auch die Temperaturen der Morgenspitze sind noch niedrig und liegen bei 14°C. WC-Spülungen und das Abwasser von Handwaschbecken überwiegen. Die Temperaturen der Abendspitze dagegen steigen über 20°C an, was in erster Linie durch Bade- und Duschwasser bewirkt wird.

Der pH-Wert des Abwassers steigt zur Mittagszeit gegenüber den Nachtstunden um 1 bis 2 Werte an.

Der Gehalt an Tensiden und petrolätherextrahierbaren Ölen und Fetten ist sehr hoch. Aus Ganztagesmischproben wurden folgende Werte gemessen:

Tenside	5 - 10 mg TBS/l
Öle- und Fette	50 - 80 mg/l

In zwei Diplomarbeiten wurde der Waschmittelverbrauch und der Öl- und Fettanfall im Abwasser von Fremdenverkehrsarten ermittelt. Es ergaben sich folgende Werte:

Waschmittelverbrauch	20 - 40 g/Nächtigung
Öl- und Fettanfall	17 - 22 g/Nächtigung
(2,7 g CSB/g Öl)	9 - 11 g/Eszen

Um den Abwasseranfall von Winterfremdenverkehrsgemeinden ausreichend genau angeben zu können, sollte zwischen

- ständigen Einwohnern
- Dauergästen (Fremdenbetten)
- Tagesgästen (übernachten auswärts)
- Personal
- Gewerbe und Industrie

unterschieden werden. Am besten wird diesem Umstand durch Verwendung von Beiwerten (f) zur Bestimmung der Einwohnergleichwerte EGW entsprochen, wobei einem EGW 60 g BSB₅ zugrundegelegt werden.

Für die ständigen Einwohner und das Personal kann erfahrungsgemäß ein f -Wert von 1,0 eingesetzt werden.

Für Tagesgäste, die von auswärts kommend die Aufstiegs- hilfen benützen, konnte anlässlich von detaillierten Untersuchungen im Stubai-er Gletschergebiet nachgewiesen werden, daß ein f -Wert von 0,25 bereits auf der sicheren Seite liegt. Diese Gäste übernachten in Nachbargemeinden und nehmen dort auch meistens das Frühstück und Abendessen ein.

Für Dauergäste, deren maximale Anzahl mit der Zahl der

Gästebetten gleichzustellen ist, hat sich ein f -Wert von 1,0 als viel zu klein erwiesen. Die Untersuchungen haben gezeigt, daß ein f -Wert bis zu 2,5 gerechtfertigt erscheint. In diesem Beiwert ist auch eine gewisse Dunkelziffer an Übernachtungen nicht nur gewerblicher, sondern auch privater Natur enthalten. Dieser doch schon sehr hohe Wert wurde durch Paralleluntersuchungen anderer Institutionen bestätigt. In Lech z.B. wurden 8 Ganztagesuntersuchungen von 3 verschiedenen Instituten durchgeführt, sodaß Fehlmessungen ausgeschlossen werden können. Ähnliche Untersuchungen wurden von uns in einigen anderen Fremdenverkehrsgemeinden angestellt. Das Ergebnis ist anschließend dargestellt:

Tabelle 1

Bezeichnung	f -Wert
Ständige Einwohner	1,0
Personal	1,0
Dauergäste	1,0-2,5
Tagesgäste	0,25
Gewerbe und Industrie	x)

x) getrennte Ermittlung

Für gewerbliche Betten mit hohem Standard sollte der Faktor 2,5 gewählt werden. Privatbetten mit niederm Standard in noch wenig entwickelten Fremdenverkehrsgebieten können bis zu $f \geq 1,0$ eingeschätzt werden. Nach den gemachten Erfahrungen dürften folgende Werte gerechtfertigt sein:

Tabelle 2

Art der Betten	K-Wert	Fremdenverkehrsgebiet
gewerbliche Betten	2,0	wenig entwickelt
"-"	2,5	hoch entwickelt
Privatbetten	1,0	wenig entwickelt
"-"	1,5	hoch entwickelt

Gewerbliches und industrielles Abwasser ist getrennt zu ermitteln. Dabei ist besonders auf Hausschlachtungen und private Milchverarbeitung zu achten.

Es wird dringend empfohlen, vor der Planung einer Kläranlage, Abwasseruntersuchungen durchführen zu lassen.

Die Untersuchungen haben weiters ergeben, daß ein überdurchschnittlich großer Anteil von aufschwimmenden (Öle und Fette) und absetzbaren Stoffen in diesen Abwässern vorhanden ist. Das Verhältnis der homogenisierten zu den dekantierten Proben lag bei

$$\text{BSB}_{5,d} / \text{BSB}_{5,h} = 0,55 \text{ bis } 0,60$$

Es ist deshalb besonders wichtig, effektive Maßnahmen zur Entfernung der Feststoffe zu setzen. Fettabscheider und eine gute mechanische Reinigung sind immer anzuraten.

Als Schmutzwassermenge je EGW_{60} wurde ein Wert von

$$130 \text{ bis } 150 \text{ l/d.EGW}_{60}$$

festgestellt. Der ermittelten Schmutzwassermenge ist der entsprechende Fremdwasseranteil je nach örtlicher Situation zuzuschlagen. 20 % der Schmutzwassermenge sollte für Kühlwasser und ständig fließendes Reinwasser

aus WC - Anlagen in Rechnung gestellt werden.

Der größte stündliche Schmutzwasseranfall ist mit einem m-Wert von

$$m = 9 \text{ bis } 11$$

zu berechnen.

Der Anfall von Tensiden, Fetten und Ölen wurden in zwei Diplomarbeiten untersucht:

- Waschmittel in Kläranlagen von Fremdenverkehrsorten, Ploner, S.
- Speiseöl- und Speisefettanfall im Abwasser von Fremdenverkehrsorten, Steiner, H.

3. Schwankungen des Abwasseranfalles

In der Hochsaison ist mit einem sehr hohen Abwasseranfall zu rechnen. Außerhalb der Saison kann dieser auf einen Bruchteil zurückgehen. Es wurden folgende Extremwerte festgestellt:

Tabelle 3

Gemeinden	EGW _{max}	EGW _{min}	EGW _{max} /EGW _{min}
Zürs	5600	200	28
Hintertux	2600	100	26
Lech	24000	1200	20
Serfaus	5800	600	10
Seefeld	24000	2300	10

Auch die tägliche Verteilung des Abwasseranfalles weist charakteristische Merkmale auf. Bei Schönwetter sind zwei ausgeprägte Spitzen (Morgenspitze 8^h - 9^h und Abendspitze 17^h - 18^h) vorhanden. Bei Schlechtwetter ist der Abwasseranfall ausgeglichener.

4. Abwasserentsorgung von Bergstationen

4.1 Allgemeines

Bergstationen von Seilbahnen können bis zu 3000 m hoch liegen (z.B. Stubaier Gletscher, Hintertuxer Gletscher, etc) und einen hohen Abwasseranfall aufweisen. Täglich mehr als 5000 Besucher in solchen Schigebieten sind keine Seltenheit. Die Zahl der Gäste, die dort auch übernachten, ist eher gering. Je Besucher kann mit folgenden Abwasserwerten gerechnet werden

10 - 15 l/d
0,20 - 0,25 EGW ₆₀

Der Abwasseranfall konzentriert sich auf die Zeit von 10^h - 15^h und setzt sich aus Küchenabwasser und Abwasser aus den WC - Anlagen zusammen. Bedingt durch die kurzen Fließstrecken ist der Prozentsatz an festen, absetzbaren Inhaltsstoffen überdurchschnittlich hoch und liegt bei 40 - 45 % der BSB₅ Gesamtfracht. Die Abwassermenge entspricht der verbrauchten Trinkwassermenge. Steht wenig Trinkwasser zur Verfügung, wirkt sich dies entsprechend auf die Abwassermenge aus.

Besonders groß sind die Schwankungen des Abwasseranfalles. Bei Schlechtwetter kann selbst in der Hochsaison mehrere Tage überhaupt kein Abwasser anfallen. Oberflächengewässer fehlen fast immer, sodaß gereinigtes Abwasser versickert werden muß. Wegen der tiefen Temperaturen sind Kläranlagen in geschlossene Räume zu verlegen. Der Schlamm muß

mindestens ein halbes Jahr gespeichert werden können, wenn nicht eine kostenaufwendige ständige Entwässerung und Verbrennung vorgesehen wird. All diese Probleme sind bei der Abwasserentsorgung zu beachten.

Für die Lösung des Abwasserproblem es stehen drei Möglichkeiten zur Diskussion:

- Ableiten des Abwassers ins Tal
- Biologische Abwasserreinigung an Ort und Stelle
- Chemische Abwasserreinigung an Ort und Stelle

4.2 Ableiten des Abwassers ins Tal

Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, daß die Ableitung des Abwassers ins Tal meistens nicht nur die technisch beste, sondern auch die wirtschaftlichste Lösung ist. Im Tal kann dann eine übliche biologische Reinigung erfolgen.

Man unterscheidet zwischen

- nichtisolierten Kanälen und
- isolierten Kanälen.

Nichtisolierte Kanäle sollten wegen der Frostgefahr mindestens 1,20 m tief verlegt werden. Kunststoffrohre haben sich der glatten Oberfläche und des geringen Gewichtes wegen sehr gut bewährt. Die Schachtabstände sind den zulässigen Innendrücken der Rohre anzupassen, um Schäden bei Verstopfungen zu vermeiden. Die Kosten solcher Kanäle sind gering. Im Sommer 1981 wurde z.B. ein Kanal \varnothing 150 mm (Spieljoch im Zillertal) um ca. ÖS 400,--/lfm einschließlich der erforderlichen Schächte und Nebenkosten errichtet.

Isolierte Kanäle sind dann erforderlich, wenn Fels bzw. Permafrost anstehen. Vorisolierte Kunststoffrohre eignen sich dafür besonders gut.

Bei Abwasserableitungen ist eine Vorbehandlung des Abwassers anzuraten. Besonders wichtig ist die Anordnung eines Öl- und Fettabscheiders nach der Küche, um ein Zuwachsen der Rohre mit Fett zu verhindern.

Bei extrem tiefen Temperaturen in Gletscherregionen sollte eine Beheizung der Rohrleitungen und eine schubweise Ableitung des Abwassers möglich sein. Die Beheizung kann durch Einblasen von Warmluft erfolgen. Für das schubweise Ablassen des Abwassers ist eine Abwasserspeicherung mit entsprechender Steuerung erforderlich.

4.3 Biologische Abwasserreinigung

Ist das Abwasser an Ort und Stelle zu reinigen, so sollte ein

- Tagesausgleich durch Speicherung und
- eine optimale mechanische Reinigung

vorgesehen werden. Beides kann man z.B. durch Anordnung eines Dortmundbeckens mit einem Schwimmüberfall als Ablauf erreichen.

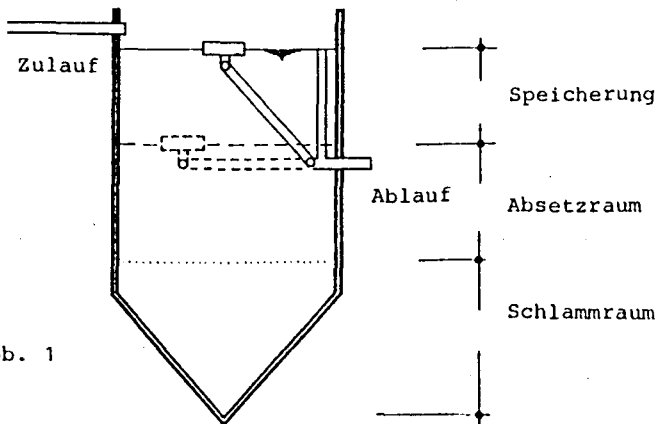


Abb. 1

Größere Feststoffe können z.B. mit einem einfachen Sieb (Rotostrainer etc) entfernt werden.

Die Biologie wird dann hydraulisch nur mehr sehr gering belastet. Diese geringere hydraulische Belastung wirkt sich auch sehr günstig aus, wenn man noch eine weitergehende Reinigung (z.B. Aktivkohlefilter) anschließen will. Bei 5000 Besuchern ist dann mit einem kontinuierlichen Abfluß von 0,6 - 0,8 l/s zu rechnen.

Weiters sollte noch eine Rückführung des biologisch gereinigten Abwassers in das Absetzbecken möglich sein, um bei wenig Abwasseranfall im Kreislauf fahren zu können.

Zur Schlammeseitigung benötigt man einen genügend großen, gut isolierten Schlammfaulraum. Der Schlamm wird dann ein bis zweimal im Jahr auf die Schipisten ausgebracht oder ins Tal transportiert.

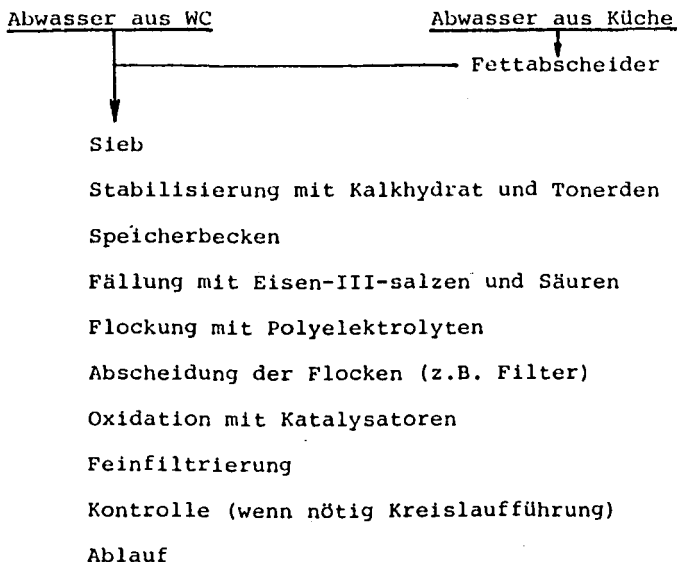
Das Rechengut kann bei entsprechender Planung in der Heizung verbrannt werden.

4.4 Chemische Abwasserreinigung

Bei der chemischen Reinigung ist die Speicherung und mechanische Reinigung genau so wichtig wie bei der biologischen.

Ziel der chemischen Abwasserbehandlung ist eine so weitgehende Reinigung des Abwassers, daß es für die WC - Spülungen wieder verwendet werden kann. Der Trinkwasserverbrauch und somit auch die Menge des gereinigten Abwassers reduziert sich dann ca auf ein Drittel der ursprünglichen Menge. Für die WC - Spülungen ist ein vollständig getrenntes Netz vorzusehen. Die Küche und die Waschtische in den WC - Anlagen werden mit Trinkwasser versorgt.

Die chemische Reinigung kann z.B. folgende Verfahrensschritte aufweisen (System Rohrer):



Es darf aber nicht verschwiegen werden, daß sich die oben beschriebene chemische Abwasserreinigung in zwei Fällen (Stubai der Gletscher, Laax) weder in technischer noch in wirtschaftlicher Sicht bewährt hat.

Die biologische und chemische Abwasserreinigung muß wegen der klimatischen Verhältnisse zur Gänze in geschlossenen Räumen untergebracht werden. Eine entsprechende Klimatisierung dieser Räume ist unerlässlich. Prinzipiell sind dabei dieselben Vorkehrungen wie beim Bau von Hallenbädern zu treffen. Auf folgende Punkte ist besonders zu achten:

- Optimale Wärmeisolierung
- Abdeckung der offenen Wasserflächen, wobei auf die ausreichende Sauerstoffversorgung zu achten ist.

- Heizung und Entfeuchtung nach Möglichkeit mit Rückgewinnung der Energie (Wärmepumpen und Wärmetauscher bei Frischluftzufuhr).
- Die Kläranlage muß jederzeit gut erreichbar sein.

Literatur:

- Ingerle, K.: Abwasseranfall in Fremdenverkehrsgemeinden, im Auftrag der Tiroler Landesregierung, Kulturbauamt
- Ploner, S.: Waschmittel in Kläranlagen von Fremdenverkehrsorten, Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserbau und Umwelttechnik der Universität Innsbruck
- Steiner, H.: Speiseöl- und Speisefettanfall im Abwasser von Fremdenverkehrsorten, Diplomarbeit am Institut für Siedlungswasserbau und Umwelttechnik der Universität Innsbruck

Prof. Dipl.-Ing. Dr. K. INGERLE
Universität Innsbruck
Technikerstraße 13
6020 Innsbruck

PROBLEME IN MASCHINELLER HINSICHT

J. Kappler

1. EINLEITUNG

Vor über 50 Jahren wurde im Kanton Zürich die erste Kläranlage in Betrieb genommen. Von Zeit zu Zeit gesellte sich eine neue dazu, und jetzt laufen bei uns rund 100 Anlagen.

Nach so vielen Jahren, sollte man meinen, sind alle Probleme des Kläranlagebaues mit der Zeit beseitigt worden. Dem ist aber nicht so. Im Gegenteil, es kommen immer wieder neue, noch nie dagewesene dazu, und das macht unsere Arbeit ja erst recht interessant.

Ich will mit meinem Referat einige maschinelle Probleme aufgreifen, zeigen wie wir diese gelöst haben, oder Hinweise auf Vor- und Nachteile von maschinellen Einrichtungen geben.

2. RECHEN

In den letzten Jahren wurden bei uns ausschliesslich Greiferrechen eingebaut. Der Greiferrechen hat den Vorteil, dass das Rechengut problemlos in einen Container oder eine Rechengutpresse abgeworfen werden kann. Der Rechengutabwurf hingegen ist noch nicht überall einwandfrei gelöst. Das Rechengut darf nicht am Abwurfblech hängen bleiben, sonst kann es anfrieren und den Rechen blockieren. Wenn der Rechengutabwurf zu hoch ist wird die ganze Umgebung verschmutzt.

Wegen Steinen im Zulauf, oder bei Vereisung ist es von Vorteil, wenn die Rechenharke gefedert ist. Sie bleibt dann nicht am Hindernis hängen, sondern kann darüber hinweg gleiten.

Bei den ersten Greiferrechen im Kanton Zürich wurde die Rechenharke mit Drahtseilen gezogen. Man stellte dann fest, dass die Seile ungleichmässig länger wurden und im falschen Moment (z.B. an Festtagen)

rissen. Darauf baute man Rechen mit Kettenantrieb. Als die Schwierigkeiten mit den Drahtseilen vergessen waren, kamen die Seilzüge wieder. Jetzt kann man beobachten, dass wieder auf Ketten oder hydraulische Zylinder umgestellt wird.

Bei hohen Rechenanlagen verlangt die Schweizerische Unfallversicherungsanstalt (SUVA) ein Bedienungs- oder Schmierpodest. Dieses sollte meines Erachtens zur Rechenlieferung gehören.

Bei kleinen Rechen ohne automatische Rechengutbeseitigung sind die Rechengutabtropfrinnen manchmal zu schmal. Ueber das Wochenende, wenn die Kläranlage unbesetzt ist, kann es daher vorkommen, dass bei grossem Rechengutanfall das herausgenommene Material wieder zurück in den Kanal fällt.

Der Umlaufkanal darf beim Rechen nicht vergessen werden. Wenn man den Rechen für Reparaturen trockenlegen kann, ist Ihnen der Klärwärter dankbar. Falls Sie innerhalb des abgesperrten Raumes noch eine Vertiefung für eine Tauchpumpe vorgesehen haben, kann Ihre Voraussicht nicht mehr überboten werden.

Der Boden um den Rechen herum sollte zum Kanal hin geneigt sein, damit das Wasser beim Abspritzen abläuft.

2.1 Feinrechen

Unsere Klärschlammabnehmer in der Landwirtschaft ärgern sich oft über unverrottete Plastikteile im Schlamm. Dem will man jetzt versuchsweise mit einem 2. Rechen, einem Feinrechen von 10 mm lichter Stabweite, begegnen. Dieser wird zwischen dem belüfteten Sandfang und dem Vorklärbecken eingebaut. Da Fäkalien im belüfteten Sandfang zerfallen, dürfte das Rechengut weitgehend fäkalienfrei sein. Nach Erfahrungen einer ausserkantonalen Anlage ist die Rechengutmenge beim Feinrechen etwa doppelt so gross, wie beim ersten normalen Rechen.

2.2 Rechengutzerkleinerer

Pumpenwölfe und Rotorzerkleinerer verschwinden wieder von unseren Kläranlagen. Ein Grund dafür sind die hohen Unterhaltskosten. Andererseits sind wir zur Ansicht gekommen, dass einmal herausgefischtes Rechengut nicht zerkleinert und wieder ins Wasser geworfen werden sollte. Der geringere Gasanfall wird in Kauf genommen.

2.3 Rechengutpresse

Bei der Rechengutabfuhr mit den öffentlichen Kehrichtsammelwagen traten anfänglich Schwierigkeiten auf. Verschiedene Transportunternehmer weigerten sich das nasse Rechengut mitzunehmen, denn beim Pressen im Kehrichtwagen tropfte der stinkende Saft auf die Strasse. Ausserdem könne dem Personal, das hinten auf dem Kehrichtsammelwagen mitfähre, der fürchterliche Gestank des Rechengutes nicht zugemutet werden. Also versuchten wir das Rechengut besser zu entwässern. Einige Rechen wurden so gesteuert, dass sie auf halber Höhe 2 bis 3 Minuten zum Abtropfenlassen stehen blieben. Die Rechengutsäcke und die Container wurden zudem mit Löchern zum Abtropfen versehen. Aber das genügte nur teilweise. Zum Glück tauchten dann die ersten Rechengutpressen auf. Die handbeschickten Pressen wurden rasch von automatischen Kolbenpressen abgelöst. Gegenwärtig sieht es so aus, als ob die Schneckenpresse das Rennen machen würde. Sie ist technisch einfach und relativ billig. Sie kann zudem in den meisten Fällen ohne Schwierigkeiten nachträglich eingebaut werden. In zahlreichen Klärwerken wird das eine der nächsten Anschaffungen sein.

Zum Abtransport des Rechengutes ziehen wir die 800 l Container den Transportmulden vor. Die Container können bei jeder ordentlichen Kehrichtabfuhr geleert werden. Das Rechengut bleibt daher nicht lange liegen. Man spart sich zudem die Abfuhrkosten für die Rechengutmulde. Die Kehrichtverbrennungsanlagen nehmen das Rechengut auch lieber in kleinen Mengen an.

Für die Rechengutcontainer ist ein frostgeschützter Ort vorzusehen. Ferner sind dort so wichtige Kleinigkeiten, wie Abläufe für Rechenguttropf-

wasser, nicht zu vergessen. Auch an die Containerfahrbahn ist zu denken. Ein voller 800 l Container lässt sich nur mit viel Mühe über Schwellen und steile Rampen bewegen.

3. SANDFANG

Kleine Kläranlagen in Kanton Zürich werden in der Regel mit einem Langsandfang, die andern mit Rundsandfängen oder belüfteten Sandfängen ausgerüstet.

3.1 Rundsandfang

Der Rundsandfang erfordert viel Bedienungsaufwand. Einer unserer Klärwärter hat ausgerechnet, dass er pro Kubikmeter ausgetragenen Sand 4 Stunden Arbeitszeit aufgewendet hatte. Dazu kommen noch Spülwasser- und Spülluftkosten.

Die Sandfangbedienung würde etwas erleichtert, wenn die Spülluft- und Spülwasserhahnen auf Hüfthöhe und nicht am Boden installiert würden. Die Hahnen sollten ausserdem frostgeschützt sein. Zudem sollte anstelle des Ablassschiebers mit Gewindespindel, ein Schnellschlusschieber verwendet werden.

3.2 Belüfteter Sandfang

Der belüftete Sandfang sollte über ein eigenes Gebläse verfügen. Die Luft darf nicht von der Belüftung der Belebungsbecken abgezweigt werden, sonst muss bei jeder Luftmengenänderung im Belebungsbecken, die Luftmenge im Sandfang von Hand wieder nachgestellt werden.

Zum Räumen des Sandfangs hat sich der Saugräumer durchgesetzt. Bei einigen Langsandfängen wird der Sand in eine Entwässerungsrinne gepumpt und nach dem Entwässern von Hand ausgeschaufelt. Für kleine Sandmengen ist diese Lösung annehmbar, bei viel Sand ist sie aber ein Unsinn. Der Sand sollte vielmehr zum Entwässern in einen auf dem Räumer mitfahrenden Sandtrichter gepumpt und nach dem Abtropfen in eine Transportmulde

abgelassen werden.

Von der Druckleitung der Sandpumpe sollte eine Bypass-Leitung zurück in den Sandfang geführt werden. Damit kann Sand, der mit viel organischem Material vermischt ist, zum Waschen nochmals in den Sandfang zurückgegeben werden.

Der Leitungsquerschnitt für das Sand-Wassergemisch darf bei kleinen Kläranlagen nicht kleiner sein als bei grossen Anlagen, denn das Gemisch ist bei allen Anlagen etwa gleich. Die Leitung ist mit einem genügend grossen Spülanschluss zu versehen. Für den Saugschlauch wird am besten armierter Gummi verwendet, damit er sich beim Saugen nicht zusammenzieht.

Pumpen mit Ventilen (z.B. Membranpumpen) sind für Sandförderung weniger geeignet. Ein Ventil kann schon durch einen eingeklemmten Bleistiftstummel ausser Betrieb gesetzt werden.

Die Sandräumer werden gewöhnlich durch Schaltuhren mehrmals täglich in Betrieb gesetzt. Bei Trockenwetter oder Frost dürfte eine einmalige Räumung im Tag genügen. Die automatische Inbetriebsetzung des Räumers kann bei Schildräumerbrücken unangenehme Folgen haben. Bei grossem Sandanfall, z.B. infolge eines Gewitters, kann der Räumschild im Sand steckenbleiben und der Räumer unter Umständen beschädigt werden.

In einigen unserer Kläranlagen sind Sandräumer mit Becherwerken in Betrieb. Die betreffenden Klärwärter sind damit sehr zufrieden.

4. VOKLAERBECKEN

4.1 Rundräumer

Zu den Rundräumern gibt es wenig zu sagen. Sie sind zuverlässig und problemlos. Einige laufen bei uns schon 20 Jahre ohne nennenswerte Störungen.

4.2 Längsbeckenräumer

Ein besonderes Problem der Längsräumer sind die Kabeltrommelfedern. Bei vielen Räumern brachen die Federn schon nach kurzer Betriebsdauer. Mit der Zeit ersetzten die Klärwärter die Federn nicht mehr, sondern sie montierten seitlich an der Kabeltrommel eine etwa gleich grosse Seiltrommel. Auf diese wickelt man gegenläufig ein dünnes Stahlseil und hängt das lose Ende am Klärbecken mit einem Gewicht über eine Seilrolle. Bei der Wegfahrt des Räumers wird die elektrische Kabelrolle zwangsläufig durch das sich abwickelnde Stahlseil gedreht und das elektrische Kabel aufgewickelt. Während der Rückfahrt hingegen wickelt sich das elektrische Kabel ab, dreht dadurch die Kabeltrommel und wickelt gleichzeitig das Stahlseil wieder auf.

Für die Seilzüge der Räumschilde verwendet der Hersteller meistens gewöhnliche Stahlseile. Diese korrodieren in der Regel in kurzer Zeit. Wenn die Drahtseile unbemerkt reißen, kann das zu erheblichen Schäden am Räumern führen. Die Räumern sollten nach meiner Ansicht im Werk bereits mit rostfreien Stahlseilen ausgerüstet werden. Eine betriebssichere Lösung zum Hochziehen des Räumschildes ist der elektrische Kettenzug. Der Kette kann die Korrosion nicht viel anhaben, und gegen elektrische Störungen kann der Kettenzug mit Endschaltern gesichert werden.

Die Schwimmstoffrinnen der Vorklärbecken sind nicht immer nach den Vorstellungen der Klärwärter. Der eine wünscht sich nur einen Schwimmstoffsammelraum mit Handräumung, der andere aber möchte eine Schwimmstoffrinne, aus der er die abgeräumten Schwimmstoffe in den Frischschlamm-schacht spülen kann. Letzteres bedingt aber, dass der Schwimm-schlamm im Winter nach jedem Räumvorgang abgespült wird.

Einer unserer Klärwärter hat eine Schwimmschlamm-Schöpfrinne am Räumern angebaut. Diese kippt automatisch das Schwimmgut in eine Schwimmstoffrinne. Auf diese Art gelangt nur wenig Wasser in den Frischschlamm-schacht.

4.3 Zwillingsräumer

Zwillingsräumer haben den grossen Nachteil, dass bei Pannen oder Revisionen in beiden Becken nicht mehr geräumt werden kann.

Wenn bei unterbelasteten Kläranlagen nur ein Vorklärbecken in Betrieb ist, läuft der Räumler zudem durch die einseitige Belastung unvermeidlich schräg. Die seitlichen Führungsrollen leiden erheblich darunter.

Beim Zwillingsräumer sollten mindestens die Räumerschilde einzeln bedienbar sein, denn in leeren Becken soll der Schild oben bleiben.

4.4 Automatischer Frischschlammabzug

Bei grossen Kläranlagen dauert das Schlammablassen relativ lang. Wenn der Klärwart das Schlammablassen überwachen muss, ist das ein bedeutender Teil seiner täglichen Arbeitszeit. Falls keine laufende Ueberwachung erforderlich ist, kann der Schlammabzug, zur Entlastung des Klärwärters, automatisiert werden. Beim automatischen Schlammabzug hat man aber keine Kontrolle über den Wassergehalt des Schlammes. Es ist daher unumgänglich, dass der Schlamm vor dem Faulen in einem Eindicker entwässert wird.

Eine unserer Kläranlagen wurde vom projektierenden Ingenieur mit automatischem Schlammablass ausgestattet. In zwei parallelen Vorklärbecken sind insgesamt 6 Schlammtrichter angeordnet. Eine Schaltuhr steuert die Magnetventile der in jedem einzelnen Schlammtrichter montierten Mammutpumpe. Ein Trichter nach dem andern wird während einer einstellbaren Zeit geleert. Der abgelassene Schlamm läuft in den Frischschlamm-schacht. Von dort wird er automatisch in den Frischschlammeindicker gepumpt. Aus dem Eindicker läuft das verdrängte Trübwasser von selber in den Kläranlagezulauf zurück. Ein Teil des eingedickten Schlammes wird vom Klärwärter in unregelmässigen Abständen in ein aerobes Stabilisierungsbecken gepumpt.

Diese Kläranlage von 10'000 EG ist mit 1 Bedienungsmann, der nebenbei noch viele andere Arbeiten für die Gemeinde erledigen muss, eindeutig unterbesetzt. Bei Krankheit des Klärwärters liess man die Anlage schon

mehrmals während mehreren Tagen unbedient, und sie lief und lief! Ich möchte diese Bedienungsmethode nicht weiterempfehlen, aber es ist schon beeindruckend, mit wie wenig Wartung eine Kläranlage notfalls laufen kann, wenn sie dafür eingerichtet ist.

Bei der obgenannten Betriebsweise ist die Frischschlammengenkontrolle nicht möglich. Sie kann nur anhand der Pumpenlaufzeit abgeschätzt werden, wobei nichts über den Feststoffgehalt des Schlammes gesagt werden kann. Der Schlammfall liesse sich vielleicht am ehesten noch am Schauglas des Schlammeindickers ablesen.

4.5 Mechanischer Schlammeindicker im Vorklärbecken

Gut bewährt hat sich bei uns der im Vorklärbecken integrierte mechanische Frischschlammeindicker mit Krälwerk und Bodenkratzer. Der aus diesem Eindicker abgelassene Frischschlamm weist einen hohen Feststoffgehalt auf.

5. NACHKLÄRBECKEN

Im Kanton Zürich finden Sie alle möglichen Nachklärbeckensysteme und Räumertypen. Die wichtigsten maschinellen Einrichtungen will ich kurz streifen.

5.1 Rundräumer

Die Nachklärbeckenrundräumer sind ebenso problemlos wie die der Vorklärbecken. Keines der Rundbecken ist mit einer Beckenkronenheizung ausgerüstet.

5.2 Rim-Flo-Nachklärbecken

Das Rim-Flo-Becken konnte sich bei uns interessanterweise nicht durchsetzen. Nur in einer einzigen Kläranlage wurde parallel zu einem üblichen Rundbecken, ein rundes Rim-Flo-Becken gebaut. Der Abfluss aus beiden Becken ist etwa gleichwertig. Das Rim-Flo-Becken musste jedoch

schon mehrmals wegen des blockierten Räumers geleert werden.

Die beiden Nachklärbecken liegen direkt an einer Strasse, und Passanten warfen manchmal Steine oder Gegenstände in die Becken. Da beim Rim-Flo-Becken die Saugarme dicht über dem Boden kreisen, konnte schon ein kleiner Stein den Räumern blockieren. Um den eingeklemmten Gegenstand herauszuholen, musste jedesmal das Becken geleert werden. Man hat dann in Zusammenarbeit mit dem Hersteller die Saugarme höher genommen und dafür Gummilappen an den Rohren festgemacht. Im weiteren teerte man die angrenzende Strasse, so dass Steine weniger gut zu finden sind. Vermutlich ist auch das Interesse des Publikums, am Spritzen eines Steines im Klärbecken, geringer geworden. Jedenfalls, in den letzten Jahren musste das Rim-Flo-Becken nicht mehr geleert werden.

Schwierigkeiten bereiten auch das Beseitigen des sich in den Einlauf-rinnen bildenden Schwimmschlammes. Dafür hat man noch keine Lösung gefunden. Früher sog man ihn alle 2 bis 3 Monate ab. Jetzt lässt man die Schlamm-schicht stehen, und es geht auch so.

5.3 Schildräumer im Längsbecken

Für den Schildräumer im Längsbecken kann ich mich nicht begeistern. Besonders bei leichtem Belebtschlamm fliesst ein grosser Teil des Schlammes über den verhältnismässig niederen Räumerschild hinweg und bleibt bis zur nächsten Räumung liegen. Bei der Rückfahrt des Räumers wird zudem leichter Belebtschlamm durch die ins Wasser ragenden Teile arg aufgewirbelt.

Bezüglich der Räumerkonstruktion gilt das gleiche wie bei den Vorklärbecken, problematisch sind Kabelrollen, Seilzüge und Endschalter.

5.4 Saugräumer im Rechteckbecken

Der Saugräumer ist bei uns grosse Mode. Die Schlammräumung ist besser als beim Schildräumer, denn er räumt auf der Hin- und Herfahrt.

5.4.1 Saugräumer im längsdurchströmten Nachklärbecken

Beim längsdurchströmten Nachklärbecken ist in der Regel am Beckenanfang der Schlammstand am höchsten. Am Beckenende dagegen ist manchmal wenig oder gar kein Belebtschlamm vorhanden. Da der Saugräumer aber überall gleichviel saugt, pumpt er vom Beckenende her oft nur klares Wasser in das Belebungsbecken zurück. Wir versuchten diesen Nachteil zu verbessern und lassen jetzt den Räumern vorwiegend nur noch auf dem vordern Beckenteil fahren. Der Wendepunkt des Räumers kann mit einer Schaltuhr bestimmt werden, d.h. nach einer frei wählbaren Fahrzeit fährt der Räumern wieder zurück. Zu bestimmten Zeiten, oder nach einer bestimmten Anzahl kurzer Räumungen, läuft der Saugräumer automatisch zum Beckenende. Bei Niederschlägen verschiebt sich jedoch der Schlammhaufen mehr zum Nachklärbeckenende, und dann wird auf normale Räumung umgeschaltet.

Ich kann mir vorstellen, dass es für dieses Problem auch andere Lösungen gäbe. Der Nachklärbeckenschlamm könnte z.B. auch mit einer stufenlos regulierten (frequenzreguliert) Rücklaufschlammpumpe geräumt werden. Dazu müsste, zur Ueberwachung des Schlammgehalts, in die Rücklaufschlammleitung ein Feststoffmessgerät eingebaut werden. Dieses würde, je nach Feststoffgehalt im Rücklaufschlamm, die Pumpe langsamer oder schneller laufen lassen.

Eine andere Möglichkeit wäre ein Schlammspiegelmessgerät, das auf dem Räumern mitfährt. Je nach Schlammspiegelhöhe könnte die Räumergeschwindigkeit oder die Pumpenleistung verändert werden.

Die unregelmäßige Rücklaufschlammkonzentration erschwert den automatischen Ueberschussschlammabzug, denn wenn der Räumern am Beckenende ist, wird nur Wasser anstatt Schlamm abgelassen. Die Ueberschussschlammabgabe kann aber so gesteuert werden, dass nur bei einer Räumernstellung am Anfang des Beckens, Schlamm abgezogen wird.

5.4.2 Saugräumer in querdurchströmten Nachklärbecken

Wenn Belüftungsbecken und Nachklärbecken in einem Block direkt nebeneinander liegen, und das Nachklärbecken echt querdurchströmt ist,

hat man keine Probleme mit der Schlammverteilung im Nachklärbecken.

5.4.3 Prometall-Räumer

In mehreren neuen Kläranlagen bauten wir seilgezogene Räumer ein. Der Antrieb, eine Seiltrommel, befindet sich an einer Stirnseite des Beckens. An der gegenüberliegenden Seite ist eine Seilumlenkrolle festgemacht. Der Räumerwagen fährt auf Schienen und ist als Saug- oder Schildräumer erhältlich. Auf dem Räumer hat es keine elektrischen Einrichtungen. Der Rücklaufschlamm wird beim Saugräumer über eine Rücklaufschlammrinne abgehebert, und die Rücklaufschlammpumpe befindet sich neben dem Becken.

Mit diesen Räumern machten wir bisher, mit zwei Ausnahmen, gute Erfahrungen. Im Winter, bei Eisregen kann es jedoch Probleme geben. In einer Kläranlage hatte sich während eines Eisregens etwa 2 cm Eis auf den Schienen aufgebaut. Die seitliche Führung des Radkranzes ging dadurch verloren, und der Räumer fiel von den Schienen. Auch auf dem Zugseil bildete sich Eis. Das Drahtseil verwickelte sich darauf auf der Seiltrommel und wurde zerrissen. Diese Gefahr konnte meines Wissens noch nicht behoben werden. Gegen Eis auf Schiene und Drahtseil liessen sich aber vielleicht Eiskratzer anbringen. Der Räumer könnte zudem mit Haken vor dem Entgleisen gesichert werden. Als Räumerschienen könnten vermutlich auch Vierkantrohre verwendet werden, durch die, zum Heizen bei Frost, gereinigtes Abwasser gepumpt wird.

Bei zwei Saugräumern bestanden die Sauger aus Aluminiumblech, und die Rohre aus Stahl. Dies ergab ein ungünstiges elektrisches Potential und die Sauger fielen nach etwa 4 Jahren total korrodiert ab. Für die neuen wurde darauf auch rostfreier Stahl verwendet.

In der neuen Kläranlage der Stadt Zürich sollen übrigens in den 150 m langen Nachklärbecken seilgezogene Räumer eingebaut werden. Pro Becken sind 3 Saugräumer vorgesehen, die alle vom gleichen Drahtseil gezogen werden. Diese Anordnung vereinfacht selbstverständlich die elektrischen Installationen, denn Kabeltrommel und Rücklaufschlammumpfen auf

dem Räumewagen fallen weg.

5.5 Abflussrinnenreinigung

Das Schruppen der Ablaufrinnen ist nebst dem Rasenmähen eine der unwirtschaftlichsten und überflüssigsten Arbeiten in einer Kläranlage.

Ich habe mich schon oft gewundert, warum die Räumelieferanten nicht gleich die Abflussrinnenreinigungsgeräte mitliefern. Sie müssen in der Regel von jedem Klärwärter neu erfunden werden. Für die im Handel befindlichen mechanischen Reinigungsbürsten haben die Vorgesetzten des Klärwärters meistens wenig Verständnis. Zudem ist nach Inbetriebsetzung der Kläranlage für Neuanschaffungen gewöhnlich kein Geld vorhanden.

Ich rate in der Regel unseren Klärwärtern, die Abflussrinnen zuzudecken. Da es unter dem Abdeckblech fast dunkel ist, bildet sich dort kein Bewuchs. Es genügt, wenn die Rinnen einmal jährlich abgedeckt und ausgespritzt werden.

Wenn die Abdeckbleche etwas breiter als die Ablaufrinnen und nach unten abgewinkelt sind, können sie dazu noch eine fehlende Tauchwand ersetzen.

5.6 Band- oder Kettenräumer

Trotz aller technischer Mängel gefällt mir der Kettenräumer noch immer sehr gut. Er erlaubt dem Belebtschlamm ein ungestörtes Absetzen und ergibt einen gleichmässigen Schlammgehalt im Schlammrücklauf. Ihren schlechten Ruf erwarben die Bandräumer durch grosse Abnutzungen an den Kettenrädern. Zudem werden Ersatzketten nicht gerade zu Discountpreisen verkauft.

Unsere Klärwärter waren aber erfinderisch und rüsteten abgenutzte Räder mit Kunststoffeinsätzen aus. Diese sind widerstandsfähiger als das Gusskettenrad. Die Einsatzstücke lassen sich zudem später ohne grossen Aufwand auswechseln.

Ketten- und Kunststoffmaterial sollten aufeinander abgestimmt sein, sonst kann es vorkommen, dass die Räumerkette zerstört wird. Die richti-

ge Materialkombination zu finden ist schwierig und kostspielig. Ob das Material taugt, sieht man leider erst wenn das Gegenstück abgenutzt ist.

Die Kettenräder sollten nach meiner Meinung bereits mit aufschraubbaren Kunststoff- oder Gussteilen geliefert werden. Bei ausgelaufenen Kettennuten könnten dann einfach diese Teile ersetzt werden.

Alle alten Kettenräumer, bei welchen die Räumbalken über dem Wasserspiegel zurückgeführt wurden, hat man geändert. Die Ketten wurden unter Wasser genommen und die obere Umlenkrolle am Beckenende weggelassen. Damit ist die notwendige Kraft zum Kettenziehen und die Abnutzung der Kettenräder kleiner geworden.

Die unterwasserseitigen Führungsschienen der Räumbalken werden normalerweise an die Beckenwände angeschraubt. Wenn die Schrauben irgendwo mit der Eisenarmierung des Beckens in Kontakt stehen, kann es zu elektrochemischen Korrosionen kommen. Falls dadurch der Schraubenkopf zerstört wird, kann sich die Schiene von der Wand lösen und an der Kette erheblichen Schaden anrichten.

5.7 Schwimmschlammräumung im Nachklärbecken

Seit einigen Jahren tritt in den Nachklärbecken vermehrt Schwimmschlamm auf. Die Gründe dafür sind sehr vielfältig, und ich möchte hier nicht darauf eingehen. Wenn der Schwimmschlamm abfließen kann, verdirbt er den Abfluss. Hält man ihn aber durch Tauchwände zurück, so bildet er in kurzer Zeit eine kompakte Schwimmschlammdecke.

Heute sollte jedes Nachklärbecken prinzipiell mit Ablauftauchwänden und einer Schwimmschlammräumvorrichtung ausgestattet werden, denn der nachträgliche Einbau eines Schwimmschlammräumers ist oft recht kompliziert und kostspielig.

Bei Kettenräumern ist eine Schwimmschlammdecke nicht störend, sondern nur unschön. Wenn der Schwimmschlamm in Ruhe gelassen wird, stinkt er nicht. Anders ist es beim runden Nachklärbecken. Da der Räumler ständig im Schwimmschlamm rührt, kann eine bedenkliche Geruchsbelästigung ent-

stehen. Durch Besprühen mit Wasser kann der Schwimmschlamm zerstört werden. Die von Gasblasen befreiten Belebtschlammflocken werden zum Teil absinken. Ein Teil des Schwimmschlammes wird aber in den Abfluss gelangen und die Abflussqualität nachteilig beeinflussen.

Beim Rundbecken saugt man den Schwimmschlamm am besten ab. Dazu wird eine Tauchwand am Räumler befestigt, die den Schlamm zu einer ebenfalls am Räumler festgemachten Tauchpumpe schiebt. Mit dieser wird der Schwimmschlamm in eine rund ums Becken hängende Schwimmschlammrinne gefördert.

Beim Längsbecken kann der Schwimmschlamm dagegen auf einfachere Art abgeräumt werden. Neuere Räumler werden vom Hersteller auf Wunsch bereits mit Oberflächenräumvorrichtungen geliefert. Alte Räumler kann man ohne grossen Aufwand mit Räumschilden ausrüsten.

Der abgeräumte Schwimmschlamm sollte nicht ins Belüftungsbecken zurück gegeben werden, sonst bildet er wieder eine neue Schwimmschlammdecke auf dem Nachklärbecken. Auch für das Vorklärbecken ist er nicht geeignet. Er wird dort nur teilweise absetzen. Der Rest wird wieder ins Belebungsbecken gelangen und neuen Schwimmschlamm bilden. Nach meiner Ansicht muss er aus dem Kreislauf genommen und mit dem Frischschlamm weiterbehandelt werden. Wir beobachteten, dass der Schwimmschlamm nach ein- bis zweiwöchigem Abräumen für längere Zeit verschwand.

Interessanterweise tritt bei den SOGEEA-DEGREMONT-Kombibecken äusserst selten Schwimmschlamm auf. Ob das mit der besonderen Schlammrückführung zusammenhängt?

6. SCHLAMMLEITUNGEN

Der Frischschlamm im Vorklärbecken rutscht häufig nicht nach Wunsch in den Schlammtrichter hinunter. Er muss oft in zeitraubender Arbeit mit Wasserlanzen oder Schlammshabern von Hand in den Trichter hinunter gestossen werden. Ich glaube, dass die Trichtereinbauten wie Schlamm-, Luft- und Spülwasserleitungen sowie deren Halterungen teilweise an die-

sen Schwierigkeiten schuld sind. Sollte man nicht die Rohre einbetonieren oder in eine Spalte legen, damit der Schlammtrichter frei ist?

Die Faulraumbeschickungsleitung sollte nicht gerade neben der Ueberlaufleitung zum Schlammstapelraum in den Faulbehälter münden. Der Frischschlamm entweicht sonst gleich in den Nachfaulraum.

Elektrochemische Korrosionen können Schlammleitungen im Faulraum in wenigen Jahren zerstören. Bei der Rohrmontage ist daher darauf zu achten, dass keine Verbindungen zu Armierungseisen entstehen. Die Bauleitung sollte diesem Punkt besondere Beachtung schenken, und zwar nicht nur beim Faulraum, sondern bei allen Becken, wo Metallteile in Wasser oder Schlamm eintauchen. Diese Vorsichtsmassnahme lohnt sich besonders beim Faulraum, denn der Gerüsteinbau für Reparaturen ist ausserordentlich teuer.

6.1 Saugleitung am Mannlochdeckel

Bei unseren Faultürmen fehlte früher meistens das Einstiegsloch. Heute wird es in der Regel schon beim Bau vorgesehen. Bei vielen Faulräumen wurde es aber erst anlässlich einer Faulraumleerung eingebaut. Wer schon einmal einen Faulraum von oben her geleert hat, weil die Schlammleitungen verstopft waren, der wird ein seitliches Mannloch schätzen.

Da Schlammablagerungen manchmal bis über dem Mannloch stehen, kann der Mannlochdeckel bei Bedarf nicht geöffnet werden. Man sollte deshalb im Deckel einen Rohrstutzen mit Abschlusschieber und Saugwagenanschluss einschweissen. Durch diesen kann im Notfall der Schlamm bis auf Mannlochhöhe abgesenkt werden. Wenn auf der Innenseite des Mannlochdeckels ein nach unten gerichtetes kurzes Rohrstück angeschraubt wird, kann der Faulraum so weit geleert werden, dass beim Oeffnen des Deckels kein Schlamm mehr austritt.

6.2 Programmsteuerung bei Schlammleitungen

Einige Faulräume wurden mit Programmsteuerungen für alle möglichen Pumpsituationen ausgerüstet. Das ist eine Erleichterung für den Klär-

wärter, so lange an Schieberantrieben, Endschaltern und Magnetventilen keine Störungen auftreten. Bei uns werden gewöhnlich pneumatische Plattenschieber verwendet. Beim Erstellen der Programme ist darauf zu achten, dass die Schlammleitungen im Ruhezustand oben offen sind. In einer mit Schlamm gefüllten, beidseitig geschlossenen Rohrleitung, kann durch Gasbildung ein erheblicher Druck entstehen. Die Schieber können dadurch undicht werden, d.h. es wird ständig Wasser aus den Plattendichtungen tropfen. Dass der Druck recht gross werden kann, hört man am Knall beim Öffnen des Schiebers.

6.3 Verschiedenes

Bei Leitungsänderungen müssen Schlammleitungen ausgebaut werden können. Sie sollten daher bei Mauerdurchbrüchen in Räumen, möglichst nicht einbetoniert werden. Rohrflansche sollten nicht zu nahe am Boden oder an der Wand sein. Jedenfalls ist besonders darauf zu achten, dass man beim Ausbau der Leitung die Flanschschrauben herausziehen kann.

Schieber sollten bequem bedient werden können. Man sollte dabei nicht über Pumpen und Leitungen klettern müssen.

Bei Wärmetauschern ist den Umlenkbögen der Schlammleitung besondere Aufmerksamkeit zu schenken. Durch den allfälligen Sandanteil im Schlamm, können Bögen mit der Zeit durchgeschauert werden. Was das bedeutet, wenn ein solcher Unfall nachts eintritt, können Sie sich selber vorstellen.

6.4 Schlammumpen

Schlammumpen sind möglichst nahe am Faulraum aufzustellen. Lange Saugleitungen sind ungünstig, weil Schwierigkeiten beim Ansaugen von Schlamm mit hohem Feststoffgehalt entstehen können. In einer langen Saugleitung ist auch die Gefahr von Gasbildung grösser, und wenn Gas in die Pumpe kommt schöpft sie nicht mehr. In einer Saugleitung die steigt und nachher wieder fällt, kann sich im höchsten Punkt der Leitung eine Gasblase bilden. Das kann Probleme beim Schlammansaugen geben. Am höchsten Punkt einer solchen Saugleitung ist daher eine Entlüftungsleitung einzubauen.

6.5 Faulschlamm-Mühle

Wegen der vielen unverrottbaren Stoffe im Schlamm wie Plastik, Wattlebchen usw., baute einer unserer Klärwärter zwischen Faulraum und Schlammstapelraum eine selbstgebastelte Schlamm-Mühle ein. Gleiche Mühlen werden schon seit vielen Jahren bei Totaloxydations-Kleinkläranlagen anstelle eines Zulaufrechens verwendet. In der Mühle wird der Schlamm durch einen gelochten Boden gesiebt. Ein Gussgewicht wird durch einen Antrieb auf dem Plattenboden rundherum bewegt. Plastikteile und andere gröbere Stoffe, die sich nicht zerkleinern lassen, bleiben in der Mühle zurück. Nach einer beliebig einstellbaren Zeit öffnet sich seitlich des Gehäuses ein Türchen und die angesammelten Teile werden ausgeworfen. Die Maschine ist ausgeklügelt gegen alle möglichen Störungen gesichert. Ob die Mühle aber je auf dem Markt erscheinen wird, ist noch offen.

6.6 Schlammabgabestelle

Die Schlammabgabestelle ist oft verbesserungswürdig. Für Einmannbedienung ist es von Vorteil, wenn der Pumpenschalter mobil, d.h. an einem Kabel ist. Wenn ein Sauganschluss vorhanden ist, kann sehr dicker Schlamm, der sich nicht mehr gut pumpen lässt, mit dem Saugwagen aus dem Stapelraum gesogen werden. Andererseits kann der Sauganschluss auch zum Entstopfen der gegebenenfalls verstopften Schlammleitung benutzt werden. Dass man das Abgaberohr entleeren kann und die Schieber frostgeschützt sind, dürfte selbstverständlich sein. Auch der Platzentwässerung ist die nötige Aufmerksamkeit zu schenken. Sie darf keinesfalls in den Vorfluter münden.

7. FAULWASSERLEITUNG

Das Faulwasser macht uns manchmal im biologischen Anlageteil Schwierigkeiten. Besonders da, wo keine Faulwasserdosierung vorhanden ist. Zum Dosieren von Faulwasser hat sich bei kleineren Kläranlagen das Schöpfrad gut bewährt. Aus einem Faulwasserstapelbehälter wird mit einem

Schöpfрад, das über eine Schaltuhr gesteuert wird, das Schlammwasser portionenweise weggeschöpft. Verschiedene Faulwasserabläufe von grösseren Kläranlagen rüsteten wir mit automatisch gesteuerten Schiebern aus.

Als das Faulwasser nicht mehr ablied, entdeckte man in mehreren Faulwasserleitungen feste Ablagerungen. Diese verschlossen manchmal das ganze Rohr. Die Ablagerungen waren interessanterweise im horizontalen Rohrstück nach dem Absturz aus dem Faulraum. Nach Angaben unseres Laboratoriums sei es möglich, dass beim Absturz des Faulwassers die Kohlensäure ausgetrieben werde und dadurch der Kalk ausfalle. Die Ablagerungen liessen sich jedenfalls nicht mehr entfernen und die Rohre mussten ausgewechselt werden. Da die Faulwasserleitungen nicht zum Auswechseln vorgesehen, sondern teilweise einbetoniert waren, gab es beim Ausbau einige Probleme. Die Faulwasserleitungen sollten deshalb so verlegt werden, dass derart gefährdete Rohre nötigenfalls ausgewechselt werden können.

8. KLAERGASINSTALLATIONEN

Auch bei den Klärgasinstallationen mussten wir Lehrgeld bezahlen. Nach einigen Betriebsjahren traten in verschiedenen Kläranlagen die ersten Korrosionsschäden auf. Sie betrafen hauptsächlich waagrechte Gasleitungen, wo das aggressive Kondenswasser liegenblieb sowie Gasuhren, Gaschieber und den Gasbehälter.

8.1 Gasleitungen

Bei den neuen Anlagen wurde besonders darauf geachtet, dass Gasleitungen Gefälle zu einem Kondenswasserabscheider hatten. Defekte Leitungen wurden gegen Kunststoffrohre aus Polyäthylen ausgewechselt. Beim Einbau von Kunststoffrohren muss die Rohr-Längenausdehnung beachtet werden. Die Gasleitung darf daher nicht starr sein, sie muss irgendwo nachgeben können. Man könnte sich überlegen, ob man bei Neuanlagen nicht

rostfreie Gasleitungen einbauen will.

In Flammenrückschlagsicherungen kann das Kondenswasser einfrieren und dadurch die Gasleitung verschliessen. Gasrückschlagsicherungen sind daher zu isolieren oder an einem frostgeschützten Ort einzubauen.

8.2 Gasuhren

Früher waren in unseren Kläranlagen ausschliesslich Gasuhren mit Lederbalg und Blechgehäuse üblich. Wegen den häufigen und teuren Reparaturen wurden sie mehr und mehr von andern Gasmessgeräten abgelöst. Zurzeit werden hauptsächlich Messblenden mit Ringwaage und Quantometer (mit Flügelrad) eingebaut. Die Ringwaage wird gerne in Gasproduktionsleitungen eingesetzt, denn sie ist unempfindlich gegen Kondenswasser. Der Quantometer wird bei Gasproduktions- und Gasverbrauchsleitungen verwendet.

Der Messbereich der Gasuhr muss ausreichend gross sein, damit beim Beschicken des Faulraums die momentane grosse Gasmenge in den Gasbehälter entweichen kann. Wenn das nicht der Fall ist, kann durch den Ueberdruck im Gasraum des Faulbehälters die Wassertasse des Gasdoms ausgeblasen werden, oder das Gasüberdruckventil spricht an. Auch die Ringwaage der Gasproduktionsmessung erträgt keinen Ueberdruck. Bei Zählern mit Flügelrad, darf der Messbereich aber auch nicht zu gross sein, sonst wird das Gas bei kleiner Gasproduktion nicht gemessen.

8.3 Gasbehälter

Die häufigsten Reparaturen am Gasbehälter mit Wassertasse betreffen die Gasleitungen, das Standrohr und die Abblasleitung. Auch die Rollenführungen und der untere Mantelteil mussten in einigen Anlagen ersetzt werden. Erhebliche Schäden entstanden durch elektrochemische Korrosionen. Schuld daran waren zum Teil die Kupferrohre, die zu Heizzwecken in die Wassertasse des Gasometers eingebaut worden waren. Sie wurden künftig durch Plastikrohre ersetzt. Dort wo grössere Schäden am Gasometerblech und an den Gasometerführungen entstanden waren, wurde

bei der Reparatur besonders auf die elektrische Unterbrechung geachtet. Für die neuen Führungsrollen verwendete man Kunststoff. Auch sonst wurde jeder Kontakt durch Kunststoffunterlagen unterbunden. Selbst am Blitzableiter des Gasometers wurde der direkte Kontakt unterbrochen.

In mehreren Gasometertassen wurden die Heizschlangen entfernt und bei Frost gereinigtes Abwasser in die Wassertasse geleitet. Das genügt, um den Gasbehälter eisfrei zu halten.

In den letzten Jahren wurden bei uns ausschliesslich Trockengasometer aufgestellt. Bei diesen sind bis jetzt keine Schwierigkeiten aufgetreten.

8.4 Gasfackel

Die Gasfackel wurde bisher, wenn überhaupt, in irgendeiner Ecke der Kläranlage aufgestellt. Nach den Vorschriften der Schweizerischen Unfallversicherungsanstalt muss die Gasfackel aber möglichst nahe an der Gasquelle sein. Sie soll ja das überschüssige Gas, oder bei einer Panne im Gassystem das ganze nicht benötigte Gas aus Sicherheitsgründen verbrennen können. Die Brennkammer der Fackel sollte aus Chromstahl sein.

8.5 Kondenswasserabscheider

Viele der Kondenswasserabscheider sind mit selbsttätiger Syphon-Entleerung versehen. Die automatische Entwässerungsleitung sollte aus dem Gebäude heraus geführt werden, damit kein Gas in den Raum gelangt, wenn der hydraulische Verschluss einmal ausgeblasen wird. In einer unserer Anlagen wo diese Vorsichtsmassnahme übersehen wurde, baute man nachträglich in der Gasleitung nach dem Faulraum einen Kiestopf ein. Nun wurde das Kondenswasser bereits dort ausgeschieden. Der Kondensstopf im Heizungsraum trocknete aus diesem Grund langsam aus. Als der Gasdruck das restliche Wasser ausblies, strömte Gas in den Heizungsraum. Beim nächsten Einschalten des Gasbrenners kam es zur Explosion. Der ganze Gasometerinhalt wurde anschliessend über den Kondensstopf in den Keller-

räumen verbrannt. Glücklicherweise explodierte das Gas nachts, als die Kläranlage unbesetzt war.

8.6 Behelfsmässige Klärgasheizung

In einigen Kläranlagen wo keine Schlammheizung vorgesehen war, bauten die Klärwärter, wegen Schwierigkeiten mit der Schlammfäulung, nachträglich eine behelfsmässige Faulraumheizung ein. Die einfachste Gasheizung bastelte ein Klärwärter, der den Faulraum mit einem Glasfaserdeckel verschloss, einen Schlauch in diesen steckte und das andere Ende in den vorhandenen Heizkessel einführte. Als Brenner verwendete er den Gasbrenner eines Küchenherdes. Er verbrannte einfach das ständig anfallende Gas. Die Feuerpolizei schritt dann aber ein und verlangte die notwendigen Sicherheitsvorkehrungen wie Flammenrückschlagsicherung und eine feste Gasleitung anstelle des Schlauchs.

Zum Heizen des Schlammes können einige von Warmwasser durchflossene Plastikschläuche in den Faulraum gehängt werden.

9. SCHLUSSWORT

Trotz aller Mängel sind die maschinellen Einrichtungen der Kläranlagen nicht so schlecht, wie man aufgrund meines Referates vielleicht glauben könnte. Aber über das Gute einer Anlage spricht man leider wenig, weil die guten Seiten so gut sind, dass sie nicht auffallen.

"Fehler machen ist keine Schande!" und "Aus Fehlern kann man lernen!" sind die Trostworte bei einer missglückten Einrichtung. Vielleicht ist es aber einfacher und billiger, die Erfahrungen des Kläranlagepersonals auszunützen, als aus den eigenen Fehlern lernen zu wollen.

J.KAPPLER

Amt für Gewässerschutz und Wasserbau
des Kantons Zürich

CH-8090 Zürich, Postfach

PROBLEME IN MASCHINELLER HINSICHT

Böhm-Raffay, H.

1. ALLGEMEINES

Die Ursachen der Schwierigkeiten, die im praktischen Betrieb bei der maschinellen und elektrischen Ausrüstung von Kläranlagen auftreten, liegen nicht allein in der Konstruktion dieser Einrichtungen. Die Probleme beginnen mit der sehr unterschiedlichen Qualität der Ausschreibungstexte. Die Formulierung "1 Stück Faulraum komplett" im Verein mit der zum großen Teil noch immer in der Praxis gehandhabten Vergabe an den Billigstbieter (im Gegensatz zu dem in den einschlägigen Vergaberichtlinien ausdrücklich vorgeschriebenen Bestbieter) muß sich zwangsläufig negativ auf die Qualität der zu liefernden Ausrüstung auswirken. Erfreulicherweise ist ein erster Schritt zu einer Verbesserung getan worden: Eine Gruppe namhafter Ziviltechniker hat ein sogenanntes Musterleistungsverzeichnis erarbeitet, dessen technischer Teil für die maschinellen Ausrüstungen in jeder Hinsicht den Anforderungen entspricht. Es hat sich bereits in einigen Fällen in der Praxis bewährt. Die einzelnen Positionen, die technischen Daten und die Ausführungen sind klar definiert, sodaß es auch nachträglich nicht zu Differenzen in der Auslegung des Ausschreibungstextes zwischen Planer und Anbieter kommt. Aber auch von Seiten der anbietenden Firmen ist ein Schritt zur Qualitätsverbesserung und damit zur Verringerung der Probleme getan worden: Die in der "Gütegemeinschaft Wassertechnik" zusammengeschlossenen Unternehmen haben Qualitätsrichtlinien erarbeitet, die Mindestanforderungen enthalten. Diese werden von den Mitgliedern der Gütegemeinschaft auf freiwilliger Basis auch dann eingehalten, wenn sie nicht ausdrücklich in dem betreffenden Leistungsverzeichnis vorgeschrieben sind.

Bevor ich nun auf die einzelnen maschinellen und elektrischen Anlagen näher eingehe, möchte ich noch auf den ganz wesentlichen Anteil hinweisen, den der Betreiber der Kläranlage an dem Auftreten und der Lösung von Problemen hat. Die Wartung der Anlage stellt besondere Anforderungen an Kenntnisse und Gewissenhaftigkeit. Es wird deshalb

in dem Ausschuß "Klärwärterbetreuung" der FAAT der Ausbildung und Weiterbildung der Klärwärter ein besonderes Augenmerk geschenkt. Die in Zusammenarbeit mit der Technischen Universität Wien veranstalteten Kurse schaffen die Voraussetzung dazu.

Nun zu den eigentlichen technischen Problemen, die zum einen Teil konstruktiv bedingt sind, zum anderen Teil in der Betriebsführung ihre Ursachen haben. Ich beschränke mich auf wesentliche Punkte, deren Nichtbeachtung oft zu erheblichen Schwierigkeiten geführt hat.

2. RECHENANLAGEN

Für einen im Hauptstrom des Abwassers angeordneten Rechen ist die händische Räumung heute nicht mehr zumutbar. Maschinell geräumte Rechen sollen in einem Rechenhaus untergebracht werden; es ergeben sich sonst erhebliche Schwierigkeiten im Winterbetrieb.

Die Ein- und Ausschaltung des Rechens erfolgt bei mittleren und größeren Anlagen über eine Wasserspiegeldifferenz-Steuerung, wobei die Einschaltdifferenz mindestens 5 cm betragen soll. Kleinere Werte sind zwar - mit erheblichem Mehraufwand - gerätetechnisch realisierbar, aber im praktischen Betrieb nicht sinnvoll. Bei kleineren Anlagen ist eine zeitabhängige Steuerung anstelle der Spiegeldifferenz-Steuerung zweckmäßiger.

3. SANDFANGE

Der auf einem Sandsaugräumer mitfahrende Sandsilo hat sich im Winterbetrieb nicht bewährt. Besser ist ein Sandschubräumer mit Abzug des Sand-Wasser-Gemisches aus dem Schlammtrichter durch eine Pumpe und Aufstellung des Sandsilos im Rechengebäude.

Für die Sandförderung soll nur eine Spezialpumpe eingesetzt werden. Damit diese nicht verstopft, sollte die Rechenspaltheite maximal 25 mm betragen.

Für die Sandfangbelüftung haben sich nur einfache Rohre bewährt. Düsen oder gar feinblasige Belüftungskörper verlegen sich in kurzer Zeit.

Der in kleinen und mittleren Anlagen sehr bewährte Rundsandfang sollte unbedingt mit einem Paddelwerk ausgerüstet werden.

4. RÄUMEINRICHTUNGEN

4.1 Längsräume

Ab etwa 20 m Räumlänge sollten Motorkabeltrommeln vorgeschrieben werden. Die Anzahl der erforderlichen Adern im Kabel, d.h. welche Meldungen man in die Schaltwarte übertragen will, muß vom Planer schon vor der Ausschreibung der maschinellen Einrichtung überlegt werden.

Schwierigkeiten gibt es mit den Endschaltern: Hebelendschalter müssen im Hinblick auf den Winterbetrieb sehr robust ausgelegt sein, berührungslose Schalter (Magnet-Endschalter) erfordern eine besonders genaue Ausführung der Bauwerke.

Für den Winterbetrieb muß wegen der Eisbildung die Räumung des Bodenschlammes auch mit hochgezogenem Schwimmschlammschild möglich sein.

4.2 Kettenräume

Hier ergeben sich große Probleme bei nicht ausreichender Dimensionierung. Reparaturarbeiten sind äußerst aufwendig.

Die drehmomentabhängige Sicherheits-Oberlastabschaltung muß gegen Wiedereinschaltung bei Entlastung verriegelt sein.

Bei Kettenräumen mit Schwimmschlammräumung (eine Antriebs- und drei Umlenkstationen) ergeben sich bei Eisbildung große Schwierigkeiten. Diese Konstruktionen sollten nur dann vorgesehen werden, wenn durch entsprechende Auslastung der Anlage eine Eisbildung weitgehend vermieden werden kann. Andernfalls ist eine laufende Entfernung des Eises von der Oberfläche durch den Klärwärter erforderlich.

4.3 Rundräume

Auch hier bildet die Schwimmschlammräumung das größte Problem. Das einfache, an der Brücke angehängte Schild mit Schwimmschlamm Tasche an der Beckenwand hat sich in vielen Fällen nicht bewährt. Besser ist die Ausführung mit Rinne und Absaugung durch eine auf dem Räumler ange-

brachte Pumpe. Bei großen Becken und entsprechendem Schwimmschlamm-anfall wird die Anordnung eines eigenen, aufwendigen Kettenwerkes nicht zu umgehen sein.

5. BELOFTUNGSEINRICHTUNGEN

5.1 Oberflächenbelüfter

Hier kann nicht eindringlich genug auf die Auswahl und Auslegung der Getriebe hingewiesen werden. Die großen Preisunterschiede bei den einzelnen Fabrikaten sind nicht zuletzt darauf zurückzuführen. Auch bei der Auslegung mit einem Sicherheitsfaktor von 1,7 mußte ein Getriebe für eine Belüftungswalze schon nach wenigen Monaten Betriebszeit ausgetauscht werden.

Bei Walzenbelüftern sollten die Brems- und Leitwände rechtzeitig und sinngemäß, d.h. mit den Bauarbeiten, ausgeschrieben werden. Dasselbe gilt für die Wellenbrecher bei Kreiselanlagen. Hier wäre die Angabe eines Preises je m² zweckmäßig, weil sich die Art der Wellenbildung und der Umfang der Gegenmaßnahmen erst nach Inbetriebnahme der Kreiselanlage feststellen läßt.

5.2 Druckluftbelüftungen

Nach wie vor möchte ich davor warnen, feinblasige Belüftungselemente ohne Vorklärung einzusetzen. Schaumstoffbelüfter, die von diesem Gesichtspunkt aus nicht als feinblasig anzusehen sind, haben sich hier in vielen Anlagen bewährt. Darüber, ob feinblasige Belüftereinheiten unbedingt ausschwenkbar gemacht werden müssen (was einen erheblichen Mehraufwand bedeutet), ist noch nicht das letzte Wort gesprochen.

Die Luftleitungen sollten auf jeden Fall aus nicht rostendem Material hergestellt werden.

Der Schalldämmung im Gebläsehaus sollte ein besonderes Augenmerk geschenkt werden. Im Gebläsehaus selbst sollten sich nur die unbedingt erforderlichen Schaltgeräte und Meßeinrichtungen befinden, so daß der Aufenthalt des Klärwärters dort auf ein Minimum eingeschränkt wird.

6. BEHEIZTE FAULRAUME

Alle Schlammschieber, die mehrmals täglich zu betätigen sind, sollten mit Elektroantrieb ausgerüstet werden.

Statt der früher üblichen Schwimmschlammshüppe mit Schieber haben sich Schwimmschlammtüren bewährt. Sie sollten eine Mindestgröße von 600 x 600 mm aufweisen.

Bei größeren Faulräumen genügt die Umwälzung durch Abzug des Schlammes von einer oder mehreren Stellen und Rückpumpen über die Frischschlamm-Zuführungsleitung nicht mehr. Es hat sich sowohl der Faulraummischer als auch die allerdings aufwendigere Faulgaseinpressung bewährt. Beim Mischer ist zu beachten, daß es sich nicht um ein simples Rührwerk handelt, sondern um eine auf den besonderen Zweck abgestimmte Konstruktion. Bei flachem Boden des Faulraumes wird auch bei kleineren Anlagen eine Faulgaseinpressung erforderlich sein.

7. GASANLAGEN

7.1 Heizkessel

Bei Heizkesseln ist als Ersatzenergie Öl unbedingt dem Propangas vorzuziehen. Bei letzterem bestehen umfangreiche Sicherheitsvorschriften (Aufstellung in Kellerräumen nicht möglich, Gasspürgeräte erforderlich usw.).

Kessel mit mehreren Einzelzellen, die nach Bedarf zu- oder abgeschaltet werden, haben sich im praktischen Betrieb bewährt.

7.2 Gasbehälter

Diese sind bei einer Gasverwertung in Gasmotoren unbedingt erforderlich und bei Heizkesseln mit Gebläsebrennern sehr empfehlenswert. Die ursprüngliche Form der Gasbehälter mit Wasser als Sperrflüssigkeit wurde zugunsten der sogenannten Trockengasbehälter verlassen. Sie sind nicht nur preisgünstiger, sondern es ergeben sich auch wesentliche Vorteile (Winterbetrieb). Als Material hat sich St 37 mit entsprechender Beschichtung vollauf bewährt. Eine Ausführung in Sondermaterial bedeutet einen nicht notwendigen erheblichen Mehraufwand. Wenn der Transport des Gases über größere Entfernungen erforderlich

ist, kann ein Hochdruck-Gasbehälter zweckmäßig sein. Dieser hat einen wesentlich geringeren Raumbedarf, ergibt jedoch höhere Betriebskosten.

7.3 Gasentschwefelungsanlagen

Für den Einsatz von größeren Gasmotoren ist eine Gasentschwefelungsanlage erforderlich. Im Kläranlagenbetrieb hat sich durchwegs der Trocken-Gasentschwefler bewährt. Im Hinblick auf die problemlose Betriebsführung sollte unbedingt eine 2-Kammer-Anlage gewählt werden. Um Bedienungsfehler zu vermeiden, die zu gefährlichen Überhitzungen in der Regenerationskammer führen können, ist es zweckmäßig, die Anlage für Wechselbetrieb auszurüsten. Hierdurch wird außerdem der Verschleiß der Masse durch Abrieb vermindert und der Bedienungsaufwand erheblich verringert.

7.4 Gasmotorenstation

Die Behandlung der hierbei auftretenden Probleme übersteigt den Rahmen dieses Vortrages. Wesentliche Überlegungen im Planungsstadium betreffen die Art, Anzahl und Größe der Kraftmaschine, die Wahl der Arbeitsmaschine (Gebläse oder Elektro-Generator) und der Ersatzenergie. Vor Experimenten sei in diesem Teil der Anlage ganz besonders gewarnt!

8. PUMPWERKE

8.1 Ausgestaltung des Pumpenschachtes

Die Größe des Schachtes ist u. a. von dem erforderlichen Retentionsraum abhängig. Er sollte für eine maximale Anzahl von 10 Schaltspielen/h bei Mittelwasseranfall ausgelegt werden. Die Rutschflächen der Schachtsohle sollen eine Neigung von 45° aufweisen. Eine geringere Neigung führt zu Ablagerungen, eine größere Neigung ist im allgemeinen nicht erforderlich.

Besonderes Augenmerk ist der richtigen Anordnung des Zulaufes in den Pumpenschacht zu schenken: Es muß vermieden werden, daß das zufließende Wasser direkt auf die Pumpen oder auf Steuerungselemente (Schwimmerschalter) auftrifft. Andernfalls kommt es zu immer größeren

Ablagerungen auf der Pumpe bzw. zu Störungen in der automatischen Steuerung. Bei besonders hochliegendem Zulauf empfiehlt sich die Anordnung einer Ablenkschürze für den abstürzenden Wasserstrahl, weil sonst durch Mitreißen von Luft Förderprobleme auftreten können.

8.2 Abwasserkreiselpumpen

Zu wesentlichen Problemen kann eine unrichtige Auswahl des sogenannten freien Durchgangs führen. Er sollte für Rohabwasser im Normalfall 100 mm betragen. Dieser Durchgang entspricht einem Förderstrom von 6 - 8 l/s und damit ergibt sich in einem Rohr von 100 mm Durchmesser eine Geschwindigkeit von 0,8 - 1 m/s. Kleinere Förderströme und kleinere Rohrleitungsgeschwindigkeiten führen unweigerlich zu Ablagerungen und somit zu periodischen Verstopfungen des Fördersystems. Zur Vermeidung von Verstopfungen ist es auch unbedingt erforderlich, die Zusammenführung der Druckleitungen mehrerer Pumpen in die gemeinsame Leitung nicht mittels T-Stück, sondern mit Oberschleifungen durchzuführen. Dies ist besonders zu beachten, wenn Gußleitungen ausgeschrieben sind.

8.3 Unterwasserpumpen

Hier soll besonders auf die erforderliche Trockenlaufsicherung hingewiesen werden. Sie ist nicht nur zum Schutz des Motors, sondern auch der Gleitringdichtung erforderlich. Ein Thermoschutz in der Motorwicklung kann unter gewissen Voraussetzungen als ausreichend angesehen werden.

8.4 Schneckenpumpen

Bei diesen sehr robusten Maschinen gibt es bei richtiger Dimensionierung keine Schwierigkeiten. Eine stufenlose, sehr aufwendige Drehzahlregelung ist auch bei Rücklaufschlammförderung keinesfalls erforderlich. Es genügen einfache polumschaltbare Motore für zwei Geschwindigkeiten. Das auch heute noch fallweise geforderte dynamische Auswuchten ist nicht nur technisch sinnlos, sondern führt zu Wettbewerbsverzerrungen. Statisches Auswuchten ist selbstverständlich.

8.5 Exzenterschneckenpumpen

Diese haben sich zur Förderung von eingedicktem Schlamm für größere Förderhöhen und besonders zur Beschickung von Faulbehältern und Schlammpressen allgemein durchgesetzt. Auch hier ist ein Trockenlaufschutz besonders wichtig. Sogenannte Ringsonden, die einen Teil der Rohrwand bilden, sind den in den Förderstrom eintauchenden Stabsonden vorzuziehen. Es ist darauf zu achten, daß diese Pumpen keinesfalls gegen einen geschlossenen Schieber angefahren werden und zwar auch nicht auf der Saugseite. Allenfalls empfiehlt sich hier ein Elektroschieber mit Verriegelung der Anlaufsteuerung der Pumpe.

9. ELEKTRISCHE AUSRÜSTUNGEN

Die elektrischen, meß- und steuertechnischen Einrichtungen für moderne Abwasserreinigungsanlagen sind so anspruchsvoll, daß sie nur von solchen Personen geplant werden sollten, die über umfangreiche Erfahrungen sowohl auf klärtechnischem, als auch auf elektrotechnischem Gebiet verfügen. Es empfiehlt sich daher in diesem Fall die Zusammenarbeit mit den entsprechenden Fachfirmen, soweit diese bereits im Kläranlagenbau tätig waren. Erfahrungen in der elektrischen Ausrüstung im Tunnelbau, bei Krankenhäusern, Zementfabriken usw. lassen sich nicht auf Kläranlagen übertragen.

Auch hier führen globale Texte wie "1 Stück kompl. elektrische Ausrüstung mit allen erforderlichen Geräten" zu Spekulationen und die Vergabe an den Billigstbieter zu ungenügenden Ausrüstungen oder erheblichen Mehrforderungen. Die GWT Richtlinie 6 "Elektrische Ausrüstung" enthält die absolut notwendigen Anforderungen. Würden diese in den Ausschreibungen und Lieferungen mehr als bisher Anwendung finden, könnten zahlreiche Störungen und Probleme in den elektrischen Einrichtungen vermieden werden.

Dr. Böhm-Raffay, Direktor
Puratur-Kläranlagen
Goldeggasse 2, A-1040 Wien

PROBLEME DER SCHLAMMENTWÄSSERUNG

Werner Hegemann

1. EINLEITUNG

Die in Kläranlagen abgeschiedenen Schlämme müssen als Rückstände der Abwasserreinigung beseitigt werden. Generell gibt es zwei Beseitigungsmöglichkeiten,

- die landwirtschaftliche Schlammverwertung,
- die Deponie.

Bei beiden Verfahren sind Vorbehandlungen zumindest nützlich, häufig sogar notwendig. Verfahrensstambäume vom Anfall bis zur endgültigen Beseitigung hat z.B. MÖLLER [1] dargestellt (Abb. 1).

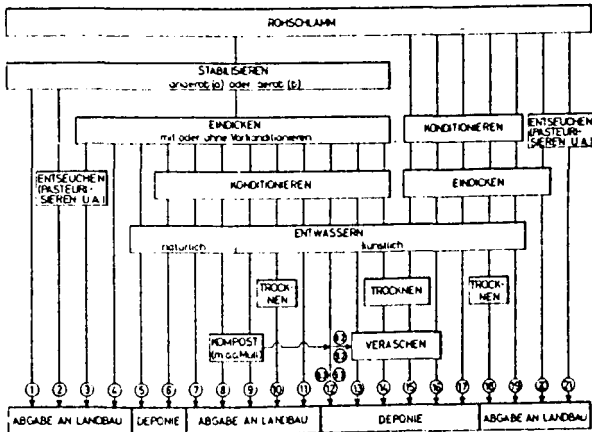


Abb. 1: Verfahrensstambäume der Schlammbehandlung (nach MÖLLER [1])

Man kann daraus erkennen, daß die Vorbehandlung vor der Deponie generell mehr Verfahrensschritte erfordert und daher aufwendiger und teurer ist. Innerhalb der einzelnen Verfahrensstammbäume gibt es immer wieder Abzweigungen, z.B. zur landwirtschaftlichen Verwertung des Schlammes. Das zeigt, daß innerhalb der Schlammbehandlung eine relativ große Flexibilität bestehen kann, die man als Planer ausnutzen sollte.

Die Entscheidung für eine Verfahrenskombination hängt von verschiedenen, meistens örtlich bedingten Faktoren ab. Dazu gehören u.a. die zur Verfügung stehenden Flächen, Fragen der möglichen Umweltbeeinträchtigungen, Anforderungen an die Schlammbeschaffenheit bei der Deponie, neuerdings auch verstärkt die Schlamminhaltsstoffe, z.B. die Schwermetalle.

Bei vielen Wegen der Schlammabeseitigung ist die Entwässerung ein wichtiger Zwischenschritt. Nachdem früher die sogenannten natürlichen Verfahren (Schlammbeete und Schlammteiche) weit verbreitet waren, haben heute die künstlichen Verfahren Bedeutung erlangt. Von den verschiedenen Verfahren zur künstlichen, maschinellen Schlammabwasserung haben sich in der Bundesrepublik Deutschland und wohl auch in Österreich 3 durchgesetzt und größere Verbreitung gefunden:

1. Zentrifuge
2. Bandfilter
3. Filterpresse

Nachfolgend soll über Erfahrungen mit diesen Aggregaten berichtet werden. Die Behandlung der natürlichen Verfahren würde den Rahmen dieses Beitrages sprengen, hierüber ist auch kürzlich an anderer Stelle berichtet worden [2] .

2. GENERELLE GRUNDLAGEN

Die Grundlagen der Entwässerung in Zentrifugen oder mittels Bandfilter oder Filterpressen sind in der Literatur ausführlich dargestellt [2, 3, 4]. Abgesehen von den verfahrensmäßigen Unterschieden sind sie grundsätzlich verschieden hinsichtlich

- Feststoffrückhalt,
- erreichbarem Feststoffgehalt im Dickschlamm oder Filterkuchen,
- Art der Konditionierung.

Auch heute noch ist die Entscheidung für eines dieser Verfahren in erster Linie von der Art der endgültigen Schlamm-beseitigung und der damit verbundenen Anforderungen an die Beschaffenheit des entwässerten Schlammes abhängig, obwohl durch neuere verfahrenstechnische Entwicklungen bei der Schlammverbrennung wie auch durch die Möglichkeit der nachträglichen Verfestigung durch Branntkalk diese Kriterien nicht mehr eine so eindeutige Rolle spielen. Eine Auslegung und Bemessung der Schlammmentwässerungsmaschinen aufgrund von Laboruntersuchungen, z.B. von Schlämmerkennwerten, oder nur aus Erfahrungen ist nicht möglich. Zwar bestehen Zusammenhänge z.B. zwischen dem spezifischen Filtrationswiderstand oder dem CST-Wert und der Entwässerung in einer Filterpresse [5] oder der Kenngrößenverteilung eines Schlammes und seiner Entwässerbarkeit in einer Zentrifuge [6], die Bestimmung dieser Werte reicht jedoch nicht aus, um danach eine Entwässerungsmaschine zu dimensionieren und zu bestellen. Versuche im halbtechnischen Maßstab sind immer noch erforderlich, um eine genaue Bemessung durchzuführen, wobei natürlich vorausgesetzt wird, daß eine repräsentative Schlammprobe zur Verfügung steht und das Versuchsgerät und die projektierte Entwässerungsanlage vom Verfahren her prinzipiell übereinstimmen.

3. SCHLAMMENTWÄSSERUNG MIT ZENTRIFUGEN

In Abb. 2 ist ein zur Klärschlammwässerung häufig eingesetzter Zentrifugentyp, die Dekantierzentrifuge, dargestellt.

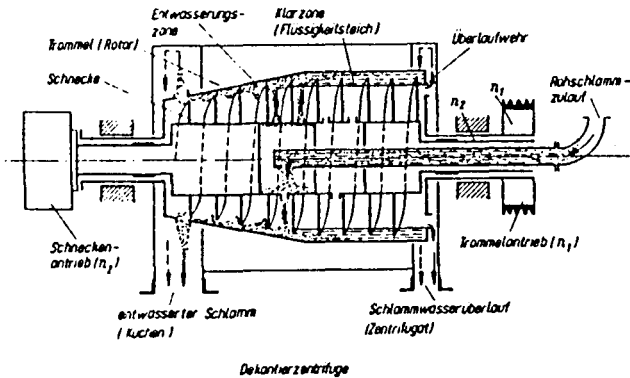


Abb. 2: Schnittbild einer Dekantierzentrifuge

Ursprünglich konnte man Zentrifugen nicht zu den Entwässerungsmaschinen rechnen, weil nur das leicht abtrennbare Zwischenraumwasser abgeschieden wurde. Die Zentrifugen waren also eher Eindickermaschinen. Erst nach Einführung der organischen Flockungsmittel (Polyelektrolyte) und der damit hervorgerufenen Entstabilisierung der Schlammfeststoffe konnte auch Haftwasser freigesetzt werden, so daß heute höhere Feststoffgehalte im Dickschlamm bei gleichzeitig hohem Abscheidegrad erreicht werden können.

Die Sedimentation in einem Dekanter erfolgt an der außenliegenden Zentrifugentrommel, in die durch das Einlauf-

rohr der geflockte Schlamm eingeführt wird. Die Zentrifugalkräfte bewirken das Absetzen der Feststoffflocken an der inneren Trommelwandung, während sich das Zentrat als innenliegender Ring ausbildet. Wesentliches Merkmal eines Dekaners ist die Verjüngung eines Trommelendes (Konus) auf einen Durchmesser, der kleiner ist als der am gegenüberliegenden Ende vorhandene Wehrdurchmesser. Die etwas schneller als die Trommel umlaufende Transport- und Austragsschnecke hat die Aufgabe, die auf den Trommelwandungen abgesetzten Feststoffe in Richtung Konus zum Austrag zu transportieren. Je nach Einstellung der Wehrscheiben ist dabei eine größere oder kleinere Klärteichtiefe in der Flüssigkeitszone des Dekaners für die Aufenthaltszeit in der Zentrifuge und damit für die Sedimentationsdauer maßgebend. Die Länge der Trockenzone ist mit ausschlaggebend für den Feststoffgehalt im Austrag.

Je nach der Fließrichtung von Dickschlamm und Zentrat unterscheidet man Gegenstromzentrifuge und Gleichstromzentrifuge. Bei der Gegenstromzentrifuge müssen die im Bereich der Flüssigkeitszone sedimentierten Feststoffe durch den turbulenten Aufprallbereich in der Höhe der Einlaufrohrmündung bewegt werden. Hierdurch kann der Abscheidegrad negativ beeinflusst werden.

Dieser Nachteil der Turbulenz im Bereich des einlaufenden Schlammes wird bei der Gleichstromzentrifuge ausgeschaltet, da hier Feststoff und Flüssigkeit vom Zugabeort, der sich bei diesen Zentrifugen an der dem Konus gegenüberliegenden Seite befindet, gemeinsam in Richtung Trockenzone gefördert werden. Die Flüssigkeit fließt über innenliegende Abnehmerohre ab.

Die Konditionierung des zu entwässernden Schlammes erfolgt mit organischen Flockungsmitteln. Auch eine thermische Konditionierung ist möglich. Es empfiehlt sich,

durch Versuche das am besten geeignete Flockungsmittel herauszufinden. Da sich die Schlammeigenschaften häufig ändern, empfiehlt es sich, diese Versuche in längeren Zeiträumen zu wiederholen.

Die Dosierstelle der Flockungsmittel kann häufig verändert werden. Auch hier ist durch Versuche die günstigste Stelle zu ermitteln.

In Zentrifugen kann eine breite Palette von in Kläranlagen anfallenden Schlämmen entwässert werden. Sie können, allerdings mit unterschiedlicher Durchsatzleistung und unterschiedlicher Konzentration des Dickschlammes, sowohl mit nicht stabilisiertem Rohschlamm als auch mit Faulschlamm oder mit biologischem Schlamm beschickt werden. Bei der Bemessung der Zentrifugen ist zu beachten, daß sich die angegebenen Durchsatzleistungen i.a. auf den hydraulischen Durchsatz beziehen. Es empfiehlt sich, den Schlammdurchsatz auf 50 - 60 % des hydraulischen Durchsatzes zu begrenzen.

3.1 Entwässerung von nicht stabilisiertem Rohschlamm

Die Entwässerung von nicht stabilisiertem Rohschlamm läßt sich mit Zentrifugen gut durchführen. Je nach Konzentration des zu entwässernden Schlammes werden Dickschlämme mit einem Feststoffgehalt von 25 - 30 % erreicht. Hierbei sind jedoch einige Punkte zu beachten, die entscheidend für eine erfolgreiche Entwässerung sind. Das Wichtigste ist, daß der zu entwässernde Rohschlamm frisch ist und nicht schon Faulprozesse eingesetzt haben. Angefauter Rohschlamm verbreitet nicht nur sehr unangenehme Gerüche, weil bei diesem, nicht gesteuerten Faulprozeß die sogenannte "saure Gärung" überwiegt, die Entwässerbarkeit verschlechtert sich hierdurch drastisch, wie aus Abb. 3 zu erkennen ist [7] .

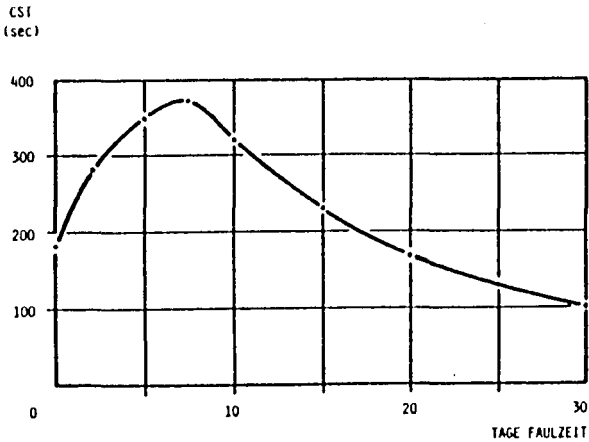


Abb. 3: Entwässerbarkeit in Abhängigkeit von der Faulzeit, nach LOLL [7]

Die Folge ist nicht nur ein erhöhter Flockungsmittelverbrauch, sondern auch eine drastische Verminderung des Abscheidegrades und damit eine deutliche Erhöhung der Feststoffkonzentration im Zentrat. Wenn üblicherweise im Zentrat Konzentrationen von 0,1 bis 0,2 % gemessen werden, haben Untersuchungen bei der Zentrifugentwässerung von angefaultem Schlamm Werte bis 2 % ergeben [8]. Da das Zentrat im allgemeinen in die Kläranlage zurückgeleitet wird, treten in diesem Fall deutliche negative Rückwirkungen auf den Prozeß der Abwasserbehandlung ein, die über die zusätzliche Belastung der Anlage mit Feststoffen hinaus auch zu einer starken zusätzlichen BSB₅-Belastung führen (Abb. 4).

Einen Hinweis auf den Anstieg absetzbarer Stoffe im Zentrat mit dem Gehalt an organischen Säuren als Zeichen der Anfaulung des Schlammes und die dadurch bedingte Verschlechterung des Abscheidegrades gibt auch Abb. 5.

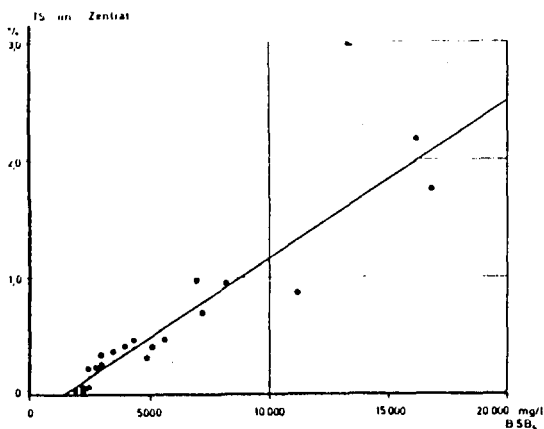


Abb. 4: Zusammenhang von Feststoffgehalt und BSB₅ einer Rohschlammwässerung mit Zentrifugen, Untersuchungsergebnisse aus einem Großklärwerk

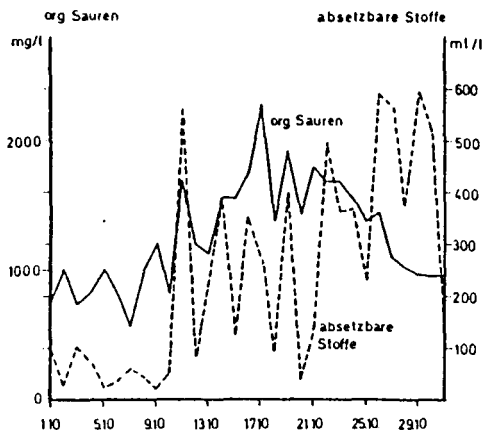


Abb. 5: Zusammenhang zwischen absetzbaren Stoffen im Zentrat und organischen Säuren einer Rohschlammwässerung mit Zentrifugen, Untersuchungsergebnisse aus einem Großklärwerk

Erstes Gebot bei der Entwässerung von Rohschlamm in Zentrifugen ist also die Vermeidung von Faulprozessen in zu entwässerndem Schlamm.

Betriebsergebnisse in Anlagen des Ruhrverbandes hat MELSA mitgeteilt [3]. Daraus läßt sich deutlich die Abhängigkeit des Feststoffgehaltes im Dickschlamm von der Konzentration des Aufgabeschlammes erkennen (Tabelle 1). Es lohnt sich also, den zu entwässernden Schlamm einzudicken, wobei allerdings die Forderung nach der Verhinderung des Anfaulens bestehen bleibt.

Anlage Schlammart Konditionierung	1 Rohschlamm Polyelektrolyte	2 Rohschlamm mäßig-thermisch u. Polyelektrolyte	3 Primärschlamm Polyelektrolyte
TS vor Entwässerung ‰	6,8	8,2	10,5
TS nach Entwässerung ‰	22,1	34,4	34,4
Flockungsmittelzugabe (30 ‰ WS) g/m^3	590	785	885
Flockungsmittelzugabe kg/tTS	8,7	9,5	8,5
Schlammumsatz m^3/h	4,6	20,8	21,0
Abscheidungsgrad ‰	97	97	97

Tabelle 1: Betriebsergebnisse der Rohschlamm-entwässerung mit Zentrifugen in Kläranlagen des Ruhrverbandes, nach MELSA [3]

3.2 Entwässerung von Faulschlamm

Im Vergleich zur Rohschlamm-entwässerung treten bei der Faulschlamm-entwässerung weniger betriebliche Probleme auf. Ein großer Vorteil des Faulschlammes liegt in seiner größeren Homogenität. Dies bezieht sich nicht nur auf die Teilchengröße, sondern auch auf die Entwässerungseigenschaften, weil durch die lange Aufenthaltszeit im Faulbehälter plötzliche Änderungen der Entwässerbarkeit des Rohschlammes ausgeglichen werden und allenfalls langfristig zu Veränderungen im ausgefaulten Schlamm führen. Hierdurch ist eine bessere Anpassung der Konditionierung, d.h. eine genauere Anpassung der zu dosierenden Polyelektrolytmengen möglich. Voraussetzung ist natürlich, daß der Schlamm weitgehend ausgefault ist, wie aus Abb. 3 zu ersehen ist.

Betriebsergebnisse von Anlagen des Ruhrverbandes, in denen Faulschlamm oder Mischungen von Primär- und Faulschlamm entwässert werden, sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Anlage	Schlammart	2	6	7
		Faulschlamm	Primär-Faulschlamm-Gemisch GR 65 %	GR 42 %
Konditionierung		Polyelektrolyte	Polyelektrolyte	Polyelektrolyte
TS vor Entwässerung	%	3,3	17,1	8,0
TS nach Entwässerung	%	25,5	40,0	28,2
Flockungsmittelzugabe (30 % MS)	g/m ³	252	450	680
Flockungsmittelzugabe	kg/TTS	7,6	8-9	8-9
Schlammumsatz	m ³ /h	6,7	14	23
Abscheidegrad	%	97	98	98

Tabelle 2: Betriebsergebnisse der Faulschlamm-entwässerung mit Zentrifugen in Klärwerken des Ruhrverbandes, nach MELSA [3]

Generell sind die Dickschlammkonzentrationen mit 20 - 25 % etwas niedriger als bei der Entwässerung von Rohschlamm, was aber u.U. auf die im allgemeinen geringere Faulschlammkonzentration zurückzuführen ist.

Zwischen Abscheidegrad, Feststoffkonzentration im Dickschlamm und Zentralkonzentration besteht ein Zusammenhang, der in Abb. 6 beispielhaft dargestellt ist. Je höher der Abscheidegrad, desto geringer ist die Dickschlammkonzentration bei konstanter Zentralkonzentration. Dies ist so zu erklären, daß mit steigendem Abscheidegrad mehr Feinstoffe mit höherem Wassergehalt zurückgehalten werden. Ein hoher Abscheidegrad und niedrige Zentralkonzentrationen erfordern aber höhere Polyelektrolytmengen. In der Praxis muß man immer einen Kompromiß eingehen, wobei üblicherweise die Zentralkonzentration der Leitparameter ist.

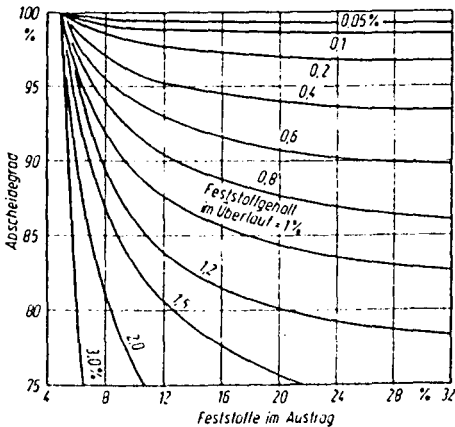


Abb. 6: Abscheidegrad in Abhängigkeit vom Dickschlamm, nach VATER [9]

Auch zwischen Durchsatz und Abscheidegrad bzw. Polyelektrolytmenge besteht ein Zusammenhang. Durch Verminderung des Durchsatzes kann man den Abscheidegrad erhöhen oder Polyelektrolytmengen einsparen [10] .

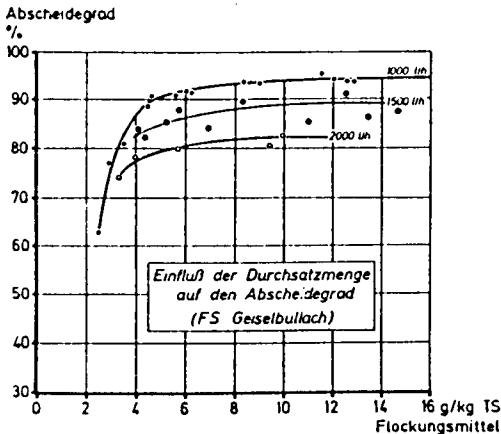


Abb. 7: Durchsatz, Abscheidegrad und Flockungsmittelbedarf bei der Faulschlammzentrifugation

Problematisch war bisher, daß der in einer Zentrifuge entwässerte Faulschlamm relativ schlecht behandelbar ist. Mit einem Feststoffgehalt von 20 - 25 % ist er nicht standfest, so daß die Unterbringung auf einer Deponie schwierig, häufig unmöglich ist. In der Bundesrepublik wird i.a. ein Feststoffgehalt von 35 % gefordert, wenn die Ablagerung auf einer Deponie angestrebt wird. Bei landwirtschaftlicher Verwertung ergeben sich bei dieser Konsistenz Schwierigkeiten, weil die Ausbreitung mit landwirtschaftlichen Geräten, z.B. Miststreuern, wegen des

Festklebens an den Verteileinrichtungen unmöglich ist. Bei der Verbrennung in Etagenöfen ergaben sich aus den gleichen Gründen Schwierigkeiten, der Schlamm verschmierte auf den Böden, ließ sich aber schlecht weiter transportieren. Hierdurch war der Einsatz der Zentrifuge zur Faulschlamm-entwässerung begrenzt. Durch neuere Entwicklung in der Ofenbauweise (Wirbelschichtöfen) sowie des Verfahrens der nachträglichen Verfestigung von zentrifugiertem Faulschlamm durch die Zumischung von Branntkalk [11] sind diese Einschränkungen weitgehend aufgehoben. Durch dieses Verfahren können Feststoffgehalte von 40 - 45 % erreicht werden, so daß die Ablagerung in einer Deponie gut möglich ist. Die erforderliche Kalkdosierung beträgt etwa 1 : 1, bezogen auf die Feststoffe des durch Zentrifugen entwässerten Dickschlammes. Durch die Kalkzugabe wird die zu deponierende Feststofffracht erhöht. Es ist von Fall zu Fall zu prüfen, ob das Verfahren unter Berücksichtigung der Kosten, insbesondere wenn Deponiekosten zu berücksichtigen sind, oder das Deponievolumen beschränkt ist, zu vertreten ist. Bei landwirtschaftlicher Verwertung hat das Verfahren unbestreitbare Vorteile, weil der auf diese Weise entwässerte Schlamm gut lagerfähig und zu einem späteren Zeitpunkt als gut streufähiges Material verteilt werden kann, wobei zu berücksichtigen ist, daß in Mitteleuropa die meisten Böden sowieso gekalkt werden müssen. Eine Zwischendeponie von mit Branntkalk verfestigtem Faulschlamm zeigt Abb. 8.



Abb. 8: Mit Branntkalk verfestigter, zentrifugierter Faulschlamm auf der Kläranlage Ravensburg

3.3 Entwässerung biologischer Schlämme

In letzter Zeit hat die getrennte Überschussschlamm eindickung an Bedeutung gewonnen. Der Grund liegt in den erreichbaren höheren Konzentrationen bei getrennter Eindickung von Primärschlamm im Vorklärbecken und biologischem Schlamm durch Schwerkrafteindickung, Flotation oder Zentrifugation in entsprechenden Anlagen. Durch diese weitergehende Eindickung ergibt sich ein geringeres Schlammvolumen und dadurch gegebenenfalls eine Entlastung der Faulbehälter.

Bei der Zentrifugation biologischer Schlämme werden Dickeschlämme mit Konzentrationen von 6 - 8 % erreicht. Ergebnisse vom Ruhrverband zeigen, daß der Flockungsmittelverbrauch in der Größenordnung von 1 - 4 kg/tTS deutlich

niedriger im Vergleich zur Roh- und Faulschlammzentrifugation ist, daß aber auch nur ein Abscheidegrad von 80 - 90 % erreicht wird (Tabelle 3).

	Anlage 1	Anlage 2	Anlage 3
TS vor Entwässerung %	0,5	0,5 - 0,6	0,7 - 1,0
TS nach Entwässerung %	6,0	6,0	6,5 - 8,0
Flockungsmittelzugabe g/m^3 (30 % WS)	20 - 30	15	8,0 - 12,0
Flockungsmittelzugabe kg/tTS	4 - 6	3,0	1,1 - 1,2
Abscheidegrad %	80	85 - 90	85 - 90

Tabelle 3: Betriebsergebnisse der Entwässerung von biologischem Schlamm mit Zentrifugen, nach MELSA [3]

Die Eindickung von biologischen Schlämmen mit Zentrifugen ist jedoch nicht ganz unproblematisch im Bezug auf nachfolgende Prozesse der Schlammbehandlung, Hinweise hierauf sind jedoch relativ spärlich. So haben schon 1974 WHITE und BASKERVILLE gezeigt, daß bei der Konditionierung von Schlämmen mit Polyelektrolyten deutlich höhere Feinstanteile im Überstandswasser oder Zentrat zu finden sind, als bei der Verwendung anorganischer Mittel wie Eisensulfat und Kalk (Tabelle 4) [12] .

Diese feinen suspendierten Stoffe können sich u.U. im weiteren Prozeß der Abwasserbehandlung anreichern. So gibt es Hinweise darauf, daß die Kombination von Überschussschlammeindickung unter Verwendung von Polyelektrolyten mit nachfolgender Faulschlammwässerung in Kammerfilterpressen zu einer fortlaufenden Verlängerung der erforderlichen Preßzeiten führt [13] . Kritisch ist auch die Tendenz zu beurteilen, bei der Überschussschlammeindickung mit

Schlamm TS	Konditionierungs- mittel	Zugabemenge Gew.-%	CST S	Suspendierte Stoffe im Überstand mg/l
Rohschlamm 2,7 %	ohne	0	554	573
"	Fe, SC_4 Kalk	14 46	24	8
"	Polymer (niedrigmolekular)	2,8	14	85
"	Polymer (hochmolekular)	0,43	24	348

Tabelle 4: Einfluß unterschiedlicher Konditionierungs-
mittel auf den Gehalt an suspendierten Stoffen
im Überstandswasser, nach [12]

Zentrifugen die Polyelektrolytmenge drastisch zu vermindern und lediglich den klassierenden Effekt einer Zentrifuge zur Abtrennung eines höher konzentrierten Überschussschlammes auszunutzen. Bei einem Abscheidegrad von 40 - 50 % werden dann vornehmlich feine Partikel in die Vorklärung oder auch direkt in die Belebung zurückgeführt. Es ist nicht auszuschließen, daß auch auf diese Weise der Feinkornanteil im Schlamm erhöht und dadurch die Entwässerbarkeit des Primärschlammes verschlechtert wird. Welchen negativen Einfluß ein erhöhter Feinkornanteil auf die Entwässerung in Zentrifugen hat, wurde beim County Sanitation District of Los Angeles County beobachtet [14]. Erst nach Umstellung von einer 2-stufigen Zentrifugation auf Parallelbetrieb konnte der Feinkornanteil im Aufgabeschlamm vermindert und dadurch sowohl die Polyelektrolytmenge vermindert als auch der Durchsatz durch die Zentrifuge und die Dickschlammkonzentration erhöht werden.

Diese Einflüsse sind aber noch nicht eindeutig geklärt,

insbesondere auch deshalb, weil Veränderungen in der Entwässerbarkeit sich häufig nicht spontan einstellen und auf andere Einflußfaktoren zurückgeführt werden, wenn sie sich bemerkbar machen.

4. ENTWÄSSERUNG MIT BANDPRESSEN

Im Gegensatz zu den Zentrifugen, bei denen die Schlammwasserabtrennung durch Schwerkraft erfolgt, wird bei der Bandpresse auf den konditionierten Schlamm ein äußerer Druck ausgeübt und das Schlammwasser durch ein Siebband ausgetrieben. Es handelt sich hierbei verfahrenstechnisch um die Filtration mit einem Sieb als Trennmembran.

Wie bei der Zentrifuge erfolgt die Konditionierung durch die Zugabe von Polyelektrolyten, jedoch ist die erforderliche Zugabemenge häufig niedriger als bei der Zentrifugation. Auch bei diesem Verfahren empfiehlt es sich, durch Variation der Dosierstelle die günstigste zu ermitteln.

Der Schlamm wird je nach Maschinentyp mit unterschiedlichen Einrichtungen auf dem Siebband verteilt. Die einzelnen Entwässerungsgänge der verschiedenen Bandpressen sind dann nahezu gleich.

In der ersten, meist horizontalen Vorentwässerungsstrecke oder Seihzone wird der größte Teil des Wassers bereits ohne maschinellen Druck abgegeben. Unterstützt wird diese Wasserabgabe je nach Maschinentyp durch ein Umschichten und Umlagern des Schlammes. Hier kommen besonders konstruierte Schikanen, Schnecken usw. zur Anwendung. Wesentlich ist, daß der Schlamm nach der Flockung so standfest ist, daß er die seitlichen Begrenzungen nicht unterläuft. Schwierigkeiten haben sich immer wieder bei Entwässerungsversuchen mit sehr dünnen Schlämmen ergeben. Insofern

eignen sich Bandpressen auch kaum zur Entwässerung biologischer Schlämme. Bei Schwankungen der Schlammbeschaffenheit, denen die Flockungsmitteldosierung meistens nicht sofort angepaßt werden kann, steigt der Wassergehalt des Kuchens an und ein seitliches Austreten des teilentwässerten Schlammes verunreinigt in starkem Maße das Filtrat.

Nach der Vorentwässerungsstrecke wird durch das Aufbringen eines leichten Drucks der Schlamm weiter entwässert. Man vermeidet es hier, einen zu hohen Druck aufzubringen, da dann die spezifische Entwässerungsleistung insgesamt abfällt, der Restwassergehalt des Filterkuchens unbefriedigend bleibt.

Die folgende Preßzone entwässert den Schlamm durch die Siebbänder und wasserdurchlässige Walzen. Nachgeschaltet wird dann als 4. Teilstufe eine weitere Preßzone, in der durch ein enges Umschlingen der Druckwalzen der Schlammkuchen zwischen den Siebbändern gewalkt wird. Der Walkvorgang setzt Teile der eingeschlossenen Flüssigkeit frei, der Endtrockensubstanzgehalt steigt. Einzelne Fabrikate wenden spezielle Ausbildungen der Druck- und Preßstufen an, mit dem Ziel, den Restwassergehalt weiter zu vermindern.

Im Rücklauf werden die Bänder an Waschvorrichtungen vorbeigeführt, die sie vor der erneuten Beschickung säubern. Der vorgesehene Wasserdruck von 6 bar reicht oft nicht aus. Verschiedene Anlagen konnten erst bei einem Druck von 8 bar zufriedenstellend reinigen. Der Filterkuchen wird von den Bandfiltern durch Schaber abgelöst, wenn der Kuchen nicht direkt an der Austragsstelle abfällt.

Die Ablaufleitungen für Filtrat und Washwasser sind auch für Betriebsstörungen auszulegen. Es muß dann ohne Schwierigkeiten der nicht entwässerte Schlamm mit abgespült

werden können.

Das Waschwasser enthält immer die aus den Siebbändern ausgespülten Feststoffe und in Störungsfällen die Schlammanteile, die beim Preßvorgang seitlich aus der Presse austreten. Das Filtrat muß deshalb wie das Zentrat bei der Zentrifugation in die Kläranlage zur erneuten Behandlung zurückgeführt werden.

Wegen der Schwierigkeiten bei der Dünnschlamm entwässerung und der relativ großen Anfälligkeit bei stark wechselnden Entwässerungseigenschaften werden Bandpressen im allgemeinen nur zur Faulschlamm entwässerung eingesetzt. Hierbei werden im Vergleich zu Zentrifugen höhere Feststoffgehalte im entwässerten Schlamm von 25 - 35 % erreicht. Beispielhaft sind in Tabelle 5 Betriebsergebnisse des Ruhrverbandes zusammengestellt.

Der prinzipielle Aufbau einer Bandpresse ist in Abb. 9 dargestellt.

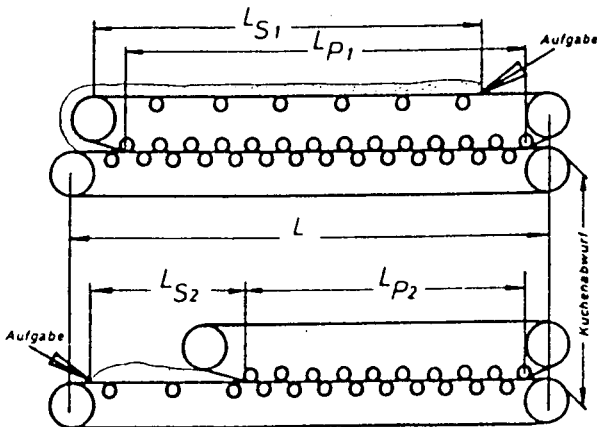


Abb. 9: Prinzip von Bandpressen

LS₁, LS₂ Siehzone
LP₁, LP₂ Preß-, Druck- und Walkzone

	<u>Anlage 1</u>	<u>Anlage 2</u>	<u>Anlage 3</u>	<u>Anlage 4</u>	<u>Anlage 5</u>	<u>Anlage 6</u>	<u>Anlage 7</u>	<u>Anlage 8</u>
Schlammart	Faulschlamm	Faulschlamm	Rehschlamm*)	Frisschlamm	Faulschlamm	Faulschlamm	Faulschlamm	Faulschlamm
GSDruckstand %	-	66	-	-	48	53	-	60
TS vor der Entwässerung %	5	6 - 8	4 - 5	3 - 5	3,5 - 5,0	4 - 4,5	4 - 6	4 - 10
TS nach der Entwässerung %	26-35(40)	32 - 36	23	26 - 29	27 - 28	28 - 29	35 - 40	30
g/m ³	110-180	150-180	100	120-160	120-130	120-125	150-200	130-170
Flockungsmittelzugabe kg/tTS	2,2 - 3,6	2,1 - 2,6	2,5	3,2 - 4,0	2,6 - 3,2	2,7 - 3,0	3,3 - 3,8	1,7 - 3,2

*) hoher Überschussschlammanteil

Tabelle 5: Betriebsergebnisse von Bandpressen nach Angaben von MELSA [3]

Je nach Feststoffgehalt des zu entwässernden Schlammes und seinen Entwässerungseigenschaften können Bandpressen mit $2 - 7 \text{ m}^3/\text{m h}$, bezogen auf die Bandbreite der Presse, beaufschlagt werden. MELSA [3] gibt als obere Grenze einen Wert von 300 kg TS/m h an. Da Bandpressen mit einer maximalen Breite von $2,5 - 3 \text{ m}$ angeboten werden, ist somit der Durchsatz je Maschine auf maximal $20 \text{ m}^3/\text{h}$ begrenzt. Deswegen werden Bandpressen hauptsächlich auf kleineren und mittleren Anlagen eingesetzt.

5. ENTWÄSSERUNG MIT FILTERPRESSEN

Filterpressen unterscheiden sich von den beiden anderen Entwässerungsverfahren in wesentlichen Punkten, insbesondere hinsichtlich der Filtratbeschaffenheit, der erreichbaren Konzentration des Filterkuchens und des Betriebes. Sie bestehen aus einer Anzahl in einer Trag- und Führungskonstruktion hängender Platten, die verstärkte Ränder haben und mit einem Filtertuch als Trennmembran überzogen sind. Beim Zusammenpressen der Platten bildet sich zwischen je zwei Platten ein Hohlraum, in den der zu entwässernde Schlamm eingefüllt wird. Durch Druck ($12 - 16 \text{ bar}$) wird das Schlammwasser durch das Filtertuch gepreßt, während sich die Feststoffe auf der Kammerinnenseite als Filterkuchen langsam aufbauen, bis die Kammer vollständig mit den Feststoffen gefüllt ist. Das Filtrat fließt durch Rillen auf den Filterplatten ab.

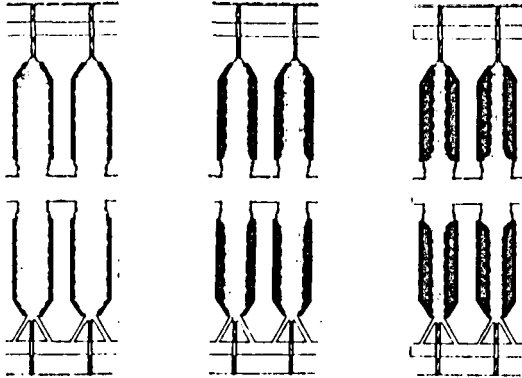
Durch Filterpressen können Filterkuchen mit der höchsten Feststoffkonzentration erreicht werden ($40 - 50 \%$). Das Filtrat ist feststofffrei, wenn nicht durch Störungen, z.B. Risse in den Filtertüchern, Schlamm in das Filtrat gelangt.

5.1 Erfahrungen mit der Konditionierung

Die erforderliche Konditionierung erfolgt entweder thermisch oder durch Zugabe von Metallsalzen und Kalk. Die thermische Konditionierung führt wegen der dadurch erreichten sehr guten Entwässerbarkeit und dem Aufschluß von Innenwasser zu der weitestgehenden Entwässerung, wobei allerdings die bekannten Geruchsprobleme und durch Rücklösungen aus dem Schlamm eine zusätzliche Belastung des Filtrats und damit der biologischen Stufe zu beachten sind. Durch die chemische Konditionierung mit anorganischen Chemikalien werden zusätzliche Feststoffe in den Schlamm eingebracht, die bei der anschließenden Weiterbehandlung mit zu berücksichtigen sind. Sie führen zu einer früheren Erschöpfung der Deponie oder wirken bei der Verbrennung als Ballast. Ein Großteil des höheren Feststoffgehaltes im Filterkuchen geht auf diese künstlich zugeführten Feststoffe zurück. Unter Berücksichtigung der Folgeprozesse ist vor Entscheidung für ein Verfahren eine Feststoffbilanzierung zu empfehlen.

Die Konditionierung mit Polyelektrolyten, die gelöst bleiben und keinen Beitrag zur Feststoffbilanz leisten, hat sich bisher nicht bewährt, weil die auf diese Weise erzeugten Schlammflocken gegenüber den üblichen hohen Drücken nicht stabil genug sind. Es ist aber eine Anlage in der Bundesrepublik Deutschland bekannt geworden, in der mit Polyelektrolyten und Eisensalzen konditioniert wird und bei Drücken von etwa 12 bar gute Entwässerungsergebnisse erreicht werden. Darüberhinaus wird z.Zt. untersucht, ob durch die Anwendung einer sogenannten Membranpresse (Abb. 10) die Konditionierung mit Polyelektrolyten möglich wird [2]. Auch von Seiten der Hersteller laufen Versuche, besser geeignete Polyelektrolyte zu entwickeln. In der Bundesrepublik Deutschland wird Eisenchloridsulfat sehr viel kostengünstiger als Eisenchlorid angeboten. Es ist jedoch noch nicht sicher, wie sich das

Sulfat auf die Verlegung der Filtertücher auswirkt (Gipsbildung).



MEMBRAN-FILTERPRESSE

Abb. 10: Schnitt durch eine Membranfilterpresse

5.2 Betriebserfahrung mit der Entwässerung

Üblicherweise werden Filterpressen zur Entwässerung von Roh- oder Faulschlamm eingesetzt, wobei die Rohschlamm-entwässerung wegen des inhomogenen Zustandes dieses Mediums und der in größeren Bereichen schwankenden Entwässerbarkeit höhere Anforderungen stellt. So sind nach einer vergleichenden Beurteilung von REINHARDT die Anlagen zur Entwässerung von Rohschlamm, insbesondere die Hochdruckpumpen, deutlich häufiger zu reparieren als bei einer Faulschlammbehandlung [15]. Bei der Emschergenossenschaft wird auch belebter Schlamm aus dem Klärwerk Emschermündung nach thermischer Konditionierung und weitgehender Eindickung in Filterpressen mit Erfolg entwässert [16].

Betriebsergebnisse, die REINHARDT für 3 Anlagen in Norddeutschland mitgeteilt hat, sind in Tabelle 6 zusammengestellt:

Anlage Maschinengröße		W 2 x 95 Pl. 1,5 x 1,5	B 2 x 80 Pl. 1,2 x 1,2	L 2 x 80 Pl. 1,5 x 1,5
Schlammart		Rohschlamm	Rohschlamm	Faulschlamm
TS	%	4,9	6,0	3,0
Kalkhydrat	kg/m ³	20,4	30,6	16,0
Eisenchlorid	kg/m ³	11,8	6,2	7,6
TS nach Konditionier.	%	7,2	8,2	9,5
Preßzeit	h	2,0	1,8	2,3
TS Filter- kuchen	%	40,6	43,8	45

Tabelle 6: Betriebsergebnisse der Schlammentwässerung mit Filterpressen von 3 Kläranlagen in Norddeutschland, nach REINHARDT [15]

Unter Zuziehung von Betriebsergebnissen des Ruhrverbandes [3] ergibt sich ein deutlich höherer Chemikalieneinsatz bei der Rohschlammentwässerung. Durch das Pressen setzen sich die Filtertücher langsam zu, so daß sich die Preßzeit verlängert. Sie müssen deshalb von Zeit zu Zeit gewaschen werden. Dies geschieht in aufgespanntem Zustand durch eine automatische Waschanlage, die die Tücher mit einem Spüldruck von 80 - 150 bar reinigt. Die Standzeiten zwischen 2 Wäschen sind sehr unterschiedlich, häufig muß nach 20 - 30 Chargen gewaschen werden. Wichtig ist, daß diese Wäschen rechtzeitig und gründlich durchgeführt werden. Trotzdem ist gelegentlich eine gründlichere Reinigung von am Gewebe anhaftenden Kalkabscheidungen nötig. Dies geschieht durch Eintauchen der Tücher in Behältern mit 5%-iger Salzsäure.

Auch die Struktur des Filtergewebes kann sich auf die Filterleistung und den übrigen Betrieb auswirken. Nach älteren Untersuchungen von DÖNGES [17] hat sich ein monofiles Gewebe sowohl hinsichtlich der möglichen Chargen zwischen 2 Waschvorgängen, als auch einer selbsttätigen Kuchenablösung gut bewährt.

Der Personalaufwand bei Filterpressen ist deutlich höher als bei Zentrifuge und Bandpresse. Folgende Haupttätigkeiten ergeben sich beim Betrieb von Filterpressen:

- Trübwasserabzug aus den Eindickern
- Kontrolle des Kuchenabzugs beim Entleeren
- Überprüfung der Mittelbohrung hinsichtlich vollständiger Entleerung durch Druckluft
- Beobachtung des Filterkuchenausstrags aus dem Bunker mit Trogkettenförderer, Unterbinden der Brückenbildung im Bunker

Dazu kommen die üblichen Wartungsarbeiten sowie fallweise die Beseitigung von Verstopfungen in der Kalkmischleitung oder der Hochdruckpumpe.

Mit Filterpressen entwässerter Schlamm läßt sich ohne Schwierigkeiten deponieren, wegen des geringen Wassergehaltes ist auch eine Verstreuerung gut möglich. Die Preßlinge nehmen auch bei längerer Zwischenlagerung im Freien kaum Wasser auf und verändern praktisch ihre Konsistenz und Form nicht. Die landwirtschaftliche Verwertung ist nicht üblich, aber durchaus möglich, wie sich am Beispiel einer der 3 aufgeführten Anlagen in Norddeutschland nachweisen läßt.

6. GENERELLE BEURTEILUNG

Die 3 vorgestellten Entwässerungsverfahren

- Zentrifuge
- Bandfilter
- Filterpresse

haben sich in vielen Anlagen im laufenden Betrieb bewährt und können eingesetzt werden. Die Wahl richtet sich meistens nach der Möglichkeit der endgültigen Schlammabeseitigung und den dadurch gestellten Anforderungen an den Zustand und die Beschaffenheit des entwässerten Schlammes.

Bei allen Verfahren ist ein vorheriger Versuchsbetrieb zur Ermittlung der Grundlagen für die Bemessung erforderlich, Laborversuche reichen i.a. nicht aus. Während die Faulschlammabwasserung die geringsten Probleme hervorruft, können sich bei der Rohschlammabwasserung betriebliche Schwierigkeiten infolge der stark schwankenden Rohschlammzusammensetzung und der unterschiedlichen Entwässerbarkeit oder bei nicht erwünschten Faulprozessen ergeben. Bei der Entwässerung biologischer Schlämme ist die geringe Konzentration dieser Schlämme problematisch.

Unter Beachtung der jeweiligen Anforderungen, die das Entwässerungssystem stellt, ist jedoch generell in allen Verfahren eine Klärschlammabwasserung gut möglich.

LITERATUR

- [1] Möller, U.: Übersicht über die wichtigsten Parameter zur Charakterisierung der Schlämme hinsichtlich ihrer Behandelbarkeit ATV-Fortbildungskurs B/2, Lassphe (1979), S.III. 1
- [2] Hegemann, W.: Übersicht über Entwässerungsverfahren, ATV-Fortbildungskurs C/2, Kaiserslautern (1981), S.9-1
- [3] Melsa, A.: Erfahrungen mit Bandfilterpressen, Kammerfilterpressen und Zentrifugen, ATV-Fortbildungskurs C/2, Kaiserslautern, (1981), S.10-1
- [4] Handbuch der Abwassertechnik, Bd. III, (2. Aufl.), Verlag Wilhelm Ernst u. Sohn, Berlin, München, Düsseldorf, (1978)
- [5] Zingler, E.: Die Filtration von Abwasserschlämmen II, Veröffentl. d.Inst.f.Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Braunschweig (1970), H.6
- [6] Englmann, E.: Kennwerte zur Charakterisierung von Klärschlämmen im Hinblick auf die maschinelle Entwässerung, Vortrag anl. der 33. Internat. Tagung CEBEDEAU, Lüttich (1980)
- [7] Loll, U.: Optimale Gasproduktion bei der Ausfäulung organischer Substanzen, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Aachen (1981), H.45, S.315
- [8] Bischofsberger, W.,
Hegemann, W.,
Englmann, E.: Gutachten zur Schlammbehandlung der Hauptkläranlage Wien-Simmering, München (1980), nicht veröffentlicht
- [9] Vater, W.,
Chiechiewicz, Z.: Beitrag zur Klärschlammzentrifugierung, gwf-Wasser/Abwasser, 115. (1974), S.137
- [10] Hegemann, W.: Kosten der Schlammentwässerung in Zentrifugen, Korrespondenz Abwasser, 25. (1978), S.10
- [11] Gehrke, R.: Kalk im Umweltschutz, VDI-Umwelt, H.5 (1979), S.376
- [12] White, M.J.D.,
Baskervill, R.G.: Full-Scale-Trials of Polyelektrolytes for Conditioning of Sewage Sludges for Filter Pressing, Water Poll.Control (1974), S.486

- [13] Bischofsberger, W.,
Hegemann, W.,
Englmann, E.: Untersuchungen zur chemischen Konditionierung und Druckentwässerung von Schlamm des Klärwerks München-Großlappen, Prüfamnt für Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Technische Universität München, (1980), unveröffentlicht
- [14] Hansen, E.B.,
Garrison, W.E.,
Smith, D.L.: Start-up problems of sludge dewatering facility, JWPCF 52. (1980), S.2558
- [15] Reinhardt, M.,: Erfahrungen mit der Schlammentwässerung, Wasser und Boden, (1980), S.514
- [16] Kalbskopf, K.-H.,: Thermische Konditionierung und Filterpressen, Wiener Mitteilungen, Wasser, Abwasser, Gewässer Bd. 15, Wien (1974), S. N-1
- [17] Dönges, H.-J.,: Verfahrenstechnik, Leistung, Störungen und Kosten der Schlammbehandlung auf der Emscherflußkläranlage, Gewässerschutz, Wasser, Abwasser, Aachen (1971), H.6, S.435

Dr.-Ing.W.HEGEMANN

Technische Universität München

Am Coulombwall

D-8046 Garching b.München

UNTERSUCHUNGEN ÜBER DIE EINDICK- UND ENT- WÄSSERUNGSEIGENSCHAFTEN VON SCHLÄMMEN

Wilhelm von der Emde und Pawel Sadzik

1. ZIEL DER UNTERSUCHUNGEN

Verschiedene offene Fragen der Schlammeindickung und Schlammentwässerung waren bestimmend für die Durchführung der folgenden Untersuchungen. Ziel der Untersuchungen sollten sein:

- Ermittlung eines objektiven Masses für die Eindick- und Entwässerungseigenschaften von Schlämmen
- Einfluß des Betriebes einer Kläranlage auf die Eindick- und Entwässerungseigenschaften der Schlämme
- Möglichkeiten der Verbesserung der Eindickeigenschaften von Schlämmen
- Möglichkeiten zur Optimierung des Betriebes von Eindick- und Entwässerungsanlagen
- Vergleich von Schlämmen verschiedener Kläranlagen

2. UNTERSUCHUNGEN MIT LABOREINDICKERN - ZWECKMÄSSIGE AUS- WERTUNG

Es wurden eine Reihe von Versuchen mit Laboreindickern aus Plexiglas durchgeführt (Abb. 1). Wie aus der Literatur bekannt (HÜRLER, 1958) ergab sich ein unterschiedliches Absetzverhalten der Schlämme, je nach dem ob ein kleiner Rührer im Eindicker in Betrieb war oder nicht. Den wirklichen Verhältnissen dürfte jedoch der gerührte Behälter am nächsten kommen, da durch das Rühren Wandreibung und Brückenbildung aufgehoben wird. Im folgenden

Abb. 1

Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes im Laboreindicker

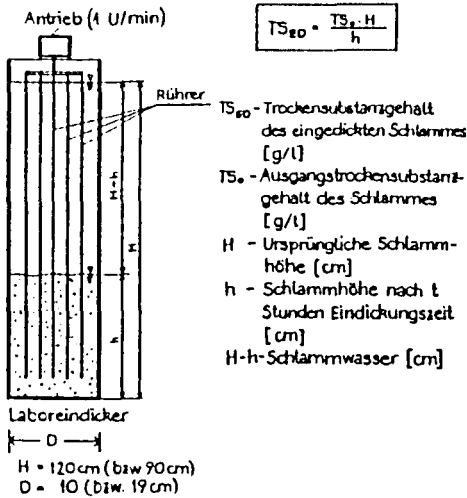


Abb. 2

Schlammhöhe nach t Stunden Eindickzeit in dem Laboreindicker mit Krählwerk

∅ 100 mm, H = 120,0 cm

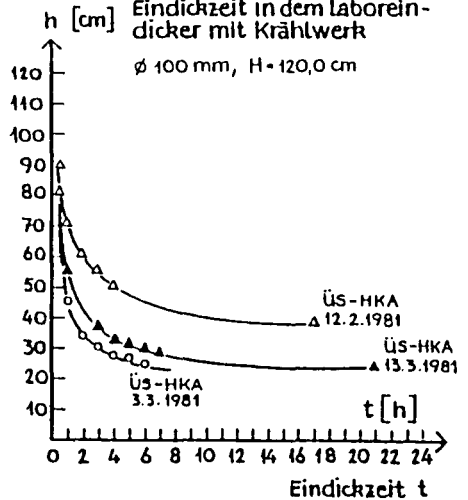


Abb. 3

Feststoffgehalt Laboreindicker

∅ 100 mm, H = 120,0 cm

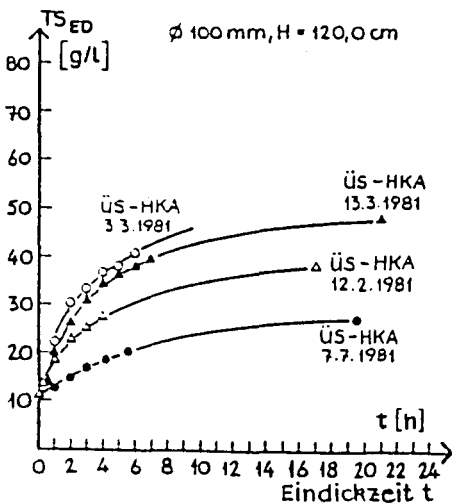
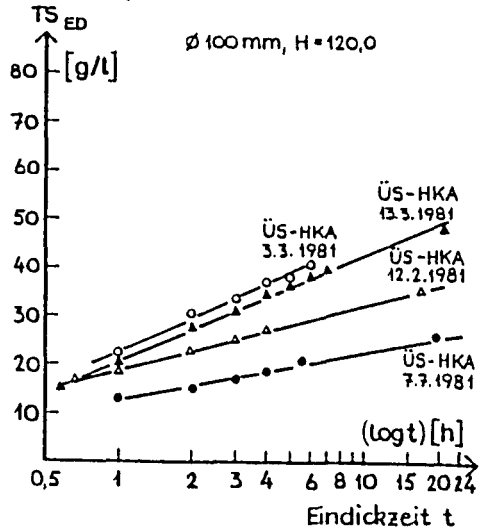


Abb. 4

Feststoff

∅ 100 mm, H = 120,0



sind nur die Ergebnisse des gerührten Behälters dargestellt. Der Schlammspiegel im Eindicker sinkt anfangs schnell, dann immer langsamer ab und scheint sich nach längerer Eindickzeit einem Endwert zu nähern (Abb. 2). Der Feststoffgehalt des jeweils eingedickten Schlammes läßt sich aus der vorhandenen Schlammhöhe, der ursprünglichen Schlammhöhe und dem Ausgangsfeststoffgehalt errechnen. Wird der so ermittelte jeweilige Feststoffgehalt in Abhängigkeit von der Eindickzeit aufgetragen, so ergeben sich Sättigungskurven (Abb. 3). Die Kurven können linearisiert werden, wenn die Eindickzeit im logarithmischen Maßstab und der Feststoffgehalt im linearen Maßstab aufgetragen wird (Abb. 4). Es läßt sich jetzt gut der Einfluß einer längeren oder kürzeren Eindickzeit auf den Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes erfassen. Nachteilig ist jedoch, daß mindestens eine Versuchszeit von 5 Stunden erforderlich ist.

3. UNTERSUCHUNGEN MIT LABORZENTRIFUGEN - ZWECKMÄSSIGE AUSWERTUNG

Laborzentrifugen sind praktisch Eindicker bei denen infolge der Zentrifugalkraft die Eindickzeit gegenüber einem Schwerkrafteindicker wesentlich verkürzt wird. Die für die Versuche verwendete Laborzentrifuge besitzt 4 Gläser mit je 100 ml Fassungsvermögen in die jeweils 90 ml einzudickender Schlamm eingefüllt wird (Abb. 5). Die Beschleunigung in einer Zentrifuge ergibt sich aus dem Beschleunigungsverhältnis (z) multipliziert mit der Erdbeschleunigung (g). Das Beschleunigungsverhältnis (z) ist damit eine dimensionslose Zahl die das Verhältnis der Beschleunigung in der Zentrifuge zur Erdbeschleunigung angibt. Das Beschleunigungsverhältnis (z) steigt mit dem Quadrat der Drehzahl und ist direkt proportional dem Radius der Zentrifuge (Abb. 6).

Abb. 5

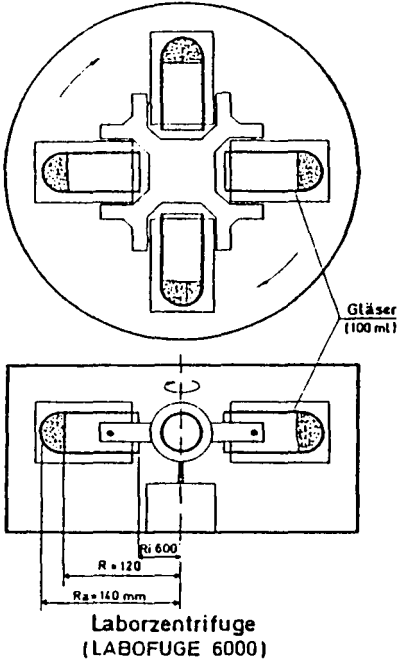


Abb. 6

Beschleunigungsverhältnis (ZentrifugenKennzahl)

$$z = \frac{(2\pi \frac{n}{60})^2 \cdot R}{g}$$

$$z = \frac{b}{g}$$

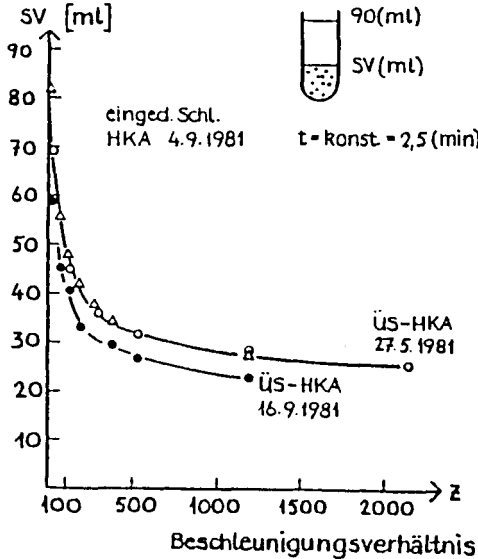
z - Beschleunigungsverhältnis
 n - Umdrehungszahl [1/min]
 R - Radius m
 g - 9,8 m/sec² - Erdbeschleunigung
 b - Beschleunigung (Schwerefeld) [m/sec²]

n = 400 + 5000 1/min
 z = 21 + 3400
 R = 0,12 m

Laborzentrifuge - LABOFUGE 6000

n	300	400	500	750	1000	1200	1450
z	12	21	33	75	133	192	279
n	1500	1700	2000	3000	4000	5000	
z	300	384	533	1100	2150	3400	

Abb. 7



Um die Untersuchungsergebnisse auch mit Messungen anderer Laborzentrifugen vergleichen zu können wird in den weiteren Auswertungen nicht mehr die Drehzahl (n) sondern nur noch das Beschleunigungsverhältnis (z) verwendet. Wird das Schlammvolumen in den vier Meßgläsern der Zentrifuge nach konstanter Schleuderzeit ($t = 2,5$ min) bei unterschiedlichem Beschleunigungsverhältnis (z) abgelesen, so ergibt sich ein Kurvenverlauf ähnlich der Untersuchungen mit den Laboreindickern (Abb. 7). Die Untersuchungen wurden mit drei verschiedenen Schlämmen - Überschußschlamm ohne Eisensulfatzugabe (27.5.81), Überschußschlamm bei Eisensulfatzugabe zum Rücklaufschlamm (16.9.81) und mit eingedicktem Schlamm (4.9.81) - durchgeführt. Bei allen drei Schlämmen ist ein etwa gleicher kurvenförmiger Verlauf festzustellen. Ansonsten hat jedoch genau wie bei der Eindickung die Schlammspiegelhöhe, hier das Schlammvolumen keinerlei Aussagekraft.

Da zur Beurteilung der Eindick- und Entwässerungseigenschaften eines Schlammes der Feststoffgehalt maßgebend ist, wurde ähnlich wie bei den Eindickversuchen der Feststoffgehalt (TS_{EZ}) des Schlammvolumens (SV_Z) nach dem Zentrifugieren aus dem Ausgangsschlammvolumen (SV_0) und dem Ausgangsfeststoffgehalt des Schlammes (TS_0) entsprechend der Beziehung auf Abb. 8 errechnet.

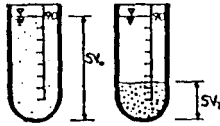
Wird zur Auswertung ähnlich wie bei den Eindickversuchen das Beschleunigungsverhältnis (z) im logarithmischen Maßstab und der Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes (TS_{EZ}) im linearen Maßstab aufgetragen, so liegen nahezu alle Meßergebnisse der einzelnen Schlämme auf Geraden (Abb. 9). Der geradlinige Verlauf über einen weiten Bereich des Beschleunigungsverhältnisses (von $z = 20$ - 2000) ermöglicht eine Aussage über das Eindickverhalten und vermutlich auch über das Entwässerungsverhalten

Abb. 8

Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes

$$TS_{EZ} = \frac{TS_0 \cdot SV_0}{SV_2}$$

- TS_{EZ} - Trockensubstanzgehalt des zentrif. Schlammes [g/l]
- TS₀ - Ausgangstrockensubstanzgehalt des Schlammes [g/l]
- SV₀ - Ausgangsschlammvolumen ml
- SV₂ - Schlammvolumen nach dem Zentrifugieren
(Mittelwert aus 4 Proben - abgelesen von Gläsern)[ml]



Beispiel:

- SV₀ = 90,0 ml
- TS₀ = 13,4 g/l

Erreichte SV₂-Werte
bei t = 2,5 min, n = 750 1/min

SV₀ = 90,0 ml

$$TS_{EZ} = \frac{TS_0 \cdot 90}{SV_2}$$

- | | |
|----------------|------|
| Glas 1 - 33 ml | } MW |
| 2 - 34 ml | |
| 3 - 35 ml | |
| 4 - 34 ml | |

$$TS_2 = \frac{13,4 \cdot 90}{34,0} = 35,5 \text{ g/l}$$

Abb. 9

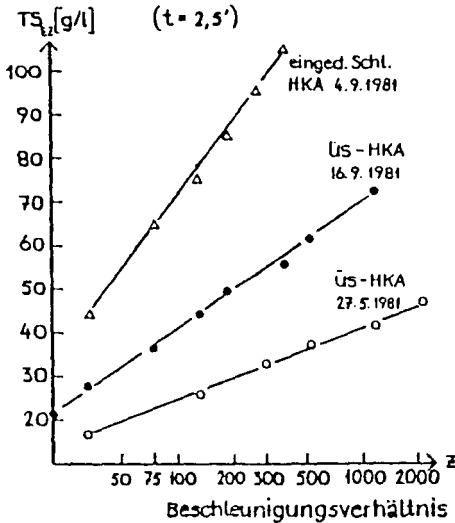
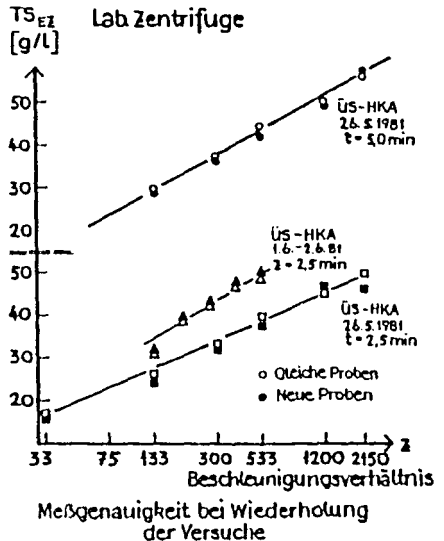


Abb. 10



mittels Zentrifugen. Die Feststoffgehalte bei definierten z-Werten (z.B. 50 - 75 - 100) erlauben einen guten Vergleich der verschiedenen Schlämme. Infolge des geradlinigen Verlaufes der aufgetragenen Meßergebnisse in der gewählten Darstellung erlauben die einzelnen Meßergebnisse eine gute gegenseitige Korrektur.

4. UNTERSUCHUNGEN ZUR MESSMETHODIK

4.1 Meßgenauigkeit bei Wiederholung der Versuche

Zur Überprüfung der Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wurden die Untersuchungen mit dem gleichen Schlamm wiederholt (Abb. 10). Die Ergebnisse zeigen eine gute Übereinstimmung. In weiteren Parallelversuchen wurde untersucht wie weit es gerechtfertigt ist mit einer Füllung der Probegläser mit steigenden Drehzahlen (entsprechend steigenden z-Werten) zu arbeiten. Es ergaben sich keine Abweichungen wenn bei jeder neuen Drehzahl eine neue Schlammprobe oder wenn die gleiche Schlammprobe weiterverwendet wurde. Maßgebend ist also nur die höhere Drehzahl, die vorherige Eindickung durch den Versuch mit der geringeren Drehzahl ist ohne Einfluß auf das Ergebnis. Dadurch ergibt sich eine wesentliche Vereinfachung der Versuche im Bezug auf die Zeit, aber auch für die erforderliche Schlammmenge. Wichtig ist jedoch, daß immer exakt die vorgesehene Drehzahl für die festgelegte Schleuderzeit eingehalten wird. Hierzu ist eine sorgfältige Versuchsdurchführung unerlässlich. Weiter ist eine gleichmäßige Füllung der 4 Probegläser wichtig. Es hat sich bewährt, das Trockengewicht des Schlammes in jedem Probeglas einzeln zu bestimmen (Abgießen über Filter) und später den Mittelwert bilden. Dieser Mittelwert wird dann bei den Berechnungen als Ausgangsfeststoffgehalt eingesetzt.

4.2 Einfluß des Ausgangsfeststoffgehaltes

In mehreren Parallelversuchen wurde untersucht ob der Ausgangsfeststoffgehalt des Schlammes den Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes beeinflusst (Abb. 11). Dabei wurde z.B. eingedickter Schlamm und Überschussschlamm im Labor unterschiedlich verdünnt und zentrifugiert. Es zeigt sich eindeutig, daß im untersuchten Bereich der Feststoffgehalt des Ausgangsschlammes keinen Einfluß auf den Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes und damit auf die Eindickeigenschaften hat. Nur muß eine gewisse Mindesthöhe der Schlammschicht im Probeglas eingehalten werden.

Für den praktischen Betrieb einer Schlammbehandlungsanlage kann aus diesen Ergebnissen gefolgert werden:

Der Feststoffgehalt eines Schlammes der einem Eindicker zugeführt wird ist ohne Einfluß auf den Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes, vorausgesetzt die Hydraulik des Eindickers wird nicht zum begrenzenden Faktor (Oberflächenbeschickung, Strömungsverhältnisse usw.).

Andererseits ist der Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes nicht maßgebend für den Feststoffgehalt des entwässerten Schlammes, solange auch hier die hydraulischen Bedingungen optimal sind.

Maßgebend für den Feststoffgehalt sind die Eindick- und Entwässerungseigenschaften des Schlammes, die im Zentrifugentest durch den Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes unter definierten Bedingungen ermittelt werden können.

Da die Zentrifugen gleichermaßen Eindick- und Entwässerungsaggregate sind werden Eindicker praktisch nur als Vorlagebehälter, also als Schlammreservoir, für die Zentrifuge benötigt. Solange die hydraulische Kapazität der vorhandenen Zentrifugen ausreicht ist daher keine weitgehende

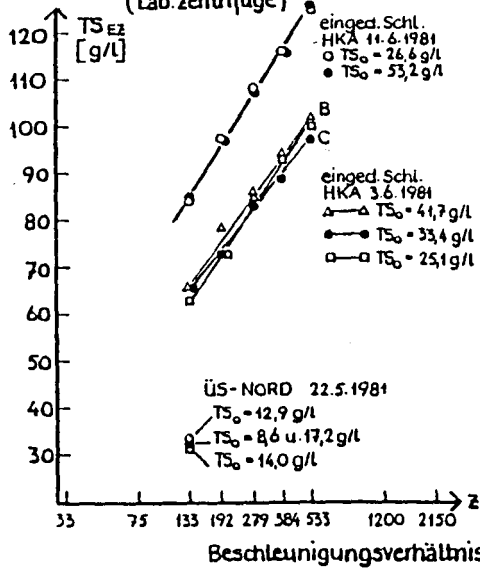
Eindickung des Schlammes in den Eindickbehältern erforderlich (dies gilt jedoch nicht für eine nachfolgende Schlammbehandlung die von der Schlammmenge bestimmt wird, wie z.B. die Schlammfäulung).

4.3 Einfluß der Schleuderzeit

Um den Einfluß der Schleuderzeit auf den Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes zu ermitteln, wurde Überschußschlamm unterschiedlich lang bei verschiedenen Beschleunigungen zentrifugiert (Abb. 12). Bei den verschiedenen Schleuderzeiten von 1-15 Minuten ergeben die Meßwerte im Halblogarithmennetz annähernd parallele Geraden. Werden Beschleunigungsverhältnis und Schleuderzeit im logarithmischen Maßstab aufgetragen, so ergeben sich für den gleichen Feststoffgehalt Geraden (Abb. 13). In gewissem Rahmen sind Beschleunigungsverhältnis und Schleuderzeit austauschbar um zum gleichen Feststoffgehalt zu kommen. Um die Meßmethodik zu vereinfachen wurde bei den weiteren Versuchen nur mit der Schleuderzeit von 2,5 Minuten gearbeitet. Auch eine Schleuderzeit von 1 Minute hätte noch zufriedenstellende Ergebnisse erbracht, aber die Gefahr, daß nicht genau die angestrebte Drehzahl für 1 Minute Versuchszeit eingehalten wird ist hier größer als bei 2,5 Minuten Schleuderzeit. Zum anderen ist der Zeitgewinn nicht so erheblich, da die Vorbereitung der Proben unabhängig von der Schleuderzeit ist, zum anderen zum Einlaufen aber auch zum Auslaufen der Zentrifuge (vor allem bis Stillstand erreicht ist) sind mehrere Minuten erforderlich. Nach Abstellen der Zentrifuge darf die Drehung nicht abgebremst werden, da sonst die Trennzone Schlamm-Wasser gestört wird. Eine längere Schleuderzeit als 2,5 Minuten, z.B. 5 Minuten, ist jedoch nicht erforderlich.

N-10

Abb. 11
(Lab. Zentrifuge)



Einfluß des Ausgangsfeststoffgehaltes auf Eindickeigenschaften der Schlämme

Abb. 12
 TS_{EZ} [g/l] (Lab. Zentrifuge)

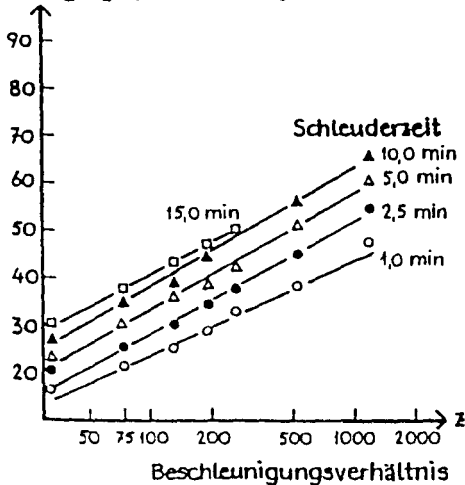
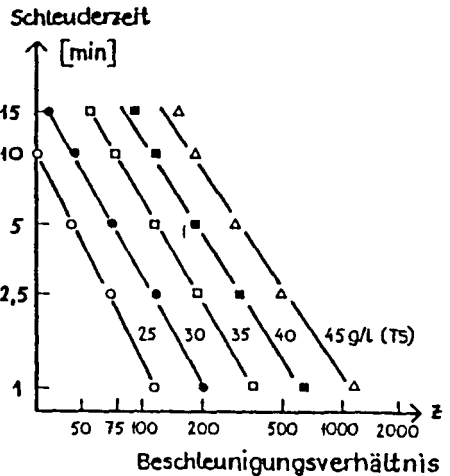


Abb. 13



5. ZUSAMMENHANG ZWISCHEN SCHLAMMEINDICKUNG UND ZENTRIFUGEN-TEST

Mit verschiedenen Überschußschlammern wurden Untersuchungen im Laboreindicker durchgeführt und die Ergebnisse im Halb-logarithmennetz aufgetragen (Abb. 14). Die großen Unterschiede im Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes sind auf den hohen mineralischen Anteil im Überschußschlamm während der Hochwasserperiode Ende Juli 1981 zurückzuführen. Der Überschußschlamm vom 1.7. entstammt noch einer Zeit wo ohne Eisensulfatzugabe gearbeitet wurde. Der etwas erhöhte Feststoffgehalt vom 10.8. dürfte noch auf mineralische Bestandteile vom Hochwasser, der Feststoffgehalt vom 17.8. auf Eisensulfatzugabe zurückzuführen sein.

Die gleichen Schlämme wurden auch in der Laborzentrifuge untersucht und wie früher ausgewertet (Abb. 15). Für einen gleichen Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes bzw. des zentrifugierten Schlammes können nun Eindickzeit (t_E) und Beschleunigungsverhältnis (z) in einer Darstellung zusammengefaßt werden (Abb. 16). Sämtliche Meßergebnisse ergeben trotz unterschiedlicher Schlammbeschaffenheit eine Gerade. Damit läßt sich jeder Eindickzeit im Laboreindicker ein bestimmter z -Wert zuordnen. Die so gefundene Gerade hat die angenäherte Gleichung:

$$t_E = 0,3 z - 6 \quad (h) \quad (h)$$

so ergibt sich z.B. für $z = 75$, $t = 16$ h. Einem $z = 50$ entspricht eine Eindickzeit von 9 h. Es bleibt jedoch fraglich, wie weit die Ergebnisse des Laboreindickers auf Eindickbehälter von Betriebsanlagen übertragbar sind. Durch das kontinuierliche Rühren im relativ kleinen Eindickrohr dürfte der Eindickprozeß günstiger ablaufen als in den großen Eindickern. Zum anderen fehlt im Laboreindicker die höhere Schlammschicht, die den Eindickprozeß begünstigen wird. Zentrifugierte Proben des einge-

Abb. 14

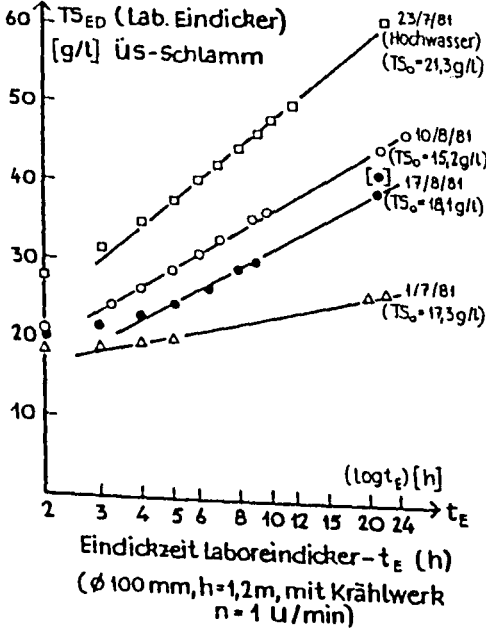


Abb. 15

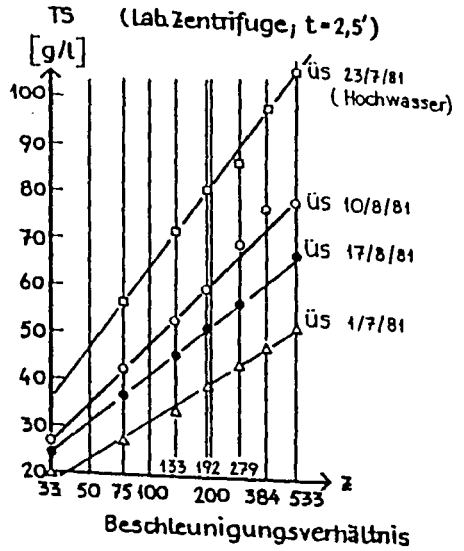
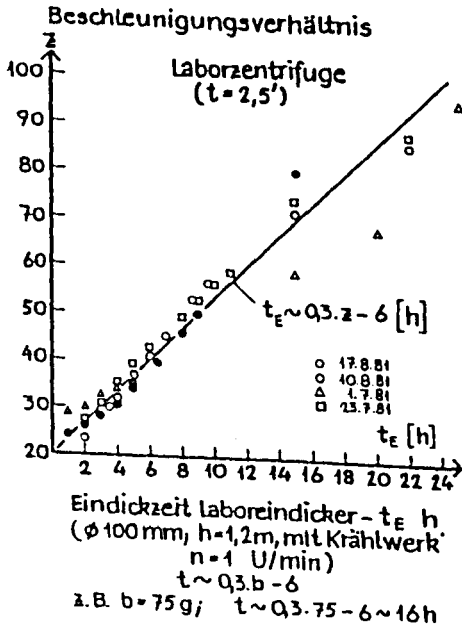


Abb. 16



dickten Schlammes der Hauptkläranlage Wien zeigen ebenfalls, daß eine Eindickzeit im Eindicker von etwa 16 h vergleichbar ist mit einem Beschleunigungsverhältnis (z) von 75 im Zentrifugentest. Es kann angenommen werden, daß mit Eindickern auf Kläranlagen ein Feststoffgehalt des eingedickten Schlammes erreichbar ist, der einem Feststoffgehalt im Zentrifugentest für z zwischen 50 und 100 entspricht (Voraussetzung $t = 2,5$ min).

6. UNTERSUCHUNGEN MIT PRIMÄRSCHLAMM UND ÜBERSCHUSS-SCHLAMM BEI VERSCHIEDENEN MISCHUNGSVERHÄLTNISSEN

Mit Primärschlamm und Überschussschlamm wurden eine Reihe von Zentrifugenversuche durchgeführt (Abb. 17). Wird angenommen, daß $z = 75$ der auf der Hauptkläranlage erreichbaren Eindickung entspricht, so würde bei einer etwaigen getrennten Eindickung der Überschussschlamm auf 25 g/l (entsprechend 2,5 %) und der Primärschlamm auf etwa 100 g/l (10 %) eingedickt werden können. Bei einem Mischungsverhältnis von 50 % Primärschlamm und 50 % Überschussschlamm würde bei gemeinsamer Eindickung ein Feststoffgehalt von etwa 5,2 % erreichbar sein. Dieser Wert entspricht den auf der Hauptkläranlage im Mittel im eingedickten Schlamm gemessenen Feststoffgehalten.

Im praktischen Betrieb wird sich das Mischungsverhältnis Primärschlamm und Überschussschlamm im gewissen Rahmen laufend ändern. Der Feststoffgehalt des zentrifugierten Schlammes bei verschiedenen Mischungsverhältnissen von Überschussschlamm und Primärschlamm für Beschleunigungsverhältnisse von 50, 75 und 200 kann aus Abbildung 18 ersehen werden. Für den praktischen Betrieb wäre ein möglichst gleichbleibendes Mischungsverhältnis anzustreben. Dies wird jedoch nur bei stärkerer Durchmischung und längerer Verweilzeit im Eindicker erreichbar sein. Würde

Abb. 17

TS_{EZ} (Lab. Zentrifuge $t = 2,5'$)

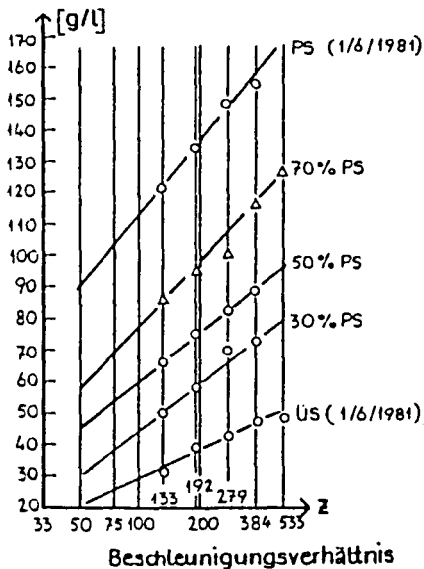


Abb. 19

Feststoffgehalt entwässerter Schlamm EBS (%)
(Mittelwert unter Berücksichtigung
Schlamm Speicher)

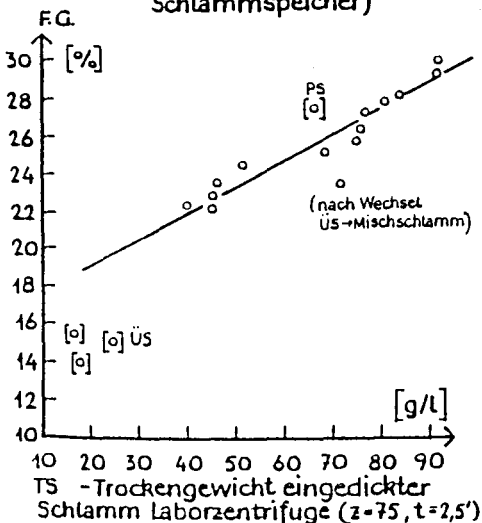


Abb. 18

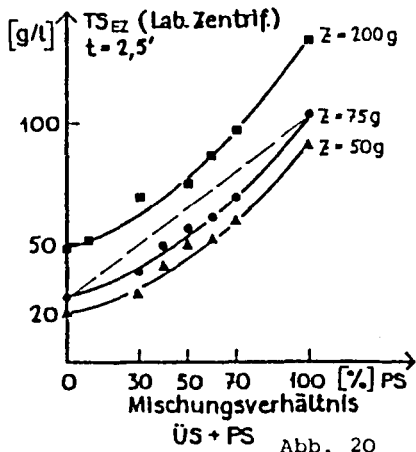
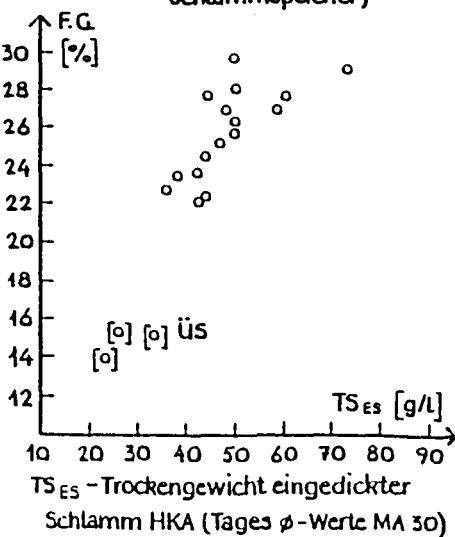


Abb. 20

Feststoffgehalt entwässerter Schlamm EBS (%)
(Mittelwert unter Berücksichtigung
Schlamm Speicher)



Überschußschlamm und Primärschlamm in zwei Eindickern getrennt voneinander eingedickt, so besteht die Gefahr, daß der Primärschlamm bei einem Feststoffgehalt von über 10 % (der vielfach erreichbar sein müßte) zu betrieblichen Schwierigkeiten führen wird.

7. ZUSAMMENHANG ZWISCHEN EINDICKEIGENSCHAFT UND FESTSTOFFGEHALT DES ENTWÄSSERTEN SCHLAMMES

Bei Eindickung des Schlammes in der Laborzentrifuge und Entwässerung des Schlammes in den Zentrifugen einer Kläranlage handelt es sich um ähnliche Vorgänge. Um zu überprüfen ob ein Zusammenhang besteht wurden die TS_{EZ} -Werte ($z = 75$, $t = 2,5$ min) des eingedickten Schlammes und die am gleichen Tag ermittelten Feststoffgehalte des entwässerten Schlammes aufgetragen (Abb. 19). Es zeigt sich, daß bei besserer Eindickeigenschaft (höherer Feststoffgehalt TS_{EZ}) ein höherer Feststoffgehalt des Kuchens erreicht wurde. Wie weit der angenommene geradlinige Verlauf wirklich zutrifft müßte erst durch weitere Untersuchungen bestätigt werden. Aber es läßt sich schon jetzt sagen, daß mit Rücksicht auf einen möglichst hohen Feststoffgehalt des entwässerten Schlammes die Eindickeigenschaften des Frischschlammes soweit technisch erreichbar verbessert werden sollten.

Es wurde ebenfalls untersucht wie weit ein Zusammenhang zwischen dem Feststoffgehalten des eingedickten Schlammes der Hauptkläranlage und dem Feststoffgehalt des entwässerten Schlammes besteht (Abb. 20). Die Werte streuen wesentlich stärker und zeigen keine so eindeutige Tendenz wie auf Abb. 19.

8. VERGLEICH DER EINDICKEIGENSCHAFTEN VERSCHIEDENER SCHLÄMME

Die charakteristischen Eindickwerte ($z = 75$, $t = 2,5$ min) der Überschussschlämme bzw. Rücklaufschlämme der Kläranlagen Graz, Baden und der Hauptkläranlage Wien (Messung am 27.5. ohne Eisensulfatzugabe) stimmen mit etwa 22 g/l gut überein (Abb. 21). Der Rücklaufschlamm der Kläranlage Wien-Blumental (Belebungsanlage ohne Vorklärung) liegt jedoch mit 45 g/l etwas über dem Überschussschlamm der Hauptkläranlage mit Eisensulfatzugabe von etwa 35 g/l. Der ausgefaulte Schlamm der Kläranlage Baden ergab mit 35 g/l einen geringeren Eindickwert als der Rohschlamm mit 50 g/l (Abb. 22). Wesentlich höhere charakteristische Eindickwerte wurden für Belebtschlämme von Simultanfällungsanlagen des Burgenlandes, z.B. Eisenstadt mit annähernd 100 g/l und Wulkaprodersdorf mit sogar 140 g/l erreicht (Abb. 23). Beide Anlagen arbeiten ohne Vorklärung, wobei vor allem bei der Anlage Wulkatal zu berücksichtigen ist, daß durch einen gewissen Erdanteil der Schlamm besonders schwer ist.

9. EINFLUSS VON FLOCKUNGSMITTELN

Um den Einfluß von Flockungsmitteln auf die Eindick- und Entwässerungseigenschaften eines Schlammes zu ermitteln wurden unterschiedliche Flockungsmittel dem Überschussschlamm und dem Rohschlamm der Hauptkläranlage Wien zugegeben (Abb. 24). Beim Überschussschlamm konnte bei erhöhter Zugabe von 3 auf 6 g/kg beim charakteristischen Eindickwert ($z = 75$, $t = 2,5$ min) der Feststoffgehalt von 25 auf 28 bzw. 33 g/l gesteigert werden. Bei eingedicktem Mischschlamm wurden sogar günstigere Effekte erreicht.

Abb. 21

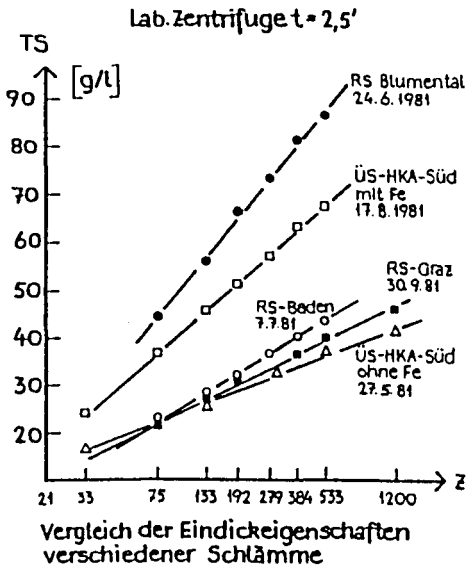


Abb. 22

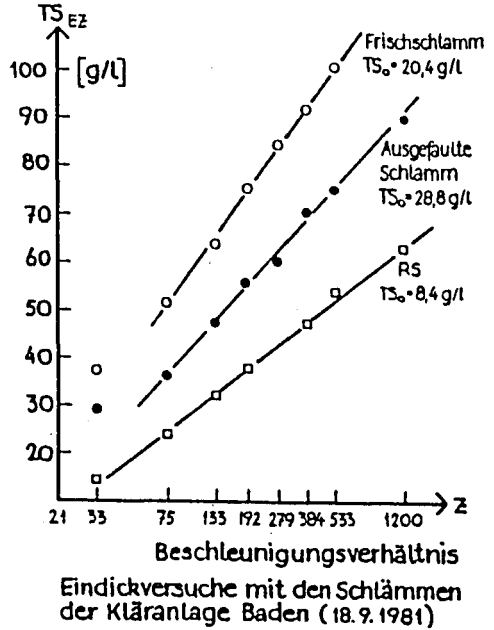
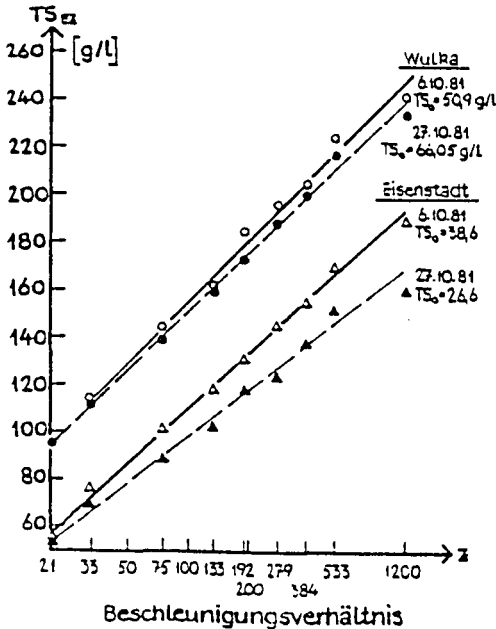
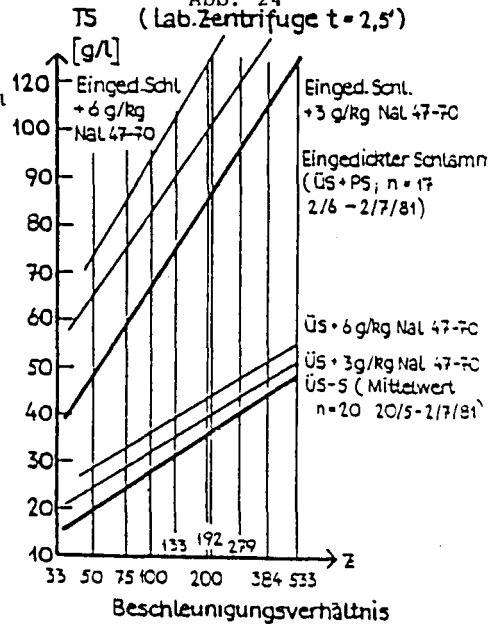


Abb. 23



Eindickversuche mit Schlämmen aus Simultanfällungsanlagen (ohne V8)

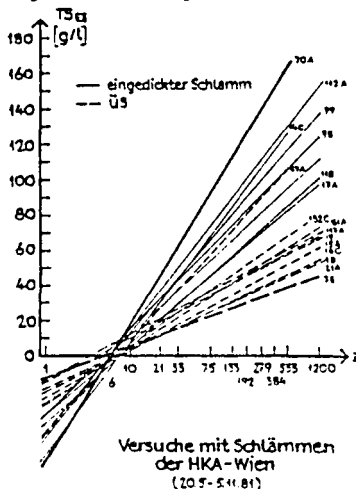
Abb. 24



10. AUSBLICK ZUR VEREINFACHUNG DER ZENTRIFUGENVERSUCHE

Im Verlauf der letzten acht Monate wurden weit über 100 Einzelschlämme der Hauptkläranlage Wien mit Hilfe der Laborzentrifuge untersucht. Auf Grund der eindeutigen Gesetzmäßigkeit (geradliniger Verlauf im Halblogarithmennetz) erscheint es nicht erforderlich bei jedem Versuch mit mehreren Drehzahlen (unterschiedlichen z -Werten) zu arbeiten. Eine große Zahl von Versuchsergebnissen wurde daher in einer erweiterten Form graphisch ausgewertet (Abb. 25) (Abszisse beginnend bei $z = 1$ - also normale Erdbeschleunigung - und Ordinate TS_{EZ} ebenfalls beginnend bei 0). Die aufgetragenen Versuchsergebnisse erfassen dabei die Extremwerte für eingedickten Schlamm und Überschußschlamm. Bemerkenswert ist, daß sich die Geraden sämtlicher Untersuchungswerte angenähert in einem Punkt (bei $z = 6$) auf der Abszisse treffen. Dies gilt jedoch nur für die Schlämme der Hauptkläranlage Wien. Hieraus kann gefolgert werden, daß es genügt den Schlamm bei einer Drehzahl (z.B. $z = 75$) zu untersuchen. Aus der zu zeichnenden Geraden von $z = 6$ und $TS_{EZ} = 0$ lassen sich dann mit ausreichender Genauigkeit die Feststoffgehalte für $z = 20 - 200$ entnehmen. Hinweise für den praktischen Zentrifugentrieb könnten somit schnell gewonnen werden. Sollten sich die Eindickeigenschaften nicht wesentlich ändern, könnte aus dem Schlammvolumen des Zentrifugentests wiederum auf den Feststoffgehalt rückgeschlossen werden.

Abb. 25



11. LITERATURHINWEISE

- HÖRLER A.: "Beitrag zur Frage der Schlammeindickung".
Schweiz. Zeitschrift f. Hydrol. 20 (1958), 41
- Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, Bd III, 2. Aufl.
(1978), Verlag Wilhelm Ernst und Sohn
- WHITE, M.J.D., LOCKYEAR, C.F. and TOMLINSON, E.J.:
"Design Data for Gravity Thickeners".
Progr.Wat.Techn. 12, (1980), 279

Wilhelm von der EMDE, o.Prof.Dr.-Ing.
Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
der Technischen Universität Wien
A-1040 Wien, Karlsplatz 13

PROBLEME DER SCHLAMMFAULUNG

Klaus R. Imhoff

GESCHICHTE

Die vom Abwasser getrennte Faulung des Schlammes wurde zuerst im Emscherbrunnen vollzogen. Davor gab es Klärräume, in denen Abwasser und Schlamm mehr oder weniger zusammen ausfaulten. Die gemeinsame Ausfäulung wird heute noch bei Hauskläranlagen in Form der Faul- oder Ausfäulgruben angewandt. Außerdem ist sie ein Sonderverfahren zur Vorbehandlung hochkonzentrierter gewerblicher Abwässer, insbesondere dann, wenn diese mit erhöhter Temperatur anfallen. Die gemeinsame Ausfäulung von Abwasser und Schlamm wird in diesem Referat nicht weiter behandelt.

Der Emscherbrunnen ist ein Patent von Karl IMHOFF aus dem Jahre 1906 [1]. Bild 1 zeigt einen schematischen Querschnitt. Die Trennung des Schlammes in Faulschlamm und Schwimmschlamm kommt in der über 70 Jahre alten Zeichnung klar zum Ausdruck. Es wurden Einrichtungen zum Ablassen beider Schlammarten vorgesehen. Dieser Faulraum hatte den Vorteil, daß er vom Abwasser warmgehalten wurde. Es bestand aber auch der Nachteil, daß man ihn deswegen nicht heizen konnte.

Nach Einführung der flachen Absetzbecken mit maschineller Räumung um 1925 war es notwendig, den anfallenden Schlamm in getrennten Behältern zu behandeln. Man lernte, daß eine gute Durchmischung des frischen Schlammes mit dem bereits in der Methangärung befindlichen Faulschlamm eine wesentliche Voraussetzung für den befriedigenden Verlauf des Verfahrens war. Dazu dienten außerhalb des Faulraums stehende Umwälzpumpen oder der von PRUSS angegebene, innerhalb des Faulraumes installierte Schraubenschaufler [2]. Durch Faulversuche von SIERP [3] war seit 1924 bekannt, daß der Faulvorgang bei höheren Temperaturen schneller verlief und man die Faulräume bei gleichem Ergebnis kleiner machen konnte [4]. FAIR und MOORE haben durch umfangreiche Ver-

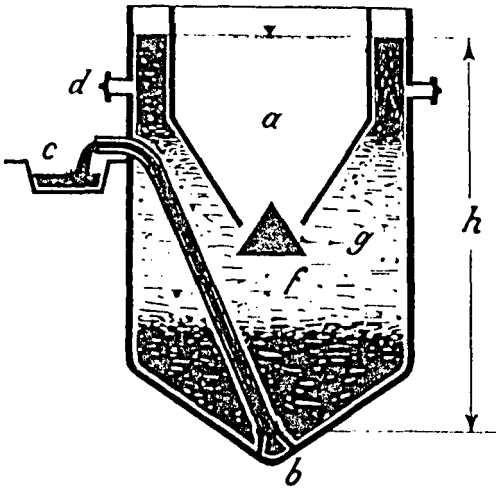


Bild 1: Schematischer Querschnitt eines Emscherbrunnens [1]
 (a - Absetzraum, b c - Schlammrohr, d - Auslaßöffnung für Schwimmdecke, f - Faulraum)

suche, deren Ergebnis sie 1937 veröffentlichten [5], die Kenntnis über den Einfluß der Temperatur auf die Schlammfäulung in die noch heute gültige Form gebracht (**Bild 2**).

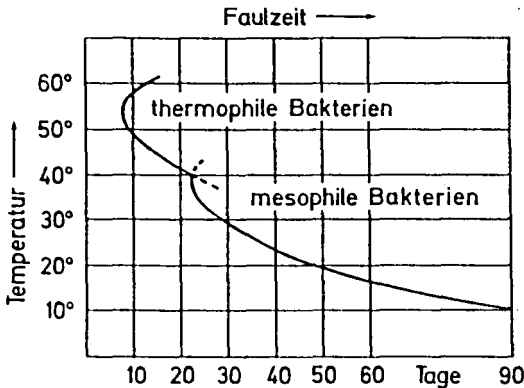


Bild 2: Erforderliche Faulzeiten, um bei verschiedenen Temperaturen aus 1 kg organischer Feststoffe 478 l Gas zu erzeugen [5]

Es hat sehr unterschiedliche Vorschläge über die Ausbildung der Faulräume gegeben. Bemerkenswert erscheinen die Behälter, die 1930 vom Ruhrverband in Essen-Rellinghausen gebaut wurden (Bild 3) und die Faulräume der Emschergenossenschaft auf der Kläranlage Essen-Nord, die einige Jahre später folgten (Bild 4).

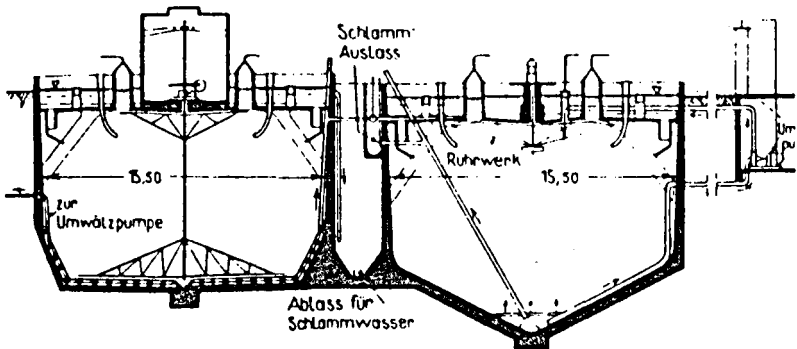


Bild 3: Querschnitt durch die beiden je 1.400 m³ fassenden Faulräume der Kläranlage Essen-Rellinghausen [6]

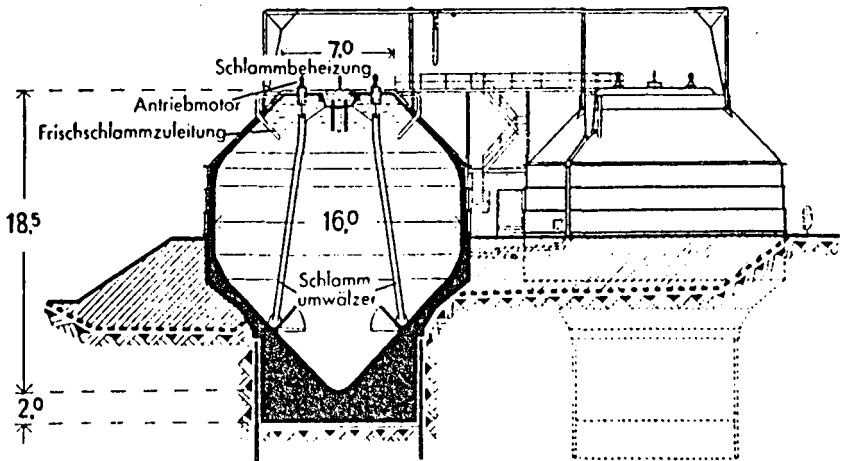


Bild 4: Faulbehälter der Kläranlage Essen-Nord der Emschergenossenschaft mit je 2.200 m³ Inhalt [7], S. 187

In Rellinghausen wählte man absichtlich zwei voneinander abweichende Bauformen. Links einen Behälter mit flacher Sohle und Räumvorrichtung nach Dorr-Oliver, rechts mit Sohltrichter. Es ist bezeichnend, daß auch heute noch beide Sohlausbildungen üblich sind. Aus Sorge vor einer Gasexplosion wurde die Stahlbetondecke mit Schlamm überstaut. Man half auf diese Weise Unfälle zu verhüten, die auf anderen Anlagen mit Todesfolge eingetreten sind.

Bild 4 zeigt die beiden Faulbehälter der Kläranlage Essen-Nord, die bereits sämtliche Kennzeichen aufweisen, die auch heute für wesentlich gehalten werden.

Durch die Untersuchungen von ROEDIGER in Stuttgart wurden die Kenntnisse über das Faulverfahren Ende der 50er Jahre vertieft [8]. Seither gab es nur noch eine wesentliche Anregung für eine bessere Verfahrensführung, auf die am Schluß eingegangen wird.

Die Möglichkeiten des Behälterbaus wurden durch die Vorspanntechnik umwälzend verändert. Anfang der 50er Jahre wurde von der Firma Dyckerhoff & Widmann eine funktionsgerechte, stetig gekrümmte Behälterform entwickelt, die in vier bzw. sechs durch Meridiane begrenzten Segmenten wirtschaftlich erstellt werden konnte. Auf diese Weise sind 1959 die birnenförmigen Faulbehälter in Berlin-Ruhleben mit jeweils 8.000 m³ Inhalt entstanden.

Das in den Faulräumen erzeugte Methangas wurde bereits 1922 in Essen-Rellinghausen vollständig aufgefangen und an das städtische Gaswerk verkauft [9]. Es wurde erstmals in Deutschland 1927 auf der Kläranlage Iserlohn zum Antrieb von Gasmotoren verwendet. Während des Zweiten Weltkrieges speicherte man Methangas bei 200 bar in Flaschen und benutzte es zum Antrieb von Kraftfahrzeugen. Die Flaschen waren 1,6 m lang und hatten einen Durchmesser von 0,23 m. Eine Flasche enthielt 12 m³ Methan, das entspricht 16 l Benzin [10].

Der kurze Überblick über die Geschichte der Schlammfäulung wurde der Veröffentlichung [11] entnommen. Er zeigt, daß seit über 75 Jahren viele

Fachleute über das Thema nachgedacht haben. Wenn es heute noch Probleme mit der Schlammfäulung gibt, liegt es daran, daß man aus den Erfahrungen anderer nur begrenzt lernen kann.

BEMESSUNG

Faulräume werden in der Regel für eine Temperatur von 37 °C bemessen und eine Faulzeit von 20 Tagen in Anlehnung an Bild 2 und Bild 5.

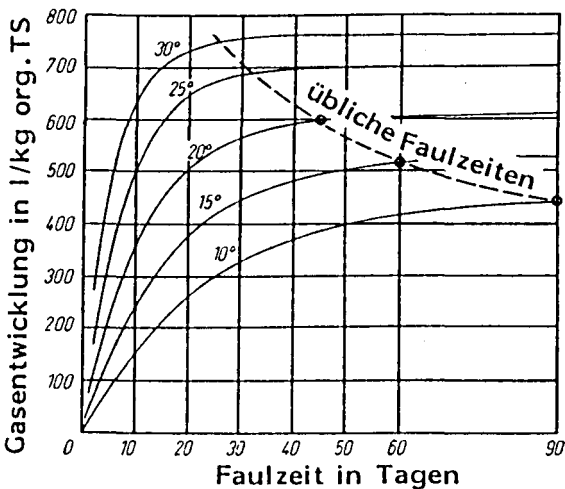


Bild 5: Gasentwicklung aus 1 kg wasserfreien organischen Stoffen nach FAIR und MOORE [5]

Die "üblichen Faulzeiten" in Bild 5 sind unter der Annahme festgelegt worden, daß 90 % des Faulgases entstanden sein soll, das sich bei einer sehr langen Faulzeit bildet. Hierzu ergibt sich ein bestimmter Stabilisierungsgrad, den LOLL [12] als Verhältnis von BSB₅ zu CSB des Faulschlammes ausdrückt. Bild 6 zeigt, daß der Stabilisierungsgrad bei etwas längeren Faulzeiten noch zunimmt. Auch die Entwässerbarkeit des Faulschlammes nimmt nach Loll zwischen 20 und 30 Tagen Faulzeit noch zu (Bild 7). Dies gilt nach englischen Erfahrungen nur, wenn der Faulschlamm nicht sehr stark umgewälzt wird [13]. Da man bei der Bemessung der Kläranlage ge-

$\frac{BSB_5}{CSB}$

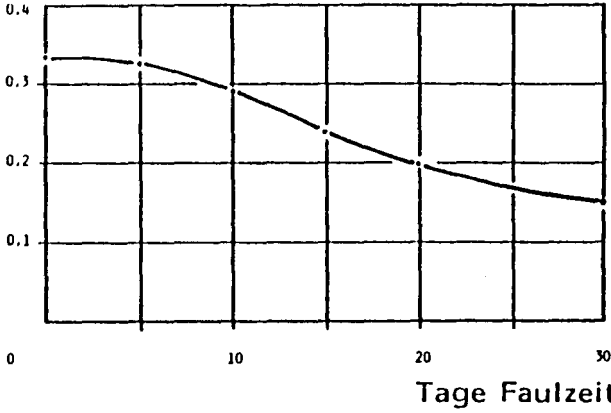


Bild 6: Zusammenhang zwischen Stabilisierungsgrad und Faulzeit nach LOLL [12]

CST
(sec)

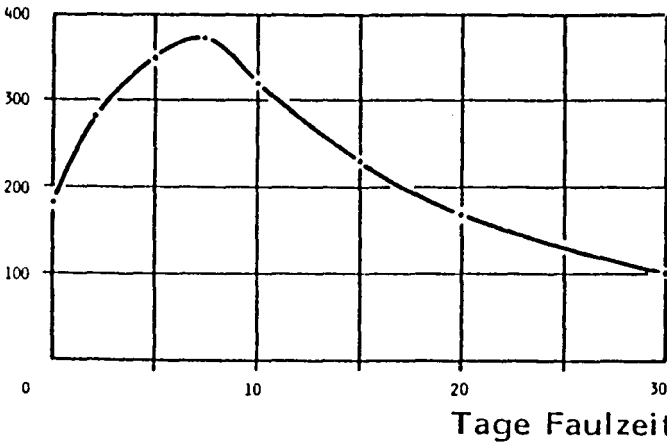


Bild 7: Abhängigkeit zwischen Entwässerbarkeit (CST) und Faulzeit nach LOLL [12]

wöhnlich annimmt, daß die angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwerte während der Lebensdauer der Anlage (etwa 30 Jahre) zunehmen, liegt man zumindest in den ersten beiden Jahrzehnten über 20 Tagen Faulzeit.

Ebenso wichtig wie die richtige Annahme der Faulzeit ist eine genaue Kenntnis über die zu behandelnden Schlammengen. In der Schlammliste des Taschenbuchs der Stadtentwässerung werden Feststoffmengen zwischen 54 und 85 g TS / (E · d) vorgeschlagen und Schlammengen zwischen 1,08 und 1,87 l / (E · d) [14], S. 215. Es wird darauf aufmerksam gemacht, daß die Schlammmenge entscheidend vom erreichten Feststoffgehalt abhängt.

Da diese Zahlen mit der 10. Auflage des Buches im Jahre 1943 eingeführt wurden, erschien es notwendig, diese anhand von ausgesuchten Kläranlagen zu überprüfen. Die Ergebnisse werden in den folgenden fünf Tabellen und in Bild 8 mitgeteilt [15]. Die spezifischen Angaben wurden auf die angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwerte bezogen, wobei der Gleichwert mit 60 g BSB₅ / (E · d) angesetzt ist. Nach den Tabellen 3 und 4 ergeben sich im Mittel spezifische Feststoffmengen zwischen 46 und 120 g TS / (E · d) und Schlammengen zwischen 0,76 und 2,76 l / (E · d). Es wird deshalb empfohlen, im Mittel für Belebungsanlagen, denen beim Mischverfahren 70 bis 80 % des Niederschlagsabflusses zugeführt wird, mit 2,2 l / (E · d) zu rechnen und für Tropfkörperanlagen mit 1,6 l / (E · d). Bei 37 °C und 20 Tagen Faulzeit ergibt sich ein Faulraumvolumen von 44 l/E für Belebungsanlagen und von 32 l/E für Tropfkörperanlagen. Für Einwohner, die an Hauskläranlagen angeschlossen sind und deren Schlamm in den Faulraum der zentralen Kläranlage gegeben wird, kann man eine Schlammmenge von 3 l / (E · d) ansetzen und ein anteiliges Faulbehältervolumen von 60 l/E. Hochkonzentrierte organische Abwässer werden wie der Fäkalschlamm der Hauskläranlagen am besten dem Faulraum zugegeben. Zu diesen Abwässern gehören Jauche, Silosickersaft und Blut. Wenn die Volumenanteile, verglichen mit den häuslichen Schlammengen, nicht erheblich sind, kann man für die Konzentrate ebenfalls 20 Tage Faulzeit ansetzen oder 1 kg BSB₅ je m³ Faulraum und Tag oder 2 kg org. Trockensubstanz je m³ Faulraum und Tag.

Tabellen 1 und 2: Schlamm- und Gasanfall verschiedener Kläranlagen [15]

Kläranlage		Essen-	Duisburg-	Hagen	Witten	Essen-
		Her- singen	Kaßler- feld	Tr. K.	Tr. K.	Kettwig Tr. K.
		mech.	mech.			
E + EG		20.000	450.000	230.000	85.000	32.200
mechan. Be- handlung $X \cdot Q_{II}$		5	2	6	5	4,1
biolog. Be- handlung $Y \cdot Q_{II}$		-	-	3	2	1,3
Rohschl. (m ³ /d)	Min.	18	250	-	60	36
	Mittel	28	342	333	125	49
	Max.	48	460	-	240	63
Rohschl. (% TS)	Min.	2,0	-	2,2	2,4	-
	Mittel	4,0	6,1	3,8	3,6	3,4
	Max.	6,9	-	7,1	4,6	-
Gasmenge (m ³ /d)	Min.	258	4440	-	560	391
	Mittel	547	7505	5080	1530	540
	Max.	1377	8400	-	2370	692
Kläranlage		Iserlohn- Baar- bachtal	Schwerte	Bochum- Ölbach- tal	Essen- Relling- hausen	Essen- Werden
		Bel.	Bel.	Bel.	Bel.	Bel. + Tr. K.
E + EG		58.000	45.000	148.000	80.700	30.000
mechan. Be- handlung $X \cdot Q_{II}$		5	5,6	9	2,8	20
biolog. Be- handlung $Y \cdot Q_{II}$		3,4	2,2	3,8	2	2,8
Rohschl. (m ³ /d)	Min.	40	30	55 96	82	16
	Mittel	114	103	88 320	106	64
	Max.	175	140	372 752	150	148
Rohschl. (% TS)	Min.	2,2	3,1	3,8 1,2	3,4	2,6
	Mittel	4,2	4,9	10,8 2,6	4,2	3,8
	Max.	12,2	6,3	30,5 4,4	6,1	6,9
Gasmenge (m ³ /d)	Min.	570	343	P.S. Ü.S.		300
	Mittel	1174	1016			756
	Max.	2190	1337			2007
					990	
					1560	
					2680	

Tabellen 3 und 4: Schlamm- und Gasanfall verschiedener Kläranlagen [15]

Kläranlage		Essen- Hei- singen	Duisburg- Kaßler- feld	Hagen	Witten	Essen- Kettwig
		mech.	mech.	Tr. K.	Tr. K.	Tr. K.
Spez. Abwasser- anfall (l/E · d)		227	317	225	274	240
Spez. Roh- schlamm- anfall (l/E · d)	Min.	0,9	0,56	-	0,71	1,12
	Mittel	1,40	0,76	1,45	1,47	1,52
	Max.	2,40	1,02	-	2,82	1,96
Spez. TS (gTS/E · d)	Min.	-	-	-	-	-
	Mittel	56	46	55	53	52
Spez. Gas- anfall (l/E · d)	Min.	12,9	9,9	-	6,6	12,1
	Mittel	27,4	12,7	22,1	18,0	16,8
	Max.	68,9	18,7	-	27,9	21,5

Kläranlage		Iserlohn- Baar- bachtal	Schwerte	Bochum- Ölbach- tal	Essen- Relling- hausen	Essen- Werden
		Bel.	Bel.	Bel.	Bel.	Bel. + Tr. K.
Spez. Abwasser- anfall (l/E · d)		212	259	197	169	162
Spez. Roh- schlamm- anfall (l/E · d)	Min.	0,69	0,67	-	1,02	0,53
	Mittel	1,97	2,29	2,76	1,31	2,13
	Max.	3,02	3,11	-	1,86	4,93
Spez. TS (gTS/E · d)	Min.	-	-	-	-	-
	Mittel	83	112	120	55	81
	Max.	-	-	-	-	-
Spez. Gas- anfall (l/E · d)	Min.	9,8	7,6	-	12,3	10,0
	Mittel	20,2	22,6	-	19,3	25,2
	Max.	37,8	29,7	-	33,2	66,9

Tabelle 5: Verhältniswerte verschiedener Kläranlagen bezogen auf Wochenmittel [15]

Schlammart	Name der Anlage	Verhältnis der Häufigkeitssummen	
		$\frac{x_{99}}{x_{50}}$	$\frac{x_{95}}{x_5}$
Primärschlamm (P.S.) aus mech. Stufe	Bochum-Ölbachtal	1,53	1,86
	Essen-Heisingen	1,14	1,30
Gemischter Schlamm von Tropfkörper- anlagen	Witten	1,24	1,71
	Essen-Kettwig	1,33	1,52
Gemischter Schlamm von Belebungs- anlagen	Iserlohn-Baarbachtal	1,21	1,44
	Schwerte	1,21	1,33
	Bochum-Ölbachtal (P.S.+Ü.S.)	1,38	1,96
	Essen-Kellinghausen	1,21	1,71
Überschussschlamm (Ü.S.) einer Be- lebungsanlage	Bochum-Ölbachtal	1,39	4,10
Gemischter Schlamm einer zweistufigen biolog. Anlage (Bei.-lr.K.)	Essen-Werden	1,42	1,67

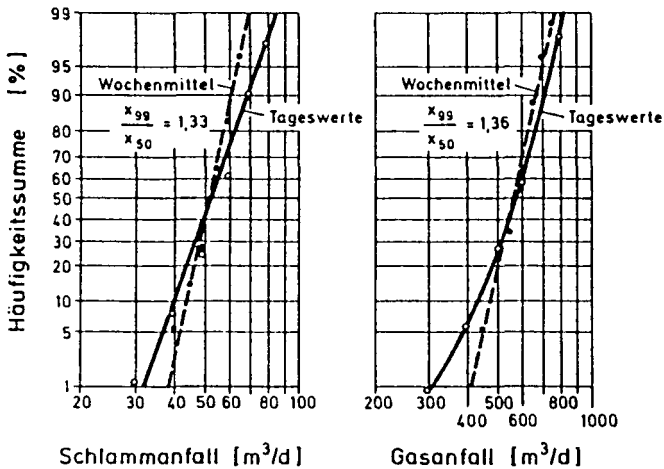


Bild 8: Häufigkeitssummen des Schlamm- und Gasanfalls der Kläranlage Essen-Kettwig im Jahre 1979 [15]

Man kann sich auch entschließen, den Faulraum für den thermophilen Bereich, also für 54 °C zu bemessen [16, 17]. Dann sind 12 Tage Faulzeit der Bemessung zugrunde zu legen.

Bei der mesophilen Faulstufe und insbesondere der thermophilen ist es erforderlich, die gewählte Temperatur mit geringen Schwankungen von weniger als 2 °C einzuhalten. Für die Berechnung der Heizleistung muß man daher berücksichtigen, daß die Schlammengen von den genannten Mittelwerten nach oben abweichen können. Bild 8 zeigt am Beispiel der Kläranlage Essen-Kettwig, daß das Verhältnis der wöchentlichen Schlammmenge zwischen 99-Perzentilwert und 50-Perzentilwert 1,33 beträgt. Gemäß Tabelle 5 schwankt das Verhältnis für andere Anlagen zwischen 1,14 und 1,43. Das heißt mit anderen Worten, einmal in zwei Jahren fällt eine Schlammenge an, deren Wochenmittel das 1,14-bis 1,43-fache des Jahresmittels beträgt.

Man muß sich auch darauf einstellen, daß nach 10- bis 15-jähriger Betriebszeit ein Faulraum für mehrere Monate ausfällt, weil sich größere Sandmengen angesammelt haben, die entfernt werden müssen oder weil innenliegende Installationsteile zu reparieren sind. Der rechnerische Faulrauminhalt ist daher in der Regel auf zwei Faulräume zu verteilen. Sind Schlammteiche vorhanden, kann man diese als Ersatz betrachten. Allerdings ist bei Außerbetriebnahme des geheizten Faulraumes und Frischschlammzugabe in den Schlammteich mit Geruchsbelästigungen zu rechnen.

BAUARTEN

Die in Bild 3 gezeigten Bauformen der fünfzig Jahre alten Faulbehälter Essen-Rellinghausen mit flacher Sohle und Rührwerk oder kegelförmig geböschter Sohle stehen auch heute noch konkurrierend nebeneinander. Bild 9 zeigt schematisch drei Faulbehälterformen, die man sehr oft vorfindet. Form 2 mit geböschter oder auch flacher Sohle wird beim Ruhrverband bis zu einem Inhalt von ca. 4.000 m³ ausgeführt, ab 1.500 m³ mit Vorspannung. Ab 4.000 m³ Inhalt ist es nach BOMHARD [18] wirtschaftlich, auf die Eiform überzugehen. Die bisher größten eiförmigen Behälter

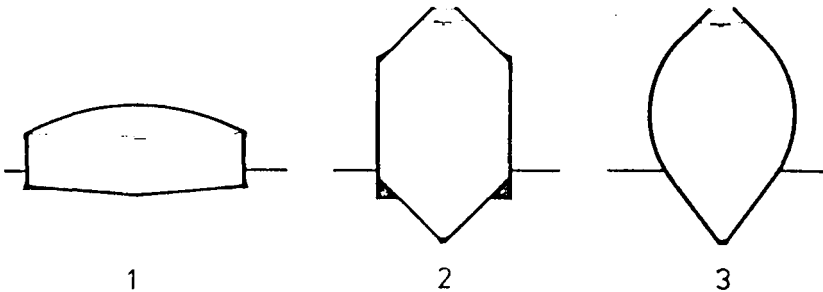


Bild 9: Faulbehälterformen
 1 - angelsächsische Form,
 2 - klassische kontinentaleuropäische Form,
 3 - Eiform nach [18]

haben einen Inhalt von 12.000 m³. Bei der Aufteilung des erforderlichen Volumens ist es richtig, wenige Einheiten zu wählen. Sehr kleine Faulbehälter können auch aus Stahl oder Betonfertigteilen gefertigt werden.

Da die Schal- und Rüstkosten bei großen Behältern etwa ein Drittel der Rohbaukosten ausmachen, hat die Firma Dyckerhoff & Widmann diese zunächst segmentweise eingeschalt und neuerdings Ringsegmente entwickelt, die eine Kletterbauweise erlauben. Für kleinere Faulbehälter ist das Schalssystem der Firma Heinze zu erwähnen, das ein österreichischer Landwirt entworfen hat. Es besteht aus einem System von Profileisen, in das passende Schalungselemente eingesetzt werden. Die Vorteile dieses Schalverfahrens liegen in der guten Einbaubarkeit des Betongemisches und in der Einsparung eines aufwendigen Innengerüsts bei guter Anpassungsfähigkeit an verschiedene Behälterformen und -größen.

Nach Einsturzschäden bei einigen Spannbetonbauwerken ist die DIN 4227, Teil 1, neu gefaßt worden. Die Fassung vom Dezember 1979 hat erhebliche Auswirkungen auf die Bauausführung und Bauüberwachung von Faulbehältern. Beispielsweise sind zur Vermeidung von Korrosionserscheinungen an den Spannstählen sehr enge Zeitspannen zwischen der Herstellung und der Verpressung der Spannglieder (bis zu 12 Wochen) und zwischen dem Vorspannen und der Verpressung (nur bis zu 2 Wochen) angegeben. Werden diese Fristen überschritten, ist nachzuweisen, daß eine schädigende Korrosion nicht aufgetreten ist.

Geht man beim Faulraum vom mesophilen Bereich in den thermophilen über, hat dies statische Auswirkungen für den Lastfall Temperatur. Für den 1977 gebauten 3.000 m³ fassenden, vorgespannten Faulbehälter der Kläranlage Baarbachtal war zunächst die mesophile Temperaturstufe vorgesehen. Alle statischen Nachweise und Bauausführungspläne waren darauf abgestimmt. Um den in diesem Fall zu erwartenden Bau eines weiteren Behälters hinauszuschieben, wurde kurzfristig entschieden, die baulichen Voraussetzungen für eine thermophile Faulung zu schaffen. Das bedeutete eine Vergrößerung der maximalen Temperaturdifferenz zwischen dem Behälterinhalt und der Außenluft von 60 °C auf 80 °C.

Da im Stadium der Bauvorbereitung keine Änderungen an der Betonkonstruktion mehr möglich war, konnte die infolge größerer Temperaturspannungen erhöhte Beanspruchung der Behälterwände nur durch eine verstärkte Wärmedämmung verhindert werden. Aus Bild 10 sind Einzelheiten der Wärmedämmung für den mesophilen und thermophilen Bereich zu entnehmen. Für die verstärkte Wärmedämmung entstanden Mehrkosten von nur 29.000 DM, entsprechend 3,4 % der Baukosten des Faulbehälters.

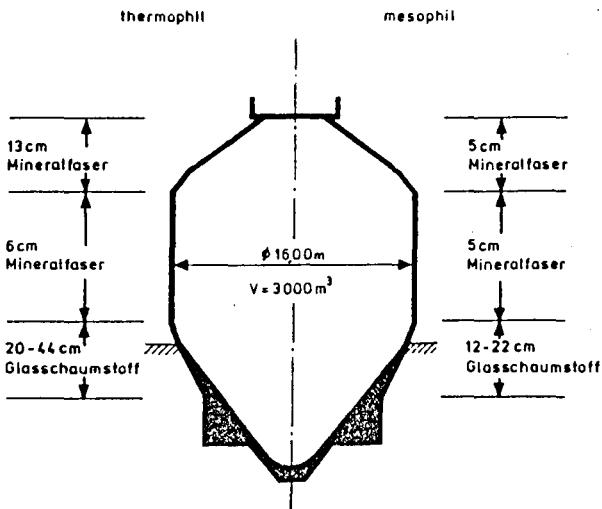


Bild 10: Faulbehälter der Kläranlage Baarbachtal, Wärmedämmung bei unterschiedlicher Faulraumtemperatur

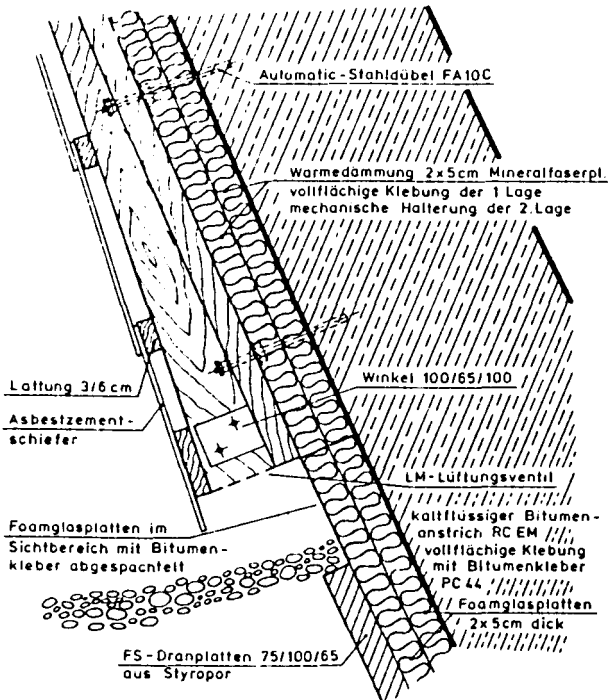


Bild 11: Dämmung und Verkleidung der Faulbehälter Klärwerk Hagen

Bild 11 zeigt im Detail die zweckmäßige Ausbildung der Wärmedämmung und Verkleidung eines Faulbehälters.

Als Ergänzung zum Faulbehälter ist in aller Regel ein Gasbehälter erforderlich. Diese werden bis zu 4.000 m³ Inhalt in Stahl gefertigt und als Trockengasbehälter ausgebildet (**Bild 12**). Man gibt ihnen oft einen Inhalt, der der täglich anfallenden Schlammmenge entspricht.

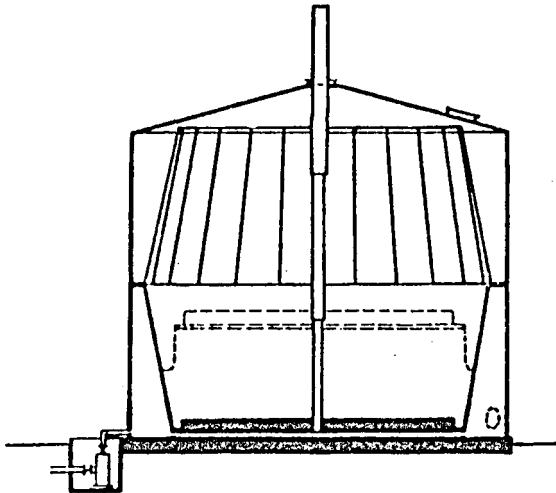


Bild 12: Trockengasbehälter

INSTALLATION

Faulbehälter müssen Einrichtungen haben für die Zugabe des Frischschlammes, Ablassen des Faulschlammes, Notüberlauf, Abgabe des Faulgases mit Überdruckbegrenzung, Ablassen des Schwimmschlammes, Umwälzen des Inhalts und Heizen des Schlammes. In Höhe des Erdbodens darf das Mannloch, \varnothing 80 cm, nicht vergessen werden, das eine spätere Entleerung wesentlich erleichtert.

Bild 13 zeigt schematisch die Installationen des 3.000 m³ fassenden Faulbehälters Baarbachtal. In dieser Art sind viele Faulsysteme verwirklicht worden. Der Schraubenschaufler besitzt eine Förderleistung von 450 l/s. Schraubenschaufler werden so ausgelegt, daß sie den Behälterinhalt $6 \div 9$ mal in 24 Stunden umwälzen können. Sie werden aber meist nicht kontinuierlich betrieben. Die obere Abspannung des Mantelrohres muß sorgfältig ausgebildet werden, da Verspannungen mehrfach abgerissen sind. Auch die Dichtungen der Schraubenschaufler in der Gas- und Schlammzone gaben Anlaß zu Reparaturen. Die Schlammleitungen erhalten einen

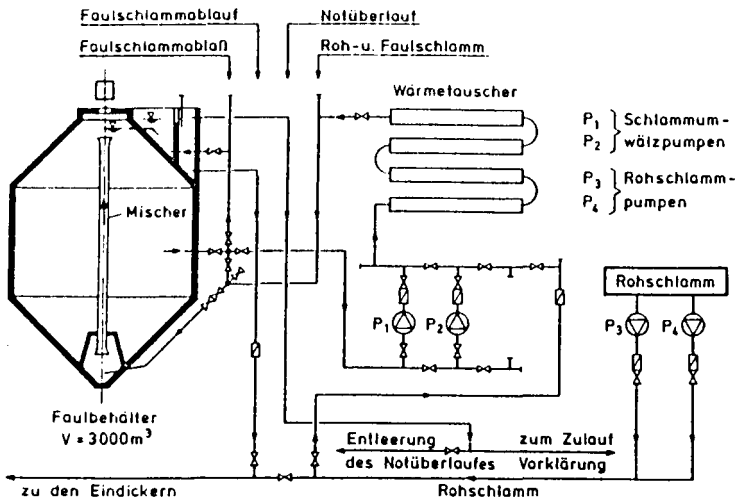


Bild 13: Installationsschema des Faulraums Kläranlage Baarbachtal ($V = 3.000 \text{ m}^3$)

Durchmesser von wenigstens 150 mm. Die Umwälzpumpen sind so zu bemessen, daß die Geschwindigkeiten 1 bis 1,5 m/s betragen. Für die Berechnung der Heizleistung und des Wärmeaustauschers ist in [14], S. 244, ein Beispiel angegeben.

Bild 14 zeigt den Schnitt des 3.000 m^3 fassenden Faulraumes der Kläranlage Hemer. Hier wurde eine flache Sohle gewählt und ein innenliegendes Krählwerk. Die Erfahrungen mit dem innenliegenden Räumler des Faulraumes Rellinghausen waren überaus positiv. Der Räumler war von 1930 bis 1965 ununterbrochen in Betrieb. 1966 wurden die Faulräume geschlossen, Rohrleitungen ergänzt und der Räumler überholt. Er ist seither wieder ohne Unterbrechung im Einsatz. Die Umwälzung des Schlammes wird beim Faulraum Hemer durch zwei außenliegende Pumpen bewirkt mit 140 l/s Förderleistung. Der Umwälzschlamm wird an der Sohle abgezogen und im Schlamm Spiegelbereich zurückgegeben. Auch der Faulschlamm wird im Sohltrichter abgenommen.

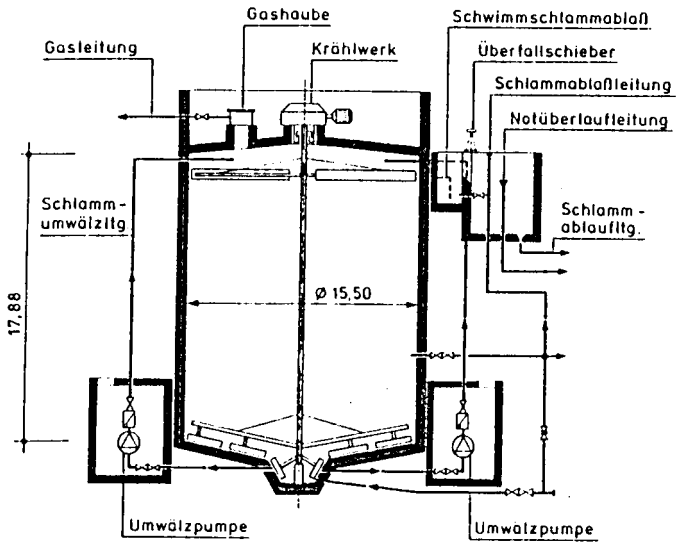


Bild 14: Schnitt durch den Faulraum Hemer ($V = 3.000 \text{ m}^3$)

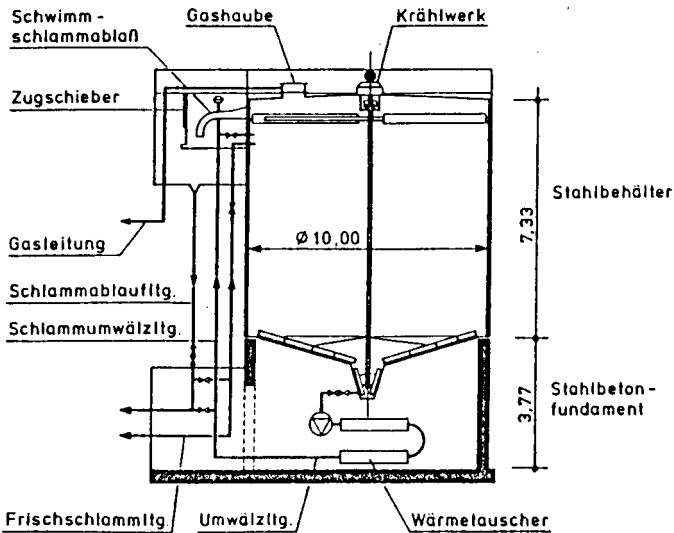


Bild 15: Schnitt durch den Faulraum Rüthen ($V = 600 \text{ m}^3$)

Bild 15 zeigt als letztes Installationsbeispiel den Faulraum der Kläranlage Rütten mit $V = 600 \text{ m}^3$. Der Behälter ist in St 37 mit im Mittel 15 mm Stärke ausgeführt. Im Inneren wurde nur die Schlammwechselzone und der Gasraum beschichtet. Außen sind ein sorgfältig aufgebauter Korrosionsschutz und die Wärmeisolierung aufgebracht. Bei diesem Behälter wird während der getrennten Zugabe des Frischschlammes aus dem Umwälzkreislauf Faulschlamm verdrängt. Da Sandteile zwangsläufig zu Boden fallen, vom Räumler in den Abnahmetrichter transportiert werden und die Geschwindigkeit in der Umwälzleitung mit 1 bis 1,5 m/s so groß ist, daß Sand mitgefördert wird, ist die Verweilzeit des Sandes im Faulraum nur sehr kurz. Einige Zeit nach der Zugabe von Frischschlamm hört man in der Abableitung des Faulschlammes das Klingeln von Sandkörnern, das bald nachläßt.

Schwimmschlammabableitungen bekommen zwischen Faulbehälter und Schlammtasche einen Durchmesser von 400 mm. Der Schwimmschlamm wird schwallartig mit einer durch die Überfallhöhe begrenzten Faulschlammmenge oberflächlich abgezogen. Schwimmschlamm muß regelmäßig entnommen werden, damit die Schwimmdecke durch die Rührwerke zerteilt und durchmischt werden kann. Mehrere Meter starke Schwimmdecken, die sich in den zylinderförmigen Faulräumen der Kläranlage Washington D.C. gebildet hatten, wurden von FUHRMAN durch Einblasen von Faulgas allmählich aufgelöst [19]. Die Gaslanzen tauchten 3 m ein und wurden mit $1 \div 1,5 \text{ m}^3$ Faulgas je Lanze und Minute beaufschlagt. Die Rohre hatten an ihrem unteren Ende zwei gegenüberliegende V-förmige Einschnitte, um planmäßige Austrittsstellen für die Gasblasen zu schaffen und Schwingungen zu vermeiden. Auch tiefliegende ringförmige Gaseinblasungen sind zur Ausführung gekommen. Der Aufwand ist jedoch erheblich, da das Gas in zweistufigen Verdichtern explosions sicher komprimiert werden muß. WIEDEMANN [20] kommt bei einem Vergleich des Energieaufwandes für die Gaseinpressung und die mechanische Umwälzung durch Schraubenschaufler zu dem Ergebnis, daß letztere wesentlich weniger Energie benötigen. Noch weniger Energie erfordern Krählerwerke und außenliegende Umwälzpumpen.

BETRIEB

Vor Inbetriebnahme des Faulraumes ist dieser mit Wasser zu füllen, und es sind sämtliche Einrichtungen auf ihre Funktionsfähigkeit zu überprüfen. Dann kann man mit dem Aufheizen beginnen. Ist die gewählte Temperaturstufe erreicht, wird am besten Impfschlamm von einem benachbarten Faulraum, der mit gleicher Temperatur arbeitet, zugegeben. Im Falle des Faulraumes Kettwig wurden 70 m^3 von einer benachbarten Anlage eingefüllt und die tägliche Frischschlammzugabe auf etwa $1 : 10$ eingestellt. Bild 16 zeigt die Einarbeitungsphase, in der vorsorglich auch noch Kalkhydrat zugemischt wurde. Nach 20 Tagen konnte der anfallende Frischschlamm voll aufgenommen werden. Nach etwa 30 Tagen war aufgrund des Gasanfalls der Gleichgewichtszustand erreicht. Es handelt sich um einen Faulraum mit 1.650 m^3 Inhalt und eine Anlage mit $59 \text{ m}^3/\text{d}$ Frischschlammfall (vergl. Tabelle 1).

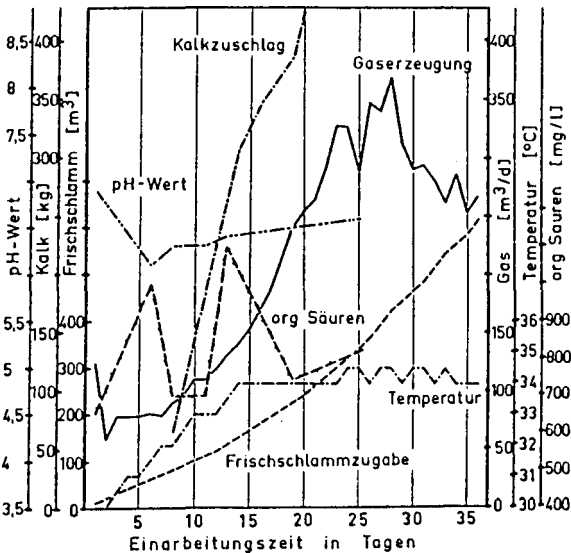


Bild 16: Einarbeitung des Faulraumes Kettwig [21]

Der Frischschlamm kann über eine Meßkammer, die möglichst dicht am Schlammnahmetrichter der Vorklärung angeordnet sein soll, selbst-

tätig abgelassen und dem Faulraum zugegeben werden (Bild 17). Die Füllzeit der Meßkammer gibt ein Maß für das Fließverhalten des Schlammes und den Feststoffgehalt. Das Verfahren wird in [17] beschrieben.

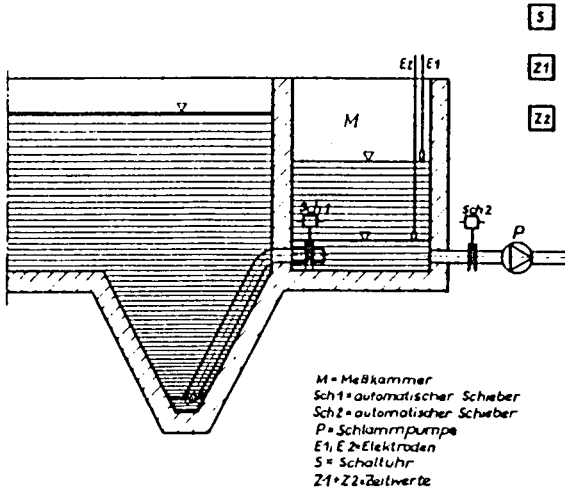


Bild 17: Automatischer Rohschlammabzug [17]

Beim Faulraum sind zu messen: zugegebene Schlammmenge, Gasanfall, Temperatur, Faulschlammtemperatur vor und hinter dem Wärmeaustauscher und der CO_2 -Gehalt des Faulgases. Letzterer ist ein guter Beurteilungsmaßstab, ob die Methangärung normal verläuft. Steigt der CO_2 -Gehalt über 35 % an, liegen Störungen vor. Die Heizungsanlage wird automatisch gesteuert. Ebenso die Umstellung des Brennstoffes von Klärgas auf Heizöl. Hier sollte man jedoch eine zeitliche Verzögerung einbauen, denn es bildet sich ja immer wieder neues Faulgas, das in der Regel ausreicht.

Die Gasfackel wird in Abhängigkeit vom Füllstand des Gasbehälters gezündet und abgeschaltet. Da die Gaserzeugung schon wenige Stunden nach der Schlammzugabe ansteigt, kann man bei einer über den Tag verteilten automatischen Schlamm dosierung den Gasanfall wesentlich vergleichmäßigen und so besser dem Verbrauch anpassen.

Es wurde schon darauf hingewiesen, daß Fäkalschlamm am besten in den Faulraum gegeben wird. Dabei ergeben sich aber betriebliche Schwierigkeiten, da sehr oft Sperrstoffe enthalten sind. Das Betriebspersonal der Kläranlage bevorzugt daher die Zugabe des Fäkalschlammes in den Kläranlagenzulauf, damit er den Rechen durchläuft. Andererseits muß bei diesem Vorgehen ein höherer Energieverbrauch der Belebungsstufe in Kauf genommen werden. Außerdem gelangen Restverschmutzungen und Nährstoffe in den Vorfluter. Das Problem der Sperrstoffe konnte durch einen speziell entwickelten Fäkalschlammaufnahmebehälter gelöst werden, der schematisch nach [22] in Bild 18 dargestellt ist. In den Behälter sind schwenkbare Rechenstäbe eingesetzt, die die Sperrstoffe zurückhalten. Der Fäkalschlamm gelangt ohne das Rechengut in die Frischschlammzugabeleitung des Faulraumes. Anschließend werden die Rechenstäbe ausgeschwenkt und der Rückstand mit einem Spülwasserstoß in den Zulauf der Kläranlage befördert. Dies geschieht vor dem Rechen, damit die Sperrstoffe des Fäkalschlammes zusammen mit dem sonstigen Rechengut entnommen und beseitigt werden.

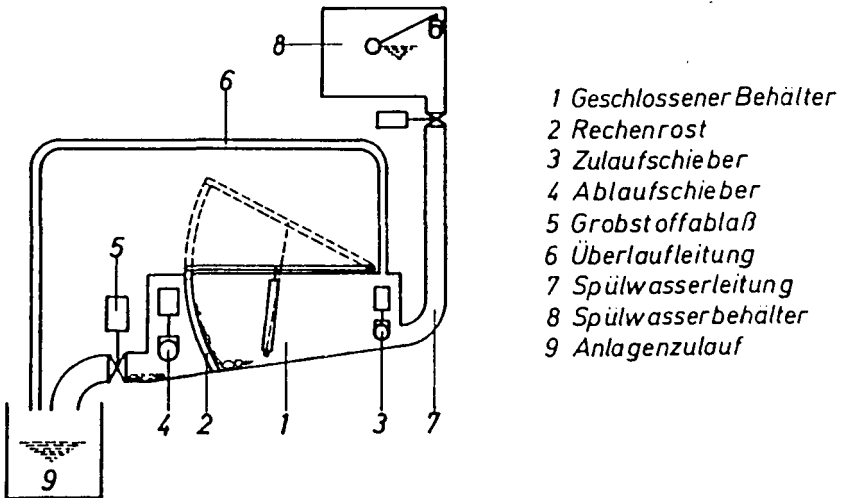


Bild 18: Fäkalschlammaufnahmebehälter [22]

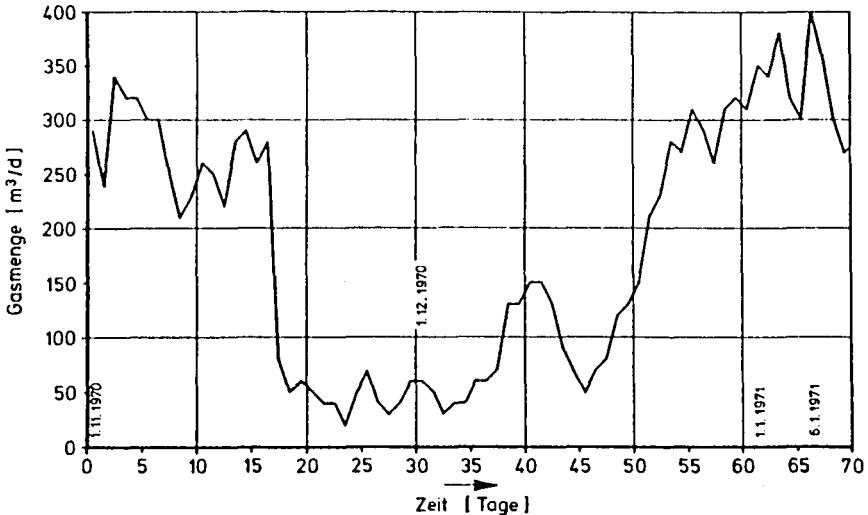


Bild 19: Tägliche Gasproduktion des Faulbehälters der Kläranlage Heiligenhaus nach einem Giftstoß [23]

Gifte können den Betrieb des Faulraumes stark beeinträchtigen. Bild 19 zeigt den Verlauf der Gaserzeugung des Faulraumes Heiligenhaus. Hier waren chlorierte Kohlenwasserstoffe aus Entfettungsbädern in den Zulauf der Kläranlage gelangt und, da sie schwerer als Wasser sind, mit dem Frischschlamm in den Faulraum geraten. Es dauerte zwei Monate, bis sich der Faulprozeß erholt hatte. Einen Monat lang wurde nur ein Fünftel der gewohnten Gasmenge erzeugt mit einem entsprechend schlechten Stabilisierungsgrad und einer schlechten Entwässerbarkeit des Faulschlammes.

Tabelle 6 enthält einige Angaben über den Einfluß verschiedener Gifte auf die Faulung, die der Verfasser für die erste Auflage des Lehr- und Handbuchs der Abwassertechnik zusammengestellt hat. Es wurde darauf hingewiesen, daß im Bereich abnehmender Gasentwicklung der nachteilige Einfluß durch Verlängerung der Faulzeit ausgeglichen werden kann.

Tabelle 7 wurde von DOWNING angegeben. Die Literaturangaben sind in [24] zu finden.

Tabelle 6: Einfluß von Giften auf die Fäulung

Giftart	Konzentration im Faulschlamm bezogen auf TS in (%)	Auswirkung	Schrifttum
Cyan (als KCN)	< 0,004 0,004-0,01 > 0,012	nicht schädlich abnehmende Gasentwicklung keine Fäulung	Noack und Jendreyko 1960 (432) (für 5 % Trockensubstanz im Faulschlamm)
Phenol	< 0,1 0,1-0,4 > 0,4	nicht schädlich abnehmende Gasentwicklung keine Fäulung	Noack und Jendreyko 1960 (432) (für 5 % Trockensubstanz)
Detergentien	< 0,6 0,6-0,8 > 2,4	nicht schädlich 10 bis 30 % weniger Gasanfall keine Fäulung	Jendreyko 1962 (262) (für 5 % Trockensubstanz)
Kupfer (als Cu(OH) ₂)	< 0,1 0,4-0,6 > 1,0	nicht schädlich 10 bis 60 % weniger Gasanfall keine Fäulung	Bucksteeg 1963 (89);
Chrom (sechswertig)	< 0,1 0,5 > 1,0	nicht schädlich 50 % weniger Gasanfall keine Fäulung	Liebmann 1960 (352), S. 787
Nickel	< 0,1 0,3 > 1,0	nicht schädlich 40 % weniger Gasanfall keine Fäulung	Bucksteeg 1963 (89)

Tabelle 7: Toxische Wirkung einiger organischer Verbindungen auf die anaerobe Schlammfäulung

Organische Verbindungen	Toxische Konzentration für anaerobe Schlammfäulung (mg/l)	
	in Abwasser	in Schlamm
Acrylnitril		5
Benzol		50-200
Tetrachlorkohlenstoff		10
Chloroform		0,1
Äthylenchlorid		< 1
Dichlorophen	1	
Dimethylformamid	> 400	
Hexachlorcyclohexan		48
Dichlormethan	1	
Nitritotriessigsäure		> 90
Pentachlorophenol	0,4	
Tetrachloräthylen		> 60
Toluol (Methylbenzol)		430-860
Methylchloroform (1,1,1 Trichloräthan)		1
Trichloräthylen		- 60
Trichlormonofluormethan	0,7	
Trichlortrifluoräthan		5

Nur wenn Gifte eine Rolle spielen, hat es Zweck, zu überlegen, bei Vorhandensein von zwei Faulräumen diese hintereinander zu betreiben. Man erkennt den Giftstoß an der sinkenden Gaserzeugung des ersten Faulraumes. Dadurch ist es möglich, den zweiten gesund zu erhalten und anschließend hauptsächlich zu beschicken. Sonst ist die parallele Betriebsweise einfacher und zweckmäßiger.

ENERGIEBETRACHTUNG

Aus der Energieoptimierung der Kläranlage können sich Lösungen ergeben, die zumindest auf das Heizsystem des Faulraumes Auswirkungen haben. Ohne dem Hauptvortrag über dieses Thema vorzugreifen, sei deshalb an dieser Stelle ein Beispiel gebracht, das sich aus sehr gründlichen Untersuchungen für das Klärwerk Duisburg-Kaßlerfeld ergeben hat. KLAUWER und RUMPF haben darüber anlässlich der Weltenergiekonferenz in München berichtet [25]. In Duisburg wird für 500.000 Einwohner eine Belebungsanlage praktisch neu zu erbauen sein, da die alte Anlage nur eine chemische Reinigung der Abwässer ermöglicht.

Bild 20 bringt zunächst die Abhängigkeit des Wärmebedarfs von der Außentemperatur. Bei sinnvollem Einsatz des anfallenden Faulgases kann, wie auf anderen Anlagen, der Wärmebedarf des Klärwerks sicher gedeckt werden. Da aber, insbesondere bei wärmerer Außentemperatur, ein Gasüberschuß vorhanden ist, sind weitere Überlegungen angebracht.

In Bild 21 wird der elektrische Energiebedarf auf die verschiedenen Bedürfnisse aufgeschlüsselt. Über 80 % werden für die Druckluftbelüftung der Belebungsstufe benötigt.

Der gewählte Energiefluß ist in Bild 22 in Prozent dargestellt. Durch Einsatz von Gasmotoren, die direkt die Gebläse der Belebungsstufe antreiben, wird die Hälfte an elektrischer Energie eingespart. Die Einsparung an Primärenergie ist entsprechend größer. Der Wärmehalt der Verbrennungsgase und des Kühlwassers der Gebläse wird benutzt, um den Faulschlamm aufzuheizen. Hier kann auch eine Wärmepumpe aushelfen. Noch fehlende Wärme wird durch Verbrennung von Faulgas gewonnen.

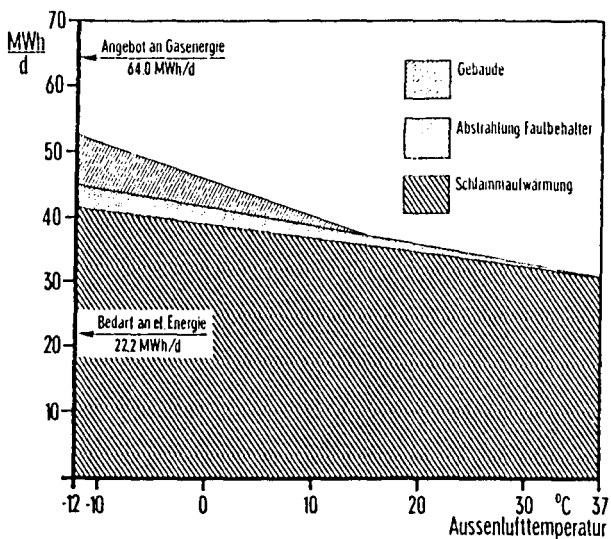


Bild 20: Wärmebedarf im Klärwerk Duisburg-Kaßlerfeld [25]

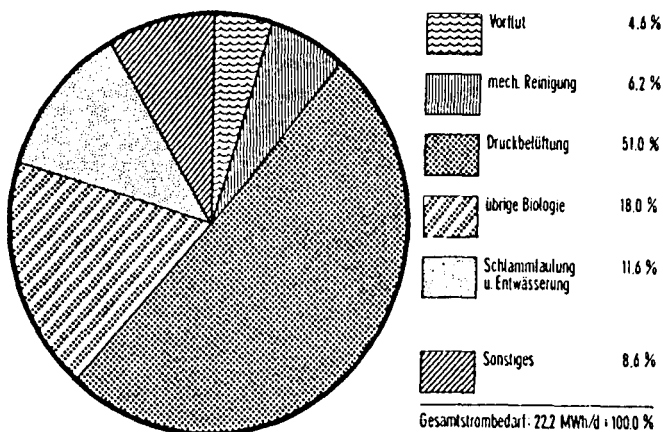


Bild 21: Verwendung der elektrischen Energie im Klärwerk Duisburg-Kaßlerfeld [25]

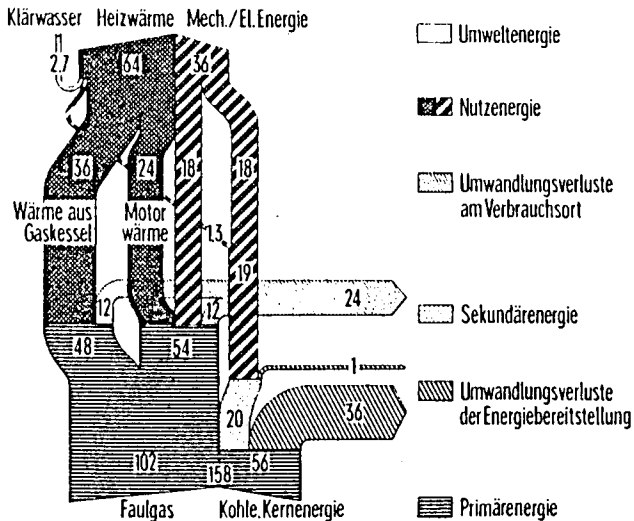


Bild 22: Energiefluß im Klärwerk - Antriebsenergie und Wärme aus Faulgas und Umwelt [25]

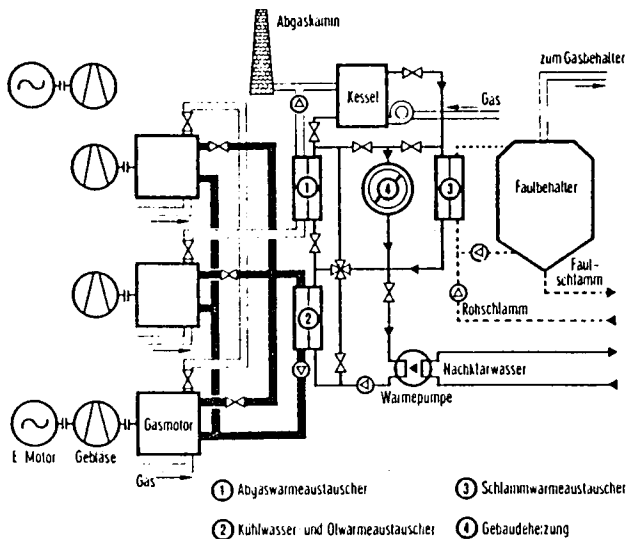


Bild 23: Energieverwendung im Klärwerk Duisburg-Kaßlerfeld - Verfahrensschema [25]

Bild 23 stellt das Vorbeschriebene in einem Verfahrensschema dar. Die Möglichkeit der Verstromung von überschüssigem Klärgas ist möglich und kann hinzugefügt werden. Man hat aber immer zu prüfen, ob Aufwand und Effekt in einem günstigen Verhältnis stehen. Da in Duisburg Facharbeiter praktisch nicht eingestellt werden können, weil die Maschinenindustrie höhere Löhne zahlt, muß das Verfahren übersichtlich bleiben und ohne Nachtschicht auskommen.

KOSTEN

Kostenangaben sind immer mit Unsicherheiten verbunden und sind als Orientierungsgrößen zu betrachten. SEYFRIED und SIXT [26] geben auf der Basis des Jahres 1980 eine Kostenkurve an, die folgende Punkte durchläuft:

1.000 m ³	-	1.000 DM/m ³
2.000 m ³	-	800 DM/m ³
5.000 m ³	-	700 DM/m ³ .

Aus dem Bereich des Verfassers können die Kosten des 3.000 m³ fassenden Faulraumes Baarbachtal genannt werden, die 1976 ohne maschinelle Installation 280,-- DM/m³ ausmachten und die Aufwendungen für die 2 x 8.720 m³ fassenden Faulräume Hagen mit Gesamtkosten von 404 DM/m³ aus dem Jahr 1978.

Bei kleineren Anlagen steht die getrennte Ausfaltung des Schlammes in Konkurrenz zur simultanen aeroben Schlammstabilisierung. Anlagen unter 10.000 E haben meist die aerobe Stabilisierung erhalten. Über 10.000 E hat der Faulraum eine Chance. Mit steigenden Energiekosten wird sich die Grenze nach unten verschieben. Unter Umständen erlebt die Kombination Emscherbrunnen - Tropfkörper - Dortmundbrunnen eine Renaissance.

AUSBLICK

Die Schlammfaltung ist ein emissionsfreundliches und energiegünstiges Stabilisierungsverfahren hoher Verfügbarkeit. Faulräume sollten nach

der Erfahrung des Verfassers auf größeren Kläranlagen nicht fehlen. Auch wenn der Schlamm entwässert und verbrannt wird, erfüllt der Faulraum den sehr wichtigen Zweck der Vergleichmäßigung der Schlamm Eigenschaften und der Verminderung der zu behandelnden Schlammmenge. Sollten die Ofen einmal ausfallen, kann man entwässerten Faulschlamm auf eine Deponie geben oder landwirtschaftlich verwerten. Entwässerter Rohschlamm bleibt eine stinkende Angelegenheit, auch wenn Kalk zugemischt wird.

Gibt es nach 75 Jahren Schlammfäulung noch neue Überlegungen? Erstaunlicherweise ja! Hier sei auf den Vortrag MATSCH hingewiesen [27]. Er schlägt vor, den Frischschlamm in einer ersten Stufe 1 Tag lang mit Sauerstoff zu begasen. Dabei tritt eine selbstgängige Erwärmung auf 52 - 62 °C ein. Anschließend wird der Schlamm 8 Tage thermophil ausgefault. Er sieht in dem Verfahren eine gute Möglichkeit, die Kapazität vorhandener Anlagen zu erhöhen. Versuche von Böhnke in Köln haben die Ergebnisse bestätigt. Man sollte sich weiter damit beschäftigen.

LITERATUR

- | | | |
|-----|-----------------------------|--|
| [1] | Imhoff, K.: | Die Schlammbehandlung in Emscherbrunnen. Technisches Gemeindeblatt vom 5. Okt. 1910. |
| [2] | Prüss, M.: | Eine neue Frischwasserkläranlage für getrennte Schlammfäulung mit künstlicher Schlammumwälzung und künstlicher Beheizung. Gesundheitsingenieur 1928, Heft 7. |
| [3] | Sierp, F.: | Über den Einfluß der Temperatur auf die Zersetzungsvorgänge in den Schlammfäulräumen. Technisches Gemeindeblatt vom 5. Dez. 1924. |
| [4] | Imhoff, K.: | Der Einfluß der Temperatur auf die nötige Größe der Schlammfäulräume. Technisches Gemeindeblatt vom 5. Febr. 1928. |
| [5] | Fair, G.M. und Moore, E.W.: | Observations on the digestion of a sewage sludge over a wide range of temperatures. Sewage Works Journal 1937, S. 3. |
| [6] | Fries, F.: | Die Kläranlage Essen-Rellinghausen und die Auswirkung ihrer letzten Erweiterung. Gesundheitsingenieur 1931, Heft 45 u. 46. |

- [7] Brix, J., Imhoff, K., Weldert, R.: Die Stadtentwässerung in Deutschland. 2. Band, Verlag von Gustav Fischer, Jena 1934.
- [8] Roediger, H.: Die anaerobe alkalische Schlammfäulung. Verlag R. Oldenbourg, München 1960.
- [9] Imhoff, K.: Die Verwertung des Methans aus Faulräumen. GWF (Das Gas- und Wasserfach), 8. Dez. 1923.
- [10] Imhoff, K.: Digester gas for automobiles. Sewage Works Journal 1946, S. 17.
- [11] Imhoff, K.R.: Die Entwicklung der Abwasserreinigung und des Gewässerschutzes seit 1868. GWF 1979, S. 563.
- [12] Loll, U.: Optimale Gasproduktion bei der Ausfäulung organischer Substanzen. GWA (Gewässerschutz - Wasser - Abwasser), Band 45, Aachen 1981, S. 315.
- [13] Swanwick, J.D. et al: Recent work on the treatment and dewatering of sewage sludge. Proceedings of the 1. International Conference, Vol. 2, London 1964, S. 387. IAWPR.
- [14] Imhoff, K. und Imhoff, K.R.: Taschenbuch der Stadtentwässerung. 25. Auflage, Verlag R. Oldenbourg, München 1979.
- [15] Imhoff, K.R.: Schlammfall in Kläranlagen und Vermehrung bei Anwendung des ATV-Arbeitsblattes A 128. GWA, Band 45, Aachen 1981, S. 435.
- [16] Garber, W.F. et al: Thermophilic digestion at the Hyperion treatment plant. Journal Water Pollution Control Federation, 1975, 950.
- [17] Imhoff, K.R.: Erfahrungen des Ruhrverbandes bei der Klärschlammbehandlung. GWF 1975, 216.
- [18] Bomhard, H.: Faulbehälter aus Beton. Bauingenieur 1979, S. 77.

- [19] Fuhrman, R.E. : Scum control in sludge digestion. Sewage and Industrial Wastes 1954, S. 453.
- [20] Wiedemann, F. : Einrichtungen zur Umwälzung des Schlammes in Faulräumen. GWF 1977, S. 278.
- [21] Imhoff, K.R. : Schlammabeseitigung aus Hauskläranlagen. GWA, Bd. 4, Aachen 1971, 141.
- [22] Klauwer, E. : Einrichtung zur Übernahme von Fäkalien aus Klein- und Hauskläranlagen. Korrespondenz Abwasser (KA), in Vorbereitung.
- [23] Albrecht, D. : Erforderliche Leistungssteigerung bei Kläranlagen. Wirtschaftliche Nachrichten der IHK zu Essen, Heft 6, 1973.
- [24] Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik. 2. Auflage, Bd. III, S. 145, Verlag Wilhelm Ernst und Sohn, Berlin 1978.
- [25] Klauwer, E. und Rumpf, H.G. : Possibilities for reducing the costs of energy and conservation of primary energy in wastewater treatment. Proceedings of the 11th World Energy Conference, München 1980.
- [26] Seyfried, C.F. und Sixt, H. : Behandlung organisch verschmutzter Abwässer mit anaeroben Verfahren zur Minimierung des Energieaufwands. GWA, Bd. 45, Aachen 1981, S. 131.
- [27] Matsch, L.C. : Zweistufige aerobe - anaerobe Schlammbehandlung unter besonderer Berücksichtigung des erforderlichen Energieaufwandes und des zu erwartenden Gasanfalls. GWA, Bd. 45, Aachen 1981, S. 137.

IMHOFF, Klaus R., Bauass. Dr.-Ing. E.h.
 Ruhrverband und Ruhrtalsperrenverein
 Kronprinzenstr. 37
 4300 Essen 1
 Deutschland

PROBLEME DER SCHLAMMVERWERTUNG

O.J. FURRER, T. CANDINAS

1. EINLEITUNG

Klärschlamm aus häuslichen Abwässern enthält Pflanzennährstoffe und organische Substanzen. Er kann daher als natürliches Dünge- und Bodenverbesserungsmittel dienen. Die Verwertung des Schlammes im Landbau entspricht einer natürlichen Rezirkulation und ist aus ökologischen Überlegungen zu begrüssen.

Auch ökonomisch ist die Verwertung des Schlammes im Landbau sinnvoll. In vielen Fällen ist sie die kostenmässig günstigste Art, den Schlamm los zu werden. Sie ermöglicht zudem, Importdünger einzusparen, was volkswirtschaftlich vorteilhaft ist. Aber auch die Landwirtschaft kann dabei profitieren, wenn der Schlamm kostenlos auf die Felder ausgebracht wird.

Voraussetzung für ein einwandfreies Funktionieren der landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung, ist eine einwandfreie Qualität des Schlammes und eine geeignete Organisation von Transport, Verteilung und Beratung. Dies bedingt folgende Massnahmen:

- Untersuchung des Schlammes auf Pflanzennährstoffe (Gehalt und Wirksamkeit) und Berücksichtigung der mit Schlamm ausgebrachten Nährstoffe im Düngerplan.
- Überwachung des Klärschlammes auf schädliche Inhaltstoffe, speziell auf Schwermetall.
- Hygienisierung des Schlammes, der auf Futterflächen ausgebracht wird, und Überwachung auf pathogene Keime, speziell Salmonellen.
- Bereitstellung von ausreichenden Lagerkapazitäten, damit der Schlamm nicht zu ungeeignetem Zeitpunkt ausgebracht werden muss, speziell um Gewässerverschmutzung durch Klärschlamm zu vermeiden.

- Bereitstellen von geeigneten Mitteln für Transport und Verteilung des Schlammes.
- Information und Beratung der Klärmeister, der Transporteure und der Landwirte über die zweckmässige Anwendung und Handhabung zwecks einer echten, erfolgreichen Verwertung der Schlämme.

Die folgenden Ausführungen beziehen sich auf die Verhältnisse in der Schweiz, sowohl was die Gehalte als auch was die gesetzlichen Vorschriften (Klärschlammverordnung) betrifft. Auch werden vor allem die Ergebnisse der Forschungs- und Untersuchungstätigkeit unseres Instituts präsentiert.

2. DUENGERWERT DES KLAERSCHLAMMS

Eine echte Verwertung, eine fachgerechte Nutzung der im Schlamm enthaltenen Pflanzennährstoffe setzt voraus, dass die Gehalte bekannt sind, und dass auch über die Wirksamkeit und Verfügbarkeit dieser Düngstoffe Angaben vorhanden sind. In der Schweiz werden seit 1970 durch unser Institut in grösserem Ausmass Klärschlamm-Untersuchungen durchgeführt. In den Jahren 1977 bis 1981 wurden gesamthaft rund 2'500 Klärschlamm-Proben analysiert. Daneben wurden Untersuchungen über die Wirksamkeit von Stickstoff und Phosphor von Klärschlamm vorgenommen, umfassend chemische und biologische Laboruntersuchungen, Gefässversuche und Feldversuche.

1980 standen für rund 85 % der 6,3 Millionen Einwohner der Schweiz über 800 Abwasserreinigungsanlagen (ARA) in Betrieb. Etwa 70 % der Bevölkerung waren tatsächlich am Kanalisationsnetz angeschlossen.

Die Schlamm-Menge betrug 1980 gut 100 kt Trockenmasse (TM) von der Bevölkerung und fast 50 kt TM von Industrie und Gewerbe. Ueber 100 kt Schlamm-TM wurden, vor allem in flüssiger Form, in der Landwirtschaft verwertet.

Tabelle 1: Stand der Abwasserreinigung in der Schweiz 1980. Werte in Klammern = Anlagen mit chemischer P-Elimination.

ARA-Grössenklasse (Einwohner)	Anzahl ARA	Angeschlossene Einwohner (in 1'000)	
> 100'000	16 (11)	1'737	(1'086)
50 - 100'000	25 (13)	765	(348)
20 - 50'000	68 (40)	880	(507)
10 - 20'000	72 (37)	490	(259)
3 - 10'000	160 (85)	475	(259)
1 - 3'000	171 (72)	162	(69)
< 1'000	309 (67)	91	(25)
Total	821 (325)	4'600	(2'553)

Tabelle 2: Nährstoffgehalte von Abwasserklärslämmen der Schweiz. Gewogene Mittelwerte aus rund 2'500 Einzelanalysen.

Komponente	Gehalt
Trockenmasse (TM)	6,5 %
Glühverlust (organische Substanz)	420 g/kg TM
Stickstoff gesamt	39 g N/kg TM
davon: Ammonium	14 g N/kg TM
: organisch gebunden	25 g N/kg TM
Phosphor	26 g P/kg TM
Calcium	70 g Ca/kg TM
Magnesium	7 g Mg/kg TM
Kalium	2 g K/kg TM

2.1. Gehalt der Schlämme an Düngstoffen

Die in Tabelle 2 angegebenen Werte beziehen sich auf flüssig ausgebrachte Schlämme. Es handelt sich dabei ganz überwiegend um Faulschlämme; der Anteil aerob stabilisierter Schlämme ist sehr gering. Da seit 1976 alle grösseren Anlagen (> 10'000 Einwohner) im Rahmen der offiziellen Düngerkontrolle und seit 1980 als Folge der Klärschlamm-Verordnung auch kleinere Anlagen regelmässig überprüft werden, basieren die Werte in Tabelle 2 auf einem grossen Zahlenmaterial (FURRER et al. 1977, BOLLI-GER et al. 1979, FURRER et al. 1980). Zur Bildung der Mittelwerte wurde die Grösse der Anlagen berücksichtigt.

2.2. Wirksamkeit des Stickstoffs von Klärschlamm

Die Pflanzenverfügbarkeit des Stickstoffs hängt sehr stark von der Bindungsform ab. Im Klärschlamm sind im Wesentlichen zwei Fraktionen von N-Verbindungen vorhanden:

- a) wasserlösliche N-Formen (Ammonium, Nitrat, Harnstoff), die von den Pflanzen rasch aufgenommen werden können. Im Klärschlamm ist in dieser Fraktion ganz überwiegend Ammonium vorhanden (N_A), nur selten kann Nitrat festgestellt werden.
- b) organisch gebundener Stickstoff (N_O), der erst nach Ammonifikation von den Pflanzen aufgenommen werden kann.

Je nach Abbaubarkeit der organischen Substanz verläuft die Ammonifikation im Boden unterschiedlich schnell. Unter den Klimabedingungen, wie sie im schweizerischen Mittelland herrschen, kommen gemäss unsern Versuchen in einem biologisch aktiven Boden in der ersten, der Anwendung folgenden Vegetationsperiode etwa ein Viertel des organisch gebundenen Stickstoffs von Faulschlamm zur Wirkung. Die Ammonifikation ist ein biologischer Vorgang, der zwar langsam, dafür aber über längere Zeit lösliche N-Verbindungen liefert. So darf auch im nachfolgenden Jahr mit einer gewissen N-Nachwirkung gerechnet werden.

Aufgrund von Pflanzenversuchen berechnen wir (FURRER et al. 1978+1979) den Gehalt der Schlämme an wirksamem Stickstoff (N_W) nach folgender Formel:

$$N_W = 0,9 N_A + 0,25 N_O = 0,25 N_T + 0,65 N_A$$

wobei N_T = Total-Stickstoff

N_A = Ammonium-Stickstoff

N_O = organisch gebundener Stickstoff ($=N_T - N_A$)

(alle Werte in g N/kg TM)

Im Mittel kann mit einer Wirksamkeit von rund 90 % für N_A (weniger als 100 % wegen der Ammoniak-Verluste beim Ausbringen) und von rund 25 % für N_O gerechnet werden. Wenn man die so berechnete N-Wirksamkeit (x) mit der im Gefäßversuch festgestellten N-Wirksamkeit (y) vergleicht, erhält man eine Regressionsgerade ($y = -0,44 + 1,01 x$), die praktisch durch den Nullpunkt geht und eine Steigung von fast genau 1 aufweist (vgl. Abb. 1), stark gesichert ist ($r = 0,937$) und gerundet zum Ergebnis $y = x$ führt.

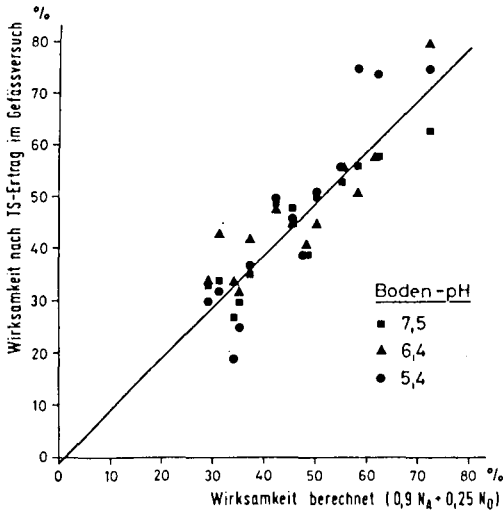


Abb. 1: Vergleich der in Versuchen festgestellten N-Wirksamkeit mit der nach der Formel $N_W = 0,9 N_A + 0,25 N_O$ (FURRER et al. 1978) berechneten N-Wirksamkeit von Schlamm.

Der Gehalt an N_O hängt stark vom Gehalt an organischer Substanz ab. Im Mittel enthält die organische Substanz rund 6 % N_O . Demgegenüber ist der Gehalt an Ammonium stark vom Wassergehalt der Schlämme abhängig, wie aus Abbildung 2 hervorgeht.

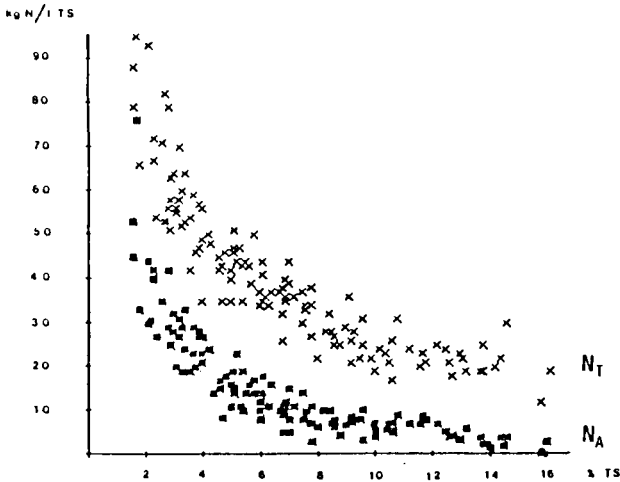


Abb. 2: Beziehung zwischen Trockensubstanzgehalt (TS) und Stickstoffgehalt von 125 Faulschlämmen.
(N_T = Total-Stickstoff, N_A = Ammonium-Stickstoff)

Wird der Wassergehalt in g Wasser pro g Trockenmasse (TS) angegeben, so ergeben sich lineare Beziehungen sowohl zur N-Wirksamkeit als auch zum Ammoniumanteil am Total-Stickstoff, zum C/N-Verhältnis und zum N_W -Gehalt in der TS (vgl. Abb. 3).

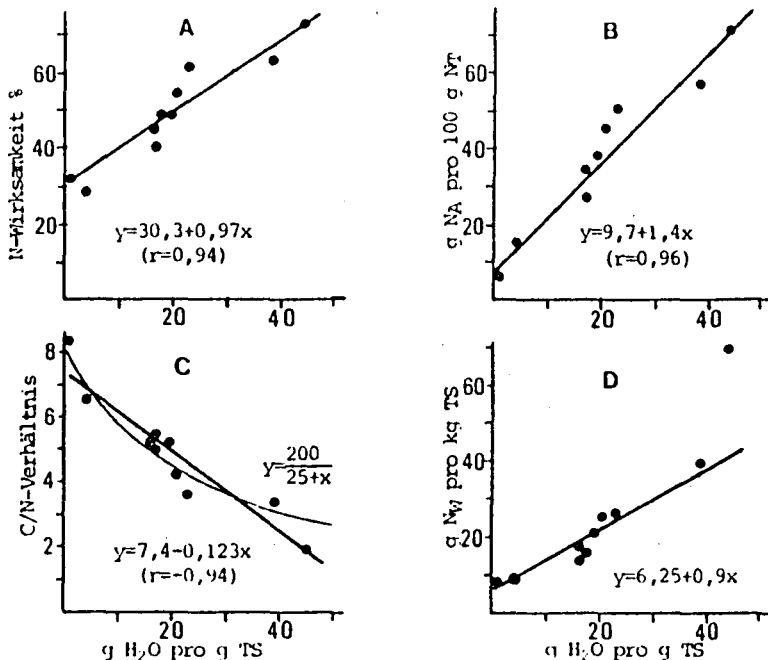


Abb. 3: Beziehung zwischen Wassergehalt (g W/g TS) von Faulschlamm und (A) N-Wirksamkeit im Pflanzenversuch, (B) Ammoniumanteil, (C) C/N-Verhältnis und (D) N_N-Gehalt.

2.3. Die Wirksamkeit des Phosphors von Klärschlamm

Die Kenntnis der P-Verfügbarkeit ist von besonderer Bedeutung, da Phosphor wertmässig der wichtigste Pflanzennährstoff in Schlamm ist. Der P-Gehalt schweizerischer Klärschlamm nahm seit 1971 von 11 g über 16 (1974) auf 26 g P/kg TM im Jahr 1980 zu. Der P-Gehalt von Schlamm ohne chemische P-Elimination betrug im Mittel 16 g, mit 3. Stufe aber gut 36 g P/kg TM. Die höchsten Werte aus Kläranlagen in Kurorten überschreiten 90 g P/kg TM (20 % P₂O₅), sind also P-reicher als die normalen P-Dünger (Thomasschlacke, Superphosphat). Dies dürfte auf den hohen Waschmittelverbrauch in diesen Gebieten zurückzuführen sein. Einen Eindruck über die weite Streuung der P-Gehalte von Klärschlamm vermittelt Abbildung 4.

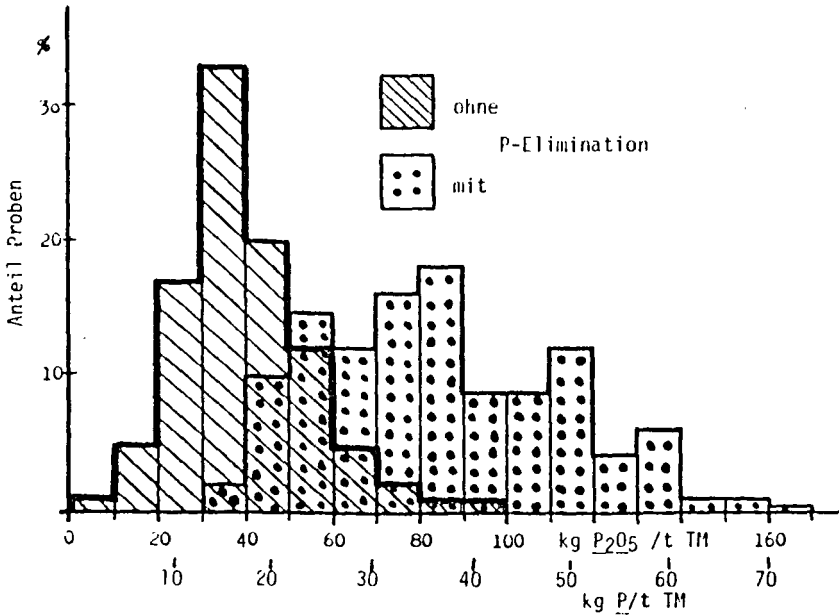


Abb. 4: P-Gehalt von schweizerischem Klärschlamm (1977/78) dargestellt als Histogramm. Klassenbreite = 10 g P₂O₅ = 4,364 g P/kg TM.

Untersuchungen in unserem Institut (GUPTA 1976, GUPTA et al. 1978, GUPTA et al. 1979, GUPTA et al. 1981a, HAENI et al. 1978, HAENI et al. 1979, HAENI et al. 1981, FURRER et al. 1981b), in anderen Instituten der Schweiz (GEERING et al. 1967, GEERING 1968, KUENZLI 1971) und der BRD (WERNER 1976) zeigen, dass Phosphor von Klärschlamm eine gute Wirksamkeit aufweist, die vergleichbar ist mit jener von Thomasschlacke. Dies gilt auch für das mit Eisen oder Aluminiumsalzen gefällte Phosphat. Ein Mass für die Wirksamkeit und Pflanzenverfügbarkeit von Phosphor ist die Löslichkeit in 2 %iger Zitronensäure. Für Thomasschlacke wird im schweizerischen Düngemittelbuch eine Zitronensäurelöslichkeit von mindestens 80 % verlangt. Das Histogramm in Abbildung 5 zeigt, dass bei den meisten Schlämmen eine Löslichkeit von 80 bis 95 % zu finden ist. Im Mittel

beträgt sie bei Schlämmen aus Anlagen ohne chemische P-Elimination 83 % (± 6), mit chemischer P-Elimination 90 % (± 4).

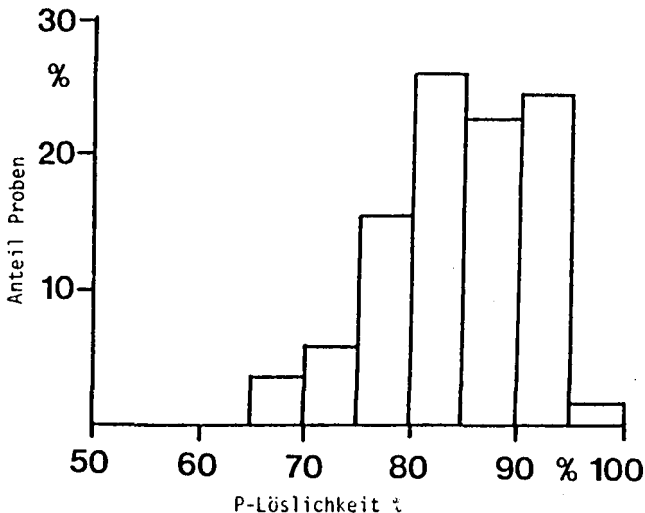


Abb. 5: P-Löslichkeit in 2 %iger Zitronensäure bei 57 Klärschlämmen aus der Schweiz, 1980 (Histogramm).

2.4. Besonderheiten des Klärschlammes als Düngemittel

Das Nährstoffverhältnis im Klärschlamm ist sehr einseitig. Schlamm enthält grosse P-Mengen und sehr wenig Kalium. Der N-Gehalt ist vergleichbar mit Gülle. Klärschlamm eignet sich als P-Ergänzung zu Rindergülle, die K-reich und eher P-arm ist. Als alleiniger Dünger eignet sich Klärschlamm nicht. Er führt zu P-Ueberdüngung und K-Mangel. Möchte man z.B. mit einem Klärschlamm aus einer Anlage mit chemischer P-Elimination den N-Bedarf von Silomais decken, würde man gleichzeitig die sechsfache Menge des benötigten Phosphors, aber nur 10 % der erforderlichen K-Menge verabreichen.

Klärschlamm gilt als organischer Dünger. Gut 40 % der Trockenmasse sind organische Substanz. Bedingt durch den hohen P-Gehalt und wegen der Schwermetalle können nur geringe Mengen Klärschlamm ausgebracht werden.

So ist die Zufuhr von organischer Substanz zum Boden zu bescheiden, um den Klärschlamm als wesentliches Bodenverbesserungsmittel zu bezeichnen. Das Verhältnis von organischer Substanz (OS) zu Phosphor beträgt für:

Sägemehl	:	10'000/1 (OS/P)
Stroh	:	1'000/1
Vollgülle	:	100/1
Klärschlamm:		10/1 (mit P-Elimination)

Klärschlamm ist ein Dünger, der meist einen hohen Wassergehalt aufweist. In Abbildung 6 sind der Einfluss des Wassergehaltes auf das Transportgewicht sowie der Einfluss der Transportdistanz auf die Transportkosten dargestellt.

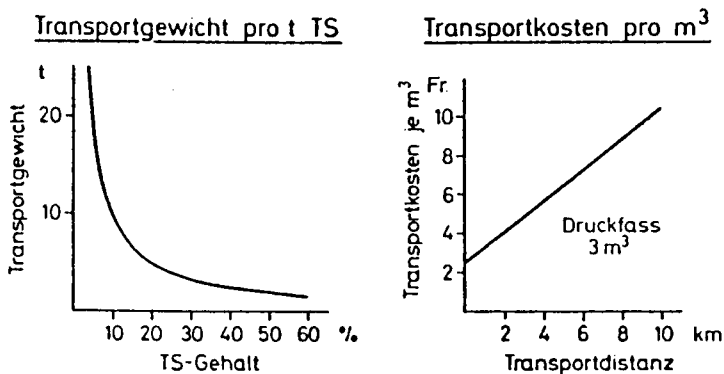


Abb. 6: Transportgewicht und Transportkosten in Abhängigkeit von Wassergehalt und Distanz.

2.5. Düngerwert

Zur Berechnung des Düngerwertes von Klärschlamm in Schweizerfranken werden die mittleren Preise für die Nährstoffe in Handelsdüngern verwendet:

N: Fr. 1.20 je kg N (entsprechend Preis für Harnstoff)
 P: Fr. 2.60 je kg P (entsprechend Preis für Thomasschlacke)
 K: Fr. -.70 je Kg K.

Für einen Klärschlamm mit mittlerem Gehalt lässt sich so folgender Düngerwert je t Trockenmasse berechnen:

19 kg N_W	à 1.20	= Fr. 23.--
26 kg P	à 2.70	= Fr. 70.--
3 kg K	à -.70	= Fr. 2.--
je t TM		= Fr. 95.--
je m ³ (6,5% TM)		= Fr. 6.--

Beim Stickstoff wurde der im Anwendungsjahr wirksame Anteil (N_W) berücksichtigt. Dazu darf für die N-Nachwirkung ein kleiner Zuschlag gemacht werden. Für Phosphor wurde der Preis für Thomasschlacke eingesetzt, die eine ähnliche P-Wirkung zeigt wie Klärschlamm. Ein kleiner Zuschlag darf auch für die organische Substanz gemacht werden, sodass mit rund einem Wert von Fr. 100.-- je t Trockenmasse gerechnet werden darf, wenn der Schlamm aufs Feld ausgebracht wird.

3. SCHADSTOFFE IM KLAERSCHLAMM

So sehr eine landwirtschaftliche Verwertung des Klärschlammes vom Gesichtspunkt der Ökologie einer blossen Beseitigung vorzuziehen ist, darf diese nur dann erfolgen, wenn damit nicht eine Schädigung des Bodens, der Gewässer, der Pflanzen und der Konsumenten verbunden ist. Schadstoffe in Klärschlamm stammen vor allem aus belasteten Abwässern, von Gewerbe und Industrie. Daneben sind aber auch viele diffuse Quellen vorhanden, sodass auch rein häusliche Abwässer eine gewisse Belastung mit Schadstoffen aufweisen.

Wenn Schadstoffe in den Boden gelangen, können negative Auswirkungen auftreten bezüglich:

- Boden, durch eine Beeinträchtigung der biologischen Prozesse im Boden, was zu einer verzögerten Humifizierung (Folge = Rohhumusaufgabe), zur Bildung ungünstiger Abbauprodukte, zu einer Verschlechterung der Bo-

denstruktur und zu einer Hemmung des Abbaues organischer Pestizide führen kann,

- Wasser, indem unerwünschte Stoffe aus dem Boden ins Wasser gelangen,
- Pflanzen, sowohl durch direkte toxische Wirkung auf das Wachstum, als auch in einer Verschlechterung der Pflanzenqualität durch Anreicherung unerwünschter Stoffe,
- Konsumenten (Tiere, Menschen) von belasteten Pflanzenprodukten.

Eine Beschränkung der Schadstoffzufuhr zum Boden durch Abfallstoffe ist umso dringender, als der Boden auch aus andern Quellen (Hof- und Handelsdünger, Spritzmittel, Regen, Luftimmissionen) belastet wird.

3.1. Anreicherung von Schadstoffen im Boden

Verschmutzte Luft wird rasch wieder rein, wenn die Verschmutzungsquellen beseitigt werden. Ähnlich ist es bei Fließgewässern. Bei Seen und beim Grundwasser dauert es schon lange, bis eine Verschmutzung wieder saniert ist. Beim Boden aber kann eine Kontamination irreversibel sein und zu Schäden führen, die kaum mehr zu beheben sind.

Besonders gefährlich ist eine Anreicherung von Schadstoffen im Boden. Die Akkumulation ist gering bei biologisch oder chemisch leicht abbaubaren Stoffen. Abb. 7 zeigt jedoch deutlich, dass die Anreicherungsgefahr mit abnehmender Abbaurate stark zunimmt. Daraus ergibt sich die Forderung, möglichst keine schwerabbaubare organische Chemikalien, wie zum Beispiel chlorierte Kohlenwasserstoffe, zu verwenden. Es ist aber auch zu bedenken, dass hohe Konzentrationen von Schwermetallen oder Pestiziden die biologische Aktivität hemmen, den Abbau verlangsamen und so die Akkumulation verstärken können.

Die Schwermetalle sind im Boden ein besonderes Problem. Sie sind nicht abbaubar, werden auch kaum ausgewaschen und die Pflanzen können nur sehr geringe Mengen ertragen und aufnehmen. Die Gefahr der Anreicherung im Boden ist somit extrem gross. In Tabelle 3 sind Beispiele aus der Praxis für Zinkanreicherungen im Boden als Folge der Verwendung von Siedlungsabfällen in der Landwirtschaft aufgeführt.

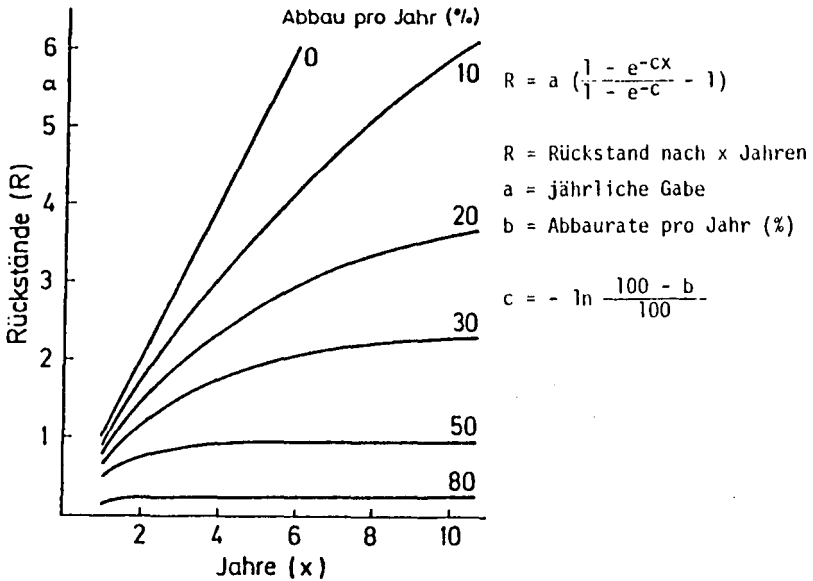


Abb. 7: Anreicherungskurven bei verschiedener Abbaugeschwindigkeit

Tabelle 3: Zinkanreicherung im Boden (mg Zn/kg Boden-TM) als Folge von Klärschlamm (KS)- und Müllkompost (MK)-Anwendung.

Zn(t) = Totalgehalt an Zink

Zn(l) = in 1M Ammonacetat (pH 4,8) löslicher Zink

Ort Zn-Quelle	Zufikon KS (3000 m ³)	Belp KS (2400 m ³)	Biel MK
mg Zn/kg Boden-TM			
Zn(t): unbelasteter Boden	70	128	87
belasteter Boden	584	729	1570
Anreicherungsfaktor	8	6	18
Zn(l): unbelasteter Boden	2	3	10
belasteter Boden	167	88	580
Anreicherungsfaktor	83	29	58
Zn-Löslichkeit in % von Zn(t)			
unbelasteter Boden	3	2	11
belasteter Boden	29	12	37

Eine derart ausgeprägte Zunahme des Schwermetall-Gehaltes im Boden in relativ kurzer Zeit beunruhigt, wenn man bedenkt, dass der Boden auf sehr lange, ja für alle Zeiten in einem fruchtbaren Zustand erhalten werden muss. Vor allem bedenklich ist die Zunahme der Löslichkeit und damit der Toxizität der Metalle als Folge der Akkumulation.

3.2. Festlegung von Schwermetallen im Boden

Schwermetalle, die in den Boden gelangen, treten hier in ein neues Löslichkeitsgleichgewicht ein. Dieses Gleichgewicht hängt sowohl von der Bindungsform der Schwermetalle im zugeführten Produkt (z.B. Klärschlamm, Kompost) als auch von den Bodeneigenschaften ab. Unter diesen sind vor allem der pH-Wert sowie die Art und Menge der Bodenkolloide (Ton, Humus, amorphe Fe- und Al-Oxide) von Bedeutung.

An den negativen Ueberschussladungen der Tonminerale findet eine nicht selektive Bindung von Schwermetallen (austauschbar durch Salzlösungen) statt, während Oxide und organische Bodensubstanz (Humus) mit ihren pH-abhängigen Oberflächenladungen die Schwermetalle selektiv und damit nicht austauschbar festzulegen vermögen. Neben dieser Fixierung an den verschiedenen Adsorptionsplätzen, kann bei pH-Werten > 6 zusätzlich eine Schwermetall-Fällung in Form von schwerlöslichen Verbindungen (Hydroxide, Karbonate, Phosphate etc.) erfolgen.

Obenstehende Betrachtungen zeigen, dass in Böden mit tiefen pH-Werten und niedrigem Gehalt an Bodenkolloiden schon nach geringer Schwermetallbelastung erhöhte Konzentrationen in der Bodenlösung auftreten können (Abb. 8 und 9).

Bei der Beurteilung des Schwermetall-Problems ist zu berücksichtigen, dass Humusabbau und Versauerung der Böden unter dem Einfluss von Düngung, Bewirtschaftung und natürlicher Entwicklung relativ rasch verlaufen kann. Dadurch kann die Mobilität und damit die Toxizität der schon im Boden vorhandenen Schwermetalle stark erhöht werden.

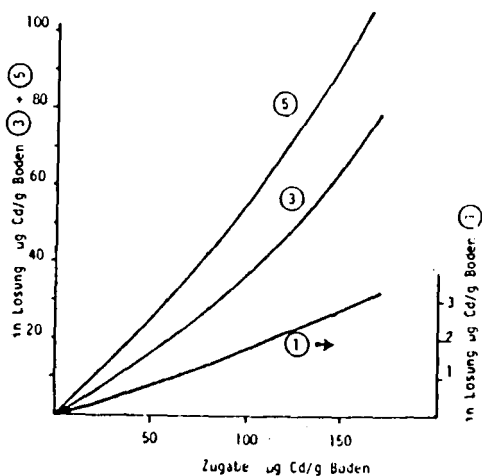


Abb. 8: Löslichkeit (Extraktion mit 10 ml M NaNO_3 /g Boden) von Cadmium in Böden mit unterschiedlicher Kationenaustauschkapazität (KAK)

Bodennummer	pH	Humus (%)	Ton (%)	KAK (mäq/100g)
1	5,9	18,1	41,4	57,4
3	5,7	6,0	14,5	13,6
5	5,6	2,1	13,1	8,0

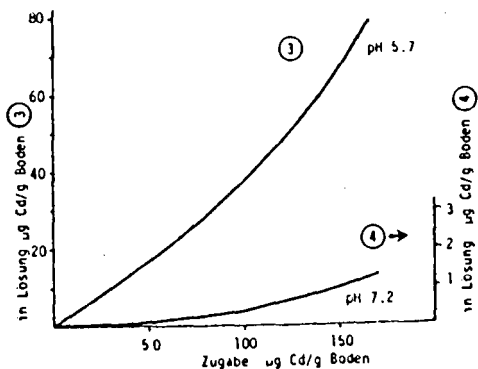


Abb. 9: Löslichkeit (Extraktion mit 10 ml M NaNO_3 /g Boden) von Cadmium in Böden mit unterschiedlichem pH-Wert

Bodennummer	pH	Humus (%)	Ton (%)	KAK (mäq/100 g)
3	5,7	6,0	14,5	13,6
4	7,2	5,3	9,4	17,4

3.3. Schwermetall-Grenzwerte

Im Bestreben, den Boden als wichtigen Bestandteil unserer Umwelt auf lange Sicht in einem gesunden, fruchtbaren Zustand zu erhalten und vor einer unverantwortbaren Schwermetall-Kontamination zu schützen, gelangen in der Schweiz die in Tabelle 4 aufgeführten Schwermetall-Grenzwerte zur Anwendung. Bei der Festlegung dieser Werte wurden die oben erwähnten Kriterien berücksichtigt.

Tabelle 4: Grenzwerte für Schwermetall-Gehalte in Klärschlamm und die daraus abgeleiteten für den Boden maximal zulässigen Frachten und Gehaltsanstiege in 100 Jahren.

Element	Klärschlamm Grenzwert mg/kg TM	Im Boden Frachten $\text{g ha}^{-1}\text{j}^{-1}$	zulässige Gehaltsanstiege mg/kg Boden
Hg Quecksilber	10	25	1
Mo Molybdän	20	50	2
Cd Cadmium	30	75	3
Ni Nickel	200	500	20
Cr Chrom	1'000	2'500	100
Cu Kupfer	1'000	2'500	100
Pb Blei	1'000	2'500	100
Zn Zink	3'000	7'500	300

Neben den Schwermetall-Grenzwerten enthält die schweizerische Klärschlamm-Verordnung auch eine Beschränkung der zulässigen Ausbringmenge auf maximal 2,5 t KS-TM je ha im Mittel der Jahre. Dadurch ergibt sich eine Beschränkung der jährlichen Fracht je ha ($\text{g ha}^{-1}\text{j}^{-1}$). Ebenfalls können so theoretisch die maximalen Gehaltsanstiege innerhalb von 100 Jahren berechnet werden (Tab. 4, Kolonne 3). Dabei wird vorausgesetzt, dass die gesamte Schwermetall-Fracht in den obersten 20 cm Bodenschicht (rund 2'500 t/ha) festgehalten wird und dass nichts von den Pflanzen aufgenommen wird. Dieser maximal zulässige Gehaltsanstieg nach 100 Jahren entspricht weitgehend den von KLOKE 1980 vorgeschlagenen Orientierungswerten für tolerierbare Schwermetall-Gehalte in Böden.

3.4. Schwermetall-Gehalte in schweizerischen Klärschlämmen

In Tabelle 5 sind die mittleren Schwermetall-Gehalte der schweizerischen Klärschlämme aufgeführt. Es handelt sich um "gewogene" Mittelwerte, wobei die einzelnen Analysenwerte entsprechend der jeweils anfallenden Klärschlamm-Menge gewichtet wurden. Gleichzeitig sind auch die Extremwerte angegeben. Als Folge der seit 1977 systematisch durchgeführten Schwermetall-Ueberwachung aller grösseren Kläranlagen sind extrem hohe Werte praktisch verschwunden und die Mittelwerte deutlich gesunken.

Tabelle 5: Schwermetall-Gehalte (g/t TM) der Schlämme der 205 grössten Kläranlagen der Schweiz 1980/81.

Element	Mittelwert	Minimum	Maximum	Grenzwert	Anteil Proben über Grenzwert
Mo Molybdän	9	1	56	20	9 %
Cd Cadmium	9	1	203	30	8 %
Co Kobalt	11	1	305	100	1 %
Ni Nickel	63	1	4'050	200	5 %
Cr Chrom	120	14	9'630	1'000	4 %
Cu Kupfer	360	58	3'710	1'000	6 %
Pb Blei	320	46	3'720	1'000	5 %
Zn Zink	1'770	330	8'140	3'000	10 %

4. HYGIENE - PROBLEME

Abwässer, die der Kläranlage zugeführt werden, können eine ganze Reihe von mikrobiellen und tierischen Krankheitserregern enthalten. Als wichtigste sind die Salmonellen und Eier von Eingeweidewürmern (Spulwurm, Peitschenwurm und Rinderfinnenbandwurm) zu nennen. Daneben können auch Virusarten (Erreger der Hepatitis und Enteroviren als Durchfallerreger) eine Rolle spielen (PREUNER 1980). Protozoen und Arthropoden hingegen

spielen in unseren Breitengraden als Pathogene im Klärschlamm keine Rolle (FITZGERALD 1979). In den Kläranlagen findet eine Sedimentation der festen Abwasserbestandteile statt. Dabei gelangt ein Teil der im Abwasser vorhandenen Krankheitserreger in den Absetzschlamm. Dieser ist somit ein Konzentrat der mikrobiellen Bestandteile des Abwassers. Die weitere Behandlung des Frischschlammes in Faultürmen oder durch aerobe Stabilisierung vermag den Gehalt an Salmonellen von durchschnittlich 10^5 bis 10^6 auf etwa 10^3 pro Liter zu reduzieren (vgl. Abb. 10). HESS et al. 1976 konnten in 92 % der untersuchten Frischschlämme, in 78 % der aerob stabilisierten Schlämme und in 82 % der Faulschlämme aus schweizerischen Kläranlagen Salmonellen nachweisen. Durch herkömmliche Schlammbehandlungsverfahren können auch Wurmeier nicht entwicklungsunfähig gemacht werden (FITZGERALD et al. 1977). Eine genügende Schlamm-entseuchung durch die heute üblichen Klärvorgänge ist also nicht gegeben.

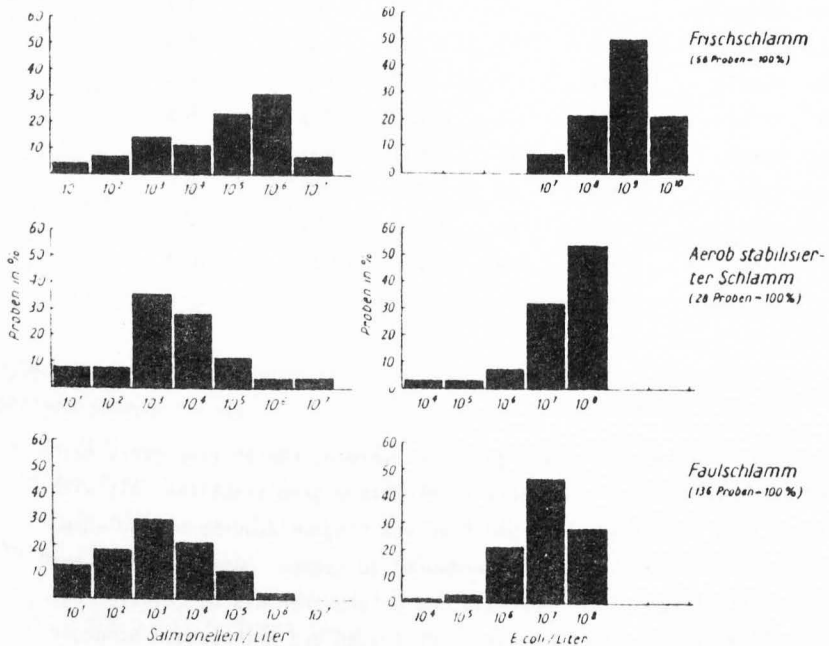


Abb. 10: Prozentuale Verteilung von Klärschlamm-Proben nach Salmonellen- und E. coli-Gehalt pro Liter (HESS et al. 1976)

Gelangen Krankheitserreger aus Klärschlamm in den Boden oder auf Pflanzen, werden sie durch die unwirtliche Umgebung und durch die intensive Tätigkeit der dort lebenden Mikroorganismen in kurzer Zeit stark reduziert. Es konnte jedoch mehrfach nachgewiesen werden, dass einzelne Salmonellen über viele Monate auf der Grasnarbe und selbst auf der Bodenoberfläche überdauern können (HESS et al. 1976). Auch von vielen Wurmartarten ist bekannt, dass sie sehr widerstandsfähige Eier ausbilden, die monate-, ja sogar jahrelang im Freien überdauern können. Die Infektion von Mensch und Tier mit Salmonellen und Wurmeiern erfolgt in der Regel durch infizierte Nahrungsmittel. Während 1 Wurmei zur Infektion genügen kann, braucht es zur Auslösung einer Salmonellose (ausser typhusähnlichen Formen) mindestens eine Million Keime. In der Schweiz konnte in einzelnen Fällen eine Salmonelleninfektion von Rindvieh über Klärschlamm nachgewiesen werden (BREER 1981). Für den Menschen besteht das Risiko einer Infektion vor allem beim Verzehr von kontaminiertem Fleisch. Salmonellen können sich auf diesem Substrat in kürzester Zeit massiv vermehren, wenn die Kühlkette unterbrochen wird.

Die Landwirtschaft hat aus diesen Gründen mit Recht die Forderung nach Schutzmassnahmen erhoben. Nachdem in der Schweiz heute verschiedene technisch erprobte und wirksame Hygienisierungsanlagen im Betrieb sind, konnte diesen Forderungen Nachdruck verschafft werden.

Die Klärschlamm-Verordnung vom 1. Mai 1981 verlangt, dass Klärschlamm, der auf Futter- oder Gemüseflächen ausgebracht oder in Güllegruben eingefüllt wird, hygienisiert werden muss. Auf Ackerflächen darf unhygienisierter Klärschlamm nur ausgebracht werden, wenn er vor der Saat in den Boden eingearbeitet wird. Auf den übrigen Flächen kann hingegen auch unhygienisierter Klärschlamm ausgebracht werden, da dort das Infektionsrisiko als sehr gering eingestuft wird.

Klärschlamm gilt als hygienisch einwandfrei, wenn er nicht mehr als 100 Enterobacteriaceen pro Gramm und keine infektiösen Wurmeier mehr enthält.

Im übrigen gelten für das Düngen mit Klärschlamm die Vorschriften des schweizerischen Milchlieferungsregulativs, welches insbesondere das

Düngen auf nachgeschossenes Gras, sobald dieses eine Höhe von 10 cm erreicht hat, verbietet.

5. ORGANISATION DER SCHLAMMVERWERTUNG IN DER SCHWEIZ

5.1. Klärschlammverordnung

Eine sehr wichtige Voraussetzung für eine erfolgreiche, geordnete Schlammverwertung in der Landwirtschaft ist eine funktionierende Organisation mit klarer Zuteilung der Pflichten und Verantwortungen an die einzelnen Beteiligten. Seit 1. Mai 1981 ist in der Schweiz eine Klärschlammverordnung in Kraft. Die darin festgelegten Pflichten a) der Inhaber der Abwasserreinigungsanlagen, b) der Transporteure und c) der Abnehmer sind hier in Stichworten aufgeführt:

a) Inhaber der Abwasserreinigungsanlagen:

- Erstellen der nötigen Schlamm-Stapelmöglichkeit für mindestens 3 Monate
- Hygienisierung des Schlammes, wenn auf Futter- oder Gemüseflächen ausgebracht.
- Einhalten der Schwermetall-Grenzwerte
- Abgeben von Lieferschein mit Angaben über Menge, Gehalt und Beschaffenheit des gelieferten Schlammes.
- Führen eines Abnehmerverzeichnis

b) Transporteure:

- Ausstellen des Lieferscheines
- Einhalten von Beschränkungen wie unter c) Abnehmer

c) Abnehmer:

- Vermeidung von Ueberdüngung
- Vermeidung von Gewässerverschmutzung
- Mengenbeschränkung auf 7,5 t TM/ha innert 3 Jahren

- Nur hygienisierten Schlamm auf Gemüse- und Futterflächen, sowie in Güllegruben
- Kein Schlamm in Wald und auf Moore, an Ufer, auf gefrorenen oder durchnässten Boden und in Schutzzonen
- Nur auf bewachsenen oder unmittelbar nachfolgend bepflanzten Böden (Vermeidung von Nitratbelastung des Grundwassers)

5.2. Klärschlamm-Kontrolle

Die Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld ist für die Düngerkontrolle in der Schweiz verantwortlich. Im Rahmen dieser Kontrolle werden seit 1977 die Schlämme aller grösseren Anlagen untersucht. Die neue Klärschlamm-Verordnung dehnt diese Kontrolle auf alle Anlagen aus, so dass nun seit 1981 die Anlagen mit einem Klärschlamm-Anfall von wenigstens 100 t/TM (rund 4'000 Einwohner) regelmässig kontrolliert werden. Es werden vier mal pro Jahr Proben erhoben und auf Nährstoffe, Schwermetalle und Enterobacteriaceen untersucht. So wird 95 % des in die Landwirtschaft fliessenden Schlammes durch die Kontrolle erfasst.

5.3. Klärschlamm-Beratung

Klärschlamm ist ein relativ neuer Dünger, mit dem die Bauern nicht so vertraut sind. Umso wichtiger ist eine gute Beratung im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Düngerverwertung. Wie die Düngerkfirmen müssen auch die Kläranlagen bestrebt sein, durch eine gute Beratung für eine erfolgreiche, pannenlose Verwertung ihrer Produkte besorgt zu sein. Dies ist eine wichtige Voraussetzung um den Absatz des Schlammes auf lange Dauer sicherzustellen.

Mit der Kontrolle verbindet unser Institut eine gewisse Beratung. Zusätzlich zu den Analysendaten erhalten die Kläranlagen eine Aufstellung über den Nährstoff-Gehalt, über die empfohlene Anwendungsmenge und über die darin enthaltenen Nährstoffmengen in Abhängigkeit vom Trockensubstanzgehalt der Schlämme (vgl. Abb. 11). Diese Angaben dienen für Klärmeister und Transporteure als Grundlage für die Schlamm dosierung und für eventuell notwendige Beratung der Abnehmer.

DUENGERBERATUNGSTABELLE

TSZ	NAHRSTOFFGEGHALT (KG/M3)			EMPFOHLENE KLÄRSCHLAMMGABE		DAMIT AUSGERECHNETE NAHRSTOFFMENGE (KG/HA)		
	NTOT	NWIRK	P205	M3/HA	T TS	NTOT	NWIRK	P205
0 0	0 77	0 51	1 17	80	1 6	77	41	115
2 5	0 96	0 54	1 55	80	2 0	86	44	140
3 0	1 13	0 58	1 96	80	2 4	98	46	170
3 5	1 32	0 61	2 42	80	2 8	109	49	200
4 0	1 49	0 64	2 84	78	3 1	117	50	225
4 5	1 64	0 67	3 29	75	3 4	122	50	240
5 0	1 74	0 70	3 56	72	3 6	126	50	255
6 0	2 02	0 76	4 27	66	3 9	133	50	280
7 0	2 29	0 82	4 98	60	4 2	138	50	300
8 0	2 55	0 88	5 67	53	4 2	135	47	300
9 0	2 82	0 95	6 40	47	4 2	132	44	300
10 0	3 08	1 01	7 11	42	4 2	130	42	300
11 0	3 35	1 07	7 82	38	4 2	129	41	300
12 0	3 61	1 13	8 53	35	4 2	127	40	300
13 0	3 88	1 19	9 24	32	4 2	126	39	300
14 0	4 14	1 25	9 95	30	4 2	125	38	300
15 0	4 41	1 32	10 66	28	4 2	124	37	300

CHGO AFA

DATUM

FAL-LIEFERFELD

Abb. 11: Beispiel einer dem Analysenbericht beigelegten, vom Computer berechneten "Düngertabelle"

Die ersten vier Kolonnen dieser Düngerberatungstabelle können für den Lieferschein übernommen werden, wie Abb. 12 zeigt.

Aufgrund unserer Erfahrungen empfehlen wir den Abwasserverbänden regionale Klärschlamm-Beratungsdienste zu organisieren. Im Verhältnis zu den Mehrkosten für alternative Schlammabeseitigung (Deponie, Verbrennung) ist der Aufwand für die Beratung sehr klein. Besondere Bedeutung kommt einer guten Ausbildung und Information der Klärschlamm-Transporteure zu. Zur Vermeidung von P-Überdüngung hat sich ein P-Bedarfs-Nachweis bewährt. Aus der Landfläche wird der P-Bedarf des Landwirtschaftsbetriebes und aus dem Tierbestand der Anfall an Hofdünger berechnet. Geliefert wird die zur Ergänzung der Hofdünger notwendige P-Menge in Form von Klärschlamm.

Kläranlage Uster

Tel. 01/840 24 55

Leo Welte AG, Transporte

Tel. 01/835 25 50 oder 04116 85

Klärschlamm-Liefermeldung № 3004

 Datum: 20. Januar 1982

 Empfänger: f. Müller, Kirchdorf

Gelieferte Menge

 NAEHRSTOFFGEHALT
(KG/M3)

		TSZ	NTOT	NWIRK	P2O5	
80 m ³	5 % TS	2.0	0.79	0.51	1.17	
		2.5	0.96	0.54	1.55	
		3.0	1.13	0.58	1.96	
		3.5	1.32	0.61	2.42	
		4.0	1.49	0.64	2.84	
40 t TS		4.5	1.63	0.67	3.20	
		5.0	1.76	0.70	3.56	
		6.0	2.02	0.76	4.27	
	140 kg N-Total		7.0	2.29	0.82	4.98
			8.0	2.55	0.88	5.69
		9.0	2.82	0.95	6.40	
56 kg N-wirksam			10.0	3.08	1.01	7.11
			11.0	3.35	1.07	7.82
		12.0	3.61	1.13	8.53	
	285 kg P ₂ O ₅		13.0	3.88	1.19	9.24
			14.0	4.14	1.25	9.95
		15.0	4.41	1.32	10.66	

Schlammqualität

 Für Futter- und Gemüseflächen geeignet ja nein

 Schwermetallgehalt unter Grenzwert *

* wenn nein: Maximalgabe je ha:t TS pro 3 Jahre

6. ZUSAMMENFASSUNG

Im Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Verwertung der Klärschlämme stellen sich viele Probleme, zu deren Lösung die vorliegende Arbeit beitragen will.

Der Düngerwert von Klärschlamm ist nicht einheitlich, sondern schwankt in weiten Grenzen. Es sind daher Analysen der Schlämme der einzelnen Anlagen notwendig. Klärschlamm ist vor allem ein Phosphordünger, besonders wenn eine chemische P-Elimination vorgenommen wird. Die P-Wirksamkeit ist bei Schlämmen ähnlich der Thomasschlacke. Der organisch gebundene Stickstoff des Schlammes ist jedoch nur zu etwa 25 % im ersten Jahr pflanzenverfügbar. Klärschlamm ist ein einseitig zusammengesetzter Dünger und benötigt eine Ergänzung mit Kalium.

Schadstoffe, besonders Schwermetalle beeinträchtigen die Verwendbarkeit von Klärschlamm als Dünger. Schwermetall-Grenzwerte und Beschränkung der Austragsmengen ermöglichen eine Vermeidung von Schwermetall-Schäden.

Hygieneprobleme ergeben sich vorallem durch Salmonellen und Wurmeier in Schlämmen. Zur Vermeidung der Infizierung von Tieren empfiehlt sich eine Hygienisierung der Schlämme. Eine bewährte Methode ist die Pasteurisierung des Schlammes vor der Faulung.

Der Organisation der Schlammverwertung kommt grosse Bedeutung zu. Die in der Schweiz geltende Klärschlamm-Verordnung ist ein wirksames Instrument für eine zweckmässige Schlammverwertung. Sie umschreibt die Aufgaben der Lieferanten, Transporteure und Abnehmer. Sie enthält Schwermetall-Grenzwerte und Hygienevorschriften, sowie Anforderungen an Stapelmöglichkeiten.

Der Lieferschein ist ein Mittel zur Beratung der Schlammabnehmer und ermöglicht einen zweckmässigen Einsatz des Schlammes als Düngemittel mit Einbezug in die Düngeplanung.

7. LITERATUR

- Bolliger, R. und Furrer, O.J., (1981). Nährstoffgehalte in Schlämmen aus schweizerischen Kläranlagen. Proceedings of the First European Symposium on "Treatment and Use of Sewage Sludge", Cadarache F, 13-15 Febr. 1979. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, 242-246.
- Breer, C., (1981). Freilandbiologie und Infektzyklen der Salmonellen. Schweiz. Arch. Tierheilk., 123, 89-96.
- Fitzgerald, P.R., (1979). Potential impact on the public health due to parasites in soil/sludge systems. 8th Nat. Conf. on Municipal Sludge Management, Miami Beach.
- Fitzgerald, P.R., Ashley, R.F., (1977). Differential survival of ascaris ova in wasterater sludge. Journal Water Pollution Control Federation, Washington.
- Furrer, O.J., (1977). Der Düngerwert des Klärschlamm. Informationstagung "Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft". FAC Liebefeld.
- Furrer, O.J., (1977). Die Belastbarkeit des Bodens mit Klärschlamm. Informationstagung "Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft". FAC Liebefeld.
- Furrer, O.J., (1977). Landwirtschaftliche Verwertung von Klärschlamm: Probleme durch Industrieabwässer. Textilveredlung 12 (6), 244-247.
- Furrer, O.J., (1977). Einfluss hoher Gaben an Klärschlamm und Schweinegülle auf Pflanzenertrag und Bodeneigenschaften. Landw. Forsch. Sonderheft 33/I, 249-256.
- Furrer, O.J., (1978). Kontrolle der Qualität von Klärschlamm für die landwirtschaftliche Verwertung. Umweltschutz; Referate der 7. Fachtagung anlässlich der PRO AQUA - PRO VITA 1977 in Basel. S. 52-63.
- Furrer, O.J. und Roulet, M., (1977). Gehalt an Nährstoffen und Mikroelementen in Klärschlamm aus schweizerischen Abwasserreinigungsanlagen. Landw. Forsch. Sonderheft 33/I, 206-209.

- Furrer, O.J. und Bolliger, R., (1978). Die Wirksamkeit des Stickstoffes im Klärschlamm. Schweiz. landw. Forsch. 17 (3/4), 137-147.
- Furrer, O.J., (1979). Die Wirkung von Klärschlamm und Müllkompost auf Pflanzen, Boden und Sickerwasser in einem Lysimeterversuch. Bodenkundl. Gesellschaft der Schweiz, Bulletin Nr. 3, 73-82.
- Furrer, O.J., (1979). Uebersicht über die wichtigsten Parameter zur Charakterisierung der Schlämme hinsichtlich Beseitigung und Wiederverwertung. ATV-Kurs: Schlammbehandlung und Schlammabeseitigung. Laesphe, Okt..
- Furrer, O.J., Schwermetallgehalte in Müllkompost und in mit Kompost behandelten Böden. Sammelband der Referate der Informationstagung über die Verwertung von Müll- und Müllklärschlamm-Komposten in der Landwirtschaft. Gottlieb-Duttweiler-Institut 1980, 4-11.
- Furrer, O.J., Landwirtschaftlicher Wert des Klärschlammes. EAS-Seminar "Landwirtschaftliche Verwertung von Abwässerschlämmen", Basel, 24.-26. Sept. 1980 (4. 4./] -11).
- Furrer, O.J., (1981). Accumulation and Leaching of Phosphorus as influenced by Sludge Application. Proceedings on the EEC-Seminar, Groningen NL, June 12-12, 1980 on "Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Waste Slurries". Published by D. Reidel Publishing Company, Dordrecht NL, 235-240.
- Furrer, O.J. und Bolliger, R., (1981). Wirksamkeit des Stickstoffs von verschiedenen Klärschlämmen im Vergleich zu Ammonnitrat. Proceedings of the First European Symposium "Treatment and Use of Sewage Sludge", Cadarache F, 13-15 Febr. 1979. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, 247-252.
- Furrer, O.J. and Bolliger R., (1981). Phosphorus Content of Sludge from Swiss Sewage Treatment Plants. Proceedings on the EEC-Seminar, Groningen NL, June 12-13, 1980 on "Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Waste Slurries". Published by D. Reidel Publishing Company, Dordrecht NL, 91-98.

- Furrer, O.J., Keller, P., Häni, H. und Gupta, S.K., Schadstoffgrenzwerte - Entstehung und Notwendigkeit. EAS-Seminar "Landwirtschaftliche Verwertung von Abwasserschlämmen", Basel, 24.-26. Sept. 1980 (1.2/1-8).
- Geering, J., (1968). Richtlinien für die Verwendung von Abwasser-Klärschlamm im schweizerischen Futter- und Ackerbau. Mittg. Schweiz. Landw. 16, 1-16.
- Geering, J., Künzli, W., (1967). Wirkungsvergleich von Gülle und Klärschlamm als Wiesendünger. Schweiz. landw. Forschg. 6, 301-331.
- Gupta, S.K., Ueber die Phosphat-Elimination in den Systemen $H_3PO_4-\gamma-FeO(OH)$ und $H_3PO_4-FeCl_3$ und die Eigenschaften von Klärschlamm-Phosphat. Philosophisch-naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Bern, 9. Dez. 1976.
- Gupta, S.K. und Häni, H., (1978). Form und Wirksamkeit von Klärschlammphosphat. Bulletin "Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz" 2, 24-31.
- Gupta, S.K., Häni, H. and Schindler, P., (1979). Factors Affecting the Degree of Phosphate Removal in the System $FeCl_3$ -orthophosphat and Nature of the Precipitates. Z. Pflanzenernähr. Bodenkd. 142, 705-718.
- Gupta, S.K. and Häni, H., (1981). Estimation of Available Phosphate Content of Sewage Sludge. Proceedings of the First European Symposium on "Treatment and Use of Sewage Sludge", Cadarache F, 13-15 Febr. 1979. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, 261-268.
- Gupta, S.K. and Häni, H., (1981). Effect of Copper Supplied in Form of Different Cu-saturated Sludge Samples and Copper Salt on the Cu-concentration and Dry Matter Yield of Corn Grown in Sand. Proceedings of the EEC Workshop organised by the Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Station d'Agronomie, Bordeaux, Octobre 8-10, 1980. Published by D. Reidel Publishing Company, Dordrecht NL, 287-302.

- Gupta, S.K. and Häni, H., (1981). Easily Extractable Cd-content of a Soil-its Extraction, its Relationship with the Growth and Root Characteristics of Test Plants and its Effect on Some of the Soil Microbiological Parameters. Proceedings of the Second European Symposium, Vienna, October 21-23, 1980 on "Characterization, Treatment and Use of Sewage Sludge". Published by D. Reidel Publishing Company, Dordrecht NL, 665-676.
- Häni, H., (1977). Das Problem der Anreicherung von Schwermetallen im Boden, Informationstagung "Klärschlammverwertung in der Landwirtschaft". FAC Liebefeld.
- Häni, H. und Gupta, S.K., (1978). Kann Klärschlamm als P-Dünger verwendet werden ? Schweiz. landw. Forsch. 17, (1/2), 15-28.
- Häni, H., (1981). Lösliche Schwermetallgehalte im Klärschlamm und Müllkompost. Proceedings of the First European Symposium on "Treatment and Use of Sewage Sludge", Caderache F, 13-15 Febr. 1979. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, 399-406.
- Häni, H. und Gupta, S.K., (1979). Phosphatrückgewinnung durch Nutzung von Fällungsschlämmen in der Landwirtschaft. 9. Abwassertechnisches Seminar "Erfahrungen mit der weitergehenden Abwasserbehandlung durch Fällungsreinigung". Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen V, Technische Universität München, 25, 259-270.
- Häni, H., Gupta, S.K. and Furrer, O.J., (1981). Availability of Phosphorus Fractions in Sewage Sludge. Proceedings on the EEC-Seminar, Groningen NL, June 12-13, 1980 on "Phosphorus in Sewage Sludge and Animal Waste Slurries". Published by D. Reidel Publishing Company, Dordrecht NL, 177-189.
- Hess, E. und Breer, C., (1976). Die Dringlichkeit der Klärschlamm-Hygenisierung. Gas, Wasser, Abwasser, 56, (7).

Keller, P. und Bonjour, R., (1981). Gehalte an kritischen Schwermetallen im Klärschlamm in der Schweiz: Ergebnisse von Untersuchungen in den Jahren 1975-1978. Proceedings of the First European Symposium on "Treatment and Use of Sewage Sludge", Caderache F, 13-15 Febr. 1979. Commission of the European Communities (CEC), Brussels, 391-398.

Kloke, A., (1980). Orientierungsdaten für tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturböden. Mitteilungen VDLUFA, Nr. 1-3, 9-11.

Künzli, W., (1971). Verwendung von Klärschlamm in der Landwirtschaft. Bericht Symposium "Umweltprobleme und Landwirtschaft" Bern, 215-227.

Preuner, R., Anwendungsvoraussetzungen aus der Sicht der Humanhygiene. EAS-Documentation, Basel 1980, D-St. Augustin.

Schweizerischer Bundesrat: Klärschlammverordnung vom 8. April 1981.

Dr. Otto J. Furrer
Chef der Sektion Boden & Dünger
Eidg. Forschungsanstalt für Agri-
kulturchemie und Umwelthygiene
Schwarzenburgstr. 155

CH - 3097 Liebefeld-Bern

WIRTSCHAFTLICHKEIT VERSCHIEDENER BELÜFTUNGSSYSTEME UNTER
BETRIEBSBEDINGUNGEN

Kayser, R.

1. MESSUNG DER SAUERSTOFFZUFUHR UNTER BETRIEBSBEDINGUNGEN

1.1 Theorie

Im Rahmen des 12. Seminars, 1977, habe ich über die Messung des Sauerstoffeintrages ganz allgemein berichtet. Dabei wurde auch das Verfahren „mit abnehmendem Sauerstoffgehalt“ angesprochen. Wir konnten dies in der Zwischenzeit zur Serienreife entwickeln. Nach dem Verfahren der Sauerstoff-Desorption können alle Belüftungssysteme unter Betriebsbedingungen gemessen werden, ganz in Analogie zur Sauerstoff-Absorption beim Reinwasserversuch. Kurz einiges zu den theoretischen Zusammenhängen:

In Abb. 1 soll demonstriert werden, daß bei gleichen Abständen der Sauerstoffgehalte vom Sättigungswert (c_s^*), sei es in Reinwasser der wirkliche oder sei es der durch die Atmung des belebten Schlammes niedrigere scheinbare Sättigungswert, die Tangenten an den Sauerstoffgehaltskurven den gleichen Absolutbetrag der Neigung haben. Es gelten

$$- \frac{dc}{dt} = k_L a^* (c - c_s^*) \quad (1)$$

für die obere Desorptions-Kurve und

$$\frac{dc}{dt} = k_L a^* (c_s^* - c) \quad (2)$$

für die untere Absorptions-Kurve. Nach Änderung der Vorzeichen in Gl. 1 erhält man zwei identische Gleichungen. Für die Auswertung kommt es also nur auf die Änderung der Absolutbeträge von $(c_s^* - c)$ an. Man kann schreiben:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a^* |(c_s^* - c)| \quad (3)$$

Diese Gleichung wiederum ist identisch mit der für Reinwasserversuche:

$$\frac{dc}{dt} = k_L a (c_s - c) \quad (4)$$

Es bedeuten:

$k_L a \text{ (h}^{-1}\text{)}$	Belüftungskoeffizient für Reinwasser, früher mit Belüftungskonstante, k , bezeichnet
$k_L a^* \text{ (h}^{-1}\text{)}$	scheinbarer Belüftungskoeffizient für Betriebsbedingungen, Sättigungswert Reinwasser
c_s	Sättigungswert Reinwasser
c_s^*	scheinbarer Sättigungswert bei Betriebsbedingungen
c	Sauerstoffgehalt

In Gl. 3 ist der scheinbare Sättigungswert während eines Versuches praktisch nur von der Atmung (OV) abhängig. Es gilt:

$$c_s^* = c_s - \frac{OV}{k_L a'} \quad (5)$$

Da die Atmung (OV) mit der Zuflußmenge und der Verschmutzung schwankt, sind Ergebnisse von Versuchen ohne Abwasser- und Rücklaufschlammdurchfluß mit weniger Fehlern behaftet.

Wenn man bei Abwasser- und Rücklaufschlammdurchfluß gemessen hat, erhält man aus der Versuchsauswertung $k_L a^*$. Der Belüftungskoeffizient ist dann

$$\alpha \cdot k_L a = k_L a' = k_L a^* - q_A - q_{RS}$$

worin q_A und q_{RS} die Abwasser- bzw. Rücklaufschlammraumbe-
schickungen in $m^3/m^3 \cdot h$ sind.

Zum Beweis für die Richtigkeit von Gl. 3 haben wir im
Wechsel hintereinander Versuche mit steigenden und ab-
nehmenden Sauerstoffgehalten sowohl im Labor als auch in
Großanlagen durchgeführt. Die Abweichungen waren stets ver-
nachlässigbar klein.

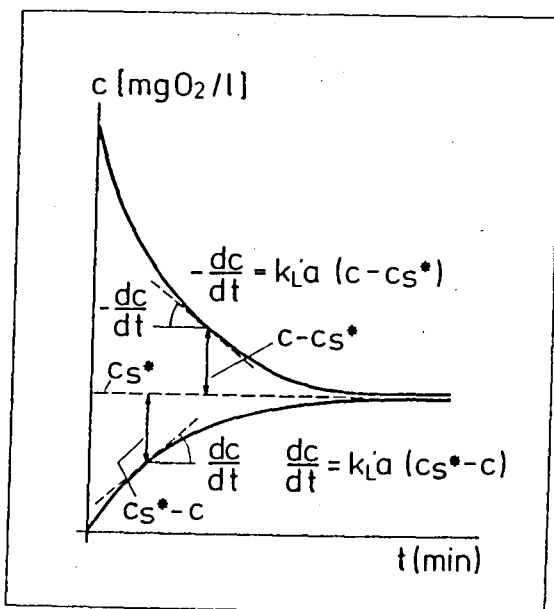


Abb. 1: Verlauf des Sauerstoffgehaltes
bei Desorption nach Peroxid-
Zugabe (oben) und Hochbelüftung
nach Absenkung des Sauerstoff-
gehaltes

1.2 Versuchstechnik

Für das Einbringen des Peroxids in das Belebungsbecken gilt prinzipiell das gleiche, wie für die Zugabe von Natriumsulfit bei laufender Belüftung: Man muß danach trachten, es so gleichmäßig wie möglich im Belebungsbecken zu verteilen. Während wir anfangs glaubten, das Peroxid verdünnen zu müssen, auf vielleicht 2% bis 5%, haben wir es wegen der kaum zu meisternden technischen Probleme gewagt, das handelsübliche 35%-ige Peroxid direkt in das Belebungsbecken zu pumpen.

Den ersten Versuch machten wir in einem Belebungsbecken mit drei Kreisel. Mit einer Faßpumpe förderten wir über einen Verteiler auf drei gleichlange $1/2''$ Schläuche (gleiche Verluste, also gleiche Mengen an den drei Zugabestellen), welche in halber Wassertiefe auf der Halbierung zwischen Kreiselmittle und Beckenrand endeten (Abb. 2).

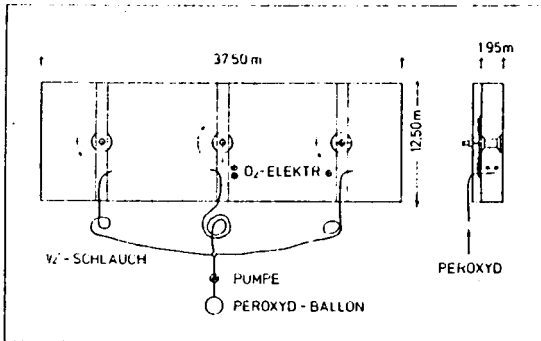


Abb. 2: Peroxid-Zugabe bei Becken mit Kreisibelüftung

Der nächste Versuch fand in einem Becken mit Druckbelüftung statt. Wir verwendeten wieder die Faßpumpe und diesmal einen Verteiler mit 16 Abgängen für Schläuche \varnothing 8 mm. Auf beiden Beckenseiten hatten wir dann 8 Injektionsstellen (Abb. 3). Sollten wir weitere Versuche mit Druckbelüftung durchführen, so würden wir die Peroxid-Einleitungsstellen im Abstand der Beckenbreite oder der Umwälzbreite (hier $12,80:2=6,40$ m) anordnen.

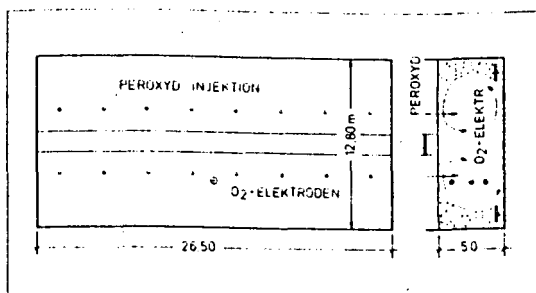


Abb. 3: Peroxid-Zugabe bei Becken mit Druckbelüftung

Für Versuche in Becken mit Mammutrotoren oder Caroussellbecken ist genau wie die Sulfiddosierung bei Reinwasserversuchen auch die Peroxid-Dosierung problematisch, weil sie nur von den Brücken aus erfolgen kann. Ins Wasser gehängte Schläuche sind trotz Beschwerung aufgeschwommen (Abb. 4). Bewährt hat es sich zwei oder drei $1/2''$ Rohre auf jeder Brückenhälfte bis zum Beckenboden zu führen und gleichzeitig die Faßpumpen (auf jeder Brücke eine) einzuschalten. Das gleiche dürfte für langgestreckte Umlaufbecken mit Druckbelüftung und Propellerumwälzung gelten.

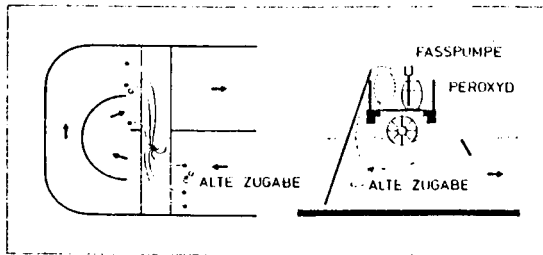


Abb. 4: Peroxid-Zugabe bei Umlaufbecken mit Mammutrotoren

Sowohl in Mammutrotorbecken als auch in Kreiselbecken mit hohem Energieeintrag haben wir stets einen gewissen Schwund beobachtet: Der Sauerstoffgehalt stieg nicht so hoch wie er entsprechend der Zugabemenge hätte steigen müssen. Die einzige Erklärung hierfür ist, daß gasförmiger Sauerstoff an die Belüfter gelangt und gleich ausgeblasen wird.

Auf Anlagen mit der Schreiber Gegenstrom-Belüftung stellen wir die erforderliche Menge Peroxyd auf die Brücke. An der Faßpumpe ist ein Schlauch, der mehrere Meter hinter den Belüfterkerzen an der Beckensohle schleift. Gibt man das Peroxyd sehr schnell zu, z.B. während zwei Brückenumläufen, so kann es vorkommen, daß man nur einen Teil des Volumens erfaßt, weil sich auch das Wasser im Kreise dreht. Man sollte daher die Dosierung so steuern, daß sie während 5 bis 10 Brückenumläufen erfolgt.

In Rundbecken mit Druckbelüftung und Propellerumwälzung ist es ausreichend, Peroxyd am Rand an einer Stelle zuzugeben.

Die Vermischung erfolgt sehr schnell. In gleicher Weise wollen wir bei Rundbecken mit der Passavant'schen Umwälzung arbeiten.

Bei Messungen in Anlagen ohne oder nur kurzer Vorklärung hängen sich sehr schnell Fetzen um die Sauerstoffelektroden. Um dies zu umgehen haben wir das Wasser mit einer oder mehreren, kopfüber aufgehängten und mit verlängertem Ansaugstutzen versehenen kleinen Unterwasserpumpen hochgepumpt und die Elektroden in selbstgebaute Adapter gesteckt (Abb. 5).

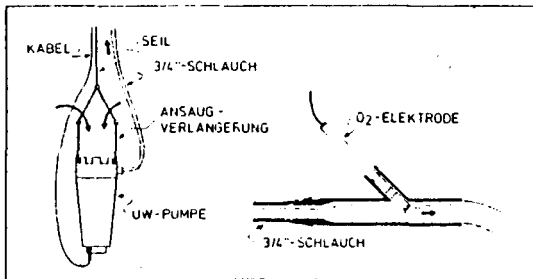


Abb. 5: Elektrodenanordnung bei Sauerstoffzufuhrversuchen

In Reinwasser geht das sehr gut, unter Betriebsbedingungen nur, wenn man ziemlich große Pumpen mit ca. 40-60 m³/h Förderleistung verwendet. Gut bewährt hat es sich auch unter Betriebsbedingungen, die Elektroden in den verlängerten Ansaugstutzen der kleinen Unterwasserpumpen zu hängen. Der Ansaugwirbel sorgt für eine ausreichende Anströmung,

selbst wenn die Pumpe verstopft, sie braucht also nur am Laufen zu bleiben. Solange sie normal läuft, saugt sie die Fetzen von den Elektroden.

Es wurde bei der Theorie bereits erwähnt, daß es am günstigsten ist, ohne Abwasser- und Rücklaufschlammdurchfluß zu arbeiten. Bei den heute üblichen Anlagen mit langen Aufenthaltszeiten und zwangsläufiger Nitrifikation empfiehlt es sich Abwasser und Rücklaufschlamm schon am Abend vor der Messung abzustellen.

Hat man keine parallel angeordneten Becken, dann muß man unter echtem Betrieb arbeiten. Wir hatten in einem Fall Ärger mit dem stoßweisen Zupumpen des Abwassers (großer Pumpensumpf, große Pumpe, kleiner Abwasseranfall). Dies gab einen unregelmäßigen Verlauf der Sauerstoff-Abnahmekurve. Wir haben dann die Pumpe von Hand in relativ kurzen konstanten Intervallen für jeweils eine bestimmte Zeit (Stoppuhr) eingeschaltet. Damit war hier das Problem gelöst.

1.3 Versuchsauswertung

Seitdem Microcomputer so preisgünstig geworden sind, verzichten wir ganz auf die übliche Auswertung im halblogarithmischen Papier. Der Kleincomputer wird mit nach draußen genommen. Unmittelbar nach Versuchsende werden zunächst die konstanten Werte wie Beckenvolumen, Energieaufnahme, ggf. Luftmenge und Temperatur sowie Schätzwerte für $k_L a^*$ und c_S^* eingegeben und dann die Wertepaare c_i und t_i , die wir von den Schreibstreifen abgreifen. Nach einem Programm von BROWN und FISETTE (1979) wird vom Rechner auf der Basis einer Taylor-Reihe durch Iteration die am besten passende e-Funktion nach der Methode der kleinsten Quadrate durch die Punkte gerechnet und deren Parameter $k_L a^*$ und c_S^* angegeben. Es existiert übrigens auch ein Programm für Taschenrechner von STENSTROM und BROWN (1980).

Wir lassen nun als Ergebnis die mit den ermittelten Werten k_{La}^* und c_s^* zu den Zeiten t_i sich ergebenden c_i -Werte sowie die Differenz DELTA zwischen den gemessenen und gerechneten c_i -Werten ausgeben (Tab. 1). Am Verlauf der Größe und der Vorzeichen der DELTA-Werte erkennt man schon die Güte eines Versuchs. Gleiche Vorzeichen am Anfang und am Ende und das entgegengesetzte Vorzeichen in der Mitte zeigen keine gute Anpassung. Entweder sind die ersten Werte falsch (schlechte Peroxid- oder Sulfit-Einmischung) oder die letzten (Veränderung von c_s^* infolge veränderlicher Atmung). Der Computer macht auf Wunsch weitere Rechengänge automatisch, bei denen er nacheinander vom Anfang, vom Ende und sowohl als auch, Werte wegläßt. Man erkennt dann sehr schnell die richtigen Werte. Eine komplette Auswertung ist je nach Leistungsfähigkeit des Rechners in 5 bis 10 Minuten nach der Eingabe erledigt.

1.4 Kostenvergleich Reinwasser-Betriebsbedingungen

Beim Reinwasserversuch wird zunächst die Füllung des Beckens mit Reinwasser erforderlich. In der Regel wird Trinkwasser verwendet. Kosten rd. 1,00 bis 1,50 DM/m³. Der Bedarf an Natriumsulfit (Na_2SO_3) beträgt einschließlich einer leichten Überdosierung rd. 10 g/g O₂; bei einem Sauerstoffgehalt von 10 g/m³ benötigt man also 100 g Sulfit/m³. Bei Kosten von 1,75 DM/kg für Natriumsulfit betragen die Chemikalienkosten für Reinwasserversuche rd. 0,18 DM/m³ einschließlich Wasser rd. 1,20 + 1,70 DM/m³. 35%-iges Peroxid ergibt 0,16 kg O₂/kg (merken kann man sich leicht: Ein handelsüblicher 65 kg Ballon mit 35% Peroxid enthält 10 kg Sauerstoff). Es kostet 2,27 DM/kg. Für eine Aufstockung um 15 g/m³ ergeben sich damit Kosten von 0,21 DM/m³. Vom Chemikalieneinsatz her sind die Kosten von Betriebsversuchen also gleich hoch wie die von Reinwasserversuchen.

EINGABENWERTE

CS = 8 MG/L
 CO = 14.9 MG/L
 K = 5 1/H
 TEMP = 20 GRD C
 VOL = 1000 CBM
 P = 35 KW
 E. T. = 3.5 H
 Q L = 1500 CBM/H

ERGEBNISSE

			1	KONZ	DELTA	
			1	14.78	.12	
			2	13.77	-.07	
			3	12.91	-.01	
			4	12.18	-.08	
			5	11.56	-.06	
			6	11.03	-.03	
			7	10.58	-.05	
			8	10.19	.00	
			9	9.86	.04	
			10	9.59	.03	
			11	9.35	.05	
			12	9.15	.05	
			13	8.98	.05	
			14	8.83	.06	
			15	8.71	.03	
			16	8.60	.05	
			17	8.51	.01	
			18	8.43	-.01	
			19	8.37	.00	
			20	8.31	-.03	
			21	8.26	-.06	
			22	8.22	-.11	
1	ZEIT	KONZ				
1	.00	14.90				
2	2.00	13.70				
3	4.00	12.90				
4	6.00	12.10				
5	8.00	11.50				
6	10.00	11.00				
7	12.00	10.53				
8	14.00	10.20				
9	16.00	9.90				
10	18.00	9.62				
11	20.00	9.40				
12	22.00	9.20				
13	24.00	9.03				
14	26.00	8.89				
15	28.00	8.74				
16	30.00	8.65				
17	32.00	8.52				
18	34.00	8.42				
19	36.00	8.36				
20	38.00	8.28				
21	40.00	8.20				
22	42.00	8.11				

CS = 7.99 MG/L
 K = 4.83 1/H
 OC = 51.58 KG/H
 OC/L = 9.82 G/CBM/H
 OP = 1.47 KG/KWH

Tabelle 1a: Beispiel für ein vom Microcomputer hergestelltes Versuchsprotokoll

BEREICH 3 - 22

E.E = .05
 CS = 7.91 NG/L
 K = 4.53 1/H
 OC = 48.35 KG/H
 OC/L = 9.21 G/CBM/M
 OP = 1.38 KG/KWH

BEREICH 1 - 19

E.E = .05
 CS = 8.11 NG/L
 K = 5.04 1/H
 OC = 53.78 KG/H
 OC/L = 10.24 G/CBM/M
 OP = 1.54 KG/KWH

BEREICH 5 - 22

E.E = .02
 CS = 7.82 NG/L
 K = 4.18 1/H
 OC = 44.57 KG/H
 OC/L = 8.49 G/CBM/M
 OP = 1.27 KG/KWH

BEREICH 1 - 15

E.E = .04
 CS = 8.19 NG/L
 K = 5.17 1/H
 OC = 55.24 KG/H
 OC/L = 10.52 G/CBM/M
 OP = 1.58 KG/KWH

BEREICH 7 - 22

E.E = .02
 CS = 7.73 NG/L
 K = 3.8 1/H
 OC = 40.56 KG/H
 OC/L = 7.73 G/CBM/M
 OP = 1.16 KG/KWH

BEREICH 3 - 20

E.E = .04
 CS = 7.98 NG/L
 K = 4.68 1/H
 OC = 49.92 KG/H
 OC/L = 9.51 G/CBM/M
 OP = 1.43 KG/KWH

BEREICH 1 - 20

E.E = .05
 CS = 8.05 NG/L
 K = 4.94 1/H
 OC = 52.75 KG/H
 OC/L = 10.05 G/CBM/M
 OP = 1.51 KG/KWH

BEREICH 5 - 13

E.E = .02
 CS = 7.93 NG/L
 K = 4.43 1/H
 OC = 47.28 KG/H
 OC/L = 9.01 G/CBM/M
 OP = 1.35 KG/KWH

Tabelle 1b: Beispiel für eine bereichsweise automatische Auswertung des Versuchs aus Tab. 1a (E.E ist der Standard Schätzfehler)

2. MESSERGEBNISSE UNTER BETRIEBSBEDINGUNGEN

2.1 Konventionelle feinblasige Belüftung in Umwälzbecken

Messungen erfolgten im Belebungsbecken der Kläranlage Nienburg, welches in Abb. 3 dargestellt ist. Dieses Becken war direkt mit einem Gebläse verbunden. Wesentliche Daten sind:

Beckenvolumen	1690 m ³ (1666 m ³ bei Versuch)
Wassertiefe	5 m (4,93 bei Versuch)
Einblastiefe	4,3 m (4,23 bei Versuch)
Belüfterrohrlänge	238 m Brandol 60
Gebläseleistung	2940 m ³ /h (Typenschild)
Filterbeaufschlagung	12,35 m ³ /m ² ·h
Spez. Luftmenge	1,74 m ³ Luft/m ³ (B) · h
Schlammkonzentration	3,00 kg/m ³

Das Gebläse ist mit einem Gasmotor gekuppelt, welcher während der Messung 29,3 m³/h Erdgas verbrauchte. Rechnet man überschläglich mit 2 kWh/m³ Gas, so ergibt sich eine elektrische Energieaufnahme von 58,6 kW. Im Mittel von drei Versuchen wurde eine Sauerstoffzufuhr von 64,5 kg O₂/h gemessen. Als übertragbarer Wert ist die auf Luftmenge und Einblastiefe bezogene Sauerstoffzufuhr festzuhalten mit:

$$5,20 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \text{ (Luft)} \cdot \text{m (Einblastiefe)}$$

Ähnlich kann man für die Energieaufnahme mit den o.a. 58,6 kW berechnen:

$$4,71 \text{ Wh/m}^3 \text{ (Luft)} \cdot \text{m (Einblastiefe)}$$

Damit ergibt sich ein Sauerstoffefertrag von (5,20:4,71):

$$1,11 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$$

Auf der Kläranlage Baden bei Wien haben wir vor Jahren einen Wert ähnlicher Größe, 5,50 g O₂/m³ · m gemessen. Der

spezifische Energieverbrauch betrug dort $5,12 \text{ Wh/m}^3$ (Luft) $\cdot \text{m}$ (Einblastiefe), der Ertrag $1,07 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$.

Aufgrund der vorliegenden Messungen kann man davon ausgehen, daß der spezifische Sauerstoffeintrag bei feinblasiger Belüftung in einseitiger Anordnung unter Betriebsbedingungen rd. $5,50 \pm 10\%$ $\text{g O}_2/\text{m}^3$ (Luft) $\cdot \text{m}$ (Einblastiefe) beträgt. Der Sauerstoffertrag liegt bei $1,10 \text{ kg/kWh}$.

Vergleicht man diese Werte mit den vielen veröffentlichten Ergebnissen von Reinwasserversuchen, die Werte zwischen 10 und $12 \text{ g O}_2/\text{m}^3 \cdot \text{m}$ erbrachten, so muß der α -Wert (Verhältnis Sauerstoffzufuhr Betrieb:Reinwasser) bei $\alpha \sim 0,5$ liegen.

2.2 Feinblasige Belüftung mit getrennter Umwälzung

Insgesamt führten wir Messungen auf vier verschiedenen Kläranlagen durch. Auf der Kläranlage Bederkesa waren wir gezwungen mit Abwasser und Rücklaufschlammdurchfluß zu arbeiten. Während der Versuche wurde manuell und später über eine Schaltuhr das Abwasser in gleichmäßiger Menge zugepumpt. An drei verschiedenen Tagen im Abstand von jeweils rd. einem Monat führten wir insgesamt 7 Versuche mit jeweils der gleichen Luftmenge durch. Die Hauptdaten der Anlage sind:

Belebungsbecken als Kreisring (innen. \emptyset 22,60 m, außen \emptyset 38,00 m), Volumen 2299 m^3 . 90 m Belüfterkerzen an umlaufender Brücke, Einblastiefe 2,80 m, 2 Gebläse je $363 \text{ m}^3/\text{h}$, 1 Gebläse $204 \text{ m}^3/\text{h}$. Die Kerzenbeaufschlagung betrug rd. $10 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$. Während der Versuche lag die Schlammkonzentration bei 6,5 und $4,7 \text{ kg/m}^3$. Als spezifische Sauerstoffzufuhr erhielten wir: 8,8; 7,3; 7,3; 7,3; 9,7; 9,1; $8,1 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{m}$, im Mittel $8,23 \text{ g/m}^3 \cdot \text{m}$. Standardabweichung 8,1% vom Mittelwert. Der Minimalwert liegt 11% unter, der Maximalwert 18% über dem Mittelwert. Der spezifische Energieaufwand betrug für Gebläse plus Brücken-

antrieb $6,56 \text{ Wh/m}^3 \cdot \text{m}$, der Sauerstofftrag ergibt sich mit-
hin zu $1,25 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$.

Die Kläranlage Northeim hat zwei parallel angeordnete Becken. Für die Versuche wurde bei einem Becken die Abwasser und Rücklaufschlammförderung unterbrochen. Auch dies ist ein Kreisringbecken ($\emptyset 26/38$), Volumen 1735 m^3 . 72 m Belüfterkerzen an der umlaufenden Brücke und 4 Stränge je 30 m Kerzen fest installiert. Einblastiefe bezogen auf die festen Belüfter $2,80 \text{ m}$. Drei Gebläse mit einer Nennleistung von $606 \text{ m}^3/\text{h}$ bei $\Delta p=0,4 \text{ bar}$ können auf dieses Becken fördern. Anhand der Gebläsekennlinien und den vorhandenen Drücken wurden die tatsächlichen Luftmengen berechnet. Die Versuche mit zwei und drei Gebläsen wurden fünf Tage später wiederholt. Die Ergebnisse sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

Gebläsezahl	3	2	1
Δp (bar)	0,4	0,34	0,325
Luftmenge (m^3/h)	1818	1234	620
spez. Luftm. ($\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$)	1,05	0,71	0,36
Filterbe- aufschl. ($\text{m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$)	9,5	6,4	3,2
Energieaufn. (kW)	(38) 27,5	(26) 19,3	(14) 10,7
spez. Sauer- stoffzufuhr ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{m}$)	7,7;7,9;7,7	9,3;9,0;9,1	13,9
im Mittel ($\text{g}/\text{m}^3 \cdot \text{m}$)	7,77	9,13	13,9
Sauer- stofftrag (kg/kWh)	(1,04) 1,44	(1,21) 1,62	(1,73) 2,26

Tab. 2: Zusammenstellung Versuchsergebnisse Northeim.
In Klammern: Energieaufnahme mit Meßzange gemessen

Die Energieaufnahme konnte nur mit der Leistungsmeßzange gemessen werden. Da uns die daraus resultierenden Sauerstoffträge relativ klein erschienen, haben wir daneben

mit einem theoretischen Wert von $5 \text{ Wh/m}^3 \cdot \text{m}$ plus 2 kW für den Brückenantrieb gerechnet. Die Schlammkonzentration lag bei 7 kg/m^3 .

Man erkennt, daß die Sauerstoffausnutzung mit abnehmender Luftmenge stark steigt. Dies könnte mit darauf zurückzuführen sein, daß die Luftverteilung zwischen dem Brückenbelüfter und den festen Belüftern nicht dem Verhältnis der Brückenkerzen entsprechend ist. Danach müßte an der Brücke rd. doppelt soviel Luft austreten wie an einem fest installierten Strang. Nach Augenschein möchte ich sagen, daß es erheblich mehr war. Insbesondere bei der großen Luftmenge war das Blasenbild an der Brücke eher einer grobblasigen Belüftung ähnlich. Auf der Kläranlage Walsrode ist das Belebungsbecken als Kaskade mit drei Rundbecken ausgebildet. Das erste Becken ist direkt mit drei Gebläsen gekuppelt. Es hat einen Durchmesser von $17,9 \text{ m}$ und ein Volumen von 972 m^3 . 102 m Filterkerzen hängen an der umlaufenden Brücke und 132 m sind auf vier radial angeordnete fest installierte Stränge verteilt. Für Versuche kann dies Becken umgangen werden, so daß wir ohne Abwasser- und Rücklaufschlammdurchfluß messen konnten.

Wir führten hier zwei Versuche durch mit Luftmengen von 2600 und $1750 \text{ m}^3/\text{h}$, die spezifische Luftmenge war entsprechend $2,67$ und $1,80 \text{ m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{h}$ und die Kerzenbeaufschlagung $11,7$ und $7,9 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$. Die Energieaufnahme betrug $48,6$ und $29,8 \text{ kW}$, davon $1,7$ und $1,4$ für den Brückenantrieb. Der spezifische Sauerstoffeintrag betrug $8,1$ und $9,0 \text{ g/m}^3 \cdot \text{m}$ und der Sauerstofffertrag $1,60$ und $1,88 \text{ kg/kWh}$.

In dem gleichen Becken hatten wir vorher Reinwasserversuche durchgeführt und dabei entsprechend $14,0$ und $15,5 \text{ g/m}^3 \cdot \text{m}$ gemessen. Hiernach läßt sich ein α -Wert von $0,58$ berechnen.

Die Luft-Aufteilung zwischen der Brücke und den fest eingebauten Belüftern war hier nach Augenschein nicht schlecht.

Das Belebungsbecken der Kläranlage Mariensee besteht aus einer Kaskade von zwei Rundbecken, \varnothing 15,5 m, Volumen 632 m³. In jedem Becken sind radial vier Belüfterstränge mit insges. 52 m Kerzen fest installiert, die Einblastiefe betrug 3,05 m, die Umwälzung erfolgt durch einen Propeller. Auch hier konnten wir ohne Abwasser- und Rücklaufschlammdurchfluß arbeiten.

An zwei Tagen in Abständen von rd. zwei Monaten erfolgten jeweils Messungen bei Luftmengen von 500 und 250 m³/h, spezifische Luftmenge 0,80 und 0,40 m³/m³·h und Filterbeaufschlagung 9,6 und 4,8 m³/m·h. Die Energieaufnahme wurde zu 13,85 und 8,80 kW gemessen, der Propeller nahm davon rd. 2,5 kW auf. Der spezifische Sauerstoffeintrag betrug entsprechend 14,2 und 17,8 g/m³·m, und der Sauerstoffertag 1,56 und 1,54 kg/kWh.

Vorher durchgeführte Reinwasserversuche in dem anderen Becken mit einem etwas anderen Propeller ergaben Werte von 20,2 und 21,2 g/m³·m. Die α -Werte wären also 0,7 und 0,84. Es ist anzumerken, daß diese Anlage außerordentlich schwach belastet ist, weil noch nicht alle Orte angeschlossen sind. Möglicherweise sind darauf die vergleichsweise hohen α -Werte zurückzuführen. Denkbar wäre aber auch, daß wegen des anderen Propellers in diesen Becken die Reinwasserwerte höher waren.

2.3 Kreiselbelüftung

An Kreiseln haben wir vor rd. 15 Jahren eine Vielzahl von Messungen durchgeführt. Bei optimalen Eintauchtiefen und Drehzahlen wurden Eintragungswerte von 1,0 bis 2,5 kg O₂/kWh gemessen, wobei die Mehrzahl zwischen 1,5 und 2,0 kg/kWh

lag. Viele der damaligen Kreisel sind vom Markt verschwunden oder zwischenzeitlich modifiziert worden. Ein typisches Beispiel hierfür ist die BSK-Turbine, die früher einem strömungsgünstigen Pumpenlaufrad ähnlich war und heute eher mit dem alten Simplex-Kreisel, allerdings strömungsgünstiger geformt, vergleichbar ist.

Wie gering die Kenntnis von Kreiselherstellern über ihre eigenen Produkte ist, insbesondere wenn nicht übliche Werte verlangt werden, konnten wir in Vergleichstests mit drei Großkreiseln im gleichen Becken und unter absolut gleichen Versuchsbedingungen (Reinwasser) feststellen. Jeder hatte den Kreisel für eine Leistung von 220 kg/h angeboten. Nur einer überschritt diesen Wert ganz leicht, alle anderen lagen deutlich darunter. Prinzipiell hatten alle drei zu kleine Kreisel angeboten. Die Sauerstoffertragswerte lagen jedoch alle über 1,80 kg/kWh. Einer kam bei geringer Eintauchtiefe sogar bis an 2,20 kg/kWh, allerdings nur bei einem Sauerstoffeintrag von 170 kg/h.

2.4 Mammutrotor-Belüftung

Auf der Kläranlage Braunschweig sind parallel zwei Belüftungsbecken mit Mammutrotoren angeordnet. In einem führten wir Messungen ohne Abwasser- und Rücklaufschlammförderung durch. Wesentliche Daten sind:

Beckenvolumen	8700 m ³
Wassertiefe	2,50 m
Beckenlänge	204,5 m
Doppelrotoren (2x8,50 m)	7 Stck.
Nenn-Aufnahme je Motor	77,5 kW
Leitschilde	14 Stck. je 60 cm
Rotorabstand	30 m
Eintauchtiefe b. Versuch	29 cm
Schlammkonzentration	4 kg/m ³

Es wurden zwei Versuche mit allen Rotoren und zwei Versuche mit 4 Rotoren (jeder zweite abgeschaltet) und ein Versuch mit 5 Rotoren (beide Endrotoren abgeschaltet) durchgeführt. Ergebnisse:

Anzahl Rotoren		7	5	4
Rotorlänge	(m)	119	85	68
Sauerstoffeintrag	(kg/m·h)	6,45	7,00	8,85
Sauerstoffertrag	(kg/kWh)	1,63	1,71	1,84
Energieeintrag	(W/m ³)	47	35	33
Energieaufn. je Motor	(kW)	59,6	61,5	72,3

Es wird hier wiederum das bekannte Problem bestätigt, daß bei so großen Becken mit vielen Rotoren hintereinander sowohl der Sauerstoffeintrag als auch der Ertrag abnehmen. Der Rückgang der Energieaufnahme der Antriebe mit steigender Rotorzahl ist ein Indiz dafür, daß die Fließgeschwindigkeit an den Rotoren zu hoch wird. Einerseits wird dadurch belebter Schlamm mit höheren Sauerstoffgehalten den Rotoren zugeführt, wodurch im Rotorbereich ($c_s - c$) kleiner wird und andererseits wegen der geringeren Differenzgeschwindigkeit zwischen Wasser und Rotor der $k_L a$ -Wert zurückgeht. Beides verringert die Sauerstoffzufuhr. Zur Lösung des Problems sind regelbare „Bremsklappen“ erforderlich, die sich entsprechend der Zahl der betriebenen Rotoren automatisch verstellen.

Auf der Kläranlage Salzgitter Bad, Beckenvolumen 2800 m³, zwei Mammutrotoren je 6 m lang, beide in die Kurve arbeitend, keine Leitschilde, führten wir sechs Versuche bei ca. 25 cm Eintauchtiefe durch (ohne Abwasser- und Rücklaufschlammförderung). Im Mittel betrug die Sauerstoffzufuhr 4,90 kg/m. Die Energie konnte nur aus der Ampere-meter-Ablesung gerechnet werden mit 47 kW. Damit ergibt sich ein Sauerstoffertrag von 1,25 kg/kWh. Die vergleichs-

weise niedrigen Werte könnten auf die fehlenden Leitschilde zurückgeführt werden.

2.5 Zusammenfassende Bewertung

In einer Zeit stetig steigender Energiekosten gewinnt die Wirtschaftlichkeit der Belüftung noch mehr Bedeutung. Mit Ausnahme der konventionellen feinblasigen Belüftung bei einseitiger Anordnung mit einem Sauerstofftrag von rd. 1,10 kg/kWh, liegen die Sauerstoffträge aller anderen von uns bisher untersuchten feinblasigen Druckbelüftungen mit getrennter Umwälzung im Bereich von 1,50 bis 2,00 kg/kWh (und nicht wie oft in Werbeprospekten steht, von 3,0 und mehr). In ähnlicher Größenordnung wird auch eine feinblasige Belüftung mit flächenhafter Belüfteranordnung liegen. Es ist anzumerken, daß der Wirkungsgrad von kleinen Gebläsen, <500 m³/h, um bis zu 20% schlechter ist als von Gebläsen, mit mehr als 1500 m³/h. Entsprechend rangieren die Ertragswerte eher im unteren Bereich. Alle Messungen erfolgten an praktisch neuen Anlagen. Wir haben vor, an einigen Anlagen die Messungen zu wiederholen, um zu sehen ob durch eventuelle Verstopfungen der Belüfterkerzen die Werte beeinträchtigt werden.

Die Erträge der Oberflächenbelüfter, die heute am Markt sind, bewegen sich in der gleichen Größenordnung von 1,50 bis 2,00 kg/kWh. Mit diesen Erkenntnissen ist der Sauerstofftrag nicht länger ein sehr brauchbares Auswahlkriterium. Praktisch alle Firmenangaben basieren übrigens auf Messungen in Reinwasser.

Die Investitionskosten für die Belüftungseinrichtung sind auch nur bedingt ein geeigneter Maßstab, hiernach wird aber in aller Regel entschieden. Kostenvergleiche sind nur über die Herstellungskosten für das gesamte Belebungsbecken (baulich und maschinell) sinnvoll. Kleinere Gemeinden lassen sich bei uns häufig Pauschalangebote machen.

Hier zählt dann auch nur noch der Preis, nicht aber das, was man dafür wirklich erhält. Die Ausarbeitung der Ausschreibungsunterlagen für Pauschalangebote müssen auf jeden Fall neben Abwasseranfall und BSB₅-Fracht auch die Beckenvolumina und Grundsätze für die Regelung der Sauerstoffzufuhr usw. enthalten.

Neben Sauerstoffertrag und Investitionskosten sind meiner Ansicht nach betriebliche Faktoren vorrangige Entscheidungskriterien. Es ist zu beachten, daß

- bei allen feinblasigen Belüftungssystemen von Zeit zu Zeit die Filterkerzen gereinigt oder ausgewechselt werden müssen. Besonders in Anlagen ohne Vorklärung wickeln sich oft Fetzen so dicht um die Belüfter, daß kaum noch Luft austreten kann.
- Oberflächenbelüfter das Wasser auskühlen und Druckbelüftung eine leichte Anwärmung bewirken. Durch zweckentsprechende großzügige Abdeckung kann Eisansatz bei Oberflächenbelüftern meist unterbunden werden. Kleinere Anlagen mit langen Aufenthaltszeiten in Gegenden mit längeren Frostperioden würde ich ganz abdecken oder mit Druckbelüftung ausstatten.
- gegen das Sprühen und die Aerosolbildung bei Oberflächenbelüftern etwas getan werden muß, schon im Hinblick auf ein sauberes Erscheinungsbild der Anlage. Kreisel müssen großzügige Abdeckungen erhalten, dergleichen Mammutrotoren.
- bei Oberflächenbelüftern auf eine sichere Getriebedimensionierung größter Wert gelegt werden muß. Bei uns wird heute für Kreisel vielfach ein Sicherheitsfaktor von 2,5 verlangt.

- für die Wirtschaftlichkeit der Belüftung letztlich die Anpassungsfähigkeit an den Sauerstoffverbrauch entscheidend ist. Hierauf soll deshalb im nächsten Abschnitt eingegangen werden.

3. Regelung der Belüftung

Belebungsanlagen werden heute für Raumbelastungen $B_R \geq 0,5$ kg BSB₅/m³·d ausgelegt, kleinere zugleich für aerobe Schlammstabilisierung mit $B_R = 0,25$ kg/m³·d. Gemäß Empfehlung der ATV soll die Belüftung bemessen werden für eine Sauerstoffzufuhr vom 2,5-fachen der Raumbelastung, wobei im Durchschnitt nur das 2-fache erreicht wird. Berücksichtigt man daneben, daß für Zuwachs noch Reserven eingeplant werden, dann kann man feststellen, daß zumindest in den ersten Betriebsjahren meist nur die Hälfte der Belüftungsleistung erforderlich ist. Hat man nur zwei Belüftungsaggregate (Gebälse, Rotoren, Kreisel) dann ist aber oft der Betrieb von nur einem Aggregat nicht ausreichend, mit beiden wird unnötig Energie vergeudet. Abhilfen sind polumschaltbare Antriebe und bei Oberflächenbelüftern daneben die Änderung der Eintauchtiefe.

Als Meßgröße für die Belüftungsregelung wird in der Regel der Sauerstoffgehalt verwendet: Es wird angestrebt diesen bei 1 bis 2 mg/l zu halten. Auf kommunalen Kläranlagen mit Raumbelastungen $\geq B_R = 0,5$ kg/m³·d wird mit dieser Regelung Energie verschwendet, weil volle Nitrifikation erfolgen wird. Im Ablauf solcher Anlagen mißt man um die 30 mg/l Nitrat-Stickstoff. Durch Denitrifikation sind daraus rd. 75 mg/l Sauerstoff zurückzugewinnen.

Es ist daher bei schwachbelasteten Anlagen wesentlich günstiger, die Sauerstoffzufuhr nach dem Nitratgehalt zu steuern. Nach unseren Berechnungen kann es sich für Anlagen ab etwa 25.000 EGW schon lohnen, eine kontinuierliche Messung des Nitratgehaltes im Belebungsbecken zu installie-

ren. Bei einem Nitratgehalt im Belebungsbecken von z.B. 1,0 mg/l wird ein Belüfter abgeschaltet. Wegen der Fließzeit des Probenstromes ist das 15 Minuten später als der eingestellte Nitratgehalt tatsächlich im Belebungsbecken vorhanden war, d.h. auch das Abschalten des Belüfters macht sich erst 15 Minuten später bemerkbar, so lange steigt der Nitratgehalt noch. Wird der Schalterpunkt wieder erreicht, dann wird mit einer Verzögerung von 30 Minuten der Belüfter wieder eingeschaltet. Auf Abb. 6 ist eine Ganglinie für ein so geregeltes Becken dargestellt. Wir werden hierüber in einem der nächsten Hefte von „Wasser und Boden“ berichten.

Auf kleineren Anlagen lohnt sich dieser Aufwand nicht. Hier genügt eine flexible Zeitsteuerung. Vom Klärwärter ist dann täglich einmal morgens eine Probe aus dem Belebungsbecken zu entnehmen, sofort zu filtrieren und der Nitratgehalt zu bestimmen. Hierfür ist ein einfacher Untersuchungssatz z.B. Hach Low range nitrate test kit ausreichend. Solange morgens der Nitratgehalt nicht über z.B. 5 mg/l liegt, ist das Zeitprogramm in Ordnung. Bemerkt man steigende Tendenz, so ist weniger zu belüften und ist der Nitratgehalt Null, so ist mehr zu belüften.

Um an Investitionskosten zu sparen, wird auf kleinen Anlagen oft nur ein einziges Belüftungsaggregat installiert. Um auch hier eine Regelung zu ermöglichen, ist es zweckmäßig einen Propeller einzubauen, der nur dann läuft, wenn der Belüfter ausgeschaltet ist.

Feinblasige Belüftungssysteme sollten niemals ganz ausgeschaltet werden, weil dann die Filter sehr schnell verstopfen. Wenn solche Anlagen stark unterbelastet sind, sollte man einen Teil der Filterkerzen ausbauen.

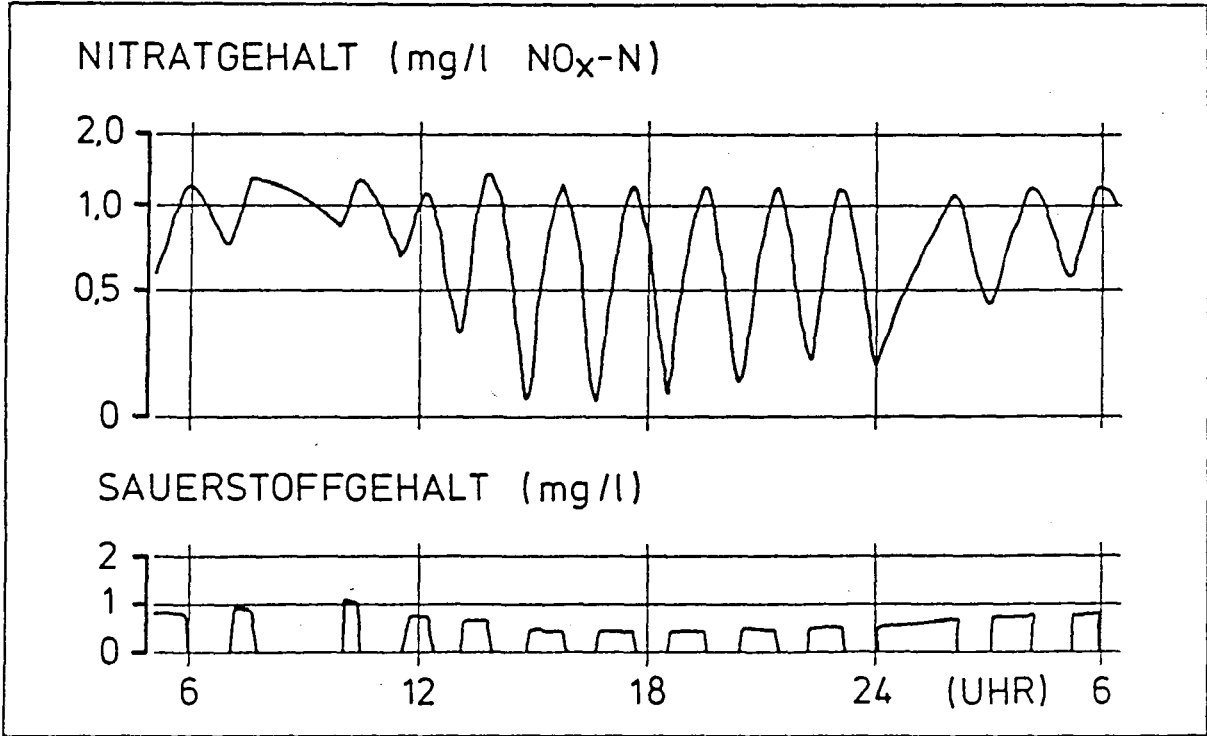


Tabelle 6: Schwankung des Nitratgehaltes in einem Belebungsbecken. Schaltpunkt 1 mg/l.
 Unten: Sauerstoffgehalt hinter dem geregelten Rotor.

Sind für ein Belebungsbecken mehrere Kreisel erforderlich, dann empfiehlt es sich nicht, jeden Kreisel in ein eigenes Becken zu zwingen. Ungeteilte Becken mit zwei bis drei Kreiseln und einem oder zwei Propellern sind für einen wirtschaftlichen Betrieb günstiger zu regeln. Man kann einen, zwei und sogar alle drei Kreisel kurzzeitig abschalten. Mittels einer festen Programmsteuerung sollte man dafür sorgen, daß täglich einmal jeder Kreisel für ca. 1/2 Stunde läuft, um Schlammansammlungen zu unterbinden.

4. Zusammenfassung

Die Messung der Sauerstoffzufuhr unter Betriebsbedingungen bereitet heute keine Schwierigkeiten mehr. Vom Chemikalien-einsatz her sind die Kosten gleich hoch wie für Reinwasser-versuche.

Man sollte daher Garantiewerte nur noch auf Messungen unter Betriebsbedingungen basieren.

Bisher durchgeführte Versuche ergaben, daß die heute noch am häufigsten eingesetzten Belüftungssysteme Sauerstoff-erträge zwischen 1,5 und 2,0 kg O₂/kWh haben, mit Ausnahme der feinblasigen Belüftung in einseitiger Anordnung (1,10 kg O₂/kWh).

Um energiesparend arbeiten zu können, ist eine zweckent-sprechende Gestaltung (z.B. Zusatzpropeller) und Regel-barkeit ausschlaggebend. Es wurde gezeigt, daß der Nitrat-gehalt im Belebungsbecken ein besserer Regelparameter ist als der Sauerstoffgehalt.

5. Literaturverzeichnis

- | | |
|---------------|---|
| BROWN, L.C., | Non-linear estimation for unsteady-state |
| FISETTE, G.R. | oxygen transfer (BASIC- and FORTRAN- |
| | Programm). |
| | Manuskript, Workshop San Diego (Nov.1979) |

- KAYSER, R. Zur Frage der Überprüfung des Sauerstoff-
eintrages.
Wiener Mitteilungen, Bd. 22, 1977
- KAYSER, R.,
DERNBACH, H. Weiterentwicklung der Methoden zur Mes-
sung der Sauerstoffzufuhr unter Be-
triebsbedingungen.
Berichte aus Wassergütewirtschaft und
Gesundheitsingenieurwesen der Techni-
schen Universität München (1980),
H. 28, S. 29
- STENSTROM, M. Oxygen transfer parameter estimation
BROWN, L.C. (Programm für TI-59).
Manuskript zur Veröffentlichung in
Journal of the Env. Div. ASCE, (Juni
1980)

KAYSER, Rolf, Prof. Dr.-Ing.
Technische Universität
Institut für Stadtbauwesen
Abt. Siedlungswasserwirtschaft
Pockelsstr. 4
3300 Braunschweig

PROBLEMATIK DER GASVERWERTUNG

H.-J. Dönges

1. GASANFALL

Der bei der Schlammfäulung erzielbare Gasanfall ist abhängig von der zur Verfügung stehenden Schlammmenge und seinem organischen Anteil. Seine Höhe wird dabei nicht allein von der Abwasserbeschaffenheit als vielmehr auch von der Verfahrenstechnik der Abwasserreinigung bestimmt. Zur Abschätzung der Schlammengen und ihres organischen Anteils können für die verschiedenen Schlammarten die auf Abb. 1 aufgetragenen Werte einen Anhalt geben:

	a	b	c	d	e	
	mit mech. Feststoffentzug	mit org. Feststoffentzug (ign. an GV)	Feststoffgehalt (t/t)	Wassergehalt	mit mech. Schlammmenge $\frac{a}{100} \cdot \frac{1000}{2}$	
	g TS/E a	g TS/E a	%	%	kg a	
1	Fäulwasser					
1.1	aus mech. Abwasserreinigung	54	30	3-10	90-99	~10 0 70
1.2	auf Biol. Abwasserreinigung mit Tropfbehältern (TB)					
1.2.1	nach Mikroorganismenentzug	30	10-18	0-0 100 0	90-98 100 00	~10 0 04
1.2.2	mit vorgeschalteter Feststoffabt.	20	9-11	0-0 100 0	90-98 100 04	~10 0 4
1.2.2	mit Sektierungsverfahren (SV)					
1.2.2.1	nach Mikroorganismenentzug	40	20 0	0,5-2,5 100 1,5	90 5-97,5 100 00 5	~10 2 07
1.2.2.2	mit vorgeschalteter Feststoffabt.	30	10,2	0,0-2,5 100 1,5	90 5-97,5 100 00 5	~10 2 4
2	Amortisierte Schlamm (Phosphat- u. Sulfatabschäumung)	~60-70	~25-60	2-8 100 0	90-98 100 00	~10 1,5-1,75
3	Fäulwasser (ammoniumnitratbehand. Schlamm)					
3.1	aus mech. Abwasserreinigung	34	~15-12	2-8	90-99	~10 0 50
3.2	aus mech./Biol. Abwasserreinigung (TB)	01-06	~27-22	0-0	90-94	~10 1 10
3.3	aus mech./Biol. Abwasserreinigung (SV)	00-02	~20-25	0-0-0	90-94	~10 1 20

Abb. 1: Schlammliste, Schlammengen und Schlammbeschaffenheit aus der mechanischen und biologischen Reinigung häuslichen Abwassers bei verschiedenen Reinigungszielen (MÖLLER, 1980) [1]

Diese von Möller erarbeitete Zusammenstellung aus dem Jahre 1980 weicht im Vergleich zu den bekannten Werten des Imhoff-Taschenbuches bei den mittleren spezifischen Feststoffmengen des biologischen Überschussschlammes nur geringfügig, dagegen bei den Schlammengen ganz deutlich nach oben ab. Die vorge-

nommenen Änderungen wirken sich daher insbesondere auf die Faulbehälterdimensionierung, dagegen weniger auf den zu erwartenden Gasanfall aus. Zwar wird die mittlere spezifische Feststoffmenge z.B. bei Belebungsanlagen ohne weitgehende Nitrifikation mit 85 g TS/(E . d) (nach Imhoff) nunmehr auf 94 g TS/(E . d) geringfügig höher veranschlagt, so scheint jedoch andererseits der organische Gehalt des gemischten Primär- und Sekundärschlammes mit ca. 62 % etwas niedriger anzusetzen zu sein.

Unter der Voraussetzung, daß 1 kg organische Trockensubstanz einen verwertbaren Heizwert von ca. 6.000 kcal bzw. $6 \cdot 1,163 \approx 7$ kWh besitzt und die auf den Einwohnerwert bezogene organische Trockensubstanz 18,98 kg/a beträgt, steht demnach ein Energieinhalt von $18,98 \cdot 7 = 132,86$ kWh/(E . a) zur Verfügung. Geht man andererseits davon aus, daß wir für unsere konventionellen biologischen Anlagen mit anaerober mesophiler Schlammbehandlung im Mittel 20 kWh/(E . a) an elektrischer Energie und nochmals einen gleichhohen Betrag an Wärmeenergie benötigen, so könnte man bei einer vergleichenden Betrachtung zu der Annahme kommen, daß aus dem Dargebot noch ein Überschuß zur Verfügung stehen müsse. Diese Rechnung geht jedoch leider dadurch nicht auf, daß einmal die organische Substanz nicht als Trockenstoff zur Verfügung steht, sondern ein erheblicher Aufwand nötig ist, das Wasser abzuspalten und zum anderen nicht unerhebliche Verluste durch die verschiedenen Umwandlungsvorgänge zu berücksichtigen sind.

Zur Gewinnung von Energie sind wir daher heute praktisch ausschließlich auf die Verfahrenstechniken der Vergärung angewiesen. Der Prozeßverlauf und damit die Bildung von Methangas ist eben unabhängig von dem Wassergehalt der zu behandelnden Schlammstoffe. Gleichwohl wird man mit Rücksicht auf eine Minimierung von Kapital- und Betriebskosten bestrebt sein, den Wassergehalt für den Faulprozeß so weitgehend als möglich vorher zu reduzieren. Auch ist darauf hinzuweisen, daß die bei diesem Prozeß gewonnene Energie als ausgesprochen hochwertig bezeichnet werden kann und die weitere erforderliche Umwandlung unproblematisch ist.

Bezogen auf einen Einwohnerwert müßte sich folgende Energiemenge gewinnen lassen. Nach dem Taschenbuch der Stadtentwässerung von Imhoff beträgt der Mischrohschlammanfall (primär und sekundär) für die beiden verschiedenen Verfahrenstechniken Tropfkörper und Belebung etwa 80 g TS/(E . d). Weiterhin wird der Einfachheit halber davon ausgegangen, daß hiervon 65 % organischer Natur sind und sich entgegen der Aussage im Taschenbuch von Imhoff der organische Anteil des Sekundärschlammes genauso verhält wie der des Primärschlammes.

$$\begin{aligned}
 80 \text{ g TS}/(\text{EW} \cdot \text{d}) &= 29,2 \text{ kg TS}/(\text{EW} \cdot \text{a}) \\
 &\quad \text{davon } 65 \% \text{ org. TS} \\
 29,2 \cdot 0,65 &= 18,98 \text{ kg org. TS}/(\text{EW} \cdot \text{a}) \\
 &\quad \text{aus } 1 \text{ kg org. TS kann man ca. } 480 \text{ l} \\
 &\quad \text{Faulgas gewinnen} \\
 18,98 \cdot 0,48 &= 9,11 \text{ m}^3 \text{ Faulgas}/(\text{EW} \cdot \text{a}) = 25 \text{ l}/(\text{EW} \cdot \text{d}) \\
 &\quad 1 \text{ Nm}^3 = 5.000 \text{ kcal} \\
 9,11 \cdot 5000 &= 45.552 \text{ kcal}/(\text{EW} \cdot \text{a}) \\
 &= 53 \text{ kWh}/(\text{EW} \cdot \text{a})
 \end{aligned}$$

Nach einer umfangreichen Erhebung in Nordrhein-Westfalen, Stichtag 31.12.1976, kann jedoch nur mit Schlammengen von 65 g TS/(E . d) für Tropfkörper- und 67 g TS/(E . d) für Belebungsanlagen gerechnet werden. Bei einem angenommenen organischen Gehalt von 2/3 der Trockensubstanz errechnet sich daraus bei ebenfalls etwa ca. 480 l möglichem Faulgasgewinn aus 1 kg organisch TS 21 l/(E . d) Faulgas bzw. 44,5 kWh/(E . a).

Tatsächlich liegt jedoch der statistisch gefundene Wert für den mittleren Faulgasanfall nur bei 17 l/(E . d), was auf unzureichende Verfahrenstechniken hinweist.

Dieser Wert deckt sich im übrigen auch mit einer großangelegten statistischen Untersuchung des Landesamtes in Bayern. Die von Schleypen [2] vorgenommene Zusammenfassung führt zu mittleren Werten gleicher Größenordnung.

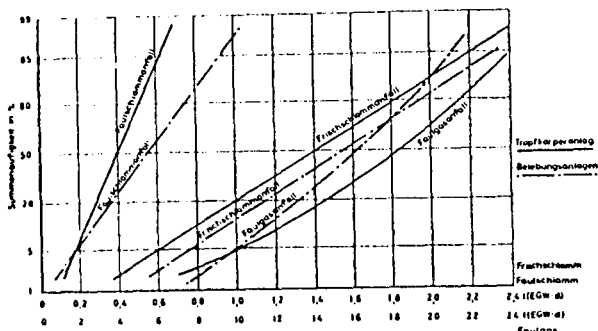


Abb. 2: Spezifischer Frisch- und Faulschlamm- sowie Gasanfall (SCHLEYPEN, 1980) [2]

Beide Erhebungen decken sich im übrigen sehr gut mit den Erfahrungen von Emschergenossenschaft und Lippeverband.

Für die Zukunft werden wir davon ausgehen können, daß unter strengerer Beachtung energiewirtschaftlicher Gesichtspunkte die Verfahrenstechniken zur Ausfäulung von Schlämmen weiter verbessert werden, so daß mit einem nicht zu hoch angesetzten mittleren Anfall von 480 l Gas/kg org. TS durchaus gerechnet werden kann. Andererseits sollte man sich hinsichtlich der zu erwartenden Schlammengen und des organischen Gehaltes keine Illusionen machen. Auch die von Möller fortgeschriebene Schlamm-Liste führt zu keinen wesentlichen Steigerungen der organischen Feststoffmenge selbst, vielmehr ist durch bessere Reinigung bei schwächer belasteten Anlagen mit einem deutlichen Rückgang des organischen Gehaltes zu rechnen. Wir tun daher gut daran, uns auf irgendwelche Zwischenwerte einzustellen, die etwa zwischen den Werten der statistischen Erhebungen und den nach Imhoff bzw. Möller zu erwartenden Werten angesiedelt werden können. Die Überprüfung der Verfahrenstechniken zur Ausfäulung sollte weiterhin eine Aussage über eine geordnete Rohschlammzu-

gabe enthalten. Der Wunsch nach vollständiger Ausnutzung des anfallenden Faulgases läßt sich wirtschaftlich kaum durch einen übergroß bemessenen Gasspeicher lösen. In der Schriftenreihe "Gewässerschutz-Wasser-Abwasser" der TH Aachen wird im März 1982 eine Arbeit von Hoffmann über den "Wirtschaftlichen Ausbaugrad von Faulgasspeichern" veröffentlicht werden. Darin wird festgestellt, daß es selbst bei einem zur Gesamtinvestition kleinen Anlageteil, wie dem Gasometer, wirtschaftlich nicht vertretbar ist, für Stör- und Reparaturfälle sowie saisonal bedingte Gasüberproduktionen oder sonstige zufällige Ausfallzeiten Speicherraum vorzuhalten, wenn die Summe der Nutzungen nicht mindestens über 100 mal/a liegt. Bezüglich der Wirtschaftlichkeit ist der Vergleichmäßigung des Gasanfalles, die vor allem durch die Häufigkeit der Faulbehälterbeschickung beeinflusst wird, großes Gewicht beizumessen. Während der Gasanfall bei einer Sinuskurve mit einem Maximum zeitversetzt zur Beschickung verläuft, kann bei einer quasi-kontinuierlichen Beschickung alle 2 - 4 h von einem kontinuierlichen Gasanfall über 24 h ausgegangen werden.

2. MÖGLICHKEITEN DER GASVERWERTUNG

2.1 Gewinnung von Wärme

Zur Durchführung der anaeroben Schlammbehandlung wird Wärme benötigt. Diese Wärme kann entweder aus dem organischen Anteil des Schlammes auf aeroben Weg gewonnen oder aber von außen zugeführt werden. Letzteres Verfahren wird in der Regel angewandt. Als Energieträger steht das Faulgas zur Verfügung. Die heute gebräuchlichen Kessel haben einen Wirkungsgrad von $\eta = 0,85$ bis $0,88$. Der Wärmebedarf einschl. zusätzlicher Gebäudeheizung im Winter erfordert etwa die halbe Menge des anfallenden Faulgases.

2.2 Gewinnung von mechanischer Energie und Wärme

Diese Verfahrenstechnik führt gegenüber der ausschließlichen Gewinnung von Wärme nicht zu einem höheren Ausnutzungsgrad,

vielmehr muß sogar mit einer etwas kleineren Ausnutzung gerechnet werden. Der Vorteil liegt allein in der Gewinnung eines Anteiles höherwertiger Energie und der möglichen vollkommenen Gasnutzung.

Die Verwertung bzw. Umwandlung erfolgt im Sonderfall in einer Gasturbine, in der Regel jedoch in einem Gas-Otto-Motor, in dem sich etwa die in Abb. 3 aufgezeichneten Energieströme einstellen.

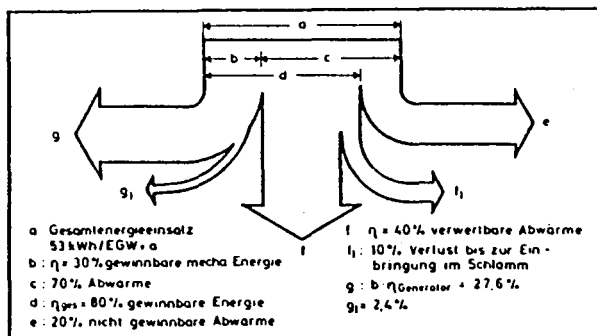


Abb. 3: Aufteilung der Energieströme

Hierbei handelt es sich um mittlere Zahlen bei Vollastbetrieb der Aggregate. Durch verfeinerte Wärmerückgewinnungstechniken, z.B. zusätzliche Temperaturabsenkung der Auspuffgase, Ausnutzung von Öl- und Generatorwärme usw., wie es das unter dem Namen Totem bekanntgewordene Verfahrenssystem empfiehlt, kann die zurückzugewinnende Wärme auf 45 - 50 % erhöht werden. Darüber hinaus wird der Gesamtwirkungsgrad in starkem Maße von der Auslastung des Aggregates bestimmt.

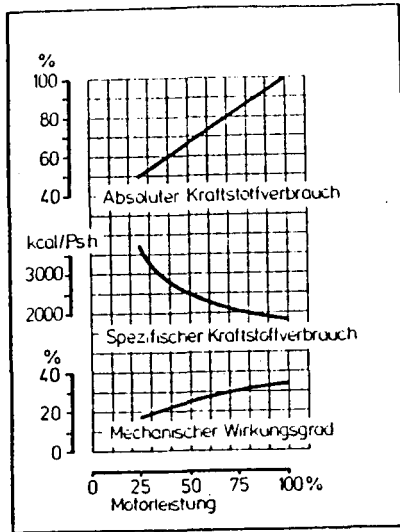


Abb. 4: Teillastverhalten von Otto-Gasmotoren bei konstanter Drehzahl

Das Schaubild stellt die Abhängigkeit des mechanischen Wirkungsgrades eines Otto-Gas-Motors von seiner Belastung dar. Der Wirkungsgrad steigt mit zunehmender Belastung der Maschine wesentlich an. Dadurch vermindert sich entsprechend der spezifische Kraftstoffverbrauch für die an der Motorwelle abgegebene Leistung (PS). Gegenüber den günstigsten Verhältnissen bei voller Auslastung des Motors beträgt die Steigerung des spezifischen Verbrauches/PS . h bei Halblast ca. 35 %, während er sich bei Viertellast sogar verdoppelt. Mit diesem Verhalten können auch zum Teil die unterschiedlichen Praxiswerte über den Gasverbrauch von Otto-Gas-Maschinen in Kläranlagen für die elektrisch erzeugte Arbeit erklärt werden. Um einen günstigen Brennstoffverbrauch zu erzielen, sollte daher ein Gasmotor stets im Bereich guter Belastung betrieben werden. Dabei empfiehlt es sich allerdings, mit Rücksicht auf schwankende CO_2 -Gehalte im Klärgas, zur Grenzbelastung einen kleinen Sicherheitsabstand einzuhalten. Bei schlechtem Gas, d.h. hohem CO_2 -Gehalt und gleichzeitig angeforderter Grenzbelastung, kann es leicht zu

Störungen infolge Kolbenfressern durch Überlastung kommen. Dieser Zustand kann im übrigen leicht bei Vorhandensein mehrerer Maschinen dadurch eintreten, daß eine Maschine infolge irgendwelcher Störungen automatisch durch eine Warn- und Abstellanlage herausgenommen und die Leistung der anderen Maschinen dabei nicht ordnungsgemäß angepaßt wird.

Für den Fall des Vollastbetriebes errechnen sich aus den Mittelwerten der Abb. 3 folgende Möglichkeiten der Erzeugung von Energie, wobei immer nach erwarteten (Imhoff) und verminderten Schlammengen (in Anpassung an die statistischen Erhebungen) unterschieden wird.

Q mechanisch = $53 \cdot 0,3 = 15,9$ kWh/(EW . a) bzw. bei verminderter Schlammanfallmenge 13,4 kWh/(EW . a).

Daraus errechnet sich eine mögliche Eigenstromerzeugung von

Q Strom = $53 \cdot 0,3 \cdot 0,92 = 14,6$ kWh/(EW . a) bzw. bei verminderter Schlammanfallmenge 12,3 kWh/(EW . a).

Demgegenüber besteht ein mittlerer Bedarf an elektrischer Energie von etwa 20 kWh/(E . a), woraus sich für den Fall der Eigenstromerzeugung eine Fehlmenge von ca. 27 % bzw. bei verminderter Schlammanfallmenge von sogar 38 % errechnet.

Schließlich ist entsprechend dem Diagramm folgende mittlere Abwärme zurückzugewinnen.

Q Wärme = $53 \cdot (0,7 - 0,2) \cdot 0,8 = 21,2$ kWh/(EW . a)
bzw. bei verminderter Schlammanfallmenge von
17,8 kWh/(EW . a).

Entsprechend dem Taschenbuch von Imhoff benötigen wir für einen Faulbehälterbetrieb mit 25° C Temperaturdifferenz von Faul- zu Rohschlamm und einer Faulzeit von 20 Tagen bei einem Feststoffgehalt des Frischschlammes von 4 % und mittleren Behälterwärmeverlusten von $0,2$ kWh/(m³ . d) folgende Wärmemenge.

$$29,2 \cdot \frac{100}{4} \cdot 25 \cdot 1,163 + 29,2 \cdot \frac{100}{4} \cdot 20 \cdot 0,2 = 21,22$$

$$+ 2,92 = 24,14 \text{ kWh}/(\text{EW} \cdot \text{a})$$

Daraus ergibt sich im Jahresmittel eine Fehlmenge von ca. 12 % bzw. bei vermindertem Schlammanfall von 26 %, die insbesondere in den Wintermonaten auszugleichen ist.

Die mechanische Energie kann direkt oder in Form von Strom indirekt in den weiteren Prozeß eingegeben werden. Einfachstes Beispiel ist der direkte Antrieb einer Tropfkörperpumpe mit einem luftgekühlten Deutz-Motor von 24 kW. Die erwärmte Luft kann in diesem Fall lediglich wintertags zur Gebäudeheizung benutzt werden. Die Anlage wird seit 1955 mit einer Gesamtlaufzeit von über 150.000 Betriebsstunden ohne großen Wartungsaufwand betrieben. Eine neuere Anlage mit ebenfalls direkter Energieumsetzung ist auf der Kläranlage Dattelner Mühlenbach installiert, auf der zwei hintereinanderliegende Oberflächenbelüfter über eine gemeinsame Welle von einem Gasmotor mit einer Leistung von 80 KW angetrieben werden. Vor dem Getriebeeingang ist parallel zum Gasmotor ein Elektromotor aufgestellt, der im Falle von Betriebsstörungen, Gasmangel oder bei Reparatur des Gasmotors den Antrieb übernimmt. Die Anlage besitzt im übrigen eine Wärmenutzung über Niederdruckdampf, so daß die MAN-6 Zylinder-Maschine mit etwa im Mittel 7.600 Betriebsstunden pro Jahr heißgekühlt wird.

Der größere Teil der Energieerzeugungsanlagen von Emschergenossenschaft und Lippeverband arbeitet mit indirektem Antrieb. Neben dem elektrischen Strom wird Wärme in Form von Warmwasser oder Dampf gewonnen. Im Falle von Warmwasser wird die Wärme über einen außenliegenden Wärmeaustauscher oder über einen im Faulbehälter angeordneten Heizzylinder direkt an den Schlamm der Faulungsstufe abgegeben. Beispielfhaft sei hier auf die 48 kW 3 Zylinder-Anlage auf der Kläranlage Werl hingewiesen, auf der das Abwasser von 30.000 Einwohnerwerten gereinigt wird. Die Anlage wird seit 1957 ohne Unterbrechung mit relativ geringem Wartungsaufwand betrieben.

Unsere größeren, älteren Anlagen in Hamm und Duisburg-Kleine Emscher sind mit 4 bzw. 3 . 200 kW Deutz-Maschinen ausgerüstet, die ausschließlich nach dem Prinzip der Heißkühlung arbeiten.

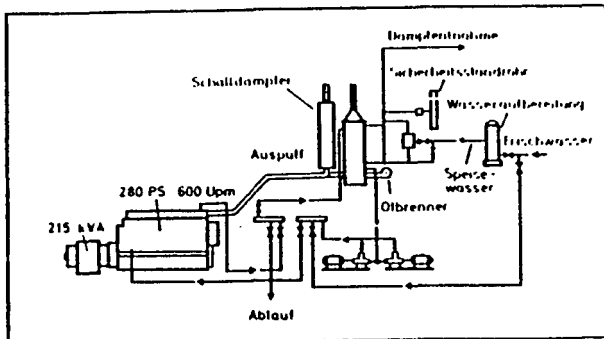


Abb. 5: Abwärmeverwertung durch Heißkühlung
(PREUSS, 1965) [3]

Die in Abb. 5 schematisch dargestellte Heißkühlung hat den Vorteil, daß die gewinnbare Wärme in Form von Dampf anfällt, der dann als Niederdruckdampf sehr einfach in den auszufaulenden Schlamm eingebracht werden kann. Dabei können die angeordneten Abhitzeessel bei Maschinenstillständen mit Fremdenergie betrieben werden. Die Anlagen arbeiten seit 1960 bzw. 1965 mit insgesamt über 100 Mio erzeugten kWh zur vollen Zufriedenheit (THAN, 1963) [4] . Insgesamt werden beginnend seit den 30er Jahren bei Emschergenossenschaft und Lippeverband nunmehr 9 Energieerzeugungsanlagen unterschiedlichster Größe entsprechend den dargelegten Verfahren betrieben. Abhängig vom Faulgasanfall werden dabei im Mittel 50 - 60 % der benötigten elektrischen Energie gewonnen.

Während in den früheren Jahren Gasverwertungsanlagen einen nicht unerheblichen Konstruktionsaufwand und Installationsumfang aufwiesen, werden nunmehr auf dem Markt komplette soge-

nannte Blockheizkraftwerke angeboten, die praktisch in einem Aggregat neben der Maschine den gesamten Wärmeaustauscherteil beinhalten (TITL, 1979) [5] . Eine Gasverwertung benötigt daher heute kaum noch einen sonderlichen ingenieurmäßigen Arbeitsaufwand und ist sehr leicht und schnell zu installieren. Solche Blockheizkraftwerke werden in allen Größen bis hinunter zu 20 - 30 kW angeboten. Beim Lippeverband wurde gerade in den letzten Wochen eine 162 kW-Maschine auf der Kläranlage Soest installiert.

Von besonderem Interesse ist der heute gleichzeitig von den Firmen angebotene Wartungsdienst, insbesondere dann, wenn keine Facharbeiter zur Verfügung stehen. Die aufzubringenden Kosten berechnen sich nach erzeugten Kilowattstunden. Man rechnet in der Bundesrepublik mit Kosten von 3 - 4 Pfennig/erzeugter kWh, die die gesamte Firmenwartung einschl. der Lieferung der Ersatzteile und die Durchführung der notwendigen Reparaturen beinhalten. Zur Ermittlung der reinen Betriebskosten ist weiterhin etwa 1 Pfennig/kWh für allgemeine Bedienung und 1 Pfennig/kWh für Schmierölverbrauch hinzuzurechnen. Insgesamt stellen sich damit die Betriebskosten auf etwa 6 Pfennig/kWh. Dieser Wert deckt sich auch recht gut mit den Erfahrungen bei Emscher-Genossenschaft und Lippeverband. Größere, neuere Anlagen benötigen im Mittel 5 - 6 Pfennig/kWh, bei den älteren und kleineren Anlagen liegen diese Betriebskosten um etwa 1 Pfennig höher. Sie steigen insbesondere dann merklich um etwa 4 - 5 Pfennig Brennstoffkosten an, wenn Maschinen mit Heizölzusatz im sogenannten Zündstrahlbetrieb gefahren werden. Solche Anlagen sind früher gerne gebaut worden, weil es dadurch möglich war, die Vorhaltekosten für Fremdstrombezug zu senken.

Die im übrigen bei den Verbänden weiterhin gesammelten Betriebserfahrungen lassen sich als außerordentlich gut bezeichnen. Die notwendigen Unterhaltungsarbeiten beschränken sich auf den regelmäßigen Ersatz von Verschleißteilen wie Ventilen, Sitzringen, Kolbenringen und Dichtungen. Schwere Schäden sind praktisch nicht eingetreten. Nach Laufzeiten zwischen 50 und

100.000 Stunden ist die Beseitigung von Langzeitverschleißerscheinungen an Kolben, Buchsenführungen, Lagern usw. erforderlich. Ölwechsel werden in Abständen von 2.500 und 6.000 Stunden je nach Maschinenart ausgeführt. Von großem betrieblichen Nutzen hat sich die zusätzliche Ausrüstung mit Warn- und Abstellanlagen erwiesen. Sie überwachen alle wichtigen Funktionen wie Öldruck, Temperatur, Kühlwasser, Gas-mangel, Drehzahl usw. und erlauben es auch dort die Maschinen 24stündig zu betreiben, wo nur 8 Stunden am Tag Personal verfügbar ist.

Interessant ist auch, daß nach Anlernung das Kläranlagenpersonal die mit einer Gasverwertung verbundenen zusätzlichen Arbeiten nicht als erschwerend und ungewöhnlich empfindet.

Nicht unerwähnt bleiben soll in diesem Zusammenhang der umfangreiche Untersuchungsbericht des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft über die Wirtschaftlichkeit der Faulgasverwertung auf Kläranlagen (WOLF) [6] aus dem Jahre 1981. Die dort gefundenen Ergebnisse lassen sich mit den bisher gemachten Ausführungen recht gut vergleichen. Bemerkenswert ist der bei den dort angestellten wirtschaftlichen Untersuchungen in der Regel hohe Kapitaldienstanteil. Ursache ist die oftmals zu große Dimensionierung insbesondere der Gasmaschinen und damit eine nur geringe Jahresbetriebsstundenzahl. Unter diesen Voraussetzungen kann der Kapitaldienst sehr schnell Größenordnungen erreichen, die eine vergleichsweise wirtschaftliche Fahrweise gegenüber Fremdstrombezug illusorisch machen. Überschläglich kann man davon ausgehen, daß zur Erzeugung von 1 kW im Mittel 2.500 DM investiert werden müssen. Das führt selbst bei hoher Benutzungsstundenzahl bereits zu einem Kapitaldienst von 7 - 8 Pfennigen erzeugter kWh, d.h., die Kapitaldienstkosten liegen unter günstigen Voraussetzungen mindestens in der gleichen Größenordnung wie die reinen Betriebskosten.

Hierdurch beantwortet sich letztlich auch die immer wieder gestellte Frage nach der Bereitstellung von Spitzen- oder Grund-

laststrom. Unter der Berücksichtigung, daß die Tarife für Tag- und Nachtstrom um 5 - 6 Pfennig/kWh auseinanderliegen, läßt sich mit dieser Ersparnis kaum der zusätzliche Kapitaldienst für die vergrößerte Anlage auffangen. Vielmehr wird der Unterschiedsbetrag noch dadurch vermindert, daß durch Verringerung der Jahresbenutzungsstunden der Leistungspreis ansteigt.

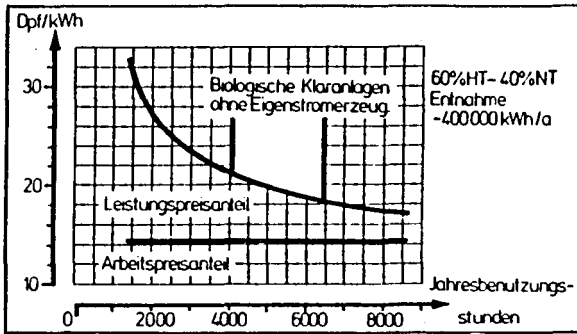


Abb. 6: Stromkosten bei Leistungspreisregelung
Stand 1.1.1982

In der Bundesrepublik ist es nämlich allgemein üblich, den Strombezug von Kläranlagen wenn möglich nach dem Leistungspreis abzurechnen, da Kläranlagen, wie die Darstellung 6 zeigt, ausgesprochen ausgeglichen fahren können und so eine hohe Jahresbenutzungsstundenzahl (ideal 8760 h) haben. Sollten daher keine besonderen örtlichen Verhältnisse zu einer anderen Betrachtungsweise zwingen, dürfte daher auch bei Eigenerzeugung immer eine hohe Jahresbenutzungsstundenzahl für den restlichen Fremdstrombezug bei ebenfalls gleichmäßiger Eigenerzeugung anzustreben sein. Ideal stellt sich dabei eine Verbindung mit dem Erdgasnetz, da hierdurch ohne größere Vorhaltekosten auf eine weitgehende Vorhaltung von Fremdstrom verzichtet werden kann und ggf. sogar eine regelmäßige Zufuehrung von Erdgas durchaus überlegenswert sein kann. Die Sicherung

des Betriebes und damit Verringerung der Vorhaltung wie aber auch der Wunsch nach einer Vollastbetriebsweise kann durch geeignete Aufspaltung der Aggregate erreicht werden. Daraus ergibt sich, daß bei der Neuplanung von Anlagen zwar immer auch für den späteren Zuwachs ausreichende Aufstellungsmöglichkeiten vorgesehen werden sollten, jedoch die sofort zu installierenden Gasmaschinen unbedingt auf das gesicherte Gasangebot zu beschränken sind.

Da die örtlichen Verhältnisse sehr stark in die Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen eingehen, ist eine allgemeine Wirtschaftlichkeitsbetrachtung außerordentlich schwierig. Dennoch kann abschließend auf eine Untersuchung verwiesen werden, die Hoffmann auf der 13. Essener Tagung im Jahre 1980 der Öffentlichkeit vorgestellt hat [7] .

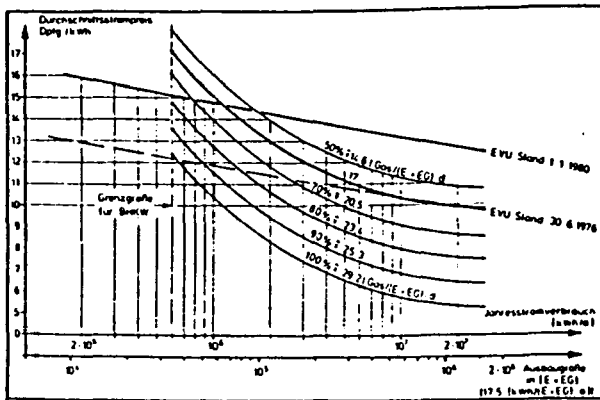


Abb. 7: Wirtschaftlichkeit der Eigenstromerzeugung

Die Zusammenstellung macht deutlich, daß bei weiter steigenden Strompreisen selbst unter Berücksichtigung einer nur möglichen Eigenstromerzeugung von 60 - 70 % des erforderlichen Energiebedarfs sich schon von Kläranlagengrößen um 30 - 50.000 Einwohnerwerten eine Wirtschaftlichkeit nachweisen läßt. Wenngleich es auch heute schwierig ist, zu beurteilen, in welchem Maße die Energiepreise in Zukunft steigen werden, so können wir

doch davon ausgehen, daß entsprechend der Aussage des Beirates der Bundesregierung der reale Preis für das von der Natur bereitgestellte Kapitalgut Mineralöl langfristig mit einer dem realen Zinssatz gleichen prozentualen jährlichen Steigerungsrate sich erhöhen wird. Schließlich sollten wir auch daran denken, daß die öffentliche Hand zwar einzelwirtschaftlich richtige Lösungen durchzuführen hat, dennoch auch durch richtungsweisende Demonstrationsobjekte ihrer besonderen Rolle gerecht werden muß.

DÖNGES, Heinz-Jürgen, Dipl.-Ing.
Emschergenossenschaft/Lippeverband
Kronprinzenstraße 24
4300 Essen 1

Literaturhinweise

- [1] MÖLLER, U.: "Schlammengen und deren Beschaffenheit aus der Reinigung häuslichen Abwassers bei Einhaltung der Mindestanforderungen sowie bei weitgehender Nitrifikation", Zeitschrift "Korrespondenz Abwasser" 27, 1980, S. 585 - 588

- [2] SCHLEYPEN: Betriebsergebnisse von Tropfkörpern und Belebungsanlagen in Bayern
Korrespondenz Abwasser 1980, H. 12, S. 824

- [3] PREUSS: Neuartige Abwärmenutzung an Gasmotoren, erstmals ausgeführt auf der Kläranlage Hamm des Lippeverbandes,
Kommunalwirtschaft Heft Juni 1965

- [4] THAN: Neue Klärgas- und Erdgas-Kraftanlagen,
Kommunalwirtschaft Heft 9, 1963

- [5] TITL: Das Blockheizkraftwerk - die neue Alternative für den Heizungsbau
Ki Klima + Kälte - Ingenieur,
Heft 2, 1979

- [6] WOLF: Untersuchungen über die Wirtschaftlichkeit der Faulgasverwertung auf Kläranlagen
Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft 1981

- [7] HOFFMANN: Übersicht über Faulverfahren und Faulgasanfall in Nordrhein-Westfalen -
Ein Beitrag zur Energiebilanzierung auf Kläranlagen
Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Band 45

PROBLEMATIK DER STEUERUNG UND
AUTOMATISIERUNG

Kroiß H.

1. EINLEITUNG

Es vergeht kaum ein Tag, an dem nicht in den Medien vom Siegeszug der Elektronik in Wirtschaft, Verwaltung und Technik berichtet wird. In fast alle Bereiche menschlichen Handelns dringen jene Techniken ein, die, so heißt es, den Menschen von der Routinearbeit befreien, ihn frei machen für kreatives Denken. Über die zweite sehr ambivalente Seite des Einsatzes der elektronischen Datenverarbeitung ist weniger zu lesen. Auf der einen Seite hilft uns die Maschine, die Fehlbarkeit des Menschen, die Sprunghaftigkeit seiner Natur zu beseitigen, das technisch Kalkulierte kalkulierbar zu erhalten. Auf der anderen Seite hat in der Maschine das eigentlich Lebendige nicht Platz, es kann nur durch gewisse mathematische Tricks der Statistik eingegrenzt werden; komplexe lebendige Systeme verfügen über wesentliche Eigenschaften, die der Maschine fehlen, so enthalten sie die Erfahrung von Millionen von Jahren Entwicklungsgeschichte.

In der industriellen Produktion wie zum Beispiel der chemischen oder auch biochemischen Industrie wird die Natur unseren Gesetzen unterworfen, indem wir von den Eingangs- und Umweltparametern her jenen Zustand herstellen, der - in Hinblick auf den wirtschaftlichen Erfolg - optimale Ergebnisse liefert. Das Ziel ist erstens eindeutig und zweitens meßbar. Im Gegensatz dazu kann bei der Abwasserreinigung auf die Eingangsgrößen nur in sehr geringem Maße eingewirkt werden, die Umweltbedingungen (pH, Temperatur, Druck) können nur sehr wenig beeinflußt werden. Die Optimierung der Verfahren hinkt, weil der angestrebte Erfolg

- nämlich der Reinigungseffekt der Kläranlagen - kostenmäßig nicht eindeutig berechenbar ist. Es gibt also nur eine relative Optimierung, einen kostenmäßigen Vergleich von Anlagen mit gleichem Reinigungserfolg. Aber an welchen Parametern wird die Vergleichbarkeit gemessen? Nebenbei sei erwähnt, daß die Einführung einer Abwasserabgabe zwar einen Versuch darstellt, den Reinigungserfolg in die Kostenrechnung einzubinden, das grundlegende Dilemma jedoch nicht beseitigen kann. Weil aber die Erfolgskontrolle beim Einsatz der Elektronik für Steuerung und Automatisierung nicht eindeutig durchgeführt werden kann, ist bei ihrem Einsatz in der Abwasserreinigung zumindest Vorsicht geboten - es kann mit Recht von einer Problematik gesprochen werden. Bei aller Faszination, die von den schier ungeahnten Möglichkeiten der Technik ausgehen, darf nicht vergessen werden, daß die Eingangsgrößen und zumindest die biologischen Stufen der Abwasserreinigungsanlagen von lebendigen, komplexen Systemen bestimmt werden, und daß damit Abweichungen von idealisierten und standardisierten Bedingungen die Regel sind, und das Problem darin besteht, auf diese Abweichungen so zu reagieren, daß unser Ziel - der Gewässerschutz - auf lange Sicht mit minimalen Kosten erreicht wird. Die Lösung dieses Problems stellt eine historische und nicht nur eine wissenschaftlich-technische Aufgabe dar. Das heißt, daß es eine objektiv beste Lösung nicht gibt, daß Patentrezepte nicht angegeben werden können, und ohne praktische Erfahrung keine endgültigen Aussagen über neue Technologien gemacht werden können.

Im weiteren wird versucht, jene Entscheidungskriterien herauszuarbeiten, die bei der Planung der Steuerung und Automatisierung von Abwasserreinigungsanlagen angewendet werden sollten und welche Möglichkeiten zur Zeit als erprobt gelten. Es soll keine Aufforderung sein, in Zukunft kein Risiko mehr auf sich zu nehmen, nur mehr Bewährtes zu planen. Aber es sollte klar werden, wo die Risiken liegen

um sie nicht bei einer Anlage anzuhäufen.

2. DARSTELLUNG DER PROBLEMATIK

Bei dem Einsatz von Steuerungsmaßnahmen und Automatisierungsstrategien stehen zwei Ziele im Vordergrund:

- Verbesserung der Reinigungswirkung, wobei die Verminderung der Störeinflüsse im Vordergrund stehen
 - Minderung der Kosten, insbesondere der Betriebskosten
- Daneben können noch andere Vorteile durch Einsatz der Meß- und Regeltechnik erzielt werden, die sich in der Kostenrechnung nicht niederschlagen, wie z.B. die Verbesserungen der Arbeitsbedingungen für das Klärwerkspersonal.

Wenn auch die Ziele sehr eindeutig und klar erscheinen, so muß doch darauf hingewiesen werden, daß die Erfolgskontrolle große Schwierigkeiten bereitet. In beiden Fällen müßten vergleichbare Daten über lange Zeiträume (> ein Jahr) vorhanden sein, und weiters müßte die eindeutige Zuordnung zwischen Maßnahmen und deren Erfolg gegeben sein. Bei der Entscheidung über den Einsatz der Steuerungs- und Automatisierungsmaßnahmen bei bestehenden Kläranlagen können zwar Rentabilitätsrechnungen durchgeführt werden, doch sollte ihr Wert nicht überschätzt werden, weil eine spätere Überprüfung kaum möglich ist und meist erst dann gesicherte Ergebnisse vorliegen können, wenn der Lieferant der Anlagen aus seinen Verpflichtungen entlassen ist. Ob eine Maßnahme sinnvoll ist oder nicht, muß daher vorwiegend aus dem Wissen und dem Erfahrungsschatz des Planers heraus entschieden werden.

Die Verbesserung der Reinigungsleistung kann sich beziehen auf:

- Verminderung der organischen Restbelastung (BSB₅, COD), sowohl des mittleren Ergebnisses als auch der Streuung der Werte

- Verminderung des Schwebstoffabtriebes im Nachklärbecken (Sichttiefe, TS_e)
- Verbesserung des Nährstoffabbaues (Phosphor- und Stickstoffelimination) durch biologische und chemische Verfahren

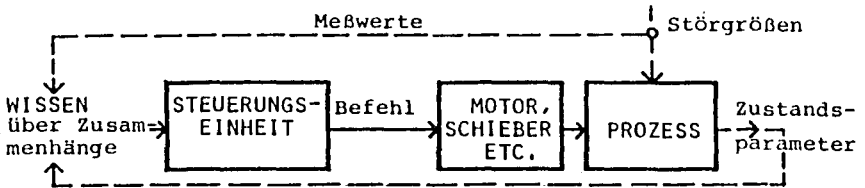
Die Verminderung der Kosten bezieht sich vorwiegend auf:

- Verminderung der Energiekosten (vorwiegend für die Belüftung)
- Verminderung der Personalkosten
- Verminderung der Schlammbehandlungskosten z.B. durch bessere Nutzung des Faulgases
- Verminderung der Reparatur- und Instandhaltungskosten durch schonenden Betrieb für die Maschinen

Voraussetzung für die Automatisierung des Kläranlagenbetriebes, sei es nun für Teilprozesse oder die Gesamtanlage ist:

- Es muß genügend Wissen über die Zusammenhänge zwischen den Störgrößen (z.B. Schwankungen des Sauerstoffverbrauchs) und ihrer Auswirkungen auf den Prozeß (z.B. Änderung des Sauerstoffgehaltes) vorhanden sein.
- Es müssen die Auswirkungen von Veränderungen an den Maschinen (z.B. Drehzahlerhöhung bei Oberflächenbelüftern) auf den Prozeß bekannt sein (z.B. Erhöhung der Sauerstoffzufuhr).
- Es müssen die geeigneten technischen Geräte vorhanden sein, um das Wissen bzw. die Erfahrung in die Praxis umzusetzen (Meßgeräte, Regler, Mikroprozessoren etc.).

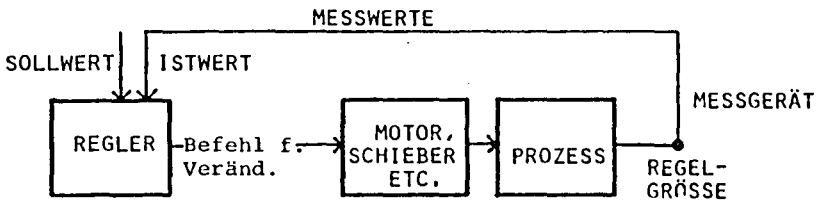
Je nach dem Umfang des Wissens und der Prozesse die automatisiert werden sollen, können wir folgende Strategien unterscheiden:

Steuerung auf Grund von Erfahrungswerten

Bei diesem Schema der Steuerung wird über Meßgeräte Erfahrung gesammelt, die Erfahrung in ein Steuerungsprogramm umgearbeitet und der Prozeß danach gesteuert.

Vorteile: Im Normalbetrieb sind keine kontinuierlich arbeitenden Meßgeräte erforderlich.

Nachteile: Auf Störgrößen (z.B. Einfluß von Starkregen bei einer Sauerstoffzufuhrsteuerung) die im Steuerungsschema nicht berücksichtigt werden können, wird nicht entsprechend reagiert, d.h. in solchen Fällen muß von Hand eingegriffen werden.

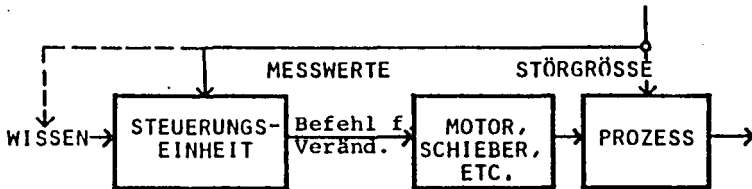
Regelung

Das Wissen über Ursache und Wirkung der Störgrößen ist nicht erforderlich. Das Regelverhalten des Systems muß möglichst genau bekannt sein.

Vorteil: System reagiert bei richtiger Ausführung auf jede beliebige Störgröße immer richtig.

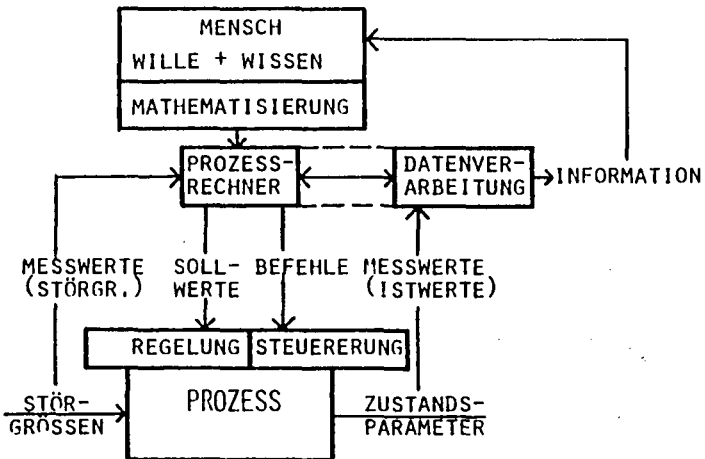
Nachteil: Ohne, daß eine eindeutig meßbare Differenz zwischen Soll- und Istwert (Regelabweichung) auftritt, kann nicht geregelt werden. Zuverlässiges Meßgerät für die Regelgröße ist erforderlich.

Steuerung auf Grund von mathematischen Modellen:



Nur anwendbar, wenn das Wissen über die Wirkung meßbarer Störgrößen (z.B. Abwassermenge) und die Auswirkung von Veränderungen der Betriebsparameter (z.B. Chemikaliengabe) auf den Prozeß mathematisierbar ist (deterministische oder stochastische Modelle).

An der Nahtstelle zwischen dem Wissen und den technischen Möglichkeiten des Eingriffs in den Prozeß steht fast immer ein Meßgerät. Sowohl für den Wissenserwerb als auch zur Erfassung der Störgrößen sind Meßgeräte erforderlich. Genauso sind für den Einsatz von Steuerungs- und Automatisierungsstrategien zuverlässige Meßwerte meist unumgänglich. Beim derzeitigen Stand kommen die größten Hindernisse für den Einsatz von Steuerung und Automatisierung von der Seite der zuverlässigen Meßgeräte. Das mangelhafte Wissen über ursächliche Zusammenhänge, speziell bei allen biologischen Teilverfahren, hemmt ebenfalls die weitere Automatisierung. Demgegenüber erscheinen die technischen Möglichkeiten auf dem maschinellen und elektronischen Sektor bereits größer als ihre sinnvolle Anwendbarkeit auf dem Abwassersektor.

Volle Automatisierung

Verknüpfung von Steuerung, Regelung und Selbstkontrolle

Zum Abschluß dieses Kapitels sei noch besonders darauf hingewiesen, daß die Bakterien, die die biologischen Vorgänge auf Kläranlagen bestimmen, ein hervorragendes Automatisierungssystem in den Zellkernen gespeichert haben, das sich über Jahrmillionen bewährt hat und daher sehr anpassungsfähig ist. So ist etwa die Fähigkeit der Bakterien auf stark schwankende Belastung "richtig" zu reagieren, sehr hoch entwickelt. Eine weitere besondere Eigenschaft dieser komplexen Lebensgemeinschaft wie z.B. im Belebtschlamm, besteht darin, daß die Lebensbedingungen die Population stark beeinflussen, weil bei Substratmangel (= gutes Reinigungsergebnis) jene Bakterien überleben, die sich am besten an die Verhältnisse anpassen können. Es kann daher nicht ausgeschlossen werden, daß starke Veränderungen der Umwelt- bzw. Belastungsverhältnisse durch Steuerung und Automatisierung zu einer Änderung der Bio-

zönose führt, die nicht günstig ist. Jedenfalls sollte man bei der Korrektur von "natürlichen" Unzulänglichkeiten durch Steuerung und Regelung vorsichtig zu Werke gehen.

3. MESSGERÄTE

Nachdem die Problematik der Steuerung im Mittelpunkt der Überlegungen steht, wird im weiteren weniger auf die Vollständigkeit der Liste von Meßgeräten Wert gelegt, als auf ihre Wichtigkeit und ihre Betriebssicherheit.

Messung physikalischer Größen:

- Wasserstand
- Durchfluß
- Schlamm Spiegel
- Trübung
- Feststoffgehalte von Schlämmen
- Temperatur

Messung chemischer Parameter:

- O₂-Gehalt
- pH-Wert
- TOC, COD etc.
- Leitfähigkeit
- Faulgaszusammensetzung

Bezüglich der Meßgeräte für die wichtigen Kenngrößen wurde 1978 in Schweden eine Untersuchung über die Funktionstüchtigkeit der Geräte durchgeführt (HOLMSTRÖM, HULTMAN 1981). Dabei wurde die Betriebserfahrung über 866 Geräte auf 30 Kläranlagen erhoben. Das Ergebnis der Untersuchung ist in Tabelle 1 dargestellt.

Meßgerät	Anwendung	Anzahl der Geräte	Betriebserfahrung			
			gut	mittel	schlecht	
Druckluft-Pegel (Einperlvorfahren)	Wasserspiegel im Wasser	84	75	6	3	
	in offenen Schlammbehältern	92	81	6	5	
	in geschlossenen Schlammbehältern	23	15	8	0	
Echolot	Wasserspiegel im Wasser	75	63	2	10	
	in offenen Schlammbehältern	23	14	6	3	
	in geschlossenen Schlammbehältern	44	4	5	35	
Kapazitive Füllhöhenmessung	Wasserspiegel im Wasser	12	3	1	8	
Schwimmermessung	Wasserspiegel im Wasser	12	11	1	0	
Induktive Durchflußmessung	Wasser	37	37	0	0	
	Schlamm	73	59	8	6	
Stauscheiben und Venturi-meßgeräte	Gasdurchfluß (Luft m. Faulgas)	64	43	20	1	
Sauerstoffsonden	O ₂ -Gehalt im Belebungsbecken	36	32	1	2	
pH-Meßgeräte	Wasser	40	26	7	7	
COD-Meßgeräte	Wasser	16	7	0	9	
Feststoffgehaltmeßgeräte	Wasser	32	7	15	10	
	Belebtschlamm	42	19	0	23	
	Trübwasser (nach Zentrifugen)	10	7	1	2	
	eingedickter Schlamm	8	6	2	0	

Tabelle 1: Erfahrungen mit kontinuierlich arbeitenden Meßgeräten auf kommunalen Kläranlagen in Schweden

Es zeigt sich also, daß die Höhenstandsmessung insgesamt keine wesentlichen Probleme mehr aufwirft. Jedoch sollte die Echolotmessung in geschlossenen Schlammbehältern (z.B. Faulbehältern) nicht eingesetzt werden. Die induktive Durchflußmessung bei volllaufenden Abwasserrohrleitungen kann heute problemlos angewendet werden, bei Schlamm treten in erster Linie Probleme durch Verkrustungen an der Rohrinnenwand auf. Dies gilt besonders bei fettreichem Primärschlamm. Die Reinigung kann nach den schwedischen Erfahrungen mit Sicherheit nur händisch erfolgen.

Die Messung des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken kann von den Meßgeräten her, als ein gelöstes Problem betrachtet werden. Sowohl membranlose Sonden wie Sonden mit Membrane haben sich auch bei uns gut bewährt. Leider sind heute sehr viele Fabrikate auf dem Markt, von denen nicht alle gleich verläßlich sind. Bei der schwedischen Untersuchung waren die Sonden auf 16 Kläranlagen auch zur Steuerung der Sauerstoffzufuhr eingesetzt, wobei überall gute Erfahrungen gemacht wurden. Das Hauptproblem beim Einsatz der Sauerstoffsonden besteht (vom Meßgerät her) in der richtigen Wartung, die in Reinigung, Ersatz von Elektrolyten und Membranen bzw. Schleifsteinen und Kalibrierung unterteilt werden kann. Besondere Sorgfalt sollte auf die Nullpunktkalibrierung gelegt werden, weil der Fehler in der vollen absoluten Größe in die Messwerte eingeht. Will man z.B. einen Sauerstoffgehalt von 1 bis 2 mg/l im Belebungsbecken einhalten, so ergibt eine falsche Nullpunkteinstellung von 0,5 mg/l bereits einen Fehler von 25 - 50 %. Der gleiche Fehler bei der Sättigungseinstellung bewirkt jedoch nur einen Fehler von ca. 5 %.

Die pH-Messung kann ebenfalls vom Gerät her als gelöst betrachtet werden. Das Hauptproblem kommt von der Verschmutzung der Sonden. In Schweden wurde herausgefunden, daß bei jenen Sonden die geringsten Probleme auftauchten, die auf Schwimmkörpern im fließenden Wasser installiert wurden.

Durch die Strömung wird die Verschmutzung gering gehalten. Zur Überwachung der Schlammfäulung dagegen sollte der CO_2 -Gehalt des Gases kontinuierlich gemessen werden. Es gibt dafür zuverlässige Geräte.

Der Einsatz kontinuierlicher COD-Meßgeräte dürfte in Österreich nur für die wenigen Großkläranlagen von Interesse sein, dasselbe gilt für den TOC. Die schwedischen Erfahrungen mit dem COD sind leider nicht sehr ermutigend, obwohl dieser Parameter aus mehreren Gründen Vorteile hat gegenüber der TOC-Messung, für die es zumindest was den Kläranlagenablauf betrifft, zuverlässige Geräte gibt. Betriebserfahrungen liegen für TOC-Meßgeräte wohl vor, Hauptproblem ist auch hier die richtige Wartung.

Von größerer Bedeutung erscheinen die Feststoffgehaltmeßgeräte (LOHMANN und SCHLEGEL 1981). Insgesamt stehen für verschiedene Zwecke vier verschiedene Meßprinzipien zur Verfügung:

- Photometrische Geräte
- Ultraschall Geräte
- Geräte bei denen die Absorption von Gammastrahlen gemessen wird
- Geräte bei denen der Widerstand eines "Propellers" gemessen wird

Die photometrischen Geräte werden vorwiegend für die Messung der Trübung im Ablauf der Kläranlage eingesetzt. Nach Untersuchungen in einer Versuchskläranlage durch STEPHENSON et al. (1981) kann aus der Trübung nicht auf den Feststoffgehalt geschlossen werden, solange die Schwebstoffkonzentration im üblichen Bereich (10 - 30 mg/l) liegt, ein starker Anstieg durch z.B. Schlammabtreiben konnte jedoch eindeutig gemessen werden. In Schweden (HULTMANN 1981) hat sich gezeigt, daß Geräte, die direkt im Abwasserstrom messen, bessere Ergebnisse lieferten als solche in einem Teilstrom (Rohr). Probleme treten auf bei der Fremdlichtabschirmung und der Verschmutzung durch Bakterien- bzw.

Algenbeläge. Zusammenfassend erscheint die einfache tägliche Sichttiefenmessung im Nachklärbecken besser und billiger für die Kontrolle zu sein, weil sie auch gleichzeitig den Klärwärter zwingt, die Kläranlage zu inspizieren. Für die Messung des Feststoffgehaltes im Belebt- und Rücklaufschlamm werden zur Zeit vorwiegend photometrische Geräte eingesetzt. Die Erfahrungen mit diesen Geräten in Schweden sind nicht sehr ermutigend. Vor allem hat sich gezeigt, daß im Becken installierte Geräte besser funktionieren als solche, die in Rohrleitungen (Teilstrom) eingebaut sind. Luftblasen führen zu großen Fehlern bei der Messung. Die Verschmutzung der Sonden durch Beläge macht eine häufige Wartung nötig. Weiters führen Veränderungen in der Schlammbeschaffenheit (z.B. Blähschlamm, Chemikalienzugabe) zu Veränderungen der optischen Eigenschaften des Schlammes und damit zu fehlerhaften Anzeigen. Auch ist die Kalibrierung der Geräte nicht einfach (homogener Eichschlamm, Fremdlichteinfluß). Zusammengefaßt kann gesagt werden, daß solche Geräte zwar schon recht gut erprobt sind, ihre Anwendung jedoch nur dann sinnvoll erscheint, wenn entsprechendes Personal für die Wartung da ist, also nur bei großen Anlagen.

Von größerer Bedeutung, vor allem für größere und mittlere Anlagen, wäre die Messung des Feststoffgehaltes im eingedickten Schlamm. Die hierfür zur Zeit einsetzbaren Geräte arbeiten entweder mit Ultraschall, mit Gammastrahlen oder mit mechanischem Widerstand. Über den Einsatz von Ultraschallgeräten zur Bestimmung des Feststoffgehaltes im eingedickten Primärschlamm aus den Trichtern der Vorklärbecken berichtete bereits DRAKE (1977). Bei der schwedischen Untersuchung wurde festgestellt, daß mit den Gammastrahl-Meßgeräten gute Erfahrungen gemacht wurden. Auch in Deutschland sind diese Geräte mit Erfolg eingesetzt worden. Über die "mechanischen" Geräte liegt auf diesem Einsatzgebiet noch wenig Erfahrung vor. Die Probleme der

Feststoffgehaltsmessung für eingedickte Schlämme bei den Meßgeräten nach dem Absorptionsprinzip (Ultraschall, Gammastrahlen) kommen von drei Seiten: Gaseinschlüsse, Änderungen der Schlammigenschaften bzw. -zusammensetzung (z.B. Mischung Primär- und Überschussschlamm), Verkrustungen an den Rohrwänden besonders bei fettreichen Schlämmen. Auf der Hauptkläranlage der Gemeinde Wien ist ein auf Ultraschallbasis arbeitendes Gerät in der Dickschlammleitung eingebaut. Solange beim Einfahren der Anlage nur Primärschlamm anfiel, arbeitete das Gerät einigermaßen zufriedenstellend. Als dann jedoch die biologische Stufe in Betrieb ging, und auch Überschussschlamm zu den Eindickern gelangte, und stark wechselnde Mischungsverhältnisse von Primär- und Überschussschlamm auftraten, war eine Kalibrierung des Gerätes nicht mehr möglich; die Anzeige des Gerätes wurde unbrauchbar. Der in der Folge auftretende höhere Gehalt des Schlammes an Gasblasen durch Einsatz eines Rührers hat zudem noch den starken Einfluß dieser Störquelle gezeigt. Zum Abschluß sei noch erwähnt, daß für die Messung der Faulgaszusammensetzung (CO_2 -Gehalt) und die Temperatur zuverlässige und wartungsarme Geräte zur Verfügung stehen.

4. STEUERUNG UND REGELUNG

4.1 Allgemeines

Bei der biologischen Reinigung nach den Belebungsverfahren gibt es folgende Parameter auf die man durch Regelung und Steuerung Einfluß nehmen kann: Sauerstoffzufuhr, Überschussschlammabzug, Rücklaufschlammförderung. Die gleichmäßige hydraulische Beschickung von mehreren parallelen Becken sollte womöglich immer durch bauliche Maßnahmen sichergestellt werden (Überfälle) und nicht durch Steuerungs- und Regelungsmaßnahmen. In jüngerer Zeit wurde auch über die Steuerung der Schlammbelastung durch Zu- und Abschalten von Belebungsbecken berichtet (STAUD 1981, HRUSCHKA,

HEGEMANN 1981). Nach Untersuchungen an mehreren Belebungsanlagen hat Belebtschlamm in normal bis schwach belasteten Anlagen ($B_R = 0,3$ bis $1,0 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) die Fähigkeit, starke Belastungsschwankungen, wie sie über den Tag auftreten, weitgehend abzapuffern. In Zeiten hoher Belastung (Tag) kann ein großer Teil des Substrates gespeichert werden und wird in Zeiten geringer Belastung (Nacht) abgebaut. Die Bakterien schaffen sich also selbst einen guten Ausgleich (KROISS 1981). Die Schlammbelastung durch Steuerungsmaßnahmen konstant zu halten erscheint daher nicht vorrangig zu sein, zumal man sich mit dieser Methode eine Reihe zusätzlicher Probleme einhandelt.

Vielfach wird eine Steuerung der Rücklaufschlammförderung propagiert. Von SCHLEGEL und LOHMANN (1981) wird gezeigt, daß eine Anpassung des Rücklaufverhältnisses an den Zulauf nur geringen Einfluß auf den Feststoffgehalt im Belebungsbecken hat. Um den Feststoffgehalt im Belebungsbecken wirklich konstant zu halten, wäre zusätzlich zur Regelung noch ein relativ großer Schlammspeicher nötig (NOGITA et al. 1981).

Bezüglich der täglich auftretenden Zulaufmengenschwankungen erweist sich ein System mit konstanter Rücklaufschlammförderung als geradezu selbstregulierend. Während der Nacht (geringer Zulauf) wird der Schlamm ins Belebungsbecken verlagert und hat dort die Möglichkeit, die adsorbierten bzw. eingelagerten Reservestoffe abzubauen. Bei Eintreffen der Morgenspitze steht eine hohe Menge sehr aufnahmebereiten Schlammes zur Verfügung. Während des Tages stellt sich wieder ein neues Gleichgewicht zwischen Zulauf und Rücklaufschlamm ein. Der Einfluß schwankender Zuflüsse auf den Feststoffgehalt ist bei einem Belebungsbecken, das als vollkommenes Mischbecken ausgebildet ist, geringer als bei der Ausbildung mit Pfropfenströmung. Andererseits ist der Schlamm im zweiten Fall besser an Belastungsstöße adaptiert. Insgesamt erscheint daher eine Steuerung der Rücklauf-

schlammförderung in den meisten Fällen nicht sinnvoll zu sein. Auch gibt es keine Untersuchung, die eine Verbesserung der Ablaufqualität durch Steuerung der Rücklaufschlammförderung bei konventionell bemessenen Anlagen (z.B. ATV) bestätigt. Bei überlasteten Nachklärbecken kann möglicherweise durch Steuerungsmaßnahmen ein Schlammabtreiben verhindert werden (KEINATH 1981).

4.2 Steuerung und Regelung der Sauerstoffzufuhr

Nachdem die Belüftung einen Großteil der für die Abwasserreinigung erforderlichen Energie braucht, hat man sich bereits seit langer Zeit mit der Optimierung der Belüftung befaßt. Eine ausführliche Arbeit über die Möglichkeiten der Steuerung und Regelung der Sauerstoffzufuhr wurde von einem Arbeitskreis der Abwassertechnischen Vereinigung ATV (1979) erstellt. Hier kann die Problematik nur stichprobenweise dargelegt werden.

Die einfachste Möglichkeit der Steuerung der Sauerstoffzufuhr ist jene nach einem festen Zeitprogramm. Voraussetzung für diese Strategie ist eine gesicherte Untersuchung über die bei Normalbetrieb auftretende Sauerstoffverbrauchskurve während der Wochentage. Auf Grund der Sauerstoffverbrauchskurve und dem angestrebten Sauerstoffgehalt (z.B. 2 mg/l) kann ein Zeitprogramm für die Schaltung der Belüftung erstellt werden. Im einfachsten Falle eine Tag- und eine Nacht-Einstellung. Bei großen Anlagen wird eine feinere Abstufung sinnvoll sein. Immer dann, wenn entweder keine Betriebssonden vorhanden sind, nicht funktionieren oder keine automatische Regelung da ist, kann meist mit relativ einfachen Mitteln (Zeitschaltuhren, Mikroprozessoren) oder auch per Hand die Zufuhr einigermaßen gut angepaßt werden. Für das Wochenende kann es sinnvoll sein, spezielle Schaltprogramme zu ermitteln. Von Zeit zu Zeit müssen die Schaltprogramme überprüft werden, am einfachsten durch eine kontinuierliche Sauerstoffgehaltskurve

über mehrere Tage. Wie wichtig eine gesicherte Aufnahme der Ganglinie des Sauerstoffverbrauchs ist, hat sich bei der Kläranlage Graz gezeigt. Entgegen den Annahmen, daß der maximale Sauerstoffverbrauch etwa um die Mittagszeit auftritt, hat sich ein solcher in den späten Abendstunden ergeben.

Die Regelung der Sauerstoffzufuhr nach dem Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken ist die einfachste und meist angewandte Regelungsmethode. Ganz allgemein kann man sagen, daß die Schwierigkeiten von zwei Seiten kommen. Die erste Schwierigkeit besteht darin, repräsentative Sauerstoffgehalte zu messen, also bei der richtigen Anordnung der Sonden im Becken. Der zweite Problemkreis kommt von den Belüftungsaggregaten her, also von der Art und Weise wie man den Sauerstoffeintrag überhaupt beeinflussen kann und wie die Beeinflussung erfolgen muß, um insgesamt einen hohen Sauerstofftertrag (kg O₂/kWh) zu erhalten. Der Sauerstofftertrag von Belüftern kann in verschiedenen Teillastbereichen sehr unterschiedlich sein. Jedes Belüftungssystem hat seine spezifischen Beeinflussungsmöglichkeiten, auf die bei der Auswahl der Regelungstechnik Rücksicht genommen werden muß. Auch die Einfachheit der Regelung der Sauerstoffzufuhr sollte bei der Auswahl von Belüftungssystemen berücksichtigt werden.

Zum ersten Problem, der richtigen Anordnung der Sonden im Becken, kann folgendes bemerkt werden. Bei allen vollständig durchmischten Becken müssen vor allem die von den Sondenherstellern geforderten Anströmgeschwindigkeiten berücksichtigt werden. Auch treten zumindest bei gedrosselter Sauerstoffzufuhr meist Bereiche im Becken auf, wo der Wasseraustausch nur sehr langsam erfolgt (z.B. in den Ecken von quadratischen Becken mit Kreiselbelüftung). An diesen Stellen und im Blasenbereich von Belüftungssystemen sollen die Sonden nicht eingebaut werden. Insgesamt ist jedoch bei vollständigen Mischbecken das Problem des Sonderein-

baues am leichtesten zu lösen. Mitunter ist lediglich eine stärkere Dämpfung des Meßwertes notwendig, um allzu häufige Schaltvorgänge zu verhindern.

Bei Becken mit mehr oder weniger stark ausgeprägter Pfropfenströmung ist es meist nicht möglich, schon bei der Planung die endgültig günstigste Anordnung der Sonden festzulegen. Die günstigste Einbaustelle sollte immer nach Inbetriebnahme festgelegt werden, wenn ausreichende Meßdaten für die Sauerstoffprofile bei verschiedenen Belastungszuständen zur Verfügung stehen. Es kann zufolge von Neuanschlüssen im Kanalnetz später nochmals nötig werden, die Einbaustelle der Sonden zu verlegen.

Bei längsdurchströmten Becken mit Abwasserzugabe am Beckenanfang und unterschiedlicher Belüftungsintensität in Längsrichtung ist die Anordnung von zumindest zwei Sonden (z.B. Ende erstes Drittel und Mitte letztes Drittel des Beckens) anzuraten. Bei Umlaufbecken, bei denen die Regelung der Sauerstoffzufuhr in einfacher Weise durch Zu- und Abschalten von Belüftungswalzen erfolgen sollte, sind meist auch zwei Sonden günstig. Der Sondereinbau und die Schaltung der Belüftungswalzen kann dann so erfolgen, daß zwischen einer getriebenen Walze und der zugehörigen Sonde ein fixer Abstand herrscht. Bei normal belasteten Anlagen dürfte die Sondenanordnung im in Fließrichtung letzten Drittel des Abstandes zweier Belüftungsaggregate am günstigsten sein. Dort wird man jedoch den Sauerstoffgehalt nicht zwischen 1,5 und 2,5 mg O_2 /l regeln, sondern zwischen z.B. 0,5 und 1,5 mg O_2 /l. Durch entsprechende Dämpfung des Regelsystems können zu häufige Schaltvorgänge vermieden werden. Bei der Wahl der zulässigen Regelabweichung ist abzuwägen, ob durch eine zu enge Festlegung der Abweichung die, durch Mehrbeanspruchung der Belüftungsaggregate bei jeder Veränderung der Sauerstoffzufuhr entstehenden Instandhaltungskosten nicht höher sind als die dadurch erzielte Einsparung an Energie. Es sollte danach getrachtet werden, die

Anzahl der Schaltvorgänge zur Anpassung der Sauerstoffzufuhr an den Sauerstoffverbrauch so gering wie möglich zu halten, und Motore, Lager und Getriebe der Belüftungsaggregate zu schonen.

Die Regelung der Belüfter kann durch Anwendung komplizierterer Regler, als es Zweipunktregler sind, verbessert werden. Doch steigt damit auch die Gefahr, daß die Regelung instabil wird. Je genauer man über das dynamische Verhalten des Systems, Belüfter, O_2 -Gehalt-Regler Bescheid weiß, desto besser kann die Regelung erfolgen.

Eine Steuerung der Sauerstoffzufuhr nach dem Sauerstoffverbrauch der Mikroorganismen ist zumindest immer dann angebracht, wenn eine Regelung der Sauerstoffzufuhr versagt, weil keine Regelabweichung auftritt. Bei großen Anlagen (> 100.000 EGW) kann es auch sinnvoll sein, die Regelung durch eine Steuerung zu ersetzen und damit den Schwankungsbereich des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken sehr klein zu halten (z.B. $\pm 0,2$ mg/l). Eine Regelung mit einer so kleinen Regelabweichung neigt bereits meist dazu instabil zu werden. Bei Belebungsbecken mit teilweiser Pfropfenströmung, bei denen die Messung repräsentativer Sauerstoffgehalte große Schwierigkeiten bereitet, können ebenfalls mit einer Steuerung die Sauerstoffzufuhr wirtschaftlicher betrieben werden als mit einer Regelung. Nachdem als einziges Meßgerät auch für die Steuerung die Sauerstoffsonde zur Verfügung steht, muß der Sauerstoffbedarf der Mikroorganismen (im weiteren Sauerstoffverbrauch genannt) indirekt über Messung von Sauerstoffkonzentrationen ermittelt werden.

Bei bekannter Sauerstoffzufuhr läßt sich aus dem Meßwert c_x (Sauerstoffgehalt) der Sauerstoffverbrauch OV berechnen, wenn die Temperatur und der Luftdruck bekannt sind. Wenn man nun in einem kleinen Behälter (1 - 2 m³ z.B.) die Verhältnisse im Belebungsbecken simuliert, also Rücklaufschlamm und Abwasser im gleichen Verhältnis wie in der

Kläranlage mischt, und in diesem Simulationsbecken die Sauerstoffzufuhr konstant hält, dann ist der Sauerstoffgehalt im Simulationsbecken ein Maß für den Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken.

Auf der Kläranlage Blumental wurde dieses System in vereinfachter Weise entwickelt (USRAEL, 1977) und hat sich sehr gut bewährt. Nachdem bei dieser Anlage mit geringer Schlammbelastung der Sauerstoffverbrauch des Belebtschlammes bei Unterbrechung der Abwasserzufuhr nur allmählich abnimmt, ist es ausreichend, das Simulationsbecken direkt mit Belebtschlamm aus dem Belebungsbecken zu beschicken. Der Schlamm hat dort eine mittlere Aufenthaltszeit von ca. 20 Minuten und wird konstant belüftet. Je nach Sauerstoffverbrauch stellt sich in den Simulationsbecken ein gewisser Sauerstoffgehalt ein. Über den Sauerstoffgehalt wird die Anzahl der erforderlichen Belüftungsaggregate zu- bzw. abgeschaltet.

Im Betrieb hat sich gezeigt, daß diese stark vereinfachte Steuerung hinreichend genau arbeitet. Mit Hilfe dieser Steuerung war es möglich, die Sauerstoffzufuhr dem Sauerstoffverbrauch so anzupassen, daß eine weitgehende Nitrifikation und gleichzeitige Denitrifikation erzielt wurde. Die Energieeinsparungen durch dieses System liegen in der Größe von 20 % gegenüber der Handregelung. Als weiterer Vorteil dieses Systems sei noch erwähnt, daß dieses einfache, robuste Steuerungssystem vom Klärwerkpersonal selbst gebaut wurde und daher auch "verständlich" ist. Durch den Einsatz von Prozeßrechnern kann sowohl die Regelung nach dem O_2 -Gehalt als auch die Steuerung nach dem O_2 -Verbrauch noch geringfügig verbessert werden, doch dürfte der mögliche Gewinn an Energie nicht den Einsatz eines Prozeßrechners rechtfertigen, wohl aber eines Mikroprozessors. Bei der Planung der maschinellen und elektrischen Ausrüstung muß vorerst geklärt werden, welche Steuerungs- bzw. Regelungsmaßnahmen möglich sein sollen. Dabei ist zu

beachten, daß die Belüftungsaggregate, die Veränderbarkeit ihrer Eintragsleistung und die elektrischen bzw. elektronischen Schaltelemente eine Einheit bilden. Das Steuerungs- und Regelungskonzept muß vom Planer bereits vor der maschinellen Ausschreibung festgelegt werden.

4.3 Steuerung und Regelung des Überschussschlammabzuges

Neben einer ausreichenden Sauerstoffzufuhr ist für eine gute und gleichmäßige Reinigung auch ein gleichmäßiger Feststoffgehalt im Belebungsbecken erforderlich. Auf kleinen Anlagen wird der Überschussschlammabzug meist nach Erfahrung vorgenommen und zwar so, daß das Schlammvolumen ungefähr konstant bleibt. Diese Form des Überschussschlammabzuges kann durch Einsatz von Zeitschaltuhren automatisiert werden. Solange die Belastung der Kläranlage und die Schlammabsetzeigenschaften gleich bleiben, funktioniert sowohl die automatische Steuerung als auch die Kontrolle über das Schlammvolumen durch den Klärwärter.

Die Regelung des Überschussschlammabzuges über den Feststoffgehalt im Belebungsbecken setzt den Einsatz der in Abschnitt 3 erwähnten Meßgeräte voraus. Diese Art der Regelung hat sich zwar in der Praxis als zuverlässig erwiesen, doch erscheint ihr Einsatz nur bei großen und höher belasteten Anlagen (z.B. $B_R = 1 \text{ kg BSB}_5/\text{m}^3 \cdot \text{d}$) sinnvoll. Bei kleineren Anlagen ist der Wartungsaufwand für die Geräte zu groß. Bei schwächer belasteten Anlagen kommt dazu, daß zufolge der großen Schlammengen im System ein sehr großes Puffervermögen vorhanden ist; damit erzielt man mit den einfacheren Steuerungssystemen ebenso gute Ergebnisse.

Als besonders günstig im Hinblick auf eine stabile Lebensgemeinschaft im Belebtschlamm erscheint die Steuerung des Überschussschlammabzuges nach dem Schlammalter. Man erreicht damit eine weitgehend konstante inhaltsstoffspezifische Abbauleistung: Für die Nitrifikation ist ein mini-

males Schlammalter erforderlich, die Schlammstabilisierung kann nach dem Schlammalter betrieben werden, bestimmte abbaubare Substanzen werden erst ab einem gewissen Schlammalter abgebaut. Auch in bezug auf den Vorfluter erscheint daher ein konstantes Schlammalter den besten Schutz zu gewähren.

Das Schlammalter ist definiert als die mittlere Verweilzeit des Belebtschlammes im System Belebungsbecken - Nachklärbecken, d.h. Schlamm Trockensubstanz ($TS_R \cdot V_{BB}$) geteilt durch die täglich aus dem System entfernte Menge an Überschussschlamm ($US_R \cdot V_{BB}$)

$$t_s = \frac{TS_R \cdot V_{BB}}{US_R \cdot V_{BB}} \quad (d)$$

Das Schlammalter t_s ist jener Zeitraum, in dem der Inhalt des Belebungsbeckens einmal zur Gänze ausgewechselt wird. Es ergibt sich damit eine einfache Gleichung für die täglich aus dem Belebungsbecken abzuziehende Überschussschlammmenge mit der Konzentration TS_R bei einem angestrebten Schlammalter t_s :

$$Q_{US} = \frac{V_{BB}}{t_s}$$

V_{BB} ... Volumen Belebungsbecken

Q_{US} ... täglich aus dem Belebungsbecken abgezogene Überschussschlammmenge (m^3/d)

Die Steuerung des Überschussschlammes erfolgt also so, daß täglich eine konstante Menge Belebtschlamm abgezogen wird. Bei richtig dimensioniertem Eindicken spielt die gegenüber einem Überschussschlammabzug aus dem Rücklaufschlamm größere hydraulische Belastung keine Rolle. Will man aus anderen Gründen den Überschussschlamm aus dem Rücklaufschlamm abziehen, so ergibt sich die täglich abzuleitende Schlammmenge zu

$$Q_{US} = \frac{V_{BB}}{t_s} \cdot \frac{RV}{1+RV}$$

In beiden Fällen kann eine sehr einfache Steuerung mit Zeitschaltuhren vorgesehen werden, die bei richtiger Einstellung über lange Zeiträume keine Veränderungen erforderlich macht.

4.4 Steuerung und Regelung bei der Schlammbehandlung

Sieht man von den Kesseln mit Temperaturregelung zur Faulbehälterheizung ab, so werden in diesem Bereich bisher kaum Regelungen und Steuerungen angewendet. Da bei fast allen Kläranlagen in Österreich die Schlammbehandlung vom Abzug des Primärschlammes aus den Vorklärbecken bis zu einer eventuellen Faulschlammmentwässerung eine diskontinuierliche Betriebsweise üblich ist, ist dies auch verständlich. Die komplexe Schlammbehandlung stellt zusammen mit einer eventuell vorhandenen Gasverwertung eine Einheit dar, die zumindest bei kleinen Anlagen durch einen erfahrenen Klärwärter besser gesteuert werden kann, als durch automatisierte Teilprozesse. Bei einer eventuellen Automatisierung muß weiters berücksichtigt werden, daß dann die laufende Funktionskontrolle durch den Klärwärter auf Meßgeräte und Sicherheitseinrichtungen übertragen werden muß.

Gerade in Hinblick auf die im Vormarsch befindliche Nutzung des Faulgases zur Energieerzeugung in Gasmaschinen erscheint es jedoch durchaus erstrebenswert, die Beschickung des Faulbehälters über den Tag zu vergleichmäßigen bzw. dem Gasbedarf anzupassen. Auch für diesen Zweck können Zeitschaltprogramme eingesetzt werden. Grundlage für derartige Programme sollte eine mindestens einwöchige genaue Untersuchung der Schlammbehandlung hinsichtlich der Feststoff- und der Mengenbilanzen bilden. Das Ziel der Bemühungen muß sein, daß möglichst das gesamte anfallende Faulgas der vorgesehenen Nutzung zugeführt werden kann. Um dies zu erreichen, ist es günstig, die Beschickung des Faulbehälters möglichst gleichmäßig über 24 Stunden durchzuführen, z.B. in einem 4-Stunden-Rhythmus. Die Problematik dabei ist,

daß auch der Faulschlamm bzw. Treibwasserabzug in dieses Schema mit eingebunden werden muß, womit der Aufwand für eine Teilautomatisierung bereits erheblich zunimmt. Ein zweiter wesentlicher Gesichtspunkt bei Schlammfaulanlagen liegt darin, daß der Feststoffgehalt im Faulbehälter möglichst hoch sein soll. Wird der Vorklärschlamm aus den Trichtern direkt in den Faulbehälter gepumpt, so kann ein Feststoffgehaltmeßgerät zumindest verhindern, daß Abwasser statt Schlamm in den Faulbehälter gepumpt wird.

Die Faulraumtemperaturen dagegen zu regeln erscheint nicht sinnvoll. Die Änderungen bezüglich der Außentemperatur bewirken nur eine sehr langsame Änderung der Innentemperatur, weil die spezifische Wärme des Wassers und damit die "Pufferkapazität" des Faulbehälterinhaltes sehr hoch ist. Es hat sich in der Praxis gezeigt, daß eine händische Nachstellung des Vorlaufmischventils im Warmwasserkreislauf einmal pro Monat ausreicht, um die Temperatur im Faulraum im erforderlichen Ausmaß konstant zu halten.

5. AUTOMATISIERUNG

Unter Automatisierung soll hier der übergeordnete Begriff verstanden werden, mit dem der sinnvolle Einsatz der Meß- und Regeltechnik im Gesamtsystem der Kläranlage beschrieben wird. Es soll insbesondere auch das Zusammenspiel zwischen Mensch (Anlagenbetreiber) und Maschine (Steuerung, Datenverarbeitung etc.) umfassen. Es ist hier völlig unmöglich, die vielen Probleme in diesem Bereich zu behandeln, wenn fast ein halber Jahrgang der Zeitschrift Korrespondenz Abwasser (6. - 12.1981) oder eine ganze Fachtagung (IAWPR Workshop München 1981) sich mit dem Problem beschäftigt hat. Das Verhältnis von Planer und Automatisierung ist ambivalent und soll es bleiben. Es ist schwierig zwischen den Verlockungen der Automation und ihrer Ablehnung einen Weg zu finden, bei dem sich die

Chancen und das Risiko die Waage halten. Ein entscheidendes Kriterium sollte dabei der Mensch sein, der die Kläranlage betreiben muß. In jedem Fall muß der Klärwärter wissen, was auf seiner Anlage vor sich geht, er darf nicht zu einem Knopfdrücker werden, der im Störfalle nur mehr den Spezialisten um Abhilfe bitten kann. Die Qualifikation der Klärwärter, der Automatisierungsgrad der Anlagen und die Größe von Kläranlagen hängen miteinander zusammen. Während bei kleinen Anlagen der Einfachheit der Anlage der Vorzug zu geben ist gegenüber einer Automatisierung, kann bei großen Anlagen durch Automatisierung der Betrieb der Anlage durchaus erleichtert und verbessert werden.

Ein besonderes Problem besteht darin, daß die Vorstellung über die Automatisierung einer Kläranlage zu einem sehr frühen Zeitpunkt der Planung festgelegt werden sollte, andererseits aber die Ausführung der meß- und regeltechnischen Anlagen bei der Errichtung der Kläranlage an letzter Stelle stehen. Die Vorstellungen über den Automatisierungsgrad von Kläranlagen haben wesentlichen Einfluß auf die maschinelle und elektrische Ausrüstung. Vereinfachend kann man drei Stufen des Einsatzes der Meß- und Regeltechnik unterscheiden:

- Meßtechnik dient nur der Information des Klärwärters, die Steuerung erfolgt ausschließlich von Hand
- Teilprozesse (Sauerstoffzufuhr, Überschußschlammabzug, Teile der Schlammbehandlung) werden automatisch gesteuert oder geregelt, die Koordination und die Veränderung der Sollwerte bzw. Steuerungsparameter erfolgt durch das Personal der Kläranlage
- Volle Automatisierung; alle Steuerungs- und Regelungsvorgänge werden von einem Prozeßrechner koordiniert. Das Kläranlagenpersonal erhält bereits aufbereitete Information über das Geschehen auf der Kläranlage, ihm obliegt nur mehr die Überwachung und Störungsbehebung. Die gesamte Datenverarbeitung wird vom Rechner durchgeführt.

Bei Automatisierungsbestrebungen muß immer daran gedacht werden, daß die jeweils darunter liegenden Stufen nicht ersetzt werden können. Auch eine vollautomatisierte Kläranlage muß "von Hand" aus betrieben werden können. Bei Ausfall der zentralen Steuerung sollten die wichtigsten Teilprozesse weiterhin automatisch geregelt bzw. gesteuert werden. Durch den Einsatz von Mikroprozessoren kann dieser Forderung oft gut nachgekommen werden. Zukünftig können die bisher meist "hart" (mechanisch) ausgeführten Regelungen (z.B. 2-Punkt-Regler) oder Steuerungen (z.B. Zeituhr) durch frei programmierbare Bauelemente ersetzt werden. Besonders überlegt muß die Frage werden, was bei Störung der Automatik geschehen soll, so daß die Aufrechterhaltung des Reinigungsergebnisses auch dann gewährleistet ist. Es sei hier darauf hingewiesen, daß auch nur ein Blick eines geschulten Klärwärters mehr Information liefern kann als alle Instrumente einer gut ausgerüsteten Kläranlage. Will man daher die Klärwärter fühlbar entlasten, so muß die Automatisierung sich selbst ausreichend kontrollieren. Dazu wird eine Reihe zusätzlicher Meß- und Anzeigergeräte notwendig, die bei fehlender Automatisierung überflüssig sind. Damit verlagert man die Arbeit des Klärwärters von der Betreuung der Kläranlage zur Betreuung der Meßgeräte, bei größeren Anlagen vom Klärwärter zum Chemiker bzw. Meßtechniker. Wenn nämlich die laufende Wartung und Überprüfung der Meßgeräte nicht gesichert ist, dann ist eine Automatisierung schlechter als eine händische Steuerung. Analog gilt obiges auch für die elektronische Datenverarbeitung. Sie verleitet den planenden Ingenieur, die gemessenen Parameter zu vermehren, eine scheinbare Informationsvermehrung anzustreben. Es muß klar unterschieden werden zwischen Prozeßparametern, die für den laufenden Betrieb von Bedeutung sind, und solchen, die möglicherweise andere Leute interessieren. So kann m.E. die täglich von Hand aus gemessene Sichttiefe im Nachklärbecken durch keine meß-

technische Einrichtung ersetzt, wohl aber bei großen Anlagen sinnvoll ergänzt werden. Wird die Auswertung aller gemessenen Daten (automatisch und händisch gemessener) von einem Rechner übernommen, so ist großer Wert auf die Probleme zu legen, die auftreten, wenn ein Meßwert ausfällt, oder im nachhinein als falsch erkannt wird (z.B. bei der Überprüfung einer O_2 -Sonde). Bei der Mittelwertbildung über Tage, Wochen, Monate und Jahre muß sichergestellt sein, daß nicht "Hausnummern" verarbeitet werden. Dem Komputerausdruck haftet der Schein der Exaktheit und Objektivität an, der häufig trügerisch ist, weil die Eingangsdaten diesen Ansprüchen nicht genügen. Die Arbeitszeit, die der Klärwärter für das Ausfüllen der Betriebsprotokolle braucht, sollte nicht überschätzt werden. Die Datenverarbeitung sollte in jedem Fall erst dann in Betrieb gehen, wenn sichergestellt ist, daß alle Eingangsgrößen mit großer Wahrscheinlichkeit richtig sind, sonst kann das Vertrauen des Klärwerkspersonals in die Datenverarbeitung so weit schwinden, daß sie nicht als Hilfe sondern als Belastung empfunden wird. Die Vorgänge auf Kläranlagen tragen alle Tücken des Lebendigen, es handelt sich bei der Abwasserreinigung nicht um einen industriellen Prozeß herkömmlicher Art. Diese Tatsache ist dem Klärwärter meist viel vertrauter als den Elektronikern, der Lernvorgang bei Inbetriebnahme von Computern auf Kläranlagen sollte daher ein behutsamer und gegenseitiger sein.

In welcher Weise sollte nun in Zukunft der Weg zu Steuerung und Automatisierung von Kläranlagen weitergegangen werden? Im folgenden wird versucht, einen Katalog von Gesichtspunkten zu erstellen, der bei der Planung der Automatisierung von Kläranlagen aus meiner Sicht berücksichtigt werden sollte:

- Oberstes Ziel der Planung muß die Sicherstellung des Gewässerschutzes durch die Abwasserreinigung sein
- Kläranlagen werden von Menschen betrieben

- Der Klärprozeß, die maschinelle und elektrische Ausrüstung, die Steuerung und Automatisierung und das Personal, das damit zurande kommen muß, stehen in einem wechselseitigen untrennbaren Zusammenhang.
- Wo durch bauliche oder maschinelle Maßnahmen eine Steuerung der Regelung überflüssig gemacht werden kann, soll man dies tun (z.B. Aufteilung von Wassermengen auf mehrere Becken).
- Die Mikroorganismen bei der biologischen Abwasserreinigung sind sehr anpassungsfähig an unterschiedliche Belastungsverhältnisse; diese Fähigkeit sollte genutzt werden.
- Gute Meßgeräte sind so gut wie ihre Wartung, schlechte sind schlechter als gar keine. Ohne gute Meßgeräte gibt es keine gute Automatisierung.
- Bevor höhere Automatisierungsstufen eingesetzt werden, müssen die Probleme der darunterliegenden Stufen ausreichend erkannt und gelöst sein.
- Weil die exakte Berechnung des Nutzens und der Kosten für Automatisierungsmaßnahmen nicht möglich ist, soll aus ihr allein die Entscheidung weder für noch gegen die Maßnahmen fallen.
- Die Diskrepanz zwischen dem technisch Möglichen und dem Sinnvollen sollte möglichst klein gehalten werden.

6. LITERATURHINWEISE

ATV (Abwassertechnische Vereinigung e.V.): Sauerstoffkonzentrationsmessung, Regelung und Steuerung der Sauerstoffzufuhr. 2. Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.13.

Korrespondenz Abwasser 26 (1979) 2, S. 78-102

DRAKE, R.A.R.: Auto desludging of primary sedimentation tanks system installed at TWA Crossness Works. Progr. Wat. Tech. Vol 8, Nr. 16, pp. 465-467, 1977

- HOLMSTRÖM, H., HULTMAN, B.: Improved operation of municipal waste water treatment plants in Sweden by use of instrumentation and automation.
Wat. Sci. Tech. Vol. 13, Munich, pp. 7-13, 1981
- KEINATH, T.M.: Solids inventory control in the activated sludge process.
Wat. Sci. Tech. Vol. 13, No. 10, Seite 413ff, 1981
- KROISS, H.: Adsorptions- und Speichervorgänge beim Belebungsverfahren. Grundlagen der Abwasserreinigung Bd. 1, Seite 101ff. Schriftenreihe Wasser. Abwasser. 19, Oldenburg 1981
- LOHMANN, J., SCHLEGEL, S.: Measurement and control of the MLSS concentration in activated sludge plants.
Wat. Sci. Tech. Vol. 13, Munich, pp. 217-224, 1981
- NOGITA, S., WATANABE, S., MORI, S.: Eperiences of MLSS control of the activated sludge process.
Wat. Sci. Tech. Vol. 13, pp.421-426, 1981
- STAUD, R.: Konzept und Strategie zur Steuerung des Belebtschlammverfahrens. Grundlagen der Abwasserreinigung Bd. 1, Seite 206ff. Schriftenreihe Wasser-Abwasser, 19, Oldenburg 1981
- STEPHENSON, J.P., LUXON, E.G., MONAGHAN, D.A., GILLESPIE, R.G.: Evaluation of instruments for continous activated sludge monitoring.
Wat. Sci. Tech. Vol. 13, Munich, pp. 721-728
- USRAEL, G.: Control of aeration at the treatment plant Vienna-Blumental.
Progr. Wat. Tech. Vol. 8, Nr. 6, pp. 245-250, 1977
- KROISS Helmut, Dipl.-Ing. Dr.techn.
Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
der Technischen Universität Wien
A-1040 Wien, Karlsplatz 13

PROBLEMATIK DER BAU- UND BETRIEBSKOSTEN

W. Flögl

1. EINLEITUNG

Die zunehmende Kostenbelastung der öffentlichen Hand durch die verstärkte Gewässerreinigung führt in letzter Zeit zu einer intensiven Suche nach neuen, kosteneinsparenden Strategien zur biologischen Abwasserbehandlung. Vor allem die steigenden Betriebskosten - und hier insbesondere das Anwachsen der Energiekosten in der derzeit angespannten Energiesituation - führt zu Lösungsvorschlägen, bei denen oft sehr hohe Baukosten in Kauf genommen werden, um die Betriebskosten gering zu halten.

An Hand von 6 verschiedenen Betriebsvarianten der biologischen Abwasserreinigung wird versucht, einen Überblick über die kostenmäßigen Unterschiede und Auswirkungen der einzelnen Strategien, aber auch anderer Einflußfaktoren, zu geben. Zur Objektivierung des Überblickes wurden alle 6 Varianten unter gleichen Voraussetzungen bemessen, und die Kosten aus gemittelten Einheitspreisen errechnet.

2. BERECHNUNGSGRUNDLAGEN

Es wurden nachstehende Varianten kostenmäßig untersucht:

Variante 2: konventionelle, einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung und Schlammfäulung

Variante 4: einstufige Belebungsanlage ohne Vorklärung mit Schlammfäulung

Variante 7: Belebungsanlage mit gleichzeitiger aerober Schlammstabilisierung

Variante 8: zweistufige Belebungsanlage mit hochbelasteter erster Stufe und schwachbelasteter zweiter Stufe ohne Vorklärung mit Schlammfäulung

Variante 9: zweistufige Tropfkörper-Belebungsanlage mit hochbelastetem Tropfkörper als erste Stufe und Schwachlastbelebungsanlage als zweite Stufe mit Vorklärung und Schlammfäulung

Variante 10: Schwachlast-Tropfkörperanlage mit Vorklärung und Schlamm- faulung

Ein Fließschema der Anlagen ist im Anhang 1 dargestellt. Alle Varianten entsprechen den zukünftigen Reinigungsanforderungen (Ablauf $BSB_5 < 20 \text{ mg/l}$, weitgehende Nitrifikation), wobei die Varianten 2,4,8,9,10 etwa die gleiche Reinigungsleistung erwarten lassen, während Var. 7 mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung günstigere Reinigungsergebnisse erzielen wird.

Die wesentlichsten Bemessungswerte sind in nachstehender Tabelle 1 angeführt (siehe auch Anhang 2). Die Anlagen wurden für normales, häusliches Abwasser mit mäßigem Gewerbe- und Industrieanteil bemessen.

Dim. Var.	VB	FT	B_R	B_{TS}	$BSB_{5,e}$	Bemerkg.
			$\text{kg/m}^3 \cdot \text{d}$	$\text{kg/kg} \cdot \text{d}$	mg/l	
2	X	X	0,5	0,15	15	
4		X	0,75	0,15	15	
7			0,25	0,05	12	glzt.Stab.
8		X	10/0,5	5/0,15	15	2stfg.BB+BB
9	X	X	2,5/0,5	-/0,15	15	2stfg.TK+BB
10	X	X	0,25	-	18	TK

Tab. 1 Bemessungswerte der untersuchten Varianten

Eine Faulgasverwertung wurde nicht berücksichtigt, es wurde aber angenommen, daß der Faulgasanfall zur Beheizung der Faulbehälter ausreicht. Schon der in Tabelle 2 angeführte Vergleich einiger für die Kosten maßgebender Bemessungsergebnisse zeigt, daß durch Zweistufigkeit keine wesentlichen Bau- und Betriebskosteneinsparungen zu erwarten sind.

Var.	spez. V Biologie	spez. V VK+Bio+NK	rel. zu Var. 1	spez. α OC Betrieb (1)	spez. PS+US	spez. W Biologie	spez. W ⁽²⁾ gesamt
	l/EGW	l/EGW	-	$\text{gO}_2/\text{EGW} \cdot \text{d}$	$\text{g}/\text{EGW} \cdot \text{d}$	$\text{Wh}/\text{EGW} \cdot \text{d}$	$\text{Wh}/\text{EGW} \cdot \text{d}$
2	80	267	1,00	85	70	57	101 - 80
4	80	224	0,84	86	65	57	95 - 77
7	240	408	1,53	118	51	79	120 - 102
8	46	262	0,98	83	79	55 (3)	106 - 82
9	52	282	1,06	48	70	39 - 41	86 - 65
10	160	347	1,30	-	60	13 - 22 (3)	47 - 41

(1) künstl. zugeführt (3) einschl. TK-Pumpwerk, abhängig von der Höhe des Tropfkörpers (2) abhängig von der Ausbaugröße (10.000 - 250.000)

Tab. 2 Maßgebende Bemessungsergebnisse für die Varianten

In zweistufigen Anlagen wird versucht, in einer möglichst hoch belasteten und daher kleinvolumigen ersten Stufe die Schmutzstoffe vor allem adsorptiv, d.h. unter möglichst geringem Sauerstoff- bzw. Energieeinsatz zu entfernen, sodaß die schwachbelastete zweite Stufe ebenfalls nur ein geringes Volumen und geringeren Energieeinsatz erfordert. Es zeigt sich, daß zwar die spezifischen Nutzinhalte der Biologie (BB und/oder TK) der zweistufigen Varianten 8 und 9 um 35 - 40 % geringer sind als derjenige der konventionellen Anlage mit Vorklärung (Var. 2), daß aber die für die Abwasserreinigung erforderlichen spezifischen Gesamtvolumina der drei Varianten ungefähr gleichgroß sind. Dies ist vor allem auf die erforderliche Zwischenklärung für die zweistufigen Varianten zurückzuführen, da verhindert werden muß, daß der stark mit Schmutzstoff beladene Schlamm der ersten Stufe in der zweiten Stufe zu einem erhöhten Sauerstoffbedarf führt, aber auch darauf, daß der Volumanteil der Biologie am Gesamtvolumen relativ gering ist.

Die gewünschte Energieeinsparung durch die Zweistufigkeit wird nur in der Tropfkörper-Belebungsanlage (Var. 9) erreicht. Für die zweistufige Belebungsanlage (Var. 8) entspricht der Energieaufwand etwa demjenigen der konventionellen Variante 2.

Wesentlich günstigere Ergebnisse zeigt die einstufige Variante 4 ohne Vorklärung im Vergleich zur konventionellen Variante 2. Bei gleichem Nutzinhalte des Belebungsbeckens ist der Raumbedarf für die Bauwerke zur Abwasserreinigung, bedingt durch die fehlende Vorklärung, um rd. 15 % niedriger, während der Energiebedarf ungefähr demjenigen der Variante 2 entspricht. Es kann also angenommen werden, daß Variante 4 bei gleichen Betriebskosten geringfügige Baukosteneinsparungen ermöglicht.

Das Gegenteil davon läßt die Schwachlasttropfkörpervariante 10 erwarten. Während der Nutzinhalte der für die Abwasserreinigung erforderlichen Bauwerke um 30 % höher liegt als derjenige der Variante 2, ergeben sich Energieeinsparungen von bis zu 55 %.

Auch unter Berücksichtigung der höheren Reinigungsleistung und der im Volumbedarf eingeschlossenen Schlammbehandlung* ergeben sich für die aerobe Stabilisierungsvariante die ungünstigsten Vergleichswerte.

Variante 7 weist nicht nur einen um ca. 50 % höheren Volumbedarf, sondern auch einen um 20 % höheren Gesamtenergiebedarf als Variante 2 auf.

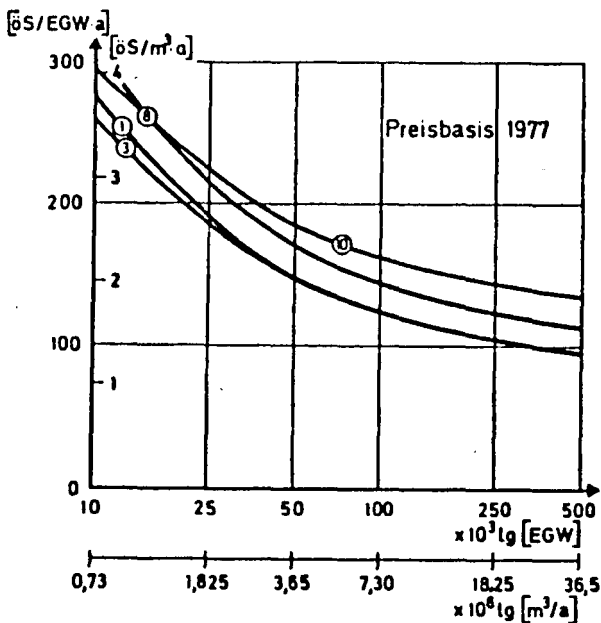
*Anlagen mit Schlammfäulung: spez. V der Schlammbehandlung ~ 40 l/EGW.d

Der in Tabelle 2 wiedergegebene Vergleich soll in Verbindung mit den nachstehenden Untersuchungen auch zeigen, daß damit nur Größenordnungen abgeschätzt, Wirtschaftlichkeitsvergleiche verschiedener Betriebsformen aber nicht ersetzt werden können, obwohl dies verschiedentlich versucht wird.

3. BAU-, BETRIEBS- UND JAHRESKOSTEN UNTER ANNAHME EINER VOLKSWIRTSCHAFTLICH MASSGEBENDEN KAPITALAUFBRINGUNG

Die Jahreskosten setzen sich aus Jahresbau- und -betriebskosten zusammen. Die Umrechnung der Baukosten auf Jahresbaukosten erfolgt mit der Annuitätenmethode unter Zugrundelegung eines volkswirtschaftlich maßgebenden Kapitalzinssatzes von 9 %, einer mittleren Nutzungsdauer der Bauwerke von 30 Jahren, der Tropfkörper und der elektromaschinellen Ausrüstung von 15 Jahren. Die sich daraus ergebenden Faktoren für Abschreibung und Verzinsung betragen für die baulichen Kosten 9,7 %/a, für die Tropfkörper und die elektromaschinellen Anlageteile 12,4 %/a. Die Annahme eines volkswirtschaftlich relevanten Zinssatzes bei 100 % Fremdfinanzierung ist erforderlich, um die tatsächliche, volkswirtschaftliche Belastung durch den Bau von Abwasserreinigungsanlagen abschätzen und die einzelnen Varianten objektiv miteinander vergleichen zu können.

Die Baukosten wurden getrennt nach Bauwerken aus gemittelten Einheitspreisen berechnet. Für die Betriebskosten wurde eine übliche Aufteilung in Personal-, Energie-, Reparatur- und Wartungs- und Schlammbe-seitigungskosten gewählt. Obwohl mehrstufige Varianten und Varianten mit Schlammfäulung personalintensiver als z.B. die aerobe Stabilisierung sind, wurden für allen Varianten die gleichen Personalkosten eingesetzt. Die Reparatur- und Wartungskosten wurden mit 3 % der maschinellen Investitionskosten angesetzt. Für die Belebungsbecken wurden 5 % der maschinellen Kosten, für die Tropfkörper 1 % der Gesamttropfkörperkosten angenommen. Als Schlammbe-seitigungsverfahren wurde die landwirtschaftliche Flüssigschlammverwertung zu relativ günstigen Bedingungen (S 20,--/m³) gewählt. Eine Zusammenstellung der Bau- und Betriebskosten der untersuchten Varianten ist im Anhang 3 und 4 wiedergegeben. In Abbildung 1 sind die Jahreskosten einiger Varianten unter vorstehenden Annahmen in Abhängigkeit von der Ausbaugröße dargestellt.

Abb. 1: Jahreskosten/EGW bzw. Jahreskosten/m³ Abwasser

EGW x 10 ³	Jahresbaukosten		Betriebskosten		Dim.
	10	250	10	250	
BB mit FT	65	- 52	35	- 48	§
TK+BB m. FT	70	- 62	30	- 38	§
TK m. FT	73	- 71	27	- 29	§
Stab.	60	- 48	40	- 52	§

Tab. 3 Prozentuelle Verteilung der Jahreskosten

EGW x 10 ³	Personal		Energie		R + W		Schlammabes.		Dim.
	10	250	10	250	10	250	10	250	
Belebung mit FT	41	- 22	35	- 53	16	- 8	9	- 17	§
TK + Beleb. mit FT	43	- 28	32	- 49	18	- 10	7	- 13	§
TK mit FT	51	- 32	22	- 37	21	- 18	6	- 12	§
Stab.	37	- 17	41	- 60	13	- 7	10	- 16	§

Tab.4 Prozentuelle Betriebskostenanteile der Varianten

Die prozentuelle Zusammensetzung der Jahreskosten ist in Tabelle 3 angeführt. Abbildung 1 zeigt den bekannten Einfluß der Ausbaugröße auf die spezifischen Kosten von Abwasserreinigungsanlagen. Die Jahreskosten für 10.000 EGW liegen um rd. 75 % höher, die Jahreskosten für 250.000 EGW um ca. 30 % niedriger als die Jahreskosten für 50.000 EGW. Die Baukosten werden stärker von der Ausbaugröße beeinflusst (Unterschied der spezifischen Baukosten zwischen 10.000 EGW und 50.000 EGW rd. 90 - 100%, zwischen 50.000 EGW und 250.000 EGW rd. 50 - 60 %), die Betriebskosten weniger stark (50 - 60 % bzw. ca. 20 %).

Ein Vergleich der Bau-, Betriebs- und Jahreskosten der untersuchten Varianten untereinander ist in den Abbildungen 2 und 3 sowie in den Tabellen 5 - 7 wiedergegeben.

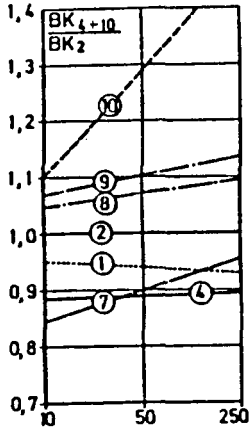
3.1 Konventionelle, einstufige Belebungsanlage mit Vorklärung (Var. 2)

$$(B_R = 0,5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}, B_{TS} = 0,15 \text{ kg/kg} \cdot \text{d})$$

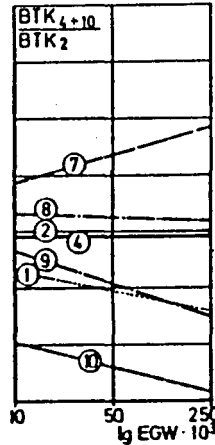
Im Vergleich der untersuchten Varianten ist zu ersehen, daß die Jahreskosten konventioneller Anlagen mit Vorklärung, die den zukünftigen Reinigungserfordernissen entsprechen, um rd. 5 - 12 % höher liegen werden als die Jahreskosten der den bisherigen Reinigungsanforderungen entsprechenden konventionellen Anlage mit Vorklärung (Var. 1: $B_R = 1,0$, $B_{TS} = 0,3$; Abb. 3). Dabei werden die Baukosten um rd. 5 - 7 % (Abb. 2a), die Betriebskosten um rd. 8 - 15 % (Abb. 2b) höher sein als bei Variante 1. Etwa 32 % der Baukosten entfallen auf die eigentlichen Bauwerke für die Abwasserreinigung (VB, BB, NB), etwa 16 % auf die Bauteile der Schlammbehandlung ohne Gasverwertung und rd. 52 % auf alle übrigen Bauwerke der Abwasserreinigungsanlage, wobei dieser Anteil vor allem durch die Vorbauwerke, das Betriebsgebäude, die Elektro-, Meß- und Regeltechnik und die verbindenden Leitungen sowie den Grunderwerb bestimmt wird. Aus dem eher niedrigen Baukostenanteil der Bauwerke für die Abwasserreinigung ergibt sich, daß Baukosteneinsparungsmöglichkeiten vor allem für sonstige Anlagenteile zu suchen sind. Durch eine einfache, zweckmäßige Ausstattung und architektonische Gestaltung der Anlage und des Betriebsgebäudes in Verbindung mit einem platzsparenden lay out mit kurzen Abwasserleitungen können die Baukosten zum Teil erheblich gesenkt werden.

Aus Tabelle 3 ist zu ersehen, daß der Anteil der Betriebskosten an den

Jahreskosten mit zunehmender Ausbaugröße ansteigt, wobei aus der prozentuellen Zusammensetzung der Betriebskosten (Tab. 4) ersichtlich ist, daß Personal- und Energiekosten etwa 70 - 80 % der Betriebskosten verursachen. Mit steigender Ausbaugröße fällt der Anteil der Personalkosten und steigt der Energiekostenanteil, d.h. mit zunehmender Anlagengröße



a) Relativbaukosten



b) Relativbetriebskosten

Abb. 2: Relativkosten der Varianten 4 - 10 zu Variante 2

EGW/VAR	2	4	7	8	9	10
10.000	1,00	0,88	0,85	1,06	1,09	1,10
50.000	1,00	0,89	0,89	1,05	1,07	1,29
250.000	1,00	0,89	0,96	1,10	1,14	1,48

Tab. 5 Relativbaukosten der Varianten 4,7,8,9,10 zu Var. 2

EGW/VAR	2	4	7	8	9	10
10.000	1,0	0,99	1,08	1,04	0,96	0,81
50.000	1,0	0,99	1,14	1,02	0,89	0,75
250.000	1,0	0,99	1,18	1,02	0,86	0,72

Tab.6 Relativbetriebskosten der Var. 4 - 10 zu Var. 2

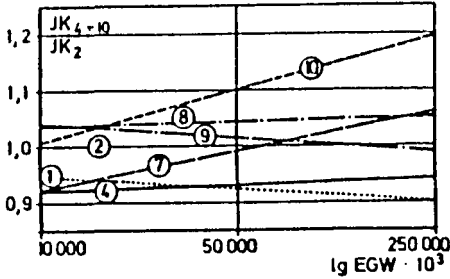


Abb. 3: Relativjahreskosten der Var. 4 - 10 zu Var. 2 (p = 9 %/a)

EGW/VAR	2	4	7	8	9	10
10.000	1,0	0,92	0,92	1,05	1,05	1,01
50.000	1,0	0,93	0,99	1,04	0,99	1,09
250.000	1,0	0,94	1,06	1,06	1,01	1,20

Tab. 7 Relativjahreskosten der Varianten 4 - 10 zu Var. 2
(volkswirtsch. Finanz. p = 9 %/a)

ös / EGW · a

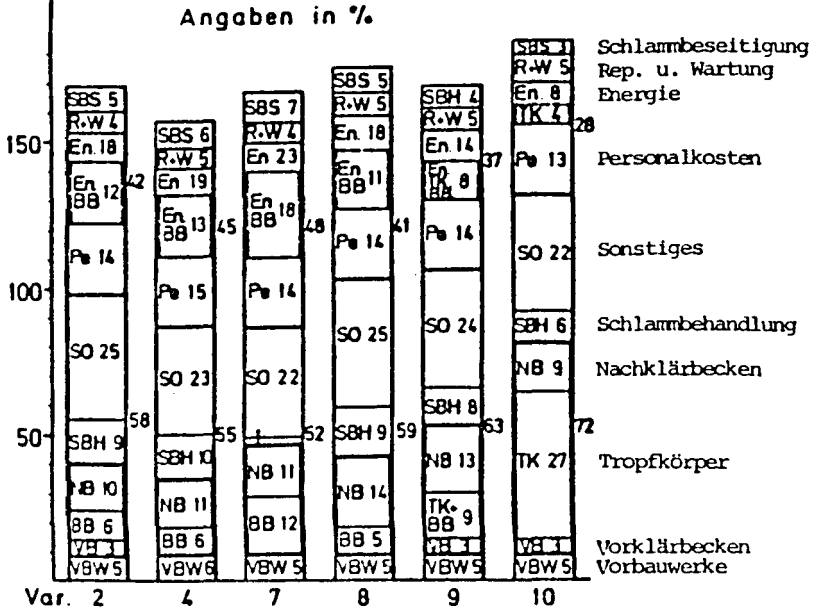


Abb. 4: Prozentuelle Kostenanteile an den Jahreskosten (für 50.000 EGW)

werden Einsparungen auf dem Energiektor immer effektiver. Einschränkend dazu ist festzustellen, daß der spezifische Energieverbrauch einer Kläranlage nur etwa 40 - 130 Wh/EGW.d. beträgt (Tab. 2), also einem Strombedarf entspricht, den ein mehr oder minder starker Beleuchtungskörper in einer Stunde benötigt.

3.2 Einstufige Anlage ohne Vorklärung (Var. 4)

$$(B_R = 0,75 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}, B_{TS} = 0,2 \text{ kg/kg.d})$$

Vor allem klärtechnische Überlegungen führten verschiedentlich zu einem Verzicht des Vorklärbeckens bei gleichzeitiger Volumsvergrößerung des Belebungsbeckens, wobei damit als Nebeneffekt eine Baukosteneinsparung erzielt werden kann (V.D.EMDE, 1972; VEITS, 1978). Die Baukosten sind, bedingt durch die fehlende Vorklärung, aber auch durch Kosteneinsparungen für sonstige Anlagenteile (PS-Pumpwerk; E-, Meß- und Regeltechnik; verbindende Leitungen; Grunderwerb etc.) gegenüber konventionellen Anlagen mit Vorklärung um ca. 10 % niedriger, während die Betriebskosten annähernd gleich groß wie diejenigen der Variante 2 sind (siehe auch Abb. 4). Der zu erwartende, höhere Energiebedarf im Belebungsbecken wird durch eine weitergehende Denitrifikation, aber auch durch die Betriebsweise mit einem geringeren Sauerstoffgehalt c_x abgemindert (siehe auch Pkt. 5). Jahreskostennmäßig ist die Variante 4 für vorwiegend häusliches Abwasser in der derzeitigen Kostensituation am günstigsten zu beurteilen.

3.3 Zweistufige Anlagen (Var. 8: $B_R = 10/0,5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, $B_{TS} = 5/15 \text{ kg/kg.d}$;

$$\text{Var. 9: } B_R = 2,5/0,5 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}, B_{TS} = -/0,15 \text{ kg/kg.d})$$

Wie aus Abbildung 2 ersichtlich, gelingt es nicht, die Baukosten der zweistufigen Belebungsvariante 8 durch eine hochbelastete, kleinvolumige Stufe zu reduzieren. Bedingt durch die Zwischenklärung und das Anwachsen der spezifischen Beckenkosten (öS/m³ Nutzinhalt) mit kleiner werdendem Nutzinhalt der Becken sowie bedingt durch höhere sonstige Kosten sind die Baukosten der Variante 8 um rd. 5 - 10 % größer als bei Variante 2, während die Tropfkörper-Belebungsanlage (Var. 9) durch die gegenüber Variante 8 zusätzliche Vorklärung, den größeren Volumsbedarf des Tropfkörpers und die höheren spezifischen Baukosten des Tropfkörpers um 7 - 13 % höhere Baukosten hervorruft als die Variante 2. Der Jah-

resbaukostenvergleich ist für Variante 9 noch etwas ungünstiger, da der Tropfkörper aufgrund seiner geringeren durchschnittlichen Nutzungsdauer einer höheren Abschreibung als ein Belebungsbecken unterliegt (Abb. 4). So beträgt der Anteil der Jahresbaukosten der Bauwerke für die Abwasserreinigung an den Jahreskosten für Variante 8 wie für Variante 2 ca. 19 %, derjenige für Variante 9 hingegen ca. 25 %.

Auch der gewünschte Effekt der Energiekosteneinsparung tritt bei der zweistufigen Belebungsanlage (Var. 8) nicht ein (Abb. 2, 4). Der Sauerstoffverbrauch in der ersten Stufe ist zwar äußerst gering ($OV_R - C/B_R = 0,36 \text{ kg/kg}$), die weitgehende Nitrifikation bei aus Nährstoffmangel fehlender Denitrifikation in der zweiten Stufe führt jedoch zu einem annähernd gleichen Energiebedarf in der Belebung wie bei Variante 2. Das zusätzliche RS-Pumpwerk erhöht die Energiekosten sogar geringfügig. Bei der zweistufigen Tropfkörper-Belebungsanlage gelingt es, die Betriebskosten um 5 - 15 % gegenüber Variante 2 zu senken, die Energiekosten für die Biologie sogar um rd. 40 %. Für Freigefälls-Tropfkörper sind weitere Energiekosteneinsparungen von 5 - 10 % gegenüber Variante 2 zu erwarten. Der Betriebskostenanteil der Variante 8 an den Jahreskosten beträgt mit steigender Ausbaugröße ca. 35 - 50 %, derjenige der Variante 9 ca. 30 - 40 %. Jahreskostenmäßig kann gefolgert werden, daß zweistufige Anlagen für häusliches Abwasser keine Kostenvorteile bringen (Abb. 3). Bei konzentrierteren Abwässern sollte jedoch die Wirtschaftlichkeit einer zweistufigen Anlage überprüft werden.

3.4 Schwachlast-Tropfkörperanlage (Var. 10)

$$(B_R = 0,25 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d})$$

Aus der Forderung nach Betriebskosteneinsparungen werden die stark mit der Ausbaugröße ansteigenden Baukosten von Schwachlast-Tropfkörpern (Kunststoff-Tropfkörper) vermehrt in Kauf genommen. Während der Tropfkörper bei 10.000 EGW nur etwa 10 % höhere Baukosten erfordert, liegen die Baukosten bei 250.000 EGW um rd. 50 % höher als diejenigen der Variante 2. Der starke Kostenanstieg wird dadurch hervorgerufen, daß die spezifischen Tropfkörper-Baukosten (öS/m^3) ab einer gewissen Größe (ca. 2.000 m^3) kaum mehr abnehmen. Jahresbaukostenmäßig tritt durch die höhere Abschreibung ein weiterer Baukostennachteil ein, sodaß die Jahresbaukosten des Tropfkörpers um rd. 125 % höher als diejenigen der Bele-

bungsbecken der Variante 2 sind, und etwa 40 % der Jahreskosten auf die Bauwerke der Abwasserreinigung entfallen (Abb. 4).

Obwohl die Betriebskosten gegenüber der Variante 2 um 20 - 30 %, die Energiekosten um ca. 50 % gesenkt werden können, ist der Schwachlast-Tropfkörper für die derzeitige Kostensituation ab etwa 20.000 EGW jahreskostenmäßig die ungünstigste Lösung.

3.5 Anlage mit gleichzeitiger aerober Stabilisierung (Var. 7)

$$(B_R = 0,25 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}, B_{TS} = 0,05 \text{ kg/kg.d})$$

Die aus energetischen Gründen in letzter Zeit etwas in Mißkredit geratene aerobe Schlammstabilisierung ist bis etwa 50.000 EGW baukostennmäßig am günstigsten zu beurteilen, obwohl sie bessere Ablaufergebnisse als alle anderen Varianten erzielt. Der Baukostenvorteil gegenüber der Variante 2 beträgt rd. 15 - 5 %. Bedingt durch die hohen Energiekosten beträgt der Betriebskostenanteil an den Jahreskosten rd. 40 - 55 %. Die Betriebskosten wachsen mit zunehmender Ausbaugröße relativ stark an und liegen um rd. 10 - 20 % höher als diejenigen der Variante 2, wobei die Energiekosten um rd. 20 - 30 % höher sind. Jahreskostenmäßig erweist sich die aerobe Stabilisierungsanlage für kleine Anlagen als kostengünstige Lösung. Sie sollte wegen ihrer Einfachheit, großen Betriebssicherheit und hohen Reinigungsleistung nicht außer acht gelassen werden.

Zusammenfassend ist festzustellen, daß alle untersuchten Varianten unter der derzeitigen Kostensituation jahreskostenmäßig relativ gleichwertig zu beurteilen sind (Ausnahme Schwachlast-Tropfkörperanlage für große Anlagen). Die Jahreskosten liegen innerhalb eines Bereiches von ± 10 % gegenüber der konventionellen Anlage mit Vorklärung, werden also von der Betriebsweise wesentlich weniger beeinflusst als z.B. von der Anlagengröße oder von externen Einflußfaktoren (örtliche Verhältnisse, Kostensituation etc.). Die Strategien zur Baukosteneinsparung werden am besten durch einstufige Anlagen ohne Vorklärung (Var. 4, Var. 7) erfüllt, diejenigen zur Betriebskosteneinsparung durch Tropfkörperanlagen und Verfahrensketten, in denen Tropfkörper enthalten sind.

4. BAUKOSTEN, BETRIEBSKOSTEN UND JAHRESKOSTEN UNTER FÖRDERUNGSBEDINGUNGEN BEI BERÜCKSICHTIGUNG VON BAU- UND BETRIEBSKOSTENSTEIGERUNGEN

Abwassertechnische Maßnahmen unterliegen häufig verschiedenen Förderungen durch Bund (WWF) und Länder, was für den Betreiber einer Kläranlage je nach Ausmaß der Förderung Jahreskostenverminderungen von 35 - 60% und somit Jahreskostenverminderungen von ca. 15 - 40 % gegenüber dem Fall der freien Finanzierung bedeutet. Nachteilig für den Betreiber ist, daß Reparaturen bzw. Neuanschaffungen keiner Förderung unterliegen und somit kurzlebige Anlagenteile, wie z.B. die elektromaschinelle Ausrüstung aber auch Tropfkörper, innerhalb der langen Laufzeit der Förderungsdarlehen und der mittleren Nutzungsdauer einer Kläranlage von ca. 30 Jahren erneuert werden müssen. Gleichzeitig sind die zu erneuernden, kurzlebigen Bauteile innerhalb ihrer Nutzungsdauer einer Baukostensteigerung unterworfen, die zum Zeitpunkt der Erneuerung zu höheren Anschaffungskosten führt, die frei zu finanzieren sind.

Vergleicht man Betriebssysteme mit annähernd gleichem Anteil an kurzlebigen Bauteilen, so ergeben sich für einen Wirtschaftlichkeitsvergleich ohne Berücksichtigung der Baukostensteigerungen nur geringe Ungenauigkeiten. Vergleicht man jedoch Anlagen mit unterschiedlichen Anteilen an kurzlebigen Bauteilen, - wie z.B. Belebungsanlagen und Tropfkörperanlagen -, oder wird ein stufenweiser Ausbau oder ein Ausbau zu einem späteren Zeitpunkt in die Wirtschaftlichkeitsuntersuchungen einbezogen, müssen die Baukostensteigerungsraten berücksichtigt werden.

In Abbildung 6 sind die Steigerungsraten für Bau-, Strom- und Personalkosten sowie für die Kanal- und Wassergebühren seit 1969 bzw. 1975 angeführt (FLÜGL, 1980). Die Baukostensteigerungsrate beträgt demnach 6,4 %/a, die Kostensteigerung für den elektromaschinellen Teil nach Firmenangaben etwa 10 %/a, sodaß sich bei einem Verhältnis baulich : maschinell = 70 : 30 eine jährliche Gesamtbaukostensteigerungsrate von ca. 7,5 % ergibt.

In Abbildung 5 wurden in Abhängigkeit von verschieden großen Anteilen kurzlebiger Bauteile (Belebungsanlagen ungefähr 30 %, Schwachlast-Tropfkörperanlagen mit steigender Ausbaugröße 40 - 55 %) die Prozentsätze für Abschreibung und Verzinsung sowohl unter Förderungsbedingungen (Kapitalzinssatz 1 % auf 30 Jahre) als auch unter volkswirtschaftlichen

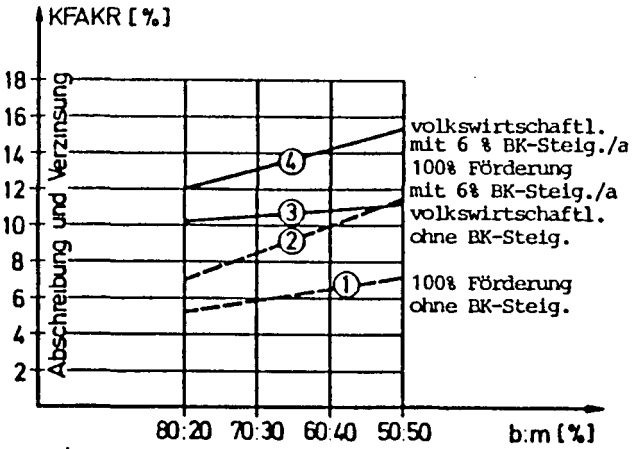


Abb. 5: Abschreibung und Verzinsung der Baukosten für verschieden große Anteile kurzlebiger Bauteile an den Baukosten

b..... baul. Anteil

m..... Anteil kurzlebiger Bauteile (masch., TK)

n..... mittlere Nutzungsdauer { baul. 30a
masch., TK 15a } Annahme

s..... Baukostensteigerungsfaktor $s = (1 + \frac{j}{100})^n$

j..... jährl. Baukostensteigerung $j = 6 \text{ \%/a}$ { Annahme

KFAKR... Kapitaldienstfaktor = $\frac{\frac{p}{100} (1 + \frac{p}{100})^n}{(1 + \frac{p}{100})^n - 1}$

p..... Kapitalzinsen volkswirtsch. $p = 9 \text{ \%/a}$ { Annahme

Kapitalzinsen Förderung $p = 1 \text{ \%/a}$ { Annahme

Förderungsausmaß 100 % { Annahme

Förderungslaufzeit 30 a { Annahme

z.B. volkswirtschaftl. mit BK-Steigerung: $b : m = 80 : 20$

$$KFAKR = 0,80 \frac{0,09 \cdot 1,09^{30}}{1,09^{30} - 1} + 0,20 \frac{0,09 \cdot 1,09^{15}}{1,09^{15} - 1} + 1/2 [0,2 \cdot 1,06^{15} - 0,2]$$

$$\cdot \frac{0,09 \cdot 1,09^{15}}{1,09^{15} - 1} = 12,0 \%$$

volkswirtschaftl. ohne BK-Steigerung: b : m = 80 : 20

$$\text{KFAKR} = 0,80 \frac{0,09 \cdot 1,09^{30}}{1,09^{30} - 1} + 0,20 \cdot \frac{0,09 \cdot 1,09^{15}}{1,09^{15} - 1} = 10,2 \%$$

unter Förderungsbedingungen mit Baukostensteigerung b : m = 80 : 20

$$\text{KFAKR} = 1,0 \frac{0,01 \cdot 1,01^{30}}{1,01^{30} - 1} + 1/2 \cdot 0,2 \cdot 1,06^{15} \frac{0,09 \cdot 1,09^{15}}{1,09^{15} - 1} = 6,8 \text{ \%/a.}$$

unter Förderungsbedingungen ohne Baukostensteigerung b : m = 80 : 20

$$\text{KFAKR} = 1,0 \frac{0,01 \cdot 1,01^{30}}{1,01^{30} - 1} + 1/2 \cdot 0,2 \frac{0,09 \cdot 1,09^{15}}{1,09^{15} - 1} = 5,1 \text{ \%/a}$$

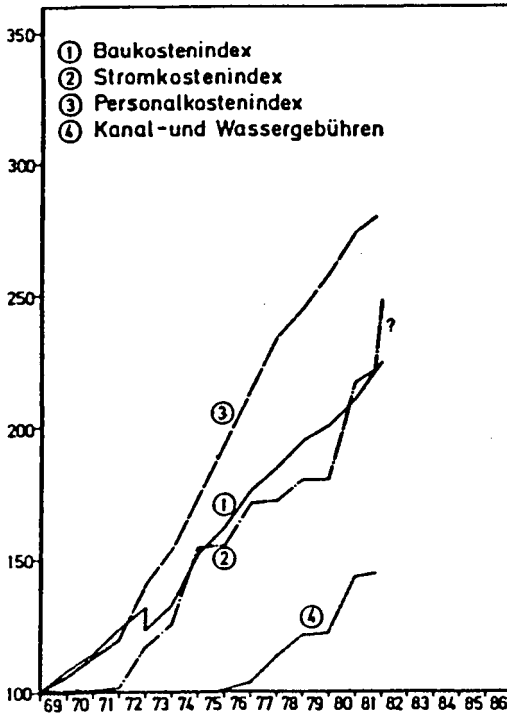


Abb. 6: Kostenindices

Bedingungen (Kapitalzinssatz 9 %) mit einer vorsichtig angenommenen Baukostensteigerungsrate von 6 %/a bei kurzlebigen Anlageteilen sowie ohne dieselbe ermittelt. Es wurde davon ausgegangen, daß die kurzlebigen Bauteile innerhalb der Nutzungsdauer der Kläranlage von 30 Jahren einmal nach 15 Jahren erneuert werden müssen, wobei diese Erneuerung zu 100 % fremdfinanziert werden muß. Bei 100 %iger Förderungsfinanzierung wurde angenommen, daß die Neuanschaffung nach 15 Jahren zur Hälfte durch jährliche Rücklagen in den ersten 15 Jahren und der zweite Teil durch jährliche Abzahlungen in den zweiten 15 Jahren finanziert wird. Dabei wurde angenommen, daß die Ertragszinsen und die Kreditzinsen mit 9 % in gleicher volkswirtschaftlicher Höhe liegen, sodaß die anteiligen Jahreskosten der Neuinvestition gleichmäßig auf alle 30 Jahre verteilt sind (mittlere Jahresbaukosten MJBK). Bei 100 %iger Fremdfinanzierung ergibt sich aus der gewählten Annuitätenmethode ohne Berücksichtigung von Baukostensteigerungen die Neuanschaffung nach 15 Jahren von selbst. Unter Berücksichtigung von Baukostensteigerungen wurden die Mehrkosten der Investition in 15 Jahren gleichmäßig auf alle 30 Jahre der mittleren Nutzungsdauer einer Kläranlage umgelegt.

Ohne Baukostensteigerung steigen Abschreibung und Verzinsung unter Förderungsbedingungen (Abb. 5, Kurve 1) mit zunehmendem Anteil an kurzlebigen Anlageteilen um 2 % an, unter volkswirtschaftlicher Finanzierung (Kurve 3) hingegen nur um 1 %, d.h., unter Förderungsbedingungen liegen die Jahresbaukosten von Anlagen mit einem hohen Anteil an kurzlebigen Teilen nur aus Abschreibung und Verzinsung um 40 % höher als bei Anlagen mit geringem Anteil, während unter volkswirtschaftlicher Betrachtung diese Anlagen nur um 10 % höhere Jahresbaukosten erfordern. Weiters ist ersichtlich, daß bei volkswirtschaftlicher Betrachtung ohne Baukostensteigerung die Jahresbaukosten mit steigendem Anteil an kurzlebigen Anlageteilen um 100 - 60 % höher sind als bei Betrachtung unter Förderungsbedingungen. Bei Berücksichtigung einer Baukostensteigerung von 6 %/a erhöht sich der Prozentsatz für Abschreibung und Verzinsung unter Förderungsbedingungen um 2 - 4,5 % und daher die Jahresbaukosten um rd. 40 - 65 %. Unter volkswirtschaftlicher Betrachtung ergeben sich die gleichen Erhöhungsprozentsätze für Abschreibung und Verzinsung, die Auswirkung auf die Jahreskosten beträgt hingegen nur 20 - 40 %. Unter volkswirtschaftlicher Finanzierung liegen die Jahresbaukosten bei Be-

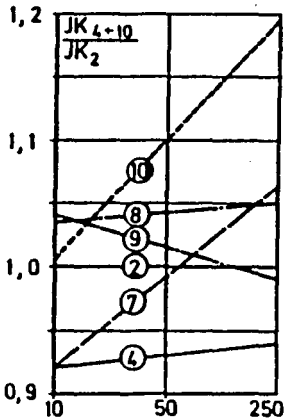
rücksichtigung der 6 %igen Baukostensteigerung um 70 - 35 % höher als unter Förderungsfinanzierung. Es zeigt sich also, daß bei Nichtberücksichtigung der kurzlebigen Anlageteile und der Baukostensteigerungsrate ein wesentlich größerer Fehler entsteht, als z.B. der Jahreskostenunterschied der einzelnen Varianten zueinander beträgt.

Unter Berücksichtigung der in Abbildung 6 angegebenen Kostensteigerungen für Strom (7,2 %/a) und Personalkosten (8,4 %/a) sowie unter Berücksichtigung der in Tabelle 4 angegebenen Zusammensetzung der Betriebskosten bei Zuordnung der Reparatur- und Wartungskosten zu den maschinellen Kostensteigerungen, der Schlambeseitigungskosten zu den Personalkostensteigerungen ergeben sich für die untersuchten Varianten Betriebskostensteigerungsraten von 8 - 8,4 %/a. Setzt man eine Betriebskostensteigerungsrate von 8 %/a voraus, so werden sich die jährlichen Betriebskosten einer Anlage nach 10 Jahren ungefähr verdoppeln, nach 20 Jahren verfünffachen und am Ende der mittleren Nutzungsdauer von 30 Jahren verzehnfachen. Ein Wirtschaftlichkeitsvergleich von Varianten mit unterschiedlichen Betriebskosten muß daher eine Betriebskostensteigerungsrate berücksichtigen, obwohl einschränkend festzustellen ist, daß eine Vorhersage der Betriebskostenentwicklung über 30 Jahre mit großen Fehlern behaftet sein wird. Für den folgenden Vergleich der untersuchten Varianten wurden die Jahresbetriebskosten nach der Methode der mittleren Annuitäten unter Berücksichtigung einer jährlichen Betriebskostensteigerungsrate von 8 %/a auf mittlere jährliche Betriebskosten (MBTK) gleicher Größe zurückgeführt (FLÖGL, 1979).

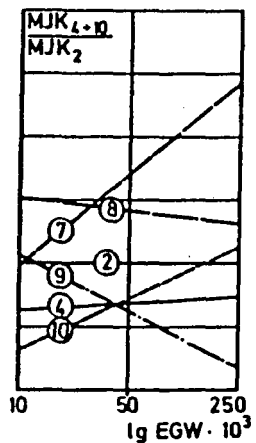
Unter Annahme einer Baukostensteigerung der kurzlebigen Bauteile von 6 %/a, Förderungsfinanzierung (Kurve 2, Abb. 6) und einer Betriebskostensteigerungsrate von 8 %/a erhöhen sich die Jahreskosten der Varianten 2 und 8 mit zunehmender Ausbaugröße um 80 - 115 %, der Variante 4 um 90 - 120 %, der Variante 7 um 95 - 130 %, der Variante 9 um 75 - 100 % und der Variante 10 um 70 - 85 % gegenüber den Jahreskosten bei Fremdfinanzierung ohne Berücksichtigung von Bau- und Betriebskostensteigerungsraten. Je nach Variante entfallen 60 - 85 % der mittleren Jahreskosten (MJK) auf die mittleren jährlichen Betriebskosten (MBTK) (Tab. 8, letzte Spalte). Es zeigt sich also, daß wesentliche Jahreskostenänderungen nur durch Einflußnahme auf die Betriebskosten hervorgerufen werden können, da die mittleren jährlichen Betriebskosten unter Annahme einer

VAR.	Fremdfinanzierung	Förderungsfinanzierung	Fremdfinanz. BTK-Steigerg.	Förderungsfin. BTK+BK-Steig.
2,4,8	35 - 48	47 - 63	65 - 78	70 - 82 %
7	40 - 52	54 - 66	71 - 80	76 - 84 %
9	30 - 38	43 - 52	62 - 70	66 - 74 %
10	27 - 29	36 - 38	58 - 59	60 %

Tab. 8: Prozentuelle Betriebskostenanteile der Varianten an den Jahreskosten unter Berücksichtigung von Finanzierungsart und Kostensteigerungen



a) volkswirtschaftl. Finanz. (9 %) ohne BK- und BTK-Steigerung



b) Förderungsfinanz. (1 %) BK-Steigerung 6 %/a BTK-Steigerung 8 %/a

Abb. 7: Relativjahreskosten der Varianten

EGW/VAR.	2	4	7	8	9	10
10.000	1,00	0,96	0,99	1,06	1,02	0,94
50.000	1,00	0,97	1,08	1,03	0,95	0,96
250.000	1,00	0,97	1,13	1,04	0,93	1,02

Tab. 9: Relativjahreskosten der Varianten 4 - 10 zu Var. 2 bei Förderungsfinanzierung, BK-Steigerung 6 %/a, BTK-Steigerung 8 %/a.

Betriebskostensteigerungsrate um bis zu 275 % höher als die heutigen Betriebskosten liegen.

In Abbildung 7b und Tabelle 9 sind die mittleren Relativjahreskosten der Variante 4 - 10 zur Variante 2 wiedergegeben. Aus Vergleichsgründen sind die Relativjahreskosten unter volkswirtschaftlicher Finanzierung in der derzeitigen Kostensituation in Abbildung 7a dargestellt. Im mittleren Jahreskostenverhältnis der einzelnen Varianten zueinander treten merkliche Änderungen auf, wobei aber festzustellen ist, daß sich alle Varianten um rd. $\pm 10\%$ in den Jahreskosten unterscheiden (Ausnahme: Stabilisierungsvariante 7 für große Anlagen). Bedingt durch den hohen Anteil der mittleren Betriebskosten an den mittleren Jahreskosten stellt nunmehr die Schwachlast-Tropfkörpervariante bis etwa 50.000 EGW, die zweistufige Tropfkörper-Beleungsanlage ab etwa 50.000 EGW die günstigste Lösung dar. Die Anlage ohne Vorklärbecken (Var. 4) ist nach wie vor kostengünstiger als die konventionelle Variante 2, während die zweistufige Beleungsanlage mit fallender Tendenz bei zunehmender Ausbaugröße etwas höhere Jahreskosten als die Variante 2 verursacht. Die Stabilisierungsvariante ist ab etwa 30.000 EGW die jahreskostennmäßig ungünstigste Lösung, weist aber im Bereich bis 10.000 EGW günstigere Jahreskosten als die Variante 2 auf.

Bei allen mit der Annahme von Bau- und Betriebskostensteigerungsraten verbundenen Unsicherheiten läßt sich also schließen, daß die Schwachlast-Tropfkörperanlage aus wirtschaftlichen Gründen für kleine Anlagen eine Renaissance erleben könnte, daß die einstufige Anlage ohne Vorklärung (Var. 4) im gesamten untersuchten Ausbaugrößenbereich eine kostengünstige Verfahrensvariante darstellt, daß die Stabilisierungsvariante für kleine Anlagen weiter ihre Berechtigung finden wird, daß für häusliches Abwasser eine zweistufige Tropfkörper-Beleungsanlage erst für größere Anlagen geringe wirtschaftliche Vorteile bringt, daß sich aber letzten Endes alle neuen (und alten) Strategien der Abwasserbehandlung jahreskostennmäßig kaum unterscheiden. Es erscheint aber unter Berücksichtigung einer Betriebskostensteigerungsrate durchaus sinnvoll, höhere Baukosten in Kauf zu nehmen, um geringere Betriebskosten und einen geringeren Energieverbrauch zu erzielen. Freilich ist in den vorstehenden Ergebnissen nicht berücksichtigt, daß manche darin angeführten Verfahren einen höheren Personalbedarf erfordern.

5. EINFLUSSMÖGLICHKEITEN AUF DIE BETRIEBSKOSTEN

5.1 Einflußmöglichkeit auf die Kosten der Schlammabeseitigung

Da in der vorliegenden Untersuchung mit einer landwirtschaftlichen Flussschlammverwertung unter günstigen Bedingungen gerechnet wurde, erscheint es nicht möglich, Kostenreduktionen aus diesem Titel zu erzielen, da die gewählte Art der Verwertung sowohl ökologisch als auch ökonomisch als günstigstes Verfahren anzusehen ist. Künstliche Verfahren, die alle eine Verringerung der anfallenden Schlammmenge bewirken, erfordern ein Vielfaches der hier eingesetzten Kosten.

6.2 Einflußmöglichkeit auf die Kosten für Reparatur und Wartung

Eine Einflußnahme auf diesen Kostenfaktor ist vor allem durch eine wartungsfreundliche Planung von Kläranlagen möglich. Die leichte Zugänglichkeit der zu wartenden Teile sowie die erforderlichen Geräte (Hochdruckspülgeräte etc.) erleichtern die Arbeit für das Kläranlagenpersonal, sodaß Wartungsarbeiten rechtzeitig und regelmäßig durchgeführt und dadurch teure Reparaturen und lange Stillienzeiten vermieden werden. Wartungsarme und einfache Technologien sind im rauen Betrieb der Abwasserreinigung zu bevorzugen. Die Aufstellung von Wartungsplänen zur Wartung in regelmäßigen Zeitintervallen ist empfehlenswert.

6.3 Einflußmöglichkeit auf die Personalkosten

Die geringsten Personalkosten werden möglichst einfache Anlagen mit wenigen Verfahrensstufen erfordern. Eine weitgehende Mechanisierung und Automatisierung von Anlagen kann zwar zu Personaleinsparungen führen, wird aber im allgemeinen das Lohnniveau des Kläranlagenpersonals anheben. Da die Einsparung von Arbeitskräften in Zukunft nicht nur von der wirtschaftlichen Seite zu sehen sein wird, soll an dieser Stelle nicht weiter darauf eingegangen werden.

6.4 Einflußmöglichkeit auf die Energiekosten

Aus den vorangegangenen Punkten ist ersichtlich, daß wesentliche Betriebskosteneinsparungen nur aus dem Titel Energiekosten getroffen werden können, die gemäß Tabelle 4 mit steigender Ausbaugröße etwa 35 - 60 % der Betriebskosten betragen. Eine Ausnahme sind hier selbstverständ-

lich die Tropfkörperanlagen mit natürlicher Belüftung, bei denen die Energieeinsparung weitgehend verwirklicht ist.

Die Aufwendungen für Energie können einerseits dadurch gesenkt werden, daß Energieeinsparungen vorgenommen werden, andererseits dadurch, daß im Prozeß Energie gewonnen wird (Faulgasverwertung, Wärmepumpen, Solarenergie etc.). Die folgenden Überlegungen beziehen sich auf Energieeinsparungsmaßnahmen, da über die Energiegewinnung an anderer Stelle referiert wird.

Inwieweit ist es möglich, die Jahreskosten durch Senkung der Energiekosten zu beeinflussen? Mit steigender Ausbaugröße und in Abhängigkeit vom Verfahren steigt der Energiebedarf der in Zukunft zu errichtenden Anlagen für die Belüftung von rd. 50 % auf 80 % des Gesamtenergiebedarfes an. Nachdem unter Berücksichtigung einer Betriebskostensteigerungsrate von 8 %/a der Anteil der Betriebskosten an den Jahreskosten etwa 60 - 80 % beträgt, und wie erwähnt rd. 35 - 60 % der Betriebskosten auf Energiekosten entfallen, beträgt der Anteil der Energiekosten für die Belüftung an den Jahreskosten je nach Variante und Ausbaugröße 10 - 40%. Er liegt damit in einer Größenordnung, in der eine Reduzierung erhebliche finanzielle Erleichterungen für den Betreiber einer Anlage bringen kann.

Energieeinsparungen bei den nicht die Belüftung betreffenden Energieverbrauchern (Abwasserhebung und -transport, Sandfangbelüftung, Rechen, Rechenheizungen, Rümer und div. Pumpen für den Schlammtransport) sind kaum möglich, da sie sehr orts- bzw. anlagenspezifisch sind (Menge des mitbehandelten Regenwassers, Fremdwasser, höhenmäßige Anordnung der Kläranlage zum Kanalnetz aufgrund örtlicher Gegebenheiten).

Hingegen bestehen verschiedene Möglichkeiten der Einflußnahme auf die Energiekosten für die Belüftung, wie z.B. durch

- a) die Wahl des Belüftungssystems bei Beachtung des Sauerstoffertrages unter Betriebsbedingungen
- b) die Abstimmung der Sauerstoffzufuhr auf den Sauerstoffverbrauch
- c) den Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken
- d) die Nitrifikation und Denitrifikation

Mit Ausnahme der unter a) angeführten Eingriffsmöglichkeit zielen alle Maßnahmen darauf ab, bzw. folgen daraus, die Sauerstoffzufuhr weitgehend an den Sauerstoffverbrauch anzupassen und einen für den Reinigungspro-

zeß optimalen Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken einzustellen. Da über die Wirtschaftlichkeit von Belüftungssystemen und über die Problematik der Steuerung des Sauerstoffeintrages bereits an anderer Stelle berichtet wurde, soll in nachstehender Tabelle 10 der Einfluß des Sauerstoffgehaltes c_x im Belebungsbecken sowie der Einfluß von Nitrifikation und Denitrifikation auf den Energieaufwand für Belüftung der einzelnen Varianten untersucht werden, wobei nur ein niedriger Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken eine hohe Denitrifikationsleistung ermöglicht. Die spezifischen Sauerstoffverbrauchswerte sowie eine Stickstoffbilanz für den üblichen Bemessungsfall sind im Anhang 5 wiedergegeben.

Zeile	VAR	2	4	7	8	9	
1	C_x	2,0	1,0	0,5	2/2	/2	g/m ³
2	$\alpha OC_R/B_R^*$ - Bet.	1,42	1,43	2,0	1,38	0,80	kg/kg
3	rel. zu 2	1,00	1,01	1,41	0,97	0,56	-
4	erf W_1	57	57	79	55	32	Wh/E.d
5	C_x (ohne Den.)	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0	g/m ³
6	$\alpha OC_R/B_R^*$ - Bet.	1,61	1,89	2,78	1,41	0,83	kg/kg
7	rel. zu 2	1,00	1,17	1,73	0,88	0,51	-
8	erf W_2	64	76	111	56	33	Wh/E.d
9	$\Delta W \left(\frac{W_2}{W_1} \right)$	+ 14	+ 32	+ 39	+ 2	+ 2	‰
10	C_x	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5	g/m ³
11	$\alpha OC_R/B_R^*$ - Bet.	1,18	1,35	2,0	1,14	0,66	kg/kg
12	rel. zu 2	1,00	1,14	1,7	0,97	0,56	-
13	erf W_3	47	54	79	46	26	Wh/E.d
14	$\Delta W \left(\frac{W_3}{W_1} \right)$	- 17	- 6	± 0	- 17	- 17	‰
15	$\Delta W \left(\frac{W_2}{W_3} \right)$	+ 36	+ 40	+ 39	+ 21	+ 26	‰

*) bezogen auf den BSB_5 des Rohabwassers

Tab. 10: Vergleich spezifischer Sauerstoffzufuhr- und Energiebedarfs-
werte für die Belüftung

In Zeile 1 sind die den Bemessungsrichtlinien entsprechenden Sauerstoffgehalte im Belebungsbecken angegeben. Aus den Zeilen 2 - 4 ist ersichtlich, daß die spezifische Sauerstoffzufuhr und der Energiebedarf für die Belüftung der Belebungsvarianten 2, 4 und 8 annähernd gleich ist. Der Energiebedarf der Stabilisierungsanlage (Var. 7) liegt um etwa 40 % höher, derjenige der zweistufigen Tropfkörper-Belebungsvariante um rd. 45 % niedriger, wobei lediglich der Energiebedarf für die Belüftung der 2. Stufe berücksichtigt ist. Die in Zeile 2 - 4 angegebenen Werte beinhalten unterschiedliche Nitrifikations- und Denitrifikationsraten, die in der Praxis erreicht werden können.

In Zeile 5 wurde ein Sauerstoffgehalt von $c_x = 2 \text{ g/m}^3$ und fehlende Denitrifikation angenommen. Dieser Fall entspricht einem häufig in der Praxis angetroffenen Betriebsfehler, mit zu hohem Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken zu fahren. Der Energieverbrauch der Variante 4 ohne Vorklärung ist nun um 17 %, derjenige der Stabilisierungsvariante um 73 % höher als derjenige der Variante 2, während der Energieverbrauch der zweistufigen Belebungsvariante um 12 % und der der zweistufigen Tropfkörper-Belebungsanlage um rd. 50 % geringer ist. Gegenüber dem normalen Betriebsfall (Zeile 4) tritt ein Mehrenergieverbrauch der einzelnen Varianten um bis zu 39 % (Var. 7) auf, wobei im Falle der Variante 7 etwa 55 %, im Fall der Variante 4 etwa 45 % der Energiebedarfssteigerung auf die Erhöhung des Sauerstoffgehaltes entfällt, während der restliche Energiemehrbedarf auf fehlende Denitrifikation zurückzuführen ist. Für die Varianten 2, 8 und 9 ist der Energiemehrbedarf allein durch die fehlende Denitrifikation verursacht.

Da es möglich erscheint, alle angeführten Anlagen mit einem Sauerstoffgehalt $c_x = 0,5 \text{ g/m}^3$ zu betreiben, wenn die Zulaufwerte einigermaßen ausgeglichen sind und der Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken laufend (automatisch) kontrolliert wird, ist in Zeile 11 bis 13 auch dieser Betriebsfall unter Annahme gleicher Nitrifikations- und Denitrifikationsraten wie in Zeile 2 angeführt. Das Verhältnis des Energiebedarfes der Varianten 2, 8 und 9 zueinander ändert sich gegenüber dem normalen Betriebsfall nicht. Variante 4 weist hingegen einen um 14 % höheren, Variante 7 mit gleichzeitiger Stabilisierung einen um 70 % höheren Energiebedarf als Variante 2 auf. Gegenüber dem normalen Betriebsfall können durch Senkung des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken allein bis 17 %

des Energiebedarfes eingespart werden (Zeile 14).

Vergleicht man den Energiebedarf bei ungünstiger Betriebsweise mit $c_x = 2 \text{ g/m}^3$ unter der Voraussetzung der nicht eingetretenen Denitrifikation (Zeile 8) mit dem günstigsten Betriebsfall bei $c_x = 0,5 \text{ g/m}^3$ (Zeile 13), so ergibt sich ein Energiemehrbedarf für die Belüftung im ungünstigsten Fall um bis zu 40 % (Zeile 15).

Der in Zeile 5 angegebene, ungünstige Betriebsfall wird dadurch hervorgerufen, daß das Belüftungssystem nicht in der Lage ist, die Sauerstoffzufuhr optimal an den Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken anzupassen. Ursachen hierfür sind eine ungeeignete oder fehlende Steuerung der Sauerstoffzufuhr, aber auch eine zu geringe Abstufung des Belüftungssystems. Besonders bei Neuinbetriebnahme kleinerer Kläranlagen ist es im Teilbelastungszeitraum, der sich oft über mehrere Jahre erstrecken kann, kaum möglich, die Sauerstoffzufuhr soweit zu reduzieren, daß sie zumindest an den mittleren Sauerstoffverbrauch angepaßt werden kann. Bei Belüftungssystemen, die ein Abschalten der Sauerstoffzufuhr gestatten (z.B. Oberflächenbelüfter, grobblasige Druckbelüftung, Strahlbelüfter etc.) kann durch einen intermittierenden Betrieb des Belüfters ohne merkliche Verschlechterung der Ablaufergebnisse eine Senkung des Energiebedarfes erzielt werden (V.D.EMDE, 1980). Sind bei einem intermittierenden Betrieb Ablagerungen zu befürchten, so kann durch Trennung der Sauerstoffzufuhr vom Energieeintrag zur Aufrechterhaltung einer Mindestfließgeschwindigkeit ebenfalls eine merkliche Energieeinsparung erzielt werden. Diese Trennung kann z.B. durch die Montage von Propellern oder Rührwerken erreicht werden. Die Belüftung wird je nach Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken zu- und abgeschaltet. Eine weitere Möglichkeit der verbesserten Anpassung der Sauerstoffzufuhr an den Sauerstoffverbrauch kann durch Belüfter (Gebläse, Oberflächenbelüfter etc.) mit regelbarer Drehzahl erzielt werden. Bei Direktkopplung von Belüfter und Gasmotor besteht in von der Mindestbeaufschlagung des Gasmotors eingeschränktem Umfang die Möglichkeit, durch "Gasgeben" die Sauerstoffzufuhr zu regeln. Legt man den errechneten 10 - 40 %igen Anteil der Belüftungskosten an den Jahreskosten zugrunde, so ist aus Tabelle 10 ersichtlich, daß allein die Reduktion auf $c_x = 0,5 \text{ mg/l}$ bei den Varianten 2, 8, 9 eine Jahreskosteneinsparung von 2 - 7 % ergeben kann. Werden die angeführten Varianten bei fehlender Denitrifikation mit einem Sauerstoffgehalt $c_x = 2 \text{ mg/l}$

betrieben werden, so ergeben sich Jahreskostenerhöhungen bei der Variante 2 um rd. 2 - 6 %, bei der Variante 4 um 3 - 13 % und bei der Variante 7 um 4 - 16 %, während die Varianten 8 und 9 aufgrund ihrer geringen Denitrifikationsleistung kaum wesentlich höhere Jahreskosten aufweisen. Ohne Annahme einer Betriebskostensteigerungsrate von 8 % würden sich die angegebenen prozentuellen Mehr- und Minderkosten etwa auf die Hälfte reduzieren.

Abschließend kann festgestellt werden, daß unter der Annahme eines Sauerstoffgehaltes $c_x = 0,5 \text{ g/m}^3$ im Belebungsbecken für alle untersuchten Varianten sich die Jahreskostenunterschiede der einzelnen Varianten noch verringern, sodaß mit Ausnahme der Schwachlast-Tropfkörperanlage für kleinere Anlagen und der Stabilisierungsvariante für größere Anlagen alle Varianten in einem Bereich von $\pm 5 \%$ gegenüber der konventionellen Anlage (Var. 2) liegen.

6. ZUSAMMENFASSUNG

Anhand eines Kostenvergleiches von 6 verschiedenen Betriebsweisen biologischer Abwasserreinigungsverfahren, die alle den zukünftigen Reinigungsanforderungen entsprechen, konnte in einem Ausbaugrößenbereich von 10.000 bis 250.000 EGW gezeigt werden, daß die Betriebsweise die Jahreskosten von biologischen Kläranlagen wesentlich weniger beeinflußt als andere Einflußfaktoren, wie z.B. Ausbaugröße, örtliche Verhältnisse oder Finanzierungsmöglichkeit.

Es wurde weiters gezeigt, daß ein Vergleich von Anlagen mit unterschiedlichen Anteilen an kurzlebigen Bauteilen ohne Berücksichtigung dieser Bauteile und ohne Berücksichtigung ihrer Kostensteigerungsraten zu größeren Fehlern führen kann. Ebenso ist es erforderlich, in Jahreskostenvergleichen Betriebskostensteigerungsraten einzubeziehen, da diese das Vergleichsergebnis wesentlich beeinflussen. Unter Annahme einer Betriebskostensteigerungsrate von 8 % erhöhen sich bei Förderungsfinanzierung die mittleren Jahreskosten um 70 - 130 %, wobei der Anteil der mittleren Betriebskosten an den mittleren Jahreskosten 60 - 85 % beträgt. Da wegen dieses hohen Betriebskostenanteiles nur die Einflußnahme auf die Betriebskosten zu merkbareren Jahreskosteneinsparungen führt, wurden abschließend einige Hinweise zur Betriebskosteneinsparung, insbesondere

zur Energiekosteneinsparung durch Anpassung der Sauerstoffzufuhr an den Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken gegeben.

Literaturverzeichnis

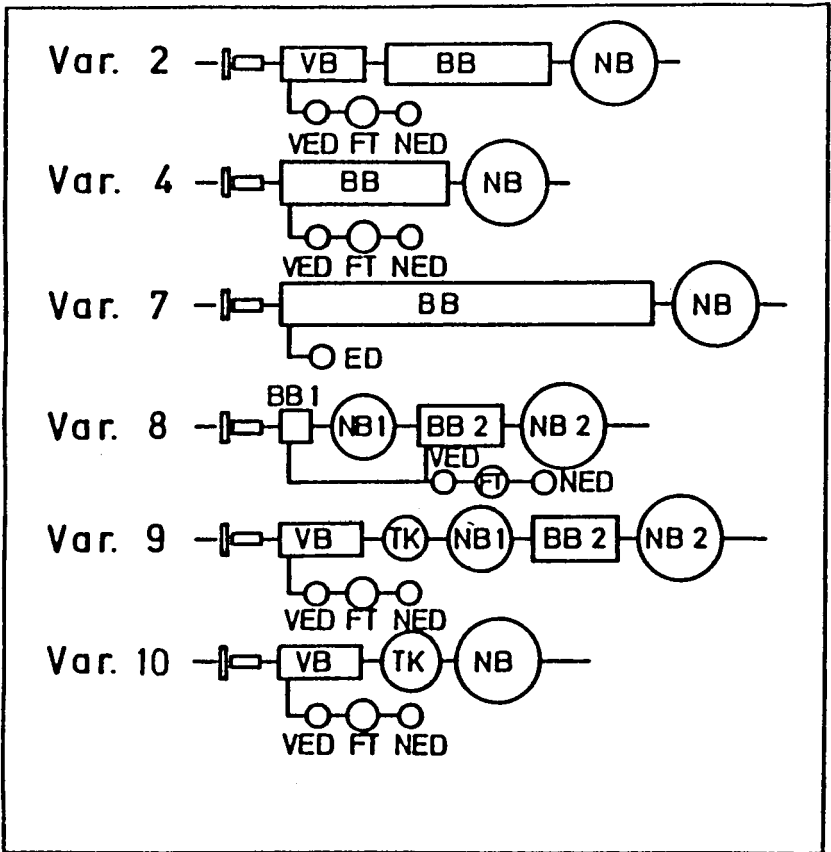
- [1] v.d. Ende, W.: "To What Extent are Primary Tanks Required?"
Water Research, Pergamon Press, Vol. 6, 1972
- [2] v.d. Ende, W.: "Untersuchungen über Energieeinsparungen beim Belebungsverfahren"
Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 28, München, 1980
- [3] Flögl, W.: "Vergleichende Kostenuntersuchung über das Belebungsverfahren"
Wiener Mitteilungen, Band 36, Wien, 1980
- [4] Flögl, W.: "Comparison of Costs of Four Modifications of the Activated Sludge Process: An Example Case"
Progress Water Technology, Pergamon Press, Vol. 12, No. 3
1980
- [5] Veits, G.: "Einfluß der Vorklärung auf die biologische Stufe und auf die Wirtschaftlichkeit von Belebungsanlagen"
Berichte aus Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen, Band 18, München, 1977
- [6] Grabowski, G.: "Zur Bemessung von Tropfkörpern für die Voll- und Teilreinigung unter Verwendung synthetischer Füllkörper"
Korrespondenz Abwasser, Heft 2,3 , 1979
- [7] - Ude Produktinformation Kunststofftropfkörper

Flögl Werner, Dipl.Ing.Dr.techn.

Ingenieurbüro BR.h.c.D.I.Dr.techn. Helmut Flögl

Stockhofstraße 32, 4020 L I N Z

A N H A N G



VB..... Vorklärbecken

BB..... Belebungsbecken

VED..... Voreindicker

FT..... Faulturm

NB..... Nachklärbecken

TK..... Tropfkörper

NED..... Nacheindicker

Anhang 1: Fließschema der untersuchten Varianten

Q_S	Häusliches Abwasser mit mäßigem Gewerbeanteil 200 l/EGW.d	
max. Q_{TW}	8 l/s.1000 EGW	
max. Q_{FW}	16 l/s.1000 EGW	
S_{O,BSB_5} - roh	60 g/EGW.d = 300 g/m ³	
S_{O,BSB_D} - abges.	40 g/EGW.d = 200 g/m ³	
TS_O - roh	350 g/m ³	
TS_O - abges.	150 g/m ³	
spez. PS	40 g/EGW.d	
<u>VORKLÄRUNG:</u>		
t_{VB} bei Q_{TW}	1,5 h	
q_F bei Q_{TW}	2,0 m/h	
<u>Biologie 1.St.:</u>	Bemessung mit den Werten der Tab. 1 nach dem Entwurf der ATW-Richtlinien A 131	
min. $q_{F,TK}$	Var.9: 1,3 m ³ /m ³ .h an 20 h/d Var.10:0,8 m ³ /m ³ .h an 20 h/d	
<u>Zwischenklärung:</u>	Var. 8	Var. 9
t_{ZK} bei Q_{TW}	2,5 h	1,5 h
q_F bei Q_{TW}	1,0 m/h	1,5 m/h
<u>Biologie 2.St.:</u>	wie Biologie 1. Stufe	
<u>Schlammbehandlung</u>		
VED: $q_{F,TS}$	< 50 kg/m ³ .d	
Feststoffgehalt	zwischen 3,5 % und 6 % je nach Var.	
FT : t_{FT}	> 20 d	
NED + Speicher	> 5 d	

Anhang 2: Bemessungswerte der untersuchten Varianten

EGW/VAR	2	4	7	8	9	10
10.000	18,26	16,13	15,56	19,51	19,88	20,00
50.000	46,53	41,32	41,36	48,64	49,62	59,99
250.000	157,04	140,32	150,56	173,09	178,59	233,07

Anhang 3: Baukosten der Varianten [Mio öS] (Preisbasis 1977)

EGW/VAR	2	4	7	8	9	10
10.000	0,98	0,97	1,06	1,03	0,94	0,79
50.000	3,53	3,50	4,02	3,60	3,15	2,63
250.000	13,70	13,62	16,22	14,03	11,83	9,87

Anhang 4: Betriebskosten der Varianten [Mio öS] (Preisbasis 1977)

VAR	2	4	7	8	9	Dim.
C_x	2,0	1,0	0,5	2,0	2,0	g/m ³
(NH ₄ +org.)-N _O	45 ⁽¹⁾	50	50	30 ⁽²⁾	30 ⁽³⁾	g/m ³
org. N _{US}	10	18	12	4	4	g/m ³
(NH ₄ +org.)-N _e	4	4	4	4	4	g/m ³
NO ₃ - N _e	16	6	3	20	20	g/m ³
N ₂ - N _D	15	22	31	2	2	g/m ³
$OV_R - C/B_R^*$	0,79	1,05	1,68	0,76	0,31	kg/kg
$OV_R - N/B_R^*$	0,32	0,22	0,20	0,32	0,32	kg/kg
OV_R/B_R^*	1,11	1,27	1,88	1,08	0,63	kg/kg

Anhang 5: Stickstoffbilanz und Sauerstoffverbrauch im Belebungsbecken

(1) durch Vorklärung; (2) durch 1. Belebungsstufe; (3) durch Vorklärung und Tropfkörper; *bezogen auf BSB₅ des Rohabwassers

PROBLEMATIK DER BAU- UND BETRIEBSKOSTEN
BEI ABWASSERVERBÄNDEN

Wolfgang Stalzer

1. EINLEITUNG

In Österreich bestehen gegenwärtig etwa 175 Abwasser- bzw. Reinhaltverbände. Die überwiegende Mehrzahl davon sind Verbände gemäß WRG 1959, i.d.Fg. 1969. Die Aufgaben sind im § 89 bzw. 91, WRG 59 festgelegt. Ebenso ist die Organisation und der Aufbau im § 93 WRG 59 klar vorgegeben.

Die für die Zielsetzung erforderlichen Investitionen werden im Regelfall durch Kredite der öffentlichen Hand vorfinanziert bzw. überhaupt ermöglicht. Die rechtliche Grundlage hierfür bildet auf Bundesebene das Wasserbautenförderungsgesetz, BGBl.Nr. 34/1948, in der Fassung des BGBl. Nr. 565/1979 (WBFG). Die Art, das Ausmaß und die Konditionen der Förderung sind in den Wasserwirtschaftsfonds-Förderungsrichtlinien 1980 definiert. Auf Landesebene werden gleichfalls Unterstützungen für die Schaffung und Erweiterung von Abwasserbeseitigungs- und Abwasserreinigungsanlagen den Gemeinden bzw. Wasserverbänden gewährt. Die gesetzliche Grundlage bilden jeweils Landesgesetze wie z.B. das Burgenländische Gemeindevestitionsgesetz. Sowohl aus dem gesetzlich vorgegebenen Verbandsaufbau wie auch aus den Finanzierungsbedingungen resultieren Kostenfaktoren, die in der Regel nicht in den bisherigen Kostenrechnungen (v.d. EMDE, FLÖGEL) erfaßt wurden. Im Folgenden wird daher zunächst der für die Errichtung von Verbandsanlagen erforderliche Eigenmittelbedarf sowie die im weiteren Betrieb erforderliche Kostenabdeckung an Beispielen aufgezeigt.

2. FINANZIERUNG UND EIGENMITTELBEDARF - BAUKOSTEN

Die für die Errichtung von Verbandsanlagen (regionale oder überregionale Anlagen) maßgebenden Wasserwirtschafts-fondsmittel werden gemäß den Richtlinien 80 als Raten-darlehen wie folgt gewährt (Förderungskriterien für Anlagen in näheren Einzugsgebieten von Seen werden hier wegen der Sonderstellung nicht berücksichtigt):

Darlehensausmaß (% d. Investitions- kosten)	Zinssatz	Tilgung	
Sammler etc.	70 %	1 % p.a	25 a
Kläranlagen baulich	80 %	1 % p.a	25 a
Kläranlagen maschinell	80 %	1 % p.a	20 a
Ortsnetze	50 %	2 % p.a	20 a
			Verbands- anlagen
			Mitglieds- anlage

Die Restmittelaufbringung erfolgt in Abhängigkeit der Landesgesetze bundesländerweise unterschiedlich. Im vorliegenden Beitrag wird als Vergleichswert die Förderung nach dem Burgenländischen Gemeindeninvestitions-gesetz aufgegriffen. Anpassungen an die spezifischen Landesförderungssätze sind im Bedarfsfall leicht möglich. Durch die Burgenländische Landesförderung werden folgende Unterstützungen gewährt:

	Darlehensstützung x)			
	Subvention	Darlehens- ausmaß	Zinsstützung	Laufzeit
	% d. Inv. Kos- ten	% d. Inv. Kosten		
Sammler etc.	10 %	15 %	4,0 % p.a	15.a
Kläranlagen	10 %	5 %	4,0 % p.a	15.a
Orstnetze	10 %	25 %	4,0 % p.a	15.a

x) antizipatives Annuitätendarlehen

Daraus würde sich für die Errichtung der Anlagen ein Eigenmittelbedarf in folgender Form ableiten:

Verbandsanlagen		Ortsnetze
Eigenmittel	5 %	15 %

Bei einer durch das Wasserbautenförderungsgesetz indirekt vorgegebenen idealen Bauzeit von 5 Jahren müßten demnach pro Baujahr 1 % der Baukosten durch die Mitglieder bereitgestellt werden. Tatsächlich liegt der Eigenmittelbedarf jedoch wesentlich höher, da folgende Faktoren zu berücksichtigen sind:

- Der Wasserwirtschaftsfond behält einen Deckungsrücklaß von 7 % der a conto Zahlungen bis zur Überprüfung der Endabrechnung (Kollaudierung) ein (früher 10 %, ab 30.7.81 8 %, ab 1.1.82 7 %). Die Zinsbelastung der Vorauszahlung wird dem Kapital zugeschlagen und nach Fertigstellung bzw. längstens nach 60 Monaten ab Mittelbereitstellung zu den angeführten Tilgungszeiten mit dem Grundkapital getilgt. (Vor 19.9.1980 wurden die für Vorauszahlungen fälligen Zinsen mit der ersten Tilgungsrate in Rechnung gesetzt).
- Die Verzinsung der Landesdarlehen wird sofort nach Inanspruchnahme halbjährlich vorgeschrieben und bei der 1. Zuzählung bereits für das 1. Halbjahr in Abzug gebracht. Die Kapitaltilgung erfolgt für jede Einzelzuzählung getrennt 2 Jahre nach Inanspruchnahme und erstreckt sich auf den Rest der Laufzeit, d.s. 13 Jahre.
- Dem Verband erwachsen auch während der Bauzeit Verwaltungsaufwendungen.

Unter Berücksichtigung optimaler Finanzierungs- und Bauzeitvoraussetzungen sowie einer gleichbleibenden Bauleistung wurden beispielhaft im Anhang (Tab. A und B) die Eigenmittelbedarfsquoten für Verbands-

sammler etc. und Verbandskläranlagen angenähert errechnet. Bei Verbandssammlern müssen zufolge der Vorfinanzierung des Deckungsrücklasses der WWF-Mittel zunächst jährlich 2 % der Baukosten an Eigenmitteln bereitgestellt werden. Bei Inanspruchnahme von sonstigen Darlehen steigt der Eigenmittelbedarf unmittelbar an. Im gewählten Beispiel müssen bei später GIF-Darlehensabberufung im letzten Baujahr rund 3,2 % Eigenmittel bereitgestellt werden. Nach Abrechnung durch den WWF sinken die Eigenmittelraten entsprechend der ursprünglichen Vorfinanzierung, gleichzeitig beginnen jedoch die Tilgungsraten sowie der Zinsendienst in voller Höhe. Der Kapitaldienst erreicht maximal etwa 5,4 % p.a im 8. Jahr und sinkt in der Folge über die Laufzeit der Bankdarlehen gleichmäßig bis zum 17. Jahr auf etwa 5,1 % p.a ab. Erst nach Auslaufen der Bankdarlehen im 20. Jahr sinkt der Kapitaldienst auf etwa 3,2 % und fällt wieder systematisch bis zum 30. Jahr. Bei Verbandskläranlagen liegen die Verhältnisse ähnlich, zufolge des höheren WWF-Anteiles jedoch etwas günstiger. Bis Ende der Bauzeit müssen von anfangs 2 % steigend auf annähernd 3 % Eigenmittel pro Jahr bereitgestellt werden. Der Kapitaldienst beträgt nach Auszahlung des Deckungsrücklasses maximal etwa 4,6 % und sinkt auf rund 3,6 % nach Ende der Bankdarlehenslaufzeit. Hinsichtlich der Finanzierung von Verbandsanlagen kann daher nahezu generell gesagt werden:

- Die Bauzeit sollte möglichst 5 Jahre nicht überschreiten, da ansonsten bereits vor Inbetriebnahme
 - in der Regel der Zeitpunkt für die erstmalige Einhebung von Benützungsgebühren - WWF-Tilgung und Zinsen fällig werden.
- die Vorfinanzierung des WWF-Deckungsrücklasses (4,9 bzw. 5,6 % der Baukosten) soll während der Bauzeit durch Eigenmittel vorgesehen werden. Jede Fremdvorfinanzierung bringt später (nach Inbetrieb-

- nahme) eine zusätzliche Kapitaldienstbelastung.
- nach Inbetriebnahme ist mit einem Kapitaldienst zwischen 4,7 und 5,4 % der Gesamtbaukosten zu rechnen. Zusätzlich fallen ab Inbetriebnahme Betriebskosten an. Der Jahresbeitrag der Gemeinden (Verbandsmitglieder) muß daher von Baubeginn bis Inbetriebnahme je nach Restfinanzierung verdoppelt bis zu verfünffacht werden.
 - nach Festlegung der Zuteilungsraten seitens des WWF bzw. des Landes muß ein Finanzierungsplan unter Berücksichtigung des WWF-Deckungsrücklasses sowie aller zu erwartenden Tilgungsraten und Zinsvorschreibungen erstellt werden. Zusätzlich sind darin die zu erwartenden Betriebskosten einzusetzen. Der Finanzplan sollte zumindest bis zum 5. Betriebsjahr erstellt werden.

Da für eine sinnvolle Funktion von Verbandsanlagen jedenfalls auch Orstnetze, die normalerweise nicht durch Verbände errichtet werden, gehören, wurde im Anhang (Tab.C) auch die Finanzierung dieser Anlagenteile überschlägig durchgerechnet. Bei gleichen Annahmen wie zuvor müssen hier ab Baubeginn 4 % der Baukosten an Eigenmitteln bereitgestellt werden. Bis Ende der Bauzeit steigen die Jahresraten auf 5,5 %, um mit Einsetzen der vollen Tilgung und Zinsbelastung rund 6,6 % zu erreichen. Um einen Vergleich für die Finanzierung der Gesamtanlagen (Ortsnetze, Verbandssammler etc., Verbandskläranlagen) zu erhalten, darf auf die in weiterer Folge gegebenen Beispiele vorgegriffen werden. An Hand der aufgeführten 5 Verbände im ländlichen Raum teilen sich die Gesamtinvestitionskosten überschlägig wie folgt:

Ortsnetzanteil an Gesamtinvestition:	70 %
Verbandssammleranteil	17 %
Kläranlagenanteil	13 %
Gesamtbaukosten	100 %

Die für diesen Fall erforderlichen Eigenmittelbereitstellungen wurden wie bei den Verbandsanlagen unter Annahme günstiger Finanzierungsvoraussetzungen und einer idealen Bauzeit von 5 Jahren bei gleichzeitigem Baubeginn im Anhang, Tab.D, zusammengestellt. Zufolge des Übergewichtes der Ortsnetze und deren ungünstigeren Finanzierungsunterstützungen vergrößert sich der Eigenmittelbedarf zu Baubeginn auf 3,4 % der Gesamtbaukosten. Bis Bauende steigt er auf etwa 4,8 % und erreicht bei Einsetzen der vollen Tilgungsraten und des Zinsendienstes rund 6,2 %. In weiterer Folge sinkt nunmehr der Kapitaldienst regelmäßig bis zum 17. Jahr auf etwa 5,8 % ab um nach Auslaufen der Restfinanzierungen (Landesmittel) auf 3 % und weiter abzusinken. Diese systematische Belastungssenkung wird jedoch durch den Anstieg der Erhaltungsmaßnahmen und Betriebskosten wieder aufgehoben.

3. BAU- U. BETRIEBSKOSTEN AN HAND AUSGEWÄHLTER BEISPIELE

Vor näherem Eingang auf Beispiele und Betriebskosten sollen einige statistische Randdaten zur Rahmanerläute-
rung des vorgestellten Raumes dienen:

Landesgröße	3.995 km ²	Durchschnitt
Einwohner	272.500	
Gemeinden	138	1.975 E
Ortsteile	319	854 E
Haushalte	87.200	3,1 E
Gebäude	93.413	
	Örtl. Siedlungsstruktur	Baustruktur
Nördl. Bgld.	Sammelsiedlungen	Streckhof
Mittl. Bgld.	- " -	Streckhof
		teilw. Hakenhof
Südl. Bgld.	Streusiedlungen	Hakenhof

Neubauten ab 1955 in überwiegend offener Bebauungsweise.

Tabelle 1: Kenndaten der Abwasserverbände

Verband	A	B	C		D	E
Kennwerte	in Bau					in Bau
Ortsteile	6	14	12	5	5	5
Einwohner (71)	13.852	19.555	10.282	6.344	8.531	6.766
Industrie/Gewerbe	Textil, Winzerei	Nahrungs- mittel	TKV	Molkerei	Leder, Eisenver.	Textil, Fremdenv.
EGW Gesamt	50.000	125.000/ 250.000	25.000	15.000	22.000	32.000
Baujahre 19						
Ortsnetze	60 - 80	69 - 82	65 - 82		65 - 82	65 - 85
Sammler	78 - 82	72 - 78	72 - 81		74 - 78	80 - 85
Kläranlagen	78 - 80	73 - 77	72 - 77		75 - 78	78 - 79
Val. Baukosten(81)	442	497 Mio ^{x)}	297	142	218	141
Gesamtk. S/EGW	8340	6613 x)	11880	9467	9909	4406
Val. Gesamtk. S/E	11909	25415	28883	22383	25775	20845
Anteil ON %	78	65	60	65	72	71
Anteil SA %	10	22 x)	18	16	15	9
Anteil KA %	12	13 x)	22	19	13	20
Sammlerlänge km	15	36	34	9	15	9
Pumpwerke	2	10	2	2	-	2
Jahresabwassergenge	1.712	4.100	1.670	1.300	1.100	356
BSB ₅ -Fr t/a m^{1000}	253	1.256	372	160	315	140
COD-Fr t/a	366	2.590	601	291	520	305
Reinigungsverf.	Aerob. Stab (Beh. FB) Simultanf.	Aerob. Stab (Vollreinig.) Simultanf.	Beh. FB/ Aer. Stab		Aer. Stat.	Aerob. Stab
Reinigungsleistung						
BSB ₅ %	96	96	96	95	94	94
COD %	92	95	94	92	90	84
Ablauf BSB ₅ $\mu g/l$	5,9	16,4	8	7	16	24
COD mg/l	16,0	33,4	22	19	47	109
TOC mg/l	5,7	-	-	-	-	38
NH ₄ -N mg/l	2,1	1,8	-	8,5	6,8	8,0
NO ₃ -N mg/l	4,5	6,2	-	0,9	5,0	4,8
PO ₄ -P mg/l	0,9	0,5	-	4,2	3,0	3,9
Personal Sammler	0,5	3,3	3		0,3	0,5
Personal Klärwerke	2,5	5,3	6		1,7	2,0
Personal Verwaltung	1,5	3,3	4		0,3	1,5

x) ohne Großindustrieanteil bezogen auf 75.000 EGW

Die Siedlungsgebiete werden zum weit überwiegenden Teil nach dem Mischsystem entwässert. Den vorgestellten Verbandskläranlagen wird die 3 bis 9 fache Trockenwettermenge zugeführt. Regenüberlaufbecken bzw. Sonderbauwerke zur Regenwasserspeicherung sind in den Verbandseinzugsgebieten größtenteils errichtet.

Ergänzt werden muß, daß bei den Ortsnetzen nur die Kosten von Sonderbauwerken, Hauptsammlern und Nebensammlern sowie die Hausanschlußstränge (einschl. Hauskontrollschacht) bis zur Grundstücksgrenze erfaßt wurden. Gemäß Landesgesetz (Kanalananschlußgesetz) muß der Hausanschluß von Grundstücksgrenze bis Haus etc. durch den Eigentümer direkt errichtet und finanziert werden. In anderen Bundesländern werden auch diese Kosten zur Gänze den Ortsnetzen zugerechnet und damit einer Förderung durch Mittel der öffentlichen Hand zuteil.

Unter Berücksichtigung der vorgenannten Daten können die aufgeführten Beispiele daher nur für den ländlichen Siedlungsraum Vergleichswerte liefern. Von den Verbänden selbst liegen 3 im nördlichen Landesteil, einer im mittleren und einer im südlichen Burgenland. Die Verbände umfassen 5 bis 14 Ortsteile mit 6.350 bis nahezu 20.000 in jeweiligen Einzugsgebiet angesiedelten Einwohnern. Die Ausbaugröße der Verbandsklärwerke schwankt zwischen 15.000 und 125.000 EGW. Die Klärwerksbemessung ist in allen Fällen durch Gewerbe- und Industrieabwassereinleitungen beeinflusst. Nähere Einzelwerte sind in Tabelle 1 angeführt. Zur Veranschaulichung wurden hier auch die auf das 3. Quartal 1981 hochgerechneten Gesamtbaukosten angeführt. Die Valorisierung erfolgte nach dem Unterindex "Kanalisationsarbeiten" des Baukostenindex des Stat. Zentralamtes. Ebenso wurden die Kostenanteile für Ortsnetz, Verbandssammler und Verbandsklärwerk prozentuell ausgewiesen. Werden nun die Gesamtinvestitionskosten der "Normalfälle", d.h. ohne dominante Industrieleitungen ($EGW:E < 3$), verglichen, so liegen diese gegenwärtig

zwischen 9.000 und 12.000 S pro EGW. Werden die nicht berücksichtigten Hausanschlußkanäle zusätzlich in Rechnung gesetzt, so erhöhen sich die Gesamtinvestitionskosten um etwa 15 bis 20 %. Ebenso müßten die daraus abgeleiteten spezifischen Werte jeweils angehoben werden.

Die Kostenanteile für Ortsnetz, Sammler und Kläranlage werden durch verschiedenartigste Faktoren wie Siedlungsdichte, Siedlungsentfernung, Gefällsverhältnisse etc. beeinflußt. Der Anteil der Ortsnetze schwankt daher bei den angeführten Verbänden mit Werten zwischen 60 und 78 % relativ stark. Ebenso weist der Anteil der für die Verbandssammler mit Werten zwischen 9 und 22 % und der Anteil der Klärwerke mit 12 bis 22 % eine entsprechende Schwankungsbreite auf. Generell kann nur unter Vorbehalt als Rahmenwert etwa 70 % Ortsnetzanteil, 17 % Sammleranteil und 13 % Kläranlagenanteil genannt werden.

Bei den Kennwerten der Abwasserreinigungsanlagen muß darauf verwiesen werden, daß bei den Verbänden A und E noch maßgebliche Ortsteile nicht angeschlossen sind. Die angegebene organische Jahresbelastung kann nur beschränkt für Auslastungsrechnungen herangezogen werden, da hierbei saisonale Verschiebungen zwangsläufig nicht zum Ausdruck kommen.

Betriebskosten von Abwasserverbänden umfassen neben den Kostenfaktoren des Klärwerkes auch Anteile für die Sammler und die Verwaltungskosten. Auf letztere soll zunächst näher eingegangen werden. Gemäß WRG sind die Organe derartiger Verbände die Mitgliederversammlung, der Vorstand und die Schlichtungsstelle. Die Mitgliederversammlung betraut den Vorstand mit dem Vollzug der auferlegten Verpflichtungen. Der Obmann des Vorstandes vertritt den Verband nach aussen. Zur Abwicklung der verbandsisernen Agenden wie Arbeitseinteilung, -überwachung, Abrechnung, Erstellung von Rechnungsabschluss und Vorschlag, Schriftverkehr und Vorschreibungen etc. wird vielfach ein Geschäftsführer oder Betriebsleiter einge-

setzt. Darüber hinaus muß der Verband sich selbst verwalten, d.h. Buchhaltungsführung, Lohnverrechnung, Schriftführung etc. fallen an, die bei üblichen Kostenvergleichen nicht berücksichtigt werden. Ebenso müssen entsprechende Verwaltungsräumlichkeiten mit den daraus resultierenden Betriebskosten in Rechnung gesetzt werden. Die gesamten Verwaltungskosten erreichen daher beträchtliche Höhen. In Tabelle 2 wurden sie zunächst auf die investierte Baukostensumme des Verbandes bezogen. Mit Werten zwischen 0,19 und 1,66 % der Baukosten pro Jahr weisen sie darüber hinaus große Unterschiede auf. Wird versucht gemäß den Investitionssummen eine Trennung auf Sammler und Kläranlagen durchzuführen, so entfallen auf die Sammler 0,1 bis 0,55 % pro Jahr und auf die Kläranlagen 0,09 bis 1,17 % pro Jahr. Die Schwankungsbreite ist außerordentlich groß, wobei zur Veranschaulichung eine Untergliederung erforderlich wird. Es wurde daher versucht eine Gruppeneinteilung wie folgt vorzunehmen:

Aufwandsentschädigungen/Beratung - Mitgliederversammlung,
Vorstand, Sitzungsgelder etc.

Personalkosten - Geschäftsführer, Buchhaltung, Lohnverrechnung etc.

Heizung/Strom

Gebühren, Telefon, Post, Funkgebühr, etc.

Verbrauchsmaterial - Bürodienst

Sonstiges z.B. Büromaschinenreparatur u. Service,
Reisekosten, etc.

In Tabelle 2 sind die prozentuellen Anteile der Untergruppen zusammengestellt. Etwa 50 bis 85 % der Verwaltungskosten entfallen auf Aufwandsentschädigungen und Personalkosten. Bezogen auf die im Verhältnis zu den Baukosten aufgeführten Verwaltungskosten ist damit klar erkennbar, daß die Verwaltungsabwicklung uneinheitlich und offenbar teilweise unrationell ist. Das gegebenenfalls fälschlich verstandene Sozialversorgungsdenken sowie

Tab. 2: Verwaltungskosten von Verbänden (VK)

Verband	A	B	C	D	E
VK % d. Verb. Bauk. ^{x)}	0,55	0,70	1,18	0,19	1,66
VK-Anteil KA % Bauk.	0,29	0,32	0,63	0,09	1,17
VK-Anteil SA % Bauk.	0,26	0,38	0,55	0,10	0,49
Aufgliederung VK in % der Jahresverwaltungskosten					
Aufwandsentsch.- Beratung	29,5	22,7	18,7	-	27,8
Personal	35,4	34,3	60,6	51,5	58,7
Heizung/Strom	16,7	11,5	5,4	19,8	5,9
Gebühren, Tel., Post	4,2	10,6	6,6	10,9	2,9
Verbrauchsm.	6,1	10,5	4,1	10,9	2,5
Sonst.	8,1	10,4	4,6	6,9	2,2
Σ	100	100	100	100	100
Anteil Verw. an % Betriebskosten	17	17	30	8	27

Tab. 3: Betriebskosten Verbandskläranlagen (%)

Verband	A	B	C ₁	C ₂	D	E
Bemessungs-EGW in 1000 EGW	50	125/250	25	15	22	32
Belastungs-EGW (15 kg/EGW.a) 1000 EGW	17	84	25	12	21	24
Personalkosten	35,0	30,5	59,7	53,3	34,8	34,3
Stromkosten	44,5	37,1	16,8	26,3	54,7	50,7
Zwischensumme	79,5	67,6	76,5	81,6	89,5	85,0
Rep. + Wartung	2,8	7,9	8,4	7,0	8,3	4,7
Schlamm	3,3	5,9	4,6	4,2	-	5,0
Sonst. /FeSO ₄	11,1	12,5	3,0	1,0	0,5	1,1
Gebühren + Vers.	3,3	6,1	7,5	6,2	1,7	4,2
Σ	100	100	100	100	100	100
Spez. Stromverbr. (kWh/kg BSB ₅)	1,64	1,43	0,56	1,58	1,24	2,24

^{x)} Verwaltungskosten 1961 bezogen auf Investitionssumme bis 31.12.81

die "Verantwortungsabteilung" müssen jedenfalls minimiert werden, soll den in Artikel 126 der Bundesverfassung festgelegten Grundsätzen über die Verwendung von öffentlichen Mitteln voll entsprochen werden. Ein weiterer Eingang auf die sonstigen Untergruppen würde zu weit in Details führen und erscheint nicht notwendig. Abschließend zu den Verwaltungskosten muß jedoch festgestellt werden, daß diese bei den aufgeführten Beispielen einen Bereich von 8 bis 30 % der Gesamtbetriebskosten ausmachen. Selbst bei optimalster und sparsamster Verwaltungsabwicklung (Beispiel D) müssen daher zu den eigentlichen Betriebskosten 10 bis 12 % Verwaltungskosten zugerechnet werden. Die Obergrenze sollte 30 % nicht überschreiten.

Bei den eigentlichen Betriebskosten werden in weiterer Folge die Kosten der Kläranlagen nach den klassischen Gruppierungen näher aufgeteilt (Tab. 3). Bei den bereits höher ausgelasteten Anlagen B, C₁, C₂ und D kann nur unter Vorbehalt eine verfahrensbedingte Anteilsverschiebung interpretiert werden. Markant bei den Personalkosten ist z.B. der Anteil von 53,3 % bei der kleinsten Anlage und 59,7 % bei der Anlage mit beheiztem Faulbehälter und Faulgasnutzung zur Eigenstromerzeugung. Ebenso fällt bei dieser Anlage (C₁) der geringe Stromkostenanteil auf. Der sonstige Stromkostenvergleich ist teilweise durch unterschiedliche Tarifierungen verfälscht. Ein besserer Vergleich ergibt sich aus dem spezifischen Energieverbrauch, der auf die Jahresbelastung bezogen wurde. Hier liegen die Verbrauchswerte bei den Stabilisierungsanlagen zwischen 1,24 kWh/kg BSB₅ und 1,58 kWh/kg BSB₅, bei der Anlage mit Faulung und Gasverwertung bei 0,56 kWh/kg BSB₅. Diese Ermäßigung wird durch Personalkosten wieder aufgewogen. Da die Anlagen erst relativ kurz in Betrieb sind, (1 bis 4 Jahre) kann über den Reparatur- und Wartungsanteil noch wenig ausgesagt werden. Der Schlamm wird größtenteils naß landwirtschaftlich verwertet, nur bei C und E abgepreßt und einer Müllklärschlammkompostierung

zugeführt bzw. deponiert. Die sonstigen Kosten liegen vor allem bei den Anlagen A und B mit Simultanfällung zufolge der Fällmittelkosten etwa 10 % über den Vergleichsanlagen. Der Kostenanteil Gebühren und Versicherungen tritt vielfach durch Sonderversicherungen, z.B. Maschinenbruchversicherung etc. merklich in Erscheinung. Die Verbände scheuen vielfach die Risiken größerer Maschinenreparaturen, da über die kurze Dauer der Eigenmittelaufbringung bisher keine Rücklagenbildung erfolgte.

Die spezifischen Betriebskosten der Verbandskläranlagen sind in Tabelle 4 zusammengestellt. Vergleichsweise wurden auch die valorisierten Baukosten pro EGW (Stand 1981) und der Kapitaldienst aufgeführt. Sowohl Betriebskosten wie Kapitalkosten wurden auf die tatsächliche Jahresbelastung 1981 umgerechnet. In den Vergleichen muß daher auch Anlage A, die gegenwärtig noch unterbelastet ist, herausgelassen werden. Die restlichen Anlagen weisen mit Werten zwischen 58,5 S/EGW.a und 82,1 S/EGW.a trotz der enormen Bandbreite hinsichtlich Auslegungsgröße relativ geringe Unterschiede auf. Markanter schlagen die kapitalisierten Baukosten durch, die bezogen auf EGW bei der kleinsten Anlage etwa doppelt so hoch sind wie bei der größten Anlage. Ebenso liegt die konventionelle Kläranlage mit Faulbehälter und Gasverwertung in den spezifischen Kapitalkosten doppelt so hoch wie die Langzeitbelüftungsanlagen.

Diese Mehrbelastung wird in den ersten 25 Betriebsjahren zumindest bei dem gezeigten Beispiel auch nicht durch ein Sinken des Kapitaldienstes bei gleichzeitigem Anstieg der Betriebskosten wett gemacht. Die Gesamtkosten der Verbandskläranlage liegen bei der Großanlage und bei der Anlage mit den niedersten Verwaltungskosten in der Größenordnung von 105 S/EGW.a. Sie steigen über 124 S/EGW.a zuletzt auf 175 S/EGW.a bei der kleinsten Anlage bzw. der Anlage mit Faulung.

Tab. 4: Spezifische Kosten der Verbandskläranlagen

Verband	A	B	C ₁	C ₂	D	E
Bemessung 1000 EGW in Bau	50	125/250	25	15	22	32
Baukosten S/EGW (valorisiert 1981)	1040	934	2648	1840	1282	986
Exp.Bauk. S/EGW.a	48	30	105	72	55	45
Belastung 1000 EGW (15 kg BSB ₅ /EGW.a) ^{x)}	16,9	83,7	24,8	12	21	23,7
Betriebskosten bez. Belastung S/EGW	107,0	58,50	69,60	82,10	47,60	63,30
Umgerechnet ^{xx)} Exp.Baukosten S/EGW.a auf Belastung 81	142,00	44,80	105,85	90,00	57,60	60,80
Gesamtkosten S/EGW.a bez. Belastung 81 ohne Verwaltung	249,00	103,30	175,45	172,10	105,20	124,10

x) Zur Ermittlung der Jahresbelastung in EGW wurde vom Richtwert des WWF mit 50 m³/EGW.a und 300 mg/l BSB₅ ausgegangen. Durch diese etwa 30 %-ige Reduktion gegenüber der Bemessung werden die tatsächlichen Belastungsspitzen in Einzelperioden, die in der Jahresfracht untergehen, als normale Belastungsschwankungsbreite abgedeckt.

xx) Konsequenterweise wurden auch die Kapitalkosten auf die tatsächliche Auslastung umgerechnet.

Die Gesamtkosten der ausgewählten Verbände wurden in Tabelle 5 getrennt nach Kapitaldienst und Betriebskosten gegenübergestellt. Bezogen wurden die Kosten jeweils auf die tatsächlich investierte Bausumme. Die Kapitalkosten liegen bei vergleichbaren Förderungskonditionen zwischen 5 und 6 % pro Jahr. Die Betriebskosten betragen zwischen 2,5 und 4,1 %/a. Die Gesamtkosten wiederum liegen zwischen 7,5 und nahezu 10 % der Investitionssumme pro Jahr. Im weiteren wurde diese Rechnungsart auf die gesamten Verbandseinzugsgebiete einschließlich der Orstnetze angewandt. Die gegenwärtig vergleichbaren Fälle erfordern jährlich Gesamtkosten von 7,3 bis 8,3 der tatsächlichen Investitionskosten.

4. GESAMTKOSTENENTWICKLUNG

Auf die Entwicklung der Kapitalkosten wurde bereits im ersten Abschnitt eingegangen. Es erscheint daher naheliegend auch einen Überblick über die Betriebskostenentwicklung und die daraus resultierende Gesamtkostenentwicklung zu versuchen. Dies umso mehr, als darauf aufbauend die gesamte Eigenmittelaufbringung, die Einrechnung von künftigen Investitionsrücklagen und zuletzt die Gebührenfrage fußen sollten.

FLÖGL hat festgestellt, daß die Betriebskosten von Kläranlagen im Durchschnitt von 1969 bis 1978 jährlich um 8 % gestiegen sind. Unter der Annahme, daß dies auch für Betriebskosten an Ortsnetzen und Sammlern zutrifft und die gegenwärtige Zinsbelastung wieder absinkt, wurden die Betriebskosten der einzelnen Funktionsgruppen einer Steigerung von 8 % unterzogen. An Hand der nunmehr untersuchten 5 Verbände im ländlichen Raum wurden im Mittel folgende auf die jeweilige Investitionssumme bezogenen Betriebskosten errechnet:

Tabelle 5: Gesamtkosten

Verband	A ^{x)} in Bau	B ^{x)}	C	D	E ^{x)} in Bau
Kapitaldienst Verb. (in % der Bank) %/a	2,3	4,0	5,8	5,0	4,9
Betriebskosten Verb. (in % der Bank) %/a	3,2	4,1	3,8	2,5	5,4
Gesamtkosten Verb. (in % der Bank) %/a	5,5	8,1	9,6	7,5	10,3
Kostensituation Ortsnetz und Verband					
Kapitaldienst %/a (% der Gesamtbank)	4,8	5,1	6,2	6,0	5,8
Betriebskosten %/a (% der Gesamtbank)	1,5	2,5	2,1	1,3	2,8
Gesamtkosten %/a	6,3	7,6	8,3	7,3	8,6
Gesamtkostenanteil an Ortsnetz und Verband					
Ortsnetz %	74	45	54	62	50
Verband %	26	55	46	38	50
Gesamtkosten bezogen auf Belastungs-EGW					
S/EGW.a	858	465	918	676	405
S/m ³ (ohne Fremdwasser) beeinflusst von	17,10 Bau	9,30 Industrie	18,40	13,50	8,10 Industrie bzw. Bau
Betriebskosten Kläranlage (ohne Verwaltung)					
S/EGW.a	107	58,50	73,40	47,60	63,60
% der Gesamtkosten	12,50	12,6	12,5	7	15,7

x) Die Anlagen A, B, E befinden sich in See-einzugsgebieten und werden seitens des WWF günstiger gefördert.

Betriebskosten bei Ortsnetzen	0,68 %/a d. Baukosten
- " - bei Sammlern	1,22 %/a d. Baukosten
- " - bei Kläranlagen	4,48 %/a d. Baukosten
Verwaltungskosten von Verbänden	0,68 %/a d. Verbands- baukosten

Wird die Verwaltung im Verhältnis Sammler und Kläranlageninvestitionskosten diesen zugeschlagen, so ergeben sich

bei Sammlern 1,71 %/a
und bei Kläranlagen 4,85 %/a

Wie bei den Investitionskosten wird angenommen, daß im Gesamteinzugsgebiet des Verbandes

70 % auf Ortsnetze
17 % auf Verbandssammler
und 13 % auf Kläranlagen entfallen.

Die jährlichen Betriebskosten wurden für die Einzelgruppen und den entsprechenden Gesamtanteil unter Berücksichtigung von 8 % Jahressteigerung in Tab. E im Anhang durchgerechnet. Bezogen auf den gegenwärtigen Stand würde damit innerhalb von knapp 31 Jahren eine Verzehnfachung der Kosten eintreten. Die Addition der Kapitaldienstanteile und Betriebskostenanteile ist in Tab. F im Anhang beigelegt. Unter den zuvor angeführten optimalen Voraussetzungen steigen die Finanzerfordernisse im 1. Jahr ab Inbetriebnahme auf 5,4 % der Investitionskosten. Nach Einbeziehung des WWF-Deckungsrücklasses im 1. und im 2. Betriebsjahr steigen die Erfordernisse auf 7,8 % pro Jahr an. In weiterer Folge steigen die Jahresbeiträge trotz sinkender Zinsenbelastung des WWF-Ratenkredites zufolge der höher zu Buche schlagenden Betriebskostenerhöhungen. Die Jahreserfordernisse erreichen bis zum Auslaufen der kürzerfristigen Landesdarlehen im 12. Betriebsjahr bereits etwa 9 %, sinken dann entsprechend auf rund 7,1 % in den folgenden 3 Jahren um danach über

die restliche Laufzeit des WWF-Darlehens für das Ortsnetz (20. Betriebsjahr) auf 9,1 % anzusteigen. Selbst nach Auslaufen der Verbandsdarlehen (25. Betriebsjahr) sinkt der Finanzbedarf nur von 10,4 auf 9,6 % um anschließend mit 8 % jährlich zu steigen. Grob gesprochen müssen ab dem 3. Betriebsjahr bis zum Auslaufen der Darlehen jährlich 8 bis 9 % der Investitionskosten nur für Kapitaldienst und Betriebskosten aufgebracht werden. Investitionsrücklagen sind diesem Betrag noch zuzuzählen.

5. FOLGERUNGEN

In den gewählten Beispielen im ländlichen Raum erfordert die Entsorgung gesamthaft gesehen gegenwärtig Investitionskosten von etwa 9.000 bis 12.000 S pro EGW. Wiederrum auf die Beispiele bezogen entfallen davon etwa 25 bis 35 % auf Verbände, die regionale Sammler und Kläranlagen errichten bzw. betreiben. Die Abwasserreinigungsanlagen selbst erforderten zwischen 12 und 22 % der Gesamtbaukosten.

Bei idealer Bauzeit von 5 Jahren und einem Baukosteneigenmittelerfordernis von insgesamt 15 % für Ortsnetze und 5 % für Verbandsanlagen müssen für die Errichtung je nach Funktionsgruppe jährlich für

Ortsnetze von	4 bis 5,5 % steigend
regionale Sammler von	2 bis 3,5 % steigend
Verbandskläranlagen von	2 bis 3 % steigend

Eigenmittel bereitgestellt werden.

Ab Inbetriebnahme beginnt die Hauptlast des Kapitaldienstes zusätzlich zu den Betriebskosten wirksam zu werden. Bezogen auf die Gesamtbaukosten müssen daher die jährlichen Beitragsleistungen von Baubeginn bis zu Inbe-

triebnahme etwa verdoppelt werden. Bei den Verbandsanlagen alleine erhöht sich dieser Faktor zufolge der günstigen Förderung der Baukosten und dem höheren Betriebskostenanteil auf etwa 4, d.h. nach Inbetriebnahme der Abwasserreinigungsanlage sind etwa jährlich zwischen 8 und 10 % der Verbandsinvestitionskosten aufzubringen.

Die Betriebskosten einschließlich der Verwaltungskosten betragen in den ersten Betriebsjahren etwa 4 % der Baukosten. Auf die Verwaltung alleine entfallen 10 bis 30 % der Betriebskosten. Betriebswirtschaftliche Verwaltungsabwicklung und ein Zusammenschluß zu größeren Verwaltungseinheiten (Dachverbände) sollte hier zu Kostensenkungen führen.

Bezogen auf die Gesamtinvestitionskosten eines EGW betragen die jährlichen Gesamtkosten etwa 800 bis 1000 S. Davon entfallen auf die Abwasserreinigung etwa 100 bis 180 S. Die Betriebskosten liegen zwischen 50 und 80 S/EGW. Umgerechnet auf eine Jahresabwassermenge von 50 m^3 pro EGW bedeutet dies für Neuanlagen

Betriebskosten Abwasserreinigung	1,0 bis 1,6 S/ m^3
Gesamtkosten Abwasserreinigung	2,0 bis 3,6 S/ m^3
Gesamtkosten Entsorgung	16 bis 20 S/ m^3

Einschränkend muß jedoch festgestellt werden, daß dieses Bild nur für junge Anlagen gilt. Mit zunehmender Betriebszeit steigt der Betriebskostenanteil indexmäßig an während der Kapitaldienst sinkt. Bei einer Kostensteigerung von jährlich 8 % liegt der Betriebskostenanteil nach etwa 25 Jahren bei 30 %. Bei kostendeckender Rechnungsart müßten jedoch auch Investitionsrücklagen eingerechnet werden, wodurch der echte Betriebskostenanteil wieder gedrückt wird.

In Hinblick auf vorgenannte Kostensituation sollten die "Wirtschaftlichkeits- und Sparsamkeitsüberlegungen" nicht nur auf Verfahrenswahl, Belüftungswahl etc. bei der Abwasserreinigungsanlage ausgerichtet sein.

Ebenso sollte auf der Seite der kapitalkostenintensiven Kanalisation durch optimale Vorplanungs- und Projektierungsarbeiten (Variantenstudien, Bodenuntersuchungen etc.) die kostengünstigsten Lösungen erarbeitet werden. Bei der Abwasserreinigung sollte schwach belasteten Verfahren, die ganzjährig sichere Reinigungsleistungen und gesicherte niedrigere Ablaufergebnisse gewährleisten, jedenfalls der Vorzug gegeben werden, um durch 1 bis 2 % Kostenrechnungsunterschied nicht den Endzweck, nämlich die Gewässerreinigung, zu gefährden.

Literaturverzeichnis:

- v.d. EMDE, W: Kosten der Abwasserreinigung Wiener Mitteilungen, Bd. 4, Wien 1969
- FLOGL, W.: Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren.
Wiener Mitteilungen, Bd. 36, Wien 1980

OBR Doz.Dipl.-Ing.Dr. Wolfgang STALZER
Amt der Burgenländischen Landesregierung
Gewässeraufsicht
7041 Wulkaprodersdorf

Tabelle A: Eigenmittelerfordernis bei Errichtung von Verbandssammlern (ABA)
(WWF-Richtlinien 1980 und Bgl. Landesförderung) - angenähert,

Finanzierung: 70 % WWF, Verzinsung 1 %, Tilgung 50 Halbjahresraten
15 % GIF - Darlehen, Verzinsung 7,5 %, Laufzeit 15 a, Tilgung 13 a
10 % GIF - Subventionen
5 % Eigenmittel

Annahme: Idealbauzeit 5 Jahre, Bauleistung 20 % pro Jahr, BK Baukosten

Jahr		Subvention GIF-S % d. BK	Kredit		Eigenmittel Bau % d. BK	Zinsen u. Tilgung		Erf. Eigenmittel Gesamt % d. BK	
			WWF % d. BK	GIF-D % d. BK		WWF % d. BK	GIF % d. BK		
1	Bau	5,0	13,0	-	2,0			2,0	
2		4,0	14,0	-	2,0			2,0	
3		1,0	15,0	2	2,0		0,15	2,15	
4				13,1	4,9	2,0		0,52	2,52
5				10,0	8,1	1,9		1,28	3,18
6	Betrieb		2,5			3,51	1,65	2,66	
7			2,4			3,51	1,89	3,00	
8						3,50	1,89	5,39	
9						3,47	1,89	5,36	
10						3,45	1,89	5,34	
14						3,33	1,89	5,22	
17						3,24	1,89	5,13	
18						3,21	1,64	4,85	
19						3,18	1,02	4,20	
20						3,15	-	3,15	

fallend bis zum
30. J. um etwa
0,028 p.a.

Tabelle B: Eigenmittelerfordernis bei Errichtung von Verbandskläranlagen (ARA) (WWF-Richtlinien 1980 und Bgl. Landesförderung) - angenähert
 Eine gemäß Richtlinien 80 vorzunehmende getrennte Tilgung der Kosten der maschinellen Einrichtung (40 Halbjahresraten) wurde in diesem Überblick zunächst vernachlässigt.

Finanzierung: 80 % WWF, Verzinsung 1 %, Tilgung 50 Halbjahresraten

10 % GIF - Subventionen

5 % GIF - Darlehen, Verzinsung 7,5 %, Laufzeit 15 a, Tilgung 13 a

5 % Eigenmittel

Annahme: Idealbauzeit 5 Jahre, Bauleistung 20 % pro Jahr, BK Baukosten

Jahr		Subvention GIF-S % d. BK	Kredit		Eigenmittel Bau % d. BK	Zinsen u. Tilgung		Erf. Eigenmittel Gesamt % d. BK	
			WWF % d. BK	GIF-D % d. BK		WWF % d. BK	GIF % d. BK		
1		4,0	14,0		2,0			2,0	
2		4,0	14,0		2,0			2,0	
3	Bau	2,0	16,0		2,0			2,0	
4			15,4	2,4	2,2		0,18	2,38	
5			15,0	2,6	2,4		0,56	2,96	
6				2,8			4,00	0,63	1,83
7				2,8			4,00	0,63	1,83
8						3,99	0,63	4,62	
9						3,96	0,63	4,59	
10						3,93	0,63	4,56	
14	Betrieb					3,80	0,63	4,43	
18						3,67	0,63	4,30	
19						3,64	0,33	3,97	
20						3,60	-	3,60	

fallend bis zum 30.
 Jahr um ca. 0,033
 p.a.

Tabelle C: Eigenmittelerfordernis bei Errichtung von Ortsnetzen (ABA)
(WWF-Richtlinien 1980 und Bgld. Landesförderung) - angenähert

Finanzierung: 50 % WWF, Verzinsung 2 %, Tilgung 40 Halbjahresraten
25 % GIF - Darlehen, Verzinsung 7,5 %, Laufzeit 15 a, Tilgung 13 a
10 % GIF - Subventionen
15 % Eigenmittel

Annahme: Idealbauzeit 5 Jahre, Bauleistung 20 %p.a., BKBaukosten

Jahr		Subvention GIF - S % d. BK	Kredit		Eigenmittel Bau % d. BK	Zinsen u. Tilgung		Erf. Eigenmittel Gesamt % d. BK
			WWF % d. BK	GIF-D % d. BK		WWF % d. BK	GIF % d. BK	
1	Bau	5,0	11,0		4,0			4,0
2		5,0	11,0		4,0			4,0
3			11,0	5,0	4,0		0,38	4,38
4			11,5	5,0	3,5		0,76	4,26
5			2,0	15,0	3,0		2,51	5,51
6	Betrieb		2,0			3,54	3,14	4,68
7			1,5			3,49	3,15	5,14
8						3,47	3,15	6,62
9						3,41	3,15	6,56
10						3,36	3,15	6,51
14						3,15	3,15	6,30
17						3,00	3,15	6,15
18						2,95	2,52	5,47
19						2,89	1,89	4,78
20						2,84	-	2,84
								fallend bis zum 25. J. um ca. 0,052 p.a.

Tabelle D: Eigenmittelerfordernis bei Errichtung von Verbandskläranlagen und Ortsnetzen.

Annahme: Ortsnetzanteil an Gesamtinvestition 70 %

Verbandssammleranteil 17 %

Kläranlagenanteil 15 %

Finanzierung wie in Tab. A,B, u. C zusammengestellt, gleichzeitiger Baubeginn und Idealbauzeit von 5 Jahren.

BK.....Baukosten des jeweiligen Anlagenanteiles, GBK.....Gesamtbaukosten

Jahr		Ortsnetz		Verbandssammler		Kläranlage		Gesamt % d. GBK
		% d. BK	% d. BK	% d. BK	% d. GBK	% d. BK	% d. GBK	
1	Bau	4,0	2,80	2,0	0,34	2,0	0,26	3,40
2		4,0	2,80	2,0	0,34	2,0	0,26	3,40
3		4,38	3,07	2,15	0,37	2,0	0,26	3,70
4		4,26	2,98	2,52	0,43	2,38	0,31	3,72
5		5,51	3,85	3,16	0,54	2,96	0,38	4,77
6	Betrieb	4,68	3,28	2,66	0,45	1,83	0,24	3,97
7		5,14	3,60	3,00	0,51	1,83	0,24	4,35
8		6,62	4,63	5,39	0,92	4,62	0,60	6,15
9		6,56	4,59	5,36	0,91	4,59	0,60	6,10
10		6,51	4,55	5,34	0,91	4,56	0,59	6,05
14		6,30	4,41	5,22	0,89	4,43	0,58	5,88
17		6,15	4,31	5,13	0,87	4,33	0,56	5,74
18		5,47	3,83	4,85	0,82	4,30	0,56	5,21
19		4,78	3,35	4,20	0,71	3,97	0,52	4,58
20		2,84	1,99	3,15	0,54	3,60	0,47	3,00

Tabelle E: Betriebskostenentwicklung in% der Baukosten
(jährliche Steigerung angenommen nach FLOGL 8%)
Ausgangsbasis Stand 1981,
Vergleichsübersicht 5 Verbände im landlichen
Raum.

Ausgangswerte:

Betriebskosten von ON in % der Bauk.-Mittel-0,68

Betriebskosten von SA in % - " - 1,22

Betriebskosten von KA in % - " - 4,48

Verwaltungskosten von Verb. in % der Verb. Bank
0,86

(Umlegung der Verwaltung auf SA u. KA)

$$SA: 1,22 + \frac{17}{17+13} \cdot 0,86 = 1,71$$

$$KA: 4,48 + \frac{13}{17+13} \cdot 0,86 = 4,85$$

BK.....Baukosten der Funktionsgruppe

GBK Gesamtbaukosten im Verbandsein-
zugsgebiet

Laufzeit (Jahre)	Ortsnetze		Verbandssammler		Fläranlage		Gesamt % GBK
	% BK	% GBK	% BK	% GBK	% BK	% GBK	
1	0,68	0,48	1,71	0,29	4,85	0,63	1,40
2	0,73	0,51	1,85	0,31	5,23	0,68	1,50
3	0,79	0,55	1,99	0,34	5,66	0,74	1,63
4	0,85	0,60	2,15	0,37	6,11	0,79	1,76
5	0,92	0,64	2,33	0,40	6,60	0,86	1,90
6	1,00	0,70	2,51	0,43	7,13	0,93	2,06
7	1,08	0,76	2,71	0,46	7,70	1,00	2,22
11	1,47	1,03	3,69	0,63	10,47	1,36	3,02
12	1,59	1,11	3,99	0,68	11,31	1,47	3,26
16	2,16	1,51	5,42	0,92	15,39	2,00	4,43
17	2,33	1,63	5,85	0,99	16,62	2,16	4,78
18	2,52	1,76	6,32	1,07	17,95	2,33	5,16
19	2,72	1,90	6,82	1,16	19,39	2,52	5,58
20	2,94	2,06	7,37	1,25	20,93	2,72	6,03
21	3,17	2,22	7,96	1,35	22,61	2,94	6,51
22	3,43	2,40	8,60	1,46	24,42	3,17	7,03
23	3,70	2,59	9,29	1,58	26,38	3,43	7,60
24	4,00	2,80	10,03	1,71	28,49	3,70	8,21
25	4,32	3,02	10,83	1,84	30,76	4,00	8,86
26	4,66	3,26	11,70	1,99	33,23	4,32	9,57
27	5,04	3,53	12,64	2,15	35,88	4,66	10,34

Tabelle F: Gesamtkostenentwicklung in % der Gesamtbaukosten (Eigenmittelbedarf u. Kapitaldienst nach Tab. D, Betriebskosten nach Tab. E)

KD Kapitaldienst bzw. Eigenmittelbedarf für Bau

BK Betriebskosten

Laufzeit Jahr	Ortsnetz		Sammler		Kläranlage		Gesamt %
	KD %	BK %	KD %	BK %	KD %	BK %	
1	2,80		0,34		0,26		3,40
2	2,80		0,34		0,26		3,40
3	3,07		0,37		0,26		3,70
4	2,98		0,43		0,31		3,72
5	3,85		0,54		0,38		4,77
6	3,28	0,48	0,45	0,29	0,24	0,63	5,37
7	3,60	0,51	0,51	0,31	0,24	0,68	5,85
8	4,63	0,55	0,92	0,34	0,60	0,74	7,78
9	4,59	0,60	0,91	0,37	0,60	0,79	7,86
10	4,55	0,64	0,91	0,40	0,59	0,86	7,95
11	4,52	0,70	0,91	0,43	0,59	0,93	8,08
14	4,41	0,88	0,89	0,54	0,58	1,17	8,47
17	4,31	1,11	0,87	0,68	0,56	1,47	9,00
18	3,83	1,99	0,82	0,73	0,56	1,59	8,72
19	3,35	1,30	0,71	0,79	0,52	1,71	8,38
20	1,99	1,40	0,54	0,85	0,47	1,85	7,10
21	1,95	1,51	0,58	0,92	0,46	2,00	7,42
24	1,84	1,90	0,73	1,16	0,45	2,52	8,62
25	1,31	2,03	0,75	1,25	0,44	2,72	9,07
26		2,22	0,85	1,35	0,44	2,94	7,80
27		2,40	0,92	1,46	0,43	3,17	8,38
28		2,59	0,99	1,58	0,43	3,43	9,02
29		2,80	1,07	1,71	0,42	3,70	9,70
30		3,02	1,16	1,84	0,41	4,00	10,43
31		3,26		1,99		4,32	9,57
32		3,53		2,15		4,66	10,34

SIEBEN ÖSTERREICHISCHE KLÄRANLAGEN
PROBLEME, ERFAHRUNGEN UND BETRIEBSERGEBNISSE

Werner Lengyel

Für den planenden Ingenieur bedeutet es immer einen erregenden Augenblick, den ersten Vergleich der charakteristischen Daten einer in Betrieb gegangenen Anlage mit jenen der Planungsvorstellung zu vergleichen.

Als vor rd. 25 Jahren die ersten größeren Kläranlagen geplant wurden, war es nicht üblich, Voruntersuchungen anzustellen oder Pilotanlagen zu betreiben. Man mußte sich auf oft unzureichende Wassermengenmessungen und nur stichprobenartig vorliegende Abwasseruntersuchungen stützen. Der Großteil der Anlagen wurde zu dieser Zeit zunächst nur im mechanischen Teil ausgebaut, so daß hinsichtlich der Reinigungsleistung keine allzugroßen Fehler begangen werden konnten.

Bei biologischen Kläranlagen, vor allem bei den heute wesentlich höher geschraubten Reinigungsanforderungen und der wegen der zunehmenden Chemisierung schwieriger werdenden biochemischen Abbauprozesse, müssen eingehende Voruntersuchungen angestellt werden. Bei großen Kläranlagen werden halbtechnische Versuchsanlagen mindestens mehrere Monate betrieben (Kläranlage Linz, Kläranlage des Abwasserverbandes Lavanttal etc.) und trotzdem kann nach Ende der Bauzeit und Betriebsbeginn eine Veränderung in den Basiswerten eingetreten sein, die zu einem Mißerfolg führen kann.

Bei den sieben im Folgenden vorgestellten Anlagen handelt es sich um eine Anlage mit aerober Schlammstabilisierung, zwei Tropfkörperanlagen und sechs Anlagen mit anaerober Schlammstabilisierung.

Die Anlagen umspannen Anschlußgrößen von 20.000 - 200.000 EGW und sind zum Teil seit 15 Jahren in Betrieb. Die Anlagen werden bestens betreut und erfüllen im wesentlichen die an sie gestellten Anforderungen. Einige Anlagen sind weit davon entfernt, optimal betrieben zu werden, da die verschiedensten Einflüsse - meist vom Wartungspersonal her - zu scheinbar "günstigeren" Betriebsergebnissen führen.

Obwohl vom Österr. Wasserwirtschaftsverband sehr viel für die Ausbildung des Klärpersonals getan wird, mangelt es sehr häufig an einer optimalen Einstellung des Klärprozesses und einer raschen Anpassung bei Änderungen an der Zusammensetzung bzw. Menge des Abwassers.

Die 7 ausgewählten Kläranlagen lassen sich in 6 verschiedene Grundtypen gliedern:

- Type A: Belebungsanlage im Klärblock, ohne Vorreinigung, mit getrennter aerober Schlammstabilisierung, Belüftung durch Bürsten.
- Type B: Kombiniertes Emscherbrunnen mit Tropfkörper, Dauerbeschickung mit wechselndem Rücklaufverhältnis.
- Type C: Vorreinigung, Tropfkörper mit intermittierender Beschickung, beheizter Schlammfaulraum.
- Type D: Vorbelüftung, Vorreinigung, Belebungsanlage mit feinblasiger Belüftung, beheizter Schlammfaulraum, Gasbehälter, Gebläseantrieb durch Gasmotoren.
- Type E: Vorreinigung, Belebungsanlage mit Düsenstrahlbelüftung, beheizter Faulraum, Gasbehälter, Gebläseantrieb durch Gasmotoren, Antrieb der Treibwasserpumpen durch E-Motoren.
- Type F: Regenausgleichsbecken, Vorbelüftung, Vorreinigung und Belebungsanlage mit Schachtelbecken mit feinblasiger Belüftung, beheizter Faulraum, Gasbehälter, Gebläseantrieb durch Gas- und E-Motoren.

Beschreibung der Kläranlage Feldkirchen

Bauherr: Wasserverband Ossiacher See mit Sitz in Feldkirchen, Kärnten.

Vorfluter: Glan.

Baujahr: 1972

Anhand des Lageplanes kann der grundsätzliche Aufbau der Kläranlage ersehen werden. Im Regenüberfall (1) wird die mehr als doppelte Trockenwettermenge abgeworfen und den Regenretentionsbecken (11) zugeleitet. Im Betriebsgebäude (9) befindet sich auch die Rechenhalle (2) und das Regenwasserpumpwerk, welches nach Beendigung des Regens das Wasser aus den Retentionsbecken in den Zulauf der Kläranlage hebt. Der Sandfang (3) ist als Längssandfang ausgebildet. Ein tangentiell angeströmtes Verteilbauwerk (4) verteilt den Abwasserstrom auf zwei Klärblöcke (5). Das Abwasser wird dem äußersten konzentrischen Ring des Klärbeckens zugeleitet, welcher als Belebungsbecken ausgebildet ist. Durch Öffnungen in der Trennwand zum zweiten Ring strömt das Abwasser in das Nachklärbecken, wo es im schräg aufsteigenden Strom gereinigt wird. Der innerste Behälter ist als Schlammstabilisierungsbecken ausgebildet. Über dem gesamten Durchmesser des Klärblockes ist eine sich dauernd drehende Brücke angeordnet, auf welcher zwei Mammutrotoren für die Belüftung des Belebungsbeckens, zwei Belüftungsbürsten für den Sauerstoffeintrag ins Stabilisierungsbecken sowie Räumler für das Nachklärbecken und das Stabilisierungsbecken und die erforderlichen Rücklaufschlamm-pumpen montiert sind. Im Schlammeindicker (6) wird der Schlamm aus dem Schlammstabilisierungsbecken eingedickt und schließlich auf die Schlammteiche (7) gepumpt.

Die Kläranlage Feldkirchen reinigt seit 1972 die anfallenden Abwässer zufriedenstellend, wengleich der spezifische Stromverbrauch verhältnismäßig hoch ist.

KLÄRANLAGE FELDKIRCHEN

Type: A

Kurzbeschreibung:

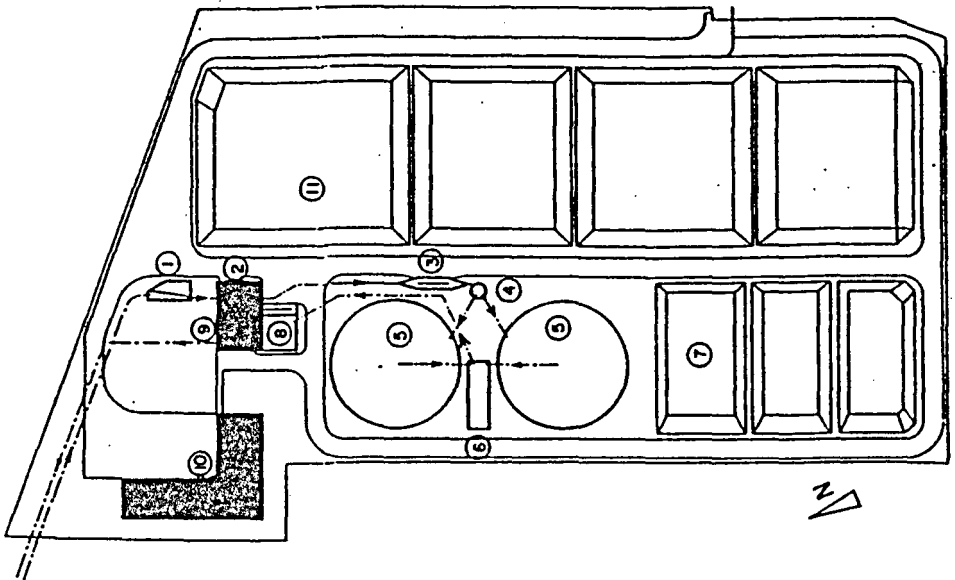
Belebungsanlage im Klärblock, ohne Vorreinigung, mit getrennter aerober Schlammstabilisierung, Belüftung durch Bürsten.

Basisdaten:

Anschlußgröße		EGW	20.000
Abwassermenge	Q_d	l/EGW.d	200
Schlammmenge	Q_{SCH}	l/EGW.d	4
Gesamtanschlußwert	PA_S	W/EGW	6,3
Anschlußwert von Gasmotoren	PA_M	W/EGW	-
Gesamtnutzraum	V_S	l/EGW	126
Nutzraum Biologie	V_B	l/EGW	58
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH}	l/EGW	12
Gesamtbaukosten	K_S	€/EGW	980
spezifische Nutzraumkosten	K_M	€/m ³	7.780

Legende zum Lageplan:

- 1 Regenüberfall
- 2 Rechenhalle
- 3 Sandfang
- 4 Verteilbauwerk
- 5 Klärblock
- 6 Schlammeindicker
- 7 Schlampteiche
- 8 Abwasserpumpwerk
- 9 Betriebsgebäude
- 10 Werkstätten, Garagen
- 11 Regenretentionsbecken



0 50m

LAGEPLAN KL. A. FELDKIRCHEN

Beschreibung der Kläranlage Schwanenstadt

Bauherr: Abwasserverband Schwanenstadt und Umgebung mit Sitz in Schwanenstadt, O. Ö.

Vorfluter: Ager.

Baujahr: 1978.

Das Hauptbauwerk der Anlage ist der zweiteilig ausgeführte kombinierte Emscherbrunnen. Über jeweils einem Schlammfaulraum befinden sich zwei Emscherrinnen, die unter Wasser miteinander verbunden sind.

Die Wartung und Überwachung der Anlage ist einfach, die Reinigungsleistung sehr gut. Dadurch daß die Förderleistung der Tropfkörperpumpen konstant bleibt, verändert sich bei wechselndem Zufluß das Rückpumpverhältnis. Bei Eintreten von Regenwetter wird der Zufluß zum Absetzbeckengerinne größer und bei gleichbleibender Tropfkörperbeschickung dreht sich die Strömung zwischen den Emscherbrunnengerinnen um, so daß sich in diesem Fall die Absetzzeit optimal auf die beiden Gerinne aufteilt. Bei Ausfall der Tropfkörperpumpe verdoppelt sich schlagartig die Absetzzeit für das zulaufende Abwasser.

Auf dem Lageplan ist die grundsätzliche Anordnung der Bauwerke zu ersehen. Im Betriebsgebäude (2) ist auch der automatische Rechen sowie die Sandwascheinrichtung untergebracht. Ein Rundsandfang (3) befindet sich vor dem kombinierten Emscherbrunnen (4). Der Tropfkörper (5) ist als Doppelkörper mit zwei Drehsprengern ausgerüstet.

Die Kläranlage arbeitet zufriedenstellend, u. zw. sowohl im kontinuierlichen als auch im diskontinuierlichen Betrieb. Durch entsprechende Schieberstellungen kann auch jedes beliebige Rücklaufverhältnis eingestellt werden. Zurzeit beträgt wegen hydraulischer Unterbelastung der Anlage das Rücklaufverhältnis etwa 1 : 6. Der Stromverbrauch liegt pro Tag bei kontinuierlichem Betrieb bei etwa 600 kWh und wird auch bei Vollausslastung der Anlage nicht ansteigen. Beim derzeitigen intermittierenden Betrieb werden nur 200 kWh täglich verbraucht.

KLÄRANLAGE SCHWANENSTADT

Type: B

Kurzbeschreibung:

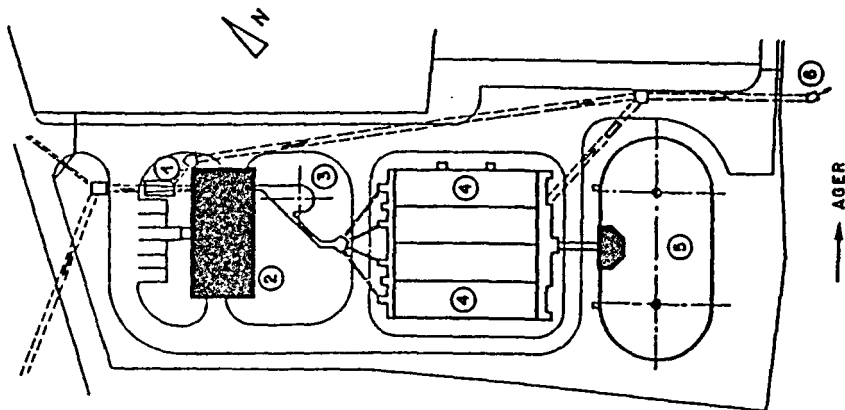
Kombinierter Emscherbrunnen mit Tropfkörper, Dauerbeschickung mit wechselndem Rücklaufverhältnis.

Basisdaten:

Anschlußgröße		EGW	20.000
Abwassermenge	Q_d	1/EGW.d	250
Schlammmenge	Q_{SCH}	1/EGW.d	1,5
Gesamtanschlußwert	P_{aS}	W/EGW	2,43
Anschlußwert von Gasmotoren	P_{aH}	W/EGW	-
Gesamtnutzraum	V_S	1/EGW	291
Nutzraum Biologie	V_B	1/EGW	126
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH}	1/EGW	50
Gesamtbaukosten	K_S	5/EGW	1.080
spezifische Nutzraumkosten	K_M	5/m ³	3.710

Legende zum Lageplan:

- 1 Regenüberfall
- 2 Betriebsgebäude mit Rechenhalle
- 3 Sandfang
- 4 kombinierter Emscherbrunnen
- 5 Tropfkörper
- 6 Auslaufkanal



0 30m

LAGEPLAN KL. A. SCHWANENSTADT

Beschreibung der Kläranlage Ternitz

Bauherr: Stadtgemeinde Ternitz, N. Ö.

Vorfluter: Schwarza.

Baujahr: 1976.

Bei der Kläranlage Ternitz handelt es sich um eine klassische Tropfkörperanlage mit Schlammfäulung. Die Vorreinigung wird in Längsbecken vollzogen, das mechanisch gereinigte Abwasser auf freistehende Tropfkörper, welche abgedeckt sind, gepumpt. Die Nachreinigung wird in rechteckigen Dortmundbecken im aufsteigenden Strom vollzogen. Der Nachklärschlamm und der Primärschlamm werden in außen liegenden Wärmetauschern erwärmt und dem Faulraum zugeführt. Das entstehende Gas wird ohne Reinigung direkt in einem Kessel verfeuert. Überschüssiges Gas wird abgefackelt.

Im Lageplan ist die grundsätzliche Anordnung der Bauwerke am Ufer der Schwarza zu ersehen. Im Regenüberfall (1) werden bei Regenwetter Mischwässer direkt in die Schwarza abgeworfen. Der Rechen (2) ist in einem Haus untergebracht, in welchem sich auch die Sandwaschvorrichtung des Sandfanges (3) befindet. Die Absetzanlage (4) liegt parallel zum Schwarzaufer. Die Tropfkörper (5) sowie das Betriebsgebäude (9) und der Faulraum (10) sind in der nordwestlichen Ecke des Kläranlagengeländes situiert. Zwischen Tropfkörper und Vorklärbecken befinden sich die Nachklärbecken (6). Der Nachfaulraum (11) stammt aus einem früheren Ausbau der Anlage, wo er als offener Faulraum diente. Ausgefaulter Schlamm wird auf den Schlamnteichen (12) natürlich entwässert.

KLÄRANLAGE TERNITZ

Type: C

Kurzbeschreibung:

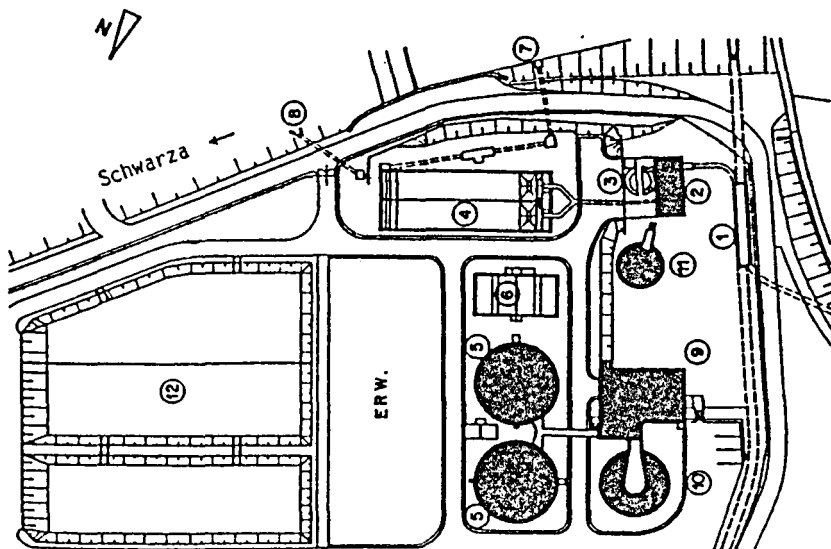
Vorreinigung, Tropfkörper, intermittierende Beschickung, beheizter Schlammfaulraum.

Basisdaten:

Anschlußgröße	EGW	32.000
Abwassermenge	Q_d l/EGW.d	200
Schlammmenge	Q_{SCH} l/EGW.d	1,5
Gesamtanschlußwert	P_{aS} W/EGW	3,11
Anschlußwert von Gasmotoren	P_{aM} W/EGW	-
Gesamtnutzraum	V_S l/EGW	166
Nutzraum Biologie	V_B l/EGW	86
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH} l/EGW	31
Gesamtbaukosten	K_S S/EGW	914
spezifische Nutzraumkosten	K_M S/m ³	5.510

Legende zum Lageplan:

- 1 Regenüberfall
- 2 Rechenhaus
- 3 Sandfang
- 4 Absetzbecken
- 5 Tropfkörper
- 6 Nachklärbecken
- 7 Auslauf bei Niedrigwasser
- 8 Auslauf bei Hochwasser
- 9 Betriebsgebäude
- 10 Faulraum
- 11 Naheindicker



0 30 m

LAGEPLAN KL.A. TERNITZ

Beschreibung der Kläranlage Stockerau

Bauherr: Stadtgemeinde Stockerau, N. Ö.

Vorfluter: Donau.

Baujahr: 1977.

Am Hochwasserschutzdamm zur Donau befindet sich im Gerinne des Göllersbaches eine Schleusenanlage. Bei Hochwasser muß diese Schleuse geschlossen werden, so daß der Göllersbach keine Vorflut mehr hat. Bevor die Kanalisation Stockerau ausgebaut wurde, kamen die in Hauskläranlagen gereinigten Abwässer in diesen Göllersbach. Beim Hochwasser im Jahr 1955 traten gleichzeitig starke Niederschläge auf, so daß ein provisorisches Pumpwerk zum Überpumpen des Regenwassers errichtet werden mußte. Die damals fliegend eingesetzten Abwasserpumpen wurden in der Folge in einem Bauwerk aufgestellt und ein provisorisches Klärbecken errichtet. In das Klärbecken wurden drei schwimmende Kreisel installiert, um durch Sauerstoffeintrag Geruchsbelästigungen zu verhindern. Der Betrieb dieses Beckens gab allerdings zu Beschwerden Anlaß, so daß die moderne Kläranlage Stockerau errichtet wurde.

Bei den Anlagenteilen der Kläranlage Stockerau handelt es sich um konventionelle Bauwerke in der Wasserlinie, wobei allerdings die Belebungs- und Nachklärbecken in Blockbauweise errichtet sind. Das ursprüngliche provisorische Klärbecken wurde so adaptiert, daß es als Ausgleichs- und/oder Vorbelüftungsbecken verwendet werden kann. Eine Gasmotorenanlage treibt die erforderlichen Gebläse für die Verdichtung der Luft an. Die Abwärme der Gasmotoren wird zur Erwärmung des Schlammes und zur Deckung der Wärmeverluste verwendet.

KLÄRANLAGE STOCKERAU

Type: D

Kurzbeschreibung:

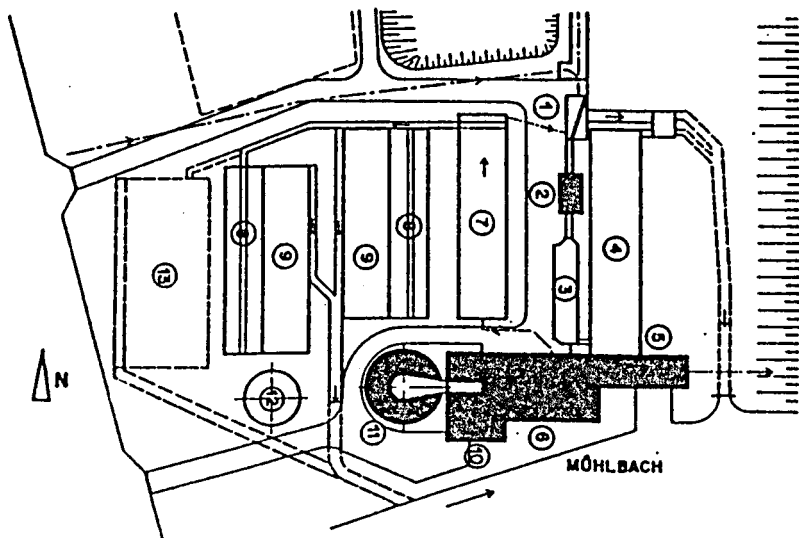
Vorreinigung, Vorbelüftung, Belebungsanlage (feinblasig, $B_p = 0,85$), beheizter Schlammfaulraum, Gasbehälter, Gebildeantrieb durch Gasmotoren.

Basisdaten:

Anschlußgröße	EGW	30.000
Abwassermenge	Q_d l/EGW.d	300
Schlammmenge	Q_{SCH} l/EGW.d	2,0
Gesamtanschlußwert	Pa_S W/EGW	6,67
Anschlußwert von Gasmotoren	Pa_M W/EGW	4,0
Gesamtnutzraum	V_S l/EGW	164
Nutzraum Biologie	V_B l/EGW	47
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH} l/EGW	33
Gesamtbaukosten	K_S S/EGW	1.300
spezifische Nutzraumkosten	K_M S/m ³	7.930

Legende zum Lageplan:

- 1 Regenüberfall
- 2 Rechenhaus
- 3 Sandfang
- 4 Vorbelüftungs- und Ausgleichsbecken
- 5 Abwasser- und Hochwasserpumpwerk
- 6 Betriebsgebäude
- 7 Absetzbecken
- 8 Belebungsbecken
- 9 Nachklärbecken
- 10 Eindicker, Schlammumpwerk
- 11 Faulraum
- 12 Gasbehälter
- 13 Erweiterung
- 14 Schlammteich



LAGEPLAN KL.A. STOCKERAU

Beschreibung der Kläranlage Baden

Bauherr: Kurstadt Baden, N. Ö.

Vorfluter: Schwechat.

Baujahr: 1965.

Da seit dem ersten Ausbau der Anlage zu Beginn dieses Jahrhunderts ein sehr großes Längsbecken in durchaus erhaltungswürdigem Zustand vorhanden war, konnte ein Regenklär- und -retentionsbecken eingerichtet werden und damit bei Trockenwetter ein vollständiger Tagesausgleich erzielt werden. Im Zulauf zum Absetzbecken ist ein Regelschieber eingebaut, der während der Tagesstunden nur eine bestimmte Abwassermenge zulaufen läßt, während die darüber liegenden Abwassermengen dem Retentionsbecken zugeleitet werden. Während der Nacht wird der Zulauf zum Absetzbecken entsprechend der Förderleistung einer Schneckenpumpe, die das gespeicherte Wasser in das Vorklärbecken hebt, gedrosselt. Als Belebungsbecken wurde die klassische Form eines Belebungsbeckens mit feinblasiger Belüftung gewählt. Beim Schlammfaulraum I wurde eine innen liegende Heizfläche zur Erwärmung des Schlammes eingebaut und der Schlammfaulraum II mit flacher Sohle und Gasumwälzung errichtet.

Im Lageplan ist die für Baden charakteristische L-förmige Anordnung der Beckengruppe zu ersehen, die sich aus dem Vorhandensdin des großen Faulbeckens aus dem ersten Ausbau ergeben hat.

Die Reinigungsleistung der Kläranlage Baden hat mit der 1981 abgeschlossenen Erweiterung auf 45.000 EGW wieder hervorragende Werte erreicht.

KLÄRANLAGE BADEN

Type: D

Kurzbeschreibung:

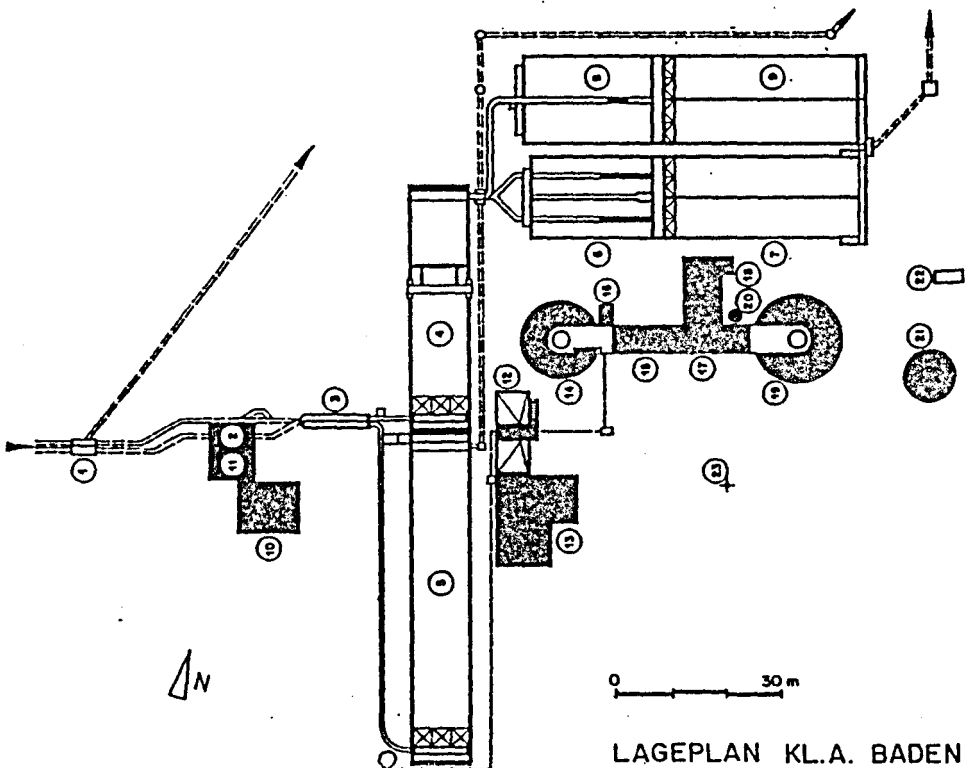
Vorreinigung mit Tagesmengenausgleich, Belebungsanlage (feinbläsig, $B_{10} = 1,23$), beheizter Faulraum, Gebläseantrieb durch Gasmotoren.

Basisdaten:

	EGW	30.000	45.000
Anschlußgröße			
Abwassermenge	Q_d 1/EGW.d	333	250
Schlammmenge	Q_{SCH} 1/EGW.d	1,6	1,6
Gesamtanschlußwert	Pa_S W/EGW	5,78	5,62
Anschlußwert von Gasmotoren	Pa_M W/EGW	-	1,28
Gesamtnutzraum	V_S 1/EGW	83	160
Nutzraum Biologie	V_B 1/EGW	23	96
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH} 1/EGW	33	54
Gesamtbaukosten	K_S S/EGW	798	1.078
spezifische Nutzraumkosten	K_M S/m ³	9.610	7.662

Legende zum Lageplan:

- | | |
|------------------------------------|----------------------------|
| 1 Regenüberfall | 13 Schlammwässerung |
| 2 Rechenhaus | 14 Faulanlage |
| 3 Sandfang | 15 Gebläsehaus |
| 4 Absetzbecken | 16 Kesselhaus |
| 5 Regenklär- und -retentionsbecken | 17 Gebläsehaus |
| 6 Belebungsbecken | 18 Verdampfungsraum |
| 7 Nachklärbecken | 19 Faulanlage, Erweiterung |
| 8 Belebungsbecken, Erweiterung | 20 Gaseschweifler |
| 9 Nachklärbecken, Erweiterung | 21 Gasbehälter |
| 10 Betriebsgebäude | 22 Flüssiggasbehälter |
| 11 Betriebsgebäude, Erweiterung | 23 Gasfackel |
| 12 Schlammelndicker | |



LAGEPLAN KL.A. BADEN

Beschreibung der Kläranlage Traunsee-Nord

Bauherr: Reinhaltungsverband Kläranlage Traunsee-Nord mit Sitz in Gmunden, O. Ö.

Vorfluter: Traun.

Baujahr: 1974/1978.

In der Kläranlage Traunsee-Nord wurde erstmals in Österreich eine Schlammvorpasteurisierung installiert und auch erstmals als Belüftungsanlage das Düsenstrahlverfahren verwendet. Die Vorklärung erfolgt in Längsbecken, die Belebungsbecken sind als Rechteckbecken ohne jegliche Einbauten oder Leiteinrichtungen ausgebildet. Als Nachklärbecken dienen Längsbecken mit Bandräumern. Eingedickter Frischschlamm wird zunächst über einen Schlamm-Schlammwärmetauscher geleitet, wo der Frischschlamm die Wärme des bereits pasteurisierten Schlammes zum Teil übernimmt. In einem darauffolgenden Wärmetauscher Schlamm-Wasser wird die Pasteurisierungstemperatur von 70⁰ erreicht. Im anschließenden Verweilbehälter hält sich der Schlamm rd. 20 Minuten auf und wird dann über den Schlammwärmetauscher I in den Faulraum gepumpt. Entstehendes Klärgas wird gereinigt, gespeichert und dient zum Antrieb der Gasmotoren-Gebläsesätze. Beim Düsenstrahlverfahren muß etwa die Hälfte der für den Sauerstoffeintrag erforderlichen Energie als Antriebsenergie für die Treibwasserpumpen (in diesem Fall wird Rücklaufschlamm als Treibflüssigkeit verwendet) und die andere Hälfte als Antriebsenergie für die Gebläse aufgewendet werden.

Type: E

Kurzbeschreibung:

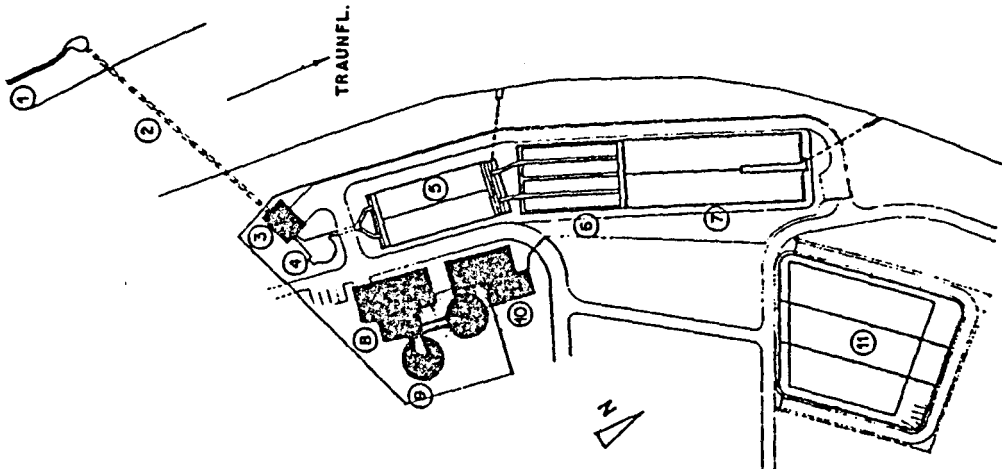
Vorreinigung, Belebungsanlage (Düsenstrahlbelüftung, $B_D = 1,05$), beheizter Faulraum, Gasbehälter, Gebläseantrieb durch Gasmotoren, Treibwasserpumpen durch E-Motoren.

Basisdaten:

Anschlußgröße	EGW	75.000
Abwassermenge	Q_d l/EGW.d	160
Schlammmenge	Q_{SCH} l/EGW.d	1,6
Gesamtanschlußwert	Pa_S W/EGW	4,86
Anschlußwert von Gasmotoren	Pa_M W/EGW	2,93
Gesamtnutzraum	V_S l/EGW	125
Nutzraum Biologie	V_B l/EGW	38
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH} l/EGW	28
Gesamtbaukosten	K_S S/EGW	865
spezifische Nutzraumkosten	K_M S/m ³	6.920

Legende zum Lageplan:

- 1 linker Hauptsammelkanal
- 2 Düker
- 3 Rechenhaus
- 4 Sandfang
- 5 Absetzbecken
- 6 Belebungsbecken
- 7 Nachklärbecken
- 8 Betriebsgebäude
Eindicker, Pumpenhaus
Schlammpasteurisierung
- 9 Faulräume
- 10 Schlammwässerungsanlage und Gasmotorenstation
- 11 Schlammteiche



0 50 m

LAGEPLAN KL.A. TRAUNSEE-NORD

Beschreibung der Kläranlage Klagenfurt

Bauherr: Wasserverband Wörthersee-Ost mit Sitz in Klagenfurt, Kärnten.

Vorfluter: Glanfurt.

Baujahr: 1967.

In der Kläranlage Klagenfurt wurden erstmals in Österreich 1967 Schachtelbecken in Betrieb genommen, bei welchen das Abwasser auf einem radial von innen nach außen verlaufenden Weg sowohl mechanisch als auch biologisch gereinigt wird. Da im Stadtgebiet von Klagenfurt noch zahlreiche Hauskläranlagen in Betrieb waren, mußten Vorbelüftungsbecken vorgesehen werden. Das Abwasser gelangt tangentiell in die kegelstumpfförmigen Vorbelüftungsbecken und wird durch schwimmende Kreisel belüftet. Das Abwasser wird durch eine Dükeranlage vom Vorbelüftungsbecken in das Zentrum der Schachtelbecken geleitet, durchströmt das zentrisch angeordnete Absetzbecken, fällt in ein kreisringförmiges Belebungsbecken mit feinblasiger Belüftung über und erfährt die Nachreinigung im äußersten Ring im aufsteigenden Strom, nachdem es durch eine Tauchwand nach unten geleitet wurde. Die Schlammfaulanlage wurde als klassische Anlage mit Faulgasverwertung ausgebildet. Der erste Faulgasmotor wurde auf der Kläranlage Klagenfurt 1967 in Betrieb genommen.

Der Lageplan zeigt die funktionelle Anordnung der einzelnen Bauwerke.

Die Kläranlage arbeitet zufriedenstellend, wurde eingehend untersucht und begutachtet. Mit zunehmender Belastung durch die Kanalisation des Wasserverbandes Wörthersee-Ost wird sie in den nächsten Jahren erweitert werden müssen. In energiewirtschaftlicher Hinsicht erreicht die Kläranlage Klagenfurt Spitzenwerte.

Type: F

Kurzbeschreibung:

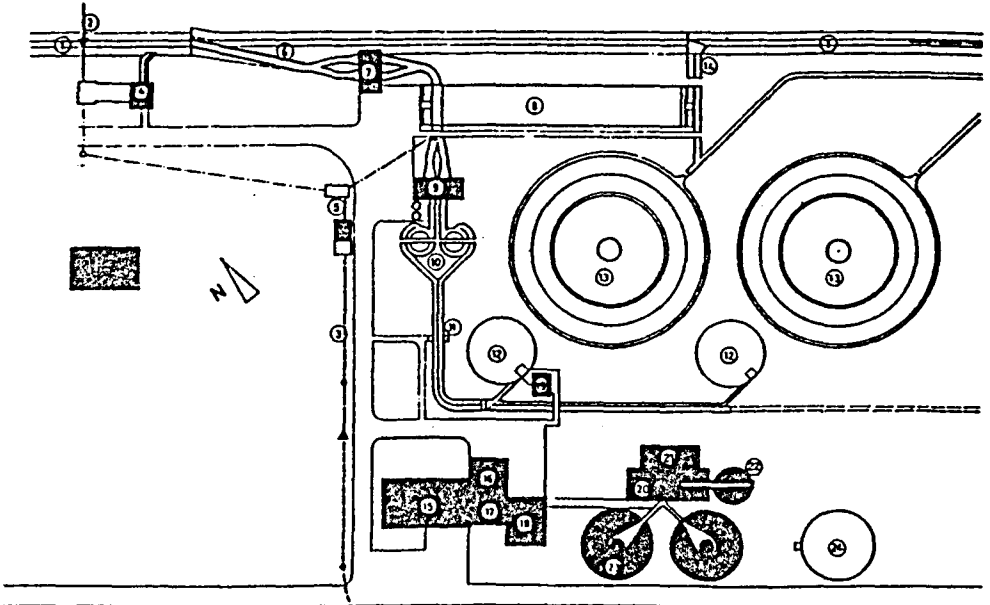
Regenausgleichsbecken, Vorbelüftung, Voreinreinigung und Belebungsanlage im Schachtelbecken (feinblasig, $B_{\beta} = 1,86$), beheizter Faulraum, Gasbehälter, Gebläseantrieb durch Gas- und E-Motoren.

Basisdaten:

Anschlußgröße	EGW	200.000
Abwassermenge	Q_d 1/EGW.d	200
Schlammmenge	Q_{SCH} 1/EGW.d	2,76
Gesamtanschlußwert	P_{AS} W/EGW	3,89
Anschlußwert von Gasmotoren	P_{GM} W/EGW	1,68
Gesamtnutzraum	V_S 1/EGW	100
Nutzraum Biologie	V_B 1/EGW	22
Nutzraum Schlammbehandlung	V_{SCH} 1/EGW	30
Gesamtbaukosten	K_S S/EGW	598
spezifische Nutzraumkosten	K_N S/m ³	5.980

Legende zum Lageplan:

- | | |
|---------------------------|----------------------|
| 1 Feuerbach | 14 Auslaufbauwerk I |
| 2 Industriekanal | 15 Betriebsgebäude |
| 3 Kanal Wörthersee-Ost | 16 Werkstätte |
| 4 Schneckenpumpe | 17 Kesselhaus |
| 5 Pumpwerk Wörthersee-Ost | 18 Gasmotorenstation |
| 6 Regenüberfall I | 19 Meßhaus |
| 7 Grobrechen | 20 Eindicker |
| 8 Regenklärbecken | 21 Fäkallenstation |
| 9 Feinrechen | 22 Eindicker |
| 10 Sandfanganlage | 23 Faulräume |
| 11 Wassermengenmessung | 24 Gasbehälter |
| 12 Vorbelüftung | 25 Wärterwohnhaus |
| 13 Schachtelbecken | |



0 50m

LAGEPLAN KL.A KLAGENFURT

Die Tabelle 1 gibt Auskunft über die Auslegungsdaten der Kläranlagen, wobei die Werte der Kläranlage Baden wegen der Erweiterung 1980 geändert werden müssen (siehe Tabelle 2 unter Spalte "Projekt").

Die für die Beurteilung der einzelnen Kläranlagen gefundenen Betriebskennwerte können wie folgt zusammengefaßt werden (siehe auch Tabelle 2):

Kläranlage Feldkirchen

- Hydraulische Auslastung:

im Mittel 58 % vom Bemessungswert.

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht:

im Mittel 450 kg/d (7500 EGW)

Spitzen bis 800 kg/d (13500 EGW)

Spitzenbelastung entspricht 94 % des Bemessungswertes.

CSB-Fracht:

im Mittel 840 kg/d

CSB/BSB₅ = 1,87

- Zulauf Rohabwasser = Zulauf Belebungsbecken

- Belastungskennwerte:

Raumbelastung B_R : im Mittel 0,39 kg BSB₅/m³.d (= 53 % des Bemessungswertes). Bei Spitzenbelastung bis 94 % des Bemessungswertes.

Schlammbelastung B_{TS} : im Mittel 0,16 kg BSB₅/kg TS.d

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 93 % im Mittel

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 90 % im Mittel

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 20 mg/l im Mittel

CSB: 64 mg/l " "

CSC/BSB₅ = 3,2

- Energieverbrauch:

Pro Jahr müssen etwa 895.000 kWh in Form von elektrischem Strom für die Abwasserreinigung aufgewendet werden. Davon werden ca. 80.000 kWh vom Pumpwerk, welches das gereinigte Abwasser zur Glan fördert, verbraucht. Weitere 107.000 kWh entfallen auf Heizung und Beleuchtung.

Abzüglich der Werte für Pumpwerk, Heizung und Beleuchtung werden für die biologische Reinigung des Abwassers 708.000 kWh pro Jahr benötigt.

Kläranlage Schwanenstadt

- Hydraulische Auslastung:

im Mittel 38 % vom Bemessungswert.

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht:

650 kg/d im Mittel (= 54 % des Bemessungswertes)

CSB-Fracht:

1370 kg/d im Mittel

CSB/BSB₅ = 2,11

TABELLE 1

BEMESSUNGS- UND BELASTUNGSKENNWERTE VON
ÖSTERREICHISCHEN KLÄFANLAGEN

		FELDKIRCHEN	SCHWANZSTADT	TERNITZ	STOCKERAU	BADEN	TRAUNSEE-NORD	KLAGENFURT
ANLAGENTYPE								
KENNZAHL BAUJAHR		1972	1978	1976	1977	1965	1974	1967
TECHNISCHE DATEN								
EINWOHNERGLEICHWERTE	EGW	20.000	20.000	32.000	30.000	30.000	75.000	200.000
Abwassermengen								
BEMESSUNGSWASSERMENGE	m ³ /d	4.000	5.000	6.400	9.000	10.000	12.000	40.000
REGENWETTERMENGE	m ³ /h	540	864	1.800	1.500	-	3.078	10.800
REGENWETTERMENGE ± BIOLOGIE	m ³ /h	540	360	720	1.000	-	1.026	3.600
BSB₅ - Fracht	kg/d	850	800	1.280	1.200	1.480	3.000	8.000
Schlammmenge								
GESAMTFESTSTOFFE	kg/d		1.600		2.400	2.400	6.000	16.000
INGEDICKTER FRISCHSCHLAMM	m ³ /d		-		60	48	120	553
Nutzhinhalte								
ABSETZBECKEN	m ³	0	650	550	575	420	1.540	3.600
BELEBUNGSBECKEN	m ³	1.160	2.530	2.760	1.404	680	2.860	4.300
NACHKLARBECKEN	m ³	1.070	650	660	1.770	1.440	2.750	9.700
VOREINDICKER	m ³	230	-	-	85	60	80	200
NACHEINDICKER	m ³	50	-	350	85	60	80	200
FAULRAUM	m ³	0	1.000	1.000	1.000	1.000	2.100	6.000
GESAMTNUTZRAUM	m ³	2.510	5.826	5.320	4.919	3.660	9.410	20.000
Belastungskennwerte								
RAUMBELASTUNG	kg BSB ₅ /m ³ . d	0,73	0,32	0,48	0,85	2,2	1,05	1,86
RAUMBESCHÜCKUNG	m ³ /m ³ . d	3,45	-	-	6,4	14,7	5,2	9,3
OC-LOAD	kg O ₂ /kg BSB ₅	1,6	-	-	2,0	1,5	1,5	2,0
SAUERSTOFFBEDARF	kg O ₂ /d	1.360	-	-	2.400	2.220	4.500	16.000
Installierte Leistung								
EL- MASCHINEN	kW	126	49	68	80	174	145	443
GAS MOTOREN	kW	-	-	-	120	-	220	338
GESAMTLEISTUNG	kW	126	49	68	200	174	365	778

Zulauf Belebungsbecken (nach mechan. Reinigung):

BSB₅-Fracht: 510 kg/d im Mittel

CSB-Fracht: 1160 kg/d im Mittel

CSB/BSB₅ = 2,27

- Belastungskennwerte:

Raumbelastung B_R: 0,13 kg BSB₅/m³.d (= 54 % des Bemessungswertes)

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum des Emscherbrunnens): 60 - 90 d (entspricht dem Bemessungswert)

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 94 % im Mittel

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 90 % im Mittel

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 15 mg/l

CSB: 52 mg/l

CSB/BSB₅ = 3,47

Zweimal jährlich (Frühjahr, Herbst) tritt während der Änderung der Luftdurchströmung im Tropfkörper (von - vorher - unten nach oben auf - nachher - oben nach unten bzw. umgekehrt) kurzfristig eine Verminderung der Reinigungsleistung auf.

- Energieverbrauch:

Der Gesamtenergieverbrauch der Kläranlage liegt im Durchschnitt bei 440 kWh/d (Energiequelle: elektrischer Strom). Davon werden ca. 380 kWh/d für die biologische Reinigung des Abwassers aufgewendet.

Anmerkung: In Tabelle 2 wird der spezifische jährliche Energieverbrauch in

$$\frac{W}{EGW} = \frac{\text{jährl. Verbrauch in kWh} \cdot 1000}{8760 \text{ (h)} \cdot EGW}$$

angegeben.

TABELLE 2

Parameter	Dimension	KLAGENFURT		TRAUNSEE-NORD		BADEN		STOCKERAU		FELDKIRCHEN		IERNITZ		SCHWANENSTADT	
		Projekt	derzeit	Projekt	derzeit	Projekt	derzeit	Projekt	derzeit	Projekt	derzeit	Projekt	derzeit	Projekt	derzeit
Reinigungsverfahren		Belebtschlamm		Belebtschlamm		Belebtschlamm		Belebtschlamm		Belebtschlamm		Tropfkörper		Tropfkörper	
Einebnungswert	EGW	200.000	170.000	75.000	50.000	45.000	30.000	30.000	9.000	20.000	7.500	16.000	9.000	20.000	11.000
Abwassermengen															
Irachtenwettermenge	m ³ /d	40.000	30.000	12.000	7.700	11.250	11.800	7.500	3.000	4.000	2.010	3.200	8.000	5.000	1.400
Irachtenwetterspitze	m ³ /h	3.600	1.800	1.026	450	470	850	375	223	300	126	173	450	290	96
						(0/24)									
Schmutzfracht (Rohabw.)	kg BSB ₅ /d	12.000	10.200	4.500	3.000	2.700	1.770	1.800	529	960	450	960	540	1.200	650
Biologie:															
Raumbelastung θ_4	kg BSB ₅ /m ³ .d	1,86	1,58	1,05	0,73	1,23	1,06	0,85	0,38	0,73	0,39	0,46	0,27	0,24	0,13
Schlammbelastung θ_{15}	kg BSB ₅ /kg TS.d	0,55	1,23	0,33	0,24	0,35	0,54	0,26	0,040	0,22	0,16	-	-	-	-
Nachklärbecken															
Oberflächenbeschickung q_f	m/h	1,30	1,10	1,10	0,32	0,55	0,57	0,61	0,25	0,56	0,16	1,77	3,40	1,49	0,42
Schlammbehandlung															
Inlaufzeit	d	14	28	28	17	-	24	17	29	-	-	25	43	60 - 90	60 - 90
Gesamfall	l/EGW.d	-	9,0	-	14,4	-	20,3	-	11,1	-	-	-	11,2	-	-
	l/kg OFS.d	-	320	-	292	-	358	-	238	-	-	-	531	-	-
Energieverbrauch															
Gesamtverbrauch	kW	-	512	-	330	-	185	-	128	-	81	-	40	-	18
Eigendeckung	%	-	67	-	58	-	89	-	45	-	0	-	23	-	0
spezifischer Verbrauch	W/EGW	-	3,0	-	6,6	-	6,2	-	14,4	-	10,8	-	4,4	-	1,5
	kWh/kg BSB ₅ - Abbau	-	1,3	-	2,9	-	2,7	-	6,1	-	4,6	-	2,5	-	0,7
BSB ₅ -Abbauleistung η	%	93	90	95	92	92	93	92	95	93	93	93	71	92	94

Kläranlage Ternitz

- Hydraulische Auslastung:

im Mittel 250 % des Bemessungswertes.

Sehr hoher Fremdwasser-(Grundwasser)-anteil (vor allem nach längeren Niederschlagsperioden). Das Kanalnetz liegt teilweise im Grundwasser.

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht: im Mittel 540 kg/d (= 56 % des Bemessungswertes)

CSB-Fracht: im Mittel 1210 kg/d

CSB/BSB₅ = 2,24

- Belastungskennwerte:

Raumbelastung B_R: 0,27 kg BSB₅/m³.d (= 59 % des Bemessungswertes).

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum):

43 d (= 72 % über dem Bemessungswert).

Der Faulraum ist für 32.000 EGW, die Biologie jedoch derzeit nur für 16.000 EGW ausgelegt.

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 71 %

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 68 %

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des gereinigten Abwassers):

BSB₅: 20 mg/l

CSB: 60 mg/l

CSB/BSB₅ = 3,0

Bedingt durch die starke Verdünnung des Rohabwassers mit Fremdwasser kommt es trotz guter Ablaufwerte nur zu einer relativ geringen prozentuellen Abnahme der Schmutzkonzentration.

- Faulgasanfall:
 11,2 l Faulgas/EGW.d bzw.
 531,0 l Faulgas/kg OFS.d

Durch die lange Aufenthaltszeit des Frischschlammes im Faulbehälter wird eine ausgezeichnete Gasausbeute erzielt.

- Energieverbrauch:
 Im Durchschnitt werden täglich für die Abwasserreinigung 1950 kWh in Form von elektrischem Strom, Heizöl leicht und Faulgas aufgewendet. Durch die Faulgasnutzung können 23 % des Gesamtenergieverbrauches abgedeckt werden.

Kläranlage Stockerau

- Hydraulische Auslastung.
 im Mittel 40 % vom Bemessungswert.
- Auslastung mit Schmutzstoffen:
 Zulauf Rohabwasser:
 BSB₅-Fracht: im Mittel 530 kg/d (= 29 % vom Bemessungswert)
 CSB-Fracht: im Mittel 895 kg/d
 CSB/BSB₅ = 1,69

Zulauf Belebungsbecken (nach mechan. Reinigung):
 BSB₅-Fracht: 500 kg/d (= 40 % vom Bemessungswert)
 CSB-Fracht: 800 kg/d
 CSB/BSB₅ = 1,60

Die mechanische Reinigungsleistung der Kläranlage liegt nur bei etwa 6 % bezogen auf BSB₅-Abbau.

- Belastungskennwerte:
 Raumbelastung B_R: 0,38 kg BSB₅/m³.d (= 45 % des Bemessungswertes)
 Schlammbelastung B_{TS}: 0,040 kg BSB₅/kg TS.d (= 15 % des Bemessungswertes).

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum):
29 d (70 % über dem Bemessungswert)

Durch die hohe Schlammkonzentration in den Belebungsbecken wird die Schlammbelastung in den Belebungsbecken stark herabgesetzt.

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 95 %

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 87 %

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 9 mg/l im Mittel

CSB: 36 mg/l " "

CSB/BSB₅ = 4,0

- Faulgasanfall:

11,1 l Faulgas/EGW.d

238,0 l Faulgas/kg OFS.d

Der geringe spezifische Faulgasanfall ist trotz ausreichender Faulzeit durch den teilweise stabilisierten Sekundärschlamm ($B_{TS} = 0,040$) bedingt.

- Energieverbrauch:

Zur Deckung des Energiebedarfes wird sowohl Fremdenergie in Form von elektrischem Strom und Erdgas als auch Eigenenergie durch Faulgasnutzung (Verbrennung) herangezogen.

Durchschnittlicher täglicher Energieverbrauch:

Elektrischer Strom:

365 kWh mit Hebung des Abwassers

269 kWh ohne Hebung des Abwassers

Erdgas: 131 m³ (1141 kWh)

Faulgas: 210 m³ (1360 kWh)

Kläranlage Baden

- Hydraulische Auslastung der Kläranlage:

Bis über 100 % (durch Fremdwassereinfluß). Im Winter beträgt der Kläranlagenzufluß ca. 10.000 m³/d (= 89 % Auslastung).

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht: 1.770 kg/d (= 66 % des Bemessungswertes)

CSB-Fracht: 3.082,3 kg/d

Zulauf Belebungsbecken (nach mechan. Reinigung):

BSB₅-Fracht: 1.542,3 kg/d (= 86 % des Bemessungswertes)

CSB-Fracht: 2.715,2 kg/d

- Belastungskennwerte:

Raumbelastung $B_R = 1,06$ kg BSB₅/m³.d (= 86 % des Bemessungsw.)

Schlammbelastung $B_{TS} = 0,44 - 0,65$ kg BSB₅/kg TS.d (= 25 - 85 % über dem Bemessungswert)

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum):

23 - 26 d (= 20 - 30 % unter dem Bemessungswert)

Durch die etwas zu geringe Schlammkonzentration in den Belebungsbecken wird die Bemessungsschlammbelastung zeitweise relativ hoch überschritten.

Durch den großen Frischschlammanfall wird die Faulzeit bis zu 30 % unterschritten.

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 92,5 %

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 83,5 %

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 12 mg/l

CSB: 43 mg/l

Die im Wasserrechtsbescheid geforderten 20 mg/l BSB₅ im Ablauf werden weit unterschritten. Die Reinigungsleistung kann daher als optimal bezeichnet werden. Absetzbare Stoffe sind im Ablauf nicht anzutreffen.

- Faulgasanfall:

Die Faulgasproduktion erreicht ausgezeichnete Werte:

20,3 l Faulgas/EGW.d bzw.

360,0 l Faulgas/kg OFS.d

Der Faulgasanfall reicht aus, den Gasmotor und den Heizkessel mit Energie zu versorgen.

- Energieverbrauch:

Der Energieverbrauch der Anlage beträgt ca. 3.200 kWh/d, wobei 86 % durch Faulgasnutzung abgedeckt werden und nur 14 % als Fremdenergie in Form von elektrischem Strom zugekauft werden müssen. Pro EGW müssen pro Tag etwa 0,107 kWh für die Abwasser- und Schlammbehandlung aufgewendet werden.

Kläranlage Traunsee-Nord

- Hydraulische Auslastung:

im Mittel 64 % des Bemessungswertes.

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

- Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht: im Mittel 3000 kg/d (= 67 % des Bemessungswertes)

CSB-Fracht: im Mittel 5100 kg/d

CSB/BSB₅ = 1,70

Zulauf Belebungsbecken:

BSB₅-Fracht: im Mittel 2050 kg/d

CSB-Fracht: im Mittel 3700 kg/d

CSB/BSB₅ = 1,80

Die mechanische Reinigungsleistung liegt bezogen auf BSB₅-Abbau bei etwa 32 %.

- Belastungskennwerte:

Raumbelastung B_R: 0,73 kg BSB₅/m³.d (= 70 % des Bemessungswertes)

Schlammbelastung B_{TS}: 0,24 kg BSB₅/kg TS.d (= 73 % des Bemessungswertes)

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum):

17 d (= 40 % unter dem Bemessungswert).

Durch den großen Frischschlammanfall wird die Faulzeit zeitweise (vor allem in den Sommermonaten) stark unterschritten.

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 92 %

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 90 %

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 25 mg/l im Mittel

CSB: 66 mg/l " "

In den Sommermonaten treten zeitweise Schwierigkeiten im Belebtschlammhaushalt (Neigung zur Schwimm- und Blähschlamm Bildung) auf.

- Faulgasanfall:

14,4 l Faulgas/EGW.d

292 l Faulgas/kg OFS.d

- Energieverbrauch:

Täglich werden auf der Kläranlage für die Abwasserreinigung etwa folgende Energiemengen aufgewendet:

Elektrischer Strom: 2500 kWh
 Propangas: 150 l (800 kWh)
 Faulgas: 700 m³ (4500 kWh)

Durch die Faulgasnutzung beträgt die Eigendeckung etwa 58 %
 (bezogen auf den Gesamtenergieverbrauch).

Kläranlage Klagenfurt

- Hydraulische Auslastung:

im Mittel 65 % des Bemessungswertes.

- Auslastung mit Schmutzstoffen:

Zulauf Rohabwasser:

BSB₅-Fracht: im Mittel 10.200 kg/d (= 85 % des Bemessungsw.)

CSB-Fracht: im Mittel 19.100 kg/d

CSB/BSB₅ = 1,87

Zulauf Belebungsbecken (nach mechan. Reinigung):

BSB₅-Fracht: 7500 kg/d

CSB-Fracht: 14400 kg/d

CSB/BSB₅ = 1,92

Mechanische Reinigungsleistung der Kläranlage:

ca. 26 % BSB₅-Abbau.

- Belastungskennwerte:

Räumbelastung B_R: 1,58 kg BSB₅/m³.d (= 85 % des Bemessungswertes)

Schlammbelastung B_{TS}: 1,23 kg BSB₅/kg TS.d (= 120 % über dem Bemessungswert).

Faulzeit (Aufenthaltszeit des Schlammes im Faulraum):

28 d (über dem Bemessungswert)

Häufig zu geringe Schlammkonzentration in den Belebungsbecken. Dadurch wird die Bemessungsschlammbelastung relativ oft überschritten.

- Reinigungsleistung:

BSB₅-Abnahme in der Kläranlage: 90 %

CSB-Abnahme in der Kläranlage: 87 %

Konzentration der Restverschmutzung (Ablaufwerte des biologisch gereinigten Abwassers):

BSB₅: 25 - 30 mg/l

CSB: 80 mg/l

Häufig große Schlammbelastung in den Belebungsbecken. Dadurch kommt die zeitweise nicht befriedigende Reinigungsleistung zustande.

- Faulgasanfall:

9,0 l Faulgas/EGW.d

320,0 l Faulgas/kg OFS.d

- Energieverbrauch:

Täglich werden im Durchschnitt auf der Kläranlage folgende Energiemengen verbraucht:

Elektrischer Strom: 2.100 kWh

Spindelöl: 170 kg (2000 kWh)

Faulgas: 1.400 m³ (9000 kWh)

67 % des Gesamtenergieverbrauches werden durch Eigenenergienutzung (Faulgas) abgedeckt.

Baurat h.c.Dozent Dipl.-Ing.
Dr.Werner LENGYEL
Zivilingenieur für Kulturtechnik
und Wasserwirtschaft

Jacquingasse 13
1030 WIEN

PROBLEME, ERFAHRUNGEN UND BETRIEBSERGEBNISSE
EINIGER VORARLBERGER ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN

Robert Manahl

1. PROBLEME AUS DER SICHT DER PROJEKTIERUNG

1.1. Standortfindung

In der Folge einer heute weit kritischeren Haltung der Bevölkerung unserer Umwelt gegenüber wird auch die Suche eines geeigneten Standortes für die ARA immer schwieriger. Wir legen daher bei unseren Planungen großen Wert auf die Verhinderung von Emissionen und eine möglichst unauffällige Einbindung der Anlage in die Landschaft.

1.2. Industrieabwasser

Für die Bemessung und Planung ist eine genaue Kenntnis des anfallenden Industrieabwassers in Bezug auf Menge, Verschmutzung und Zusammensetzung entscheidend. Oft ist nämlich das Kanalnetz noch nicht soweit ausgebaut, daß das Gesamtabwasser effektiv erfaßt und gemessen werden kann.

In diesem Fall müssen die Industriebetriebe durch Fragebogen genau erfaßt und durch nachfolgende Gespräche die Abwassersituation detailliert beurteilt werden. Gewisse Versprechungen in Bezug auf die Reduzierung der Abwasser- und Schmutzmengen durch Kreislaufführung etc. sind kritisch zu werten. So hat uns eine Papierfabrik zur Zeit der Datenerfassung versprochen, den Abwasseranfall durch innerbetriebliche Maßnahmen praktisch auf Null zu senken. In der Praxis war dies allerdings nicht möglich und wir müssen mit einem Abfluß von stark belastetem Abwasser von ca. 35 l/s rechnen.

1.3. Automatisierung und Reduzierung des Wartungsaufwandes

Großen Wert haben wir auf die Automatisierung, Steuerung und Überwachung unserer Anlagen gelegt, wobei Kosten und Nutzen genau abgewogen werden. Bei der Planung wird der Erleichterung des Wartungsaufwandes und der Reduzierung der notwendigen Reinigungsarbeiten ein hoher Stellenwert zugeordnet. So werden die großen Verbandskläranlagen jeweils von nur 3 Mann gewartet und betreut, wobei je einer als Elektriker bzw. als Schlosser/Installateur ausgebildet ist. Dabei sind von diesem Personal auch die Außenstationen wie Pumpwerke, Regenklärbecken und die Außenanlagen mit zu versorgen. Während der Nacht und an Feiertagen herrscht Bereitschaftsdienst, eine allfällige Störungsmeldung und Alarmierung erfolgt über Fernmeldeanlagen.

Kleine Anlagen werden meist von einem Gemeindeangestellten betreut, der nicht so gut geschult und ausgebildet ist.

1.4. Örtliche Erschwernisse:

Die Bewältigung der örtlichen Erschwernisse bei Anlagen im Hochgebirge mit extremer Schneelage und Kälte erfordert ein anderes Anlagenkonzept. Die Anlagen liegen meist in kleinen Seitentälern und weisen eine stark schwankende Belastung aus Fremdenverkehr bzw. Molkereien (Alpbetrieb) auf. Die Zufahrt und Abfuhr des Rechengutes ist erschwert und zeitweise überhaupt nicht möglich.

2. PROBLEME BEIM BAU UND BETRIEB DER ANLAGEN

Auch in Vorarlberg wurde versucht die Abwässer mehrerer Gemeinden zusammenzufassen und diese in Verbandsanlagen zu reinigen. Dabei konnten in der Regel Anlagengrößen für 30.000 - 200.000 EGW erreicht werden (Großanlagen). Diese Zusammenfassung ist in den Seitentälern nicht überall möglich, sodaß wir hier häufig auch ausgesprochene Kleinanlagen antreffen.

2.1. Großanlagen von 30.000 - 200.000 EGW

Diese wurden in der Regel nach dem klassischen System der Abwasserreinigung konzipiert und dabei meist auch gute Erfahrungen gemacht. Zu den einzelnen Bauteilen einige Bemerkungen:

2.1.1. Pumpwerke

Diese sind meist als offene Schneckenpumpwerke konzipiert. Kritische Nachbarn können sich dabei am Rauschen etwas stören. Die Betriebssicherheit ist groß, ein Schutz vor dem Zufluß von Brettern oder dergleichen ist jedoch erforderlich, da diese besonders bei großen Kanälen immer wieder angeschwemmt werden. Wir verwenden in einem Schacht im Zulauf hochziehbare Rechenstäbe, deren Belegung beim Ziehen in das Abwasser zurückfällt.

Bei großen Förderhöhen wie in Hohenems und im Hinblick auf das nahe Siedlungsgebiet haben wir Zentrifugalpumpen eingesetzt und einen Grobrechen vorgeschaltet. Auf die Verhinderung von Vibrationserscheinungen bei den großen Druckleitungen ist besonders zu achten.

2.1.2. Rechenanlage - Sandfang

Diese wurde stets in einem Rechenhaus untergebracht. Eine Unterdruck-Entlüftung mit Absaugung über den Zulaufkanal hat sich bewährt. Das Rechengut wird teilweise über Pressen entwässert.

Für den Sandaustrag haben sich Schildräumer in Kombination mit Mammutpumpen besser bewährt als solche mit fahrbaren Kreiselpumpen, die sehr störungsanfällig sind und im Winter öfters stillgelegt werden müssen.

Die Sandklassierung in den Sandwaschsilos ist nicht immer befriedigend, da ein Teil der org. Schmutzstoffe nicht ausgespült werden und so die Entwässerung erschweren (Transportprobleme).

Die Schwimmstoffe aus dem Fettabscheider werden über Absenkschieber in einen Siebkorb abgelassen und dort entwässert und gelangen dann in den Müllcontainer. Dadurch wird der Schwimmschlammanfall im Faulraum weitgehend reduziert.

2.1.3. Längsräumer

Hier gab es immer wieder, besonders im Winter, Probleme mit den Endschaltern. Eine Schnee- und Eisfreihaltung der Fahrbahnen (Beckenkrone) ist erforderlich.

Die Lösung mit Heizstrahlern ist unseres Erachtens einem beheizten Becken vorzuziehen. Beim Einlegen von Heizmatten treten gerne Schäden durch unsachgemäße Verarbeitung auf, die später nur schwer sanierbar sind.

2.1.4. Belüftungssysteme

Bei guter Regelbarkeit haben wir sowohl mit den Oberflächenbelüftern als auch mit Tiefenbelüftungen gute Erfahrungen gemacht.

In exponierten Lagen kann die Aerosol-Bildung und der Lärm zu Beschwerden führen. Probleme ergeben sich durch oft nicht begründbare Blähschlamm-Bildung. Besonders anfällig sind dafür die Anlagen in Hofsteig und Feldkirch während der Obstverarbeitung.

2.1.5. Phosphatfällung

Diese ist im Einzugsgebiet des Bodensees zwingend vorgeschrieben und wird meistens simultan in der Biologischen Stufe durchgeführt. Als Fällungsmittel wird meist zweiwertiges Eisen verwendet, zeit- oder teilweise auch mit Alusulfat oder dreiwertigem Eisen gefällt, da sich damit die Schlammabsetzeigenschaften wesentlich verbessern ließen.

Dies zeigte sich besonders deutlich auf der ARA Feldkirch.

2.1.6. Nachklärung:

Bei Längsbecken ist das Problem des Schwimmschlammabzuges schwierig zu lösen, daher werden bevorzugt Rundbecken mit zentralem Einlauf eingesetzt. Die Vergrößerung des Trichters zur Erreichung eines größeren Schlammfilters ist zweckmäßig. Wenn Probleme auftreten, so ist das meist bei Regenwetter oder schlechtem Schlammindex. Eine Oberflächenbelastung über 0,8 m/h bei Trockenwetter ist unseres Erachtens bereits zu hoch.

Ablaufrinnen bringen Reinigungsprobleme. Radial angeordnete, nachjustierbare Rinnen aus rostfreiem Stahl haben sich bewährt, neigen jedoch bei einzelnen Anlagen zu besonders starkem und hartnäckigem Algenbesatz, der auch mit Dampf und Hochdruckbestrahlung nicht zu beseitigen war. Durch eine Abdeckung der Rinnen konnte hier auf eine einfache Art Abhilfe geschaffen werden. Nun bildet sich keine Verschmutzung mehr.

2.1.7. Schlammbehandlung

In Feldkirch und Hofsteig wird der Schlamm vorerst noch aerob stabilisiert, die Faulung wird aber nunmehr gebaut. Probleme treten bei der Stabilisierung im Winter bei anhaltenden Temperaturen unter 0° C auf, sodaß sie abgestellt werden müssen.

Zwei Anlagen werden derzeit mit Siebbandpressen ausgerüstet, im übrigen wird der Schlamm naß abgesetzt, wobei Beträge zwischen 25 - 35 S/m³ als Transportkostenvergütung bezahlt werden.

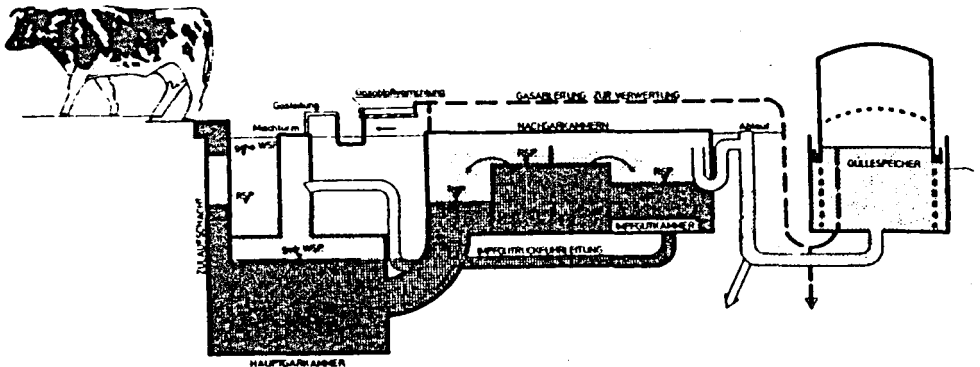
Einer Überwachung der Schlammzusammensetzung (Schwermetalle) wird größte Bedeutung beigemessen. So war es auch möglich, ungünstige Einflüsse festzustellen und deren Einbringung in das Abwasser zu verhindern.

2.1.8. Bima-System zur Anaeroben Schlammbehandlung und Reinigung von Abwässern

Konventionelle Faultürme kosten durch ihre aufwendige Form und Installation viel Geld und benötigen nicht unerheblich viel Energie für die Umwälzung. So haben wir in den letzten Jahren nach Alternativen gesucht und das Bima-Biogassystem entwickelt.

Dieses besteht aus der Hauptgärkammer und der darüberliegenden Nachgärkammer. Die beiden Gasräume sind über eine Leitung miteinander verbunden. Wird diese Verbindung geschlossen, so kann das Gas aus der Hauptgärkammer nicht abfließen und verdrängt den Schlamm über geeignete Schächte in die darüberliegende Nachgärkammer (10 - 20 % des Inhalts).

Funktionsweise der BIMA-Anlage



Sobald ein entsprechender Niveauunterschied erreicht ist, wird das Ventil geöffnet und das Gas strömt in die Nachgärkammer, der Schlamm fließt mit hoher Energie an verschiedenen Stellen in die Hauptgärkammer zurück. In der Regel werden 2/3 des Mischvolumens am Boden eingemischt, der Rest über geeignete Impfschächte auf eine allfällige Schwimmdecke aufgespritzt.

Das Verfahren hat folgende Vorteile:

- Definierte Kreislaufführung des Schlammsubstrates
- Umwälzung und Durchmischung ohne Fremdenergie
- Zweikammersystem mit Streßzonen, daher hohe biologische Stabilität
- Geringere Baukosten (Bild 2)
- Geringere Betriebskosten

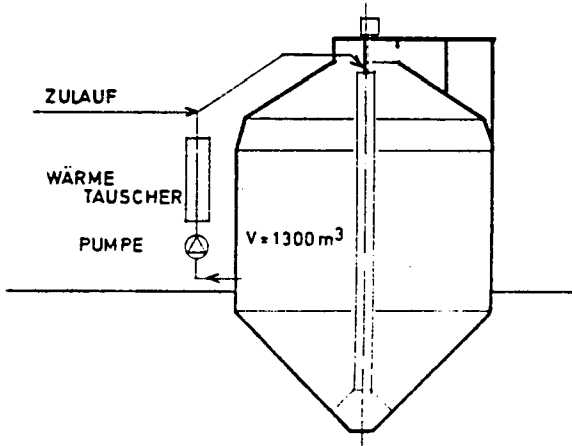
Derartige Biogasanlagen wurden bisher hauptsächlich in der Landwirtschaft und in der Industrie zur Aufbereitung organischer Abfälle mit bestem Erfolg eingesetzt. Anlagen mit über 600 m³ Inhalt sind bereits seit mehreren Jahren in Betrieb, derzeit ist ein 1.800 m³ Behälter in Ungarn in Bau.

Derselbe Reaktor, etwas modifiziert, kann auch zur anaeroben Reinigung hochbelasteter organischer Abfälle eingesetzt werden. Im Zweifelsfall stehen Versuchsreaktoren zur Ermittlung von Bemessungswerten zur Verfügung.

Derartige Faultürme werden derzeit für die ARA Leiblachtal mit 1.300 m³ und für die ARA Hofsteig mit 2.500 m³ erstellt.

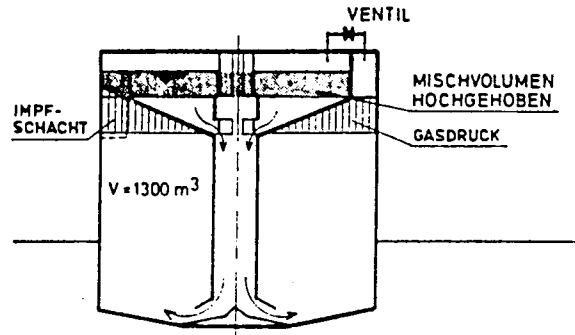
WIRTSCHAFTLICHKEITSVERGLEICH VON FAULTÜRMEN

A.) KONVENTIONELL



100%

B.) BIMA-SYSTEM



ca. 90%

DER GESAMTEN ERSTELLUNGSKOSTEN

2.2. Kleine Kläranlagen (bis ca. 15.000 EGW)

Wie bereits erwähnt, liegen diese meist in den Seitentälern des Landes. Hier haben wir mit extremen Witterungsverhältnissen (der Winter dauert oft 5 - 6 Monate), stark schwankender Belastung und oft auch mit mangelnder Wartung zu kämpfen. Dazu kommt, daß bei den ersten Anlagen diesen spezifischen Randbedingungen zu wenig Rechnung getragen wurde.

Der Schmutzanfall, ausgedrückt in BSB_5 , ist in Hoteldörfern je Fremdenbett und Qualitätsstandard 2 - 3 mal so groß, wie beim Normaleinwohner.

Meist ist auch die Spitzenbelegung (Weihnachten) um 20 % höher als die Angaben der Gemeinden. Fette und Öle werden in großen Mengen dem Kanal zugeführt und stellen ein besonderes Betriebsproblem dar. Das Belüftungssystem soll robust und in weiten Bereichen regelbar sein. Der Rechengutanfall ist oft ausserordentlich hoch und der Abtransport, infolge schlechter Zufahrt nicht gelöst, war gefährlich und oft nicht möglich. Auch Einscherbrunnen als Vorklärung brachten mehr Probleme als Vorteile. Durch die stark schwankende Belastung war der Ablauf oft schlechter als der Zulauf.

Probleme gab es auch bei Anlagen mit den Abwässern aus der Molkerei. Hier kann es immer wieder vorkommen, daß durch das Ablassen der gestapelten Reinigungslösungen die Biologie vergiftet und der Betrieb gestört wurde. Nach anfänglich häufigen Störungen und viel Ärger konnte über gezielte Untersuchungen die Schadensursache lokalisiert (chlorhaltige Abwässer aus der Tankreinigung) und der Betrieb umgestellt werden.

Wir versuchten daher auf Grund der gewonnenen Erfahrungen in den letzten Jahren einen neuen Typ zu entwickeln, der sich stark schwankenden Belastungen gut anpassen läßt und möglichst wartungsarm ist.

Es handelt sich dabei um eine Kompaktanlage in Rundbauweise mit weitgehend geschlossenen Becken. Die Belebung wird in verschiedene Belüftungsräume (Kaskaden) unterteilt, die auch mit verschiedenem O_2 -Gehalt gefahren werden können.

Auf eine Vorklärung und einen bisher üblichen automatischen Rechen wird bewußt verzichtet. Das Rohrabwasser wird zusammen mit dem Rücklaufschlamm der ersten Belebungs-kammer zugeführt, die grobblasig und meist intervallartig belüftet wird. Beim Überlauf von der 1. in die 2. Belebungs-kammer wird ein spez. Rechen dazwischengeschaltet, der sich durch das periodische Bespritzen mit Rücklaufschlamm selbst reinigt. So werden die Grobstoffe in der 1. Kammer im Kreislauf geführt, dort durch Schikanen zerfranst, zerrieben und biologisch abgebaut. Was übrigbleibt, sind Kunststoffe, Korke und dgl. bzw. Sinkschlamm (Sand, Glas et.c.) am Boden. Diese werden periodisch über geeignete Absaugvorrichtungen entfernt. Der Wartungsaufwand ist minimal.

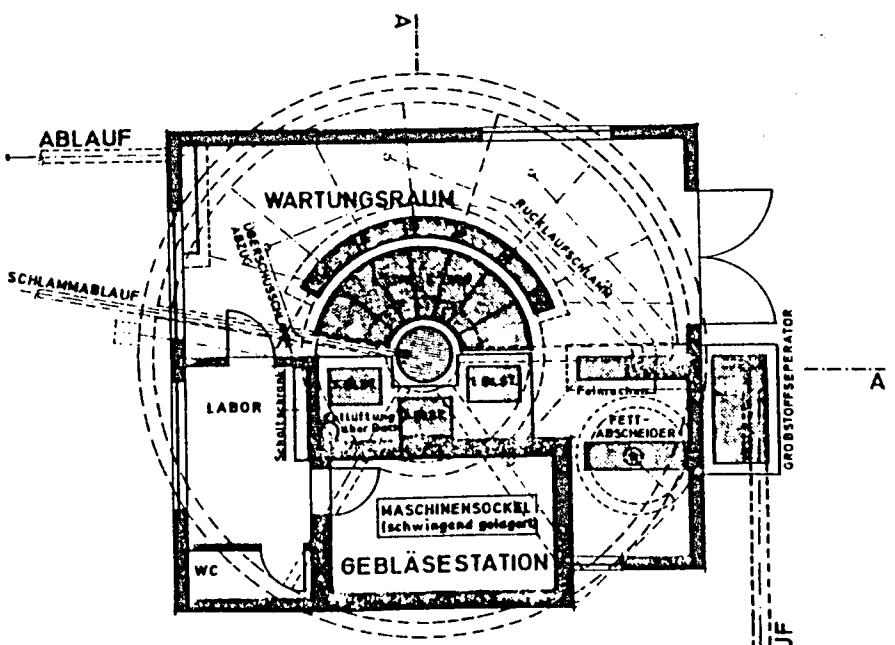
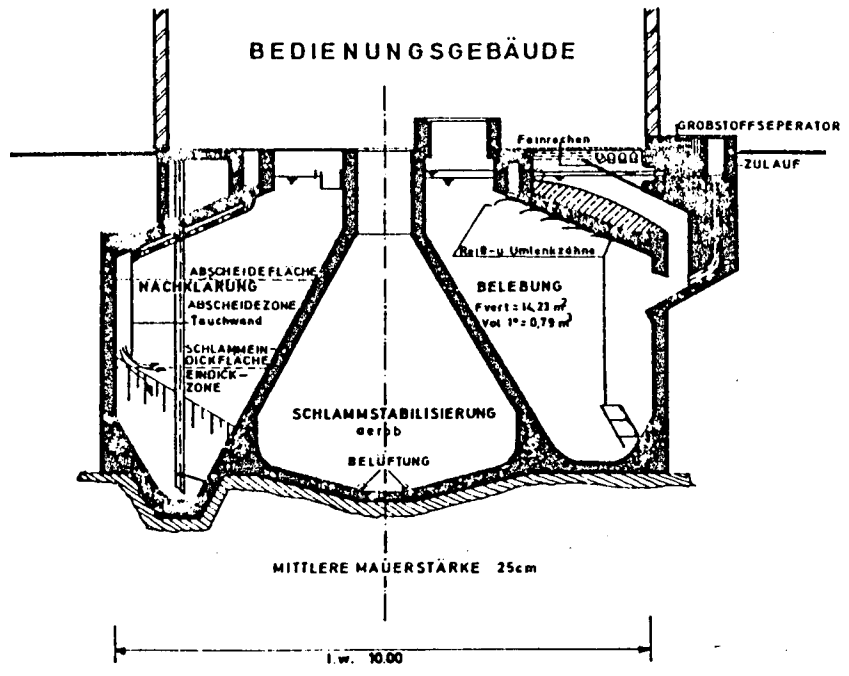
Die 1. Kaskade wird meist mit etwas Sauerstoffdefizit gefahren, was sich sehr positiv auf das Schlammverhalten und die N-Elimination auswirkt. Die Entlüftung der Belebung erfolgt über Dach, sodaß im Wartungsraum weder eine Geruchsbelästigung noch eine Dampf- oder Kondenswasserbildung auftritt.

Der O₂-Eintrag kann durch einfaches Ein- und Ausschalten der Gebläse zusammen mit dem verstopfungsfreien Belüftungssystem (grobblasig) flexibel geregelt werden. So liegt auch der Energieverbrauch je kg abgebautem BSB nicht höher als bei anderen Systemen. Der Vorteil liegt jedoch im robusten Betrieb, der geringen Wartung und geringem Verschleiß und dem großen Pufferungsvermögen der Anlage.

In dem Übergang von der 1. in die 2. Belebungs-kammer wird auch der Fettfang eingebaut, der flottierbare Fette und Schwimmstoffe zurückhält. Das anfallende Fett wird durch Einbindung in den Belebtschlammkreislauf teilweise abgebaut.

Die Nachklärung ist eine Kombination eines Dortmundbrunnens mit außenliegender Beschickung und ist ein Segment des gesamten runden Topfes. Es ermöglicht den Aufbau eines großen und bedingt durch die hohe Tiefe, auch stabilen Schlammfilters. Nur der kleine, in der Mitte gelegene Teil der Nachklärung mit der Ablaufrinne ist offen, wodurch die Wartung auf ein Minimum beschränkt wird.

SCHNITT A-A M. 1:100



GRUNDRISS M. 1:100

3. BETRIEBSERGEBNISSE

3.1. Großanlagen:

Hier treten nur geringe Betriebsprobleme und in der Regel gute Abbauleistungen auf.

Die Konzentration des Zulaufes liegt in der Regel bei 150 - 300 mg BSB₅/l, steigt jedoch in Feldkirch und Hofsteig während der Kampagne in der Obstverarbeitung auf 500 - 600 mg/l an. Die geforderten Abflußwerte von 20 mg/l werden meist und oft erheblich unterschritten. Der Energieverbrauch liegt zwischen 0,5 ÷ 0,8 kWh/kg BSB₅.

3.1.1. ARA Region Feldkirch:

Ausbaugröße 100.000/200.000 EGW (hydraulisch/Verschmutzung)

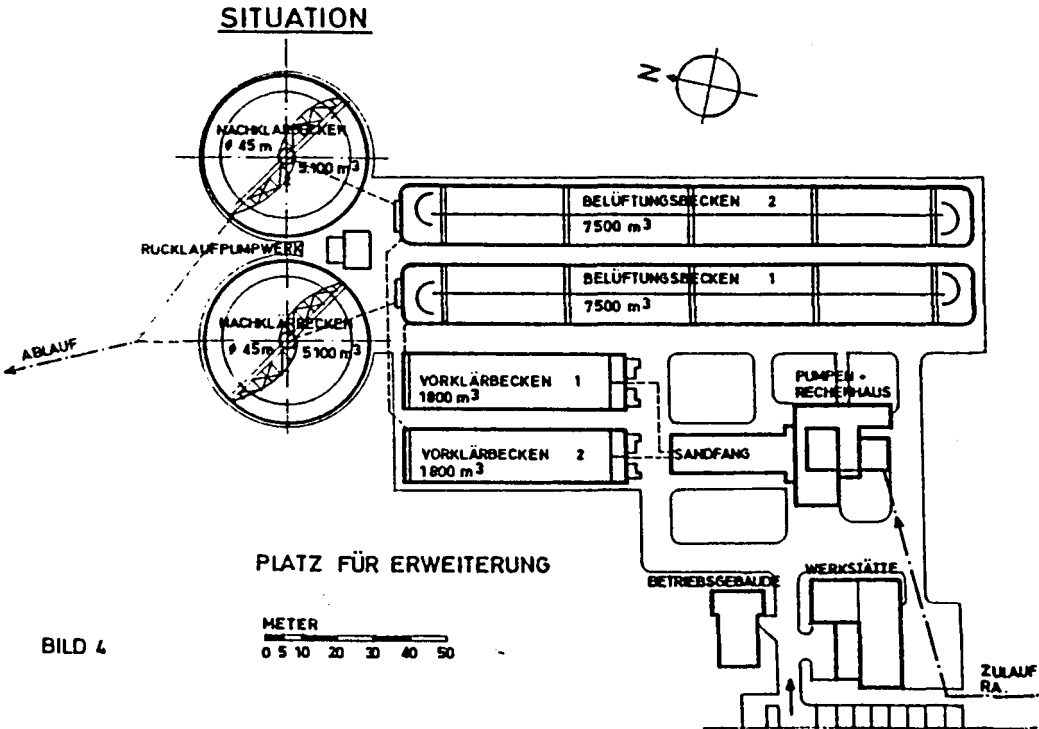
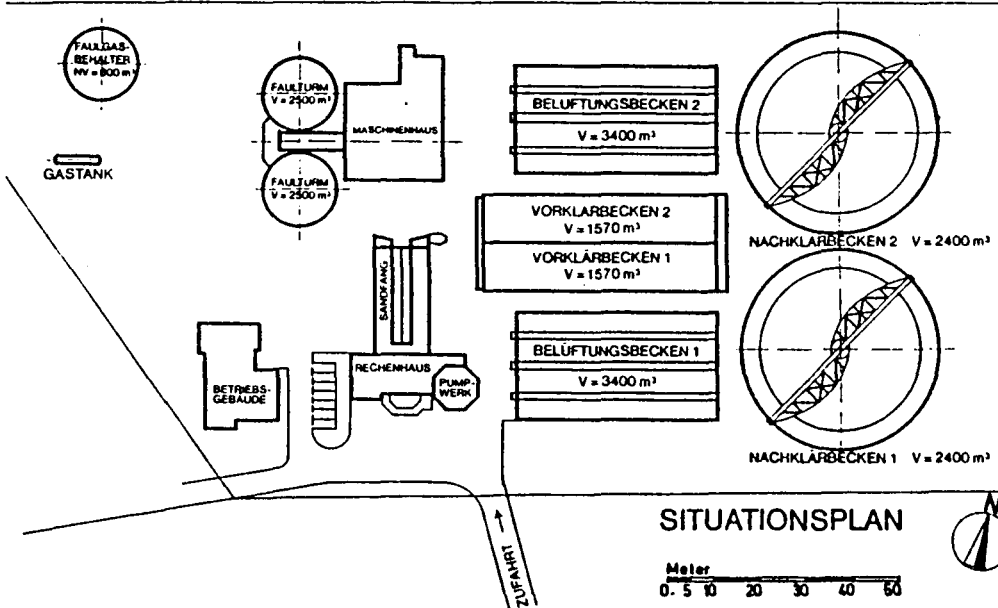


BILD 4

Derzeitiger Zulauf ca. 20.000 m³/Tag.
 BSB₅-Fracht ca. 5.000 - 10.000 (Obstkampagne + Industrie) kg/d.
 Häusliches Abwasser erst zu 60 % erfasst.
 Ablaufqualität meist 10 mg/l zulässig 20 mg/l
 Phosphatgehalt im Zulauf 2-5 mg/l
 Phosphatgehalt im Ablauf: ca. 85 % Abbau
 Durch Fällung mit Alusulfat konnte die Sichttiefe von 30 auf
 90 cm gesteigert werden.
 Fällmittelverbrauch ca. 900 l/d
 Belüftungsbecken 2 wird derzeit zur Schlammstabilisierung ver-
 wendet. Mit dem Bau der Faultürme wird im Frühjahr begonnen.
 Baukosten: 110 Mill. ÖS (ohne Faulung)
 Inbetriebnahme: Frühjahr 1979

3.1.2. ARA Region Hohenems

Ausbaugröße 80.000/120.000 EGW (hydr./BSB₅)



Ein Großteil des Kanalnetzes ist in den Verbandsgemeinden noch in Bau bzw. Planung. Hauskläranlagen sind weitgehend noch in Betrieb.

derzeitiger Zulauf ca. 10.500 m³/d

Mittlere BSB₅-Konzentration 100 - 150 mg/l

Ablaufqualität ca. 10 mg/l

Phosphatgehalt im Zulauf stark schwankend

zwischen 2 und 15 mg/l (Industrieeinfluß)

Fällmittel: Fe₃-Chlorid, ca. 1.000 l/d

Phosphatgehalt im Ablauf: 1 mg/l

TS-Gehalt in der Belebung: 2 - 3 kg/m³

Bei höheren TS-Gehalten verschlechtert sich der Ablauf sehr schnell, dies ist auch an der rapiden Abnahme der Flocken und Wimpertierchen sichtbar.

Faulung: derzeit noch stark unterbelastet, der CH₄-Anteil beträgt ca. 75 - 80 %

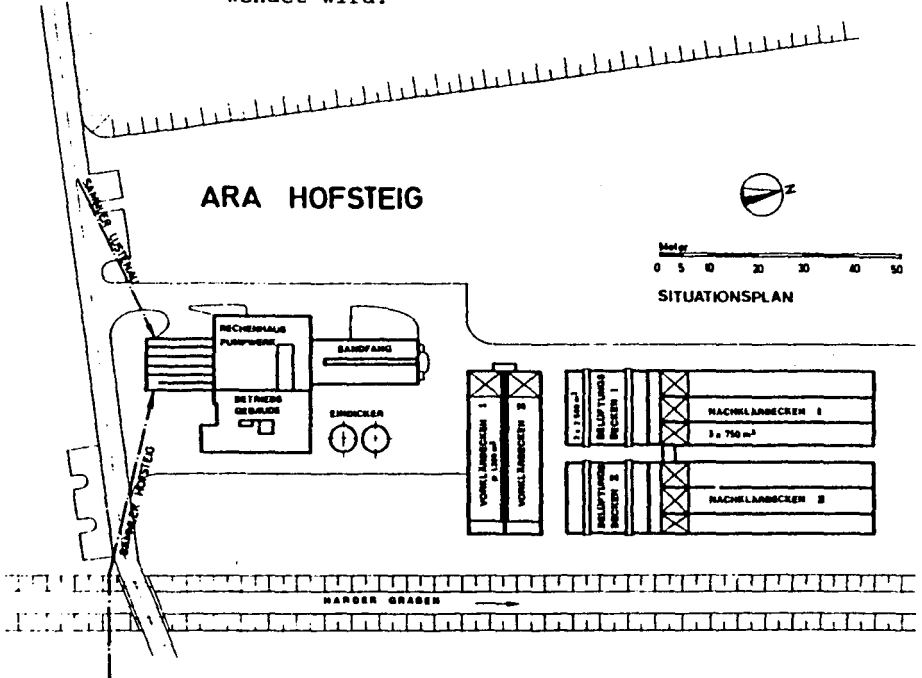
Baukosten: 120 Mill. ÖS

Inbetriebnahme: Frühjahr 1981

3.1.3. ARA Region Hofsteig

Ausbaugröße 80.000/90.000 EGW (hydr./BSB₅)

derzeit 45.000 EGW, da nur 1 Straße in Betrieb ist und die 2. für die Schlammstabilisierung verwendet wird.



derzeitiger Zulauf ca. 10.000 m³/d

Zulaufkonzentration 150 - 400 mg/l

Ablaufqualität ca. 5 - 15 mg/l

Phosphatgehalt im Zulauf: 3,5 - 8 mg/l

Fällmittel: Eisenzweichlorid

Phosphatgehalt im Ablauf: 0,5 - 1,5 mg/l

Faulung: Beginn Frühjahr 1982

Probleme mit der Schwimmschlammabeseitigung im Nachklärbecken, Blähschlamm zur Zeit der Obstkampagne.

Energieverbrauch: ca. 1 kWh/kg BSB incl. Stabilisierung

Baukosten: 68 Mill. ÖS (ohne Faulung)

Inbetriebnahme: Frühjahr 1977

3.2. Kleinanlagen

Hier schwanken die Betriebsergebnisse je nach Zulauf und Wartung sehr stark. Zum Teil werden die Mindestanforderungen noch merklich unterschritten (Riefensberg), bei anderen Anlagen und bei mangelnder Wartung konnten Abflußwerte von 100 mg BSB₅ im Ablauf beobachtet werden.

Probleme entstanden auch trotz Trennsystem durch zu hohen Anteil an Fremdwasser.

Dipl.-Ing.R.MANAHL
Bergstraße 8
6900 Bregenz

PROBLEME, ERFAHRUNGEN UND BETRIEBSERGEBNISSE ÖSTERREICHISCHER
ABWASSERREINIGUNGSANLAGEN

Ernst Kauderer

1. KRITISCHE BEMERKUNGEN ZU DEN GRUNDLAGEN ZUR BEURTEILUNG
DER BETRIEBSERGEBNISSE VON KLÄRANLAGEN:

- o eingebaute registrierende Meßgeräte
- o Eigenüberwachung mit Betriebsberichten
- o Fremdüberwachung

1.1. Eingebaute registrierende Meßgeräte

1.1.1. Systemfehler

Selbst Fachfirmen bauen schwere Systemfehler, die einzelnen Komponenten, Ein- und Ausgangswerte sind nicht aufeinander abgestimmt. Als Beispiel sei angeführt, daß eine Sauerstoffmeßsonde unbrauchbar ist, die zu empfindlich reagiert oder die Möglichkeit zu Verhängungen von Faserstoffen bietet.

1.1.2. Wartung, Eichung

Die Anleitungen für die Wartung insbesondere für die Eichung sind oft schlecht, unübersichtlich, u.U. in anderer Sprache, sodaß der Klärwärter nicht damit zurecht kommt und daher über längere Zeit falsche oder überhaupt keine Werte registriert werden. Beispiel: Über ein Jahr lang konnten Trübungsmesser nicht in volle Funktion gebracht werden. Die Lieferfirmen sind teilweise nicht in der Lage, die Geräte selbst zu reparieren, bzw. wenn die Reparatur durchgeführt wird, werden die Zusammenhänge der Meßgerätekombination gestört und der Fehler verlagert.

Die Lieferfirmen sind meist nicht die Erzeugerfirmen, die zudem oft im Ausland ihren Sitz haben. Reparaturen bei der

Erzeugerfirma bedingen durch Schadensfeststellung, Versand, Zoll etc. monatelange Geräteausfälle.

1.1.3. Interpretation der registrierten Werte

Ohne schriftlichen (Randbemerkungen) oder mündlichen Kommentar der registrierten Werte führen stärkere Abweichungen desselben leicht zu Fehlinterpretationen, wenn beispielsweise Maschinenausfälle, Verstopfungen oder besondere Betriebsfälle die Meßstreifen verfälschen.

1.2. Eigenüberwachung mit Betriebsberichten

Voraussetzung ist eine Minimallabora-ausrüstung, die teilweise bei älteren Anlagen nicht vorhanden ist und deren Nachschaffung auf Unverständnis stößt. Dazu kommt gelegentlich die Trägheit bzw. das Unvermögen des Klärwärters.

Bei Fremdüberwachung von Kläranlagen wurden des öfteren haarsträubende Fehler in den Betriebsberichten festgestellt, die ihre Ursache in

- o erfundenen Daten (z.B. um das Betriebsergebnis zu verbessern)
- o Verwendung unbrauchbarer Chemikalien
- o falschen Mengenangaben (z.B. Überschußschlammschätzung!)
- o Fehlern in der Bedienung und Auswertung

haben.

1.3. Fremdüberwachung

Die Fremdüberwachung stellt nur eine Momentaufnahme dar und ist aus diesem Grunde auf die Registrierungen von wichtigen Parametern und auf die Auswertung der Aufzeichnungen der Eigenüberwachung angewiesen, um gültige Aussagen über die Durchschnittsfunktion der Anlage machen zu können.

Die Funktionsprüfungen in meinem Bereich erhielten durch die Ausdehnung der Überprüfungsdauer auf 12 bzw. 24 Stunden mit Bestimmung der Schmutzfracht gemäß dem ÖWWV-Regelblatt 6 "Richtlinie für die Fremdüberwachung biologischer Abwasserreinigungsanlagen" eine wesentlich höhere Aussagekraft, insbesondere in Hinblick auf die konsentierten Belastungswerte. Zusätzliche Untersuchungen beschäftigen sich vornehmlich mit den Schlammparametern, wobei mir besonders die Grund- und Maximalatmung, die Aussagen über Nitrifikations- und Denitrifikationsleistung von besonderer Wichtigkeit erscheinen.

Überhaupt ist dem Schlamm und seiner genauen Untersuchung in Hinkunft noch mehr Augenmerk zu widmen, weil sich aus der Zusammenschau der Schlammparameter auf die Gesamtbelastung der Kläranlage über einen längeren Zeitraum schließen läßt.

Eine wertvolle Hilfe stellen die von der Gewässergüteaufsicht des Amtes der Steiermärkischen Landesregierung seit Anfang 1981 durchgeführten Kurztests für alle größeren Kläranlagen dar.

Der Befund enthält in Erweiterung des Regelblattes 6

- absetzbare Stoffe
- pH-Wert
- El. Leitfähigkeit
- Ammonium - Stickstoff
- Nitrat - Stickstoff
- o-Phosphat - Phosphor
- Organ. Kohlenstoff
- Chem. Sauerstoffbedarf.

Wichtig dabei erscheint, daß die Probenentnahme vom Gesamt-
ablauf und nicht vom Rinnenüberfall genommen wird; .
vielleicht könnte die Aussagekraft durch Untersuchung einer
Mischprobe ohne wesentlichen Aufwand erhöht werden.

2. AUSWERTUNG DER BETRIEBSERGEBNISSE

Für die Auswertung der Betriebsergebnisse erscheint es von besonderer Wichtigkeit, daß der Fachingenieur auch die Kläranlage und den Klärwärter, insbesondere hinsichtlich der Verläßlichkeit seine Angaben und Aussagen kennt. Erst im vertraulichen Gespräch sind manche Informationen zu erfahren. In einem konkreten Fall war die Rechensteuerung über Monate kaputt, dadurch die davor liegende registrierende Freispiegel-Mengenmessung während dieser Zeit wechselnd überhöht.

Aus den Betriebsberichten resultierte eine unverständliche hydraulische Überlastung, die erst nach oftmaliger, peinlicher Befragung des Klärwärters aufgeklärt werden konnte.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, daß die biologische Reinigung fast immer in Ordnung ist, der BSB_5 liegt meist bei 25 mg/l vereinzelt bis 40 mg/l des abgesetzten Ablaufes.

Schlechtere Betriebsergebnisse resultieren meist aus Schlammabtrieb, der seine Ursache in

- o Auftreten von Blähschlamm
- o Denitrifikations-Schwimmschlamm
- o hydraulischer Überlastung

hat.

Hiebei ist der Blähschlamm ein weitverbreitetes schwer zu beherrschendes Problem, die hydraulische Überlastung auf das Kanalsystem bzw. eine falsche Bemessung der Kläranlage zurückzuführen, während der Denitrifikations Schwimmschlamm vielfach auf falsche Betriebsweise aus mangelnder Kenntnis der Zusammenhänge zurückzuführen ist bzw. als Fettschicht gedeutet wird.

3. ERFAHRUNGEN BEIM BETRIEB DER SCHLAMMFAULUNG MIT GASVERWERTUNG BEI BLÄHSCHLAMM

An die Kläranlage Stainz sind etwa 2000 Einwohner, eine Molkerei mit ca. 1000 - 2000 EGW, ein fleischverarbeitender Betrieb mit wechselnder Belastung von 1000 bis 5000 EGW und eine Obstverwertung von 10.000 - 20.000 EGW angeschlossen.

Der Kläranlagenzulauf von ca. 1000 m³/d hat einen schwankenden pH-Wert von 2- 12. Die Kläranlage hat zufolge der geringen angeschlossenen Einwohner vorläufig keine mechanische Stufe; die biologische Reinigung erfolgt mit feinblasiger Tiefenbelüftung.

Der Überschussschlamm wird in einem Faulbehälter ausgefault, das anfallende Methangas zur Heizung bzw. Betrieb eines Gasmotors verwendet, wobei die Abwärme Heizungszwecken dient.

Der eingedickte Überschussschlamm erreicht oft nur 0,8 - 1,5 % Trockensubstanz, wobei auch die Zugabe von Flockungsmittel oder Eisenchlorid keine Besserung brachte.

Dieser Zustand löst eine Kettenreaktion aus: die größere in den Faulbehälter einzubringende Schlammmenge erfordert eine größere Wärmemenge zur Aufheizung, gleichzeitig wird die Aufenthaltszeit im Faulbehälter und damit die Gasausbeute und der Grad der Ausfäulung reduziert.

Diese gegenläufigen Faktoren bedingen einen hohen Einsatz von Fremdenergie und machen die zeitweise schon vorhandene Rentabilität des Gasmotors zunichte.

Aus den Diagrammen der Abbildung 1 und 2 ist ersichtlich, daß eine Eindickung des Überschussschlammes wesentliche Vorteile bringen kann.

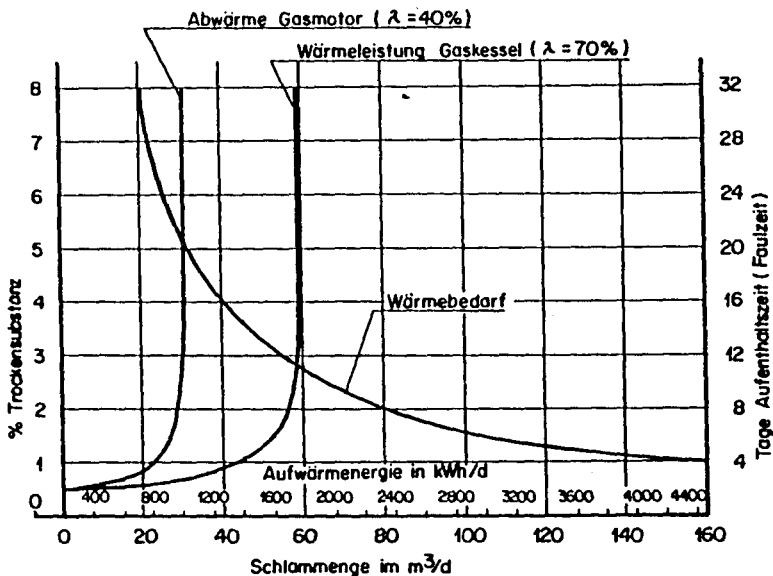


Abbildung 1

$$\Delta T \text{ Schlamm (12} \rightarrow \text{35)} = 22^\circ\text{C}$$

$$\Delta T \text{ Faulbeh. (10} \rightarrow \text{35)} = 25^\circ\text{C}$$

$$\text{Wärmeverlust FB} = 20 \cdot 10^3 \text{ kWh/m}^2 \cdot ^\circ\text{C}$$

$$\text{Faulgas} = 201/\text{EGW.d}$$

$$\text{Schlammfall} = 80\text{Gts}/\text{EGW.d}$$

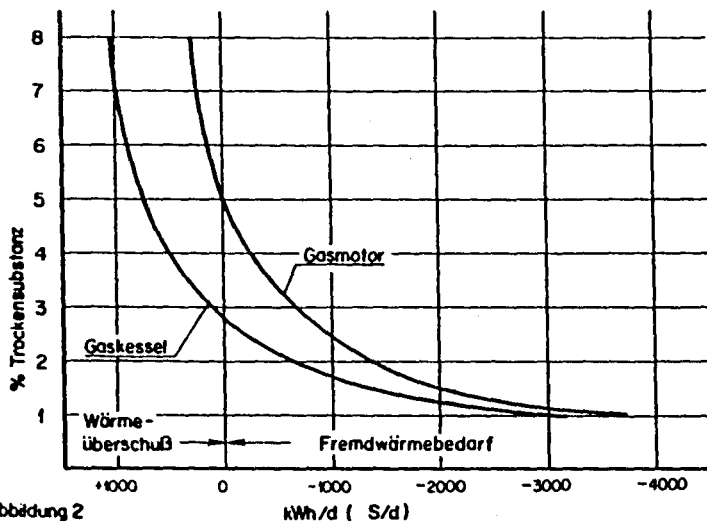


Abbildung 2

In der Abbildung 1 ist für 20.000 EGW der Wärmebedarf für die Aufwärmung des Schlammes in Abhängigkeit von der Trockensubstanz einerseits und der nutzbare Wärmeanteil bei Kesselbetrieb und Gasmotorbetrieb in Abhängigkeit der Aufenthaltszeit andererseits dargestellt.

In der Abbildung 2 ist die Energiebilanz in Abhängigkeit von der Trockensubstanz für die Betriebsfälle Gaskessel und Gasmotor dargestellt.

Bei Gasmotorbetrieb ist gemäß Diagramm eine Mindest-Trockensubstanz von 5,1 % erforderlich, bei Gaskesselbetrieb eine Mindest-Trockensubstanz von 2,7 % notwendig, um ohne Einsatz von Fremdenergie auszukommen.

Zur weitergehenden Schlammeindickung wurden Versuche mit einem Entwässerungsreaktor gefahren, der aus einer Siebtrommel mit Schlammkonditionierung besteht.

Als positives Ergebnis konnte eine Trockensubstanz von 7 - 10 % bei Zugabe von 4 g Flockungsmittel je kg TS und einem Energieeinsatz von 0,25 kWh/m³ erreicht werden. Damit ist die Voraussetzung geschaffen, daß die Schlammlinie ohne Fremdwärmebedarf betrieben werden kann.

Der Betrieb der Vorentwässerung bringt nachstehende Kosten:

$0,08 \text{ kg TS/EGW.d} \times 20.000 \text{ EGW} \times 0,004 \text{ kg Fi/kg TS} \times 100 \text{ S/kg FM} =$

	S	640,--	FM-Kosten
+ ca.	S	<u>20,--</u>	Stromkosten
	S	660,--/d	

In Tabelle 1 ist die Wärmeenergiesituation für Gaskessel- bzw. Gasmotorbetrieb und die Gesamtenergiesituation (Wärme und mech. Energie) für Gasmotorbetrieb in Abhängigkeit der Trockensubstanz des Überschussschlammes mit und ohne Vorentwässerung für die Übergangszeiten Frühling und Herbst, in denen eine Gebäudeheizung notwendig ist, dargestellt. Im Kostenvergleich wird vereinfachend 1 kWh gleich S 1,-- gesetzt.

% TS des Überschuß- schlammes	Gaskessel			Gasmotor						
	ohne Vorentw.	mit Vorentw.		ohne Vorentw.			mit Vorentwässerung			
		kWh/d S/d	kWh/d S/d	Differenz	Wärme E.	Mech. E.	Ges. E.	Wärme E	Mech. E	Ges. E.
	S/d			kWh/d	kWh/d	kWh/d, S/d	kWh/d	kWh/d	kWh/d, S/d	kWh/d
6	+900	+1096	-464	+130	+892	+1022	+270	+892	+1162	-520
5	+762	"	-326	-40	"	+882	"	"	"	-380
4,5	+620	"	-184	-120	"	+772	"	"	"	-270
4	+539	"	-103	-250	"	+642	"	"	"	-140
3,5	+330	"	+106	-450	+892	+442	"	"	"	+50
3	+167	"	+269	-670	+880	+210	"	"	"	+292
2,5	-210	"	+646	-970	+860	-110	"	"	"	+612
2	-650	"	+1086	-1360	+845	-515	"	"	"	+1017
1,5	-1450	"	+1886	-2100	+798	-1302	"	"	"	+1804
1	-3233	"	+3669	-3700	+689	-3011	"	"	"	+3513
0,5	-8560	+1096	+8996	-8560	+157	-8403	+270	+892	+1162	+8905

Tabelle 1

Der wirtschaftliche Einsatz des Entwässerungsreaktors liegt sowohl bei Gaskesselbetrieb als auch Gasmotorbetrieb ab einer Trockensubstanz von 3,5 % und darunter.

Im Sommer sinkt die Rentabilität, im Winter steigt sie beträchtlich.

Literaturhinweise:

v.d.EMDE W.: Praktikum der Kläranlagentechnik
a.d. T.U. Wien

Baurat h.c.Dipl.-Ing.E.KAUDERER
Schanzelgasse 15
8010 G r a z

BETRIEBSERGEBNISSE BEI KLEINEREN KLÄRANLAGEN UNTER BESONDERER BERÜCKSICHTIGUNG DER PHOSPHORENENTFERNUNG

Wolfgang Stalzer

1. ENTWICKLUNG

An Hand der im Bgld. Wirkungsbereich gemachten Erfahrungen sollen nachfolgend einige Betriebsergebnisse bei kleineren Kläranlagen aufgezeigt werden. Auf die Siedlungsstruktur im Burgenlande selbst wurde bereits im vorangehenden Beitrag über die Abwasserverbände eingegangen. Insgesamt sind in diesem Bereich mit Stand Ende 1981 55 vollbiologische Kläranlagen in Betrieb. Entsprechend der Siedlungscharakteristik - 50 % aller Gemeinden weisen weniger als 1700 Einwohner und 90 % weniger als 3000 Einwohner auf - liegt die Anschlußgröße der meisten Kläranlagen (absolut 71 %) unter 5000 EGW.

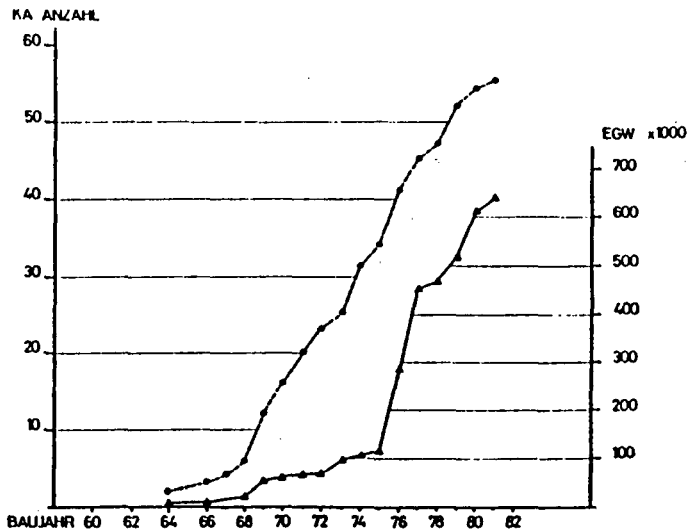


Abb. 1: Kläranlagenentwicklung und Gesamtkapazität

78 % aller Kläranlagen liegen unter 10.000 EGW. Auf die restlichen 22 % bzw. 12 Kläranlagen entfallen jedoch 63 % der Kläranlagenkapazität bzw. in EGW ausgedrückt 406.000. Auf 5 Beispiele dieser mittleren Kläranlagen wurde bereits im Beitrag zur Kostenproblematik bei Abwasserverbänden eingegangen. Von den verbleibenden kleineren Kläranlagen wurden die meisten zwischen 1968 und 1978 errichtet. Von diesen 40 Kläranlagen mußten in der Zwischenzeit insgesamt 6 bereits erweitert werden. Diese Erweiterungen waren durch eine stürmisch einsetzende Fremdenverkehrsentwicklung sowie durch Industrie- und Gewerbeeinleitungen erforderlich geworden. 10 weitere derartige Anlagen lassen zumindest fallweise Überlastungen erkennen, sodaß künftig Erweiterungen bzw. der Anschluß an Abwasserverbände erforderlich wird. Es wäre jedoch falsch aufgrund vorgenannter Zahlen generelle Schlüsse hinsichtlich der kleineren Kläranlagen zu ziehen. Am Beispiel der Region Neusiedler See soll näher auf die Wirkungsweise dieser Anlagen eingegangen werden.

Durch die Erschließung größerer Trinkwasservorkommen und deren regionale Verteilung sowie durch systematische Erschließung der Seegemeinden für den Fremdenverkehr und durch die Industrieansiedlungen nach 1960 wurde die Frage der Abwasserreinigung erst relativ spät aktuell. Zunächst wurden Kläranlagen in den Seeufergemeinden errichtet. Dem damaligen Stand der Technik entsprechend wurden diese Anlagen für vollbiologischer Reinigung mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung (Ausführung als "Hochlastgräben" bzw. "Belebungsgräben") ausgelegt. Einem gewissen Zeittrend entsprechend wurden ab 1969 im verstärkten Ausmaß Kompaktanlagen mit vollbiologischer Reinigung und getrennter aérober Stabilisierung errichtet. Diese Phase dauerte etwa bis 1977, wobei in dieser Zeit 12 derartige Anlagen gebaut wurden. In weiterer Folge sind 2 größere Verbandskläranlagen, wobei die eine wegen der hohen Industriebelastung für gleichzeitige

Stabilisierung und die andere wegen der schwachen Vorflutverhältnisse als Langzeitbelebungsanlage mit beheiztem Faulbehälter ausgelegt wurden, in Betrieb gegangen. Insgesamt ergibt sich für den Raum Neusiedler See folgender Stand (1981):

Bemessungs EGW	Anzahl der Anlagen
300 bis 2.000	6
2,000 bis 5.000	8
5.000 bis 10.000	4
10.000 bis 50.000	4
größer 50.000	1

2. KLÄRANLAGENÜBERWACHUNG

In Anlehnung an die von v.d. EMDE (1978) niedergelegten Überwachungsmechanismen wurde zunächst eine verstärkte Eigenkontrolle durch das Kläranlagenbetreuungspersonal veranlaßt. Dabei wurde erstmals eine einheitliche Ablaufkontrolle mit Hilfe von Schnellanalysensätzen (Testkits) eingeführt. Da praktisch alle Kläranlagen im See-einzugsgebiet für Nitrifikation ausgelegt sind, gewinnt der Klärwärter über die Meßergebnisse für $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$ Rückschlußmöglichkeiten auf die organische Restbelastung. An Hand der $\text{PO}_4\text{-Ablaufbestimmungen}$ sollte der optimale Fällmitteleinsatz gesteuert werden. Die Ablaufüberwachung ist täglich durchzuführen und die Ergebnisse im Betriebsbuch festzuhalten. Vergleichsauswertungen mit den Ergebnissen der Fremdüberwachung (STALZER 1981) haben ergeben, daß diese einfachen Farbvergleichstests sehr gute Anhaltswerte ermöglichen. Vorallem bei der Überwachung des Restphosphatgehaltes haben sich im angestrebten Bereich 0,4 bis 0,8 mg $\text{PO}_4\text{-P/l}$ gute Übereinstimmungen gezeigt.

Im Rahmen der Fremdüberwachung durch die Aufsichtsbehörde wurde ab 1979 zusätzlich eine tägliche Ablaufüberwachung aller Abwasserreinigungsanlagen eingeführt. Die analytische Aufarbeitung umfaßt die Bestimmung von

$\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{PO}_4\text{-P}$ sowie, je nach Verfügbarkeit der Geräte, von TOC oder COD. Die täglichen Abwassermengen sowie die Analyseergebnisse werden in einer Minicomputeranlage gespeichert. Die Datenverarbeitungsanlage ermöglicht eine entsprechende Übersicht und Auswertung sowie über Textprogramme eine rasche Information der Klärwärter selbst. Diese erfolgt in Form eines Wochenberichtes (Abb.2), der die Analyseergebnisse sowie über Kennziffern vortextierte Beurteilungen und Empfehlungen enthält.

Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abt. XIII/3-Gewässeraufsicht, 7041 Hulkaprodersdorf
Tel. : 02687/62122

Zahl XIII/3-GA-Parndorf /B 04-1982

Betr.: Kläranlage Parndorf

Kläranlage Parndorf
z.Nd. Herrn Wuketich J.

7111 Parndorf

Nachstehend ergehen die Ergebnisse der
Kläranlagenablaufüberwachung vom 25.01.82 bis 29.01.82 :

Datum	Q m ³ /d	DSB5 mg/l	COD mg/l	TOC mg/l	NI14-N mg/l	NO3-N mg/l	TKN mg/l	PO4-P mg/l	Ges P mg/l
25.01.82	0		33.6		22.0	13.3			
26.01.82	450		30.1		19.4	11.0		.6	
27.01.82	450				19.8	10.3		.6	
28.01.82	360		26.5		19.0	10.9		.4	
29.01.82	630		30.0		23.6	7.4		.2	

Beurteilung :

Die Ablaufergebnisse sind zufriedenstellend.
Die Belüftung ist zu verstärken.
Die angestrebten Sollwerte im Ablauf betragen :

DSB5	15 mg/l
COD	50 mg/l
TOC	15 mg/l
PO4-P	0.8 mg/l
NI14-N	5 mg/l

Abb. 2: Beispiel Wochenbericht

Neben dem Informationswert soll vor allem durch den wöchentlichen Kontakt auch eine entsprechende Motivation erreicht werden. Für die Aufsichtsbehörde werden die Daten intern in Form einer Monatsauswertung zusammengestellt und statistisch ausgewertet. Eine Jahresübersicht stellt für beliebig anwählbare Zeitspannen einen Überblick über Monatsmittelwerte der Abwassermengen, Konzentrationen und Frachten dar.

3. BETRIEBSERGEBNISSE - REINIGUNGSLEISTUNG

Zielrichtung der in der Strategie zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (v.d. EMDE u.a., 1979) aufgestellten Forderungen war

- ein verlässlicher Betrieb der Kläranlagen
- eine Senkung der aus dem kommunalen Bereich stammenden Phosphorfrachten in Stufen auf 19 t/Jahr, 12 t/Jahr und zuletzt 6 t/Jahr .

Einen Überblick über die Ausgangssituation bieten Untersuchungen von Ablaufmischproben von 4 Einzeltagen, die in Zusammenarbeit mit der TU Wien 1976 gezogen wurden. Zur Beurteilung wurde ein COD-Grenzwert von 75 mg/l herangezogen. Im Mittelwert dieser 4 Einzeltage entsprachen 1976 6 von 17 Anlagen nicht den Grenzwerten (Vgl. Abb.3).

Die schlechte Reinigungsleistung konnte lediglich in einem Fall eindeutig auf Überlastung zurückgeführt werden. In diesem Falle wurden fälschlicherweise Feststoffe aus einem Nahrungsmittelbetrieb in die Kanalisation eingeleitet. In den anderen 5 Fällen waren wohl teilweise auch Überlastungen aufgetreten, die ungenügende Reinigungswirkung wurde jedoch durch mangelnde Betriebsführung verursacht. Eine Wiederholung (2 Meßtage) im September 1977 zeigt, das 4 von 20 Anlagen über den Grenzwerten lagen. Der Prozentsatz der Kläranlagen mit mangelndem Reinigungsergebnis konnte durch eine verstärkte Kläranlagenbetreuung von 35 % auf 20 %

gesenkt werden.

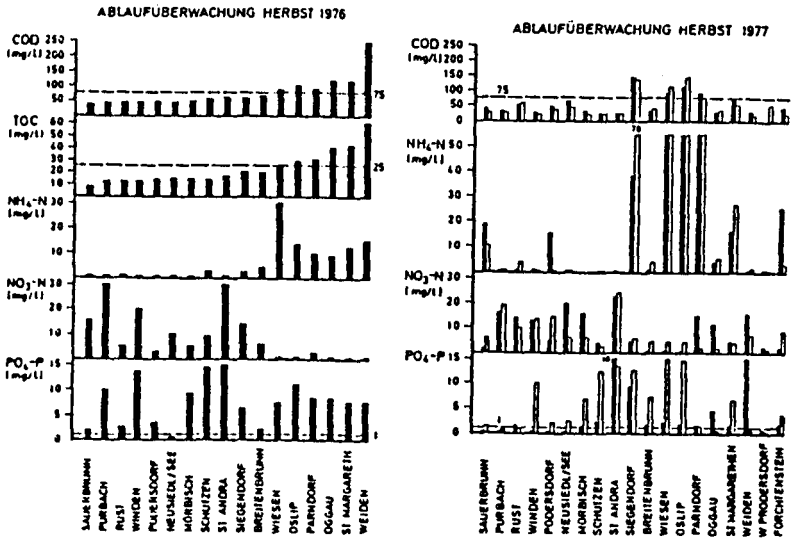


Abb. 3: Ablaufkontrolle 1976 und 1977

Aber auch 1977 war die Ursache für die schlechten Reinigungsleistungen primär durch Wartungs- und Betriebsfehler gegeben. Bemerkenswert ist bei beiden Ergebnisdarstellungen der enorme Ammoniumstickstoffanstieg bei unzureichendem Kohlenstoffabbau. Ergänzend ist noch festzuhalten, daß im Jahr 1976 und 1977 bereits großtechnische Vorversuche zur Simultanfällung durchgeführt wurden und daher die Phosphatablaufwerte bei einigen Anlagen bereits relativ nieder lagen. Von Mai 1978 bis Okt. 1978 wurden an 6 Tagen gleichfalls Ablaufproben gezogen. Im Mittelwert wurde bei 2 von 21 Kläranlagen eine Überschreitung der organischen Restbelastung festgestellt. Bezogen auf die kleineren Kläranlagen lagen nur mehr 10 % über dem Grenzwert. In beiden Fällen kann sowohl Überlastung als auch unzureichende Wartung als Ursache aufgeführt werden.

1979 wurde systematisch mit der intensiven Fremdüberwachung begonnen. Die organische Restbelastung wurde bei 2 von 21 Kläranlagen markant überschritten (Abb. 4).

Eine Anlage davon war nur kurzzeitig durch extreme Stoßbelastungen aus einer Winzerei überlastet, die andere war ganzjährig überlastet.

Wird allerdings nur eine 15 % Überschreitungshäufigkeit des Grenzwertes zur Beurteilung herangezogen, so erreichten bzw. überschritten 5 Kläranlagen diesen Punkt. Von den 5 Kläranlagen liegen 4 unterhalb von 5.000 EGW und eine wurde für 7.500 EGW bemessen. 3 Kläranlagen sind eindeutig längerfristig überlastet, 1 Kläranlage fallweise durch Winzereiabwässer.

Eine Phosphorelimination mittels Simultanfällung wurde auf 19 Kläranlagen ganzjährig durchgeführt. Die Ergebnisse 79 zeigen bereits deutlich den Erfolg der Bemühungen. Bereits im 1. Jahr nach Einführung der nachträglichen Simultanfällung konnte die abgestoßene Jahresfracht auf 13 t $\text{PO}_4\text{-P}$ gesenkt werden. Bezogen auf die Jahresabwassermenge von 10,3 Mio. m^3 entsprach dies 1,3 mg/l. Die Situation bezüglich der Phosphorentfernung konnte 1981 noch erheblich verbessert werden. Bei einer Jahresabwassermenge von 10,2 Mio. m^3 wurden insgesamt 7,3 t $\text{PO}_4\text{-P}$ als Jahresfracht ausgewiesen. Die Jahresmittelwerte der einzelnen Anlagen wurden auf Abb. 5 dargestellt. Bei der organischen Restbelastung wiesen 4 Anlagen im Mittelwert eine Überschreitung des Grenzwertes beim TOC auf. Unter Berücksichtigung der 15 % Überschreitungshäufigkeit konnte bei 6 Anlagen eine Überschreitung festgestellt werden. Sämtliche Anlagen wurden im Grössenbereich unter 5.000 EGW ausgelegt. Ergänzend muß jedoch festgestellt werden, daß 2 Kläranlagen im Meßzeitraum umgebaut bzw. erweitert wurden und durch die Bauprovisorien kurzfristige Überschreitungen in Kauf genommen werden mußten. Es verbleiben somit 4 Anlagen, bei denen in absehbaren Zeiträumen Sanierungen erforderlich werden.

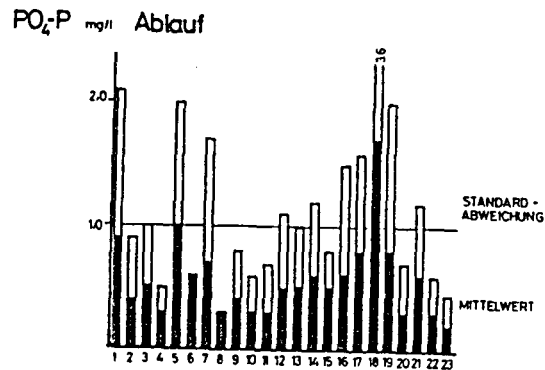
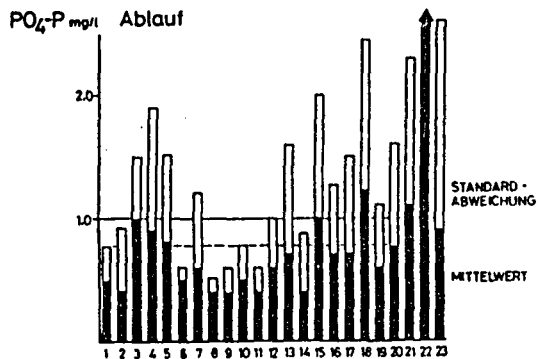
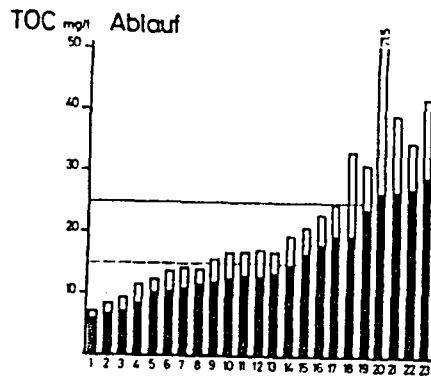
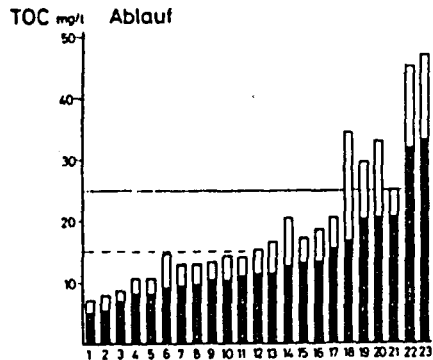


Abb. 4: Fremdüberwachung 79/80

Abb. 5: Fremdüberwachung 81

4. BETRIEBSABWICKLUNG SIMULTANFÄLLUNG

Die Vorschreibung der Simultanfällung erfolgte über Einzelbescheide gemäß § 33 Abs. 2 WRG 1959. Bereits vor Erlassung der Bescheide wurde die Problematik im Zuge von Aufklärungsgesprächen an die Gemeindevertreter herangetragen. Gleichzeitig wurden in Zusammenarbeit mit der TU Wien bei einzelnen Anlagen großtechnische Vorversuche durchgeführt. An Hand der Voruntersuchungen konnte festgestellt werden, daß

- bei Einsatz von Eisensulfat als Fällmittel die geforderten Ablaufqualitäten (kleiner 1 mg Ges.P/l) problemlos erreicht werden können.
- bei den vorhandenen Langzeitbelebungsanlagen zufolge des hohen Schlammalters auch eine intermittierende Dosierung keine Nachteile bringt.

Aufbauend auf Erfahrungen konnten die notwendigen Vorarbeiten wie folgt durchgeführt werden:

- Abhaltung eines Informationsseminares für die Kläranlagenbetreiber (Bürgermeister und Gemeindebeamte) mit Ausgabe von entsprechenden Unterlagen über Seereinhaltung allgemein, Phosphorentfernung mittels Simultanfällung, Fällungschemikalien, Dosierung und Kontrollmöglichkeiten.
- Einschulung der Klärwärter bei sogenannten "Klärwärterausprachetagen" und durch persönliche Beratung.
- Unterstützung und Beratung der Gemeinden bei den notwendigen Adaptierungsarbeiten (Lagerung und Dosierung).

Den Gemeindevertretern wurde grundsätzlich die Wahl des Fällungsmittels freigelassen, es wurde jedoch auf die wirtschaftliche Zweckmäßigkeit des Eisensulfates an Hand von Preisvergleichen hingewiesen. Als Fällmittel wird nunmehr auf allen Kläranlagen Ferrosulfat ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) eingesetzt. Nach Überwindung der Anfangsschwierigkeiten kann zur

Durchführung der Simultanfällung folgender Überblick gegeben werden:

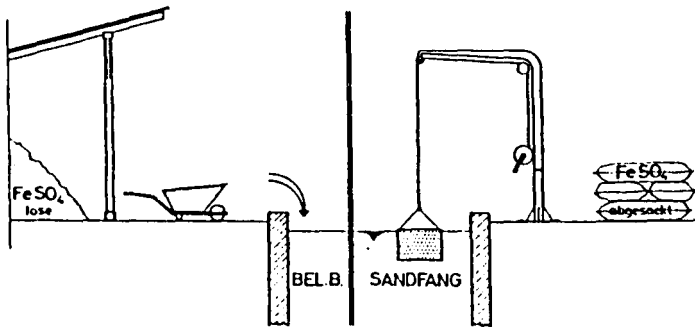
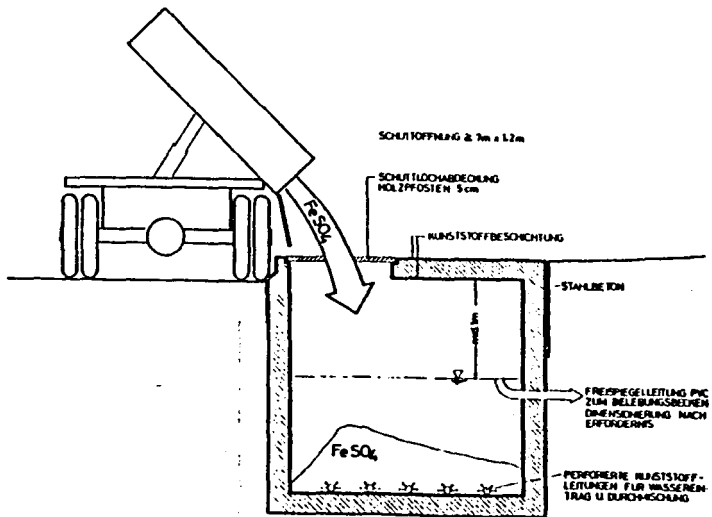
Transport und Lagerung: Je nach Jahresverbrauch und Lagerungsmöglichkeiten wird das Fällmittel lose bzw. in Säcke abgepackt transportiert. Aus wirtschaftlichen Gründen umfaßt das Transportvolumen jeweils einen LKW-Zug (ca. 20 bis 25 t). Bei losem Transport wird das FeSO_4 in mit Bitumen ausgekleideten Lagermulden, die zweckmäßigerweise durch ein einfaches Flugdach abgedeckt sind, gelagert bzw. direkt in Lösebecken gekippt. Die Lagerkapazität soll jedenfalls das Transportvolumen übersteigen.

Bei den Lösebecken haben sich ebenerdige rechteckige Bunkerbauwerke mit einer Schüttlänge entsprechend dem LKW-Hänger bewährt. Ein Radabweisbord ermöglicht eine knappe Zufahrt und geringe Verunreinigungen. Die Schüttgasse sollte durch rostfreie Stahlstäbe gesichert sein, das Becken selbst sollte zumindest teilweise abgedeckt sein. Eine Auskleidung mit säurebeständigem Material wie z.B. Kunstharzbeschichtungen ist unbedingt erforderlich. Bei derartigen Lösebecken ist zu beachten, daß durch das Eisensulfat keine Herabsetzung des Gefrierpunktes erfolgt. Bei Antransport in Säcken sind besondere Vorkehrungen am Lagerplatz nicht erforderlich. Die Lagerfläche selbst sollte jedoch zweckmäßigerweise auch entsprechend korrosionsfest ausgestaltet sein (Bituanstrich), da immer mit gewissen Schüttverunreinigungen zu rechnen ist. Auch in derartigen Fällen wird eine Abdeckung mittels einfachem Flugdach empfohlen.

Dosierung: Die Art der Dosierung hängt von der Schlammbelastung bzw. dem Schlammalter der Kläranlage ab. In niedrigen Belastungsbereichen ($B_{TGS} < 0,2 \text{ kg/kg.d}$) und entsprechend hohen Schlammaltern ermöglichen die im Schlamm gespeicherten Metallverbindungen eine intermittierende Fällmittelzugabe. So wird, z.B. bei den Oxidationsgräben das Fällmittel in Tagesrationen bzw. Halbtagesrationen lose direkt hinter den Belüftungseinrichtungen in das Becken gekippt. Bei kleineren Anlagen haben sich auch Kleinlösebehälter z.B. Waschmaschinentrommeln, die mit Fällmittel befüllt werden und anschließend in den Sandfang oder das Belebungsbecken eingehängt werden, gut gewährt (Abb. 6). Bei höherem Fällmittelverbrauch sollte zwecks Manipulationserleichterung ein Lösebehälter oder Lösebecken eingesetzt werden (Abb. 7). Bei entsprechender Reinwasserzufuhr können diese Lösebehälter nach dem Verdrängungsprinzip betrieben werden, wobei über den Überlauf die gesättigte Salzlösung dem Zulauf, dem Rücklaufschlamm oder direkt dem Belebungsbecken zugeleitet wird. Außerordentlich günstig sind Betriebsweisen ohne maschinelle Aggregate. Das Abpumpen der Fällmittellösung mittels Chemikalien- bzw. Säurepumpen hat sich bisher nicht sehr bewährt, da diese Aggregate außerordentlich empfindlich sind. Bei der Planung sollte daher die Höhenlage des Lösebehälters so fixiert werden, daß ein freier Überlauf erfolgen kann.

Eine Steuerung der Dosiermenge über Abwassermengen oder Zulaufphosphorfrachten wird auf keiner Anlage durchgeführt. Eine ausreichende Dosierung von etwa 2,5 bis 3,5 kg Fe/kg P im

Abb. 6: Eisensulfatdosierung bei kleineren Anlagen

Abb. 7: Eisensulfatdosierung mittels Lösebecken
(mittlere und größere Anlagen)

längerfristigen Mittel ermöglicht Phosphat-reduktionen von über 95 %. Stoßbelastungen im Zulauf schlagen bei den schwach belasteten Anlagen nicht in den Ablauf durch. Die Steuerung der Fällmittelzugabe über die Ablaufkontrolle durch den Klärwärter selbst hat sich bisher bestens bewährt.

Bei der Handhabung von Eisensulfat als Fällmittel sollte folgendes beachtet werden:

- zum Einsatz sollte nur entsprechend reines Eisensulfat gelangen, da bei Einsatz von undefinierbaren Produkten und Beizsäuren Schwermetallverunreinigungen in den Schlamm gebracht werden können.
- Eisensulfat wird an der Luft bei entsprechender Feuchtigkeit rasch oxidiert und bildet an den Kontaktflächen Rostflecken, die unansehnlich aussehen.
- Konzentrierte Eisensulfatlösungen sind hochaggressiv und sämtliche Kontaktflächen, Installationen, Armaturen, etc. müssen aus säurebeständigem Material erstellt werden. Erst nach Durchmischung mit dem Zulauf bzw. dem Belebtschlamm ist die Korrosionsgefahr an Metallteilen und Bauwerken behoben.
- Bei Flüssigdosierung ist zu beachten, daß das Lösungsgleichgewicht temperaturabhängig ist. Bei kalten Jahreszeiten ist der Lösungsmittelzusatz entsprechend zu erhöhen.

5. BETRIEBLICHE ERFAHRUNGEN

Auf den Kläranlagen im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees wird nunmehr seit mehr als 3 Jahren - teilweise bis zu 9 Jahren - die Simultanfällung mittels Eisensulfat betrieben. Die dabei getätigten betrieblichen Erfahrungen

können wie folgt zusammengefaßt werden:

Ort der Zudosierung: Das Fällmittel wird dem Zulauf oder dem Belebungsbecken direkt trocken bzw. gelöst zugegeben. Hinsichtlich der Effizienz konnten keinerlei Unterschiede festgestellt werden. Betriebserfahrungen von MATSCHE lassen für den Fall einer kombinierten biologischen-chemischen Phosphorentfernung erkennen, daß das Eisensulfat in derartigen Spezialfällen direkt in die aerobe Stufe gegeben werden soll.

Belüftungsaggregate: Auf den Kläranlagen sind sowohl Druck- wie Oberflächenbelüftungssysteme eingesetzt. Bei den vertretenen mittelblasigen und feinblasigen (Schaumstoffbelüfter) Belüftungssystemen konnte ebenso wie bei den Oberflächenbelüftungssystemen bisher kein negativer Einfluß wie z.B. Verstopfungshäufigkeit oder Korrosionsprobleme festgestellt werden.

Absetzeigenschaften: Durch die Zugabe von Eisensulfat als Fällmittel konnte durchwegs eine Reduzierung der Schlammdizes bemerkt werden. Auf vielen Anlagen liegt der Schlammdindex zwischen 20 und 30 ml/g. Ergänzend muß bemerkt werden, daß die meisten Anlagen mit Trockengewichten zwischen 6 und 10 g/l betrieben werden. Mit Ausnahme der durch extreme Industriebelastung gekennzeichneten Anlage des Abwasserverbandes Wulkatal konnte keinerlei Blähschlammentwicklung festgestellt werden. Die außerordentlich guten Absetzeigenschaften des Belebtschlammes können zu Betriebsproblemen führen, da bei unzureichenden Turbulenzverhältnissen Sedimentationerscheinungen auftreten. In vermehrtem Ausmaß ist mit Verstopfungen bei Rücklaufschlammleitungen

etc. zu rechnen. Bei der Planung sollten entsprechende Geschwindigkeiten in den Schlammleitungen (mind. 0,8 bis 1,2 m/sec) vorgesehen werden. Bei der Hydraulik der Schlammleitungen sollte auf die Verhältnisse Rücksicht genommen werden.

Schlammfall: Das Charakteristikum jeder Fällungsreinigung ist die Bildung eines neuen Feststoffes aus 2 gelösten Grundstoffen. Bei der Simultanfällung erhöht sich damit zwangsläufig die über den Überschussschlamm abzuziehende Feststoffmenge. Zufolge der verbesserten Absetz- und Eindickeigenschaften konnte im hiesigen Raum jedoch keine Erhöhung der Manipulationsmengen selbst registriert werden. In der genannten Region wird der Schlamm größtenteils landwirtschaftlich verwertet. Dabei konnte bei den unter Kontrolle stehenden Anlagen eine natürliche Eindickung des aeroben Überschussschlammes auf 6 % und mehr registriert werden. Vergleichsergebnisse einer Anlage, bei der ganzjährig der Überschussschlamm über Siebbandpressen künstlich entwässert wird, zeigen, daß neben den Eindickeigenschaften auch die Entwässerungseigenschaften positiv beeinflußt werden. Der Flockungsmittelbedarf liegt bei dieser Anlage bei etwa 40 bis 60 g Polyelektrolyt/m³ Schlamm bzw. 1,7 bis 2,5 g Polyelektrolyt/kg TS.

Reinigungsleistung: Die bisherigen Ablaufergebnisse lassen vermuten, daß als Nebenwirkung der Simultanfällung zufolge des gesteigerten Fällungs- Flockungseffektes auch eine Reduktion der organischen Restbelastung auftritt. An Hand von in vergleichbaren Zeiträumen erzielten Ablaufergebnissen

(Abb. 8) wird deutlich, daß der organische Kohlenstoffgehalt im Ablauf um 15 bis 25 % gesunken ist. Eine eindeutige Zuordnung kann jedoch nicht gegeben werden, da im selben Zeitraum die Kläranlagenbetreuung und Überwachung wesentlich intensiver wurden.

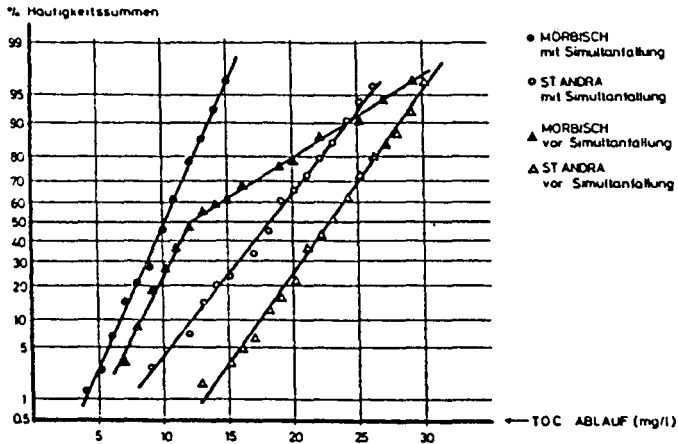


Abb. 8: Fällmittelanwendung und organische Restbelastung (TOC)

Hinsichtlich der Phosphatelimination konnte jedoch eindeutig festgestellt werden, daß bei einem Fällmitteleinsatz von etwa 2,5 bis 3,5 kg Fe/kg P Reduktionen im Ausmaß von mehr als 95 % erreicht wurden (Abb.9). Der Phosphat-ablauf kann damit auf Werte unter 0,5 mg/l P gesenkt werden.

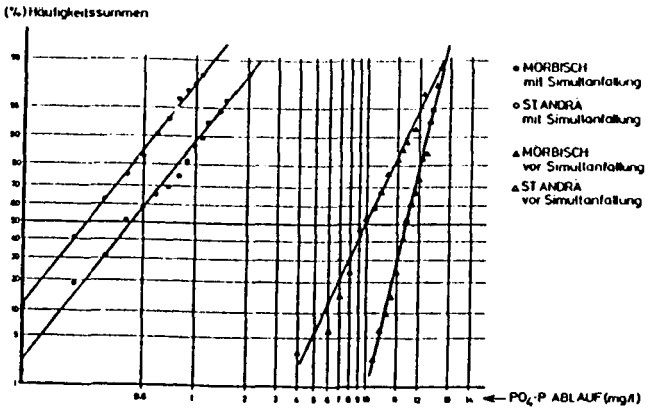


Abb.9: Phosphatelimination bei Simultanfällung mit FeSO_4

Störungen: Um fällungsaktiv zu werden muß das zweiwertige Eisen im Belebungsbecken zu dreiwertigem Eisen aufoxidiert werden. Bei nicht ausreichenden Sauerstoffzufuhrverhältnissen kann daher zwangsläufig mittels Eisensulfat keine Phosphorelimination erreicht werden. Derartige Fälle traten vor allem bei periodischen Überlastungen durch Einleitungen aus Winzereibetrieben auf. Erhöhte Schwefelanteile im Rohabwasser (Entleerung der geschwefelten Lagerbehälter, Zugabe von Schwefel zur Traubenkonservierung) verbunden mit nicht ausreichenden Sauerstoffzufuhrverhältnissen führten zu Reaktionen von Schwefelwasserstoff und zweiwertigem Eisen und der Bildung von Eisensulfid. Neben der dadurch verursachten Schwarzfärbung von Belebtschlamm und Ablauf war ein starker COD-Anstieg im Ablauf zu verzeichnen. Die Eisenzugabe mußte unterbrochen werden.

Nach Durchsetzung entsprechender Restriktionen bei den Winzereibetrieben konnten diese Schwierigkeiten wieder behoben werden.

In der kalten Jahreszeit wurden auch Störungen bei der Dosierung des gelösten Fällmittels festgestellt. Zufolge der Frosteinwirkungen konnte bei nicht ausreichend geschützten Lösebehältern die Flüssigdosierung nicht mehr aufrecht erhalten werden.

Kosten: Bei den aufgeführten Beispielen der sehr einfachen Lagerhaltung und Dosierung konnte mit Investitionskosten zwischen 6 und 15 S/EGW das Auslangen gefunden werden. Die tägliche Manipulation nimmt maximal eine Stunde in Anspruch. Die Fällmittelkosten betragen gegenwärtig etwa 18 bis 25 S/EGW und Jahr.

LITERATUR

- v.d. EMDE, W.: "Systematische Wasseruntersuchung - Abwasseranlagen", Wasserwirtschaft-Wasservorsorge, BMfLuF, 1978
- v.d. EMDE, W.: "Studie über Lösungsmöglichkeiten zur fortgeschrittenen Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees" Gutachten, unveröffentlicht, Wien 1979
- Stalzer, W.: "Abwasserreinigung im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees", ÖWWV, 32, Heft 9/10, Springer Verlag Wien, 1981

OBR Doz. Dipl.-Ing. Dr. Wolfgang STALZER
Amt der Burgenländischen Landesregierung
Gewässeraufsicht
7041 Wulkaprodersdorf

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER - ABWASSER - GEWÄSSER

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien,
dem Institut für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur und
dem Österreichischen Wasserwirtschaftsverband
herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr.:		Preis öS
1	Kresser, W.: Das Wasser (1968)	vergriffen
2	Breiner, H.: Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeits- strömung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)	200.-
3	von der Emde, W.: Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)	vergriffen
4	4.Seminar ÖWWV, Raach 1969 Abwasserreinigungsanlagen Entwurf-Bau-Betrieb (1969)	vergriffen
5	5.Seminar ÖWWV, Raach 1970 Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)	vergriffen
6	6.Seminar ÖWWV, Raach 1971 Industrieabwässer (1971)	vergriffen
7	7.Seminar ÖWWV, Raach 1972 Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)	vergriffen
8	Schmidt, F.: Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)	250.-
9	Doleisch, M.: Ober die Auswertung von Abflußmessungen auf elektronischen Rechenanlagen Pruzinsky, W.: Ober die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)	250.-
10	1.Hydrologie-Fortbildungskurs des ÖWWV 1972 Hochschule für Bodenkultur (1972)	vergriffen
11	Gutknecht, D.: Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von Hochwasserabflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)	vergriffen
12	8.Seminar ÖWWV, Raach 1973 Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)	270.-

Band Nr.:		Preis öS
13	von der Emde, W., Fleckseder, H., Huber, L. und Viehl, K.: Zellstoffabwässer - Anfall und Reinigung (1973)	vergriffen
14	2.Hydrologie-Fortbildungskurs des ÖWWV 1973 Hochschule für Bodenkultur (1973)	vergriffen
15	9.Seminar ÖWWV, Raach 1974 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1974)	300.-
16	von der Emde, W.: Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)	250.-
17	Behr, O.: Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden und Trendanalyse (1974)	250.-
18	3.Hydrologie-Fortbildungskurs des ÖWWV 1975 Universität für Bodenkultur (1975)	180.-
19	1.Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur (1976)	180.-
20	11.Seminar ÖWWV, Raach 1976 Abfall- und Schlammbehandlung aus wasserwirtschaftlicher Sicht (1976)	320.-
21	2.Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977 Institut für Hydraulik, Technische Universität Wien (1977)	300.-
22	12.Seminar ÖWWV, Raach 1977 Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)	350.-
23	Baron, W., Heindl, W., Behr, O. und Reitingner, J.: Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)	200.-
24	Begert, A.: Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemiefaserwerkes, eines chemischen Betriebes und einer Kokerei (1978)	vergriffen
25	Kroiss, H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabrikabwasser (1978)	vergriffen
26	Gutknecht, D.: Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage (1978)	300.-
27	13.Seminar ÖWWV, Raach 1978 Wasserversorgung-Gewässerschutz (1978)	350.-
28	14.Seminar ÖWWV, Raach 1979 Industrieabwasserbehandlung-Neue Entwicklungen (1979)	400.-

Band Nr.:		Preis öS
29	Frischherz, H.: Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes (1979)	350.-
30	Beiträge zu Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft: o.Univ.-Prof.DDr.Werner Kresser zum 60.Geburtstag (1979)	350.-
31	Schlügerl, W.: Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen (1980)	200.-
32	3.Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur (1980)	350.-
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1) (1980)	vergriffen
34	15.Seminar ÖWWV, Raach 1980 Behandlung und Beseitigung von kommunalen und industriellen Schlämmen (1980)	350.-
35	Usrael, G.: Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)	250.-
36	Flögl, W.: Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)	350.-
37	Ruider, E.: Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus Tierkörperverwertungsanstalten (1980)	350.-
38	Schiller, G.: Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1980)	Restbestände
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (2) (1981)	400.-
40	16.Seminar ÖWWV, Raach 1981 Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken (1981)	350.-
41	ÖWWV-Fortbildungskurs 1: Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser (1981)	400.-
42	Kirnbauer, R.: Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau (1981)	300.-
43	Institut für Wasserwirtschaft: Wissenschaftliche Arbeiten (1981)	350.-

Band Nr.:		Preis öS
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (3) (1981)	350.-
45	UWWV-Fortbildungskurs 2: Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung (1982)	400.-
46	Stalzer, W.: Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Zielkontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees (1982)	350.-
47	17.Seminar UWWV, Ottenstein 1982 Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen - Erfahrungen und Probleme (1982)	400.-

Diese Bände sind zu beziehen von:

Band 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft,
Technische Universität Wien, A-1040 Wien, Karlsplatz 13

Band 12, 15, 16, 20, 28, 34, 35, 36, 37, 47

Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau,
Technische Universität Wien, A-1040 Wien, Karlsplatz 13

Band 18, 19, 22, 27, 29, 32, 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46

Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur,
A-1180 Wien, Gregor-Mendel-Straße 33

