

Über die Adsorption von kolloidalen Abwasserstoffen.

Von WILHELM BILTZ und OTTO KRÖHNKE.

Mitteilung aus dem chemischen Laboratorium der Bergakademie Clausthal.

(Eingeg. d. 25.2. 1907.)

Vor einigen Jahren wiesen wir nach¹⁾, daß ein wesentlicher Teil der oxydierbaren Bestandteile städtischer Abwasser kolloidal gelöst ist. Die durch Dialyse isolierten, fäulnisfähigen Abwasserstoffe ließen sich nach verschiedenen Richtungen als Kolloide charakterisieren, so daß in dieser Hinsicht ein Zweifel ausgeschlossen blieb. Durch diesen Befund schien zum ersten Male eine im Wesen der Frage liegende Erklärung dafür gegeben, in welcher Weise bei dem technischen Verfahren der Abwasserreinigung die Wirkung des Reinigungsmittels zur Geltung kommt. Denn wenn auch vordem schon von D u n b a r und seinen Mitarbeitern²⁾ die Ansicht ausgesprochen war, daß man in dem Übertritt von fäulnisfähiger Substanz an den Reinigungskörper einen Vorgang zu erblicken habe, der, manchen Ausführungen analog, als Adsorptionsprozeß³⁾ zu deuten sei, so stand die Erklärung für die Stärke und Spezifität des Reinigungseffektes noch aus. Die Entwicklung der Kolloidchemie hat gezeigt, daß die Fähigkeit, sich durch Adsorption zu vereinigen, eine der allgemeinsten Eigenschaften der Kolloidarten ist; nach dem Nachweis der Kolloidnatur der Abwasserstoffe waren die allgemeinen Erfahrungen über Kolloide auf jene zu übertragen und somit der gewünschte Zusammenhang geschaffen.

Durch einige neuere englische und amerikanische Untersuchungen ist die Kolloidnatur der Abwasserstoffe und der Zusammenhang zwischen dieser Beschaffenheit und dem Wege ihrer Entfernung mehrfach bestätigt worden⁴⁾. Weniger Über-

einstimmung herrscht hinsichtlich der Bewertung dieses Zusammenhangs in der deutschen Literatur, so daß noch neuerdings die lebhaftesten Debatten über den Vorgang der Abwasserklärung möglich gewesen sind. Dabei wurde von der einen Seite weniger Gewicht auf die Kolloidnatur der Abwasserstoffe, als vielmehr auf den Vorgang der Adsorption als solchen gelegt⁵⁾, von der anderen wird umgekehrt die Bedeutung der kolloidalen Beschaffenheit der Schmutzstoffe in den Vordergrund gestellt, an Stelle des wohl definierten Begriffs der Adsorption aber eine zwar sehr anschauliche, aber minder exakte Umschreibung dieses Begriffes eingeführt, wonach die „Klebrigkeit“ von Kolloid und Reinigungsmaterial die Bindung bedinge⁶⁾.

Es wird daher vielleicht willkommen sein, wenn im folgenden noch etwas Material beigebracht wird, durch das gezeigt werden soll, wie einerseits die Abwasserstoffe Adsorptionserscheinungen bieten, die nicht auftreten könnten, wenn ihnen Kolloidnatur fehlte, wie ferner die Bindung von Abwasserstoffen an den Reinigungskörper einem für Adsorptionserscheinungen sehr allgemein gültigen Gesetze folgt, und welche quantitative Analogieschließlich die spezifische Reinigungswirkung der Bakterien verständlich macht.

1. Bei der Mannigfaltigkeit der Adsorptionserscheinungen war von vornherein nicht zu sehen, ob auch die als Krystallloid und Elektrolyt im Abwasser enthaltenen Stoffe eine Adsorption durch die Reinigungsmasse erfahren; wäre dies der Fall, so würde in diesem Zusammenhange die Kolloidnatur der fäulnisfähigen Eiweißstoffe nicht von Bedeutung sein. Eine dahinzielende Untersuchung konnte abgebrochen werden, da nach soeben erschienenen Resultaten von D z i e r s g o w s k y⁷⁾ die Frage ihre Erledigung im erwarteten Sinne gefunden hat. Danach zeigten die verschiedensten Filtersubstanzen keine Adsorptionswirkung gegen die vornehmlich in Frage kommenden Krystalloide, Harnstoff und Natriumchlorid, wohl aber gegen die kolloidal gelösten Eiweißstoffe, die oxydationsfähigen und stickstoffhaltigen Bestandteile des Abwassers. Es ist merkwürdig, daß der Autor dieser wichtigen Versuche gegen eine Deutung auf Grund, wie er meint, „komplizierter Theorien der Pseudolösungen“ sich verschließt. Denn wenn auch die kolloidale Stärke von Martinoenschlacken keine, nicht kolloidales Ammoniak von Koksschlacken eine starke Adsorption erfahren, so spricht doch die Statistik der Versuche überzeugend zugunsten der Regel, daß Kolloide leichter als Krystalloide adsorbiert werden, und daß gerade der Unterschied bei den Abwasserstoffen sehr ausgeprägt ist.

Ferner haben ganz neuerdings W i n k e l b l e c h⁸⁾ und K o c h⁹⁾ die Aufmerksamkeit auf

Problemen der Wasserreinigung, Science **22**, 80 (1905), Buffalo; diese Z. **19**, 35 (1906).

⁵⁾ Vgl. u. a. D u n b a r, Ges. Ing. **28**, 249 (1905); — A. Lübbert, Ges. Ing. **29**, 553. 585 (1906).

⁶⁾ B r e d t s c h n e i d e r u. a., Ges. Ing. **28**, 126, 186, 254 (1905); **29**, 212, 239 (1906).

⁷⁾ Ges. Ing. **30**, 1, 21 (1907).

⁸⁾ K. W i n k e l b l e c h, diese Z. **19**, 1953 (1906).

⁹⁾ H. K o c h, Z. anal. Chem. **46**, 31 (1906).

eine Adsorptionserscheinung gelenkt, die für gelöste Kolloide ganz eigentümlich zu sein scheint. Schüttelt man eine wässrige kolloidale Lösung mit einem organischen, nicht mit Wasser mischbaren Lösungsmittel, so entziehen die Tropfen der feinverteilten organischen Flüssigkeit die Kolloideinheiten der Lösung und bilden eine sich von der wässrigen Lösung scharf absondernde Schaumschicht. Diese Beobachtung ist mit bestem Erfolg in der Praxis der Kupferanalyse zur Klärung von Sulfidhydrolysen verwandt worden (Koch); unabhängig davon ist von Winkelblech empfohlen worden, getrübte Wässer in gleicher Weise zu klären, und in der Tat kann man, wie die folgenden Versuche zeigen, einen Reinigungseffekt erzielen, wenn man Abwasser mit organischen Flüssigkeiten schüttelt¹⁰⁾.

Je 100 ccm von einem Spandauer Abwasser wurden mit 5 ccm der nachstehenden Flüssigkeiten und 1 ccm ca. 30%iger Schwefelsäure drei Stunden auf der Schüttelmaschine geschüttelt und zur Klärung $1\frac{1}{2}$ Stunden sich selbst überlassen. Zur Beurteilung des Reinigungseffektes wurden einerseits angesäuerte Abwasserproben ohne Zusatz, andererseits je 100 ccm reinen Wassers mit Zusatz der gleichen organischen Lösungsmittel geschüttelt. Der Gehalt an oxydierbarer Substanz nach dem Schütteln ergab sich aus der Differenz des Permanganatverbrauches der Abwasser- und der reinen Wasserproben; denn auch diese verbrauchten nach der Sättigung mit aliphatischen Lösungsmitteln eine z. T. stark ins Gewicht fallende Menge Oxydationsmittel. Zur Trennung etwa noch beigelegter Tröpfchen organischer Flüssigkeit waren die auspipettierten Proben vorher durch trockene Filter filtriert. Äußerlich erscheinen die Abwasserproben nach dem Schütteln und Filtern fast völlig geklärt. Aus der adsorbierten Eiweißsubstanz und dem organischen Lösungsmittel hatte sich eine Schicht, ähnlich einer Ölemulsion, gebildet.

Adsorption von undialysiertem Abwasser durch organische Flüssigkeiten.

Oxydierbarkeit*)	Organ. Flüssigkeit	Nicht adsorbiert	Ad. sorbiert	Adsorbiert in %
225	Benzol	165	60	27
225	Chloroform	174	51	23
225	Nitrobenzol	156	69	31
225	Petroleum	147	78	35

Adsorption von dialysiertem Abwasser durch organische Flüssigkeiten.

Oxydierbarkeit*)	Organ. Flüssigkeit	Nicht adsorbiert	Ad. sorbiert	Adsorbiert in %
135	Benzol	108	27	20
135	Schwefelkohlenstoff	72	63	47
135	Nitrobenzol	98	37	27
135	Petroleum	89	46	34

*) mgKMnO₄ pro Liter.

Da bei Fällungserscheinungen zwischen Kolloiden bekanntlich die elektrischen Ladungen der

¹⁰⁾ Vgl. das am 29.1.1907 Winkelblech erteilte D.R.P. Nr. 180493, dessen Inhalt sich mit den folgenden zum Teil deckt.

Kolloide von Einfluß sind, so waren Stoffe von recht verschiedener Dielektrizitätskonstante verwandt worden; doch konnte weder ein Zusammenhang, noch überhaupt ein wesentlicher Unterschied im Wirkungsgrad der einzelnen Flüssigkeiten festgestellt werden; der Wert für Schwefelkohlenstoff ist nicht ganz sicher, da hier die Oxydierbarkeit des in dem Wasser gelösten Anteils besonders stört.

2. Adsorptionsgleichgewichte kennzeichnen sich dadurch, daß von gleichen Mengen adsorbierender Substanz aus Lösungen verschiedener Konzentration relativ um so mehr gebunden wird, je verdünnter die Lösung ist. Nach erfolgter Adsorption ist die Konzentration des nicht Adsorbierten (c_{frei}) mit der Konzentration des Adsorbierten ($c_{\text{ads.}}$) durch die Beziehung

$$\frac{c_{\text{ads.}}^n}{c_{\text{frei}}} = K$$

verbunden, wobei K und n Konstanten sind; n ist stets größer als 1¹¹⁾. Arbeitet man mit jeweils gleichem Flüssigkeitsvolumen und gleicher Menge adsorbierender Stoffes, so kann $c_{\text{ads.}}$ und c_{frei} gleich den absoluten Mengen adsorbierten bzw. freien Stoffes gesetzt werden.

Wir verwandten als Adsorbendus undialysiertes und dialysiertes Abwasser, als Adsorbens Eisenoxydhydrogel, das sich schon früher bei Adsorptionsversuchen bestens bewährt hatte und für den vorliegenden Fall praktische Bedeutung besitzt. Das Hydrogel war durch Fällen von Eisenalaunlösung mit Ammoniak bereitet und so lange mit warmem Wasser dekantiert worden, bis sich die Waschflüssigkeit sulfatfrei zeigte. Zum Abmessen des Hydrogels benutzte man eine geradwandige Meßpipette, die von anhaftendem Oxyd durch wiederholtes Aufsaugen der jedesmaligen Abwasser-mischung befreit wurde. Der Eisenoxydgehalt des für jeden Versuch verwandten Hydrogels betrug 0,309 g, der Meßfehler 2–8%. Das Hydrogel wurde mit je 200 ccm Abwasser verschiedener Konzentration in 300 ccm fassenden Glasstöpselflaschen geschüttelt, bis sich keine Veränderung der Lösung mehr zeigte, was nach längstens drei Stunden sicher erreicht ist, und die Oxydierbarkeit definitiv durch Titration einer passenden Menge der Lösung bestimmt.

Adsorption nicht dialysierten Abwassers durch Eisenoxydhydrogel.

Oxydierbarkeit vor Adsorption Oxydierbarkeit nach Adsorption Durch Adsorption verschw.

211	101	110
159	67	92
106	41	65
74	32,5	41,5
31,6	16,5	15,5
10,6	10,5	0,1

Diese Resultate entsprechen keineswegs einem reinen Adsorptionsvorgang; denn, wenn auch innerhalb der höheren Konzentrationen der adsorbierte Bruchteil mit fallender Konzentration wächst, so

¹¹⁾ Vgl. u. a. W. Biltz, Berl. Berichte 37, 3141 (1904); H. Freydrich, Habilitations-schrift Leipzig 1906; Z. physikal. Chem. 57, 385 (1906).

treten bei den kleinen Konzentrationen sehr deutliche Abweichungen und Unregelmäßigkeiten auf. Trägt man die nicht adsorbierte Menge als Abszisse, die adsorbierte Menge als Ordinate auf, so ergibt sich eine Kurve (vgl. Fig. 1) die dadurch, daß sie nicht in der Richtung auf den Koordinatennullpunkt einfällt, aufs deutlichste zeigt, daß hier dem Adsorptionsvorgang etwas Störendes superponiert ist. In der Tat läßt sich dann, wenn der Adsorption ein Gemisch aus leicht adsorbierbaren kolloidalen Stoffen und schwer oder nicht adsorbierbaren, aber auch oxydierbaren Krystalloiden unterworfen wird, auch kein eindeutiges Resultat erwarten; die Mes-

sung der nicht adsorbierten Teile durch Bestimmung der Oxydierbarkeit muß notwendig um einen Betrag zu hoch ausfallen, der nicht in Rechnung gezogen werden kann, weil über das genaue Verhältnis der Adsorbierbarkeit der Bestandteile undialysierten Abwassers durch Eisenoxydhydrogel nichts bekannt ist.

Verwendet man aber ein durch Dialyse von Krystalloiden befreites Abwasser, so erhält man ein sehr einfaches Resultat. Wir benutzten das gleiche Abwasser, das 58% nicht dialysierbare Substanz enthielt, und verwandten auf je 200 ccm Mischung ein Eisenoxydhydrogel mit 0,124 g Fe_2O_3 .

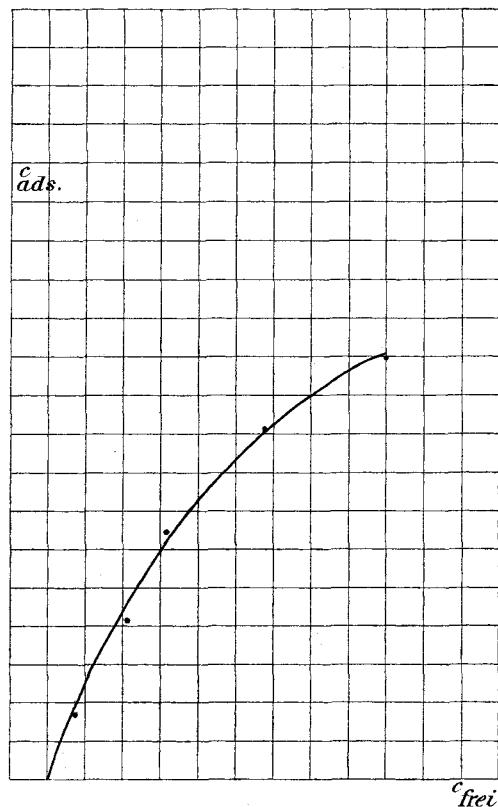


Fig. 1. Adsorption von undialysiertem Abwasser.

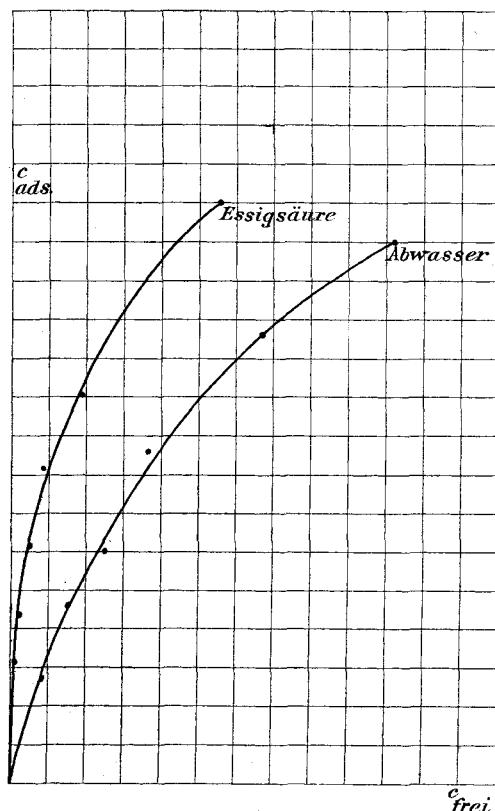


Fig. 2. Adsorption von dialysiertem Abwasser im Vergleich mit Adsorption von Essigsäure.

Adsorption dialysierter Abwassers durch Eisenoxydhydrogel.

Oxydierbarkeit vor der Adsorption	Oxydierbarkeit nach der Adsorption, cfrei	Durch Adsorption verschwunden, cads.	$\frac{1,5}{c_{\text{ads.}}}$	c frei ber.
122	52	70	11	47
92	34	58	13	35
61	18	43	(16)	22
43	13	30	13	13
21	7,8	23,2	14	8,9
18	4,3	13,7	12	4,0
Mittel 12,6				

Zum Vergleiche ist neben die, wie angegeben, gezeichnete Kurve (Fig. 2) die Adsorptionskurve der Essigsäure gegen Blutkohle¹²⁾ eingetragen. Man

¹²⁾ H. Freundlich, Z. physikal. Chem. 57, 385 (1906).

sieht, daß beide Vorgänge durch das gleiche Gesetz beherrscht werden, und zwar wird zahlenmäßig die Adsorption der kolloidalen Abwasserstoffe durch Eisenoxyd durch die Formel

$$\frac{1,5}{c_{\text{ads.}}} = 12,6 \frac{1}{c_{\text{frei}}}$$

ausgedrückt, wie die Konstanz des Ausdrückes

$$\frac{1,5}{c_{\text{ads.}}} = \frac{1}{c_{\text{frei}}}$$

und die Zahlen der letzten Spalte zeigen, die ohne Berücksichtigung des stark fehlerhaften geklammerten Wertes aus dem so genommenen Mittel zurückberechnet sind. Die berechneten und gefundenen Werte für die Konzentration des Abwassers nach erfolgter Adsorption stimmen innerhalb der Grenze von ca. 10% des Wertes überein, was befriedigend

dürfte, da bereits bei der Abmessung des Hydrogels Fehler bis zu 8% vorkommen können.

Man kann ferner noch prüfen, in welcher Weise, die Adsorption einer Lösung konstanter Konzentration durch variable Mengen adsorbierenden Stoffes beeinflußt wird. Zu diesem Zwecke wird die Konzentration der Lösung nach erfolgter Adsorption durch den Quotienten von gelöster Menge und Volumen der Lösung, die Konzentration der adsorbierten Menge durch den Quotienten von adsorbiert Masse und der seiner Oberfläche proportionalen Masse des adsorbierenden Stoffes gesetzt. Ist a die ursprüngliche, x die adsorbierte Menge Stoff, v das Volumen der Lösung und m die Masse des Adsorbens, so wird

$$\frac{x}{m} = K \left(\frac{a-x}{v} \right)^n$$

Die Brauchbarkeit dieses oder eines rechnerisch etwas einfacheren Ausdrückes ist von Freundenlich an zahlreichen Beispielen nicht kolloidalen Stoffe geprüft und bestätigt worden. Wir schütteten je 100 ccm eines dialysierten, unverdünnten Abwassers mit variablen Mengen Eisenoxydhydrogel, das aus einer, dem Ostwaldschen Pyknometer ähnlichen Einfüllpipette eingetropft und durch Zurückwägen der Pipette gemessen wurde. Bei Verwendung eines Abwassers von der Oxydierbarkeit 100 fanden wir:

Gewicht der Gels	Oxydierbarkeit nach der Adsorption	Durch verschwunden
0,258	60	40
0,965	45	55
1,79	33	67
3,66	24	76
6,29	20	80

Bei je 150 ccm Abwasser der Oxydierbarkeit 120 ergab sich:

0,169	81	39
0,342	61	59
0,525	52	68
0,874	42	78
1,34	36	84

Die Prüfung der Gültigkeit der Formel und noch anschaulicher der Vergleich der Kurven (Fig. 3) mit derjenigen, die die Abhängigkeit der Adsorption von Essigsäure von wechselnden Mengen der Blutkohle wiedergibt, zeigt, daß hier keinerlei Übereinstimmung vorliegt; während dort Vergrößerung der adsorbierenden Masse eine nur sehr langsam kleiner werdende Vergrößerung der Adsorption zur Folge hat, findet hier bei wachsender Menge des Eisenoxyds eine nur verhältnismäßig geringe Erhöhung der Adsorption statt. Diese Abweichung ist kein Argument gegen unsere Auffassung des Reinigungsvorganges, sondern nur ein solches gegen die Anwendbarkeit der für die Adsorption gelöster Krysalloide durch feste Stoffe abgeleiteten Formel auf die Adsorption der Kolloide. Der wesentliche Unterschied beruht offenbar darin, daß man nicht die Oberfläche des Adsorbens seiner Masse proportional, noch demnach die „Konzentration“ des Adsorbierten gleich dem Quotienten von Masse und Oberfläche

setzen darf. Aufgabe der nächsten Zukunft muß es sein, in dieser Hinsicht Klarheit zu suchen.

3. Bereits in unserer ersten Mitteilung war erwähnt worden, daß man die Wirkung der Mikroorganismen bei der Reinigung des Abwassers auf ihre kolloidale Beschaffenheit zurückführen könnte, wozu noch kommt, daß sie unter geeigneten Bedingungen der Luftzufuhr wuchernd immer aufs neue ein günstiges Substrat für die Adsorption regenerieren. An anderer Stelle¹³⁾ ist dargelegt worden, daß man die aus der Serumtherapie her bekannte Erscheinung der Agglutination, d. h. die Fällung von Bakterienemulsionen durch dazugehörige Immunsera und die dabei erfolgende Aufnahme von agglutinierenden Eiweiß durch die Bazillenleiber als Adsorptionsvorgang deuten kann. Wenn hier die Bildung einer Adsorptionsverbindung

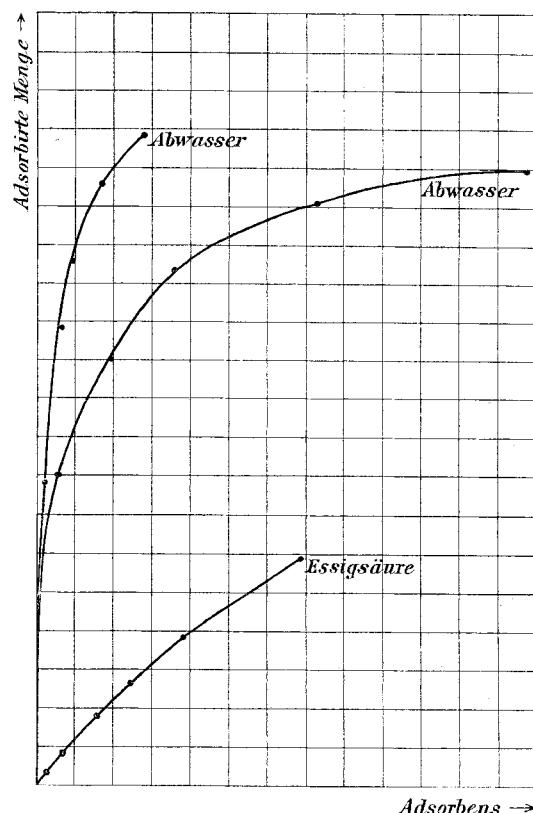


Fig. 3. Adsorption durch variables Adsorbens.

zwischen dem spezifischen Agglutinin und den Bazillen zur Ausfällung dieser benutzt wird, so kann die biologische Abwasserreinigung als der reziproke Vorgang, Ausfällung von Eiweißstoffen durch Bazillen angesehen werden. Auf Grund der mitgeteilten Beziehung zwischen adsorbiertem und freiem Anteil bei der Einwirkung von Eisenoxydhydrogel läßt sich der Vergleich etwas besser ziehen: Denn auch die agglutinierenden Eiweißstoffe verteilen sich nach dem Adsorptionsgesetz auf die agglutinierten Bazillen und die Flüssigkeit, aus der sie sedimentiert werden. Die Messungen von Eisenberg und Volk, die die Verteilung von Typhusagglutinin

¹³⁾ W. Biltz, Z. physikal. Chem. 48, 615 (1904).

zwischen Lösung und Bazillen" betreffen, schließen sich, wie Arrhenius¹⁴⁾ fand, der Formel

$$\frac{c_{\text{ads.}}}{c_{\text{frei}}} = K$$

innerhalb der Versuchsfehler völlig an. Daß sogar der Exponent n auch hier 1,5 ist, beruht wohl auf einem zufälligen Zusammentreffen.

Adsorption von Typhusagglutinin durch Typhusbazillen.

$c_{\text{ads.}}$	$c_{\text{frei beob.}}$	$c_{\text{frei ber.}}$
2	0	0,02
20	0	0,7
40	0	2,1
180	20	20
340	60	53
1500	500	478
6500	3500	3890
11000	9000	9160

Wir betrachten demnach die biologische Abwasserreinigung als einen Vorgang, bei welchem primär die kolloidale, fäulnisfähige Substanz durch Adsorption an ebenfalls kolloidale Substrate gebunden wird, als welche sich wegen ihrer Beschaffenheit und Regenerationsfähigkeit Mikroorganismen besonders gut eignen.

Die Versuchskläranlage der Stadt Aachen.

Vortrag gehalten im Bezirksverein Aachen am 3./7. 1906.

Von Stadtchemiker Dr. SCHUMACHER, Aachen.

(Eingeg. d. 18.3. 1907.)

Die Versuchskläranlage der Stadt Aachen, in welcher das biologische Verfahren zur Anwendung gelangt, wurde seitens des städtischen Tiefbauamtes unter Leitung des Stadtbaurates von Montigny im Nordosten der Stadt in der Nähe des Wurmbaches erbaut. In unmittelbarer Nähe derselben führt der Hauptsammelkanal vorbei, welcher die Abwässer der Stadt dem Wurmbache zuführt. Das Abwasser wird mit natürlichem Gefälle durch einen besonderen Kanal, welcher von dem Hauptsammelkanal abweigt, der Kläranlage zugeführt und passiert zuerst einen Sandfang. Von diesem leiten zwei getrennte Kanäle das Abwasser zu den Faulbecken, letztere besitzen bei einer Breite von je 13 m und einer Länge von je 20 m, sowie einer durchschnittlichen Wassertiefe von 1,45 m einen Inhalt von je 375 cbm; sie sind nebeneinander geschaltet und werden ohne Unterbrechung betrieben. Das dem Hauptsammelkanal entnommene Wasser läßt in dem Sandfange die schwereren Mineralbestandteile, sowie Sink- und Schwebestoffe zurück und durchströmt mit einer mittleren Geschwindigkeit von 0,5 mm in der Sekunde die Faulräume. Die

bei dieser geringen Bewegung sich absetzenden Schlammmassen geraten in den Faulbecken in Fäulnis, Gasblasen und Schlammkuchen steigen auf und bilden eine Schlammdecke, welche nur bei heftigem Wind oder starkem Regen zerstört, bald aber wieder erneuert wird. Von den Faulbecken aus werden die Abwässer den Filtern oder Oxydationskörpern zugeführt. Die Anlage besitzt sechs der letzteren, und zwar zwei einstufige und zwei zweistufige Füllkörper, sowie zwei sog. Tropffilter. Durch die an die Faulbecken anschließenden Abflußrinnen kann das Abwasser je nach der Benutzung der verschiedenen Schützen den einzelnen Klärbecken oder Filtern zugeführt werden. Von den einstufigen Füllkörpern, von je 125 cbm Inhalt ist einer mit Gaskoks von 3–8 mm Korngröße, der andere mit Kesselschlacke von 8–25 mm Korngröße gefüllt. Die zweistufigen Füllkörper bestehen aus Ober- und Unterstufe, welche zusammen den gleichen Inhalt wie die einstufigen Filter besitzen; das Füllmaterial ist das gleiche wie bei den einstufigen Filtern. Das Abwasser wird auf die Füllkörper durch dreieckige Holzrinnen mit seitlichen Ausschnitten aufgeleitet und verteilt. Die Füllung der Körper findet innerhalb 24 Stunden dreimal statt. Das Auffließen des Wassers, das Stehen desselben im Füllkörper, das Abfließen, sowie das nachherige Belüften des Filters erfordert je zwei Stunden, so daß die Betriebsdauer für jedesmalige Füllung des Filters acht Stunden beträgt. Bei den doppelstufigen Filtern beträgt die Betriebsdauer der oberen Stufe ebenfalls acht Stunden, die der Unterstufe, welche nur den halben Körperinhalt wie die Oberstufe besitzt, nur 4 Stunden. Die Tropffilter sind in zwei verschiedenen Ausführungen gebaut worden. Eine derselben wurde ähnlich den Yorkfiltern aus durchbrochenem Mauerwerk in achteckigen Behältern hergestellt, mit einer nach der Mitte zu abfallenden und mit Schlammfang versehenen Sohle. Das Filtermaterial ruht auf einem Rost von Eisenstäben, welche auf T-Trägern aufliegen. Der von der Sohle erhöhte Filterboden, sowie die durchbrochenen Seitenwände des Filters bewirken eine gründliche Durchlüftung des Filtermaterials. Die Hälfte des Filters ist mit Koks, die andere mit Schlacken von 25–60 mm Korngröße gefüllt. Der zweite Füllkörper mit 100 cbm nutzbarem Inhalt besitzt eine auf einem System hoch und flachkantig aufgestellter Ziegelsteine aufgebaute, durchbrochene Sohle, auf dieser ist das Filtermaterial in gleicher Korngröße wie bei dem ersten Tropffilter aufgebaut. Mehrere durch das ganze Filter durch gehende und sich kreuzende Drainröhren sichern, ebenfalls wie das Füllmaterial, eine ausgiebige Durchlüftung des Filters. Die Abwasserzuleitung erfolgt bei den Tropfkörpern durch Holzkandel nach einem in der Mitte des Filters aufgestellten, aus Zinkblech angefertigten Verteilungskasten, welcher die Verteilung des Abwassers aus 4 Öffnungen durch ein aus feiner Asche hergestelltes Rinnen- system ermöglicht. Zwischen den Rinnen tritt das grobe Material der Körper überall zutage, so daß auch an der Oberfläche des Tropfkörpers ungehindert die Luft Zutritt findet. Die Ascherinnen, welche sich bald mit einer dünnen Schlammhaut überziehen, lassen das Abwasser von Schlacke zu Schlacke bis zur Sohle tropfen, von welcher es

¹⁴⁾ Arrhenius, Immunochemie. Leipzig 1907, 94. Die Auffassung, die Arrhenius von der Gültigkeit dieser Formel hegt, ist allerdings ganz anders, als die hier vertretene.