

Aufbereitung von Papierindustriewässern durch Kombination eines Biofilmreaktors mit einer chemisch/physikalischen Stufe

Autor:

Dr. rer. nat. J. Scheen; email: Juergen.scheen@udo.edu

Zusammenfassung

Das hohe Brauchwasseraufkommen der Papierindustrie und die Tendenz zur Kreislaufschließung in den Betrieben, machen Technologien notwendig, die eine dezentrale Recycling des Abwassers erlauben. Die hier dargestellten Ergebnisse zeigen die Behandlung von Originalabwasser aus der Papierindustrie mit einer chemisch/physikalischen und einer biologischen (Biofilmreaktor) Stufe auf. Eine Kombination dieser Methoden hat synergistischen Charakter und es werden Abbauraten von >95% der organischen Belastung erreicht. Das systematische Screening und der Aufbau eines an das Abwasser adaptierten Biofilms als auch die Kombination des Biofilmreaktors mit kompatiblen Methoden, sind auch für andere Problemabwässer durchführbar.

Schlagwörter: Biofilme; Biofilmreaktor; Biofilmaufbau; Elektrolyse; Papierindustrie; Abwasserbehandlung; Recycling; Verfahrenskombination;

1 Einführung

1995 wurden in der BRD ca. 15 Millionen Tonnen Papier produziert. Bei einem durchschnittlichen Bedarf von ca. 23 Liter Wasser pro kg Papier [1, 2] werden ca. 345 Millionen Kubikmeter Wasser in der Papierindustrie eingesetzt. Nur ca. 9 % der Papiererzeuger leiten kein Abwasser ein, sondern verfügen über eine Kreislaufschließung. Von den Direkteinleitern beabsichtigen ca. 50% in den nächsten Jahren eine biologische Abwasserreinigung einzuführen [1]. Strengere EU-Anforderungen in der Abwasserbehandlung und steigender Brauchwasserbedarf der Industrie werden die Mehrfachnutzung von Wasser, durch den Einsatz von Wasseraufbereitungs- und Klärtechnik vor Ort, verstärken [3]. Die Entwicklung und der Einsatz neuer Abwasserreinigungsmöglichkeiten werden durch die Nachfrage in den Wassermangelgebieten den Markt für diese Anlagen erweitern [4].

Diese Zahlen und Tendenzen zeigen progressives Marktpotential für effiziente Abwasserreinigungssysteme, die eine Kreislaufschließung, d. h. eine dezentrale Abwasserreinigung und/oder Recycling ermöglichen. Eine Abwasserbehandlung ist nicht nur mehr unter gesundheitlichen Aspekten zu betrachten, was der eigentliche Grund für deren Einführung war, sondern Abwasser ist zu einer Ressource geworden [5]. Eine kombinatorische biologisch/chemische/physikalische Behandlung von Abwässern hat sowohl ökologische als auch ökonomische Vorteile. Die hier dargestellten Untersuchungen zeigen Ergebnisse auf, die mit einer kombinierten elektrolytischen und biologischen (Biofilmreaktor) Behandlung von Originalabwasser im Labormaßstab durchgeführt wurden. Einzeln angewendet erzielen die Methoden oft keine kontinuierlichen befriedigenden Resultate - in Kombination zeigen sie synergistische Wirkungen, die sich in einem Abbaugrad der organischen Fracht von $\geq 95\%$ zeigen. Die kombinierte Anlage kann im online-Betrieb und in Modulen betrieben werden – was für den praktischen Betrieb einen geringen Wartungsaufwand bedeutet.

2 Verfahrensschritte zur kombinatorischen Abwasserbehandlung

Untersuchungen zum Abbau organischer Inhaltsstoffe von Abwässern müssen individuell durchgeführt werden – denn jedes Abwasser, speziell das aus der Papierindustrie - ist unterschiedlich. Für die Abschätzung der Abbaubarkeit von organischen Frachten wird der Sapromat als Screening (BSB) eingesetzt. Am INFU wurde ein Verfahren entwickelt, das die Prüfung der Abbaubarkeit von organischen Belastungen durch Biofilme - bzw. in Kombination mit anderen Methoden - erlaubt.

Einzelne Verfahrensschritte zur Beurteilung und anschließenden Reduzierung der organischen Fracht im Papierabwassers sind:

a. Elektrolytische Abwasserbehandlung

Die elektrolytische Behandlung des Abwassers wird mit Opferanoden durchgeführt. Anschließend wird das Abwasser filtriert. Durch diesen Verfahrensschritt wird die DOC-Fracht des Abwassers bereits reduziert und es finden synergistische Wirkungen statt, die den biologischen Abbau begünstigen.

b. Chemische Analytik des vorbehandelten Abwassers

Das elektrolytisch behandelte Abwasser wird chemisch/analytisch untersucht, um die verfügbaren Nährstoffkonzentrationen für die Mikroorganismen abschätzen zu können.

c. Bestimmung von Zugaben zur Optimierung des biologischen Abbaus – Versuche im Sapromaten

Nach den Untersuchungen zur Nährstoffzugabe für das Abwasser folgen Screeningläufe im Sapromaten. Der Biochemische Sauerstoffbedarf (BSB) der Mikroorganismen wird im Sapromaten gemessen. Aus den differenzierten Verlaufskurven kann das günstigste Nährstoffverhältnis für den biologischen Abbau ermittelt werden.

d. Aufbau eines Biofilms im Bioreaktor zum kontinuierlichen Abbau der organischen Fracht

Nachdem das Screening des Abwassers gezeigt hat, dass die organische Fracht des Papierabwassers biologisch abbaubar ist, werden die Ergebnisse für den nächsten Schritt – Aufbau eines adaptierten Biofilms im Biofilmreaktor – genutzt. Der spezielle Aufbau des Biofilms ist ein wichtiger Schritt, damit sich ein leistungsfähiger und adaptierter Biofilm bilden kann [6, 7, 8]. Hierbei werden die Erfahrungen und Untersuchungsergebnisse, die am INFU gemacht wurden, bezogen auf die günstigsten C:N:P-Verhältnisse für den Biofilm, genutzt.

e. Kontinuierlicher Betrieb im Bioreaktor mit elektrolytisch vorbehandeltem Abwasser im Labormaßstab

Nach dem Aufbau des Biofilms wird der Biofilmreaktor kontinuierlich mit Abwasser beschickt. Die Abbauraten werden durch die Differenz des DOC im Einlauf und Auslauf des zweiten Reaktors gemessen.

3 Verfahrensbeschreibung

3.1 Fällungselektrolyse

Ein häufig angewendetes Verfahren um Frachten aus Abwässern zu entfernen, ist die Fällung mit Eisenchlorid oder Aluminiumsulfat als Fällungsmittel, bei entsprechender pH-Wert-Einstellung. Hierbei erfolgt aber eine Aufsalzung der Lösung durch die für die eigentlich gewünschte Reaktion der Fällung unnötig vorhandenen Anionen. Außerdem entstehen Betriebskosten für die fachgerechte Lagerung, das anschließende Handling der benötigten Chemikalien und das zusätzliche Entsorgen der anfallenden überflüssigen Reststoffe.

Eine Alternative, die diese Nachteile vermeidet, besteht in der elektrolytischen Behandlung der anfallenden Abwässer (Elektrolyse mit löslichen Anoden). Das für die gewünschte Reaktion benötigte Eisen und Aluminium wird hier durch das elektrolytische Auflösen dieser Metalle beim Einsatz als Opferanoden in die Lösung gebracht. Durch den Einsatz dieser Substanzen in metallischer Form und ihr anodisches Auflösen werden die benötigten Metallionen ohne unwirksame Anionen und somit auch aufsalzungsfrei in die Lösung gebracht. Das von den Eisenanoden gelöste Eisen wirkt - in der Eisen(II) und der Eisen(III) Form - fällend. Während des anodischen Auflösens der Metalle wird gleichzeitig der pH-Wert der Lösung erhöht. Die pH-Wert Veränderung wirkt reduzierend. Aus dem aufgelösten Aluminium bildet sich Aluminiumhydroxid. Die dabei entstehenden Flocken haben durch ihr großförmiges Gefüge ein enormes Binde- und Aufnahmevermögen und ermöglichen eine gute Filtrierbarkeit.

Die durch die Elektrolyse gleichzeitig stattfindende Zersetzung des Wassers wirkt sich zusätzlich positiv auf oxidierbare oder reduzierbare Inhaltsstoffe in der zu behandelnden Lösung aus. So wirken die sich bildenden Sauerstoffradikale als äußerst starkes Oxidationsmittel, während der Wasserstoff reduzierend wirkt. Über die Einstellung der Stromdichte wird der Grad der Wasserzersetzung gesteuert.

Die durch dieses Verfahren vermiedene Aufsalzung der Lösung ist eine der Voraussetzungen, um eine Wiederverwendung der Wässer möglich zu machen. Zusammengefasst liegen die Vorteile dieses Verfahrens neben der aufsalzungsfreien Behandlungsmethode, in geringen Energie- und Prozesskosten, dem kleinen Platzbedarf bei großer Wirksamkeit, dem kleinen Filterkuchen durch das Fehlen der chemischen Aufbereitungsstoffe, den variablen Einsatzmöglichkeiten durch das Modulsystem, dem vollautomatischen Betrieb, der Möglichkeit zum Wasserrecycling und der Kombination mit biologischen Methoden.

3.1.1 Einsatz der Elektrolyse für Originalabwasser aus der Papierindustrie

Die Behandlung des Abwassers aus der Papierindustrie erfolgt durch den Einsatz von Aluminiumopferanoden. Die zur Behandlung notwendige Strommenge beträgt dabei lediglich 0,1-0,2 Ah pro Liter, was sich günstig auf die Betriebskosten auswirkt. Nach einer geeigneten Filtrationsstufe (abhängig von der Wassermenge kann es sich hier entweder um Filterpressen, Bandfilteranlagen oder Trommelfilter handeln) resultiert eine faser- und schwebstofffreie klar gelbliche Lösung, mit einer um ca. 20% reduzierten DOC-Belastung (gelöster organischer Kohlenstoff). Diese DOC-Belastung lässt sich biologisch weiter behandeln. Die Ausfällung von Schwebstoffen bietet eine notwendige Voraussetzung für die nachfolgende biologische Stufe.

4 Chemische Analytik

Der DOC ist ein Summenparameter, mit dem die organischen Frachten im Abwasser gemessen wird. Er wurde in diesen Untersuchungen mit einem Dimatoc 100 – Differenzmethode mit Dimatoc 100 (Fa. DIMATEC) – bestimmt. Die zu messenden Proben wurden vor der Messung zentrifugiert, bzw. filtriert.

Die Konzentration an anorganischen Nährstoffen - wie P_{gesamt} , Calcium, Magnesium, Eisen u. a. - des Abwassers wurde mit der ICP (induktiv gekoppeltes Plasma; Liberty 200, Fa. Varian) bestimmt. Der Gesamtstickstoff-Gehalt wurde mit der Kjeldahl-Methode ermittelt.

5 Sapromat–Screening; Messung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB)

Die Messung beruht auf der Tatsache, dass beim Abbau von organischen Substanzen durch aerobe Mikroorganismen Sauerstoff verbraucht wird. Dieser Sauerstoffverbrauch wird in geschlossenen Gefäßen über die Sauerstoffabnahme gemessen. Der BSB ist ein typischer Summenparameter und zeigt durch die BSB-Zeitkurve die Abbaubarkeit von organischen Frachten an. Das Screening mit dem Sapromaten wird planktonisch durchgeführt, d.h. die Ergebnisse können nicht direkt auf die Leistungsfähigkeit eines Biofilms übertragen werden. Die Abbauleistungen von Biofilmen liegen erwartungsgemäß wesentlich höher als in planktonischen Systemen [9, 10].

Abbildung 1 zeigt schematisch die funktionellen Einheiten des Sapromaten (Sapromat Voith, Heidenheim. Typ: AP6)

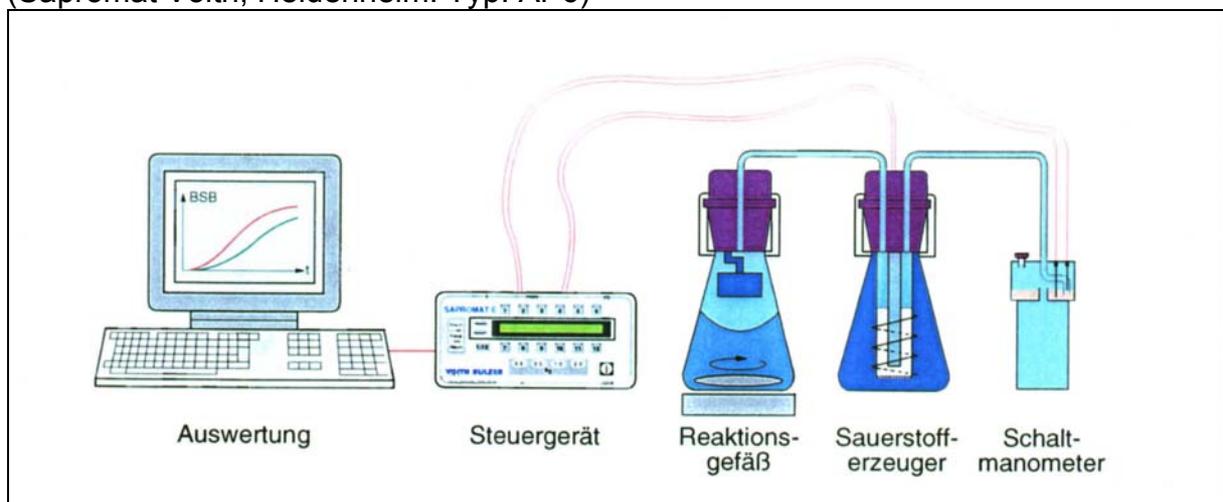


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Einheiten des Sapromaten zur Messung des BSB

Der Sapromat zeigt durch Verwendung von unverdünnten Originalabwassers und einer guten Reproduzierbarkeit, Ergebnisse über das Potential der mikrobiologischen Leistungsfähigkeit.

6 Die Biofilmreaktoranlage

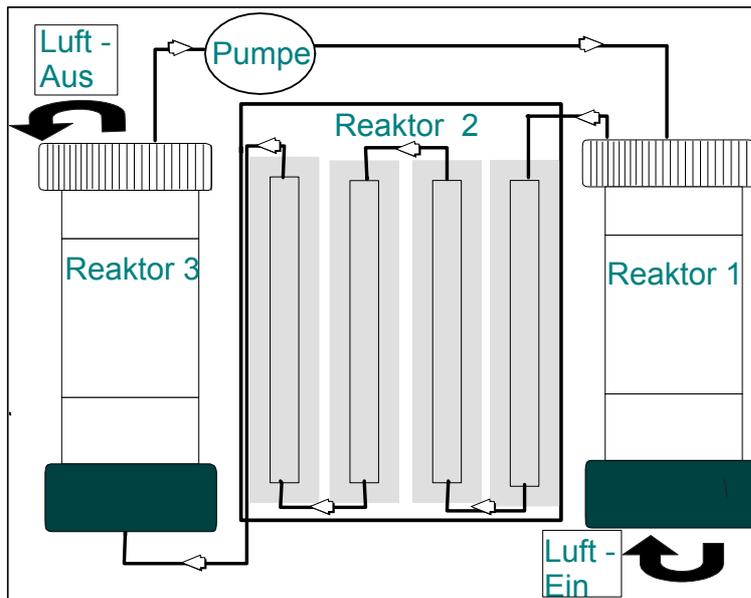


Abbildung 2: Schematische Darstellung der Biofilmreaktoranlage

Die schematische Darstellung zeigt den Biofilmreaktor mit den wesentlichen Komponenten – näheres ist unter [11] beschrieben.

Die Bioreaktoranlage besteht aus drei Reaktoreinheiten (in der Abbildung 2 mit 1,2,3 gekennzeichnet), auf die im folgenden kurz eingegangen wird.

1. Der erste Bioreaktor (planktonisch), mit Steuereinheiten für pH, O₂, Temperatur, Nährstoffzugabe etc. Das Medium wird mit 400 UPM gerührt. Die im ersten Reaktor einströmende Druckluft ist die treibende Kraft für den weiteren Transport des wässrigen Mediums im System.
2. Einem zweiten Biofilmreaktor, der aus dem ersten Reaktor mit dem wässrigen Medium gespeist wird. In diesem Reaktor sind senkrecht stehende und untereinander verbundene Glaskolben mit Immobilisationseinheiten (IE) aus Polyethylen [12] integriert. Das wässrige Medium durch- und überfließt alle neunzehn Glaskolben und die darin befindlichen Immobilisationseinheiten. Die Gesamtoberfläche dieser Einheiten umfasst ca. 0,8 m².
3. Die dritte Komponente bildet ein Umwälzreaktor, der vom zweiten Reaktor aus angeströmt wird. Er wird nur eingesetzt, wenn das wässrige Medium im Kreislauf geführt wird. Von dieser Einheit aus kann wiederum der erste Reaktor angeströmt werden.

7 Ergebnisse

Vor der Elektrolyse lag der Ausgangswert des belasteten Papierabwassers bei einem DOC von 860 mg/L. Durch die Elektrolyse wurde der DOC um ca. 20% reduziert, dies entspricht einer Reduzierung des DOC auf 690 mg/L.

Die Inhaltsstoffe des vorbehandelten Abwasser wurden chemisch analysiert, um die Nährstoffsituation für die Mikroorganismen abschätzen zu können.

Für die Screening-Läufe (Doppelbestimmung) im Sapromaten wurden notwendige anorganische Nährstoffe – der Nährstoffzusatz ist mit OECD gekennzeichnet - in unterschiedlichen Dosierungen ergänzt.

Zelle Z	BSB mg/L	pH-Anfang/ pH-Ende	DOCAnfang mg/L	DOCEnde mg/L	Abbau %	Nährstoff-Zugabe
1	1155	7 / 8,2	690	153	78	OECD – 4 ml/L
2	1024	7 / 7,9	690	145	79	OECD – 8 ml/L
3	484	7 / 7,9	690	435	37	OECD 8 ml/L ohne N
4	142	7 / 8,2	690	600	13	nur N-Zugabe
5	565	7 / 8,2	690	450	35	nur P-Zugabe

N = Stickstoff; P=Phosphat;

Tabelle 1: Zusammensetzung und Ergebnisse von Screening-Läufen im Sapromaten

Die Tabelle gibt die Auswirkungen der Nährstoffzugaben bezüglich des BSB und der Reduzierung des DOC in den Ansätzen wieder.

Zelle 1 + 2 haben in etwa gleich gute Ergebnisse im BSB und Δ DOC - obwohl Zelle 1 (Z1) nur die Hälfte an Nährstoffzugabe enthielt wie Zelle 2. Die Auftragung des Sauerstoffverbrauchs in ein Zeit/O₂-Diagramm (s. Diagramm 1) zeigt, dass Zelle 2 (Z2) aber einen deutlichen Zeitvorsprung in der Reaktionszeit hat. Zelle 2 erreicht schon ca. 5 Stunden vor Zelle 1 ein Maximum, welches wesentlich höher liegt als bei Zelle 1.

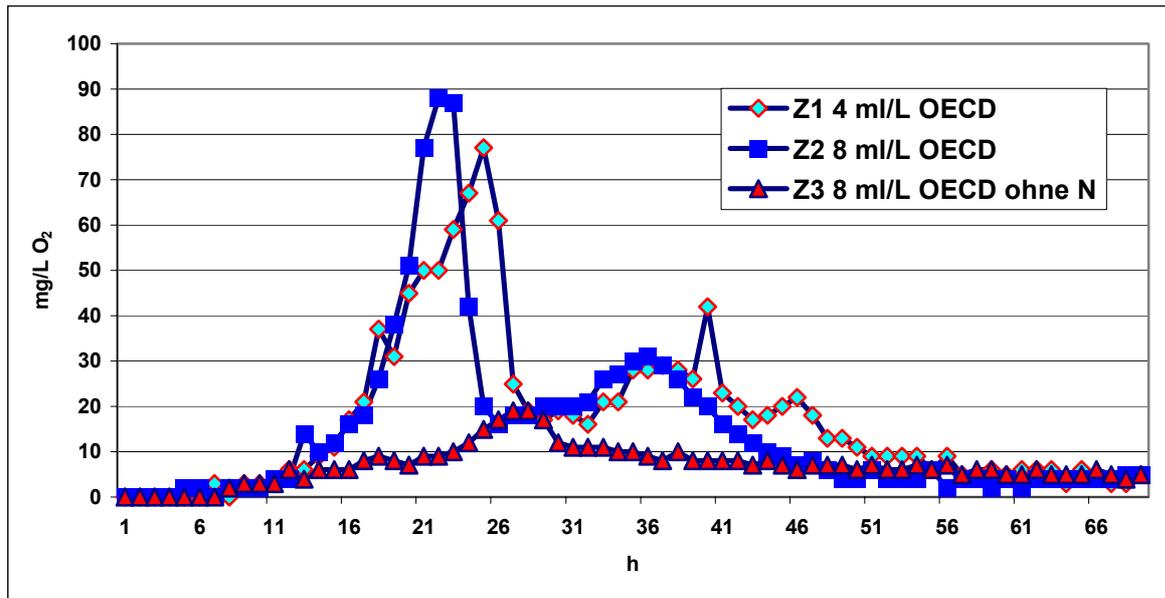


Diagramm 1: Zeitlicher Verlauf des Sauerstoffverbrauches mit unterschiedlichen Nährstoffzugaben

Zelle 3 (Z3) hat keinen Stickstoffanteil in der Nährstoffzugabe. Der niedrigere Abbaugrad spiegelt die wichtige Rolle des fehlenden Stickstoffs als anorganische Nährstoffquelle für die Mikroorganismen wieder.

Die in Tabelle 1 in Zelle 4 und 5 aufgeführten Versuche (nur Stickstoffzugabe, bzw. nur Phosphatzugabe) sind im Diagramm nicht dargestellt.

Für die Bewertung der Screeningläufe ist nicht nur die Höhe des resultierenden Sauerstoffverbrauchs, sondern auch der Gesamtverlauf des Abbaus in der Auswertung zu berücksichtigen.

Nachdem das Screening des Abwassers gezeigt hat, dass die organischen Frachten des Papierabwassers biologisch abbaubar sind, werden die Ergebnisse für den nächsten Schritt – Aufbau eines bereits adaptierten Biofilms im Biofilmreaktor – genutzt. Der spezielle Aufbau des Biofilms ist ein wichtiger Schritt, damit sich ein leistungsfähiger und an die organische Fracht bereits adaptierter Biofilm entwickelt. Um dies zu erreichen, wird Originalabwasser mit einer speziellen – für den Biofilm unterstützenden – Aufbaulösung gemischt. Sie ist mit einem definierten C:N:P-Verhältnis (Kohlenstofforg./Stickstoff/Phosphor), das aus intensiven – hier nicht beschriebenen – Vorversuchen ermittelt wurde, zusammengesetzt. Diese Mischung wird im Biofilmreaktor so lange im Kreislauf über die Immobilisationseinheiten (IE) des zweiten Reaktors geleitet, bis sich der angebotene DOC im Mischungswasser stark reduziert und stabilisiert.

Abbildung 3 und 4 zeigen die Biofilmbildung vor und nach der Einfahrphase.



Abbildung 3: Die Immobilisationseinheiten des zweiten Reaktors anfangs der Einfahrphase – ohne Biofilm



Abbildung 4: Die Immobilisationseinheiten des zweiten Reaktors nach der Einfahrphase – mit Biofilm

Auf den IE des zweiten Reaktors wird der Biofilm, wie in Abbildung zwei und drei dargestellt, unter konditionierten Bedingungen aufgebaut. Anschließend wird das elektrolytisch vorbehandelte Abwasser online über den Biofilm geleitet.

7.1 Online-Abbau des vorbehandelten Abwassers im Biofilmreaktor

Am Eingang und am Ausgang des Biofilmreaktors wird der DOC in Zeitintervallen gemessen. Diagramm 2 gibt den Verlauf des Abbaus wieder.

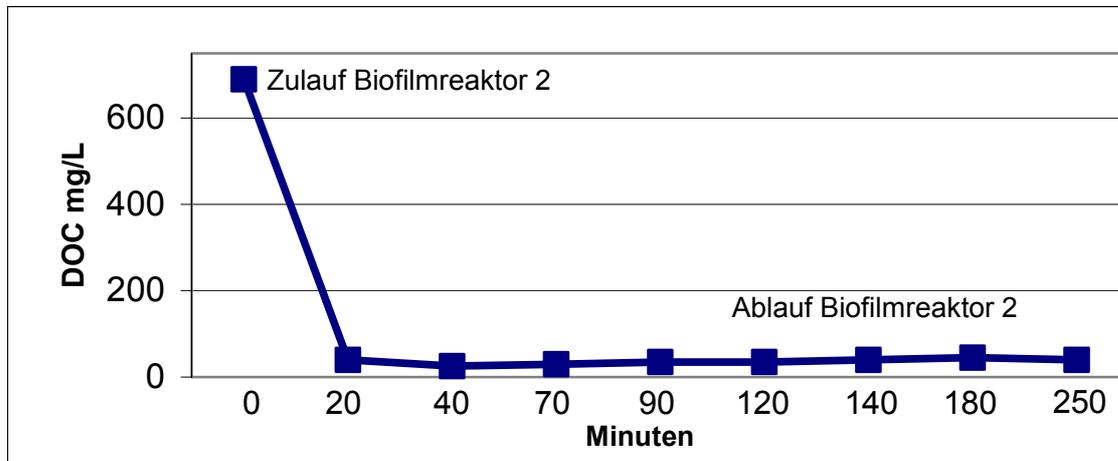


Diagramm 2: Biologischer Abbau des elektrolytisch vorbehandelten Abwassers als DOC - in Abhängigkeit von der Zeit

Die hydraulische Verweilzeit des Abwassers im Biofilmreaktor beträgt ca. 165 Minuten. Diagramm 2 zeigt, dass die Abbaurate des Originalabwassers nach dem Erreichen der hydraulischen Verweilzeit konstant bleibt. Der Biofilmreaktor reduziert das vorab elektrolytisch behandelte Abwasser auf einen DOC von ca. 40 mg/L. Die Abbaurate nach der biologischen Behandlung des vorab elektrolytisch behandelten Abwassers erreicht ca. 94%. Der Gesamtabbau des Abwassers, d. h. die Leistung der elektrolytischen und biologischen Stufe, beträgt >95%. Bei Verlängerung der Standzeiten des Biofilms wird sich der Abbaugrad noch weiter erhöhen [13].

8 Diskussion und Perspektiven

Die Anwendung von biologischen Abwasserbehandlungen hat durch Hochleistungsbiologien (Biofilmreaktoren) neue Möglichkeiten eröffnet. Biofilme haben wesentliche Vorteile gegenüber den planktonischen Verfahren wie z. B. Belebungsverfahren, die in der konventionellen Abwassertechnik eingesetzt werden. Sie sind gegen Störungen, wie sie durch toxische Substanzen, pH-Wert-Schwankungen, Stoßbelastungen und Minderversorgung auftreten können, wesentlich widerstandsfähiger [9, 14, 16]. Die Zelldichte in Biofilmen von 10^{10} bis 10^{12} [9] Zellen pro ml werden in planktonischen Systemen – hier liegen sie maximal bei 10^8 bis 10^9 Zellen [15] - praktisch nicht erreicht. Durch die hohe Zelldichte im Biofilm kann ein Abbau auch von ansonsten in planktonischen Systemen „schwer abbaubaren“ Substanzen erreicht werden [9, 16], da die Mikroorganismen im Biofilm eine deutlich höhere Bioaktivität entwickeln [17]. Der bei der kommerziellen Behandlung von Abwässern anfallende Belebtschlamm wird bei der Behandlung durch Biofilme in wesentlich geringeren Umfang auftreten [10, 18]. Dies wird dadurch begünstigt, dass die Mikroorganismen im Biofilm die gewonnene Energie aus der Oxidation der Kohlenstofffracht hauptsächlich in den Erhaltungsstoffwechsel einsetzen und nicht in die Bildung neuer Biomasse. Entsprechende Entsorgungskosten fallen dadurch erheblich niedriger an. Der

Belebtschlamm/Klärschlamm kann den normalen Weg der Entsorgung gehen - z. B. in Faultürmen zu Biogas umgesetzt werden.

In dem hier beschriebenen Biofilmreaktor wird durch eine hohe, steuerbare Fließgeschwindigkeit eine weitere Steigerung der Bioaktivität erreicht. Sie kann bei gleicher Substrat- und Sauerstoffkonzentration mit steigender Fließgeschwindigkeit zunehmen [19].

Das „sloughing off“ kann in Biofilmreaktoren zu Problemen führen [9]. Hierbei können sich große Bereiche aus dem Biofilm lösen und das gesamte System verstopfen. Ursache für das „sloughing off“ ist eine Sauerstofflimitierung. Die begrenzte Verfügbarkeit von Sauerstoff führt hierbei zu stark erweiterten anaeroben Zonen im Biofilm. Innerhalb der anaeroben Zonen kann sich übermäßig Denitrifikation einstellen, wodurch Gasblasen entstehen. Größere Gasblasen destabilisieren den Biofilm und führen zur Schwächung und Ablösung des Biofilms [20].

In unserer Anlage fand bei zahlreichen Versuchsreihen kein „sloughing off“ statt. Dies wird durch die günstige Verfahrensführung bewirkt. Ein Überdruck im System führt zu erhöhter Sauerstoffaufnahme ins wässrige Medium und in tiefere Bereiche des Biofilms. Dadurch wird einer zu starken Ausbreitung von anaeroben Zonen in den tieferen Schichten des Biofilms vorgebeugt.

Die dargestellte Kombination einer Biofilmreaktoranlage mit einer physikalisch/chemischen Methode zeigt mit >95% organischen Abbau eine effektive Leistungsfähigkeit auf. Die im Labormaßstab erreichten Werte sind vielversprechend und reichen aus eine Anlage in einem größeren Maßstab zu entwickeln und zu betreiben. Die Frachtenreduzierung im Originalabwasser lässt eine Wiederverwendung des Wassers zu und ermöglicht Kreislaufschließung. Die Kombination von Biofilmreaktoren mit physikalisch/chemischen Methoden zeigt mannigfaltige Möglichkeiten [10, 18] in der Abwasserreinigung und industrieller Kreislaufschließung für zukünftige Anwendungen auf.

9 Literatur

[1] Hillenbrand T, Böhn E, Landwehr M, Marscheider-Weidemann F (1999): Die Abwassersituation in der deutschen Papier-, Textil- und Lederindustrie. Wasser – Abwasser gwf, 140, Nr.4, 267-273

[2] Baumann W, Herberg-Liedtke B (1994): Papierchemikalien – Daten und Fakten zum Umweltschutz. Springer-Verlag

[3] Frost & Sullivan (3/2000): Weitergehende Abwasserbehandlung laut Studie gefragt. WAP, S. 10

[4] Universität Gesamthochschule Kassel, GhK, (3/2000): World Water in 2025. WAP, S. 6

[5] Henze M (1997): Trends in advanced wastewater treatment. Wat. Sci. Tech. Vol. 35, No. 10, 1-4

[6] Ohashi A, Viraj de Silva D, Mobarry B, Manem J A, Stahl D A, Rittmann BE (1995): Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. Wat. Sci. Tech. Vol. 32, No. 8, 57-84

- [7] Lazarova V, Manem J (1995): Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. *Wat. Res.* Vol 29, No. 10, 2227-2245
- [8] Loosdrecht van M C M., Eikelboom D, Gjaltema A, Mulder A, Tjihuis L, Heijnen J J (1995): Biofilm structures. *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 32, No.8, 35-43
- [9] Flemming H-C, Wingender J (2000): Extracelluläre polymere Substanzen (EPS) – der Baustoff für Biofilme. *Vom Wasser*, 94, 245-266
- [10] Waizenegger K, Marzinkowski J M, Fiedler P, Brille F, Saier H D, Pahl S, Peters T A, Baum G (2000): Recycling von Mischabwasser einer Textilfärberei. *KA – Wasserwirtschaft, Abwasser, Abfall* (47), Nr. 9, 1296-1305
- [11] Scheen J (1998): Bioreaktoranlage zur reproduzierbaren Bildung von Biofilmen. *UWSF – Z. Umweltchem. Ökotox.* 10 (5) 285-288
- [12] Schulz genannt Menningmann, J (1/1993): Der Einfluß des Trägermaterials auf die Leistungsfähigkeit von Biofilmsystemen zur Abwasserreinigung. *Korrespondenz Abwasser*; 40. Jahrgang;
- [13] Bishop P L (1995): Effects of biofilm structure, microbial distributions and mass transport on biodegradation processes *Wat. Sci. Tech.* Vol. 31, No. 1, 143-152
- [14] Schuch R, Winter J, Gensicke R, Merkel K (10/2000): Nachbehandlung eines chemisch-physikalisch gereinigten Abwassers der Automobilindustrie in Biofilmreaktoren. *WLB Wasser, Luft und Boden*, 28-30
- [15] Johnsrud S C (1997): Biotechnology for solving slime problems in the pulp and paper Industrie. *Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology*, Vol. 57; Springer-Verlag
- [16] Wobus A, Röske I (2000): Reactors with membran-grown biofilms: Their capacity to cope with fluctuating inflow conditions and with shock loads of xenobiotics. *Wat. Res.* Vol 34, No. 1, 279-287
- [17] Hesse S, Frimmel F H (1999): Schnelle Charakterisierung der mikrobiellen Eliminierbarkeit von organischen Wasserinhaltsstoffen mit Hilfe von Biofilm-Reaktoren und Kohlenstoff-/Stickstoff-Detektion. *Vom Wasser*, 93, 1-19
- [18] Rusten B, Johnson C H, Devall S, Davoren D, Cashion S (1999): Biological pretreatment of a chemical plant wastewater in high-rate moving bed biofilm reactors. *Wat. Sci. Tech.* Vol. 39, No. 10-11, 257-264
- [19] Mildenerger M (1999): Die Grenzschicht beeinflusst die Abbaurate immobiliser Mikroorganismen. *Wasser – Abwasser gwf*, 140, Nr. 4
- [20] Applegate D H (1991): Effects of carbon and oxygen limitations and calcium concentrations on biofilm removal processes. *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 37, 17-25