

mit diesem aus dem Abwasserstrom entnommen. Wegen der Verwendung tensidhaltiger Spül-, Wasch- und Reinigungsmittel passiert ein Teil der Öle und Fette die Rechen- und Sandfanganlagen überwiegend in emulgierter oder gelöster Form. Eine Entnahme dieser Stoffe ist nicht möglich. Sie werden in der biologischen Reinigungsstufe abgebaut.

Wenn in Einzelfällen regelmäßig größere Mengen aufschwimmender Öle und Fette in einer kommunalen Kläranlage zu erwarten sind, kann anstelle des konventionellen Sandfangs ein kombinierter belüfteter Sand- und Fettfang eingebaut werden. Das aus dem Fettfangteil diskontinuierlich abzuziehende aufschwimmende Öl und Fett kann zur Beseitigung in einem Schlammfahlfbehälter zugegeben werden.

Literatur

- [1] Schübler, H.:
Feststoffe im Abwasser, *Entsorgungspraxis*, Heft 3/1984, S. 57 – 59
- [2] Seyfried, C. F., Lohse, M. Bebandorf, G. Schübler, H.:
Vergleich der Reinigungsleistung von Rechen, Sieben und Siebrechen sowie deren Einfluß auf die weiteren Reinigungsstufen, *Veröffentlichungen des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover*, Heft 58, 1985
- [3] ATV (Hrsg.):
Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik, 3. Auflage, Bd. III: Grundlagen für Planung und Bau von Abwasserkläranlagen und mechanische Klärverfahren, Ernst & Sohn, Berlin, 1983
- [4] Doedens, H., Schübler, H.:
Möglichkeiten der wirtschaftlichen Entsorgung von Rechen- und Siebgut, *Wasserwirtschaft* 74. Jahrgang, Heft 2/1984, S. 62–65
- [5] Schübler, H.:
Rechengutwäsche – Versuch einer Bestandsaufnahme, *Korrespondenz Abwasser*, 39. Jahrgang, Heft 9/1992, S. 1362–1369
- [6] Berghoff, R.:
Stand und Entwicklung der thermischen Abfallbehandlung, *GWA Band 131*, S. 597–608, Aachen 1992
- [7] Dritte Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Abfallgesetz (TA Siedlungsabfall) – Technische Anleitung zur Verwertung, Behandlung und sonstigen Entsorgung von Siedlungsabfällen vom 14. 5. 1993 (*Bundesanzeiger*, Jahrgang 45, Nummer 99 a)
- [8] Gesetz zur Förderung der Kreislaufwirtschaft und Sicherung der umweltverträglichen Beseitigung von Abfällen (Kreislaufwirtschafts- und Abfallgesetz (KrW-/AbfG) *BGBI. I*, S. 2705–2728, vom 27. 9. 1994
- [9] Schübler, H.:
persönliche Mitteilungen
- [10] *Ingenieurgesellschaft für Abfall und Abwasser (IAA) GmbH u. Co. KG., Kalletal*:
unveröffentlichte Untersuchungen
- [11] Schübler, H.:
Rechengut und Sandfangrückstände – Abfall oder Wirtschaftsgut? *Korrespondenz Abwasser*, 42. Jahrgang, Heft 2/1995, S. 218–225
- [12] LAGA:
Anforderungen an die stoffliche Verwertung von mineralischen Reststoffen/Abfällen – Technische Regeln, März 1994
- [13] Gesetz über die Vermeidung und Entsorgung von Abfällen (Abfallgesetz/AbfG), *BGBI. I*, S. 1410–1420, vom 27. 8. 1986
- [14] Verordnung zur Bestimmung von Abfällen nach § 2, Abs. 3 des Abfallgesetzes (Reststoffbestimmungsverordnung/RestBestV), *BGBI. I*, S. 631–647, vom 3. 4. 1990
- [15] Verordnung zur Bestimmung von Abfällen nach § 2, Abs. 2 des Abfallgesetzes (Abfallbestimmungsverordnung/AbfBestV), *BGBI. I*, S. 614–630, vom 3. 4. 1990
- [16] Verordnung über das Einsammeln und Befördern sowie über die Überwachung von Abfällen und Reststoffen (Abfall- und Reststoffüberwachungs-Verordnung/AbfRestÜberwV), *BGBI. I*, S. 648–700, vom 3. 4. 1990
- [17] Prospekte zur Rechengutbehandlung der Firmen Bischof, Huber, Hydropress, Noggerath
- [18] Prospekte zur Sandfanggutbehandlung der Firmen Geiger, Huber, Kugler, Noggerath

Anlagen mit getauchten Festbetten

Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3 „Tropf- und Tauchkörper“ im ATV-Fachauschuß 2.6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“

Mitglieder der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3 sind:

Dr.-Ing. Bever, Oberhausen (Sprecher)
Dr.-Ing. Bode, Essen
Dipl.-Ing. Dorias, Stuttgart
Prof. Dr.-Ing. H.-D. Kruse, Bad Zwischenahn
Dipl.-Ing. Mehlihart, Kassel
Dr.-Ing. Schlegel, Essen
Dipl.-Ing. Schwentner, Sindelfingen
Dr.-Ing. G. Steinmann, Weissenburg

1. Einleitung

Bei der biologischen Abwasserreinigung können prinzipiell zwei Verfahrensweisen unterschieden werden: zum einen das Belebungsverfahren und zum anderen Biofilmverfahren. Infolge der größeren Leistungsfähigkeit, insbesondere in bezug auf die weitergehende Abwasserreinigung mit Nährstoffelimination, hat sich in den letzten Jahrzehnten das Belebungsverfahren durchgesetzt. Dennoch haben Biofilmverfahren ihre Existenzberechtigung nicht verloren.

Zum einen haben neuere Entwicklungen im Bereich der Biofilmentechnologie in praxi gezeigt, daß nunmehr auch weitergehende Reinigungsergebnisse mit derartigen Verfahren erzielbar sind.

Zum anderen haben Biofilmverfahren gegenüber dem Belebungsverfahren auch Vorteile.

Biofilmverfahren werden unterschieden in

- Tropfkörper,
- Tauchkörper,
- getauchte Festbetten,
- Schwebebetten,
- Fließbetten und
- Biofilter.

In diesem Arbeitsbericht werden nur getauchte Festbetten behandelt.

2. Allgemeine Verfahrensbeschreibung

Die derzeit am Markt angebotenen Materialien für getauchte Festbetten sind vielfältig. Sie unterscheiden sich u. a. in ihren Materialeigenschaften und in ihrer Struktur (z. B. Gitter, Folien, unterschiedlich geformtes Schüttgut u. v. m.; vgl. hierzu auch Abb. 1). Die angebotenen Materialien sind hinsichtlich ihrer relevanten Oberflächen und Strukturen nicht vergleichbar bzw. klassifizierbar. Es wird hier besonders darauf hingewiesen, daß sich die Materialien in bezug auf ihre wirksame Oberfläche (Anwuchsfäche) und ihre biologisch aktive Oberfläche teilweise stark unterscheiden. Die wirksame Oberfläche (Anwuchsfäche) ist die im Betrieb benutzte Oberfläche des Füllmaterials. Die biologisch aktive Oberfläche des Bewuchses kann sich in ihrer Größe von der wirksamen Oberfläche je nach Betriebsbedingungen unterscheiden. Mittels eines Ausnutzungsfaktors läßt sich das Verhältnis von wirksamer Oberfläche zu theoretischer Oberfläche beschreiben (vgl. DIN 19557 Teil 2). Eine eindeutige Methode zur

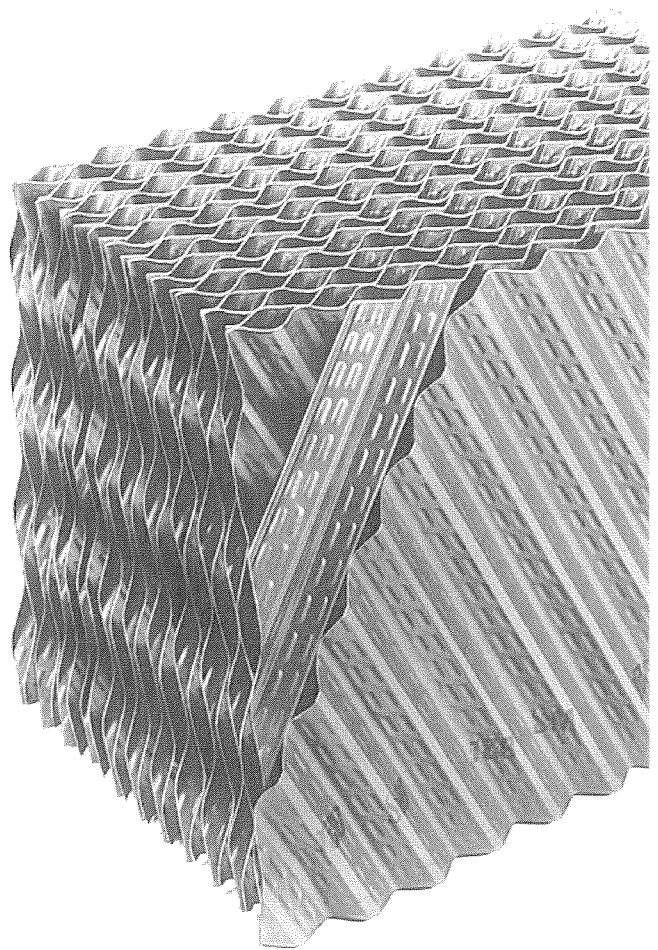
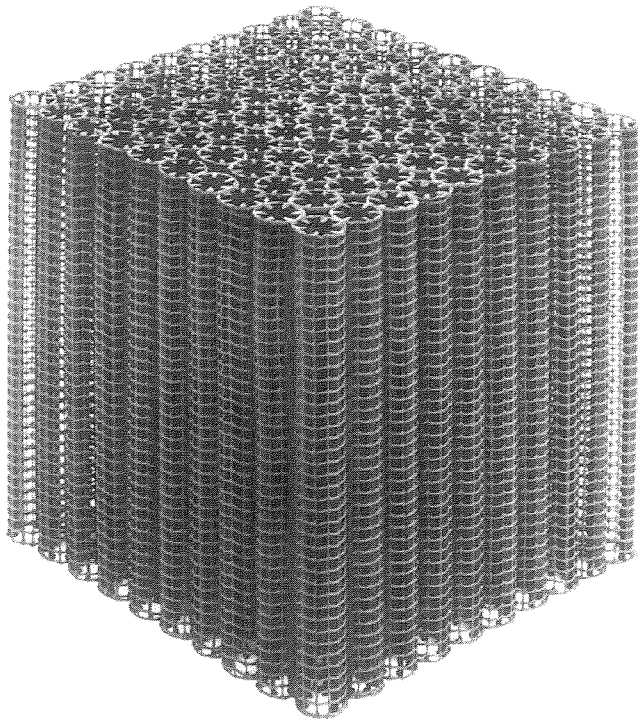
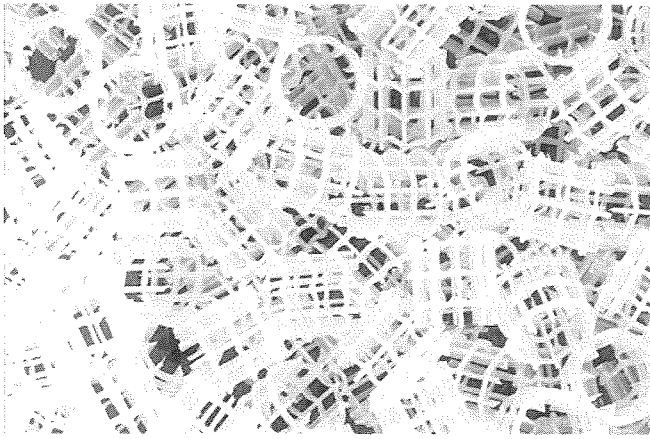


Abb. 1: Aufnahmen von Materialien bzw. Strukturen für getauchte Festbetten (Beispiele)

Bestimmung der biologisch aktiven Oberfläche von Festbettmaterialien existiert derzeit nicht.

Anlagen mit getauchten Festbetten bestehen aus einem oder mehreren Reaktoren, in denen submerse Aufwuchskörper (Pakungen) installiert sind (siehe Abb. 1 und 2). Bisher sind Höhen bis zu 6 m realisiert worden. Durch entsprechende Gestaltung der Festbettelemente werden einerseits hohe Besiedelungsdichten ermöglicht, andererseits aber auch relativ große freie Querschnitte und Hohlraumanteile. Der theoretisch zur Verfügung stehende Hohlraumanteil liegt bei 85 bis 90%. Damit wird erreicht, daß sowohl die hydraulischen Verluste als auch die Verstopfungsgefahr gering gehalten werden können. Auch können Luft und freigesetzte Gase das Festbett ohne großen Widerstand nach oben durchdringen und verlassen. Mittels solcher Festbetten wird außerdem eine intensive Durchmischung und somit ein intensiver Austausch der Medien (Gas, Wasser, Feststoffe) möglich. So wird u. a. auch die Sauerstoffausnutzung verbessert sowie unbelüfteten Totzonen und der Bildung von Gaspolstern entgegengewirkt. Mit Festbetten dieser Art werden zudem im Vergleich zu den derzeit bekannten Biofiltersystemen oder Tropfkörpern höhere Verweilzeiten des Abwassers im Reaktor erreicht (TSCHUI u. a. 1993), die allerdings kürzer sind als in Belebungsanlagen. Die Verweilzeit hat u. a. Einfluß auf die Kontaktzeit und auf die Fähigkeit des Systems, Stoßbelastungen abzapuffern (BOLLER u. a. 1993).

Für das angestrebte Maximum an immobilisierter Biomasse sollte nur ein Minimum an Spülenergie aufgewendet werden. Um dies zu erreichen, sollten die Festbettkörper die Durchströmung des Abwassers und der Luft sowohl in vertikaler als auch in horizontaler Richtung nur minimal behindern. Da außerdem die Gefahr besteht, daß die Elemente zuwachsen und dadurch verstopfen, ist vor allem auch auf deren konstruktive Gestaltung Wert zu legen. Bei der Konstruktion der Festbetteinbauten ist das Zusammenwirken von Füllmaterial, Belüftungseinrichtung und der Tragkonstruktion besonders sorgfältig zu betrachten. Die Tragkonstruktion soll den Eintritt der Luft in das Festbett so wenig wie möglich behindern. Die Materialstruktur muß auch eine Verteilung der Luft in die Bereiche erlauben, die durch Tragbalken abgedeckt werden. Ähnliche Betrachtungen gelten auch für die Wasserführung (PAPE und SCHULZ-MENNINGMANN 1995 a).

Es sollte eine größtmögliche Durchgängigkeit in vertikaler, möglichst aber auch in horizontaler Richtung bestehen. Das Festbett sollte also nicht – wie z. B. beim Tropfkörper – die Strömung aufhalten, umlenken oder kanalisieren, sondern vielmehr durch möglichst umfassende räumliche Durchströmbarkeit die Strömungscharakteristik eines voll durchmischten Querschnitts erreichen. Es erscheinen daher Gitterstrukturen geeigneter als Elemente, die nur aus glatten, geformten Bahnen zusammengesetzt sind. Bei der Wahl von Gitterstrukturen ist allerdings darauf zu achten, daß insbesondere die Querströmung nicht durch zu

enge Gitterabstände behindert wird. Zu kleine Abstände führen zum Überwachsen der Gitter und reduzieren damit die anrechenbare aktive Oberfläche.

Die aus geformtem Kunststoff bestehenden Packungen werden überwiegend in Blockform mit einer spezifischen, theoretischen Oberfläche zwischen 100 und 400 m²/m³ hergestellt. Sie können eine glatte oder raue Oberflächenstruktur aufweisen. Glatte Träger können evtl. aufgrund ihrer geringeren Verankerungsmöglichkeiten komplexe Biofilme weniger gut halten als kluffenreiche raue Träger. Andererseits gestatten glattere Füllmaterialien eine bessere Entfernung überschüssiger Biomasse; und je schwächer die Turbulenz und Belastung, desto weniger stellt die Oberflächenrauigkeit ein signifikantes Unterscheidungsmerkmal dar. Es ist außerdem zu beachten, daß manchen Kunststoffmaterialien ein material- und herstellungsbedingtes Trennmittel anhaftet, welches das Biofilmwachstum beim Anfahren eines Reaktors längere Zeit hemmen kann. Materialien wie z. B. Polyethylen sind daher in diesem Zusammenhang grundsätzlich als geeigneter für biologische Prozesse zu beurteilen als z. B. PVC (SCHULZMENNINGMANN 1991 und 1993).

Im Gegensatz zu den herstellungstechnischen Möglichkeiten existieren in bezug auf die vorgenannten Werte für die spezifische Oberfläche anwendungsbezogene Grenzen, welche in erster Linie von den zu erwartenden Biofilmeigenschaften bestimmt werden. Grundsätzlich gilt, daß mit abnehmender Biofilmdicke höhere spezifische Oberflächen der Füllmaterialien möglich sind, während dicke Biofilme nur geringere spezifische Oberflächen zulassen. Bei der Wahl der spezifischen Oberfläche ist zudem zu beachten, daß das Füllmaterial überwiegend als „Haltepunkt“ für den Aufwuchs des Biofilms dient und der Biofilm in den Wasserkörper hineinwächst mit der Folge, daß die aktive Oberfläche des Biofilms zum Teil erheblich größer sein kann, als die ursprünglich zur Besiedlung zur Verfügung gestellte Fläche. Durch Überwucherung der Strukturen kann aber auch genau das Gegenteil eintreten. Biofilmdicke und -gestalt hängen

insgesamt von verschiedenen Randbedingungen ab, auf die in Kapitel 3 näher eingegangen wird.

Innerhalb des Verfahrens übernimmt die Belüftung zwei grundsätzlich gleichberechtigte Aufgaben. Einerseits hat die Belüftung die zum Abbau der organischen Abwasserinhaltsstoffe erforderliche Sauerstoffzufuhr sicherzustellen, andererseits spült die durch den Lufteintrag erzeugte Strömung simultan zum O₂-Eintrag den Festbettkörper frei von evtl. Verstopfungen. Die Luftmengen müssen daher in einem angemessenen Bereich regelbar sein, um die Erfordernisse aus Belüftung und Spülung abdecken zu können. Das Festbett als Strömungsbarriere gibt dabei den zu überwindenden Strömungswiderstand vor (PAPE und SCHULZMENNINGMANN 1995a).

Größere spezifische Oberflächen machen u. U. zusätzlich noch den Einsatz einer hydraulischen Rückspülung erforderlich (siehe Abb. 6) (EIDENS 1995; RYHINER u. a. 1992). Die erforderliche Spülfrequenz kann dabei je nach Höhe der Belastung in einem weiten Bereich variieren. Werden beim Spülvorgang größere Schlammengen abgelöst, muß auch eine entsprechende Aufbereitung des Schlammwassers ins Verfahrenskonzept mit aufgenommen werden.

Eine flächige Anordnung der Belüftung ist nicht zuletzt auch im Sinne der Spüleistung wünschenswert. Die Luftzufuhr kann aber auch über Düsenböden erfolgen. In jedem Fall muß eine projektbezogene Auslegung stattfinden, welche die Parameter Oberflächenbelastung, spezifische Oberfläche und Belüftungssystem berücksichtigt.

Ähnlich wie beim Rotationstauchkörperverfahren wirkt sich die Aufteilung in hintereinander durchflossene Becken (Kaskaden) positiv auf den biologischen Wirkungsgrad aus, weil sich damit verschiedenartige Biozönosen in den einzelnen Stufen einstellen. Eine Kaskadierung vermindert darüber hinaus die Auswirkungen von Belastungsstößen, so daß sich hieraus insgesamt höhere Betriebssicherheiten und Abbauraten ergeben.

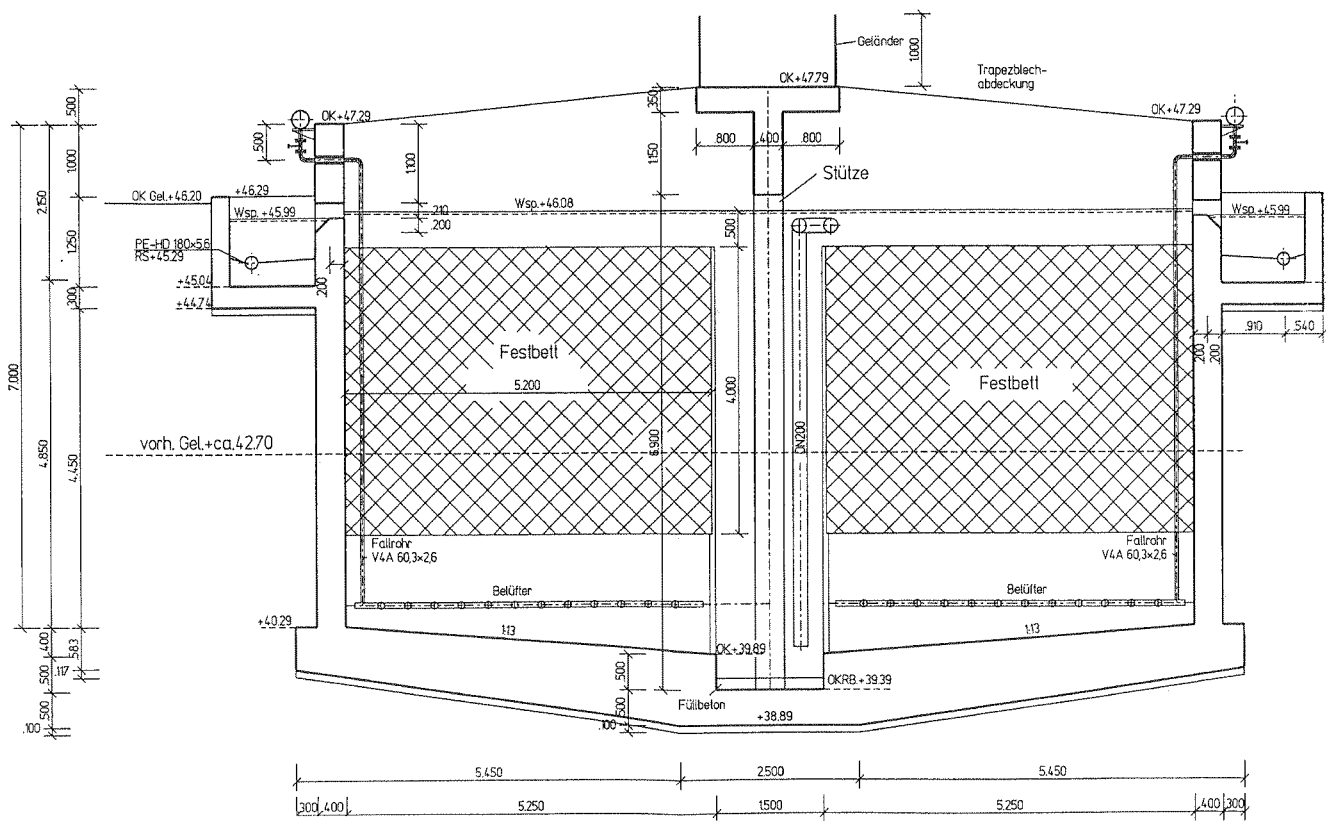
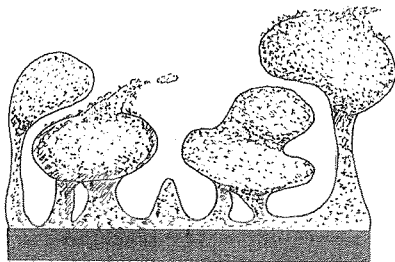


Abb. 2: Schnitt durch Becken mit getauchtem Festbett auf der Kläranlage Dorsten-Wulfen

3. Biofilm des getauchten Festbetts

Bakterielle Wuchsformen in submersen Biofilmen

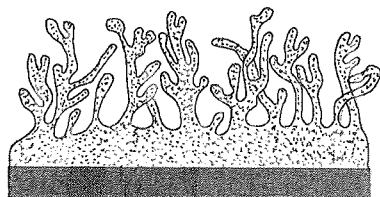
[Vergrößerung nicht einheitlich]



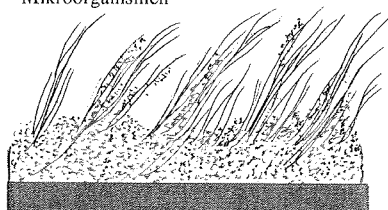
Mushroom Typ mit Streamern an den Verdickungen der Speziellen Bakterien Agglomerate (SBA)



Layer Typ mit zwei Schichtungen aus verschiedenen Mikroorganismen



Zoogloea ramigera -Typ mit typischer Bäumchenform



Pelz (= Fur)-Typ aus Fadenbakterien mit angelagerten nicht fädigen Bakterien

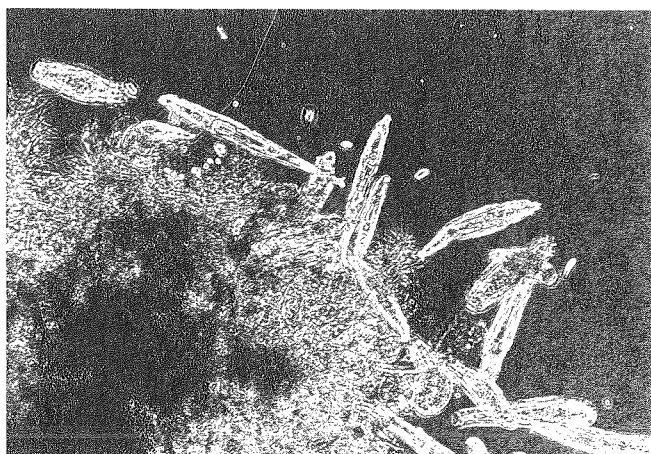


Abb. 3: Aufnahme und Darstellung typischer Wuchsformen eines submersen biol. Rasens (SCHULZ gen. MENNINGMANN 1996)

- Fehlen von Organismen, die einen direkten Luftzutritt für Ihre Existenz benötigen, z. B. Tropfkörperfliegen (Psychodida),
- Entwicklung von für submerse Biofilme typischen Wuchsformen.

Die Annäherung der Zelle an den Träger erfolgt unter Mitwirkung von van-der-Waals'schen Kräften, gefolgt von einer reversiblen Anlagerung durch Wasserstoffbrücken. Bleibt diese über längere Zeit bestehen, kommt es mit Hilfe von EPS (Extrazelluläre-Polymere-Substanzen) und sogenannten Pili (bakteriellen Befestigungsstrukturen) zur dauerhaften Anheftung (ROSENBERG und KJELLEBERG 1986; SCHMIDT 1994).

Die Geschwindigkeit der Besiedlung wird bei diesen Randbedingungen entscheidend durch die Turbulenz beeinflusst. Während beim Tropfkörper die Fließgeschwindigkeit des Wassers gemeinsam mit der Schwerkraft in immer derselben Richtung auf den Biofilm wirkt, ist beim submersen Aufwuchs die Fließgeschwindigkeit des Wassers und die Turbulenz in verschiedenen Richtungen wirksam. Die Folge ist ein gleichmäßig verteilter Biofilm, welcher in seiner Struktur zudem von der flächenbezogenen Belastung des Reaktors, der Abbaubarkeit der Substrate, der aufsiedelnden Biozönose und dem Trägermaterial abhängt. Er baut sich in seiner weiteren Entwicklung solange kontinuierlich auf, bis die Dicke erreicht ist, in welcher Zuwachs und Abrieb z. B. durch Scherkräfte im Gleichgewicht stehen.

In der Literatur wird zwischen den Begriffen Biofilm und biologischer Rasen unterschieden. Welcher Begriff für den biologischen Bewuchs auf getauchten Festbettmaterialien zutrifft, ist unterschiedlich und hängt im wesentlichen von seiner Dicke, und somit u. a. von der Belastung und der Betriebsweise ab. Eine strikte Begriffstrennung ist hier nicht immer möglich.

Generell ist festzustellen, daß submerse Biofilme bzw. getauchte biologische Rasen in ihrer Entstehung und Struktur deutliche Unterschiede zur Biocönose des Schlammes in Belebungsanlagen, aber auch zum Tropfkörper oder zum Rotationstauchkörper aufweisen (vgl. Abb. 3). Hauptsächlich sind diese Unterschiede durch die konstante Anwesenheit von Wasser und Sauerstoff, aber auch durch abweichende Strömungsverhältnisse bedingt. Beim submersen Biofilm bzw. biologischen Rasen entsteht durch das vorbeiströmende Abwasser-Luftgemisch ein charakteristischer, an die bestehende Turbulenz angepaßter, u. U. pelzartiger Bewuchs. Verglichen mit anderen Biofilmverfahren zeigt dieser folgende Eigenschaften:

- Gleichmäßige Verteilung des Biofilms über die gesamte Anwachfläche,

Generell werden Biofilme mit zunehmender Turbulenz dichter, glatter und dünner, umgekehrt führt eine sinkende Turbulenz zu dickeren, aufgelockerten und instabilen Biofilmen. Je höher das Schlammalter, um so variantenreicher ist in der Regel die Artenzusammensetzung des Biofilms.

Grundsätzlich ist zwischen einem rückgespülten und einem nicht rückgespülten Biofilm zu unterscheiden. Rückgespülte Biofilme sind überwiegend mit Bakterien besiedelt, während sich bei nicht rückgespülten Systemen ein Gleichgewicht zwischen Bakterien, Proto- und Metazoen einstellt. Infolgedessen sind auch Unterschiede beim Schlammfall erkennbar, welcher beim nicht rückgespülten System meist geringer ist.

Um Verstopfungen zu vermeiden, werden geschüttete oder auch fixierte Träger mit großer spezifischer Oberfläche häufig rückgespült, wobei durch hydraulische als auch mechanische Beanspruchungen Biofilmdicken von < 100 µm angestrebt werden (BOLLER u. a. 1993; FLEMMING 1992; TOETRUP u. a. 1993). Jede Rückspülung bedeutet aber auch einen Verlust an biologisch aktiver Biomasse, die sich nach erfolgtem Schlammaustrag erst wieder regenerieren muß. Betroffen hier-

von sind vor allem langsam wachsende Bakterien wie Nitrifikanten.

Bei entsprechender Trägerauswahl und Betriebsweise erbringt auch ein stärkerer, über 1 cm dicker biologischer Rasen sehr gute Abbauleistungen, solange er ausreichend zerklüftet und aufgelockert ist, um den Stoffaustausch sicherzustellen (PAPE und SCHULZ-MENNINGMANN 1995 b).

Ein submerser biologischer Rasen ist unter aeroben Milieubedingungen bei nicht rückgespülten Festbetten nach PAPE und SCHULZ-MENNINGMANN (1995 a) meist dicker ausgebildet als Biofilme unter anaeroben Bedingungen. Sie werden häufig über 1 cm dick und sind meist dicht mit zahlreichen Protozoen besiedelt. Optisch erscheinen sie aufgelockert, „flauschig“ oder „pelzig“. Häufig lassen sich innerhalb des biologischen Rasens kristalline Einschlüsse beobachten, welche aufgrund von pH-Wert-Verschiebungen entstehen. Dies trifft insbesondere bei Biofilmen unter anoxischen Bedingungen zu.

Beim biologischen Rasen fehlen unter anoxischen und anaeroben Bedingungen meistens Protozoen. Gleiches gilt auch für mit intermittierender Belüftung betriebene Anlagen (vgl. hierzu Kapitel 4), wenn die Zeiträume ohne Belüftung einen nennenswerten Umfang erreichen. Unter anoxischen Bedingungen können ebenfalls Rasendicken von über 1 cm erreicht werden. Der Biofilm wirkt dann ähnlich einem Schwamm mit ca. 1 bis 2 mm großen Öffnungen, durch die die bei der Denitrifikation entstehenden N_2 -Gasblasen entweichen.

Unter anaeroben Bedingungen sind submerser Biofilme häufig nur einige μm stark, können aber unter bestimmten Bedingungen auch deutlich dicker werden (vgl. AUSTERMANN-HAUN 1996). Anaerobe Milieubedingungen können auch in aerob bzw. anoxisch betriebenen Reaktoren, z. B. durch Überlastung oder nicht ausreichende Belüftung, entstehen. Optisch zu erkennen sind derartige Biofilme an schwarz-grauen Bereichen, welche oft mit Schwefelbakterien (Beggiatoa, Thiothrix) durchsetzt sind. Wenn anaerobe Bedingungen verfahrenstechnisch unerwünscht sind, sind Maßnahmen zu deren Vermeidung zu ergreifen.

Frei schwimmende Organismen spielen beim getauchten Festbett nur eine untergeordnete Rolle. Insektenlarven, wie Psychoda, welche bei nicht submersen Oberflächen oft in Massen auftreten und den Prozeß stören können, wurden beim nicht rückgespülten submersen Festbett bisher nicht beobachtet. Nematoden (Fadenwürmer) oder Oligochaeten (Borstenvürmer) kommen zwar vor, sind aber durch das Verfahren soweit kontrollierbar, so daß keine plötzliche Massenentwicklung stattfindet und damit der Abbauprozess nicht negativ beeinflusst wird, wie z. B. bei kombinierten Verfahren (MIDDELDORF 1989). Ein übermäßiges Wachstum von Nematoden und Oligochaeten kann beispielsweise durch eine intermittierende Belüftung verhindert werden.

Der Verlust an Biomasse durch Weidegänger (z. B. Protozoen) kann, besonders bei Anordnung der Festbettkörper in Kaskadenform und bei schwach belasteten aeroben Systemen, sehr groß sein. Die Überschußschlammproduktion von submersen, nicht rückgespülten Biofilmen ist daher zum Teil erheblich niedriger als beim Belebungsverfahren (N-VIRO-TEC 1994). Durch den Fraß der Biomasse verursachte Einbrüche in der Nitrifikation, wie z. B. JEPPSSON u. a. (1995) sie beschreiben, wurden in der Praxis bisher nicht registriert.

Zusätzlich zu der durch Fraß bedingten Schlammverminderung wurde festgestellt, daß Bakterien im Aufwuchs ihre Teilungsrate vermindern und ihren Stoffwechsel erhöhen. Sie sind somit im Vergleich zu suspendiert lebenden Artgenossen aktiver (AUDIC u. a. 1984; SCHMIDT-WICKERLING 1989). Diese Änderung des Teilungsverhaltens ist ein weiterer Grund für eine geringere Schlammproduktion.

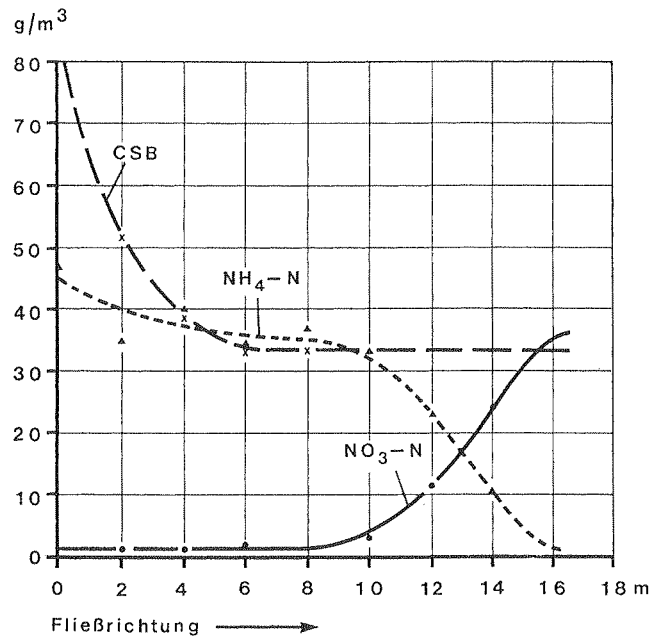


Abb. 4: Elimination von CSB und NH_4 -N in einer mit getauchten Festbettkörpern ausgerüsteten Anlage (SCHLEGEL 1988)

4. Einsatzmöglichkeiten, Betriebswerte und Hinweise zur Bemessung

4.1 Einsatzmöglichkeiten

Alle Festbettverfahren weisen ein ähnliches Abbauverhalten auf. Wie das Ergebnis aus dem Betrieb einer einstufigen längsdurchflossenen Anlage mit getauchten, belüfteten Festbettkörpern zeigt, finden – entsprechende Belastungsverhältnisse vorausgesetzt – BSB₅ – bzw. CSB-Abbau und Nitrifikation entlang des Fließweges nacheinander statt (Abb. 4).

Gleiches ist bekannt vom Tropfkörper. Hieraus folgt, daß es sinnvoll ist, getauchte Festbetten in Kaskadenform zu betreiben, um zumindest den Abbau der organischen Kohlenstoffverbindungen und die Nitrifikation voneinander zu trennen. Aber auch die Denitrifikation ist möglich. Betreibt man sie vorgeschaltet, muß nitrat-haltiges Abwasser vom Ablauf der Nitrifikationsstufe in den Zulaufbereich rezirkuliert werden, wobei dieser dann unbelüftet zu betreiben ist. Es ist aber auch ein simultaner Ablauf der verschiedenen Prozesse möglich. In solchen Fällen wird die Denitrifikation in der Regel durch einen intermittierenden Betrieb der Belüftung ermöglicht. Aufgrund der Konkurrenzsituation der verschiedenen Bakterienarten muß hierfür jedoch eine ausreichend niedrige Flächenbelastung eingehalten werden. Bei Einsatz externer Kohlenstoffquellen kann die Denitrifikation auch nachgeschaltet betrieben werden.

Festbettverfahren können auf vielfältige Art und Weise zum Einsatz gelangen:

1. als (z. B. dem Belebungsverfahren) vorgeschaltete Festbettstufe
2. als vollbiologische Behandlungsstufe mit und ohne Stickstoffelimination
3. als Nitrifikationsstufe innerhalb eines mehrstufigen Verfahrens
4. als nachgeschaltete Festbettstufe (z.B. zur Restnitrifikation)

Es existieren eine Vielzahl von Festbettmaterialien bzw. -verfahrensvarianten. Generell ist zu unterscheiden zwischen Anlagen mit kontinuierlichem Feststoffaustrag und Anlagen, die mit periodischer Rückspülung des Festbetts betrieben werden. Die Schemata beider Verfahrensvarianten sind den Abb. 5 und 6 zu entnehmen. (In Bild 5 sind Umwälzeinrichtungen in den Denitrifikationsbecken nicht dargestellt.)

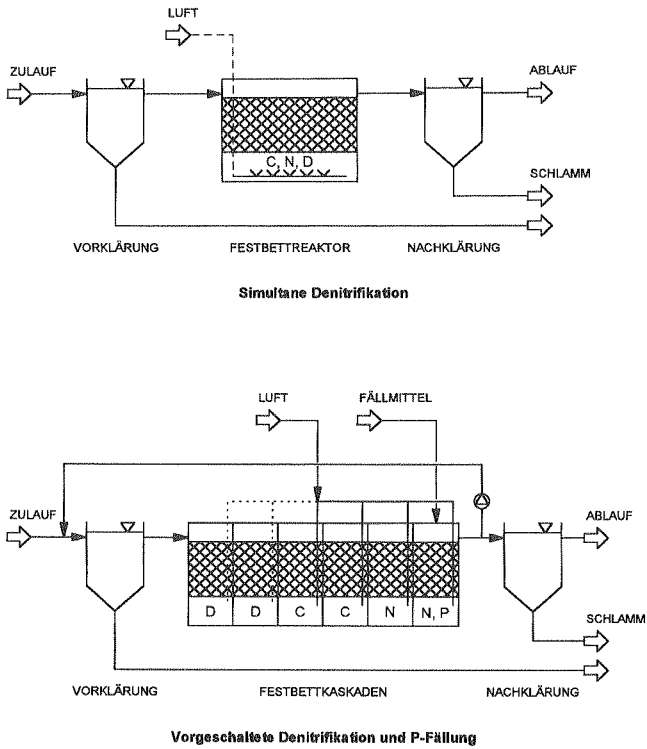


Abb. 5: Verfahrensschema der biologischen Abwasserreinigung in einer Anlage mit getauchtem Festbett ohne Rückspülung mit simultaner und vorgeschalteter Denitrifikation (PAPE und SCHULZ-MENNINGMANN 1995 a)

Getauchte Festbettreaktoren gelangten bereits in mehreren Fällen für die Vorbehandlung von industriellen Abwässern zum Einsatz (PAPE und SCHULZ-MENNINGMANN 1995 b; SCHLEGEL 1995). Vor allem für Abwässer aus der Nahrungsmittelindustrie kann diese Behandlungsform als geeignet angesehen werden. Behandelt werden können aber auch Abwässer mit einem nicht so guten Abbauverhalten, wie sie z. B. bei Betrieben zur Herstellung von Kunststoffgranulat, Tensiden, Aromastoffen und Teppichen vorkommen. Da bei Industrieabwässern Beschaffenheit und Menge der einzelnen Inhaltsstoffe branchenspezifisch sind und zudem häufig starken Schwankungen unterliegen, andererseits das Adaptionsvermögen der Mikroorganismen nicht vorhersehbar ist, sollten Festbettreaktoren für die industrielle Abwasserbehandlung schon aus wirtschaftlichen Gründen nicht ohne entsprechende Pilotversuche bemessen und ausgelegt werden.

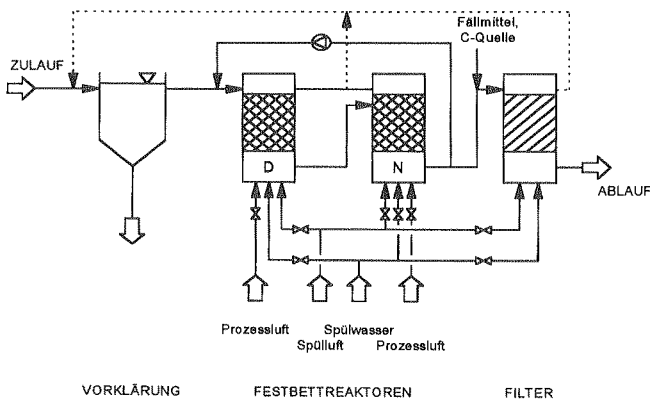


Abb. 6: Verfahrensschema einer biologischen Abwasserreinigung in einer Anlage mit getauchtem Festbett mit Rückspülung (EIDENS 1995)

Etwas anders kann die Situation bei kommunalem Abwasser angesehen werden. Hier können ähnliche Abbaumechanismen und demzufolge auch vergleichbare Bemessungsansätze gewählt werden.

4.2 Betriebswerte bestehender Anlagen

Nach Untersuchungen, die von der TU München durchgeführt wurden (TU MÜNCHEN 1991), konnte auf der Kläranlage Kiemertshofen, die Anfang Dezember in Betrieb genommen wurde, selbst bei Temperaturen von 3°C eine weitestgehende Nitrifikation und eine etwa 60%ige simultane Denitrifikation erreicht werden, ohne daß diese gezielt durchgeführt wurde (Abb. 7). Der Schwankungsbereich der Belastung lag zwischen 1,5 und 8 g BSB₅/(m² · d), bezogen auf die Anwuchsfläche. Selbst gelegentliche Regenerereignisse mit einer entsprechend stärkeren hydraulischen Belastung, erkennbar an niedrigen Zulaufkonzentrationen, bewirkten keine gravierenden Umsatzeinbrüche. Die geringe Empfindlichkeit gegenüber niedrigen Wassertemperaturen kann darauf zurückgeführt werden, daß das Schlammalter im vorhandenen Biofilm ausreichend hoch war, so daß trotz temperaturbe-

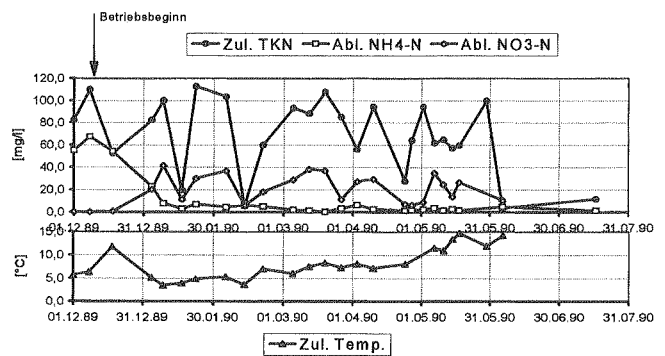


Abb. 7: Verlauf der N-Elimination auf der Kläranlage Kiemertshofen mit getauchtem Festbett ohne Rückspülung und ohne gezielte Denitrifikation (siehe auch Tab. 2) (TU München 1991)

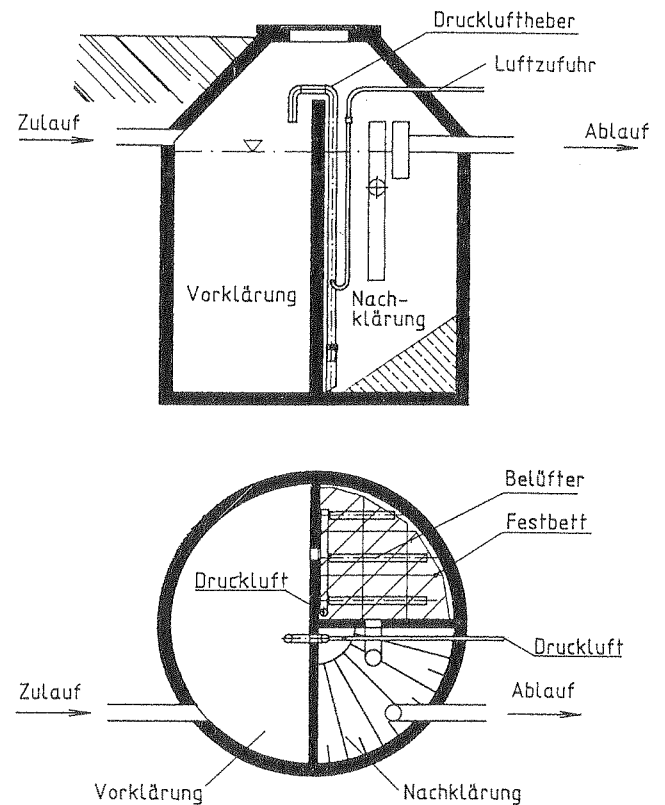
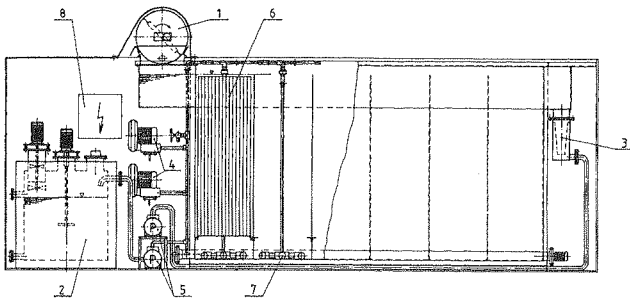
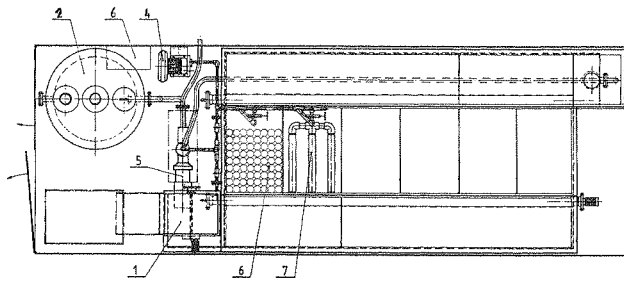


Abb. 8: Biologische Kleinkläranlage System „3 K PLUS“

Längsschnitt:



Grundriß:



1 Trommelsieb; 2 ATS-Schlammbehandlung; 3 Mikrofiltration; 4 Gebläse; 5 Pumpe; 6 Festbett; 7 Belüfter; 8 Schaltschrank

Abb. 9: Biologische Kläranlage vom Typ EBS: Draufsicht und Längsschnitt

dingt verminderter Nitrifikationsgeschwindigkeit kein Rückgang der Nitrifikationsleistung festgestellt wurde. Ein solches Verhalten ist nur bei Biofilmen möglich, deren Wachstum nicht durch hydraulische oder mechanische Beanspruchungen gestört wird.

Die geringe Abhängigkeit solcher Anlagen von schwankenden bzw. auch kritischen Konzentrationen bei einem äußerst geringen Bedarf an Steuerungs- und Regelungstechnik läßt dieses

		Kiemersthofen	Lauterbach-Siedlung	Hamburger Stahlwerke	Heiligenroth	Flöha
EW	-	75	80	500	1000	8000
Entwässerungssystem [Misch=M, Trenn=T]	-	M	T	T	M	M
BSB ₅ -Flächenbelastung	g/(m ² -d)	2,4	4	3	11,1	17,6
NH ₄ -N-Flächenbelastung	g/(m ² -d)	0,45	0,8	0,4	-	-
Belüftungszeit	%	100	50	100	100	100
Rezirkulation	%	0	0	100 in VK	0	0
BSB ₅ im Zulauf	mg/l	i.M. 262 21-782	i.M. 93 40-120	160	i.M. 136 50-220	60-170
BSB ₅ im Ablauf	mg/l	i.M. 4 2-8	i.M. 6 4-10	i.M. 1,4 1-3	i.M. 12 4-20	i.M. 16 12-22
CSB im Zulauf	mg/l	i.M. 462 43-1494	i.M. 444 284-569	i.M. 445 244-750	i.M. 250 102-863	150-350
CSB im Ablauf	mg/l	i.M. 39 18-58	i.M. 51 25-80	i.M. 19 15-26	i.M. 35 10-73	i.M. 70 45-85
NH ₄ -N im Zulauf	mg/l	i.M. 40 1,8-73,1 ¹⁾	-	i.M. 38 14-85	i.M. 56	-
NH ₄ -N im Ablauf	mg/l	i.M. 0,7 0,1-2,7	i.M. 17 7-31	i.M. 0,2 0,1-0,5	-	-
NO ₃ -N im Ablauf	mg/l	i.M. 20 5-37	-	i.M. 9,5 4-16	-	-
N-Elimination	%	rd. 65	-	>73	-	-
Probenzahl vom Ablauf	-	23	3	11	21	27
Probenart	-	24h MP	24h MP	qualifizierte SP	nicht sedim. qual. SP	24h MP

¹⁾ TKN i.M. 65

Tab. 2: Belastungs- und Betriebswerte von kleinen Kläranlagen mit getauchtem Festbett vom Typ EBS (Flächenbelastung bezogen auf wirksame Oberfläche)

		Hamburg	Garching
EW	-	4	8
Entwässerungssystem [Misch=M, Trenn=T]	-	T	T
BSB ₅ -Flächenbelastung	g/(m ² -d)	1,2	3,4
NH ₄ -N-Flächenbelastung	g/(m ² -d)	0,28	0,6
Belüftungszeit	%	40	50
Rezirkulation	%	300 in VK	0
BSB ₅ im Zulauf	mg/l	i.M. 250	i.M. 173 56-246
BSB ₅ im Ablauf	mg/l	i.M. 3 2-29	i.M. 12 3-32
CSB im Zulauf	mg/l	i.M. 500	i.M. 343 128-459
CSB im Ablauf	mg/l	i.M. 26 10-165	i.M. 50 26-89
NH ₄ -N im Zulauf	mg/l	i.M. 60	i.M. 55,6 25-83,6
NH ₄ -N im Ablauf	mg/l	i.M. 1,4 0-46	i.M. 11 3-24
NO ₃ -N im Ablauf	mg/l	i.M. 7,5 3,4-15,8	i.M. 0,4 0,2-5,6
N-Elimination	%	85	>80
Probenzahl vom Ablauf	-	35	10
Probenart	-	SP	sedim. Mehr-tagesstichprobe

Tab. 1: Belastungs- und Betriebswerte von Kleinkläranlagen mit getauchtem Festbett vom Typ EBS (Flächenbelastung bezogen auf wirksame Oberfläche)

Verfahren als besonders geeignet für die Abwasserbehandlung im ländlichen Raum, also für die dezentrale Abwasserbehandlung, erscheinen (Abb. 8). In Tabelle 1 sind Belastungs- und Betriebswerte von Kleinkläranlagen aufgeführt.

In Tabelle 2 sind Belastungs- und Betriebswerte von kleinen Kläranlagen mit getauchten Festbetten vom Typ EBS (siehe Abb. 9) dargestellt. (Es liegen dazu bzgl. Stickstoff im Zulauf nur NH₄-Konzentrationswerte vor; die TKN-Konzentrationswerte sind entsprechend höher.) Hieraus kann abgeleitet werden, daß das Reinigungsergebnis dem großer Kläranlagen mit weitergehender Abwasserreinigung kaum nachsteht, wenn Belastung und Betriebsweise entsprechend gewählt werden.

Das getauchte Festbett kann aber auch als Zwischenstufe zur Nitrifikation, wie beispielsweise in Kombination mit einer Teichanlage, Verwendung finden (siehe Abb. 10) (EBERS u. a. 1993). Entsprechende Belastungs- und Betriebswerte sind in Tabelle 3 aufgeführt.

Weiterhin kann das Festbett bei Kläranlagen eingesetzt werden, die saisonalen Schwankungen unterliegen, z. B. in touristisch stark frequentierten Regionen. Anlagen mit submersen Festbett sind hierfür prädestiniert, weil sie in einem sehr breiten Belastungsbereich betriebssicher gefahren werden können. Zudem erreichen solche Anlagen auch nach längeren Stillstandszeiten bereits nach kurzer Zeit wieder ihre volle Leistungsfähigkeit.

Eindeutige Aussagen über Bemessungsansätze zum Abbau organischer Kohlenstoffverbindungen bei Verfahren mit Rückspülung

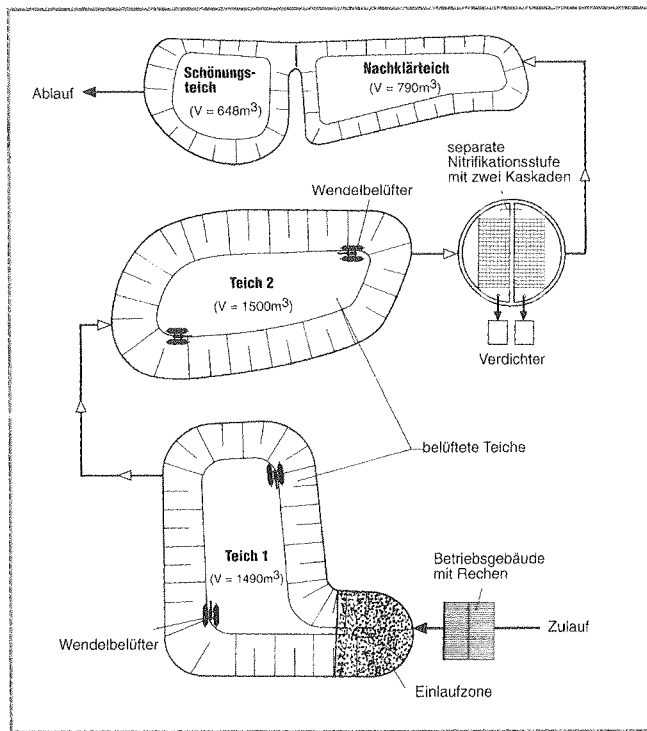


Abb. 10: Anwendung des getauchten Festbetts als separate Nitrifikationsstufe in Kombination mit einer Teichanlage (FUCHS 1996)

konnten in der Literatur nicht gefunden werden. Versuchsergebnisse mit einer Pilotanlage auf einer kommunalen Kläranlage mit Abwasser aus dem Ablauf der Vorklärung sind aber u. a. von RYHINER u. a. (1993) und EIDENS (1995) beschrieben. Dabei wird auf die Notwendigkeit von Versuchen hingewiesen. Zur reinen Nitrifikation werden dort bei Anlagen mit Rückspülung Packungen mit einer spezifischen Oberfläche von 400 m²/m³ eingesetzt, was bei einer Raumbelastung von 0,6 bis 0,7 kg NH₄-N/(m³·d), eine auf die Fläche bezogene Belastung von 1,5 bis 1,8 g NH₄-N/(m²·d) ergibt. Insgesamt unterliegt die Nitrifikationsleistung nach GUJER und BOLLER (1986) sowie BOLLER u. a. (1993) jedoch dem Einfluß der Temperatur, wobei sich die Eliminationsrate mit sinkender Wassertemperatur erheblich vermindert und bei 10°C Werte von nur noch 0,6 g NH₄-N/(m²·d) erreicht (EIDENS 1995). Dieser zum nicht rückgespülten Festbett bestehende Dissens bzgl. des Temperatureinflusses dürfte, wie bereits unter Kapitel 3 ausgeführt, auf die Rückspülung selbst und den damit bewirkten verstärkten Austrag der Nitrifikanten zurückzuführen sein. Als wichtig für eine funktionierende Nitrifikation wird außerdem eine ausreichende Säurekapazität des Abwassers bzw. ein pH-Wert von über 7,0 angesehen.

Aus diesen Aussagen ist abzuleiten, daß das raumbezogen höher belastete Verfahren mit Rückspülung offensichtlich sensibler reagiert als der Reaktor ohne Rückspülung. Wegen des bei größeren spezifischen Oberflächen geringeren Reaktorvolumens müssen sich außerdem auch Belastungsspitzen stärker bemerkbar machen.

4.3 Hinweise zur Bemessung

Bei der allgemeinen Anwendung der getauchten Festbettetechnik ist grundsätzlich zu beachten, daß ebenso wie beim Tropfkörper eine gut funktionierende Grobstoffentfernung und eine ausreichend groß dimensionierte Vorklärung zwingend erforderlich sind. Zur Entfernung von Grobstoffen und zur Verminderung absetzbarer Stoffe können auch Siebe eingesetzt werden.

Der Reaktionsteil selbst kann prinzipiell sowohl für den Abbau der Kohlenstoffverbindungen, als auch zur Nitrifikation und Deni-

trifikation in verschiedenen Kombinationen bzw. Verfahrensweisen dimensioniert werden.

Es sind in der letzten Zeit mehrere Anlagen mit getauchten Festbetten gebaut worden. Es liegen dazu aber bisher nur wenige verwertbare, meist unvollständige Belastungs- und Betriebsergebnisse vor (siehe Kapitel 4.2). Daraus können derzeit keine allgemein gültigen Bemessungsgrößen abgeleitet werden.

Es wird empfohlen, zur Auslegung von Anlagen vorab Versuche durchzuführen. Werden seitens der Herstellerfirmen Referenzanlagen genannt, ist zu empfehlen, die diesbzgl. Angaben über die erzielten Betriebsergebnisse, insbesondere hinsichtlich der Übertragbarkeit, zu überprüfen.

Die vorliegenden Meßergebnisse lassen erkennen, daß für eine Auslegung vorläufig die Größen angesetzt werden können, die für Tauchkörper gelten. Dazu sind für die Lastfälle „Abwasserreinigung ohne Nitrifikation“ also ausschließlicher Abbau der Kohlenstoffverbindungen, sowie „Abwasserreinigung mit Nitrifikation“ im ATV-Arbeitsblatt A 135 Werte für eine zulässige Flächenbelastung B_A angegeben. Es wird vorläufig allerdings für den Lastfall „Abwasserreinigung mit Nitrifikation“ davon abgeraten, Belastungswerte über 4 g BSB₅/(m²·d) zu wählen. Für Abwasserteichen zwischengeschaltete Tauchkörper sind, ebenfalls für die beiden Lastfälle „Abbau kohlenstoffhaltiger Verbindungen“ und „Nitrifikation“, im ATV-Arbeitsblatt A 257 Belastungswerte aufgeführt. Es sind hierbei die jeweils angegebenen Randbedingungen zu beachten.

Zur simultanen Nitrifikation als auch zur getrennten Nitrifikation mit einem getauchten Festbett (spez. Oberfläche: 150 m²/m³) hinter einer Belebungsanlage hat SCHLEGEL (1988) Versuche im technischen Maßstab mit stark industriell geprägtem Abwasser (CSB/BSB₅ ≈ 2,5; BSB₅/TKN ≈ 1,1) durchgeführt. Bei dem der Belebungsanlage nachgeschalteten Festbett konnten nahezu unabhängig von der Abwassertemperatur über das ganze Jahr Ammoniumgehalte unter 5 mg/l bei einer TKN-Flächenbelastung von etwa 3 g/(m²·d) eingehalten werden. Hierbei wurde das ge-

		Ripsdorf-Hüngersdorf	Sisbeck	Rohr-Lindweiler
EW (Ausbaugröße)	-	2200	910	1000
spez. Festbettoberfläche	m ² /m ³	150	150	150
NH ₄ -N Flächenbelastung (im Ausbauzustand)	g/(m ² ·d)	≈1,3	≈1,3	≈1,1
Zulauf Festbett				
CSB	mg/l		67	
NH ₄ -N	mg/l		26,1	
NO ₃ -N	mg/l		0,7	
Ablauf Schönungsteich				
BSB ₅	mg/l	i.M. 5,3 2,5-14		i.M. 2,9 1,5-7
CSB	mg/l	i.M. 44 27-73	51	i.M. 22 15-31
NH ₄ -N	mg/l	i.M. 4,3 0,41-16	1,8	i.M. 1,2 0,07-5,9
NO ₃ -N	mg/l	i.M. 8,4 4,2-15	10,3	i.M. 7,2 3,8-13
N _{ges}	mg/l	i.M. 15 7,5-23,2		i.M. 9,2 4,8-16,5
Probenzahl vom Ablauf	-	8	16-20	8-10

Tab. 3: Belastungs- und Betriebswerte von Teichanlagen mit getauchtem Festbett (Material BIO-NET 150) als separate Nitrifikationsstufe (vgl. Abb. 10) (FUCHS 1996)

tauchte Festbett mit einer konstanten Abwassermenge beaufschlagt. Als Kriterium für die Belastung diente der Ammoniumgehalt im Ablauf (SCHLEGEL 1988). Demgegenüber werden von anderer Seite für Tauchkörper (RUSTEN 1984) bzw. für Festbettreaktoren mit Quarzkies (HEINRICH 1984) versuchsstechnisch ermittelte Umsatzraten von 1,6 bzw. 1,5 g/(m²·d) NH₄-N angegeben. SCHLEGEL (1988) führt diese Differenz auf unterschiedliche, hydraulische Gegebenheiten zurück. Es wird empfohlen, für eine separate Nitrifikation nach Abbau der Kohlenstoffverbindungen vorläufig Werte von 1,0 bis 1,5 g/(m²·d) TKN in Abhängigkeit von den Randbedingungen, insb. von den Anforderungen an die Ablaufqualität, nicht zu überschreiten.

Nachgeschaltete Anlagen, die einer Restnitrifikation zur Einhaltung besonders niedriger NH₄-N-Ablaufwerte dienen, sind niedriger zu belasten. Damit die Kapazität einer solchen Behandlungsstufe aufrecht erhalten bleibt, empfiehlt es sich, auch zu Zeiten, in denen die vorgeschaltete Anlage kein Ammonium ableitet, einen kleinen belasteten Teilstrom der Nachfolgestufe zuzuleiten.

Die Denitrifikation mit getauchten Festbettanlagen kann prinzipiell sowohl vorgeschaltet, simultan als auch nachgeschaltet vorgenommen werden. Insbesondere für die nachgeschaltete Denitrifikation ist die Zugabe einer externen Kohlenstoffquelle notwendig.

Da keine diesbzgl. Ergebnisse bekannt sind, wird vorläufig empfohlen, das Denitrifikationsvolumen entsprechend den Volumenverhältnissen beim Belebungsverfahren (Verhältnis V_{DN}/V_{ges} bzw. V_{DN}/V_N), unter Berücksichtigung der jeweiligen spezifischen Oberflächen des eingesetzten Festbettmaterials, auszulegen.

Vorgeschaltete Reaktoren erfordern eine Rezirkulation von nitrat-haltigem Abwasser. Dieses kann auch in die Vorklärung eingeleitet werden, um dort eine zusätzliche Denitrifikation zu ermöglichen. Es wird empfohlen, analog zum ATV-Arbeitsblatt A 131 dabei aber Rückführverhältnisse von über vier zu vermeiden.

Die simultane Denitrifikation wird – entsprechend geringe Flächenbelastungen vorausgesetzt – durch eine intermittierende Belüftung erreicht. Da bei der vorgeschalteten Denitrifikation der durch die Rezirkulation mitgeführte Sauerstoff sich bei einem zu hohen Rückführverhältnis zunehmend nachteilig auf die Denitrifikation auswirkt, empfiehlt es sich, ggf. die vorgeschaltete und die simultane Denitrifikation miteinander zu kombinieren.

Über die Auslegung der Sauerstoffzufuhr für Anlagen mit getauchten Festbetten liegen derzeit keine bzw. nur vereinzelte Ergebnisse vor. Daraus sind keine gültigen Auslegungshinweise ableitbar. Auf der Basis des bisherigen Erkenntnisstandes können dazu zur Orientierung folgende Anhaltswerte gegeben werden:

Prinzipiell wird empfohlen, die Ermittlung der erforderlichen Sauerstoffzufuhr analog dem ATV-Arbeitsblatt A 131 für Belebungsanlagen durchzuführen. Dabei sollte infolge des als sehr hoch anzunehmenden Schlammalters für OVC ein Wert von 1,6 kg O₂/kg BSB₅ in Ansatz gebracht werden. Für Nitrifikation und Denitrifikation ist der Berechnungsansatz von $OV_N = (4,6 \cdot NO_3 - N_e + 1,7 \cdot NO_3 - N_D) / BSB_5$ in kg O₂/kg BSB₅ anwendbar. Auf die Betrachtung temperaturabhängiger Lastfälle kann aufgrund der bisherigen Erfahrungswerte verzichtet werden. Es wird empfohlen, für die Stoßfaktoren mittlere Werte anzunehmen, also etwa $f_C = 1,2$ und $f_N = 2,0$; auch an dieser Stelle sei auf eine Kaskadierung hingewiesen. Die Sauerstoff-Betriebswerte sind im Vergleich zum Belebungsverfahren höher zu wählen. Hier wird ein Wert von $C_x = 4$ mg/l als sinnvoll erachtet. Diese im Vergleich zu Verfahren mit suspendierter Biomasse erhöhte Sauerstoffkonzentration ist deshalb erforderlich, weil sie alleiniger Transportmechanismus für die Sauerstoffdiffusion in den Biofilm ist.

Bei der Berechnung des O₂-Eintrags kann berücksichtigt werden, daß aufgrund der Diffusoreigenschaften der Festbettkörper höhere Eintragswerte erzielt werden können als bei Belebungsanlagen. Die Zugewinne können in einer Größenordnung von bis zu 50% angenommen werden (siehe Abb. 11), so daß eine

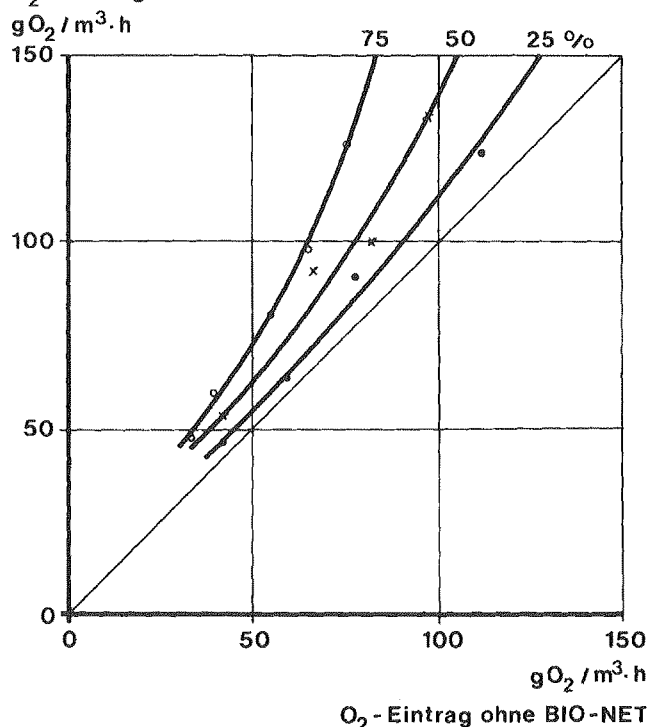
O₂-Eintrag mit BIO-NET

Abb. 11: Steigerung des Sauerstoffeintrages durch die Installation von Festbettkörpern bei unterschiedlicher Luftzufuhr und unterschiedlichem Festbettanteil (SCHLEGEL 1986)

maximale Sauerstoffausnutzung bei entsprechender Beckentiefe zwischen 20 und 30% erreichbar ist (SCHLEGEL 1986). SCHLEGEL (1986) ermittelte versuchsstechnisch α -Werte deutlich über 0,8 bis zu 1,2. Erklärbar sind diese im Vergleich zum Belebungsverfahren hohen Werte damit, daß ein wesentlich geringerer suspendierter Biomassenanteil vorhanden ist, der weit weniger koaleszenzfördernd wirkt als die Biomasse beim Belebungsverfahren. Aufgrund der geringen Anzahl an bekannten Betriebsergebnissen erscheint es aber angebracht, für α nicht mehr als 0,8 anzusetzen, bis weitere Meßergebnisse verfügbar sind.

In der Literatur wird empfohlen, je nach gewählter Oberfläche und vorhandenem Belastungsprofil, bezogen auf die horizontale Grundfläche des Festbettkörpers, eine Luftbeaufschlagung zwischen 5 und 20 Nm³/(h·m²) anzusetzen (PAPE und SCHULZMENNIGMANN 1995 a). Ebenfalls möglich ist ein intervallmäßiger Betrieb der Belüftung. Darüber hinaus kann durch die Aufteilung in eine partiell einstellbare Luftverteilung bei Bedarf eine höhere Belüftungsintensität zusätzlich erzeugt werden, um Spüleffekte zu erzielen.

Festbettreaktoren ohne periodische Rückspülung erfordern, um die Verstopfungsfreiheit zu gewährleisten, ausreichend große Hohl- und Zwischenräume, damit sich eine entsprechend hohe Strömungsgeschwindigkeit ausbilden kann. Aus diesem Grund sind die zu installierenden spezifischen Oberflächen begrenzt.

Generell sollten mit steigender BSB₅-Belastung kleinere spezifische Oberflächen gewählt werden. Bei Festbettreaktoren ohne Rückspülung wird aufgrund der bisher dazu vorliegenden Erfahrungen empfohlen, Material mit einer spezifischen Oberfläche von maximal 150 m²/m³ für die Lastfälle „Abbau der Kohlenstoffverbindungen“ sowie „Abwasserreinigung mit Nitrifikation“, bzw. „simultane Nitrifikation“, und von maximal 200 m²/m³ für den Einsatz in einer separaten Stufe zur Nitrifikation einzusetzen.

Da sich in Denitrifikationsreaktoren ein „zopfiger“, dichter Bewuchs ausbilden kann, müssen dort Aggregate zur getrennten Umwälzung des Reaktorinhalts installiert werden. Zusätzlich

kann auch eine Belüftung kurzzeitig angeschaltet werden. Durch die Umwälzung wird ein ausreichender Kontakt zwischen Biomasse und Substrat erreicht. Zudem kann eine Belüftung in Zeiten geringer Belastung auch zum Austrag von Biomasse eingesetzt werden. Um Verstopfungen zu vermeiden, sollten in Denitrifikationsreaktoren nur kleine spezifische Oberflächen in der Größenordnung von maximal ca. $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ gewählt werden.

Festbettreaktoren mit Rückspülung lassen hingegen, da Ablagerungen durch die Rückspülvorgänge abgelöst werden können, höhere spezifische Oberflächen zu (vgl. RYHINER u. a. 1993). Für den hierfür erforderlichen zusätzlichen Spülwasserbedarf können bis zu 7 m^3 pro Becken Grundfläche und Stunde ($7 \text{ m}^3/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$) in Ansatz gebracht werden. Die Spülung mit Wasser und Luft findet in solchen Fällen zeitversetzt statt. Ausgelöst wird der Spülvorgang durch einen vorgegebenen Differenzdruck von beispielsweise 0,01 bar (10 cm WS). Die Spülwassermenge kann mit 5 bis 10% der Zulaufwassermenge beziffert werden (RYHINER u. a. 1993).

Die P-Elimination kann bei getauchten Festbettanlagen zuverlässig nur durch eine chemische Fällung erreicht werden, weil ein geringer Biomassenzuwachs die Möglichkeit, den inkorporierten Phosphor auszuschleusen, limitiert. Die Fällung sollte nachgeschaltet erfolgen, um den Festbettreaktor nicht unnötig mit Feststoffen zu belasten.

Der mögliche Schwankungsbereich bei der Überschussschlammproduktion ist, wie bereits erwähnt und biologisch begründet, außerordentlich groß. Als vorläufige Bemessungsgröße kann, wenn keine Versuchswerte vorliegen, davon ausgegangen werden, daß die Überschussschlammproduktion analog zu den Werten für Tropf- und Tauchkörper rd. $\frac{2}{3}$ der Masse beträgt, die von Belebungsanlagen her bekannt ist. Versuchsergebnisse deuten darauf hin, daß auch deutlich geringere Mengen an Überschussschlamm möglich sind.

In der Regel fallen verfahrensbedingt Primär- und Sekundärschlamm getrennt an. Es empfiehlt sich, diese gemeinsam zu behandeln.

In der Praxis bewährt haben sich bei kleineren Anlagen aerobe, vorzugsweise aerob-thermophile Schlammbehandlungsverfahren, mit denen sich bei Retentionszeiten von bis zu 10 Tagen befriedigende Stabilisierungsgrade erreichen lassen. Natürlich ist auch eine anaerobe Stabilisierung möglich. Bei kleineren Anlagen empfiehlt es sich, den Schlamm ggf. zu einer zentralen Kläranlage zu transportieren und dort mitzubehandeln.

5. Entwurf, Bau und Ausführung getauchter Festbettanlagen

Eine komplette Anlage mit getauchtem Festbett zur vollständigen Behandlung von Abwässern besteht i. a. aus drei Hauptstufen: einer Siebung und/oder Vorklärung, dem Festbettreaktor und einer Stufe für die Abscheidung des Überschussschlammes. Wichtig ist, daß alle Grob- und Faserstoffe, die das Festbett verstopfen können, zuvor entfernt werden. Hierfür eignen sich vor allem Fein- oder Siebrechen. Ein Sandfang kann ebenfalls angeordnet werden, ist aber bei kleinen Kläranlagen nicht unbedingt erforderlich. Bei Kleinkläranlagen sind diese Funktionen weitgehend von der Vorklärung mitzuübernehmen. Die Vorklärung kann bemessen und gestaltet werden wie beim Tropfkörper. Bei kleineren Anlagen kann es sinnvoll sein, eine Kompaktanlage zu erstellen, bei der alle drei Verfahrensstufen zusammengefaßt sind.

Der Baukörper von Festbettanlagen wird in Abhängigkeit von der Größe der Anlage in Stahl- oder in Betonbauweise gefertigt, wobei kleinere Anlagen vorzugsweise aus Stahl hergestellt werden. Technische und betriebliche Aspekte geben maximale Größen für Einzelreaktoren vor, größere Anlagen werden deshalb ggf. auch modular aufgebaut. Damit wird es möglich, einzelne Mo-

dule außer Betrieb nehmen zu können. Außerdem ist eine Kaskadierung des Reaktorvolumens anzustreben.

Der Reaktor wird vorzugsweise vollflächig mit Festbettpackungen ausgerüstet. Um eine gleichmäßige Verteilung des Abwässers zu erreichen und einen Inspektionszugang zum Belüftungssystem zu gewährleisten, sollten ggf. aber entsprechende Räume frei von Festbettelementen bleiben. Festbettanlagen neigen außerdem zur Schaumentwicklung. Je näher der Festbettkörper an die Wasseroberfläche heranreicht, desto intensiver können sich diese Schäume ausbilden. Entsprechend der Reaktorgröße sollte daher zwischen Oberkante der Festbetteinbauten und dem Wasserspiegel eine Höhe von mindestens 200 mm freigehalten werden. Insgesamt ist somit ein etwas größeres Bauvolumen erforderlich, als für die eigentlichen Festbettelemente benötigt wird. Darüber hinaus sind auch Lösungen entwickelt worden, bei denen die Belüftungseinrichtungen mit Festbettmodulen fest verbunden montiert werden. Damit können diese während des laufenden Betriebes zu Wartungsarbeiten aus dem Becken herausgenommen werden. Im konkreten Fall sind die Kosten der einzelnen Lösungsvarianten zu untersuchen und zu vergleichen.

Die Festbettkörper sind gegen Verschieben zu sichern. Einige Füllkörpermaterialien verfügen über ein geringeres Gewicht als Wasser. In diesem Fall sind die Füllkörper auch gegen Aufschwimmen zu sichern. Für den Fall der Entleerung ist die Tragkonstruktion für das Eigengewicht zuzüglich dem Biofilmgewicht auszulegen. Die Festbettkörpereigengewichte selbst liegen je nach Fabrikat, Material und spezifischer Oberfläche zwischen 40 kg und 80 kg/m^3 . Schwachbelastete Biofilme erreichen zum Beispiel bei einem Festbett mit einer spezifischen Oberfläche von $100 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ein Gewicht zwischen 70 und 150 kg/m^3 , während hochbelastete bis zu 350 kg/m^3 wiegen können. Zu beachten ist zudem, daß im Störfall die Gefahr besteht, daß infolge von Verstopfungen noch weit höhere Werte auftreten können. Entsprechende präventive Maßnahmen sind daher zu empfehlen. Um Verstopfungen zu vermeiden, ist z. B. eine exakte Ausrichtung der einzelnen Blöcke zueinander und die Wahl eines entsprechenden an die Biofilmdicke angepaßten Trägers zu empfehlen.

Die Beckenform sollte so gewählt werden, daß der erforderliche Installationsaufwand von Auflage- und Niederhalteböden minimal wird. Hierbei ist eine Optimierung der gegenläufigen Förderungen nach erstens kleiner Auflagefläche und zweitens geringen Vertikallasten anzustreben.

Bei der Berechnung der Materialoberfläche muß darauf hingewiesen werden, daß gemäß DIN 19557 Teil 2 zwischen der theoretischen Oberfläche, der wirksamen Oberfläche (Anwuchsoberfläche) sowie der biologisch aktiven Oberfläche unterschieden wird (vgl. Kapitel 2). Um bei Angebotsabgaben sicherzustellen, daß wirklich auch vergleichbare Elemente angeboten werden, sollte im voraus sichergestellt und definiert werden, was gewünscht wird. Da die biologisch aktive Fläche im Rahmen geometrischer Gegebenheiten vom Hersteller interpretierbar ist, dürften in den Materialkennwerten die größten Unsicherheiten bestehen. Eine größere Oberfläche ist immer auch mit mehr Material und damit auch mit mehr Gewicht verbunden. Es wird daher empfohlen, eine prüfbare Berechnung der Oberflächen zu verlangen. Für die angebotenen Füllmaterialien empfiehlt es sich zudem, einen Nachweis der Standsicherheit unter Betriebsbedingungen sowie bei besonderer Belastung zu fordern.

Dem Festbett ist in der Regel eine Feststoffabtrennung nachzuschalten. Diese kann eine Sedimentationsstufe sein, die wie die Nachklärung eines Tropfkörpers bemessen wird. U. U. kann hier auch ein Lamellenabscheider zum Einsatz gelangen oder auch eine Filtration.

Literatur

- Audic, J. M.; Faup, G. M.; Navarro, J. M.: Specific activity of Nitrobacter through attachment through granular medium. Wat. Res. 18 (1984), S. 745-750.
- Austermann-Haun, U.: Inbetriebnahme anaerober Festbettreaktoren. Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 93 (1996)
- Boller, M.; Gujer, W.; Tschui, M.: Parameters Affecting Nitrifying Biofilm Reactors. 2. International Specialized Conference Biofilm Reactors, Paris 1993
- DIN 19557 Teil 2: Kläranlagen – Füllstoffe aus Kunststoff für Tropfkörper – Anforderungen, Prüfung, Lieferung, Einbringen (1984)
- Ebers, T.; Fuchs, L.; Schneider, A.: Weitergehende Abwasserreinigung bei Teichanlagen mit zwischengeschalteten und integrierten Tauchkörperstufen, Abwassertechnik 44 (1993) Heft 2, S. 25-29
- Eidens, St.: Biologische Behandlung von Abwässern mittels Trägerbiologie auf strukturierten Packungen (BIOPUR-Verfahren), ATV-Seminar „Einsatz von Biofilmreaktoren“, Magdeburg, 1995
- Flemming, C.: Einsatz von Festbettreaktoren, ATV-Seminar „Einsatz von Biofilmreaktoren“, Essen, 1992
- Fuchs: Informationsmappe „FUCHS-Festbettreaktor“ der Firma FUCHS GAS- UND WASSERTECHNIK GmbH Mayen, 1996
- Gujer, W., Boller, M.: Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. Wat. Res. 20 (1986), S. 1353-1362
- Heinrich, D.: Untersuchungen zur Nitrifikation von Abwässern in überstauten Festbettreaktoren. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft (1984), Bd. 81
- Jeppsson, U.; Løe, N.; Aspegren, H.: Modelling Microfauna influence on Nitrification in aerobic Biofilm Processes. Intern. IAWQ Conference Workshop Biofilm Structure, Growth and Dynamics, Noordwijkerhout, 1995
- Middelndorf, J.: Biologische Aspekte zum Einsatz submerser Festbettanlagen in Belebungsanlagen. Korrespondenz Abwasser 36 (1989), S. 1165-1169
- N-VIRO TEC b. v., Deinssesteenweg 110, B-9031 Drogen, Belgien, Versuchsbericht: Afvalwaterbehandeling met een Vastbettbioreactor Typ VBR Kippenlacherrij, 1994
- Pape, S.; Schulz-Meningmann, J.: Biologische Abwasserbehandlung mit vollständig getauchten und belüfteten Festbetten – WWT Heft 5, S. 32-41, (1995a)
- Pape, S.; Schulz-Meningmann, J.: Grundlagen und Betriebserfahrungen getauchter, aerober Festbettreaktoren nach dem BIOSUB® Verfahren. Korrespondenz Abwasser 42, S. 2208-2215, (1995b)
- Rosenberg, M.; Kjellerberg, S.: Hydrophobic interactions: role in bacterial adhesion. Adv. Microb. Ecology 9 (1986), S. 353-393
- Rusten, B.: Wastewater treatment with aerated submerged biological filters. Journal WPCF 56 (1984), p. 424-431
- Ryhiner, G., Birou, B., Gros, H.: The Use of Submerged Structured Packings in Biofilm Reactors for Wastewater Treatment. Wat. Sci. Tech., 26 (1992), S. 723/731
- Ryhiner, G., Sorensen, K., Birou, B., Gros, H.: Biofilm Reactors Configuration for Advanced Nutrient Removal. 2. International Specialized Conference Biofilm Reactors, Paris, 1993
- Schlegel, S.: Der Einsatz von getauchten Festbettkörpern beim Belebungsverfahren. Gwf – wasser/abwasser 127 (1986), S. 421-428
- Schlegel, S.: Der Einsatz von getauchten Festbettkörpern zur Nitrifikation. Korrespondenz Abwasser 35 (1988), S. 120-126
- Schlegel, S.: Mit Festbettverfahren Kosten sparen? Korrespondenz Abwasser 42 (1995), S. 1343 bis 1352
- Schmidt, R.: Werkstoffverhalten in biologischen Systemen. VDI Verlag, Düsseldorf, 1994
- Schmidt-Wickerling, A.: Stoffwechselaktivität von suspendierten und immobilisierten Zellen Ammoniak oxidierender Bakterien. Diplomarbeit Univ. Hamburg, 1989
- Schulz gen. Mennigmann, J.: Biologie submerser Nitrifikations-Festbetten in der Abwasseraufbereitung unter besonderer Berücksichtigung des Besiedlungsverhaltens von Nitrifikanten. Dissertation, RWTH Aachen, 1991
- Schulz gen. Mennigmann, J.: Der Einfluß des Trägermaterials auf die Leistungsfähigkeit von Biofilmsystemen zur Abwasserreinigung. Korrespondenz Abwasser, 40 (1993), S. 68/73
- Schulz gen. Mennigmann, J.: persönliche Mitteilung 1996
- Toettrup, H.; Rogalla, F.; Vidal, A.; Harremoes, P.: The treatment Trilogy for Flotating Filters. 2. International Specialized Conference on Biofilm Reactors, Paris, 1993
- Tschui, M., Boller, M., Gujer, W., Eugster, J., Mäder, C., Stengel, C.: Tertiary Nitrification in Aerated Pilot Biofilters. 2. International Specialized Conference Biofilm Reactors, Paris, 1993
- TU MÜNCHEN: Lehrstuhl und Prüfamnt Wassergütwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München: Abschlußbericht über Untersuchungen an Vario Compact Kläranlagen (VCK), München, 1991



Wie diesem Arbeitsbericht zu entnehmen ist, liegen der ATV-Arbeitsgruppe 2.6.3 nur wenige Betriebsergebnisse von Anlagen mit getauchtem Festbett vor. Es werden deshalb alle Betreiber von solchen Anlagen gebeten, der Arbeitsgruppe insbesondere Auslegungs- und Belastungsdaten sowie Meßergebnisse über den Zu- und Ablauf zur Verfügung zu stellen. Die Arbeitsgruppe ist auch an Hinweisen über betriebliche Probleme mit solchen Anlagen interessiert. Alle Mitteilungen werden selbstverständlich streng vertraulich behandelt. Die einzelnen Mitglieder der Arbeitsgruppe sind auch gerne im Rahmen ihrer Möglichkeiten bereit, Betreibern von solchen Anlagen ggf. entsprechende Hilfeleistung zu geben.

25 Jahre ATV-Fachauschuß 2.12 „Betrieb von Kläranlagen“

Der ATV-Fachauschuß 2.12 „Betrieb von Kläranlagen“ besteht 25 Jahre. Anlässlich seiner 57. Sitzung am 26./27. September 1996 in Berlin, an der auch ehemalige Ausschußmitglieder teilnahmen, wurden in einem kurzen Rückblick an die Sitzungen und Arbeiten des Ausschusses in den zurückliegenden Jahren erinnert. Der Fachauschuß trat am 2. März 1971 zu seiner konstituierenden Sitzung in Essen zusammen. Sein erster Obmann war Regierungs- und Baurat a. D. Heinz Graefen von der Emschergenossenschaft. Der Ausschuß hatte die Aufgabe übernommen, alle organisatorischen und technischen Fragen sowie Sicherheitsprobleme, die mit der Betriebsführung einer Kläran-

lage im Zusammenhang stehen, zu behandeln. Neben diesen Fragen wurden auch personelle und wirtschaftliche Aspekte berücksichtigt, wobei einzelne Themen wegen der Dringlichkeit für die Praxis vorrangig behandelt wurden.

Die Arbeit des Ausschusses zeigte sich in zahlreichen Veröffentlichungen. Hierzu zählen u. a. folgende ATV-Publikationen:

- Arbeitsblatt A 124 „Dienst- und Betriebsanweisung für das Personal von Kläranlagen“. Dieses Arbeitsblatt wurde bereits im Jahre 1973 erstellt; die aktuelle Fassung vom Januar 1991 ist ins Englische, Spanische und sogar ins Russische übersetzt worden.
- Arbeitsberichte zur Bemessung des Personalbedarfs auf Kläranlagen,