



Kompetenz. Wissen. Erfolg.

2. Moosburger Umwelttechnikforum: „Effizienz auf Kläranlagen“

Fachtagung
des
Bayerischen Instituts für Umwelt-
und Kläranlagentechnologie BIUKAT e.V.
und der
Bayerischen Verwaltungsschule

**13. November 2008
in der
Stadthalle Moosburg**

Fachtagung
des Bayerischen Instituts für Umwelt-
und Kläranlagentechnologie BIUKAT e.V.
und der
Bayerischen Verwaltungsschule

**2. Moosburger
Umweltechnikforum
„Effizienz auf Kläranlagen“**

**am Donnerstag, 13. November 2008
in der Stadthalle Moosburg
von 9:00 Uhr bis 17:00 Uhr**

© 2008 Bayerisches Institut für Umwelt- und Kläranlagentechnologie BIUKAT e.V.

Die Rechte an den Einzelbeiträgen liegen beim jeweiligen Verfasser.

Rechte am Gesamtwerk liegen bei BIUKAT e.V.

Nachdruck oder Vervielfältigung, auch teilweise oder in umgestalteter Form, ist nur mit Zustimmung durch BIUKAT e.V. bzw. durch den Verfasser des Einzelbeitrags gestattet.

Tagungsband zum 2. Moosburger Umwelttechnikforum

„Effizienz auf Kläranlagen“

Tagungsort: Stadthalle Moosburg
Breitenbergstraße 18
85368 Moosburg

Tagungszeit: Donnerstag, 13. November 2008
von 9:00 bis 17:00 Uhr

Veranstalter: BIUKAT e.V.
Neustadtstraße 100
85368 Moosburg
Telefon: (08761) 72115-51
Telefax: (08761) 72115-53
E-Mail: info@biukat.org
Internet: www.biukat.org

Bayerische Verwaltungsschule
Ridlerstraße 75
80339 München
Telefon: (089) 54057-0
Telefax: (089) 54057-199
E-Mail: info@bvs.de
Internet: www.bvs.de

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
Vorwort	1
Grußwort	
Erich Engelmann Leiter Referat Schutz der oberirdischen Gewässer, Abwasserentsorgung Bayer. Staatsministerium für Umwelt, Gesundheit und Verbraucherschutz	3
Vorträge	
Welche Möglichkeiten zur Nährstoffentfernung aus dem Abwasser gibt es?	
Harald Späth Ingenieurbüro Schlegel, München	5
Wie können Arzneimittel aus dem Abwasser kostengünstig entfernt werden?	
Dr.-Ing. Jörg Strunkheide Institut Wasser und Boden, Hattingen	21
MAP-Kristallisation in der Schlammbehandlung – Problem oder Potenzial?	
Wolfgang Ewert, Bernd Kalauch PCS Pollution Control Service GmbH	37
Wie sieht das SDN®-Verfahren der Fa. Süd-Chemie in der Praxis aus?	
Karin Kulicke Süd-Chemie AG, Erlangen	47
Welche Abfälle eignen sich zur Kofermentation in Faultürmen?	
Dr.-Ing. Klemens Finsterwalder Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co. KG, Bernau	53

	Seite
Wie kann der Faulungsprozess zuverlässig gesteuert werden?	
Steffen Wiegand AWITE GmbH, Langenbach	63
Welche Chancen bietet die Kofermentation nicht ausgefallter Abwasserschlämme?	
Johann Buchmeier Klärwerk Stadt Straubing	71
Wie werden Kläranlagen zu wertvollen Bausteinen im Energiemix?	
Oliver Berghamer EnergieAgentur Berghamer und Penzkofer, Moosburg	81
Welche Probleme können sich aus organischen Schadstoffen in Klärschlämmen ergeben?	
Dr. Michael Gierig Bayer. Landesamt für Umwelt, Augsburg	85
Wie kann die kommunale Zusammenarbeit bei der Klärschlamm Entsorgung organisiert werden?	
Josef Oberhofer Professor Andreas Ottl IB Ferstl Landshut FH Regensburg	99
Welche Vorteile bietet die interkommunale Klärschlammbehandlung in Dinkelsbühl?	
Jürgen Hübner Stadtwerke Crailsheim	117
Die Thermodruckhydrolyse – ein alternatives Verfahren zur Klärschlammbehandlung?	
Rudolf Stahl Fa. Scheuchl GmbH, Ortenburg	131
Referenten- und Autorenliste	143

Vorwort

Die Bankenkrise führt uns derzeit deutlich vor Augen, welche Probleme entstehen können, wenn Systeme nicht auf Nachhaltigkeit und Effizienz ausgerichtet werden.

Hans Carl von Carlowitz, Oberberghauptmann am kursächsischen Hof in Freiberg (Sachsen) entwarf dieses Prinzip der Nachhaltigkeit erstmals 1713 für die Forstwirtschaft. In seinem Buch über die Ökonomie der Waldkultur, die "Silvicultura oeconomica", 1713 erschienen, heißt es unter anderem:

"Wenn nicht ... alle ersinnliche Mittel angewendet werden, dass eine Gleichheit zwischen An- und Zuwachs und zwischen dem Abtrieb derer Hölzer erfolget, so ... muss ... Mangel entstehen ... Wird der halben die größte Kunst, Wissenschaft, Fleiß und Einrichtung hiesiger Lande darinnen beruhen, wie eine sothane Conservation und Anbau des Holzes anzustellen, dass es eine kontinuierliche, beständige und nachhaltige Nutzung gebe; weilen es eine unentbehrlich Sache ist, ohne welche das Land in seinem Esse nicht bleiben mag."

Dieses Prinzip der Nachhaltigkeit bedeutet in etwa, dass eine Entwicklung nur dann als nachhaltig zu bezeichnen ist, wenn sie den Bedürfnisse der jetzigen Generation entspricht, ohne die Perspektiven künftiger Generationen in Frage zu stellen. Eng mit der Nachhaltigkeit verknüpft ist die Effizienz, die das Verhältnis vom Nutzen zu dem Aufwand darstellt, mit dem der Nutzen erzielt wird. Effizient kann ein System nur dann auf Dauer arbeiten, wenn es das Prinzip der Nachhaltigkeit berücksichtigt.

Mit diesem zweiten Moosburger Umwelttechnikforum „Effizienz auf Kläranlagen“ möchten wir, das Bayerische Institut für Umwelt- und Kläranlagentechnologie – BIUKAT e.V., anhand von Praxisbeispielen darstellen, wie Kläranlagen effizienter arbeiten und dieses Grundprinzip der Nachhaltigkeit berücksichtigen können. Drei Vortragsreihen aus den Bereichen Abwasserreinigung und Nährstoffrückgewinnung, Energieerzeugung und Nutzung sowie Klärschlamm Entsorgung geben Anregung und Orientierung.

Gemäß unserem Motto „BIUKAT vernetzt Wissen“ sehen wir unsere Fachtagung, die wir auch in diesem Jahr wieder gemeinsam mit der Bayerischen Verwaltungsschule veranstalten, als Marktplatz der Meinungen und Drehscheibe zum Wissenstransfer.

„Wissen ist Macht.“ (Sir Francis Bacon (1561–1626)). Mächtig ist aber nur der, der auch in der Lage ist, Wissen anzuwenden und in die Praxis umzusetzen.

Moosburg, 13. November 2008

Der Vorstand

Oliver Berghamer

Dr. Jörg Strunkheide

Dr. Josef Hofmann

Roland Littmann

Hans Stanglmair

Grußwort

Das 2. Moosburger Umwelttechnikforum greift unter dem Titel „Effizienz auf Kläranlagen“ ein brandaktuelles Thema auf. Denn die Minimierung des Energieverbrauchs und die optimale Nutzung der Energie- und Stoffressource von Abwasser und Klärschlamm durch den Einsatz neuer innovativer Verfahrenstechniken werden zu den dominierenden Aufgabenfeldern der kommenden Jahre gehören. Das Bayerische Landesamt für Umwelt sieht in einer Studie für Kläranlagen Einsparpotenziale von bis zu 34 % beim Stromverbrauch und erhebliche Steigerungsmöglichkeiten bei der Stromproduktion aus Faulgas.

Knapp 30 % der Kläranlagen in Deutschland liegen in Bayern, das damit die höchste Kläranlagendichte und eine ausgeprägte dezentrale Entsorgungsstruktur aufweist. Viele dieser Anlagen wurden in den 70er und 80er Jahren des letzten Jahrhunderts errichtet und werden in den nächsten Jahren erneuert, ertüchtigt oder auch nachgerüstet werden müssen. Dabei wird es darauf ankommen, zum einen die Sicherung oder Verbesserung der Reinigungsleistung im Auge zu haben, zum anderen aber gleichzeitig den Energieaufwand zu senken und die Energieressourcen von Abwasser und Schlamm nachhaltig zu nutzen. Betreiber vor allem großer Kläranlagen haben die damit verbundenen Chancen bereits erkannt und Maßnahmen zur Prozessoptimierung und Steigerung der Effizienz eingeleitet oder bereits abgeschlossen. Eine stabile Reinigungsleistung bei gleichzeitig geringem Energie- und Personalaufwand bei der anstehenden Ertüchtigung der mittleren und vor allem kleineren Kläranlagen sicherzustellen und für die Entsorgung der anfallenden Schlämme zukunftsfähige Konzepte zu erarbeiten, stellt die Betreiber, Ingenieurbüros, Ausrüster und die Vertreter der Behörden vor anspruchsvolle Herausforderungen. Sie zu meistern erfordert neben der Fachkompetenz, Weitblick aber auch den Mut, ausgetretene Pfade zu verlassen und neue Wege zu beschreiten.

Die Referenten des 2. Moosburger Umwelttechnikforums und die begleitende Fachausstellung werden hierzu interessante Beiträge liefern und Anstöße geben, wie die vor uns liegenden Aufgaben kreativ aber auch verantwortungsbewusst angegangen und erledigt werden können.

Erich Englmann

Leiter Referat
Schutz der oberirdischen Gewässer,
Abwasserentsorgung

Bayer. Staatsministerium
für Umwelt, Gesundheit
und Verbraucherschutz

Welche Möglichkeiten zur Nährstoffentfernung aus dem Abwasser gibt es?

Dipl.-Ing. Harald Späth

Ingenieurbüro Schlegel
München

1 Einleitung

Das Ziel der Kläranlagen ist, einfach formuliert, die im Abwasser mitgeführten Schmutzfrachten weitestgehend zu eliminieren. Zu diesen Schmutzfrachten zählen, neben den aus einer Vielfalt von organischen und anorganischen Verbindungen bestehenden Partikeln, gelöste Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen, die nur über weitergehende Abwasserbehandlungsverfahren entfernt werden können. Diese gelösten Verbindungen stellen im Wesentlichen die Nährstoffgrundlage für die bei der biologischen Abwasserreinigung unersetzlichen Mikroorganismen dar.

Im Jahr 2007 wurden in Deutschland 10 Milliarden Kubikmeter Abwasser in den ca. 10.200 öffentlichen Kläranlagen, mit einer Gesamtausbaugröße von 151 Millionen Einwohnerwerten, behandelt. Ein gesteigertes Umweltbewusstsein und daraus resultierend, schärfere Grenzwerte für das Einleiten gereinigter Abwässer in Vorfluter führten dazu, dass die Frachten im Ablauf der Kläranlagen in den letzten Jahrzehnten kontinuierlich sanken und auch weiterhin sinken. Man hat erkannt, dass die Eutrophierung der Gewässer ein erhebliches Problem darstellt und Maßnahmen ergriffen, um dem entgegenzuwirken. Lag die mittlere CSB-Konzentration Ende der 80er Jahre noch bei 50 mg/l, so sind heute, fast 20 Jahre später, mittlere CSB-Konzentrationen von 28 mg/l zu verzeichnen. Bei den anderen „Nährstoffen“ kam es, zwischen 1990 und 2007, zu einer Reduktion der mittleren Konzentration in den Kläranlagenabläufen von 34 mg/l auf 9,2 mg/l beim Stickstoff und von 1,9 mg/l auf 0,75 mg/l beim Phosphor. Im Mittel konnten somit Abbaugrade des CSB von 95 %, des BSB₅ von 99 %, des Gesamtstickstoffs von 81 % und des Phosphors von 90 % erreicht werden. [1]

Die bei der weitergehenden Abwasserbehandlung genutzten Prozesse und die darauf aufbauenden Verfahren zur Nährstoffentfernung, die sich in der Praxis bewährt haben, werden im Folgenden dargestellt.

2 Grundlagen

Die grundlegenden Prozesse der weitergehenden Abwasserreinigung sind biochemischer und chemisch-physikalischer Natur. Mikroorganismen, die auf biochemischer Ebene arbeiten, beziehen ihren Nährstoff- und Energiebedarf aus den ihnen zur Verfügung gestellten organischen- und anorganischen Verbindungen, wobei Biomasse aufgebaut und energiearme mineralische Produkte produziert werden.

Unter Sauerstoffverbrauch setzen aerobe Mikroorganismen auf diese Weise beliebige organische Substrate primär in Wasser und Kohlendioxid sowie Biomasse um. Der Energiegewinn bei dieser Reaktion ist hoch. Über diesen Abbauweg sind somit hohe Reinigungsleistungen bezüglich CSB und BSB₅ möglich.

Die Energieausbeute für Mikroorganismen beim anaeroben Abbauweg unter Ausschluss von molekularem Sauerstoff ist hingegen geringer, da die

Mikroorganismen über diesen Weg nur organische Produkte bilden können. Diese Produkte stellen zudem immer noch eine Belastung bezüglich CSB und BSB₅ dar, wodurch nur eine, im Vergleich zum aeroben Abbauweg, geringe Reinigungsleistung bezüglich CSB und BSB₅ erreicht wird. Für die Stickstoff- und Phosphorelimination ist das Ablaufen anaerober Prozesse zwingend erforderlich.

2.1 Prozesse der Stickstoffelimination

Stickstoff im Abwasser liegt meist reduziert, d. h. in Form von organisch gebundenem Stickstoff oder Ammonium NH₄⁺ vor. Der Abbau dieser Form des Stickstoffs ist stark sauerstoffzehrend, so dass eine ungenügende Stickstoffelimination zu einer starken Absenkung des Sauerstoffgehaltes im Vorfluter kommen kann, wodurch die Biozönose gestört wird. Aus der Vergangenheit sind das Auftreten von Fischsterben und das verstärkte Algenwachstum noch bekannt.

Für die Elimination von Stickstoff in einer Kläranlage ist es somit erforderlich, den organisch gebundenen und den als Ammonium vorliegenden Stickstoff zu oxidieren. Dieser Prozess wird als Nitrifikation bezeichnet, wobei nitrifizierende Bakterien Nitrit NO₂⁻ (*Nitrosomas*) und aus dem Nitrit Nitrat NO₃⁻ (*Nitrobacter*) produzieren. Dennoch besitzen auch diese Formen gebundenen Stickstoffs immer noch das Potential der Eutrophierung, da Stickstoff von Algen als Nährstoff verwendet wird. Zudem kommt es regional zum Konzentrationsanstieg im Grundwasser, wodurch die Gewinnung qualitativ hochwertigen Trinkwassers nachteilig beeinträchtigt wird.

Die eigentliche Elimination aus dem Abwasser stellt erst der Schritt der Denitrifikation, bei der Nitrit und Nitrat in molekularen Stickstoff umgewandelt werden, der in die Atmosphäre entweichen kann. Die Denitrifikation kann jedoch nur unter anoxischen Bedingungen ablaufen, damit die Denitrifikanten Nitrit und Nitrat als Elektronenakzeptor nutzen.

2.2 Prozesse der Phosphorelimination

Auch zu hohe Konzentrationen an Phosphor führen in Gewässern zu vermehrtem Algenwachstum, deren Absterben und die anschließende Zersetzung unter Sauerstoffzehrung zu einer weitreichenden Störung der Biozönose bis hin zum Fischsterben führt. Ebenso ist, wie bei Nitrit und Nitrat, die Trinkwassergewinnung regional beeinträchtigt. Eine weitestgehende Entfernung des Phosphors aus dem Abwasser ist somit unerlässlich.

2.2.1 Biochemische Phosphorelimination

Infolge des Abbaus organischer Kohlenstoffverbindungen wird neben Stickstoff auch Phosphor für den Aufbau von Biomasse benötigt. Dieser Prozess wird Inkorporation genannt, wobei bei einem Abbau von 100 mg/l BSB₅ bis zu 1 mg/l Phosphor in die Biomasse eingebaut wird. Der Phosphorgehalt in der Zelltrockenmasse beträgt dann ca. 3 %, womit bei kommunalen Abwässern eine biologische Phosphor-Eliminationsrate von 20 bis 30 % möglich wird. [3]

Neben der „normalen“ Inkorporation kann eine weitergehende Phosphorassimilation und Speicherung in Form von Polyphosphat auftreten. Diese Art der Aufnahme ist von verschiedenen Umweltfaktoren, wie der Substratverfügbarkeit, der Konzentration

an Metallsalzen und den Milieubedingungen Sauerstoffgehalt, pH-Wert und Temperatur, abhängig. Die vermehrte Speicherung tritt dabei entweder als eine Art Polyphosphat-Überkompensation oder einer Luxusaufnahme (luxury uptake) auf. Erstere wird durch wechselnden Phosphatmangel und Phosphatüberangebot verursacht, wobei die Bakterien sich auf diese Bedingungen mit einer Speicherung an Phosphat reagieren um sich einen Wachstumsvorteil zu verschaffen. Diese Aufnahme geschieht dabei vorwiegend bei aeroben Bedingungen. Anaerobe Bedingungen führen zur Rücklösung von Phosphat. Auch bei der Luxusaufnahme geht es letztendlich um den Wachstumsvorteil bei ungünstigeren Bedingungen. Die hohe Phosphatspeicherung ist bis zu einem Anteil von 10 % an Phosphat in der Zelltrockenmasse möglich. In der Praxis werden jedoch eher 5 % Phosphorgehalt im Schlamm erreicht, was jedoch, bei gut funktionierenden Anlagen, einem Eliminationsgrad von 90 % entspricht. [2, 3]

2.2.2 Chemische Phosphorelimination

Chemischer bzw. chemisch-physikalischer Natur sind Fällungsprozesse, die durch den Einsatz von Fällmitteln zu chemischen Reaktionen mit anschließender Produktfällung und daraus resultierenden Adsorptionsprozessen (Flockung) führen. Durch das Fällmittel (z. B. Eisen- oder Aluminiumsalze) wird somit das Phosphat in eine unlösliche Form überführt, wobei durch die Aggregation der entstandenen Feststoffe auch weitere Phosphorverbindungen in die absetzbaren Flocken überführt werden. Da auch die Fällreaktion einer Kinetik unterliegt, muss zur Kompensation kinetischer Schwierigkeiten das Fällmittel in überstöchiometrischen Mengen zugegeben werden. Zudem ist es unerlässlich, den pH-Wert zu regeln, da sich sonst zu viele Nebenreaktionen negativ auf die gewünschten Effekte auswirken. [2, 3]

3 Verfahren der Nährstoffelimination

Die Umsetzung der beschriebenen Prozesse gestaltet sich teilweise als sehr aufwendig, da ohne eine ständige Regelung prozessrelevanter Parameter die Reinigungsleistung stark absinkt. Mit den Entwicklungen in der Mikroelektronik und den daraus resultierenden Möglichkeiten der Prozesssteuerung konnte vor allem in den letzten 20 Jahren eine Vielzahl von Verfahrensweisen optimiert und durch neue Verfahren ergänzt werden. Diese mittlerweile praxisbewährten Verfahren werden im Folgenden näher erläutert.

3.1 Verfahren zur Stickstoffelimination

3.1.1 Verfahren der Nitrifikation

Wie schon erwähnt wurde, ist der erste Schritt zur Stickstoffelimination die sauerstoffzehrende Nitrifikation. Unter der Vielzahl an Verfahrensweisen wird an dieser Stelle das vor allem auf Kläranlagen größer 1.000 EW gängigste Verfahren, namentlich das Belebungsverfahren, vorgestellt.

In Belebungsanlagen wird der in Gewässern ablaufende natürliche Reinigungsprozess technisch umgesetzt. Hierbei wird das Abwasser mit belebtem Schlamm durchmischt und belüftet. Entsprechend den Abwasserinhaltsstoffen bildet

sich eine heterogene Biozönose, die sich auf die jeweiligen Nährstoffbedingungen adaptiert.

In dem Verfahrensschritt Stickstoffoxidation wandeln aerobe Nitrifizierer den organisch gebundenen und den in Ammonium enthaltenen Stickstoff in Nitrit und Nitrat um. Neben der Sauerstoffkonzentration ist es für eine hohe Umsatzrate notwendig, dass die Nährstoffe möglichst unverdünnt vorliegen und eine ständige Durchmischung stattfindet.

Der Reinigungsverlauf von Belebungsanlagen hängt dabei von verschiedenen Faktoren ab, die alle die Leistung des Reinigungsträgers Belebtschlamm beeinflussen und von denen die wichtigsten der Feststoffgehalt im Belebungsbecken TS_{BB} , die Belüftungszeit t_B , das Schlammalter t_{TS} , und die Schlammbelastung B_{TS} sind. Der Feststoffgehalt ist dabei ein Maß für die Größe der zum Abbau zur Verfügung stehenden Population. Maßgebend für die erforderliche Reinigungsleistung ist das Schlammalter, das der mittleren Aufenthaltszeit der Mikroorganismen im Belebungsbecken entspricht. Je nach Anlagengröße ist ein Schlammalter von 8 bis 10 Tagen notwendig.

3.1.2 Vorgeschaltete Denitrifikation

Hohe Stoffumsatzraten sind mit einem dem Belebungsbecken vorgeschalteten anoxischen Becken möglich, in dem Denitrifikation stattfindet. Entsprechend Abbildung 1 wird der gesamte Rohabwasserstrom mit Rücklaufschlamm aus der Nitrifikationsstufe durch das Denitrifikationsbecken geleitet.

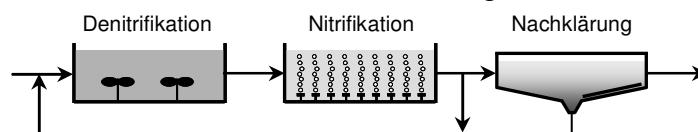


Abbildung 1: Verfahrensschema der vorgeschalteten Denitrifikation

Das Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation hat sich vielfach bewährt. Eine ausreichende Reduktion des Nitrats ist hierbei jedoch nur über ein entsprechend hohes Rücklaufverhältnis möglich. Dadurch erhöht sich jedoch auch die hydraulische Beschickung des Denitrifikationsbeckens und verringert gleichzeitig die tatsächliche Kontaktzeit. Dem gegenüber steht der wesentliche Vorteil dieses Verfahrens, dass durch die Ausnutzung der Oxidationswirkung des Nitrat-Stickstoffes bereits an der Stelle des Denitrifikationsbeckens biologischer Abbau von organischen Kohlenstoffverbindungen und damit eine Verringerung der CSB- und BSB₅-Konzentrationen stattfindet. [3]

3.1.3 Simultane Denitrifikation

Bei der simultanen Denitrifikation erfolgen Nitrifikation und Denitrifikation im selben Becken in denen im Wechsel sauerstoffreiche und -arme Zonen geschaffen werden (Abbildung 2). Das bei der Nitrifikation gebildete Nitrat wird durch Umwälzvorgänge in sauerstoffarme Zonen zur Denitrifikation transportiert. Als Bauform werden dabei oft auch Umlaufbecken eingesetzt, in denen das Abwasser während der Aufenthaltszeit rund 150 Umläufe aufweist. Hierbei ergibt sich eine hohe Pufferwirkung, aber auch langsamer ablaufende Reaktionsprozesse durch die geringen Substratkonzentrationen im System.

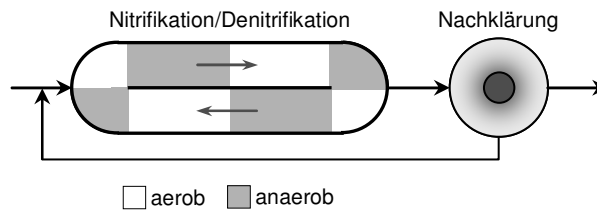


Abbildung 2: Verfahrensschema der simultanen Denitrifikation

Um eine stabile Population an langsam wachsenden Denitrifizierern zu gewährleisten, muss ein Teil des in der Nachklärung anfallenden Schlammes in den Zulauf des Beckens zurückgeführt werden. Über das Rückführungsverhältnis kann jedoch das Gesamtsystem, in gewissem Umfang, an schwankende Nährstofffrachten angepasst werden. Eine hohe Variabilität der simultanen Denitrifikation ergibt sich insbesondere dann, wenn Sauerstoffzuführung und Umwälzung getrennt voneinander gesteuert werden können. [3, 4]

3.1.4 Nachgeschaltete Denitrifikation

Bei diesem Verfahren wird dem zur Nitrifikation eingesetzten Becken, dem hierbei auch die Kohlenstoffoxidation zufällt, ein zusätzlicher Reaktor nachgeschaltet. Dabei wird in der Regel auf ein Bioreaktorsystem in Form von Festbett- oder Fließbettreaktoren zurückgegriffen, die neben einer kompakteren Bauweise gegenüber nachgeschalteten Belebungsbecken den Vorteil einer besseren Regelbarkeit der ablaufenden Prozesse besitzen. Ein weit verbreitetes Prinzip ist der Sandfilter, der häufig hinter der Nachklärung angeordnet ist (Abbildung 3).



Abbildung 3: Verfahrensschema der nachgeschalteten Denitrifikation

Die Kohlenstoffoxidation im Nitrifikationsbecken ist notwendig, um ein Überwuchern heterotropher Bakterien im Bioreaktor zu vermeiden. Für eine genaue Regelung der Reinigungsleistung des Bioreaktors bezüglich Nitrat, ist die Zugabe externer Kohlenstoffquellen (z. B. Methanol) notwendig, was weitere Kosten verursacht. Der Hauptvorteil des Verfahrens ist jedoch eine hohe Betriebs- und Leistungssicherheit. [2]

3.1.5 SBR-Verfahren

Eine Variation des konventionellen Belebungsverfahrens ist das SBR-Verfahren (Sequencing Batch Reactor). Der SBR stellt einen vollständig durchmischten Rührreaktor dar, der diskontinuierlich befüllt und entleert wird und in dem das zu behandelnde Abwasser verschiedene Phasen durchläuft. Die Füllphase ist dabei durch anaerobe oder anoxische Bedingungen begleitet und wird von der eigentlichen Abbauphase, in der das System belüftet wird, gefolgt. In der sich anschließenden Sedimentationsphase setzt sich der Schlamm ab und es bildet sich eine Zone mit Klarwasser aus, das in der Dekantierphase separat abgezogen wird. Nach einer betriebsbedingten Ruhephase beginnt der Zyklus erneut. Je nach Reinigungsziel können weitere Phasen zwischengeschaltet werden, womit das Verfahren sehr gut an jeweilige Schmutzfrachten angepasst werden kann. Um eine kontinuierliche

Rohwasserabnahme zu gewährleisten sind dabei mindestens zwei Reaktoren erforderlich. Neben dem Einsatz als biologische Stufe im Vollstrom wird dieses Verfahren auch oft zur Behandlung von Prozesswässern (z. B. Dekantat) angewandt, um die eigentliche biologische Stufe zu entlasten. [5]

3.1.6 Sonstige Verfahren

Neben den bereits beschriebenen Verfahren der Denitrifikation gibt es noch weitere Verfahren, wie beispielsweise die intermittierende Denitrifikation, die Kaskadendenitrifikation, die alternierende Denitrifikation, die sukzedane Denitrifikation oder die Denitrifikation in Hochleistungsreaktoren (z. B. Membran-Schlauch-Modulreaktor).

3.2 Verfahren zur Phosphorelimination

3.2.1 Chemische Phosphorelimination

Verfahren, die auf der chemischen Phosphorelimination beruhen, können entsprechend der Dosierstellen für das Fällmittel und weiterer Prozessstufen in Verfahren der Vorfällung, der Simultanfällung und der Nachfällung unterteilt werden. Die Fällmittel, die dabei zum Einsatz kommen, werden in sauer reagierende (Eisen(II)-Sulfat, Eisen(III)-Chloridsulfat, Eisen(III)-Chlorid, Aluminiumsulfat, Aluminiumchlorid) und alkalisch reagierende Fällmittel (Natriumaluminat, Kalkmilch) unterschieden [3].

Bei der Vorfällung erfolgt die Fällmittelzugabe vor dem Vorklärbecken. Die entstehenden Fällungsschlämme können somit mit dem Primärschlamm entfernt werden. Vorteil dieses Verfahrens ist eine wesentliche Entlastung der biologischen Stufe und die einfache Realisierung des Verfahrens in jeder Kläranlage mit Vorklärbecken. Nachteile entstehen durch den in dieser Stufe erhöhten Fällmittelbedarf mit daraus resultierendem erhöhtem Gesamtschlammfall. Zudem muss darauf geachtet werden, dass nicht zu viele leicht abbaubare organische Verbindungen in den Fällungsschlamm mit übergehen, die dann für die biologische Phosphorelimination und insbesondere für die Denitrifikation fehlen würden. In der Vorfällung wird i. d. R. Kalk eingesetzt. Der Einsatz von Eisensalzen geschieht nur in Verbindung mit einem belüfteten Sandfang. [3, 4]

Die Simultanfällung wird insbesondere beim Belebungsverfahren und in Tauchkörperanlagen verwendet und ist damit das am häufigsten angewandte Fällungsverfahren. Hierbei wird das Fällmittel direkt in die biologische Stufe, vor dem Nachklärbecken oder in die Leitung des Rücklaufschlammes zudosiert. Vor allem bei Belebungsanlagen erfolgt aufgrund der Rückführung des Rücklaufschlammes erfolgt eine sehr gute Ausnutzung des Fällmittels. Auch die Erhöhung des anorganischen Anteils im Schlamm führt zu einer Verhinderung der Blähschlammproduktion. Der Einsatz von sauren Metallsalzen kann jedoch zu einer pH-Wert-Absenkung führen, wodurch die Leistungsfähigkeit der biologischen Stufe sinkt. [4]

Die Phosphoreliminationsrate bei der Vor- und Simultanfällung kann über die Flockungsfiltration, d. h. der nochmaligen Fällmittel- und eventuellen Flockungsmittelzugabe in einer weiteren Stufe und dem anschließenden abfiltrieren weiter gesteigert werden, wobei Ablaufkonzentrationen von kleiner 0,1 mg/l möglich sind. Dieses Verfahren ist aufgrund der hohen Kosten und des gesteigerten

Energieaufwandes nur für die Einleitung des Abwassers in empfindliche Vorfluter (z. B. eutrophiegefährdete Gewässer) sinnvoll.

Die Nachfällung geschieht grundsätzlich in einer getrennten Stufe nach der Nachklärung. Die Abscheidung der entstehenden Flocken erfolgt dabei in einem Absetzbecken, in Lamellenabscheidern oder bei leichteren Flocken durch Flotation [4]. Der wesentlichste Vorteil dieses Verfahrens ist, dass die Zudosierung des Fällmittels unabhängig von den biologischen Reinigungsstufen erfolgen kann. Der Phosphatschlamm fällt zudem gesondert an und kann somit wirtschaftlich verwertet oder zur Konditionierung anderer anfallender Schlämme eingesetzt werden. Dem gegenüber sind die hohen Investitions- und Betriebskosten nachteilig. [3]

Eine beliebige Kombination dieser Verfahren, z. B. Vorfällung mit Kalk und Simultanfällung mit Eisen oder Simultanfällung und Nachfällung, wird Zweipunktfällung genannt, wodurch das Beherrschen der Ablaufqualität besser gewährleistet wird. Für eine wirtschaftliche Verfahrensweise ist in allen Fällen eine möglichst homogene Durchmischung zwingend erforderlich.

3.2.2 Biologische Phosphorelimination

Seit den 1960er Jahren wurden durch gezielte Untersuchungen verschiedene Verfahren der biologischen Phosphorelimination entwickelt, die grundsätzlich in Haupt- und Nebenstromverfahren eingeteilt werden können. Bei den Hauptstromverfahren befindet sich das Anaerobbecken im Hauptstrom des Abwassers und die Phosphorentfernung erfolgt durch die Entnahme des Überschussschlammes. Befindet sich das Anaerobbecken in einem Nebenstrom, in dem die Phosphorentfernung durch chemische Fällung realisiert wird, so spricht man von einem Nebenstromverfahren.

Fast alle Hauptstromverfahren haben gemeinsam, dass das erste Becken ein anaerobes oder anoxisches und das letzte ein aerobes Becken ist. Verschiedene aerobe, anoxische und anaerobe Zwischenstufen mit unterschiedlichen Rückführungspunkten kennzeichnen die einzelnen Verfahren (Abbildung 4).

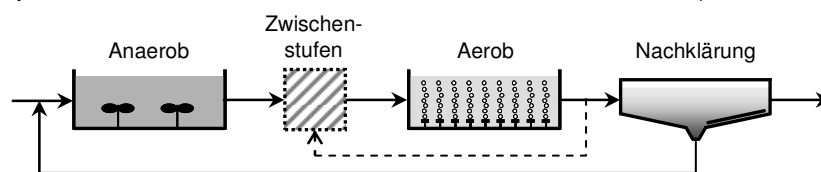


Abbildung 4: allgemeines Fließschema der Hauptstromverfahren

Eine einfache Rückführung des Schlammes vor das Anaerobbecken, ohne weitere Zwischenbecken, entspricht beispielsweise dem AO-Verfahren. Dieses Verfahren ist jedoch nur auf den Kohlenstoffabbau mit Phosphatakkumulation ausgerichtet. Für eine gezielte Nitrifikation/Denitrifikation sind Zwischenstufen notwendig, wobei neben der Nitrifikation das Ziel einer vollständigen Denitrifikation dazu führt, dass kein Nitrit oder Nitrat mit dem Rücklaufschlamm in das erste Becken gelangt. Dieses Verfahren wird Phoredox-Verfahren oder modifiziertes Bardenpho-Verfahren (Barnard denitrification phosphor elimination) genannt.

Ein sich durch Einfachheit auszeichnendes Verfahren mit einer etwas anderen Verfahrensführung, als die der bereits beschriebenen, ist das EASC-Verfahren

(Extended Anaerobic Sludge Contact). Entsprechend Abbildung 5 wird Rohabwasser mit Rücklaufschlamm zusammengebracht und in ein Absetzbecken geleitet, in dem der Schlamm sedimentiert. Hierbei ergeben sich Schlammaufenthaltszeiten von bis zu 15 Stunden, die unter anaeroben Bedingungen dazu führen, dass eine saure Gärung einsetzt, wobei organische Säuren freigesetzt werden. Der Kontakt der organischen Säuren mit dem älteren Rücklaufschlamm führt unter anaeroben Bedingungen wiederum zu einer Beschleunigung der Phosphat-Rücklösung. Zudem erfolgt hierbei eine Denitrifikation des Nitrits und Nitrats aus dem Rücklaufschlamm in den oberen Zonen des Absetzbeckens, was nicht zu einer Beeinträchtigung der Phosphat-Rücklösung führt, die hauptsächlich in den tieferen Zonen des Absetzbeckens stattfindet. [2, 3]

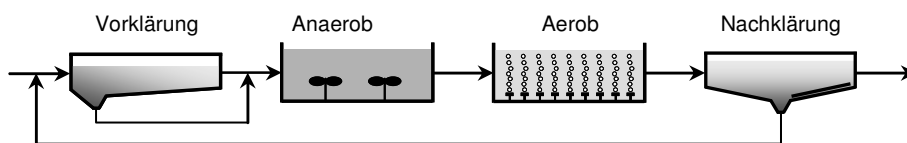


Abbildung 5: Fließschema des EASC-Verfahrens

Bei grundsätzlich verhältnismäßig hohen Stickstofffrachten im Rohabwasser lässt sich das EASC-Verfahren problemlos mit einer weiteren Stickstoffeliminationsstufe kombinieren.

Nebenstromverfahren stellen hingegen eine Kombination aus biologischer Phosphorelimination und chemischer Phosphatfällung dar. Bei dem weitverbreiteten Phostrip-Verfahren, das schematisch in Abbildung 6 dargestellt ist, wird ein Teil des Rücklaufschlammes in ein Absetzbecken geleitet, das als P-Stripper bezeichnet wird.

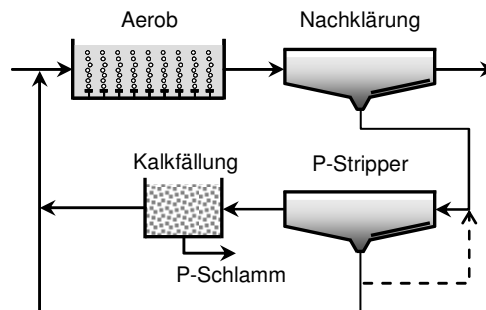


Abbildung 6: Fließschema des Phostrip-Verfahrens

Aufgrund der im P-Stripper vorhandenen anaeroben Milieubedingungen kommt es innerhalb der bis zu 24-stündigen Aufenthaltszeit zu einer Phosphor-Rücklösung. Dabei entsteht ein phosphorreicher Überstand, der zur Kalkfällung abgezogen wird. Bei diesem Verfahren kann durch das Teilstromprinzip gegenüber den Vollstromprinzipien Fällmittel eingespart werden. Vorteilhaft ist auch die Rückgewinnungsmöglichkeit, die sich aus einem derart konzentrierten Phosphatschlamm ergibt. Problematisch ist hingegen, dass das Verfahren auf nicht nitrifizierende, hochbelastete Belebungsanlagen beschränkt ist. Für eine gleichzeitig ablaufende Stickstoff- und Phosphorelimination müssen daher weitere Maßnahmen ergriffen werden.

4 Anlagenbeispiele

Einige Anlagenbeispiele zu den verschiedenen Verfahrensweisen der Nährstoffelimination, die durch das Ingenieurbüro Schlegel geplant wurden, werden im Folgenden vorgestellt.

4.1 Kläranlage Oberammergau

Mit der Erweiterung der Kläranlage Oberammergau (Abbildung 7) auf eine Ausbaugröße von 15.500 EW, die 2007 abgeschlossen wurde, wurde eine fast durchgehende zweistraßige Anlage mit jeweils zwei Vorklärbecken, anaerobe Mischbecken (Bio-P-Becken), Belebungsbecken und Nachklärbecken und somit eine hohe Verfügbarkeit und Betriebssicherheit für Stör- und Wartungsfälle geschaffen. Bei dieser Kläranlage findet eine Simultanfällung mit dreiwertigen Eisensalzen im Ablauf der Biologie statt.



Abbildung 7: Kläranlage Oberammergau

Bei dem Umbau wurde ein Teil der Vorklärung für die Phosphatelimination und wahlweise auch für die Denitrifikation umgerüstet. Die Belebung wurde als Verfahren der vorgeschalteten Denitrifikation mit variablem Denitrifikationsanteil von 25 % bzw. 50 % realisiert.

Im Jahr 2007 fiel ein mittlerer Abwasserzufluss von 4.196 m³/d mit durchschnittlichen Zulaufkonzentrationen an Stickstoff von 40,1 mg/l und an Phosphor von 6,5 mg/l. Im Ablauf der Kläranlage wurden durchschnittliche Konzentrationen an Stickstoff von 11,0 mg/l und an Phosphor von 0,44 mg/l erreicht. Das entspricht Reinigungsleistungen von 83,8 % bzw. 93,2 %.

4.2 Klärwerk Friedrichshafen

Fortgeschriebene Richtlinien für die Reinhaltung des Bodensees und neue Auflagen aus dem Abwasserabgabengesetz führten zu einer grundlegenden Neukonzeption des Klärwerks Friedrichshafen (Abbildung 8) Anfang der 1990er Jahre, die das Ziel einer weitergehenden Stickstoffelimination und einem verbesserten Phosphorrückhalt aus dem Abwasser hatte. Das Klärwerk Friedrichshafen besitzt eine Ausbaugröße von 87.500 EW.

Aufgrund des geringeren baulichen Aufwandes, wurde auch in Friedrichshafen eine vorgeschaltete Denitrifikation gewählt. Zudem wurde ein Mehrschicht-Sandfilter errichtet, der hauptsächlich als Flockungsfilter zur weitergehenden Phosphorelimination dient, darüber hinaus jedoch auch die Ablaufwerte, bezüglich der abfiltrierbaren Stoffe, positiv beeinflusst und wahlweise, durch Zudosierung von Methanol, als nachgeschaltete Denitrifikation genutzt wird. Die schon vor der Erweiterung realisierte simultane Eisenfällung in der Belebungsstufe, mit Zudosierung von Kalkhydrat zur Stabilisierung der Säurekapazität, blieb bestehen. Für die Behandlung des Zentrats aus der Schlammmentwässerung wird das SBR-Verfahren angewandt.



Abbildung 8: Kläranlage Friedrichshafen

Bei einem mittleren Zufluss von 25.770 m³/d und durchschnittlichen Konzentrationen an Stickstoff von 41,1 mg/l und an Phosphor von 5,9 mg/l werden über die erwähnten Maßnahmen Reinigungsleistungen von 76,6 % bzw. 96,8 %, d. h. Ablaufwerte von 9,6 mg/l Stickstoff und 0,19 mg/l Phosphor erreicht.

4.3 Klärwerk Gut Marienhof

Die Münchener Stadtentwässerung betreibt nördlich der Stadtgrenze das Klärwerk Gut Marienhof, das eine Ausbaugröße von 1.000.000 EW besitzt. In diesem Klärwerk wurde die bestehende zweistufige Biologie, die ursprünglich für eine vollständige Stickstoffoxidation in den 80er Jahren konzipiert wurde, für die gezielte Stickstoffelimination umgebaut und erweitert. Hierfür wurde zum einen die 1. Biologische Stufe optimiert und ein Teil des vorhandenen Beckenvolumens zur vorgeschalteten Denitrifikation umgerüstet. Des Weiteren wurde über ein Rückpasspumpwerk der Ablauf aus der Nachklärung in die 1. Biologische Stufe zurück geführt. Zusätzlich wurde die bereits vorhandene Sandfiltrationsanlage für die nachgeschaltete Denitrifikation auf Basis von halbtechnischen Versuchen ausgebaut. Durch die Zugabe von Methanol, als externe Kohlenstoffquelle, können sehr niedrige Stickstoffablaufwerte erzielt werden.



Abbildung 9: Klärwerk Gut Marienhof

Bei einem mittleren Abwasseranfall von 176.855 m³/d und durchschnittlichen Zulaufkonzentrationen an Stickstoff von 51,0 mg/l und an Phosphor von 9,2 mg/l werden über die Verfahren der Nährstoffelimination Ablaufwerte von 11,0 mg/l bzw. 0,74 mg/l erreicht. Durch die Restdenitrifikation im Sandfilter kann der geforderte Stickstoffablaufwert betriebsstabil, unabhängig von der vorgeschalteten Denitrifikation, eingehalten werden.

5 Ausblick

Neben den praxisbewährten Verfahren wurde eine Reihe von Verfahren entwickelt, die erst in letzter Zeit verstärkt in der Praxis eingesetzt werden oder sich noch in der Erprobungsphase befinden.

Eine in der Abwasserreinigung neuartige, aber schon in vielen Bereichen erprobte Technologie, ist die Membrantechnik, über die unterschiedliche Fragen der Abwasserreinigung gleichzeitig gelöst werden können, woraus eine deutlich bessere Ablaufqualität resultiert, als es mit klassischen Verfahren der Abwasserreinigung möglich ist. Somit eignet sich diese Technologie besonders bei zusätzlichen Anforderungen an die Ablaufqualität, insbesondere wenn toxische Stoffe entfernt werden sollen und eine hygienisch einwandfreie Abwasserqualität angestrebt wird. Ein weiterer Vorteil ist der geringe Platzbedarf, so dass bestehende Kläranlagen problemlos mit der Membrantechnik erweitert werden können. Einzig wesentlicher Nachteil dieser Technologie ist ein erhöhter Energiebedarf der Membrananlage, wobei durch weitere Optimierungen der Verfahrensweise eine weitere Reduzierung des Energiebedarfs in den nächsten Jahren realisiert werden wird. [6]

Das Verfahren der anaeroben Ammoniak-Oxidation ist unter dem Begriff Anammox bekannt geworden und beschreibt eine in den 1980er Jahren entdeckte Möglichkeit der biologischen Stickstoffelimination. Hierbei setzen bestimmte Bakterienspezies Ammonium mit Nitrit unter anaeroben Bedingungen direkt zu molekularem Stickstoff um. Inzwischen existieren bereits mehrere Patente für den Bereich der Abwasserreinigung. Interessant ist das Verfahren für den Einsatz auf Kläranlagen vor allem aus Kostengründen, aufgrund der nicht notwendigen Belüftung verringern sich die Kosten auf etwa 10 % der herkömmlichen Verfahrensweise der Nitrifikation/Denitrifikation. Da die Organismen autotroph sind und damit Kohlendioxid als Kohlenstoffquelle zum Biomassewachstum nutzen, reduziert sich auch der Ausstoß des treibhausrelevanten Gases Kohlendioxid um etwa 88 % [7]. Es gibt inzwischen einige großtechnische Anlagen (z. B. Hattingen, Gelsenkirchen, Rotterdam), in denen verschiedene der zahlreichen, auf dem Markt verfügbaren Verfahrenssysteme realisiert wurden. Hier wird sich in den kommenden Jahre zeigen, wie wirtschaftlich und vor allem wie stabil der Betrieb des Anammox-Prozesses in der Abwasserreinigung umgesetzt werden kann.

Auch Biofilmverfahren stellen eine viel versprechende Alternative zu klassischen Belebtschlammverfahren dar. Neben den weithin bekannten Vorteilen dieser Verfahren insbesondere was den geringen Platzbedarf und die hohen Raumumsatzleistungen betrifft [8], ist für die Fragestellung der Stickstoffelimination ein recht neues Verfahrensbeispiel viel versprechend, bei dem biologisch abbaubare Biofilmträgerpartikel eingesetzt werden. Hier wird durch die bereitgestellte, zusätzliche Kohlenstoffquelle der Aufwuchsträger auch bei Abwässern mit geringen Kohlenstoffgehalten aber hohen Stickstoffkonzentrationen eine simultane Nitrifikation/Denitrifikation unter aeroben Bedingungen in einem einzigen Reaktionssystem ermöglicht [9].

6 Literatur

- [1] DWA (2008): *DWA-Leistungsvergleich kommunaler Kläranlagen*. Korrespondenz Abwasser Abfall 10/2008, S. 1068-1072.
- [2] Bever, J. und Teichmann, H. (1989): *Weitergehende Abwasserreinigung – Stickstoff- und Phosphorelimination, Sedimentation und Filtration – Lehrbriefsammlung*. R. Oldenbourg Verlag, München.
- [3] DWA (2006): *Abwasserbehandlung – Gewässerbelastung, Bemessungsgrundlagen, Mechanische Verfahren, Biologische Verfahren, Reststoffe aus der Abwasserbehandlung, Kleinkläranlagen*. Rombach Druck- und Verlagshaus, Freiburg/Br.
- [4] WASSER-WISSEN (2008): *Abwasserlexikon*. <http://wasserwissen.de/abwasserlexikon>.
- [5] WIKIPEDIA (2008): *SBR-Verfahren*. <http://de.wikipedia.org/wiki/SBR-Verfahren>.
- [6] PINNEKAMP, J. und FRIEDRICH, H. (2006): *Membrantechnik für die Abwasserreinigung*. Band 1, 2. aktualisierte Auflage, FiW Verlag, Aachen.
- [7] WIKIPEDIA (2008): *Anammox*. <http://de.wikipedia.org/wiki/Anammox>.
- [8] Nicolella, C.; van Loosdrecht, M.C.M. und Heijnen, J.J. (2000): Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology* 80, 1-33.
- [9] Hille, A.; He, M.; Ochmann, C.; Neu, T. R. und Horn, H. (2008): *Application of two component biodegradable carriers in a particle fixed biofilm airlift reactor – development and structure of biofilm*. *Bioprocess and Biosystems Engineering*, DOI: 10.1007/s00449-008-0217-5 online verfügbar.

Wie können Arzneimittel aus dem Abwasser kostengünstig entfernt werden?

Dr.-Ing. Jörg Strunkheide

Institut Wasser und Boden e.V.
Hattingen

Aufbereitung von Prozessabwässern mit der IONERGY®-Technologie zur Reduktion von Arzneistoffen und Entkeimung – Fallbeispiel Kläranlage Bonn-Duisdorf

Dr.-Ing. Jörg Strunkheide, Hattingen

1 Hygienische Anforderungen bei der Brauchwassernutzung auf Kläranlagen

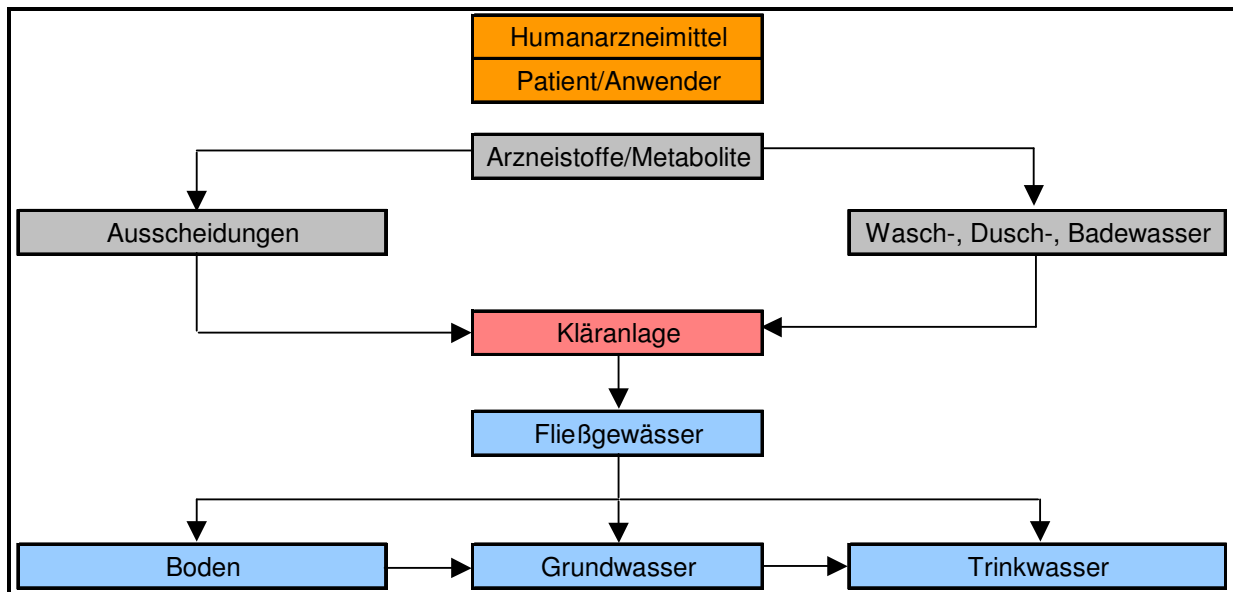
Da eine besondere Gefährdung für den Menschen bei direktem Kontakt mit kontaminiertem Wasser besteht, wird als Richtlinie bzw. Güteanforderung an die Gewässernutzung häufig die EG-Richtlinie über die Qualität der Badegewässer herangezogen (EWG, 2006). Die hier genannten mikrobiologischen Richtwerte lassen sich auf die Anforderungen an die mikrobiologische Abwassergüte übertragen. Bei Kläranlagen wird neben Brunnenwasser in vielen Fällen gereinigtes Abwasser anstatt teures Trinkwasser als Betriebswasser (z.B. für Reinigungsvorgänge) genutzt. Dieses wird aus dem gereinigten Abwasser entnommen und in einer Behandlungstechnologie (z.B. Filtration mit nachgeschalteter UV-Entkeimung) für den gesundheitlich unbedenklichen Gebrauch beispielsweise für Reinigungsvorgänge aufbereitet.

Escherichia coli und Darmenterokokken sind im Prinzip ausschließlich auf Verunreinigungen durch Fäkalien menschlicher und tierischer Herkunft zurückzuführen und signalisieren mit hinreichender Sicherheit ein Infektionsrisiko. In Deutschland wird in der Praxis als Qualitätskriterium gefordert, dass das aus gereinigtem Abwasser (Ablauf Nachklärung) aufbereitete Brauchwasser bezüglich der mikrobiologischen Parameter E.Coli und Enterokokken die **Leitwerte 100 cfu/100 ml** der alten EG-Badegewässerrichtlinie einhalten sollte.

2 Vorkommen von Arzneistoffen in Zu- und Abläufen von kommunalen Kläranlagen

Das „Gesetz über den Verkehr mit Arzneimitteln (Arzneimittelgesetz)“ definiert im §2 Arzneimittel u.a. als “Stoffe oder Zubereitungen aus Stoffen, die dazu bestimmt sind, durch ihre Anwendung am oder im menschlichen oder tierischen Körper Krankheiten, Leiden, Körperschäden oder krankhafte Beschwerden zu heilen, zu lindern, zu verhüten oder zu erkennen”. Der Haupteintragspfad in die Umwelt für Humanarzneistoffe und deren Metabolite ergibt sich, bei bestimmungsgemäßen Gebrauch, über den Patienten bzw. Anwender in das kommunale Abwasser (private Haushalte, Krankenhäuser, Pflegeeinrichtungen usw.) und somit in die Kläranlage (siehe Bild 1) (LfU, 2006). Von hier gelangen Arzneistoffe und deren Metabolite über das gereinigte Kläranlagenabwasser in den Vorfluter (Fließgewässer) und über den Klärschlamm ist bei der Verwertung in Landwirtschaft und Landschaftsbau eine Kontamination des Bodens nicht auszuschließen (UBA, 2005). Aufgrund einer oder mehrerer der folgenden umweltrelevanten Eigenschaften der meisten Arzneistoffe ist eine potentielle Gefährdung von Mensch und Natur gegeben (Kümmerer, 2001):

- hohe Persistenz in der Umwelt,
- hohe Mobilität in der wässrigen Phase,
- umwelt- und gesundheitsschädigendes Potenzial.



**Bild 1: Haupteintragspfad von Humanarzneistoffen und deren Metaboliten
in die Umwelt (LfU, 2006)**

In Tabelle 1 ist für deutsche Kläranlagen eine Auswahl von nachgewiesenen Arzneistoffen mit Angabe der Schwankungsbreiten bezüglich der Konzentrationsangaben und Rückhalt aufbereitet.

Tabelle 1: Arzneistoffe in Kläranlagenabläufen (LfU, 2006)

Arzneistoffe	Kläranlagen-Ablauf-Konzentration [µg/l]	Rückhalt in Klärananlagen [%]
Acetylsalicylsäure	0,29 – 0,92	81
Clofibrinsäure	< BG – 4,55	6 bzw. 51
Bezafibrat	0,29 – 4,8	75 - >95
Diclofenac	> 0,10 – 10,0	15 – 69
Phenazon	0,042 – 0,13	33
Ibuprofen	< 0,05 – 3,7	90 – 99
Carbamazepin	0,92 - 22,0	kein Rückhalt bzw. max 10
Iopamidol	0,59 – 9,4	k. A.

3 Aufbau und Wirkungsmechanismen der IONERGY®-Technologie

Die elektrochemisch-physikalisch arbeitende IONERGY-Kompaktanlage (B 200) bestand im wesentlichen aus drei Komponenten (Bild 2):

- Elektroflockulationszelle (EF)
- IONERGY-Filtereinheit (Abwärtsfilter)
- nachgeschaltete UV-Einheit

Die patentierte Elektroflockulationszelle (Bild 3) stellt das eigentliche Kernstück des IONERGY®-Modules dar. Durch eine optimierte Beschichtung der Elektroden sowie Eisenspäne als Elektronendonator konnte eine großflächige Anode entwickelt werden, die auf engstem Raum Platz findet. Durch das pulsierende Eindüsen von Druckluft wird eine kontinuierliche Durchmischung des Eisenspanbettes sichergestellt. Die Kraft des Zeta-Potentials verhindert bei Abwasserinhaltsstoffen mit einer Teilchengröße von weniger als 20 µm ein Zusammenballen – diese Teilchen haben die gleiche elektrische Ladung und stoßen sich daher ab, so dass diese mit wirtschaftlichen Verfahren nicht filtrierbar sind. In der Elektroflockulationszelle wird das Klärabwasser (Ablauf Nachklärung) an Edelmetallanoden mit Eisenspänen (FESP) als Verbrauchsanoden elektroflockuliert. Dabei wird das Zeta-Potential der Feinstteilchen (< 20 µm) weitgehend zerstört und eine gut filtrierbare Flocke aus diesen zusammengeballten Teilchen mit Fe(OH)₃ erzeugt. Diese abfiltrierbaren Flocken werden dann in der nachgeschalteten Filtereinheit (Abwärtsfilter) zurückgehalten. Nach der Filtereinheit ist eine UV-Einheit zur Nachentkeimung installiert.

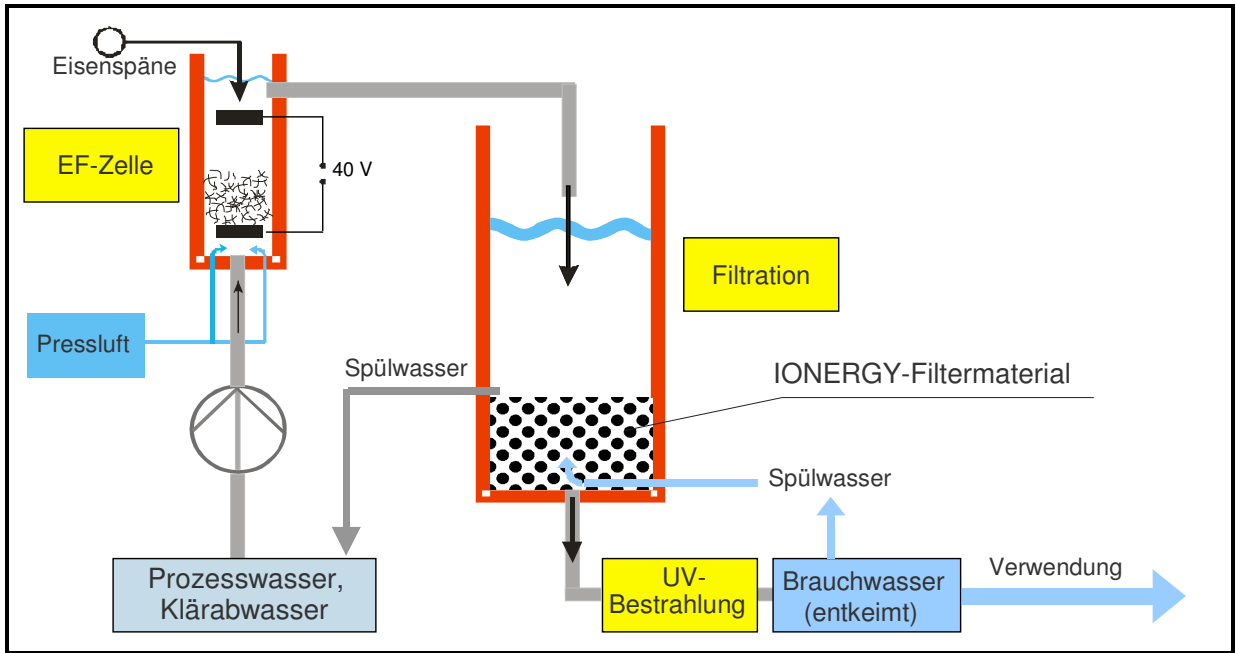


Bild 2: Vereinfachte Darstellung der Funktionseinheiten der IONERGY-Elektroflockulationsanlage

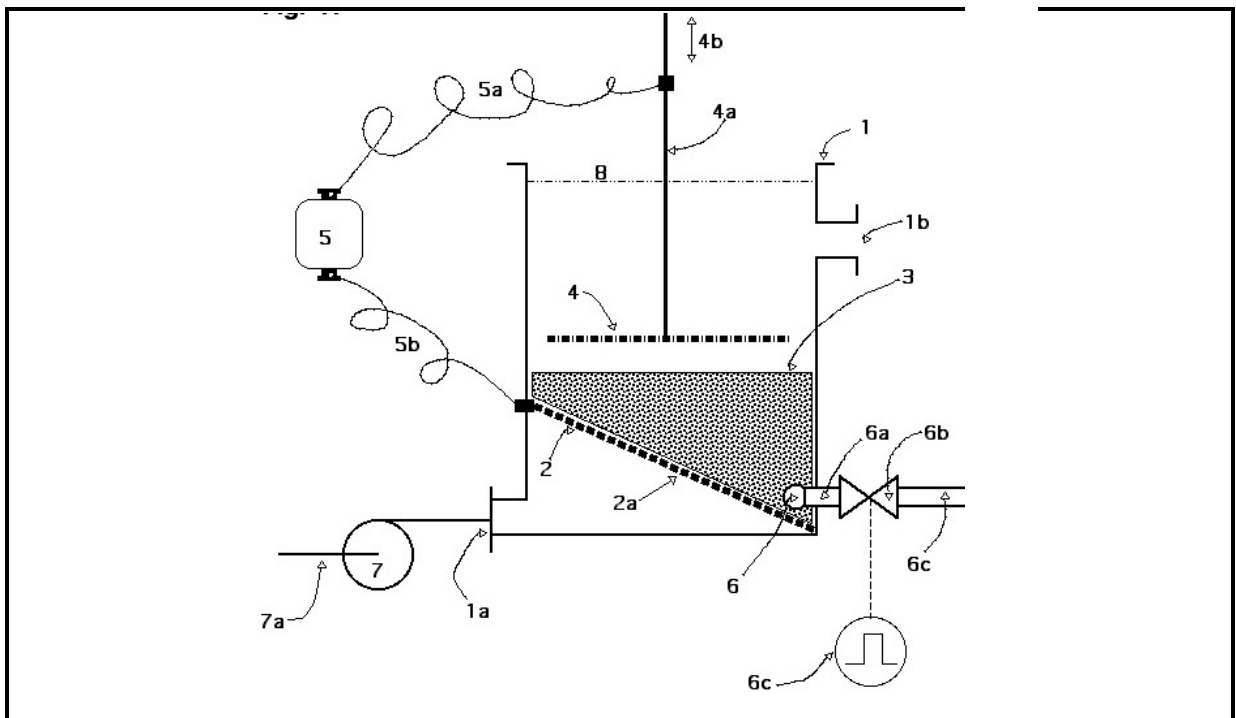


Bild 3: Schematische Darstellung der IONERGY-Elektroflockulationszelle4 Versuchsbetrieb auf der Kläranlage Bonn-Duisdorf

Die Abwasserreinigung auf der Kläranlage Bonn-Duisdorf mit einer Ausbaugröße von 30.000 EW erfolgt mit Hilfe des A (Hochlastbelebungs)/B (Schwachlastbelebungs) - Verfahrens. Der B-Stufe ist zum Rückhalt der feinstverteilten Abwasserinhaltsstoffe (Suspensa) eine Filtrationseinheit nachgeschaltet. Die Klärschlammbehandlung setzt sich aus den Prozessstufen Voreindicker, maschinelle Vorentwässerung mittels Siebband, Faulungsstufe (2 Faulbehälter), maschinelle Entwässerung des ausgefaulten Schlammes mittels Zentrifuge zusammen. Der entwässerte Schlamm wird anschließend der Verbrennungsanlage auf der Kläranlage Bonn-Salierweg zugeführt. Die Faulgasverwertung erfolgt mittels Heizkesselanlagen und Blockheizkraftwerken (BHKW). Zusätzlicher Fremdenergiebedarf wird über Erdgas abgedeckt. Zur Minderung der Geruchsemissionen wird die Abluft aus den abgedeckten Bauwerken über einen Biofilter (Rindenmulche) geführt. Die Durchführung des Versuchsbetriebes erfolgte mit personeller und technischer Unterstützung durch das Betriebspersonal der Kläranlage Bonn-Duisdorf.

4.1 Prozessziele und Verfahrenstechnische Einbindung

Die Untersuchungen wurden auf der 2-straßigen Kläranlage Bonn-Duisdorf in Nordrhein-Westfalen mit den folgenden Prozesszielen durchgeführt.

- Reduktion von Arzneimittelsubstanzen
- Desinfektion des Brauchwassers
- Reduktion des Feststoffanteils

Die Brauchwasserbehandlungsanlage IONERGY war in der Nähe der Nachklärbecken der B-Stufe gegenüber dem Biofilter platziert (Bild 4). Der mit der IONERGY®B-200-ANLAGE zu behandelnde Teilstrom ($10 \text{ m}^3/\text{h}$) wurde im Schacht vor der Filtration mittels Tauchpumpen entnommen und entspricht somit qualitativ dem Ablauf der Nachklärung. Das Rohabwasser wurde über eine Druckleitung vom Entnahmeschacht zur IONERGY®B-200-ANLAGE gefördert und dort mittels Pumpe in den Behandlungsprozess eingespeist (IWB, 2007).



Bild 4: IONERGY® B-200-ANLAGE (IWB, 2007)

4.2 Versuchszeitraum, Probenahmestellen und Analytikprogramm

Für die Erprobung der IONERGY-Technologie war ein Betriebsversuch mit 13 Analysenreihen auf der Kläranlage Bonn-Duisdorf durchgeführt worden.

Das Versuchsprogramm wurde in *zwei* Versuchsabschnitte unterteilt:

- *Versuchsabschnitt I:* Drei Vorversuche (Versuchsreihen 0.1, 0.2 und 0.3, zur Einstellung der Versuchsrandbedingungen (Betriebsspannung in der Elektroflockulationszelle: 40 Volt)
- *Versuchsabschnitt II:* Zehn Versuche (Versuchsreihen 1 bis 10) zur Überprüfung der Versuchsrandbedingungen und der erzielten Ergebnisse im Dauerbetrieb

Die Probenahme erfolgte an den folgenden Messstellen:

- *Messstelle A:* im gereinigten Abwasser (Ablauf Nachklärung) als Nullprobe vor der Elektroflockulationszelle
- *Messstelle B:* direkt nach der Elektroflockulationszelle (vor dem Abwärtsfilter)
- *Messstelle Z:* direkt nach dem Filter (vor der UV-Behandlung)
- *Messstelle C:* in der behandelten Probe (nach Passage der IONERGY-Technologie, d.h. direkt nach der UV-Einheit).

Das begleitende Analytikprogramm schloss neben der im Rahmen der Eigenüberwachung erfassten „Standardanalytik“ im Ablauf der Nachklärung folgende Parameter mit ein:

- Mikrobiologische Parameter (Messstelle A, Z und C):
- E.Coli [cfu/100 ml]
- Enterokokken [cfu/100 ml]
- Feststoff-Parameter (Messstelle A, B und C):
- Abfiltrierbare Stoffe (filtriert über 20 µm bzw. 1 µm (Glasfaserfilter))
- Arzneimittel-Substanzen (Messstelle A und C):

4.3 Ergebnisse

Reduktion der Arzneimittel

Die ermittelten Arzneistoffkonzentrationen der Gruppe I und II waren zum Teil deutlich oberhalb der Bestimmungsgrenze, im Bereich von einigen µg/l, nachweisbar. Die Höhe der erzielten Eliminationsrate war abhängig von der betrachteten Arzneisubstanz und schwankte zwischen 0 und nahezu 100 %. Die Minima, Maxima und Mittelwerte der gemessenen Arzneistoffkonzentrationen sind für die Substanzen, deren Werte an der Messstelle A oberhalb der Bestimmungsgrenze lagen, in der Tabelle 2 für die 5 durchgeführten Arzneimittel-Analytikreihen zusammengefasst (Für die Berechnung des arithmetischen Mittelwertes der Arzneistoffkonzentrationen erfolgte bei Analysen mit dem Ergebnis „kleiner Bestimmungsgrenze“ (" $<BG$ ") die Verwendung des Zahlenwertes der Bestimmungsgrenze (BG) bei allen Auswertungen.). Die erzielten mittleren Eliminationsraten der Arzneisubstanzen sind in Bild 5 aufbereitet. Insgesamt konnte ein signifikanter Abbau der Arzneimittel-Substanzen nachgewiesen werden.

Die Arzneisubstanzen Clofibrinsäure (Antiarteriosklerotikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Erythromycin (Antibiotikum), Roxithromycin (Antibiotikum), Metronidazol (Chemotherapeutikum), Trimethoprim (Chemotherapeutikum) und Diclophenac (Antiphlogisticum) wurden am besten ($>70\%$) durch die IONERGY-Technologie zurückgehalten.

Tabelle 2: Arzneimittel-Analytikwerte (Minimum, Maximum und Mittelwert über die 5 Versuchsreihen) (IWB, 2007)

Parameter	Zulauf IONERGY (Messstelle A)			Ablauf IONERGY (Messstelle C)		
	Minimum [µg/l]	Maximum [µg/l]	Mittelwert [µg/l]	Minimum [µg/l]	Maximum [µg/l]	Mittelwert [µg/l]
Clofibrinsäure	0,010	6,800	2,678	0,010	0,500	0,238
Clarithromycin	0,050	0,210	0,132	0,001	0,003	0,001
Clindamycin	0,050	0,262	0,128	0,050	0,057	0,051
Erythromycin	0,051	0,140	0,092	0,001	0,021	0,010
Roxithromycin	0,001	0,060	0,027	0,001	0,001	0,001
Carbamazepin	0,390	1,560	0,950	0,320	1,270	0,664
Phenazon	0,020	0,074	0,039	0,009	0,043	0,019
Atenolol	0,069	0,200	0,140	0,010	0,150	0,087
Metoprolol	0,150	0,390	0,246	0,110	0,230	0,170
Sotalol	0,180	0,640	0,391	0,116	0,390	0,249
Metronidazol	0,075	0,310	0,173	0,010	0,047	0,028
Sulfamethoxazol	0,170	1,700	0,875	0,150	0,690	0,403
Trimethoprim	0,035	0,160	0,106	0,001	0,040	0,022
Bezafibrat	0,001	0,230	0,123	0,001	0,190	0,085
Iopamidol	0,520	3,600	1,656	0,230	1,200	0,895
Primidon	0,180	0,570	0,348	0,160	0,440	0,285
Diclophenac	0,130	0,810	0,468	0,045	0,192	0,108
Sulfadiazin	0,034	0,130	0,078	0,029	0,098	0,058
Sulfathiazol	0,001	0,066	0,032	0,001	0,040	0,016
Lidocain	0,086	0,420	0,188	0,050	0,140	0,100
Iohexol	0,100	0,310	0,168	0,100	0,100	0,100
Iopromid	0,160	0,380	0,260	0,010	0,240	0,114

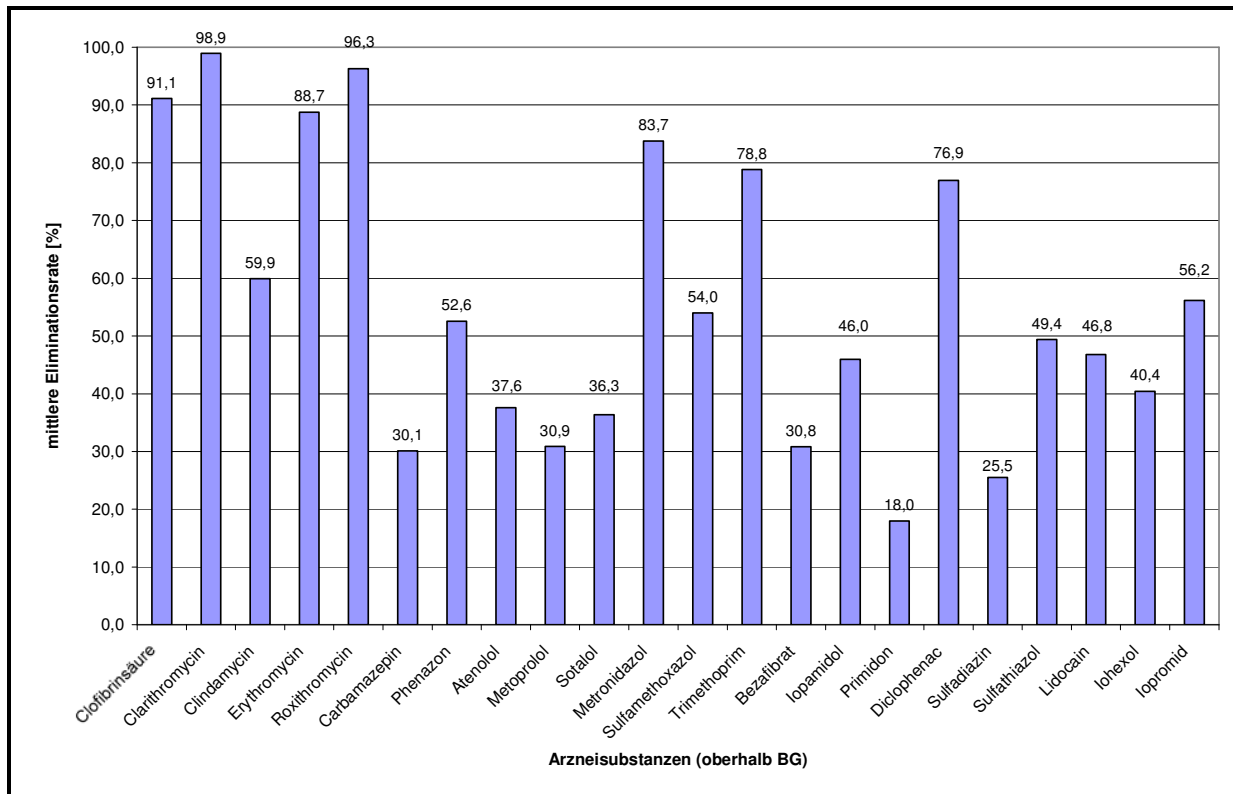


Bild 5: Mittlere Eliminationsraten der Arzneisubstanzen (berechnet über die 5 Versuchsreihen) (IWB, 2007)

Reduktion der mikrobiologischen Parameter (Desinfektion des Brauchwassers)

Die Werte für E.Coli (Tabelle 3) und Enterokokken (Tabelle 4) der Wasserproben nach Passage des IONERGY-Filters lagen oberhalb der für die Beurteilung der Brauchwasserqualität etablierten Leitwerte von 100 cfu/100 ml. Der Ablauf an der Messstelle C (nach der UV-Zelle) war auch im gesamten Versuchsabschnitt vollständig keimfrei.

Tabelle 3: E.Coli-Analysenwerte (IWB, 2007)

Versuchsreihe Nr.	E.Coli Messstelle Z (Ablauf Filter)	E.Coli Messstelle C (Ablauf UV)	Grenzwert (EWG, 2006)		Leitwert für Brauchwasser [cfu/100 ml]
	[cfu/100 ml]	[cfu/100 ml]	„Gute Qualität“ [cfu/100 ml]	„Ausgezeich- nete Qualität“ [cfu/100 ml]	
-					
1	2.175	0	500	250	100
2					
3		0			
4	1.825	0			
5		0			
6		0			
7	810	0			
8		0			
9		0			
10	<200	0			

Tabelle 4: Enterokokken-Analysenwerte (IWB, 2007)

Versuchsreihe Nr.	Enterokokken Messstelle Z (Ablauf Filter)	Enterokokken Messstelle C (Ablauf UV)	Grenzwert (EWG, 2006)		Leitwert für Brauchwasser [cfu/100 ml]
	[cfu/100 ml]	[cfu/100 ml]	„Gute Qualität“ [cfu/100 ml]	„Ausgezeich- nete Qualität“ [cfu/100 ml]	
-					
1	228	0	200	100	100
2					
3		0			
4	292	0			
5		0			
6		0			
7	112	0			
8		0			
9		0			
10	285	0			

Reduktion des Feststoffanteils

Wie aus Tabelle 5 zu ersehen ist, kam es durch den Prozess der Elektroflokkulation zu einem signifikanten Anstieg der abfiltrierbaren Stoffe (Messstelle B) aus zusammengeballten Teilchen mit $\text{Fe}(\text{OH})_3$. Die gut filtrierbaren Flocken wurden im Abwärtsfilter weitestgehend zurückgehalten, so dass der Ablauf an Messstelle C quasi feststofffrei und somit konform mit den Nullwerten der Mikrobiologie war.

Tabelle 5: Feststoff-Analytwerte (filtriert über 1 µm Glasfaserfilter) (IWB, 2007)

Versuchsreihe	Abfiltrierbare Stoffe (105 °C)	Abfiltrierbare Stoffe (105 °C)	Abfiltrierbare Stoffe (105 °C)
Nr.	Messstelle A (Zulauf)	Messstelle B (Ablauf EF-Zelle)	Messstelle C (Ablauf UV)
-	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
1	3,7		<2
2	2,1		<1
3	2,3		<2
4	3,6	39,0	<2
5	4,1	17,3	<2
6	5,0	34,0	<2
7	5,0	46,0	<2
8	3,0	42,0	<2
9	5,0	17,0	<2
10	2,0	120,0	<2

Wirtschaftlichkeitsbetrachtung

Die spezifischen Betriebs- und Kapitalkosten der IONERGY B 200 – Anlage sind in der Tabelle 6 aufbereitet und liegen mit **0,15 €/m³** deutlich unter den am Markt platzierten Konkurrenzverfahren. Bei Ultrafiltrationsanlagen mit nachgeschalteten Behandlungsstufen wie beispielsweise Aktivkohleeinheiten oder eine Ozonung kombiniert mit UV-Licht liegen die Kosten bei gleicher Leistungsfähigkeit deutlich oberhalb von 0,40 €/m³.

Tabelle 6: Spezifische Betriebs- und Kapitalkosten der IONERGY B 200 - Anlage

Betriebskosten (netto)	Einheit	Bemerkung	
Durchflussmenge	m ³ /a	73.000	200 m ³ /d
Energiekosten			
Rohwasser-Beschickungspumpe	kWh/m ³	0,033	
Rückspülpumpe	kWh/m ³	0,033	
Elektroflokkulation	kWh/m ³	0,100	
UV-Zelle	kWh/m ³	0,050	
Summe spezifischer Energieverbrauch	kWh/m ³	0,216	
Kosten pro kWh	€/kWh	0,08	
Summe spezifische Energiekosten	€/m ³	0,017	
Verbrauch Eisenspäne			
spezifischer Eisenverbrauch	g/m ³	10	
Eisenkosten	€/kg Eisen	0,3	
spezifische Eisenkosten	€/m ³	0,003	
Verbrauch Filtermaterial			
spezifischer Filtermaterialverbrauch	g/m ³	18	
Filtermaterialkosten	€/kg	0,65	
spezifische Filterkosten	€/m ³	0,012	
Personalkosten			
Kontrolle/Reinigung	h/a	61	10 min/d
Kosten pro Jahr (30 €/h)	€/a	1.825	
spezifische Personalkosten	€/m ³	0,025	
Einsparung Fällmittel in der Kläranlage (Substitution von FeCl ₂ zur P-Fällung bei Rückführung des Rückspülwassers in die Belegung)			
	€/m ³	0,010	
spezifische Betriebskosten			
	€/m ³	0,047	
Kapitalkosten (netto)			
Gesamtinvestitionskosten IONERGY B 200 - Anlage	€	100.000	
Kapitalwiedergewinnungsfaktor KFAKR(i,n) (Realzinssatz: 4,5 %; Nutzungsdauer: 20 Jahre)	-	0,07688	
Kapitaljahreskosten (AfA+Zins)		7.687,61	
spezifische Kapitalkosten	€/m ³	0,105	
Summe spezifische Betriebs- und Kapitalkosten			
	€/m ³	0,15	

5 Zusammenfassung und Ausblick

Die mit der IONERGY-Technologie erzielten Ergebnisse dokumentieren, dass neben der Reduktion von Arzneistoffen auch eine vollständige Reduktion der mikrobiologischen Parameter und der Feststoffe möglich ist. Der Wartungs- und Betriebsaufwand sowie die Investitions- und Betriebskosten sind im Vergleich zu Konkurrenzverfahren (z.B. Ultrafiltration) als gering einzustufen. Bemerkenswert dürfte für die Praxis die Erkenntnis sein, dass diese Ergebnisse bereits bei einer Betriebsspannung der Elektroflokkulationszelle von 40 Volt erzielt worden sind. Hier sollten noch durch weitere Betriebsversuche die Möglichkeiten der Variation der Freiheitsgrade der IONERGY-Technologie (Variation der Betriebsspannung oberhalb von 40 Volt, Belüftung, Reaktionszeit, Filtergeschwindigkeit) im Hinblick auf eine weitere Optimierung der Entfernung von Arzneistoffen untersucht werden. In der Praxis werden sich viele Anwendungsfälle ergeben – wie beispielsweise die Behandlung von Krankenhausabwässern, Grauwasseraufbereitung, industrielle

Prozesswasseraufbereitung (z.B.: Chemische Industrie, Farbherstellung / Lackieranlagen, Papierindustrie, Lebensmittelindustrie, Textilindustrie).

Auch wird es mit geringfügigen Modifikationen möglich sein, Arsen aus Trinkwasser bzw. Abwässern zu entfernen (Strunkheide und Höcherl, 2008). Die IONERGY-Technologie wird künftig mit einem zusätzlichen Reaktionsstank (Erhöhung der Flockulationsleistung) zwischen der Elektroflokkulationszelle und dem künftig als Druckbehälter betriebenen Filter ausgestattet, so dass dann neben einer weiteren Leistungssteigerung auch eine Unterbringung in einem Container möglich sein wird (z.B. als 500 EW oder 1.000 EW-Module).

Literatur

EWG: RICHTLINIE 2006/7/EG DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES vom 15. Februar 2006 über die Qualität der Badegewässer und deren Bewirtschaftung und zur Aufhebung der Richtlinie 76/160/EWG

IWB: Gutachten über einen Versuchsbetrieb zur wissenschaftlichen Analyse von betrieblichen und wirtschaftlichen Aspekten beim Einsatz des Brauchwasseraufbereitungssystems IONERGY®B-200 bei der Kläranlage Bonn-Duisdorf, Dezember 2007

Kümmerer, K.: Arzneimittel, Diagnostika und Desinfektionsmittel in der Umwelt – Beurteilung und Risikomanagement. UMSF – Z Umweltchem Ökotox 13 (5) 269-276.

LfU: Landesamt für Umweltschutz in Sachsen-Anhalt: Arzneistoffe in Zu- und Abläufen von kommunalen Kläranlagen des Landes Sachsen-Anhalt, Bericht zum Sondermessprogramm 2002-2004, Nr. 3/2006

Strunkheide, J.; Höcherl, A.: Aufbereitung von Prozessabwässern mit der IONERGY®-Technologie zur Reduktion von Arzneistoffen und Einkeimung– Fallbeispiel Kläranlage Bonn-Duisdorf, in wwt, Heft 4, S. 10-16, 2008

UBA: Arzneimittel in der Umwelt - Zu Risiken und Nebenwirkungen fragen Sie das Umweltbundesamt. UBA-Texte 29/05.

MAP-Kristallisation in der Schlammbehandlung

-

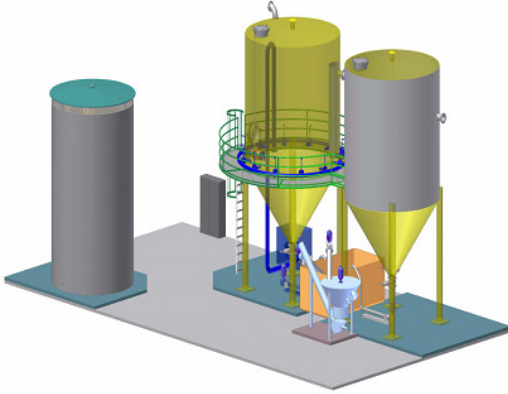
Problem oder Potenzial?

Bernd Kalauch
Wolfgang Ewert

P.C.S. Pollution Control Service GmbH
Hamburg

Kristallisationen im Schlammereich kommunaler Kläranlagen

...Potential oder Problem?



P.C.S.
Pollution Control Service GmbH
Wasser-, Abwasser- und
Schlammbehandlung

AirPrex[®] - Verfahren

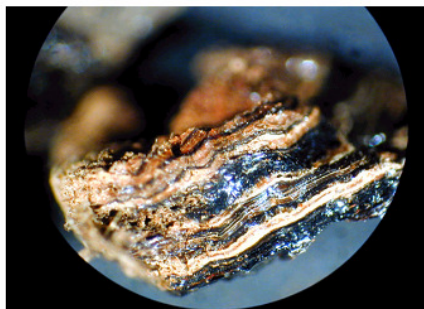


Bedingungen für Kristallisationen

Schwer lösliche Salze bilden leicht übersättigte Lösungen.

Es liegt ein geeignetes Puffersystem vor.

Durch den Einfluss von Druck- oder Temperaturänderung wird der Puffer zerstört (CO_2 strippt aus), der pH-Wert erhöht sich und die Salze fallen in der Reihenfolge ihrer Löslichkeit aus.



MAP-Kristallisationen im Schlammbereich kommunaler Kläranlagen



$MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$
Magnesium-
Ammonium-
Phosphat
(MAP)

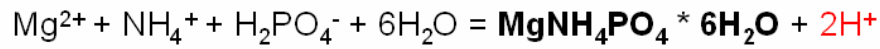


$CaCO_3$
Calcit (Kalk)

Probleme durch MAP in Faulschlammleitungen

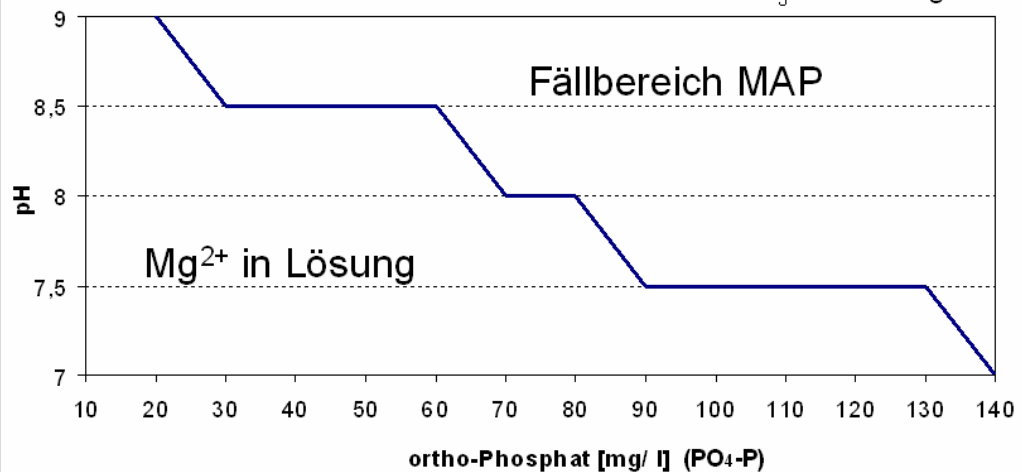


Spezielle Bedingungen für MAP



Grenzwerte der Kristallisation im Faulschlamm

Mg^{2+} : 40 mg/L
 HCO_3^- : 2500 mg/L



Art der P-Elimination ist entscheidend !!

- biologische Elimination
- anaerobe Rücklösung von PO₄-P
- unkontrollierte MAP- Fällungen verbunden mit weiteren möglichen Nachteilen

- chemische Fällung
- weitgehende Fixierung von P
- kaum ortho-Phosphat

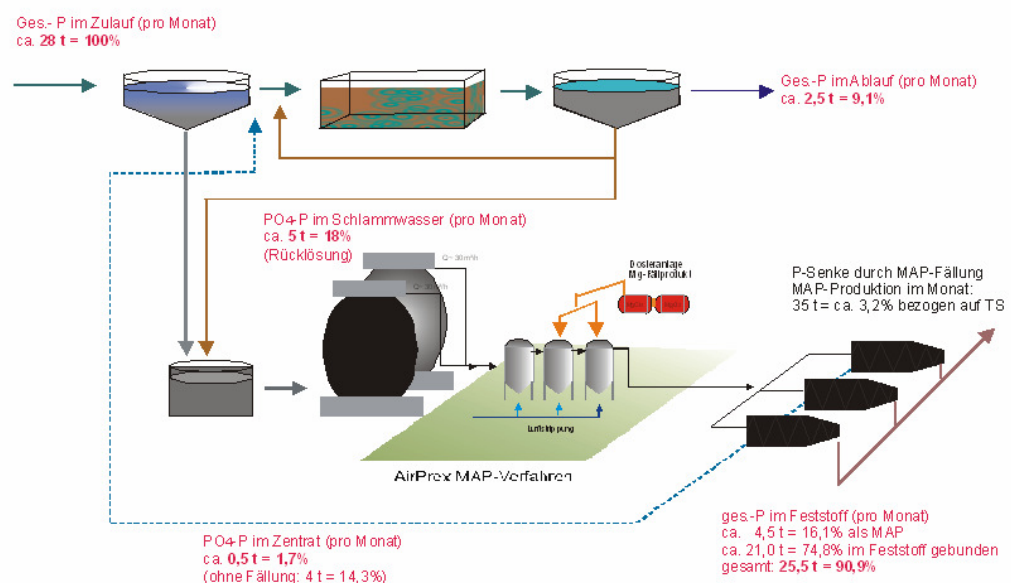
Kristallisationen verhindern

❖ Bestandsaufnahme → MAP wurde identifiziert

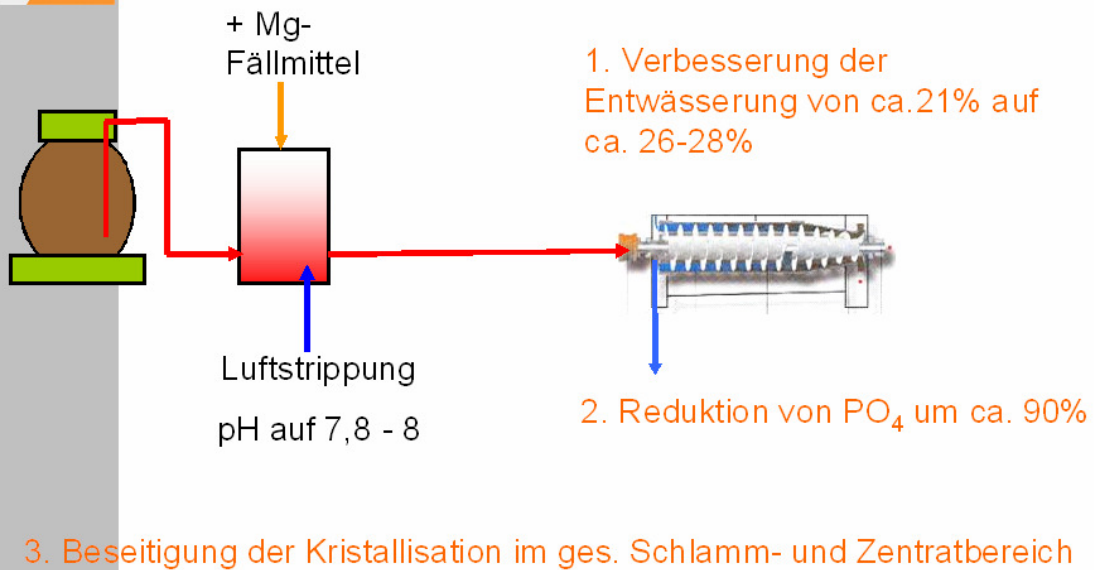
❖ Maßnahmen

- Reinigung der betreffenden Anlagenteile
- Einsatz von Inhibitoren -> Rock Away
- pH – Absenkung vor den Kristallisationspunkten bis unter die Fällgrenze
- P-Fällung durch Eisensalze im oder nach der Faulung
- Gezielte Fällung von MAP durch pH- Erhöhung direkt nach der Faulung (patentiertes Verfahren: AirPrex-MAP-Verfahren)

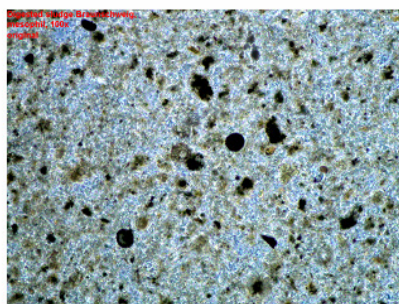
Potential – MAP-Elimination - das patentierte AIR-Prex-Verfahren



Vorteile der gezielten MAP-Fällung

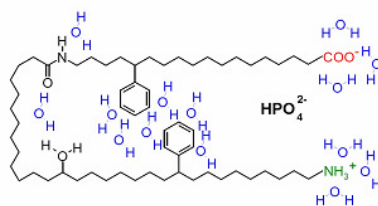


Potential – Verbesserung der Schlammentwässerung



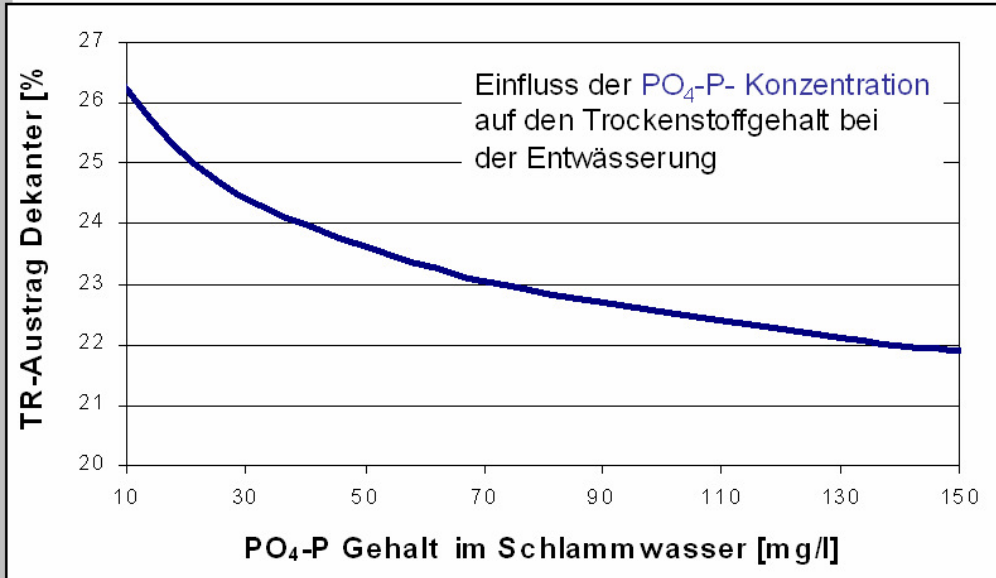
Wasserbindung durch Hydrogele (EPS), dargestellt durch Polysaccharide, Proteine etc.

Stabilisierung durch Phosphate und erhöhte pH-Werte



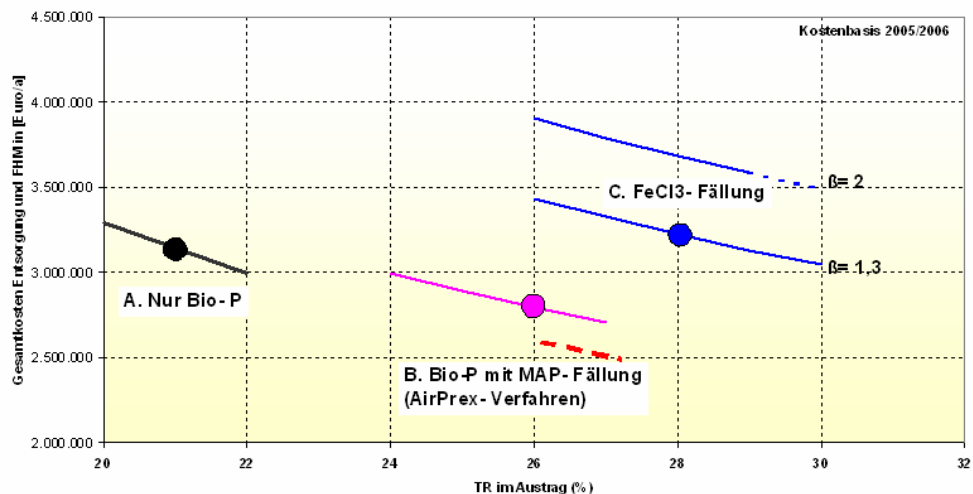
Folge:
erschwerte Schlammentwässerung

Potential – Verbesserung der Schlammwässerung



Wirtschaftlichkeit der gezielten MAP-Fällung

Kostenvergleich Nullvariante (Unterdrückung von Bio-P) und MAP - Fällungsanlage

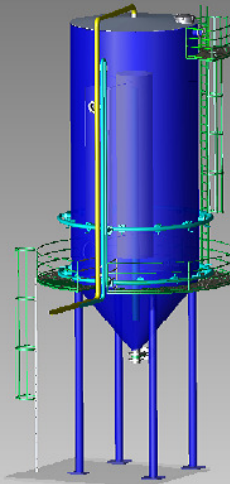


A. nur Bio-P: 3.150.000 € p.a.
B. Bio-P plus MAP-Fällung: 2.600.000 € p.a.
 C. chem. P-Fällung: 3.200.000 € p.a.

Berechnungen: Niersverband
MG-Neuwerk
 ~ 500 TEGW

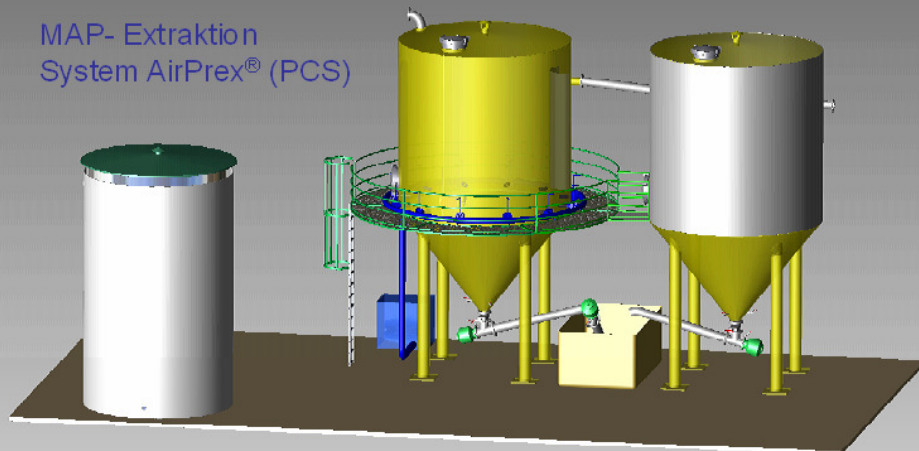
Potential – gezielte Prozessführung

MAP- Fällungsreaktor
System AirPrex® (PCS)



Potential – gezielte Prozessführung

MAP- Extraktion
System AirPrex® (PCS)



stöchiometrische MAP- Produktion:
ca. 1.000 kg/d (bei 380 mg/l PO₄ und 1200 m³Schlamm/d ~ 500 TEGW)

Erwartete MAP- Produktion ca. 200 t/Jahr
mit einem Reinheitsgrad von ca. 90%.



Das Verfahren zur Fällung von Magnesium-Ammonium-Phosphat (MAP) im Faulschlamm wurde entwickelt und patentiert von den Berliner Wasserbetrieben.

Lizenzvergabe unter dem Namen:

AirPrex[®] - MAP- Verfahren

seit 2006 an

P.C.S. GmbH, Hamburg

Wie sieht das SDN[®]-Verfahren der Fa. Süd-Chemie in der Praxis aus?

Dipl.-Biol. Karin Kulicke

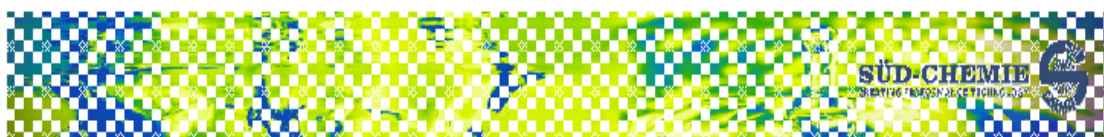
Süd-Chemie AG
Erlangen

1 Einleitung

Die Optimierung einer Kläranlage ist fast nie abgeschlossen. Alles was möglich und Stand der Technik auf dem Gebiet der Abwasserreinigung ist, kann in Erwägung gezogen und bei Eignung ausprobiert werden.

Das **patentierte** SDN[®]-Verfahren der SÜD-CHEMIE AG eignet sich vorzüglich zur Optimierung der Stickstoffelimination, hier der Denitrifikation.

2 Das SDN[®]-Verfahren der SÜD-CHEMIE AG



Das SDN[®]-Verfahren der SÜD-CHEMIE AG

Fließbild

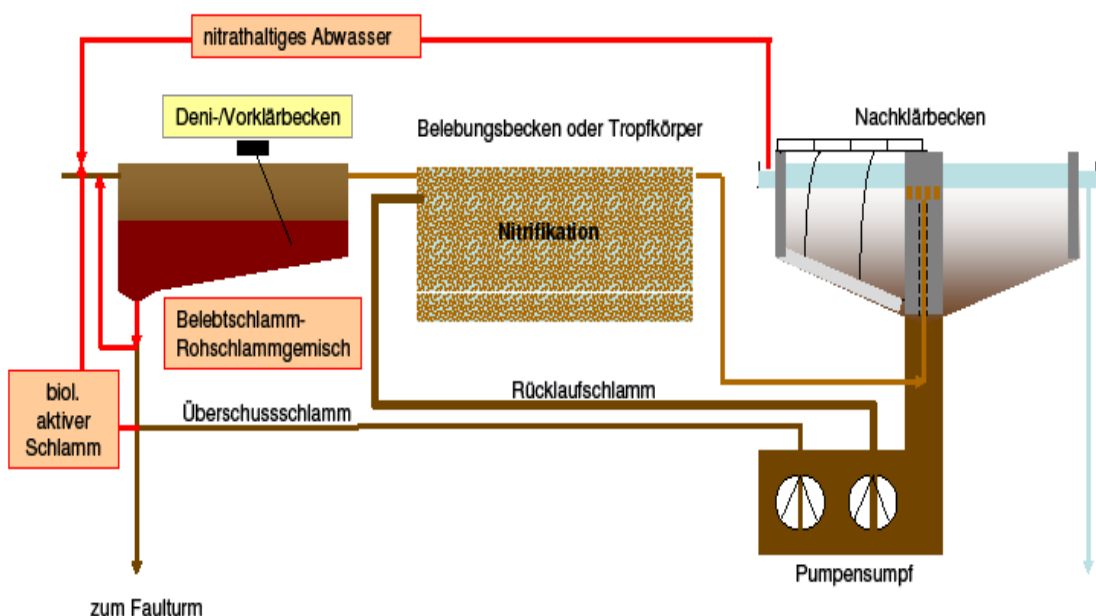


Abb.: Fließbild des SDN[®]-Verfahrens

2.1 Verfahrensbeschreibung

Die zentrale Funktion bei dem SDN[®]-Verfahren erhält das Vorklärbecken. Es dient hier nicht nur der Sedimentation des Rohschlammes, sondern erhält zusätzlich die

Funktion einer Denitrifikationsbiologie. Sedimentation und Denitrifikation erfolgen simultan. Der Neubau eines zusätzlichen Beckens entfällt. Es handelt sich hier um eine vor geschaltete Denitrifikation mit hoher Leistungsfähigkeit.

Der zügige Aufbau der Denitrifikationsbiologie erfolgt durch Animpfung mit Überschuss-Schlamm aus dem Nachklärbecken und einer internen Rezirkulation des Belebtschlamm- Rohschlammgemisches im Vorklärbecken. Ein Schlamm Spiegel wird im Vorklärbecken aufgebaut, der die erforderliche Biomasse mit dem passenden Schlammalter enthält. Der Räumler sorgt zusätzlich für eine Durchmischung und Transport des Rohschlamm – Belebtschlamm -Gemisches in die Schlammtrichter des Vorklärbeckens. Nitrathaltiges Wasser wird aus dem Ablauf der Nitrifikationsstufe oder des Nachklärbeckens nach vorne in das Vorklärbecken geleitet. Die Rückführung des nitrathaltigen Wassers aus dem Ablauf der Tropfkörper oder des Nachklärbeckens erfolgt mit einem Sollwert, der sich aus der Summe von Zulauf und Rückführung ergibt. Meist wird der Sollwert mit $2 Q_{TW}$ gewählt. Der Überschußschlammabzug erfolgt über die Schlammtrichter aus dem Vorklärbecken.

2.2 Einsatzbereich des SDN[®] –Verfahrens

Sowohl Belebungsanlagen als auch Tropfkörper- und SBR- Anlagen sind grundsätzlich für das SDN[®] –Verfahren geeignet. Durch Umfunktionierung des Vorklärbeckens in ein Denitrifikationsbecken und Einleitung von nitrathaltigem Wasser, lässt sich kostengünstig, schnell und stabil eine (zusätzliche) Denitrifikationsstufe auf einer Kläranlage verwirklichen. Bei Tropfkörperanlagen, bei denen überhaupt keine Denitrifikationsstufe eingeplant wurde, wird das Vorklärbecken kostengünstig als Denitrifikationsstufe eingerichtet. Voraussetzung ist stets eine bereits vorhandene Nitrifikationsstufe auf der Kläranlage.

3 Das SDN[®] -Verfahren in der Praxis

Referenzanlagen

Tabelle Referenzanlagen

Projekt	Ausbaugröße (EGW)	Einsparung	
KA Landshut	260.000	Neubau Denitrifikationsstufe	Hier Entwicklung sowohl des SDN [®] -als auch des TERRA-N [®] -Verfahrens
KA Schrobenhausen	55.000	s.o.	
KA Wasserburg	40.000	s.o.	
KA Volkach	19.500	s.o.	
KA Ebersberg	18.000	s.o.	
KA Werneck	18.000/35.000	s.o.	
KA Oberaudorf	15.000	s.o.	

Kosteneinsparung war stets der Hauptgrund für den Einsatz des SDN[®] –Verfahrens, Platzmangel ein weiterer. Die Einsparungen für die Gemeinden und Städte lagen zwischen 30 (KA Landshut) und 1 Mio €.

4 Zusammenfassung SDN[®] -Verfahren

Für den Einsatz des SDN[®] –Verfahrens ist im Vorfeld eine Machbarkeitsstudie zu erstellen. Lizenzerwerb, Versuchsbegleitung und Optimierung, verfahrenstechnische Anpassung des Verfahrens an die Kläranlage, Abstimmung mit den Behörden, Messprogramm mit Auswertung der Daten, ggf. Bemessung der Kläranlage werden angeboten.

Vorteile des SDN[®] –Verfahrens:

- Einsparung des Neubaus von Becken
- Einsparung einer künstlichen Kohlenstoffquelle
- In Deutschland: Verrechenbarkeit mit der Abwasserabgabe, wenn ein abwasserabgabepflichtiger Parameter um 20% gesenkt wird
- Schneller Einsatz des Verfahrens
- Stabilität auch bei Belastungsschwankungen

Ein kostengünstiges, schnell zu realisierendes und stabiles Verfahren.

Welche Abfälle eignen sich zur Kofermentation in Faultürmen?

Dr.-Ing. Klemens Finsterwalder

Finsterwalder Umwelttechnik GmbH & Co.KG
Bernau

Zusammenfassung

Zur Verbesserung der Ausnutzung bestehender Investitionen von Kläranlagen ist die Kofermentation von organischen Abfällen zurzeit ein großes Thema. Dabei wird leicht übersehen, dass die Kofermentation nicht nur positive Aspekte, wie eine Erhöhung des Biogasertrages, aufweist. Denn mit den Bioabfällen werden auch Stoffe eingetragen, die die Reinigungskapazität der Kläranlage zusätzlich belasten. Das ist auch dann der Fall, wenn diese Substrate direkt dem Faulturm zugeführt werden. Mit den Bioabfällen werden in der Regel nicht unerhebliche Mengen an Proteinen zugeführt, die sich als zusätzlichen TKN- Konzentration in der Belebung wieder finden und die Stickstoffreinigungskapazität der Kläranlage überfordern können. Die Folge sind erhöhte Ablaufwerte, die generell unerwünscht sind. Die im Titel gestellte Frage kann deshalb keine einfache Antwort finden. Die Antwort kann nur für die betroffene Kläranlage gefunden werden, da in die Beurteilung die praktizierte Betriebsführung, die Auslastung des Faulturms und die Kapazitäten zur Stickstoffelimination betrachtet werden müssen. Die Kofermentation muss grundsätzlich so betrieben werden, dass die vorrangige Aufgabe der Kläranlagen, die Reinigung der kommunalen Abwässer, nicht beeinträchtigt oder gar gefährdet wird.

Die Auswahl der Abfälle kann deshalb nur in einer Gesamtbetrachtung durchgeführt werden, bei der die Einflussgrößen aus dem Abfall auf die betroffenen Anlagenbereiche untersucht und beurteilt werden. Besonderes Augenmerk ist dabei auf die Biochemie des Faulturms zu legen, weil die Erfahrungswerte aus der Klärschlammvergärung nicht auf die Abfälle extrapoliert werden können. Als unverzichtbar hat sich die Analyse der Biochemie mit BioTip [1] erwiesen, die es ermöglicht das Verhalten der Faulraumbiologie und insbesondere die Stabilität des Prozesses unter den veränderten Bedingungen der Abfallverwertung zu beurteilen.

Die im Titel gestellte Frage, welche Abfälle sich zur Kofermentation in Faultürmen eignen, kann nicht einfach beantwortet werden. Denn das Klärwerk ist dazu entworfen und dimensioniert worden, um kommunales Abwasser auf Direkteinleiterqualität zu reinigen. Die Verarbeitung von Abfällen, außer denen, die im Klärwerk selbst anfallen, ist nicht vorgesehen. Im Klärwerk anfallende typische Substrate, die den Charakter von Abfällen haben, sind Substrate aus dem Fettabscheider oder der Rohschlamm, bestehend aus einem hohen Anteil an Biomasse, die bei der aeroben Abwasserreinigung anfällt. Diese Substrate werden im Faulturm anaerob behandelt, um den Klärschlamm durch Mineralisierung lagerfähig zu machen. Das dabei erzeugte Biogas dient zur Erzeugung von Wärme für den Faulungsprozess im Faulturm und zur Stromerzeugung. Das anfallende hoch belastete Zentratwasser aus dem Faulturm wird im aeroben Anlagenteil durch Elimination des Stickstoffs und der enthaltenen organischen Säuren gereinigt.

In einer Kläranlage sind also grundsätzlich alle Baugruppen vorhanden, um Biogas aus Abfällen zu erzeugen und die anfallenden Reststoffe zu verwerten, sofern die Abfälle frei von Störstoffen sind. Die Frage der Verwertung von Bioabfällen kann dann grundsätzlich mit ja beantwortet werden, wenn sowohl im Faulturm, wie auch im aeroben Teil freie Kapazität zur Nitrifikation und Denitrifikation vorhanden ist. Ist dies nicht der Fall müssen entsprechend Nachrüstungen vorgenommen werden.

In Grenzen kann man durch die Auswahl der Abfallsubstrate sich die vorgegebenen Rahmenbedingungen der vorhandenen Kläranlage anpassen. Dies soll im Folgenden an einem Beispiel einer Kläranlage mit einer freien Faulturmkapazität, gemessen am Massedurchsatz, behandelt werden. Klärschlamm ist ein organischer Stoff, der aus Kohlehydraten, Proteinen, Fetten und Wasser besteht. Diese Stoffgruppen sind in allen organischen Substanzen in unterschiedlichen Konzentrationen vorhanden. Deshalb ist die grundsätzliche Aussage prinzipiell richtig, dass alle organischen Stoffe, die die genannten Bestandteile aufweisen, auch vergärbar sind. Es kommt allerdings entscheidend darauf an, in welchen Mengen und Konzentrationen die Substrate zugeführt werden. Es können in diesen organischen Substanzen auch Stoffe vorhanden sein, die direkt oder indirekt die Biologie im Faulturm beeinflussen, beispielsweise Antibiotika oder Schwefelverbindungen, die im anaeroben Milieu zu Schwefelionen reduziert werden und die für die Vermehrung der Bakterien erforderlichen Spurenelemente binden. Deshalb ist ein Nachweis über die Stabilität der Biologie unter den Bedingungen einer Abfallverwertung zwingend erforderlich.

In der Tabelle 1 sind einige Stoffe angegeben, die auf die Eignung in einer Kläranlage untersucht werden sollen. Dazu wird in fünf Schritten die vorhandene freie Kapazität mit Bioabfall aufgefüllt und die biochemische Reaktion mit dem Simulationsprogramm BioTip [1] ermittelt.

Tabelle 1: Zusammensetzung von Abfällen zur Co- Vergärung

Bezeichnung		Kohlehydrate	Proteine	Fette	TS	oTSv
Substrat	Nr.	% oTSv	% oTSv	% oTSv	%	% TS
Klärschlamm	1	64,35	35	0,65	3	80
Biertreber	2	70,9	21,4	7,7	20	97
Schlachtabfälle	3	62	35	3	20	72
Fischabfälle	4	30,3	63	6,7	20	80
Entfettete Speisereste	5	63	36	1	20	89
Rückstände Hefeproduktion	6	58,5	40,6	0,9	20	97

Zunächst wird das Verhalten des Faulprozesses beim Einsatz von Klärschlamm untersucht, um eine Vorstellung von den biochemischen Parametern im Regelbetrieb zu erhalten. In den folgenden Bildern werden die Prozessdaten zeitabhängig dargestellt. Die Bilder zeigen die Änderung der Prozessdaten. Beim Start werden 80% der täglichen Endmenge zugegeben. Nach einem Zeitraum von 40 Tagen ist in etwa ein stationärer Zustand erreicht. Die folgenden Stufen bilden jeweils eine Zugabe von zusätzlichen 4% der Endmenge an Co- Substrat ab. 100% Mengenzugabe sind nach 120 Tagen erreicht. Nach 150 Tagen endet die Simulation. Da die Substratzusammensetzung und die Mengen der Inhaltstoffe schwanken, ist in den Diagrammen neben dem wahrscheinlichsten Wert auch der obere und untere Grenzwert angegeben.

Bild 1a zeigt die Entwicklung der wahrscheinlichen Biogasmenge. Nach 40 Tagen ist ein Wert von 1602m³/d erreicht, der sich erwartungsgemäß in den genannten 5 Stufen auf 2051m³/d erhöht. Die entsprechenden Daten für Methan, (980m³/d, bzw. 1263m³/d) sind aus Bild 1b ersichtlich. Das Biogas enthält also etwa 62% Methan.

Für das Substrat Nr. 5 „entfettete Speisereste“ ist die Biogas- und Methanmengenentwicklung stellvertretend für die „Abfallsubstrate“ in Bild 2 dargestellt. Man erkennt aus dem Verlauf, dass die Biologie lediglich vier der fünf möglichen Belastungsstufen verträgt.

Der maximale Biogasertrag bei einer stabilen Biologie beträgt 3949m³/d (Bild 2a), der zugehörige Methanertrag beträgt 2525m³/d (Bild 2b) oder 64%. Das Versagen der Biologie bei der fünften Belastungsstufe hängt mit einer durch die hohen Stickstoffgehalte ausgelöste Hemmung des Bakterienwachstums zusammen.

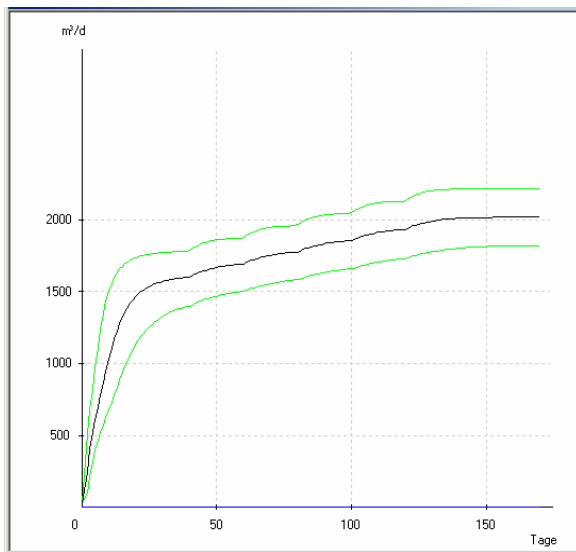


Bild 1a: Entwicklung Biogas aus Klärschlamm

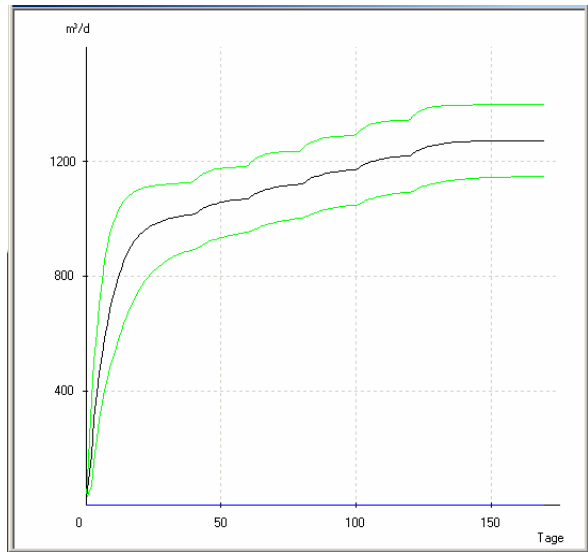


Bild 1b: Entwicklung Methan aus Klärschlamm

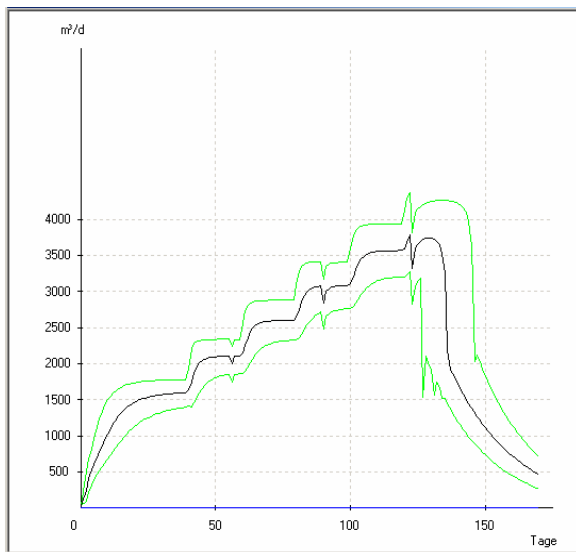


Bild 2a: Entwicklung Biogas aus Speiseresten

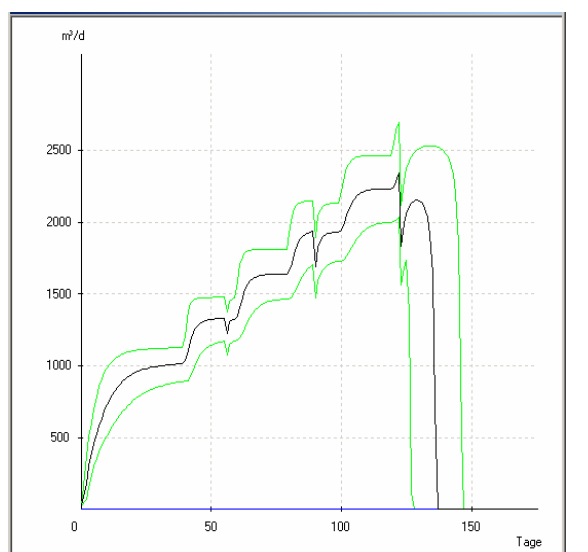


Bild 2b: Entwicklung Methan aus Speiseresten

Für alle in der Tabelle 1 angegebenen Substrate sind in der Tabelle 2 die Biogas- und Methanmengen, sowie die maximal mögliche Zugabe an Co-Substrat nach Tabelle 1 angegeben.

Tabelle 2: Mögliche Biogas- und Methanerträge der Substrate nach Tabelle 1

Bezeichnung		Biogas	Methan	Co- Substratmenge	
Substratart	Nr.		Gehalt	Anteil am Co- Substrat	
		m ³ /d	m ³ /d	%	
Klärschlamm	1	2051	1263	61,6%	100
Biertreber	2	5051	3000	59,4%	100
Schlachtabfälle	3	3949	2525	63,9%	80
Fischabfälle	4	3703	2525	68,2%	80
Entfettete Speisereste	5	3450	2228	64,6%	80
Rückstände Hefeproduktion	6	1602	1016	63,4%	0

Daraus ist ersichtlich, dass die Substrate Nr. 1 und Nr. 2 die freie Kapazität des Faulturms zu 100%, die Substrate Nr. 3, Nr. 4, Nr. 5 zu 80% und Substrat Nr. 6 zu 0% nutzen kann. Die Begrenzungen von den Substraten Nr. 3 bis 5 ist durch eine Vermehrungshemmung durch hohe Stickstoffkonzentrationen, die Begrenzung von Substrat Nr. 6 durch hohe Schwefelwasserstoffbildung bedingt.

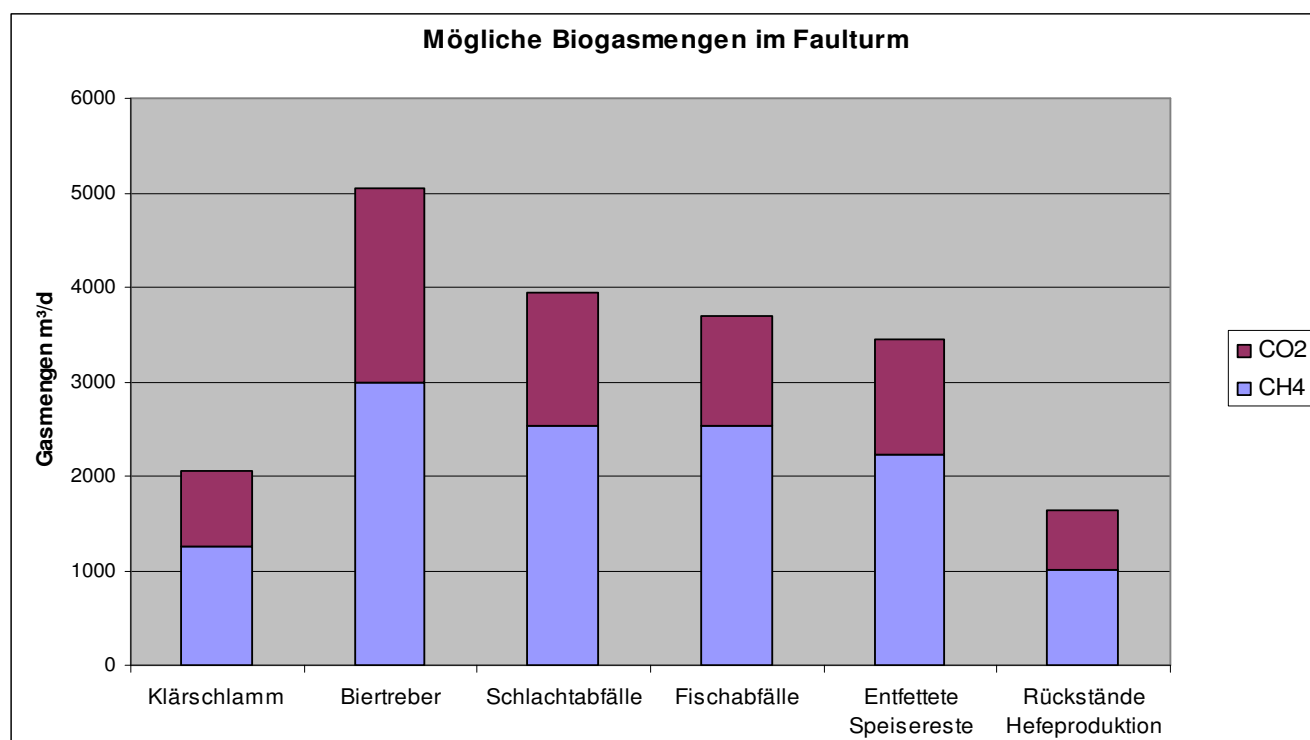


Bild 3: Möglicher Biogasertrag im Faulturm

Der Anteil von Methan am Biogas schwankt zwischen 59,4% bis 68,2% auf Grund der unterschiedlichen Zusammensetzung. Die Anteile von Methan (CH₄) und Kohlendioxid (CO₂) am Biogas zeigt Bild 3. Daraus ist die Abhängigkeit der Anteile an CH₄ von den Proteinanteilen ersichtlich. Dabei gilt grundsätzlich, dass der Methangehalt umso höher ist, je höher der Proteingehalt des Substrates. Man kann

dies in Tabelle 2 am Vergleich der Substrate Nr. 2 und Nr. 4. Sieht man das bisherige Ergebnis nur aus dem Blickwinkel der Energieerzeugung, weist das Substrat 2 mit 3000m³ Methan/d den besten Ertrag aus und ist auch noch gut verträglich für die Biologie.

Neben dem erwünschten Biogas wird die Kläranlage aber auch mit einer zusätzlichen Stickstofffracht belastet, die sich in einer Erhöhung der Ablaufwerte der Kläranlage auswirken kann. Sofern die vorhandenen Kapazitäten zur Stickstoffelimination nicht ausreichen, müssen diese nachgerüstet werden oder die Zugabe von Co- Substraten ist so begrenzen, dass die vorhandene verfügbare Kapazität ausreicht. Für unser Beispiel sind in der Tabelle 3 die erwarteten Stickstoffbelastungen des Zentratwassers angegeben.

Tabelle 3: Stickstoffbilanz für die Co- Substrate der Tabelle 1

Bezeichnung		Stickstoff
Substratart	Nr.	gesamt
		mg/l
Klärschlamm	1	683
Biertreber	2	1200
Schlachtabfälle	3	1282
Fischabfälle	4	1687
Entfettete Speisereste	5	1125
Rückstände Hefeproduktion	6	538

Unter der Vorgabe nicht nachzurüsten, muss man die für das Substrat „Klärschlamm“ zur Verfügung stehende Stickstoffmenge bei Vollauslastung nach Planung einhalten. Das ergibt die in der Tabelle 4 angegebenen Co- Substratmengen mit den zugehörigen Biogas- bzw. Methanerträgen.

Tabelle 4: Gaserträge bei Einhaltung der freien Faulraum- und Stickstoffeliminationskapazität

Bezeichnung	Bild	Biogas	Methan	Mengenanteil
Substratart	Nr.		Co- Substrat	Co- Substrat
		m³/d	m³/d	%
Klärschlamm	1	2051	1263	100
Biertreber	2	2532	1504	21
Schlachtabfälle	3	2176	1392	19
Fischabfälle	4	2052	1400	12
Entfettete Speisereste	5	2175	1404	24
Rückstände Hefeproduktion	6	1641	1016	0

Die unter der Bedingung „keine Nachrüstung“ nutzbaren Co- Substratmengen von den möglichen Co- Substraten Nr. 2 bis 5 ergeben die Nr. 2 und 5 die höchsten Energieerträge.

Die Mengenzugabe liegt deutlich unter dem möglichen Potential des Faulturms. Es wird deutlich, dass die Stickstoffelemination die Grenzbedingung für die Mengenzugabe bei der Co- Fermentation darstellt. Dabei sind solche Substrate von Vorteil, die einen niedrigen Proteingehalt aufweisen.

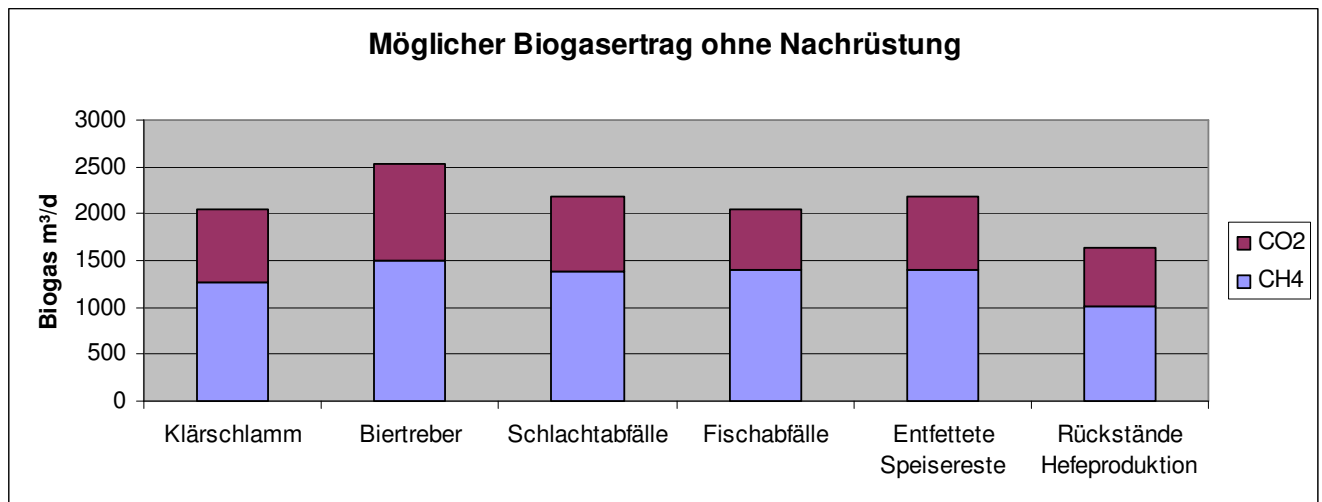


Bild 3: Anteile von Methan und Kohlendioxid am Biogas als Funktion der Co-Substrate.

Der Vollständigkeit halber sei noch darauf hingewiesen, dass der Einsatz von Abfällen auf Kläranlagen dem Abfallrecht unterliegt. Deshalb muss die Entsorgung des Klärschlammes von Kläranlagen, die Abfälle als Co- Substrate einsetzen, in der Regel auf thermischem Weg erfolgen. Das ist kein Nachteil, da der Klärschlamm aus verfahrenstechnischer Sicht die Senke der im Abwasser enthaltenen Stoffe darstellt und der durch thermische Verwertung z.B. in Kohlekraftwerken behandelt werden soll. Außerdem muss nachgewiesen werden, dass

- die Lagerung der Abfälle in geschlossenen Annahmespeicher, getrennt nach Abfall-schlüsselnummern erfolgt,
- das Faulraumvolumen unter den neuen Randbedingungen ausreicht,
- das vorhandene Gassystem auf die vergrößerten Gasmengen angepasst wird,
- sich die Emissionen im Kläranlagenablauf nicht erhöhen,
- der Klärschlamm thermisch verwertet wird und

- insbesondere die bei der Stromerzeugung anfallende Wärme genutzt wird.

Zu Beginn der Bearbeitung stand die Frage, welche Belastungen der Faulturn durch die Zugabe von organischen Stoffen ohne Umstellung der Betriebsführung verkraften kann. Die Beurteilung der Faulraumbiologie infolge der Zugabe von biogenen Reststoffen stand deshalb im Zentrum der Untersuchung. Als Ergebnis kann festgehalten werden, dass in der Regel

- wegen der hohen Proteingehalte die Stickstoffelimination maßgebend für die Einsatzmengen von Bioabfall sind,
- in der Regel Abfälle mit niedrigem Proteingehalt vorteilhafter sind,
- in besonderem Maße auf Stoffe zu achten ist, die Hemmungen in der Biologie auslösen und
- es zwingend erforderlich ist, im Einzelfall die Eignung von Substraten zu untersuchen, weil deren Zusammensetzung große Schwankungen aufweisen kann und keiner Normung unterliegt.

Literatur

[1] Kottmair A., Finsterwalder K; Ausgewogen Füttern, Biogasjournal 2005 Nr. 1; Forschung und Praxis.

Wie kann der Faulungsprozess zuverlässig gesteuert werden?

Steffen Wiegand

AWITE Bioenergie GmbH
Langenbach

Beim anaeroben Abbau organischer Masse entsteht bekanntlich Biogas, welches aus 50-70 % Methan, 30-50 % Kohlendioxid sowie Spuren von beispielsweise Schwefelwasserstoff, Wasserstoff und Ammoniak besteht. Die Zusammensetzung des Biogases ist sowohl abhängig von den Substraten wie auch vom Prozesszustand.

Die theoretische Gaszusammensetzung kann anhand des Einsatzmaterials überschlägig nach der Formel von Buswell bestimmt werden. In der Praxis gibt es hierzu jedoch mehr oder minder starke Abweichungen.

Über die regelmäßige und zeitnahe Bestimmung der Gaszusammensetzung und die Schwankungen in der Zusammensetzung kann man somit zum Einen Rückschlüsse auf die Vitalität der Mikroflora ziehen und den Prozess entsprechend regeln. Zum Anderen kann die Gasnachbereitung hinsichtlich der anwendungsspezifischen Anforderungen optimiert werden. An den beiden im folgenden aufgeführten Beispielen sollen die Möglichkeiten angedeutet werden, die sich anhand der Kenntnis der Biogaszusammensetzung ergeben.

Anwendungsbeispiel 1: Mikrobiologische Entschwefelung

Die Nutzungsmöglichkeiten für Biogas haben sich in den letzten Jahren über die einfache Verbrennung bis hin zu hoch sensiblen Anwendungen wie die Brennstoffzelle oder die Einspeisung in ein Erdgasnetz entwickelt. Damit wurden auch die Anforderungen an die Biogasqualität und deren Überwachung erhöht. Für die Verwertung des Biogases ist in jedem Fall neben dem über den Methangehalt definierten Energiegehalt das Spurengas Schwefelwasserstoff (H_2S) von Interesse.

Beispielsweise lassen sich Korrosionserscheinungen durch Bildung von Schwefelsäure bzw. schwefliger Säure, eine schnellere Versäuerung des Motoröls oder mikrobiologische Hemmungen des Abbauprozesses auf einen überhöhten H_2S -Gehalt zurückführen. Für Brennstoffzellen ist Schwefelwasserstoff schon bei wenigen ppm ein K.O.-Kriterium. Die weitgehende Entschwefelung des Biogases ist also sowohl aus materialtechnischen als auch mikrobiologischen Gründen zwingend notwendig.

Alternativ oder als Vorstufe zu den chemisch physikalischen Verfahren, wie der Sulfid-Fällung über Zusatz von Eisenchlorid oder Eisensulfat und der Aktivkohleentschwefelung, steht die mikrobiologische Entschwefelung zur Verfügung. Diese kann sowohl direkt im Gasraum des Fermenters oder in einem gesonderten Bereich durchgeführt werden.

Die Entschwefelung im Gasraum des Fermenters ist das am weitesten verbreitete Verfahren in landwirtschaftlichen Biogasanlagen, da es ohne großen zusätzlichen Aufwand durchgeführt werden kann. Das Einblasen von Luft in den Gasraum ermöglicht Schwefelbakterien, den Schwefelwasserstoff zu elementarem Schwefel zu oxidieren. Hierzu benötigen diese neben Sauerstoff genügend Wachstumsfläche im Gasraum. Die Entschwefelungsleistung ist von den Parametern Sauerstoffkonzentration, Oberfläche und Verweilzeit abhängig.

Luftmangel oder -überschuss führen bei dieser Prozessführung zu erheblichen Problemen, wie z. B. der Bildung von Sulfat und damit Korrosion oder einer unbefriedigenden Entschwefelungsleistung. Zusätzlich spielt der sicherheitstechnische Aspekt eine Rolle. Wenn keine Rückinformationen über den aktuellen Sauerstoffgehalt im Biogas vorliegen, kann bei einem Einbruch der Gasbildungsrate eine übermäßige Luftbeimischung stattfinden.

Eine Optimierung der Entschwefelung im Gasraum lässt sich durch Einblasen eines definierten Luftvolumenstroms erzielen. Mit einem Inline/Online-Gasanalysengerät kann hierbei die Zusammensetzung des Biogases bestimmt werden. In Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt des Biogases können so mittels PID-Regler je nach Aufbau der Anlage mehrere Schaltventile und Verdichter angesteuert und so die Dosierung der einzublasenden Luftmenge für die verschiedenen Anwendungsorte (z.B. einzelne Fermenter) reguliert werden.



Abbildung 1 zeigt beispielhaft den Aufbau mit Online-Gasanalyse-System, Verdichter und Schaltventilen. Mit dieser Anordnung kann direkt über den Sauerstoffgehalt des Biogases dem Sauerstoffverbrauch der entschwefelnden Mikroorganismen und dem aktuellen Gasanfall Rechnung getragen werden.

Bei Anlagen mit Schwefelwasserstoffkonzentration von etwa 2 000 ppm konnte im Langzeitbetrieb durch das kontrollierte Einblasen von Luft in den Gasraum des Fermenters die Konzentrationen unter 200 ppm gehalten und somit Entschwefelungsraten von rund 95 % erreicht werden!

Anwendungsbeispiel 2: Prozessregelung mit Hilfe der Wasserstoffkonzentration

Die komplexen Stufen des anaeroben Abbaus sind hochsensibel und reagieren auf Unterschiede bei der Temperaturführung, der Substratzusammensetzung und –menge, der Durchmischung und vieler anderer Parameter. Die beteiligten Bakterienstämme bauen ein hocheffizientes symbiotisches System auf, an deren Spitze die methanogenen Bakterien größtenteils aus Wasserstoff, Kohlendioxid und Essigsäure Methan produzieren. Bei Störungen des Gesamtsystems dauert die Erholungsphase gerade von den so wichtigen acetogenen Bakterien am längsten. Dadurch sind die Folgen einer Prozessstörung oftmals ein Anstieg der kurzzeitigen

Fettsäuren und damit verbunden ein Abfallen des pH-Wertes. Durch das Abfallen des pH-Wertes und der Veränderung des Lösungsgleichgewichtes treten weitere Störungen auf und die Gaszusammensetzung ändert sich gravierend hinsichtlich des Verhältnisses von Methan und Kohlendioxid. Ein zu spätes Einleiten von Gegenmaßnahmen führt letztendlich zu einer extremen Übersäuerung der gesamten Biogasanlage und bedingt teilweise den gesamten Austausch des Fermenterinhalt. Neben dem Ausfall an Gaserträgen kommen somit Entsorgungskosten des versäuerten Materials hinzu. Zwar kann die regelmäßige Messung des pH-Wertes wertvolle Hilfe sein, diesem Zustand schon frühzeitig entgegen zu wirken. Hierzu müssen die pH-Sonden jedoch regelmäßig gereinigt und kalibriert werden. Zudem muss erwähnt werden, dass der pH-Wert erst nachvollziehbar absinkt, wenn die Überlastung bereits einen gewissen Zeitraum bestand, insbesondere wenn das System gut abgepuffert ist.

Lange bevor der pH-Wert abfällt, kann man ein Problem der Wechselbeziehungen der beteiligten Mikroorganismen jedoch bereits daran erkennen, dass die Wasserstoffkonsumenten (Methanbakterien) den von den Wasserstoffproduzenten (acetogene Bakterien) gebildeten Wasserstoff nicht mehr abreagieren. Somit kann man eine Änderung der Wasserstoffkonzentration messen.

Die Veränderung der Gaszusammensetzung des Biogases stellt somit ein rasches und zuverlässiges Instrument der Prozessüberwachung dar und bietet zudem die Möglichkeit, den Prozess auch zu steuern. Entsprechende Programme und Visualisierungen stehen zur Verfügung. Gasanalyssysteme bieten gegenüber den Kontrollmöglichkeiten in der relativ aggressiven flüssigen Phase den Vorteil, dass sie günstig, wartungsarm und schnell sind.

Zusammenfassung

Die Überwachung von technisch komplexen Anlagen ist mittlerweile in annähernd allen Industriebereichen selbstverständlich und sollte noch mal mehr in biotechnologischen Anlagen, welches eine Biogasanlage letztendlich ist, berücksichtigt werden. Die Messung der Gasphase von Biogasanlagen kann bei der Gasaufbereitung sowie der Prozesssteuerung wesentliche Hinweise geben und in die Regeltechnik implementiert werden. Die Kosten liegen im Normalfall im Bereich von unter einem Prozent der Investitionskosten der Gesamtanlage.

Die mikrobiologische Entschwefelung von Biogas mittels Sauerstoff ist Stand der Technik, bleibt aber ein systembedingtes Verweilzeit/Oberflächen-Problem. Das Verfahren der geregelten Luftzufuhr über die Messung des Restsauerstoffgehaltes optimiert die Randbedingungen für die mikrobiologische Entschwefelung und erhöht damit die Prozessstabilität.

Die zeitnahe Überwachung des Anlagenbetriebes und die Automatisierung von Arbeitsschritten sind essenziell für einen störungsarmen Vergärungsverlauf. Der so erzielbare hohe Anlagenwirkungsgrad belegt die Wirtschaftlichkeit derartiger Investitionen.

Welche Chancen bietet die Kofermentation nicht ausgefauter Abwasserschlämme?

Johann Buchmeier

Klärwerk Stadt Straubing

