

Hinweise zu tiefen Belebungsbecken *)

Arbeitsbericht des ATV-Fachausschusses 2.6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“

Mitglieder des ATV-Fachausschusses 2.6 „Aerobe biologische Abwasserreinigungsverfahren“ sind:

- Prof. Dr.-Ing. Kayser, Braunschweig (Obmann)
- Dr.-Ing. Bever, Oberhausen
- Dr.-Ing. Boll, Hannover
- Prof. Dr.-Ing. von der Emde, Wien/Österreich
- Prof. Dr.-Ing. Gujer, Dübendorf/Schweiz
- Prof. Dr. Huber, Freising
- Prof. Dr.-Ing. E. h. Imhoff, Essen
- Prof. Dr.-Ing. Krauth, Stuttgart
- Dr. Lemke, Leverkusen
- Frau Dr. Lemmer, München
- Prof. Dr.-Ing. Matsché, Wien/Österreich
- Dipl.-Ing. Peter-Fröhlich, Berlin
- Prof. Dr.-Ing. Rosenwinkel, Hannover
- Dipl.-Ing. Schleypen, München
- Dr.-Ing. Teichgräber, Essen
- Dr. Zibinski, Offenbach/Main
- Dipl.-Ing. Ziess, Haan-Gruiten

1. Einführung

Die neuen gesetzlichen Anforderungen an die Abwasserreinigung machen in den meisten Fällen eine wesentliche Erweiterung bestehender Kläranlagen erforderlich. Dies betrifft sowohl die Belebungs- als auch die Nachklärbecken. Bei den Nachklärbecken ist mit der Anpassung an die neuen Anforderungen in der Regel auch eine Vergrößerung der Oberfläche und damit des erforderlichen Platzbedarfes verbunden. Bei den Belebungsbecken kann die Volumsvergrößerung auch durch eine Erhöhung der Beckentiefe bei gleichbleibender Oberfläche erzielt werden. Da in der Regel der zur Verfügung stehende Platz auf vorhandenen Kläranlagenstandorten begrenzt ist, wird in der Zukunft vermehrt mit tiefen Belebungsbecken gearbeitet werden müssen.

Durch die Erhöhung der Wassertiefe in Belebungsbecken sind entscheidende Auswirkungen auf den Betrieb von Belebungsanlagen zu erwarten.

- Eine Erhöhung der Luftausnutzung führt zu einem Anstieg des Partialdruckes von CO₂. Dadurch kann der pH-Wert im belebten Schlamm sinken.
- Eine Verringerung des pH-Wertes kann insbesondere bei Wässern mit geringer Pufferkapazität zu einer Beeinträchtigung der Nitrifikation und damit indirekt zu einer Verschlechterung der Reinigungsleistung führen.
- Die Erhöhung des CO₂-Partialdruckes und die Verminderung des pH-Wertes beeinflussen das Kalk/Kohlensäuregleichgewicht des Systems und können auf der einen Seite zu einer Destabilisierung von Belebtschlammflocken bei niedrigerem pH-Wert (Flockenzerfall) und auf der anderen Seite zu einer Korrosion von Beton durch Angriff auf den Kalkanteil im Beton führen.
- Die Erhöhung des hydrostatischen Druckes bewirkt eine Erhöhung der Löslichkeit der eingebrachten Luft im Abwasser. Bei Verminderung des hydrostatischen Druckes, wie er z. B. im weniger tiefen Nachklärbecken auftritt, kommt es zu

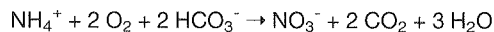
einer Bildung von Gasbläschen im belebten Schlamm, die ähnlich der Entspannungsflotation zu einem Auftreiben von Schlamm führen kann.

2. Bildung von Kohlendioxid bei der Abwasserreinigung

Bei der aeroben biologischen Abwasserreinigung werden die organischen Kohlenstoffverbindungen mit Hilfe von Bakterien zum Teil zu CO₂ veratmet und zum anderen Teil für den Aufbau neuer Biomasse verwendet. Der Anteil des vollständig oxidierten CSB liegt beim Belebungsverfahren je nach Belastungsverhältnissen zwischen 50 und 70%. Die wesentlichen Einflußgrößen sind das Schlammalter und der Anteil des gelösten CSB. Eine Zunahme des Schlammalters bewirkt eine höhere Veratmung des CSB und damit eine Verringerung des Überschussschlammmanfalles. In die selbe Richtung wirkt auch eine Erhöhung des gelösten CSB-Anteils.

Je nach dem pH-Wert der Lösung liegt das gebildete CO₂ als freie Kohlensäure bzw. chemisch gebunden als Hydrogencarbonat vor. Ein großer Teil des gelösten CO₂ wird durch die Belüftung ausgasstript und verläßt das System über die Gasphase. Maßgebend dafür ist das HENRY'sche Gesetz.

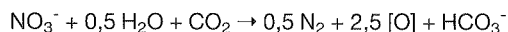
Neben dem Abbau von Kohlenstoffverbindungen hat auch die Nitrifikation und Denitrifikation einen Einfluß auf die CO₂-Verhältnisse im Belebungsbecken. Eine vereinfachte Reaktionsgleichung für die Nitrifikation legt die Verhältnisse dar:



In dieser Gleichung nicht berücksichtigt ist die vergleichsweise geringe Masse an CO₂, die für die Wachstumsvorgänge der nitrifizierenden Bakterien benötigt wird.

Die Nitrifikation bewirkt zwar keine biologische CO₂-Produktion aufgrund von Stoffwechselfvorgängen, es wird jedoch das CO₂/HCO₃⁻-Gleichgewicht verändert, wodurch einerseits Hydrogencarbonat verschwindet und andererseits CO₂ entsteht. Somit wirkt die Nitrifikation in doppelter Weise auf den pH-Wert.

Auch die Denitrifikation hat einen Einfluß auf die CO₂-Verhältnisse im Belebungsbecken. Bei Abwesenheit von Sauerstoff kann Nitrat als Elektronenacceptor anstelle von O₂ verwendet werden. Die Reaktion läuft vereinfacht nach folgender Beziehung ab:



Bei der Denitrifikation wird also in gleichem Maße CO₂ produziert wie bei der Veratmung von Sauerstoff, nur wird nicht Sauerstoff verbraucht sondern Nitrat. Daneben wird zusätzlich pro Mol denitrifiziertem Nitrat ein Mol Hydrogencarbonat gebildet. Das bei der Nitrifikation verbrauchte Hydrogencarbonat kann bei der Denitrifikation bis zu 50% regeneriert werden.

3. Chemisch/physikalische Reaktionen des anorganischen Kohlenstoffs

CO₂ ist im Wasser gut löslich. Die Verteilung zwischen Gas- und Flüssigphase ist abhängig von der Temperatur und dem Partialdruck. Bei gegebener Temperatur wird die Löslichkeit in Wasser durch das HENRY'sche Gesetz beschrieben

$$c_i = K_H \cdot p_i$$

c_i Konzentration des Gases (i) in Wasser in mol/m³

p_i Partialdruck des Gases (i) in der Gasphase in bar

K_H HENRY-Konstante in mol/(m³bar)

In Abbildung 1 ist die Temperaturabhängigkeit der HENRY-Konstante für die Löslichkeit von Kohlendioxid in Wasser dargestellt.

*) Anregungen zum nachfolgenden Arbeitsbericht sind erwünscht. Richten sie diese bitte an die ATV-Hauptgeschäftsstelle, Theodor-Heuss-Allee 17, 53773 Hennef

KH in mmol/(l.bar)

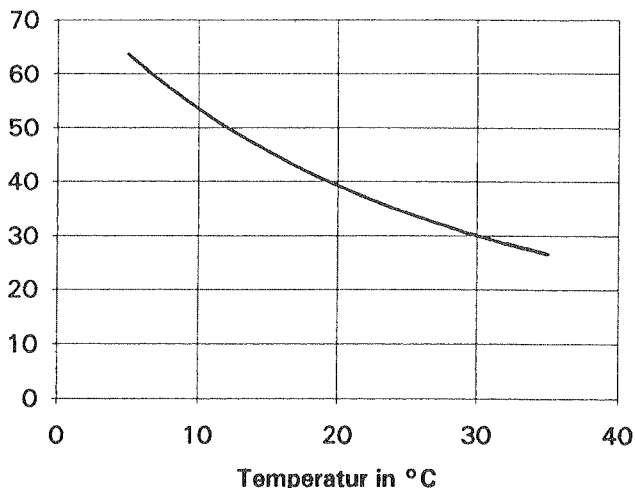
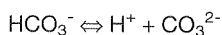
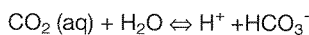


Abb. 1.: Temperaturabhängigkeit der HENRY Konstante für Kohlendioxid

Auf eine Luftblase im unteren Bereich des Belebungsbeckens wirkt ein höherer Druck (hydrostatischer Druck) als im oberen Bereich. Bei einem vordurchmischten Belebungsbecken kann angenommen werden, daß im gesamten Becken eine annähernd gleiche CO₂-Konzentration herrscht. Für eine Berechnung muß daher mit einem mittleren hydrostatischen Druck auf die Luftblasen gerechnet werden. Über die Messungen bei der Sauerstoffzufuhr, bei der die gleichen Gesetzmäßigkeiten maßgeblich sind, weiß man, daß dieser bei tiefen Belebungsbecken etwa einem Drittel bis der Hälfte der Einblastiefe entspricht.

Kohlendioxid wirkt im Wasser als schwache, zweibasige Säure und dissoziiert in zwei Schritten:



Die dazugehörigen Gleichgewichtskonstanten lauten:

$$K_1 = \frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_2]}$$

$$K_2 = \frac{[\text{H}^+] \cdot [\text{CO}_3^{2-}]}{[\text{HCO}_3^-]}$$

Von Bedeutung für die Verhältnisse im Belebungsbecken ist vor allem die erste Dissoziationsstufe der Kohlensäure und die Bildung von HCO₃⁻. Dieses wird bei der Betrachtung von pH-abhängigen Vorgängen als Säurekapazität bis pH 4,3 (SK_{4,3}) angegeben.

Da in der Regel in Belebungsanlagen das CO₂/HCO₃⁻-Gleichgewicht das wichtigste Puffersystem im Belebungsbecken ist, kann bei bekannter CO₂ und HCO₃⁻-Konzentration der pH-Wert berechnet werden, der nach Umwandlung der Gleichung für die erste Dissoziationsstufe folgendermaßen lautet:

$$\text{pH} = \text{p}K_1 + \lg \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_2]}$$

Die Konzentration von HCO₃⁻ läßt sich mit Hilfe der Säurekapazität bestimmen. Die Konzentration von CO₂ ist über die Gleichgewichte Gas/Flüssig aus dem CO₂-Gehalt der Belüftungsluft und damit aus dem Ausnutzungsgrad des Sauerstoffs zu berechnen. Der Einfluß der Sauerstoffausnutzung und der Wassertiefe müssen gemeinsam betrachtet werden. Die spezifische Sauerstoffausnutzung in Gramm O₂/m³ Luft und Meter Einblastiefe ist primär vom Belüftungssystem abhängig. Die Abhängigkeit von der Einblastiefe ist innerhalb gewisser Grenzen gering. Be-

trachtet man die gesamte Masse an Sauerstoff, die in ein Belebungsbecken eingetragen wird, so ist diese für ein bestimmtes Belüftungssystem bei gleicher Luftmenge und Beckenvolumen näherungsweise direkt proportional der Einblastiefe; d. h., je größer die Einblastiefe, desto geringer die Sauerstoffkonzentration und desto höher die CO₂-Konzentration in der Abluft (unabhängig vom Belüftungssystem).

Abbildung 2 zeigt beispielhaft den Einfluß der Einblastiefe auf die erforderliche Luftmenge bei gleichem Sauerstoffverbrauch an einer Großanlage.

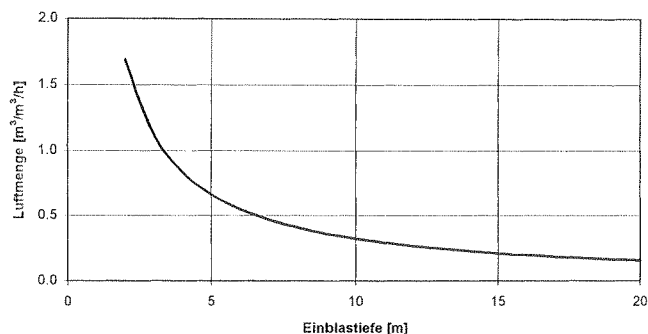


Abb. 2.: Erforderliche Luftmenge in Abhängigkeit von Einblastiefe bei gleichem Sauerstoffverbrauch und Beckenvolumen (beispielhaft für eine Großanlage [1])

Der größte Teil des produzierten CO₂ wird über die Abluft aus dem Belebungsbecken entfernt. Daraus folgt, daß bei größerer durchgesetzter Luftmenge mehr CO₂ entfernt werden kann bzw. die CO₂-Konzentration in der Abluft und aufgrund des HENRY'schen Gesetzes auch im Belebungsbecken geringer ist. In Abbildung 3 ist der funktionelle Zusammenhang zwischen Einblastiefe und gelöstem CO₂ dargestellt.

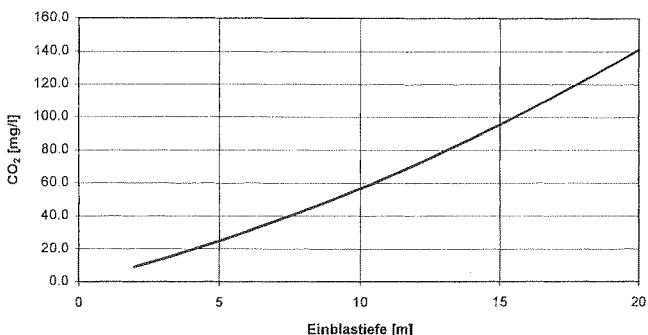


Abb. 3.: Konzentration an gelöstem CO₂ in Abhängigkeit von der Einblastiefe (beispielhaft für eine Großanlage [1])

Die unterschiedlichen CO₂-Konzentrationen, die sich aufgrund der unterschiedlichen Einblastiefe und damit dem unterschiedlichen Grad der Luftausnutzung ergeben, beeinflussen den pH-Wert im Belebungsbecken. Die Säurekapazität (HCO₃⁻) ist von der Wassertiefe unabhängig. Sie ist nur abhängig von der Abwasserzusammensetzung und den biologischen Prozessen im Belebungsbecken. In Abbildung 4 ist der pH-Wert in Abhängigkeit von der Einblastiefe dargestellt. Dabei sind fünf Fälle mit unterschiedlicher Säurekapazität, die für biologisch gereinigtes Abwasser typisch sind, aufgetragen.

Die dargestellten Daten beziehen sich auf Luftmengen, mit denen die Einhaltung eines Sauerstoffgehaltes von ca. 2 mg/l ermöglicht wird. Bei Erhöhung der Luftmenge steigt der O₂-Gehalt und auch der CO₂-Austrag aus dem Becken. Da die erforderliche Luftmenge jedoch überproportional ansteigt, ist ein CO₂-Austrag über eine erhöhte Luftmenge nicht wirtschaftlich.

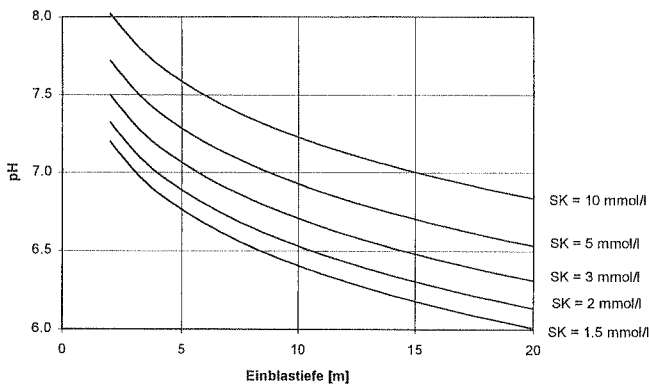


Abb. 4.: pH-Wert in Abhängigkeit von der Einblastiefe für Abwasser mit unterschiedlicher Säurekapazität (Sauerstoffausnutzung ca. 7 g O₂ / (m³ Luft · m Einblastiefe), aus [1].

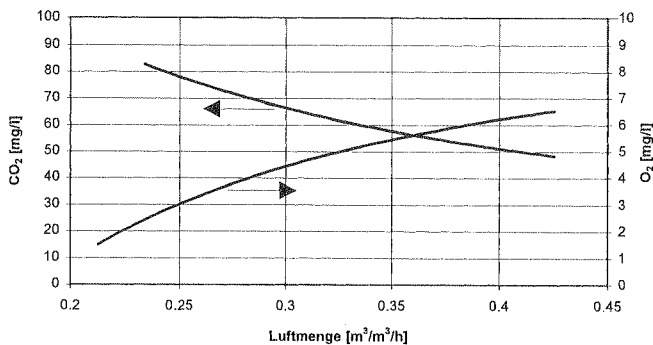
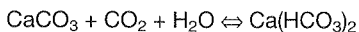


Abb. 5.: Sauerstoff- und CO₂-Gehalt in Abhängigkeit von der Luftmenge (beispielhaft für eine Großanlage [1])

Ähnliche Ergebnisse bezüglich der pH-Verhältnisse im Belebungsbecken von nitrifizierenden Anlagen mit unterschiedlicher Sauerstoffausnutzung der Belüftungsluft wurden von SCHWAGER und GUJER ermittelt [2]. Dabei wurde bei Erhöhung der Sauerstoffausnutzung um den Faktor 2, was einer Verdoppelung der Einblastiefe entspricht, eine Absenkung des pH-Wertes um ca. 0,3 errechnet. Eine Erhöhung der Wassertiefe mit der gleichzeitigen Einführung eines effektiveren Belüftungssystems kann den pH-Effekt noch weiter erhöhen, so daß es zur Beeinträchtigung der Nitrifikation infolge Hemmung bei zu niedrigem pH-Wert kommen kann.

Die im Abwasser vorhandene Alkalität wird durch den Grad der Nitrifikation bzw. Denitrifikation und von Fällungschemikalien beeinflusst (siehe Berechnung nach Arbeitsblatt A 131). Bei hohem Stickstoffgehalt und niedriger Säurekapazität kann es zu einer kritischen Erniedrigung der Restalkalität kommen. Sinkt die Restalkalität unter 1,5 mmol/l (= 4,2 dH), muß mit einem korrodierenden Angriff auf Beton gerechnet werden. In einem solchen Fall kann CaCO₃ aus Beton nach folgender Reaktion zur Abdeckung des Alkalitätsdefizits herangezogen werden:



Eine Erhöhung des CO₂-Gehaltes in Wasser bewirkt eine Beschleunigung der Reaktion und wird als lösender Angriff durch kalkaggressive Kohlensäure bezeichnet, die zu einem flächigen Abtrag des Betons führt. Eine solche Abtragung der Betonoberfläche wird häufig in Belebungsbecken bei Abwasser geringer Säurekapazität und Nitrifikation beobachtet und wird durch die Erhöhung der Beckentiefe noch verstärkt.

Eine Verhinderung eines derartigen flächenhaften Betonabtrages kann nur durch entsprechenden Schutz des Betons durch Beschichtung erfolgen. Eine weitere Möglichkeit zur Verringerung der Korrosionswirkung einerseits und der pH-Absenkung durch

tiefe Becken mit hoher Sauerstoffausnutzung andererseits kann durch die Zugabe von Kalk oder anderen Neutralisationsmitteln erreicht werden. Bei nur zeitweiliger Erfordernis einer Neutralisation wird Natronlauge empfohlen. Bei der Verwendung von Kalkmilch ist auf Verstopfungen der Dosierleitungen und auf die Bildung von Ablagerungen zu achten. Es sollte jedoch geprüft werden, ob es nicht günstiger ist, die Luftzufuhr zu erhöhen, um die Stripprwirkung zu verbessern.

4. Probleme mit der Nachklärung

Bei Anwendung von tiefen Belebungsbecken ist neben der erhöhten Löslichkeit von CO₂ auch der Anteil an gelöstem Stickstoff entsprechend dem HENRY'schen Gesetz erhöht. Die Einbringung eines solchen mit Stickstoff angereicherten Abwassers in ein Nachklärbecken von konventioneller Tiefe kann zur Ausbildung von feinen Stickstoffbläschen und zur Flotation von Schlamm und damit zur vermehrten Bildung von Schwimmschlamm in der Nachklärung führen. Die Bildung von gasförmigem Stickstoff im Nachklärbecken kann zusätzlich noch durch Denitrifikationsvorgänge verstärkt werden, worauf von GUJER bereits hingewiesen wurde [3].

Bei sehr tiefen Belebungsbecken könnte es sich daher anbieten, anstelle konventioneller Nachklärbecken eine Entspannungsflotation einzusetzen. In Berlin wurde dies mit einer Versuchsanlage im halbertechnischen Maßstab erprobt [4].

Die Problematik der übermäßigen Flotation ist aus der Deep-Shaft- sowie aus dem Bereich der Hochreaktortechnologie seit längerem bekannt [5]. Im Bereich konventioneller Belebungsanlagen ist diese Problematik zuerst nur in Japan aufgrund beengter Platzverhältnisse aktuell geworden. Dort ist diesem Phänomen der Flotation in den 70er Jahren teilweise nachgegangen worden [6]. Eine theoretische oder rechnerische Herleitung des Problems bzw. eine quantitative Beschreibung fand nicht statt. Das Problem wurde durch Entgasungsbecken gelöst.

Auf der Kläranlage Frankfurt-Niederrath existieren 8 m tiefe Belebungsbecken; dort sind keine Probleme mit einer übermäßigen Flotation im Nachklärbecken aufgetreten. Dieser wurde offensichtlich erfolgreich durch ein Entgasungsbecken mit Rührwerk vorgebeugt. Ebenfalls weitgehend problemlos funktioniert die Belebungsanlage in Paris-Valenton. Dort wurde zur gezielten Ausstrippung überschüssigen Gases in den Endzonen der Belebungsbecken eine grobblasige Belüftung installiert und daran anschließend das Belebtschlamm/Abwasser-Gemisch über ein Wehr und eine Tauchwand geleitet.

Auf der Kläranlage New York North River Plant mit 10 m tiefen Belebungsbecken verhinderte der Abtrieb von Schwimmschlamm aus der Nachklärung den Aufbau einer ausreichenden Konzentration des belebten Schlammes. Das Problem konnte mittels eines speziellen Wehres mit 30 cm Überfallhöhe in Verbindung mit einer Reihe weiterer Maßnahmen (z. B. Drosselung der Belüftung) so weit gelöst werden, daß keine übermäßige Flotation mehr auftritt.

Bei Belebungsbecken mit einer Tiefe von mehr als 6 m können als konstruktive Maßnahmen zur Verringerung von Flotationseffekten in den Nachklärbecken empfohlen werden:

- Entgasungszonen oder -becken von 1 bis 2 m Tiefe mit grob- oder mittelblasiger Belüftung. Die Aufenthaltszeit bezogen auf den gesamten Volumenstrom (Q + Q_{RS}) sollte 5 bis 10 Minuten betragen. Ein Luftvolumenstrom von 1 bis 5 m³ Luft pro m³ Abwasser plus Rücklaufschlamm erscheint zweckmäßig. Durch eine Pfropfenströmung im Entgasungsbecken wird der Strippeffekt begünstigt.
- Ein Wehr mit spezieller Überfallkante zum Aufreißen des Wasserfilms oder besser eine Wehrkaskade.

- Zusätzlich ggf. eine Tauchwand mit einer Möglichkeit den sich davor ansammelnden Schaum abzuziehen.

Literatur

- [1] Kroiss, H., Svardahl, K. und Frey, W.:
CO₂-Problematik in den Klärtürmen der Kläranlage des Abwasserverbandes Schwachat. Bericht des Instituts für Wassergüte und Abfallwirtschaft der TU Wien, 1992
- [2] Gujer, W. Schwager, A.:
pH-Berechnung beim Belebtschlammverfahren und Auswirkung des pH-Wertes auf die Nitrifikation. VSA Verbandsbericht Nr. 348, 1987
- [3] Gujer, W.:
Denitrifikation in Nachklärbecken, VSA-Verbandsbericht, Nr. 346, 1987
- [4] Benoit, H., Peter-Fröhlich, A., Schmidt, V. und Schuster, C.:
Biologische Abwasserreinigung mit tiefen Belebungsbecken und Flotation. Berichte der ATV, Nr. 44, 1994, S. 947 - 967
- [5] Hesse, G.:
Das Deep-Shaft-Verfahren. Veröffentlichung des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover, Heft 59, 1985
- [6] Fukuda, H.:
Deep Aeration Tanks. 5th United Staates/Japan Conf. on Sewage Treatment Techn. April 1977, Tokio
- [7] City of New York:
North River Water Pollution control-Plant, WP-164, Flotation Sludge Study, Final Report prepared by Associated Engineers Greeley and Hansen, 1990.

Wichtige Hinweise für den Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen im Falle einer durch radioaktive Stoffe bedingten Notfallsituation

Arbeitsbericht der DVGW/BGW/ATV/FW-Kommission „Radioaktive Substanzen und Wasser“

Der DVGW/BGW/ATV/FW-Kommission „Radioaktive Substanzen und Wasser“ gehören folgende Mitglieder an bzw. haben beratend mitgewirkt:

Prof. Dr. C. J. Soeder, Jülich (federführend)
Prof. Dr. H. Haberer, Wiesbaden
Reg. Dir. K. Hübel, München
Dr. E. Joußen, Jülich
Dr. W. Kreisel, Wiesbaden
Dr. U. Loll, Darmstadt
Dr. V. Neitzel, Essen
E. Pilz
Dipl.-Phys. H. Rühle, Berlin
Dipl.-Ing. R. Schick
Dr. C. Schlett
RA P. Seeliger, Bonn
Dr. I. Stöber, Düsseldorf

Vorbemerkung

Nach Unfällen in kerntechnischen Anlagen können radioaktive Stoffe in die Atmosphäre gelangen und mit Niederschlägen weiträumig auf der Erdoberfläche verteilt werden. Wie die Erfahrungen nach dem Reaktorunfall in Tschernobyl (1986) gezeigt haben, kommt es nach einem solchen Ereignis zu einer Anreicherung von radioaktiven Stoffen in Klärschlamm und Klärschlamm-Asche. Dies kann besondere Schutzmaßnahmen erfordern, wie sie von der gemeinsamen DVGW/BGW/ATV/FW-Kommission „Radioaktive Substanzen und Wasser“ beraten und im Merkblatt ATV-M 267 „Radioaktivität in Abwasser und Klärschlamm“ dargelegt wurden.

Das Merkblatt ATV-M 267 behandelt außer technischen und organisatorischen Maßnahmen auch deren radiologische und rechtliche Grundlagen, ferner Gesichtspunkte des Arbeitsschutzes sowie der Umweltbelastung durch die Verbrennung radioaktiv belasteter Klärschlämme. Die vorliegenden Hinweise fassen die für die Praxis wichtigsten Aussagen des Merkblatts ATV-M 267 zusammen, um den Betreibern von Abwasserbehandlungsanlagen erforderlichenfalls eine Orientierungshilfe für Sofortmaßnahmen zu bieten.

Das Beiblatt zu diesen Hinweisen enthält die Adressen und Telefonnummern der amtlichen Stellen, die für die Überwachung der

Umweltradioaktivität zuständig sind. Die Adressenliste (DVGW-Wasserinformation 41 5/96) wird jährlich auf den neuesten Stand gebracht.

1 Rechtlicher Hintergrund

Über die zulässigen Konzentrationen radioaktiver Stoffe in kommunalem Abwasser und Klärschlamm gibt es keine rechtlichen Vorschriften, jedoch unterliegt beim Umgang mit radioaktiven Stoffen deren Abgabe mit dem Abwasser gemäß Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) strengen Begrenzungen. Die allgemeine Überwachung der Radioaktivität in Abwasser und Klärschlamm wird durch das Strahlenschutzvorsorge-Gesetz (StrVG) geregelt. Danach sind die Länder verpflichtet, Abwasser und Klärschlamm an ausgewählten Entnahmestellen regelmäßig auf radioaktive Stoffe zu untersuchen.

2 Ausbreitungsverhalten radioaktiver Stoffe

Beim bestimmungsgemäßen Umgang mit radioaktiven Stoffen (z. B. bei der Anwendung radioaktiver Stoffe in der Nuklearmedizin) sind auch zeitlich und örtlich begrenzte Direkteinträge ins Abwasser möglich. Die Auswirkungen auf Kläranlagen sind mit hochempfindlichen Meßverfahren nachweisbar, im allgemeinen aber ohne jede Bedeutung für die Strahlenexposition der Beschäftigten und der Bevölkerung.

Werden radioaktive Stoffe als Folge eines Störfalls oder Unfalls z. B. in einer kerntechnischen Anlage freigesetzt, so spielen für den Abwasserpfad im wesentlichen zwei Kontaminationsmöglichkeiten eine Rolle:

a) Großflächige Kontamination der Umwelt

Radioaktive Stoffe gelangen mit den staubförmigen oder nassen Niederschlägen auf Vegetation, Erdboden und versiegelte Flächen. Sie werden vor allem über oberflächlich ablaufendes Regenwasser in die Kläranlagen transportiert; bei der Abwasserreinigung reichern sie sich im Klärschlamm an.

b) Direkter Eintrag über den Wasserpfad

Der Eintrag radioaktiver Stoffe erfolgt unmittelbar in den Abwasserstrom und damit in die Kläranlagen.

3 Bedeutung der Kontamination mit radioaktiven Stoffen für den Betrieb von Abwasserbehandlungsanlagen

3.1 Abwasser

Eine unkontrollierte Freisetzung radioaktiver Stoffe kann die Umwelt mit Radionukliden belasten. Das Gefährdungspotential