

Betonerosion in Biologiebecken von Abwasserreinigungsanlagen

Erläuterungsbericht zum
cemsuisse-Merkblatt 01

Inhaltsverzeichnis

| | | |
|------------|--|-----------|
| 1 | Einleitung | 6 |
| 2 | Grundlagen | 7 |
| 2.1 | Abwasserreinigung und Verfahrenstechnik | 7 |
| 2.1.1 | Abwasserreinigungsanlage | 7 |
| 2.1.2 | Biologische Prozesse in einer Abwasserreinigungsanlage | 7 |
| 2.1.3 | Historische Entwicklung der Verfahrenstechnik | 8 |
| 2.1.4 | Verfahren der biologischen Abwasserreinigung | 9 |
| 2.1.5 | Verfahrenswahl | 10 |
| 2.2 | Chemischer und physikalischer Angriff auf Beton | 11 |
| 2.2.1 | Betonkorrosion und Betonerosion | 11 |
| 2.2.2 | Betonerosion in Biologiebecken | 12 |
| 2.2.3 | Expositionsklassen XA(CH) | 14 |
| 3 | Neue Erkenntnisse zur Betonerosion | 15 |
| 3.1 | Bestandsaufnahme in Schweizer Abwasserreinigungsanlagen | 15 |
| 3.1.1 | Allgemeines | 15 |
| 3.1.2 | Betonerosion in bestehenden Anlagen | 15 |
| 3.1.3 | Betonerosion und Nitrifikation/Denitrifikation | 15 |
| 3.1.4 | Einfluss der Wasserhärte | 16 |
| 3.1.5 | Einfluss des Verfahrens | 16 |
| 3.2 | Auslagerungsversuche in Abwasserreinigungsanlagen | 17 |
| 3.2.1 | Allgemeines | 17 |
| 3.2.2 | Qualitative Beurteilung der Betonerosion | 18 |
| 3.2.3 | Mikroskopische Untersuchung der Betonoberfläche | 19 |
| 4 | Folgerungen für die Praxis | 22 |
| 4.1 | Zusammenfassende Erkenntnisse zur Betonerosion | 22 |
| 4.1.1 | Häufigkeit und Ausmass der Betonerosion | 22 |
| 4.1.2 | Die Rolle der Mikroorganismen im Biofilm | 22 |
| 4.1.3 | Puffer- und Schutzwirkung von Bicarbonat und Calcit | 23 |
| 4.2 | Einflüsse auf die Betonerosion in der Praxis | 23 |
| 4.3 | Abschätzung des Risikos für Betonerosion | 23 |
| 4.4 | Mögliche Massnahmen bei Planung, Bau und Betrieb | 24 |
| 4.4.1 | Verfahren: Nitrifikation mit Denitrifikation kombinieren | 24 |
| 4.4.2 | Zement und Beton: durch geeignete Planung den Widerstand erhöhen | 24 |
| 4.4.3 | Optimierungen im Betrieb | 24 |
| 4.4.4 | Konstruktive Massnahmen bei stark belasteten ARA | 24 |
| 4.4.5 | Weiterführende Untersuchungen | 24 |
| 4.5 | Information des Bauherrn durch den Planer | 25 |
| 5 | Literatur | 27 |

Impressum

Wichtiger Hinweis

Der vorliegende Erläuterungsbericht bezieht sich ausdrücklich auf das cemsuisse-Merkblatt MB 01 «Betonerosion in Biologiebecken von Abwasserreinigungsanlagen», Stand Juni 2010.

Die Autoren haben bei der Erstellung des Erläuterungsberichtes jede erforderliche Sorgfalt angewandt; dennoch können sie keine Haftung für allfällige inhaltliche Fehler des Berichtes übernehmen.

Autoren

Mitglieder der Projektgruppe ARA der cemsuisse waren Vertreter folgender Organisationen und Institutionen:

cemsuisse Verband der Schweizerischen Cementindustrie, Bern
Verband der Schweizerischen Abwasserfachleute VSA
EMPA Eidgenössische Materialprüfungs- und Forschungsanstalt

Bischof Stefan, dipl. Bau-Ing. ETH, Zürich, cemsuisse / Holcim (Schweiz) AG
Bühlmann Beat, dipl. Kult.-Ing. ETH, Bern, VSA/Ryser Ingenieure AG
Hangartner Werner, Klärwerkmeister, Bülach, VSA/ARA Bülach
Huggenberger Urs, dipl. Bau-Ing. HTL, Winterthur, VSA/Hunziker Betatech AG
Lunk Peter, Dr. sc. techn. ETH, Zürich (Vorsitz), cemsuisse / Holcim (Schweiz) AG
Leemann Andreas, Dr. sc. nat., Dübendorf, EMPA
Mühlethaler Urs, dipl. Bau-Ing. HTL, Beinwil, VSA/LPM AG
Piel Alex, dipl. Bau-Ing. FH, Wildegg, cemsuisse / Jura Cement AG
Strahm Kurt, Péry, cemsuisse / Ciments Vigier SA
Von Schulthess Reto, Dr. sc. nat. ETH, Luzern, VSA/Holinger AG
Widmer Heiner, Dr. phil. nat., Bern, cemsuisse

Gestaltung

Crafft Kommunikation, Zürich

Druck

Schneider Druck, Bern

Herausgeberin

Betonsuisse Marketing AG, Marktgasse 53, 3011 Bern, www.betonsuisse.ch

Verdankung

Die Herausgeberin dankt den Autoren und den Vertretern der mitwirkenden Organisationen und Institutionen für ihre tatkräftige Mitarbeit. Ein besonderer Dank gilt dabei den Herren Dr. Peter Lunk und Dr. Heiner Widmer. Ohne das ausserordentliche und der Thematik verpflichtete Engagement dieser beiden Herren wäre die Herausgabe des vorliegenden Berichtes nicht möglich gewesen.

Definitionen

ARA

Eine Kläranlage, in der Schweiz auch ARA (Abwasserreinigungsanlage) genannt, dient der Reinigung von Abwasser, das von der Kanalisation gesammelt und zu ihr transportiert wurde. Mehrzahl: ARA. Die normale Nutzungsdauer einer ARA beträgt in der Regel 30 Jahre.

Abtragrate

Betonschicht in mm / Jahr, die an der Oberfläche durch Erosion abgetragen wird.

Aerob

Im aeroben Belüftungsbecken können Kleinstlebewesen unter ständiger Luftzufuhr die im Abwasser noch enthaltenen biologischen Verunreinigungen abbauen. In diesem Verfahrensteil werden durch Mikroorganismen die organischen Stoffe des Abwassers abgebaut und anorganische Stoffe teilweise oxidiert. Hierzu wird Luft (Sauerstoff) hineingepumpt.

Anoxisch

Anoxisch (auch anoxysch) bedeutet, dass kein molekularer Sauerstoff gelöst vorliegt und Stickstoffoxide wie Nitrat oder Nitrit detektiert werden. Diese dienen als Oxidationsmittel (Elektronenempfänger), weshalb die Verhältnisse trotz fehlendem Sauerstoff noch oxidativ sind.

Betonkorrosion

Betonkorrosion ist eine Zerstörung des Werkstoffes Beton durch physikalische und chemische Reaktionen mit einem Medium.

Betonerosion

Kombinierter Angriff, bestehend aus einem lösenden, chemischen Angriff und einer zusätzlichen Verschleissbeanspruchung, der zu einem flächenhaften Abtrag der Betonoberfläche führen kann.

Biologiebecken

Raum, in dem je nach Verfügbarkeit des Sauerstoffs aerobe (oxidierende) oder anoxische (reduzierende) biochemische Prozesse ablaufen. Diese werden von einer Vielzahl von Mikroorganismen (vorwiegend Bakterien) bewerkstelligt.

Calcit-Schicht

Schicht aus Calcit (CaCO_3), die an der Betonoberfläche durch Ausfällung von gelöstem Calcium (Ca^{2+}) mit Bicarbonat (HCO_3^-) entsteht.

Denitrifikation

Prozess bei der biologischen Abwasserreinigung. Unter Denitrifikation versteht man die Umwandlung des im Nitrat (NO_3^-) gebundenen Stickstoffs zu molekularem Stickstoff (N_2) durch Mikroorganismen. Es handelt sich somit um eine Form der anaeroben Atmung, die auch als Nitratatmung bezeichnet wird.

Erosionsgrad

Mass für die Betonerosion.

Korrosion

Reaktion eines Werkstoffes mit seiner Umgebung, die eine messbare Veränderung des Werkstoffes bewirkt und zu einer Beeinträchtigung der Funktion eines Bauteils oder Systems führen kann.

Nitrifikation

Prozess bei der biologischen Abwasserreinigung. Als Nitrifikation bezeichnet man die bakterielle Oxidation von Ammoniak (NH_3) zu Nitrat (NO_3^-). Sie besteht aus zwei gekoppelten Teilprozessen: Im ersten Teil wird Ammoniak zu Nitrit oxidiert, das im zweiten Teilprozess zu Nitrat oxidiert wird. Beide Teilprozesse liefern für die beteiligten Organismen ausreichend Energie für Wachstum und andere Lebensvorgänge.

Definitionen

Opferschicht

Zusätzliche Betonschicht, welche an der Oberfläche erodiert und so planmässig dem lösenden Angriff «geopfert» wird.

pH-Wert

Negativer Logarithmus der Wasserstoffionen (Protonen) – Konzentration. Bei $\text{pH} = 7$ ist eine wässrige Lösung neutral (nicht sauer, nicht alkalisch). pH-Werte unter 7 zeigen einen Überschuss an freien Protonen an, was eine saure Lösung definiert.

Protonen (Chemie)

Unter einem Proton versteht man in der Chemie ein positiv geladenes Ion (Kation) des Wasserstoffs, H^+ . Im Fall einer Brønsted-Säure in einer wässrigen Lösung (H_2O) übernimmt das Wassermolekül als Protonenakzeptor das Proton der Säure, welche dabei das Elektron des Wasserstoffatoms/Protons behält. Es entsteht hierbei in wässrigen Lösungen immer das Oxoniumion: H_3O^+ , welches in der vorliegenden Publikation vereinfacht als Proton (H^+) bezeichnet wird. Die Stoffmengenkonzentration der H_3O^+ (resp. H^+)-Ionen ergibt auch den pH-Wert einer Lösung.

Pufferkapazität

In der Chemie ist die Pufferkapazität oder Pufferungskapazität die Menge einer starken Base (oder Säure), die durch eine Pufferlösung ohne wesentliche Änderung des pH-Wertes aufgenommen werden kann. Sie gibt an, wie viele Protonen (H^+) bzw. Hydroxidionen (OH^-) in einen Liter der Lösung zugegeben werden müssen, um deren pH-Wert um eine Einheit abzusenken bzw. zu erhöhen. Die Einheit der Pufferkapazität ist Mol pro Liter.

Saurer Angriff, lösender Angriff

Schädigungsmechanismus, bei dem saures Wasser auf Beton, Putz oder Mörtel einwirkt. Auch der lösende Angriff auf Beton wird unter dem Oberbegriff «chemischer Angriff» zusammengefasst.

Verfahrenstechnik/Verfahrensart

Die Verfahrenstechnik einer Anlage entscheidet darüber, welche Bioprozesse in welchem Ausmass in welchem Teil der ARA ablaufen. Je nach Abwasserqualität und den Vorgaben der Einleitbedingungen werden die Anforderungen an die Verfahrenswahl bestimmt. In der vorliegenden Publikation werden nur die folgenden biologischen Verfahren behandelt: Belebtschlammverfahren (konventionell, A / I-Verfahren), Biofilter (Festbettverfahren).

Verfahrenswahl

Die gewählte Verfahrenstechnik einer Anlage entscheidet darüber, welche Bioprozesse in welchem Ausmass ablaufen. Je nach Abwasserqualität und den Vorgaben der Einleitbedingungen werden die Anforderungen an die Verfahrenswahl bestimmt. In der vorliegenden Publikation wurden folgende Verfahren berücksichtigt: Belebtschlammverfahren (konventionell, A / I-Verfahren), Biofilter (Festbettverfahren).

Wasserhärte

Mit Wasserhärte wird die Äquivalentkonzentration der im Wasser gelösten Ionen der Erdalkalimetalle, in speziellen Zusammenhängen aber auch deren anionischer Partner bezeichnet. Zu den «Härtebildnern» zählen im Wesentlichen Calcium- und Magnesium-Ionen. Die gelösten Härtebildner können unlösliche Verbindungen bilden, vor allem Kalk. Weiches Wasser steht in Kristallin-Regionen mit Granit, Gneis, Basalt und Schiefer zur Verfügung. Auch Regenwasser ist weich. Hartes Wasser kommt aus Regionen, in denen Sand- und Kalkgesteine vorherrschen.

1 Einleitung

Bei Zustandsuntersuchungen von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen (ARA) wurde in den letzten Jahren – vor allem in Biologiebecken – immer wieder ein erhöhter Betonabtrag an der Oberfläche von Wänden und Decken festgestellt. Die Abtragtiefe beträgt in der Regel wenige Zehntel Millimeter. In Ausnahmefällen wurden grössere Abtragtiefen bis zur Ausbildung einer waschbetonähnlichen Oberfläche beobachtet. Das Phänomen kann unter Umständen bereits wenige Monate nach der Inbetriebsetzung von neuen Biologiebecken in einer ARA auftreten.

Im Jahre 2007 wurde ein Forschungsprojekt durch cem-suisse initialisiert und ein Forschungsauftrag an die EMPA erteilt, um die komplexen Phänomene sowohl aufseiten der Abwassertechnik als auch des Betonbaus näher zu untersuchen. Hierzu wurde eine interdisziplinär zusammengesetzte Projektgruppe gebildet, in welcher planende Ingenieure, Abwasserfachleute und Betontechnologen mitarbeiteten. Im Projekt wurden ausgewählte Schweizer Abwasserreinigungsanlagen auf Betonerosion untersucht, gezielte Laborversuche an Betonen mit unterschiedlicher Zusammensetzung und Auslagerungsversuche von Betonprobekörpern in Biologiebecken von vier der untersuchten ARA durchgeführt [1].

Basierend auf diesen Ergebnissen und den daraus neu gewonnenen Erkenntnissen wurde ein Merkblatt «Betonerosion in Biologiebecken von Abwasserreinigungsanlagen» erstellt. Der vorliegende Erläuterungsbericht ist Bestandteil dieses Merkblattes und dient als Nachschlagewerk mit detaillierteren Informationen zur Betonerosion in Biologiebecken von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen.



Abbildung 1: Typische Betonerosion an Wand und Düsenboden einer ARA (Bild: Peter Lehmann)

2 Grundlagen

2.1 Abwasserreinigung und Verfahrenstechnik

2.1.1 Abwasserreinigungsanlage

Eine Abwasserreinigungsanlage (ARA) ist eine komplexe verfahrenstechnische Anlage. Die in diesem Bericht beschriebenen Phänomene an der Betonoberfläche finden vorwiegend in den Biologiebecken statt (rot hinterlegt in Abbildung 2), das heisst bei der Belebung und bei Teilen der Nachklärung.

Biologische Verfahren werden in der zweiten Reinigungsstufe kommunaler ARA für den Abbau organischer belasteter Abwässer eingesetzt. Vor allem in den Biologiebecken finden die mikrobiologischen Abbauprozesse statt. Dabei werden abbaubare organische Abwasserbestandteile wie organische Kohlenstoffverbindungen (C_{org}) mineralisiert, das heisst in der aeroben Abwasserreinigung bis zu den

anorganischen Endprodukten Wasser (H_2O) und Kohlenstoffdioxid (CO_2) oxidiert. Ebenso erfolgt die Entfernung von anorganischen Verbindungen wie Ammoniak/ Ammonium (NH_3/NH_4^+) durch bakterielle Nitrifikation (Bildung von Nitrat, NO_3^-) und Denitrifikation (Bildung von Luftstickstoff, N_2). Zunehmend wird heute in mittleren und grossen Kläranlagen auch Phosphor bakteriell eliminiert.

2.1.2 Biologische Prozesse in einer Abwasserreinigungsanlage

Das grundsätzliche Ziel der biologischen Abwasserreinigung besteht darin, dass abbaubare Abwasserinhaltsstoffe durch biologische Prozesse (Veratmung, Biomassewachstum) in Formen überführt werden, die durch Sedimentation oder Stripping (gasförmiges Austreiben) aus dem Abwasser entfernt werden können und zudem möglichst unschädlich sind.

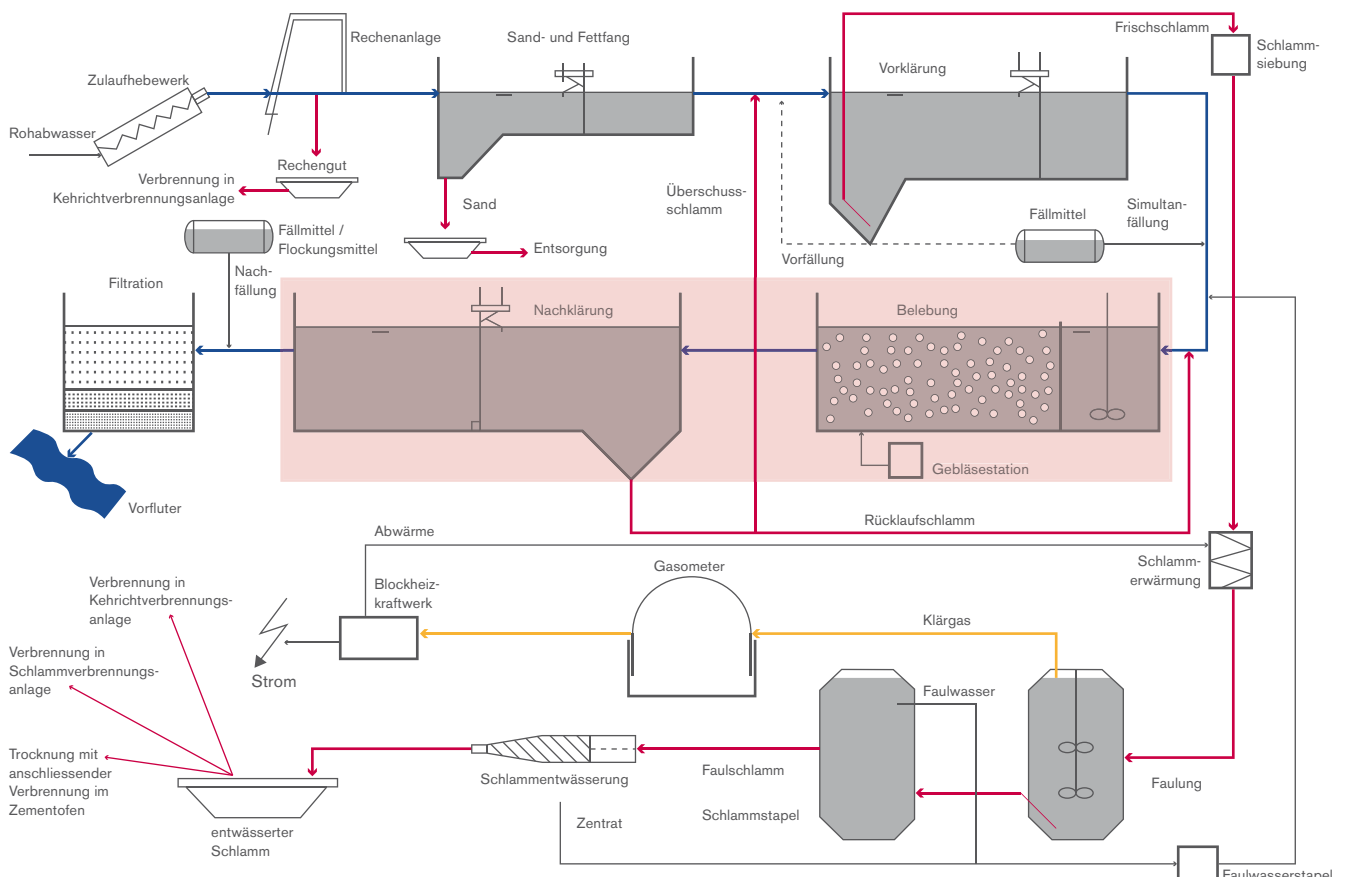
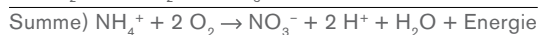
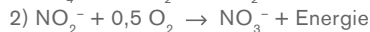
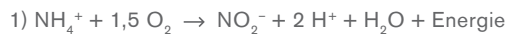


Abbildung 2: Verfahrensflussbild einer kommunalen ARA (Belebtschlammverfahren [2])

Der aerobe Abbau organischer Bestandteile – gemessen als BSB5 (biologisch abbaubare Substanz in 5 Tagen) – führt zu anorganischen Endprodukten (H_2O , CO_2 , NH_4^+ , NO_3^- , N_2 , PO_4^{3-} , SO_4^{2-}) sowie zur Bildung von Biomasse (Überschussschlamm). Der Abbau von organisch gebundenem Stickstoff führt vorerst nur zu Ammonium (NH_4^+). Die anschliessende Nitrifikation von Ammonium zu Nitrat ist nicht mit dem Abbau von BSB₅ gekoppelt, somit ein so genannter autotropher Prozess. Dies bedeutet, dass die Energie aus der Oxidation von Ammonium gewonnen wird und nicht von organischem Material. Für das Verständnis der Phänomene an der Betonoberfläche sind die Bioprosesse des Stickstoffabbaus von besonderer Bedeutung, welche im Folgenden deshalb näher erläutert werden.

Nitrifikation

Umwandlung von Ammonium (NH_4^+) in zwei Schritten in Nitrit (NO_2^-) und schliesslich in Nitrat (NO_3^-) mithilfe von Sauerstoff und spezialisierten Mikroorganismen:



Denitrifikation

Bei der Denitrifikation dient Nitrat den Mikroorganismen als Oxidationsmittel, weil kein Luft-Sauerstoff verfügbar ist. Die Denitrifikation findet somit unter sauerstofffreien Bedingungen statt. Die Umwandlung von Nitrat (NO_3^-) in Luft-Stick-

stoff (N_2) unter Ausschluss von Luft-Sauerstoff und mithilfe von abbaubarem organischem Material (kurz CH_2O) erfolgt nach folgender Formel:



Für den Einfluss auf den Abtrag an der Betonoberfläche ist wichtig, dass bei der Nitrifikation pro N-Atom zwei Protonen (H^+) freigesetzt werden, was zu einer Ansäuerung führt. Bei einer gleichzeitigen Denitrifikation wird dagegen pro N-Atom 1 Proton wieder verbraucht.

2.1.3 Historische Entwicklung der Verfahrenstechnik

Die historische Entwicklung der Verfahrenstechnik in der Abwasserreinigung der letzten Jahrzehnte zeigt, dass die Zielsetzungen und Aufgaben der Abwasserreinigung laufend weiterentwickelt wurden. Gemäss einer Darstellung der EAWAG (siehe Abbildung 3) wurden in den letzten 50 Jahren nicht nur die Beckenvolumina vervielfacht, sondern aufgrund der stets komplexeren Aufgaben auch das Spektrum der beteiligten Bioreaktionen im Rahmen der Verfahrenstechnik stets erweitert: Beschränkte sich eine ARA 1950 auf Kohlenstoff(C)-Abbau in kleinen, belüfteten Becken, wurden bald – zur Elimination des Ammonium-Gehaltes in den Gewässern – die Anlagen um eine Nitrifikationsstufe und teilweise auch eine Denitrifikation erweitert, was zu einer weitgehenden Stickstoffelimination führte. In den 90er-Jahren schliesslich wurde auch die biologische Phosphat-Elimination zum Stand der Technik.

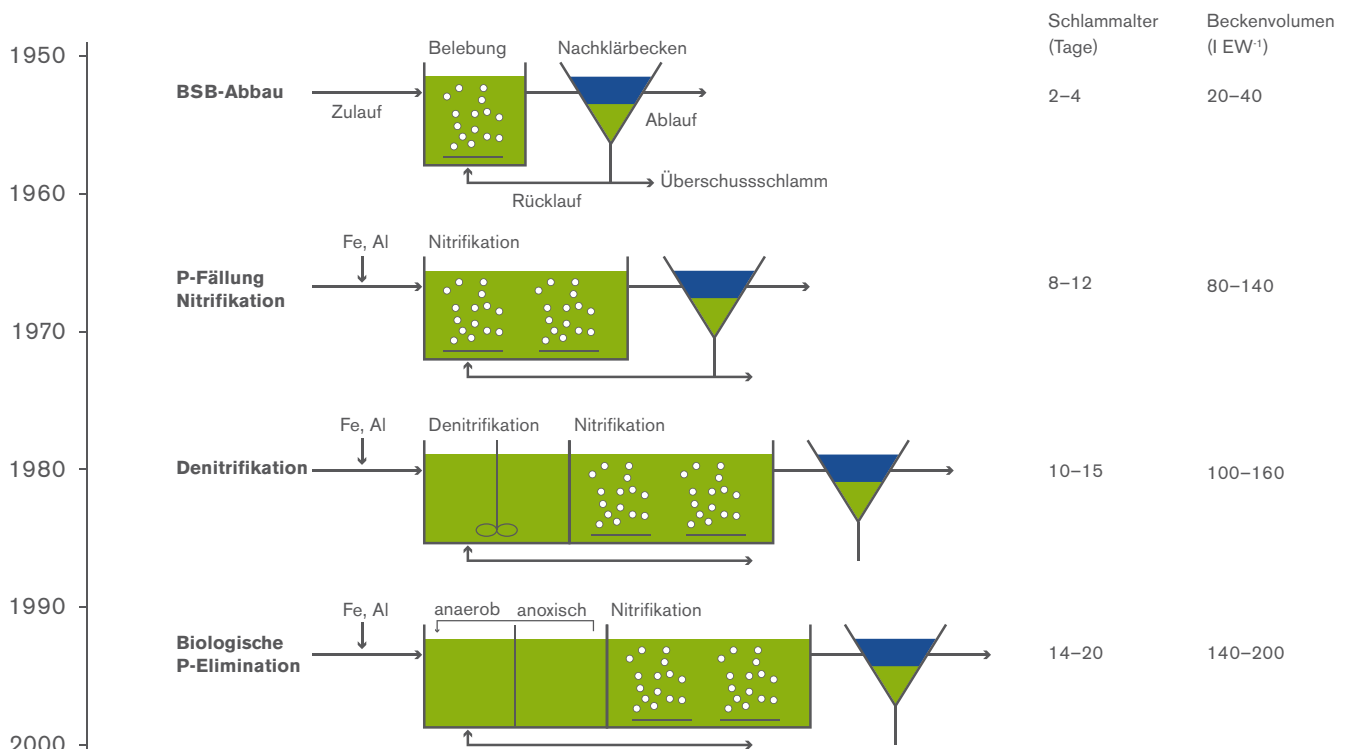


Abbildung 3: Historische Entwicklung der Verfahrenstechnik in der Abwasserreinigung [3]

2.1.4 Verfahren der biologischen Abwasserreinigung

In Gewässern ist die Nitrifikation eigentlich ein natürlicher Bestandteil der Selbstreinigung. In einer kommunalen ARA stammt Ammonium mehrheitlich aus dem Harnstoff des Urins und nicht aus dem organischen Material. In einer ARA mit Nitrifikation (Abbildung 4a) wird durch Belüftung Sauerstoff zugeführt. Dadurch wird vorhandenes Ammonium unter aeroben Bedingungen über Nitrit zu Nitrat oxidiert. Gelangt freies Nitrat in grosser Menge ins Gewässer, kann dies zu erhöhtem Algenwuchs durch Überdüngung und Belastung von Seen und vor allem des Meeres führen (Eutrophierung). Eine Belebtschlamm-Anlage mit Denitrifikation (Abbildung 4b) braucht einen belüfteten (aeroben) und einen unbelüfteten (anoxischen) Teil sowie eine Rezirkulation. In der anoxischen Zone wird das Nitrat mit dem organischen Material im Zulauf zu Luft-Stickstoff reduziert. Das Nitrat dient als

«Sauerstoffersatz» und der Stickstoff entweicht in die Luft. Die Rezirkulation dient dazu, das Nitrat, welches erst in der aeroben Zone gebildet wird, in die anoxische Denitrifikationsstufe zurückzuführen.

Beim A/I-Verfahren (Abbildung 4c) finden die beiden Prozesse in zwei Becken statt. Durch veränderte Belüftung und Beschickung werden diese immer wieder aerobe oder anoxische Prozesse beherbergen.

Biofilteranlagen (Abbildung 4d) verfügen ebenso über aerobe und anoxische Bereiche wie die Belebtschlamm-Anlagen, diese werden nur in einem Teilbereich des Beckens beschränkt. Durch die Ansiedelung des Biofilms auf einer festen Unterlage (z.B. Styroporkügelchen) ist eine hohe Raumbelastung und damit eine Intensivierung der Reinigungsleistung auf kleinem Raum möglich.

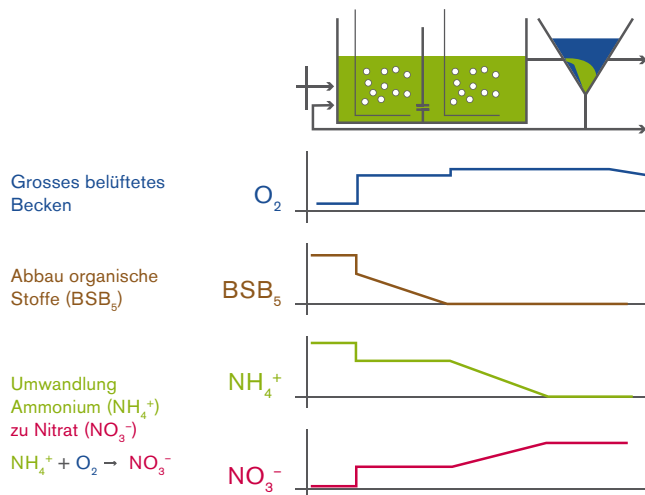


Abbildung 4a: Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation

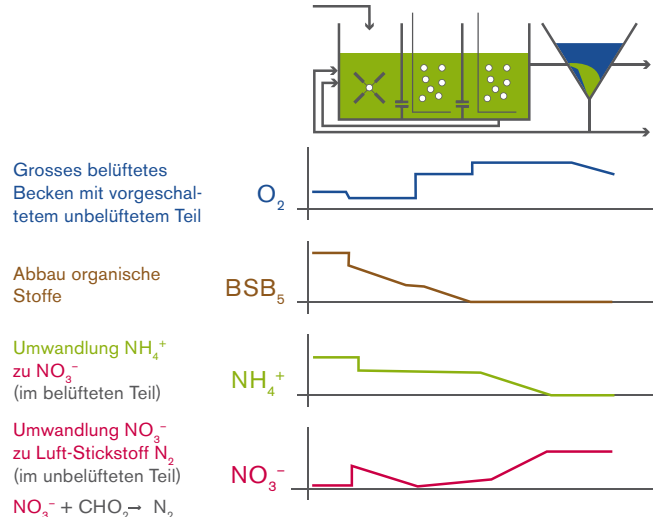


Abbildung 4b: Belebtschlammverfahren mit Nitrifikation und Denitrifikation

- Beim A/I-Verfahren besteht eine Biologiestrasse aus 2 parallelen Zonen. Das Abwasser wird abwechslungsweise in 1 der 2 Zonen geleitet, und die Zonen werden abwechselnd belüftet (Nitrifikation) oder nur gerührt (Denitrifikation). Danach folgt eine Nachbelüftung (nur Nitrifikation).
- Daher der Name: Alternierend beschickt/Intermittierend belüftet
- Beschickung jeweils in nicht belüftete Zone, damit gut abbaubare Stoffe für Denitrifikation zur Verfügung stehen.

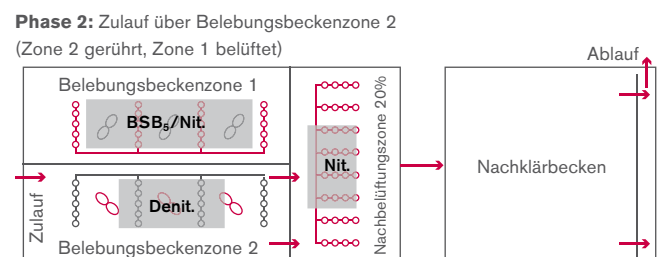
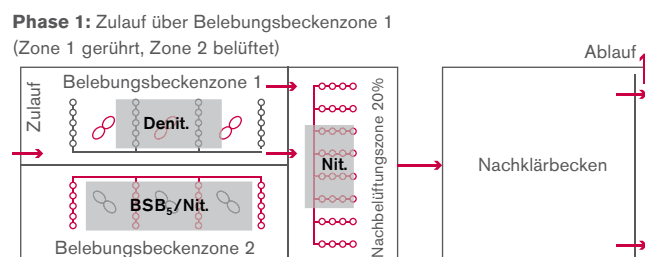


Abbildung 4c: A/I-Verfahren mit Nitrifikation und Denitrifikation

Im Biofilter finden die gleichen Prozesse wie in Becken in durchflossenen Filterzonen statt. Diese sind teilweise belüftet (Nitrifikation) und teilweise unbelüftet (Denitrifikation). Die Filterzonen rückspülbar, damit sie nicht verstopfen.

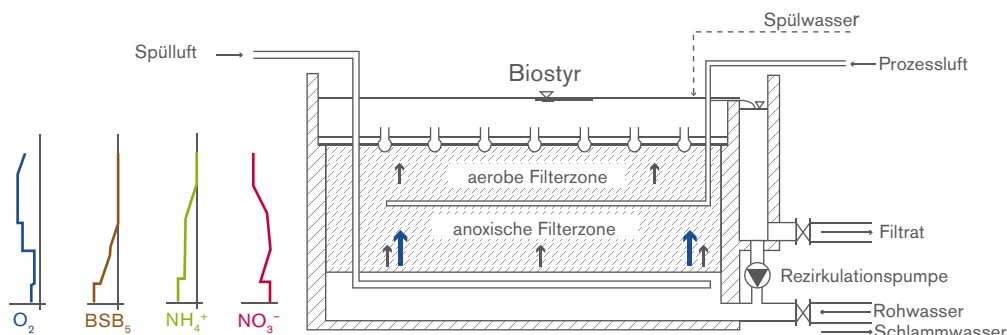


Abbildung 4d: Biofilterverfahren

2.1.5 Verfahrenswahl

Als Referenzwert für die Schmutzfracht in der Wasserwirtschaft dient der Einwohnerequivalentwert (EGW). Dieser kann auf den biochemischen Sauerstoffbedarf (BSB_5), den chemischen Sauerstoffbedarf (CSB), den Stickstoff, den Phosphor, den TOC (totaler organischer Kohlenstoff), die Schwebstoffe oder auf den Wasserverbrauch bezogen werden und gibt jeweils das Äquivalent der Tagesmengen dieser Stoffe bzw. Verbräuche im Abwasser eines Einwohners an. Die Summe aus tatsächlichen Einwohnern EZ (Einwohnerzahl) und Einwohnerequivalenten EGW als Mass für die Schmutzfracht aus Industrie, Gewerbe etc. ergibt den für die Bemessung von ARA wichtigen Einwohnerwert EW. Es gilt: $EW = EZ + EGW$.

Mithilfe des Einwohnerwertes lässt sich die zu erwartende

Belastung (biologisch und hydraulisch) von Kläranlagen abschätzen. Zusammen mit den von den kantonalen Behörden definierten Einleitbedingungen legt dieser die erforderliche Reinigungsleistung einer ARA fest. Die Behörden bestimmen die Einleitbedingung aufgrund des Gewässerzustandes. Kleine Fließgewässer und Seen haben höhere Anforderungen an die Einleitung von gereinigtem Abwasser als grosse. Grundsätzlich können mit allen handelsüblichen Verfahren die Reinigungsziele gemäss den gesetzlichen Vorgaben eingehalten werden. Die Verfahren unterscheiden sich aber in gewissen Eigenschaften. In Tabelle 1 sind die in Merkblatt und Erläuterungsbericht betrachteten Verfahren und ihre Leistungsmerkmale dargestellt. Es handelt sich dabei um generelle Angaben. Abweichungen der Bewertungen sind in der Praxis möglich.

| | Belebtschlamm-Verfahren | | Biofilter |
|---|-------------------------|---------------|-----------|
| | Konventionell | A/I-Verfahren | |
| Geringer Platz- und / oder Volumenbedarf | - | - | + |
| Geringe Abhängigkeit von der Hydraulik und damit von Fremd- und Regenwasser | +/- | +/- | - |
| Hohe Prozessflexibilität mit Optimierungsmöglichkeiten | - | +/- | - |
| Geringe Investitionskosten | +/- | +/- | - |
| Geringe Betriebskosten | + | + | - |

Tabelle 1: Merkmale wichtiger Abwasserreinigungsverfahren in der Schweiz

2.2 Chemischer und physikalischer Angriff auf Beton

2.2.1 Betonkorrosion und Betonerosion

Unter dem Begriff Korrosion (von lat. *corrodere*, «zernagen») wird allgemein die Reaktion eines Werkstoffes mit seiner Umgebung verstanden, welche eine messbare Veränderung des Werkstoffes bewirkt und zu einer Beeinträchtigung der Funktion eines Bauteils oder Systems führen kann. Korrosion tritt an Metallen auf (siehe DIN EN ISO 8044 [4]). Der Begriff ist jedoch ebenfalls gebräuchlich in anderen Gebieten, z.B. in der Geologie und in der Medizin. Im Betonbau wird der Begriff wie folgt definiert: Betonkorrosion ist eine Zerstörung des Werkstoffes Beton durch physikalische und chemische Reaktionen mit einem Medium. In DIN 1045-2 [5] werden unter dem Begriff Betonkorrosion alle Angriffe auf einen Beton infolge Frost (mit und ohne Taumittel), chemischer Angriff, Verschleiss und Alkali-Aggregat-Reaktion verstanden (Abbildung 5). Je nach Art des Angriffs kann daraus eine Verminderung der Tragsicherheit und/oder der Gebrauchstauglichkeit eines Bauwerkes resultieren. Die chemischen und physikalischen Angriffe auf den Beton sind aber grundsätzlich lastunabhängige Vorgänge.

Beim chemischen Angriff wird zwischen einem lösenden und einem treibenden Angriff unterschieden. Lösende Angriffe, die Kalkverbindungen aus dem Zementstein herauslösen, können durch Säuren, austauschfähige Salze sowie durch pflanzliche oder tierische Fette und Öle verursacht

werden. Dabei wird die Oberfläche des Betons meistens langsam abgetragen. Der treibende Angriff wird in erster Linie durch in Wasser gelöste Sulfate hervorgerufen, die mit bestimmten Bestandteilen des Zementsteins reagieren. Hiermit verbunden ist eine Volumenvergrößerung, die eine Schädigung des Betongefüges bewirken kann (Abbildung 6). Eine Verschleissbeanspruchung kann durch schleifenden und rollenden Verkehr (z.B. auf Fahrbahnen, Hallenböden), durch rutschendes Schüttgut (z.B. in Silos), durch regelmässige, stossartige Bewegung von schweren Gegenständen (z.B. in Werkstätten, auf Verladerrampen) oder durch stark strömendes und Feststoffe führendes Wasser (z.B. in Tosbecken, Geschieberinnen) hervorgerufen werden. Diese Beanspruchungen können bei Betonen ohne ausreichenden Verschleisswiderstand zu einem erhöhten gleichmässigen Oberflächenabtrag oder auch zu örtlich begrenztem Materialverlust an der Betonoberfläche führen. Insbesondere feinkörnige Bestandteile können in Abhängigkeit von der Reibung und Rauigkeit der Kontaktflächen bei schleifender Beanspruchung herausgerissen werden.

Als Erosion (vom lateinischen: *erodere* = abnagen) wird die Zerstörung der Formen einer Oberfläche durch linienhaften oder flächenhaften Abtrag bezeichnet. Bei der Betonerosion handelt es sich um einen kombinierten Angriff, bestehend aus einem lösenden, chemischen Angriff und einer zusätzlichen Verschleissbeanspruchung. Als Folge resultiert ein flächenhafter Abtrag der Betonoberfläche, welcher äusserlich erkennbar ist und langsam und stetig von aussen nach innen voranschreitet.

Betonkorrosion



Abbildung 5: Betonkorrosion und Betonerosion

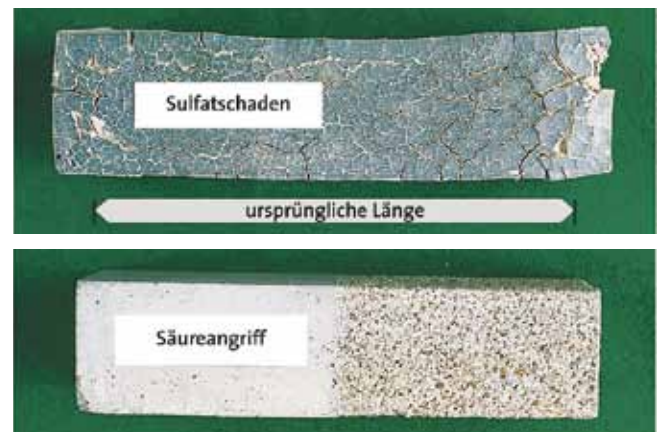


Abbildung 6: Auswirkungen eines chemischen Angriffes auf einen Beton (oben: lösend; unten: treibend)

2.2.2 Betonerosion in Biologiebecken

Lösender chemischer Angriff

Die biochemischen Prozesse in den Biologiebecken beeinflussen das in den letzten Jahren vermehrt festgestellte Auftreten der Betonerosion, v.a. in der Nitrifikationszone durch das Freisetzen von Protonen. Der lösende Angriff findet dabei lokal an der Betonoberfläche statt und ist abhängig von den Aktivitäten im Biofilm.

Das Ausmass des Oberflächenabtrages ist unterschiedlich. Die grösste bis heute festgestellte Abtragstiefe in den untersuchten Anlagen, welche über mehrere Jahre oder Jahrzehnte in Betrieb waren, beträgt 3 bis 4 mm (Anlagenbeobachtungen). Der Abtrag ist in Bezug auf die Zeit nicht linear, sondern nimmt mit fortschreitendem Alter des Betons tendenziell ab, falls die Oberflächen bei Unterhaltsarbeiten nicht mechanisch gereinigt werden.

Verschleissbeanspruchung

Die Betonerosion nimmt mit mechanischer Belastung in Biologiebecken zu und ist somit auch vom technischen Verfahren abhängig. Verfahren mit erhöhter mechanischer Belastung (z.B. Festbettverfahren mit Styroporkügelchen) können eine verstärkte mechanische Belastung und damit eine erhöhte Betonerosion zur Folge haben. Auch das intensive und regelmässige Reinigen mit Wasserhochdruck beschleunigt den Abtrag bzw. die Betonerosion.

Treibender chemischer Angriff

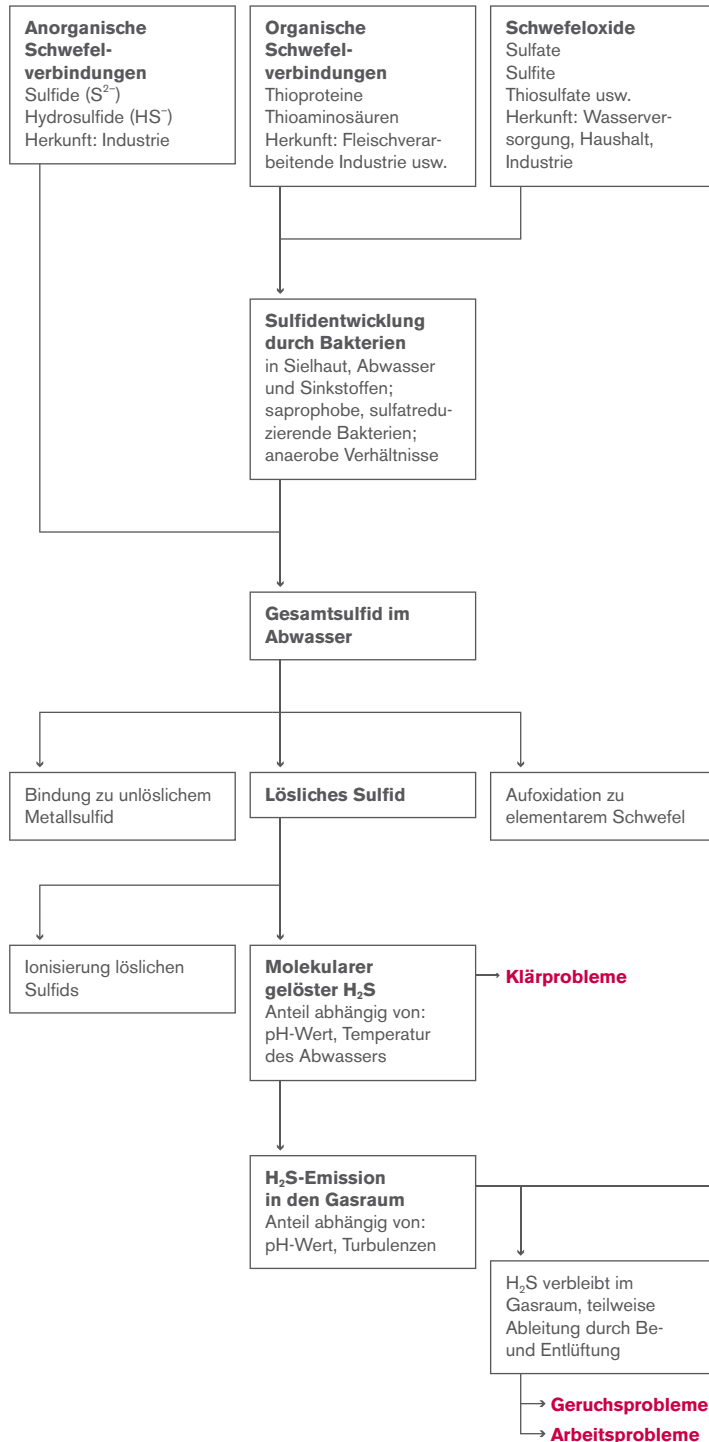
Erfahrungen aus der Praxis zeigen, dass der Sulfatgehalt von kommunalen Abwässern in Biologiebecken von

Abwasserreinigungsanlagen in der Regel als unkritisch hinsichtlich einer Betonaggressivität beurteilt werden kann. Der Sulfatgehalt des Abwassers ist jedoch in jedem Fall zu bestimmen, um einen allfällig treibend wirkenden Angriff ausschliessen zu können.

Nicht behandelt werden im Merkblatt «Betonerosion in Biologiebecken von Abwasserreinigungsanlagen» die in der Kanalisation verbreiteten Korrosionsphänomene in Zusammenhang mit Sulfiden. Voraussetzung für eine kritische Sulfidentwicklung sind Schwefelverbindungen in organischer und anorganischer Form. Diese werden entweder durch bestimmte Industrie- und Gewerbebetriebe direkt eingeleitet oder entstehen durch anaeroben, bakteriellen Abbau von Schwefelverbindungen innerhalb der Kanalisation. Wie in Abbildung 7 ersichtlich, können Sulfide unter gegebenen pH-Wert-Bedingungen in Form von Schwefelwasserstoff in den Gasraum entweichen. Dies führt einerseits zu Geruchsproblemen und andererseits zu Korrosion, indem diese Sulfide durch Mikroorganismen zu Schwefelsäure oxidiert werden, welche ihrerseits den Beton angreift. In sachgerecht geplanten und betriebenen Kanalnetzen sind wegen günstiger Sauerstoffverhältnisse im Abwasser Sulfidprobleme nicht zu erwarten. Besonderer Beachtung bedürfen allerdings immer

- Bereiche, in die sulfidhaltige Abwässer direkt eingeleitet werden,
- Übergabeschächte am Ende von Druckleitungen,
- Kanäle mit geringem Gefälle, mit Teilfüllung und langen Verweilzeiten des Abwassers.

Sulfidprobleme



und deren Vermeidung

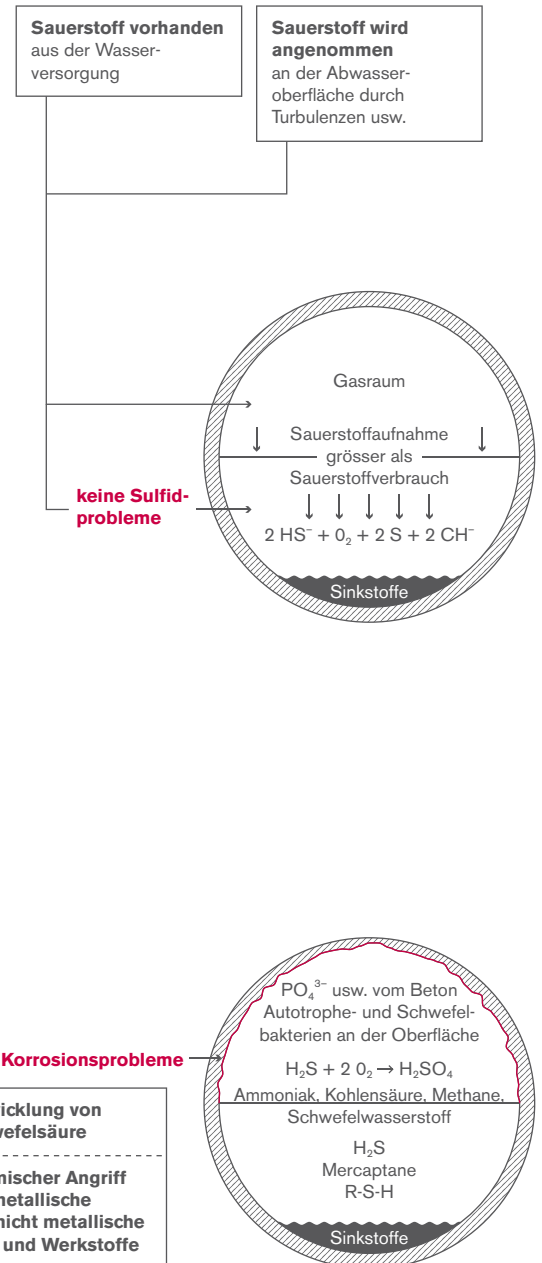


Abbildung 7: Sulfidprobleme und deren Vermeidung [6]

2.2.3 Expositionsklassen XA(CH)

Eine Expositionsklasse definiert den Grad des Angriffs durch Umwelteinflüsse, welchen Beton und Bewehrung ausgesetzt sind – ohne Berücksichtigung der Einwirkungen durch Lasten. Für die Festlegung der Dauerhaftigkeit stehen nach Norm SN EN 206-1 insgesamt fünf Expositionsklassen zur Verfügung, die jeweils in bis zu vier weitere Klassen untergliedert sind (Abbildung 8). Unterschieden werden Einwirkungen auf die Bewehrung und auf den Beton:

- Expositionsklasse XC (Carbonation): Beanspruchung durch Carbonatisierung
- Expositionsklasse XD (Deicing): Beanspruchung durch Chlorideinwirkung aus Taumitteln
- Expositionsklasse XF (Freezing): Beanspruchung durch Frost mit / ohne Taumittleinwirkung
- Expositionsklasse XA (Chemical Attack): Beanspruchung durch chemische Angriffe durch natürliche Böden und Grundwasser

Die Expositionsklasse X0 (kein Angriffsrisiko) gilt nur für die Betone ohne Bewehrung oder eingebettetes Metall in Innenräumen oder im Boden, bei denen kein Frost- oder chemischer Angriff vorliegt.

In der Schweiz sind in den betreffenden Normen SN EN 206-1 und SIA 262 keine Details zu den Expositionsklassen XA definiert. Es wird diesbezüglich empfohlen, zur Festlegung der Betonzusammensetzung und / oder Prüfung Fachleute beizuziehen. In der Praxis wird bei ARA der chemische Angriff heute gemäss Norm SN EN 206-1, Tabelle 2, häufig in «schwacher», «mässiger» oder «starker» Angriff eingeteilt und darauf aufbauend die Expositionsklasse XA (XA1, XA2 bzw. XA3) gewählt.

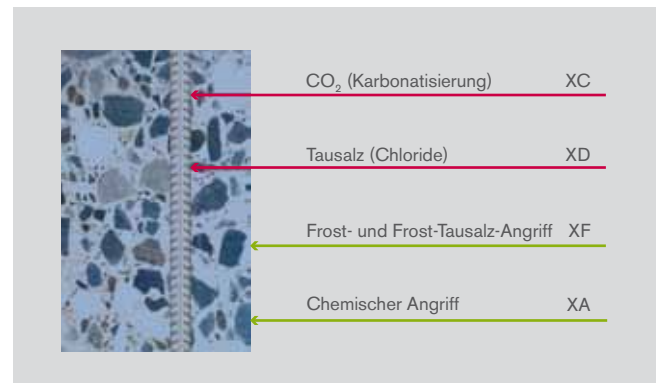


Abbildung 8: Bisherige Expositionsklassen nach SN EN 206-1

Tabelle 2 gilt aber nur für Beton, der einem chemischen Angriff durch natürliche Böden und Grundwasser ausgesetzt ist, und nicht für einen chemischen Angriff durch kommunales Abwasser.

Für den chemischen Angriff durch Abwasser in Biologiebecken von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen wird deshalb neu die Expositionsklasse XAA(CH) eingeführt. Chemische Merkmale wie in Tabelle 2 werden für Biologiebecken von kommunalen Abwasserreinigungsanlagen nicht angegeben.

Eine Ausnahme bildet der Grenzwert für Sulfat. Ist mit einem mittleren Sulfatgehalt des Abwassers grösser 600 mg/l SO_4^{2-} zu rechnen, sind Zemente mit einem hohen Sulfatwiderstand gemäss Norm SN EN 197-1 zu verwenden.

Die folgende Klasseneinteilung chemisch angreifender Umgebungen gilt für natürliche Böden und Grundwasser mit einer Wasser- / Bodentemperatur zwischen 5 und 25 °C und einer Fließgeschwindigkeit des Wassers, die klein genug ist, um näherungsweise hydrostatische Bedingungen anzunehmen. Der schärfste Wert für jedes einzelne chemische Merkmal

bestimmt die Klasse. Wenn zwei oder mehrere angreifende Merkmale zu derselben Klasse führen, muss die Umgebung der nächsthöheren Klasse zugeordnet werden, sofern nicht in einer speziellen Studie für diesen Fall nachgewiesen wird, dass dies nicht erforderlich ist.

- Tonböden mit einer Durchlässigkeit von weniger als 10^{-6} m/s dürfen in eine niedrigere Klasse eingestuft werden.
- Das Prüfverfahren beschreibt die Auslagerung von SO_4^{2-} durch Salzsäure: Wasserauslagerung darf stattdessen angewandt werden, wenn am Ort der Verwendung des Betons Erfahrung hierfür vorhanden ist.
- Falls die Gefahr der Anhäufung von Sulfationen im Beton – zurückzuführen auf wechselndes Trocknen und Durchfeuchten oder kapillares Saugen – besteht, ist der Grenzwert von 3000 mg/kg auf 2000 mg/kg zu vermindern.

Tabelle 2: Grenzwerte für die Expositionsklassen bei chemischem Angriff durch natürliche Böden und Grundwasser [7]

3 Neue Erkenntnisse zur Betonerosion

3.1 Bestandsaufnahme in Schweizer Abwasserreinigungsanlagen

3.1.1 Allgemeines

Alle Daten betreffend Betonerosion und Abwasserzusammensetzung in den im Rahmen des Projektes untersuchten kommunalen ARA wurden mittels standardisierten Aufnahmeblättern erfasst. Der Betonabtrag wurde als Erosionsgrad in bestehenden Anlagen visuell mithilfe von Referenzfotos definiert. So war es reproduzierbar möglich, die Abtragtiefe einer Kategorie des Erosionsgrades zuzuordnen. (Abbildung 9)

3.1.2 Betonerosion in bestehenden Anlagen

Insgesamt wurden 24 Biologiebecken von ARA in der Schweiz untersucht (Tabelle 3). Vertreten waren A/I-Verfahren, Belebtschlammverfahren und Festbetttechnologie respektive Biologiebecken mit Nitrifikation, Denitrifikation oder einer Kombination beider Prozesse.

Der Zusammenstellung ist zu entnehmen, dass die Erosionsgrade innerhalb derselben ARA sehr stark variieren können. Aus diesem Grund wurde pro Becken und nicht pro ARA ein Aufnahmeblatt ausgefüllt.

3.1.3 Betonerosion und Nitrifikation / Denitrifikation

In Abbildung 10 sind die ermittelten Erosionsgrade von ARA dargestellt, bei denen Angaben zu verschiedenen

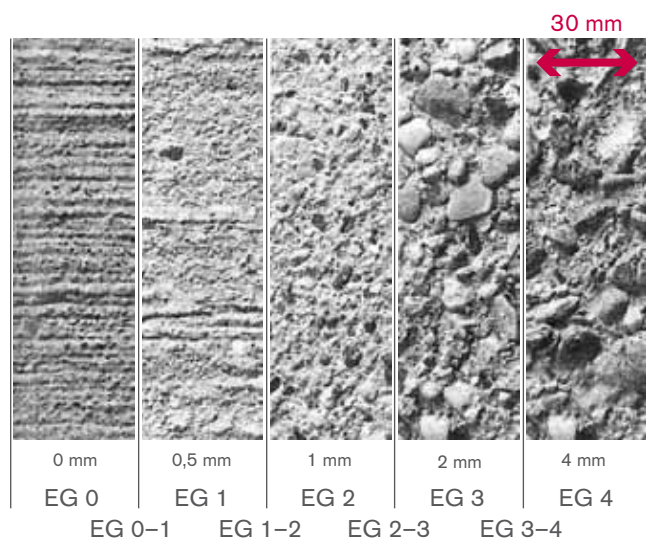


Abbildung 9: Referenzfotos zur Bestimmung der Abtragtiefe und des Erosionsgrades (EG) [8]

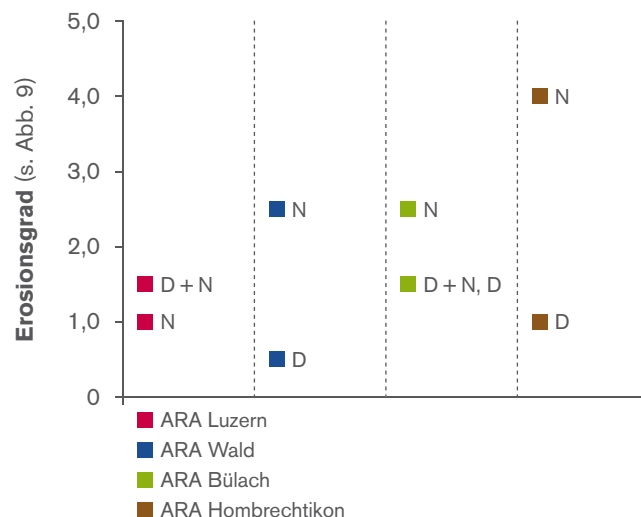


Abbildung 10: Erosionsgrad nitrifizierende (N) / denitrifizierende (D) Zone einer Anlage

Biologiebecken mit und ohne Nitrifikation verfügbar sind (Nitrifikation: belüftetes Becken, Denitrifikation: unbelüfteter Anlagenteil). Innerhalb einer ARA (bei gleichem Zufluss) ist die Erosion in den Biologiebecken mit Nitrifikation (N) stets höher als in den Biologiebecken mit Denitrifikation (D). Diese Aussage trifft auf alle untersuchten ARA mit beiden Prozessen N und D (ARA Luzern, ARA Wald, ARA Bülach und ARA Hombrechtikon) zu.

Werden die Daten aller erfassten Biologiebecken nach Prozess geordnet, wird ersichtlich, dass die Erosion in Nitrifikationsbecken (N) am intensivsten ist (Abbildung 11). Der mittlere Erosionsgrad beträgt in Denitrifikationsbecken (D) 0,7 und in Nitrifikationsbecken 2,1.

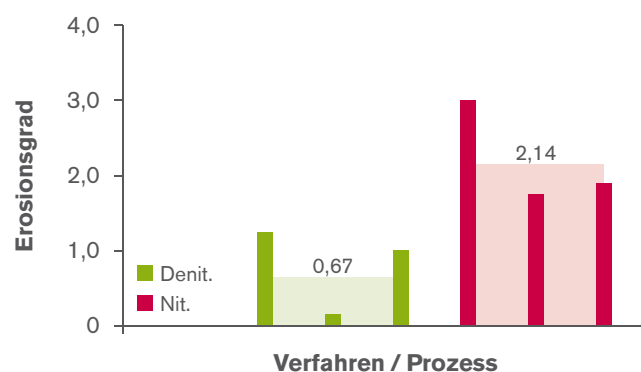


Abbildung 11: Erosionsgrad nitrifizierende (N) / denitrifizierende (D) Zone einer Anlage

| Anlage | Anlagenbereich | Verfahren | Prozesse | Abtrag in mm | Erosionsgrad | Wasserhärte |
|-------------------|---|---------------|----------|--------------|--------------|-------------|
| ARA Bülach | BB 2.2/Selektor | A/I-Verfahren | D | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 31 °fH |
| ARA Luzern | Block 1/BB 2.2/Selektor | A/I-Verfahren | D | 0,5 | 1,0 | 19,5 °fH |
| ARA Wetzikon | BB 1 | A/I-Verfahren | N+D | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 26,5 °fH |
| ARA Wetzikon | BB 3 | A/I-Verfahren | N+D | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 26,5 °fH |
| ARA Bülach | BB 2.2/Hauptbelüftung | A/I-Verfahren | N+D | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 31 °fH |
| ARA Bülach | BB 2.2/Nachbelüftung | A/I-Verfahren | N | 1,0 – 2,0 | 2,5 | 31 °fH |
| ARA Wald | BB 2/Nitrifikationszone | Belebtschlamm | N | 1,0 – 2,0 | 2,5 | 26,5 °fH |
| ARA Wald | BB 2/Denitrifikation | Belebtschlamm | D | 0 – 0,5 | 0,5 | 26,5 °fH |
| ARA Freiburg | BB | Belebtschlamm | N+D | 1,0 | 2,0 | 27,7 °fH |
| ARA Langmatt | Nitrifikationsbecken von A/B-Verfahren | Belebtschlamm | N | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 1 / Reaktor 1 | Belebtschlamm | D | 0 | 0 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 1 / Reaktor 2 | Belebtschlamm | N | 1,0 | 2,0 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 1 / Reaktor 3 | Belebtschlamm | N | 0,5 – 1,0 | 1,5 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 1 / Reaktor 4 | Belebtschlamm | N | 1,0 | 2,0 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 7 / Reaktor 1 | Belebtschlamm | D | 0 | 0 | 30 °fH |
| ARA Winterthur | BB 7 / Reaktor 2 | Belebtschlamm | N | 0,5 | 1,0 | 30 °fH |
| ARA Surental | BB, neuer Teil | Belebtschlamm | N | 0 | 0 | 31,4 °fH |
| ARA Locarno | BB | Belebtschlamm | N | 2,0 – 4,0 | 3,5 | 7,5 °fH |
| ARA Unterterzen | BB | Festbett | N | 2,0 | 3,0 | 9 °fH |
| ARA Colombier | Festbettzelle | Festbett | N+D | 1,0 – 2,0 | 2,5 | 22 °fH |
| ARA Lyss | Festbettzelle (oberer nitrifizierender Bereich) | Festbett | N+D | 1,0 – 2,0 | 2,5 | 25 °fH |
| ARA Hombrechtikon | Festbettzelle (N-Zelle) | Festbett | N | 4,0 | 4,0 | 30 °fH |
| ARA Hombrechtikon | Festbettzelle (DN-Zelle) | Festbett | D | 0,5 | 1,0 | 30 °fH |

Tabelle 3: Untersuchte Anlagen (nach Verfahren geordnet)

3.1.4 Einfluss der Wasserhärte

Abbildung 12 zeigt den Zusammenhang zwischen Erosionsgrad und Wasserhärte für verschiedene Belebtschlamm-anlagen auf: Die Betonerosion nimmt mit zunehmender Wasserhärte tendenziell ab. Ein linearer Zusammenhang von Erosionsgrad und Wasserhärte scheint in einem Bereich der Wasserhärte von 25 bis 32 °fH vorhanden zu sein. Die

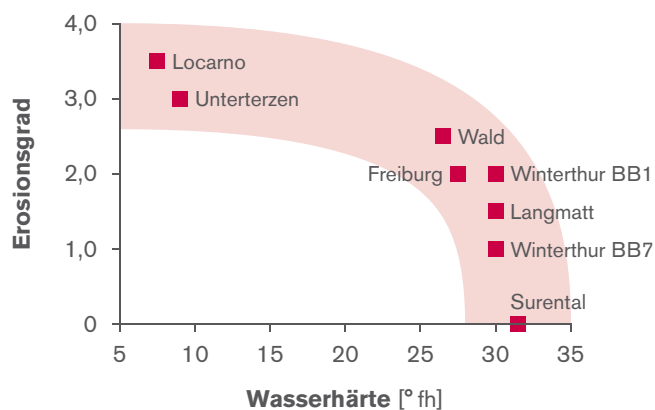


Abbildung 12: Erosionsgrad als Funktion der Wasserhärte im Zulauf von Biologiebecken

visuelle Begutachtung / Messung der ARA Locarno und der ARA Unterterzen bestätigt andererseits deutlich, dass die intensivste Betonerosion dort anzutreffen ist, wo sehr weiches Wasser vorliegt: In Regionen mit sehr weichem Abwasser wie im Tessin kann der pH-Wert in einer nitrifizierenden Anlage z.B. nur unter Zugabe von Kalk neutral gehalten werden.

3.1.5 Einfluss des Verfahrens

Die Intensität der mechanischen Einwirkung auf die Betonoberfläche ist auch verfahrensabhängig. Zur Veranschaulichung dieses Phänomens wurde aus den verfügbaren Anlagen für jedes Verfahren der mittlere Erosionsgrad pro Verfahren (Mittelwert aller Becken) berechnet (siehe Tabelle 5). Allerdings muss beachtet werden, dass die Unterschiede in der Wasserhärte hier nicht berücksichtigt sind und sie damit die verfahrensbedingten Effekte überlagern. Tendenziell ist aber die Erosion bei grösserer mechanischer Belastung der Betonoberfläche grösser. Die Belastung nimmt tendenziell in folgender Reihenfolge ab:

Festbettverfahren > A/I-Verfahren > Belebtschlammverfahren

3.2 Auslagerungsversuche in Abwasserreinigungsanlagen

3.2.1 Allgemeines

Um den Mechanismus der Betonerosion unter unterschiedlichen Abwasserbedingungen (Angriff) mit verschiedenen Betonen (Widerstand) untersuchen zu können, wurden unterschiedlich zusammengesetzte und behandelte Betonwürfel in die Biologiebecken ausgewählter Anlagen gehängt. In einem ersten Auslagerungsversuch wurden Betonwürfel (mit einer Kantenlänge von 20 cm) zwei Jahre in einem Belüftungsbecken der ARA Region Luzern gelagert. In Abständen von 2–3 Monaten wurde die Erosion an den Würfeln qualitativ beurteilt. Dazu wurde die zu beurteilende Fläche der Würfel mit einer Bürste gereinigt.

In einem zweiten Auslagerungsversuch (Abbildung 13) wurde die Erosion quantitativ bestimmt. Dazu wurden vier verschiedene Betonmischungen mit unterschiedlicher Nachbehandlung verwendet («gute» Nachbehandlung: 90 Tage Wasserlagerung, «schlechte» Nachbehandlung: 28 Tage bei 70% relativer Feuchte gelagert). Aus jedem Würfel wurden vier Prismen ($7,5 \times 7,5 \times 15$ cm) geschnitten. Zuerst wurden Betone mit unterschiedlicher Zusammensetzung im Labor hergestellt. Die Betonwürfel (mit einer Kantenlänge von 15 cm) der ersten Serie wurden 90 Tage im Wasser gelagert («gute» Nachbehandlung). Die zweite Serie wurde nach dem Ausschalen für 28 Tage bei 20 °C und 70% relativer Feuchte gelagert («schlechte» Nachbehandlung). Für die Auslagerung wurden aus den Würfeln vier Prüfkörper hergestellt, die an beiden Enden mit Epoxidharz



Abbildung 13a: Prüfkörper bei der Auslagerung



Abbildung 13b: Ausgelagerter Prüfkörper vor der zweiten Messung

| Mechanische Beanspruchung | Verfahrensart | Abwasserreinigungsanlage | Mittlerer Erosionsgrad pro ARA | Mittlerer Erosionsgrad pro Verfahren |
|---------------------------|------------------------|--------------------------|--------------------------------|--------------------------------------|
| gering | Belebtschlammverfahren | ARA Surental | 0 | 1,2 |
| | | ARA Wald | 1,5 | |
| | | ARA Langmatt | 1,5 | |
| | | ARA Winterthur | 1,1 | |
| | | ARA Freiburg | 2,0 | |
| | A/I-Verfahren | ARA Luzern | 1,3 | 1,5 |
| ARA Bülach | 1,8 | | | |
| ARA Wetzikon | 1,5 | | | |
| gross | Festbett-Verfahren | ARA Lyss | 2,5 | 2,5 |
| | | ARA Colombier | 2,5 | |
| | | ARA Hombrechtikon | 2,5 | |

Tabelle 4: Erosionsgrad und verfahrensbedingte mechanische Beanspruchung



Abbildung 14: Nullmessung mittels kalibrierter Tiefenlehre



Abbildung 15: Vergleich ungereinigte (links) und gereinigte (rechts) Oberfläche (Betonwürfel B-OPC nach zweijähriger Auslagerung, erste Auslagerung)

beschichtet wurden. Pro Prüfkörper waren je zwei Schal- und Schnittflächen dem Abwasser ausgesetzt. Für die Bestimmung des Abtrags an 20 Punkten pro Messfläche wurde eine geeichte Tiefenlehre in Kombination mit einer gelochten Stahlschablone benutzt (Abbildung 14). Die Prüfkörper wurden in folgenden vier Anlagen ausgelagert:

- ARA Region Luzern (Belüftungsbecken)
- ARA Surental (Belüftungsbecken)
- ARA Wald (Belüftungsbecken)
- ARA Lyss (Festbettverfahren) (Tabelle 5)

In Intervallen von drei Monaten wurden die Abmessungen jedes Prüfkörpers und damit der Betonabtrag an je einer gereinigten Schal- respektive Schnittfläche bestimmt. Je eine Schal- respektive Schnittfläche wurde jeweils nicht gereinigt.

3.2.2 Qualitative Beurteilung der Betonerosion

Erste Auslagerung

Visuell beurteilt, ist die Erosion der gereinigten Flächen deutlich höher als die der ungereinigten (Abbildung 15). Zwischen den gereinigten Flächen der Würfel aus verschiedenen Betonen waren von Auge keine wesentlichen Unterschiede zu erkennen.

Zweite Auslagerung

Bezüglich des Erosionsgrades können visuell bereits nach drei Monaten Unterschiede zwischen den verschiedenen Betonen und den ARA festgestellt werden. Die Unterschiede sind gut erkennbar, weil die äusserste Schicht des Betons («Betonhaut») hellgrau ist und der Beton darunter dunkelgrau.

| Beton | B-OPC-1 | B-KS | B-HS | B-OPC-2 |
|--|--------------|--------------------|------------------|--------------|
| Zementart | CEM I 42.5 N | CEM II/A-LL 42.5 N | CEM III/B 32.5 R | CEM I 42.5 N |
| Zementgehalt [kg / m ³] | 325 | 325 | 325 | 375 |
| Gesteinskörnungs-Gehalt / 32 mm [kg / m ³] | 1940 | 1935 | 1920 | 1940 |
| Wassergehalt [kg / m ³] | 163 | 163 | 163 | 163 |
| Fliessmittel [kg / m ³] | 3,25 | 3,25 | 3,25 | 3,25 |
| w / z-Wert | 0,50 | 0,50 | 0,50 | 0,40 |
| erste Auslagerung | ja | ja | ja | nein |
| zweite Auslagerung | ja | ja | ja | ja |

Tabelle 5: Zusammensetzung der verwendeten Betone

Folgende Unterschiede im Erosionsgrad können festgestellt werden:

- Beton: B-HS > B-OPC-1 > B-OPC-2 > B-KS (Tabelle 6 / Abbildung 16)
- ARA Region Luzern > ARA Wald > ARA Lyss > ARA Surental (Abbildung 17)
- «schlecht» nachbehandelt > «gut» nachbehandelt

Die ursprüngliche Betonoberfläche ist in den Abbildungen 16 und 17 durch das helle Grau gut zu erkennen. Im Bereich des dunkleren Grau ist die ursprüngliche Oberfläche bereits erodiert. Bei den Schnittflächen sind von Auge keine wesentlichen Unterschiede zu erkennen.

3.2.3 Mikroskopische Untersuchung der Betonoberfläche

Von den Würfeln der 1. Auslagerung und den Quadern der Laborversuche wurden von allen Betonen Proben für die Rasterelektronenmikroskopie präpariert. Die chemische Zusammensetzung wurde mittels Röntgenstrahlung (Energy Dispersive X-Ray) gemessen.

Oberflächenstruktur

Die Mikrostruktur der Betonoberfläche der verschiedenen Betone sowohl der ersten als auch der zweiten Auslagerung zeigt immer dieselben Charakteristiken. Basierend auf der Porosität, können vier verschiedene Zonen identifiziert werden (Abbildungen 18a, b und 19):

- Zone 3: stark poröse Lage direkt an der Betonoberfläche (Dicke: 0,3–1,3 mm)
- Zone 2: dichte Lage (Dicke: 0,01–0,02 mm)
- Zone 1: Lage mit gegenüber dem unveränderten Beton erhöhter Porosität (Dicke: 0,7–1,3 mm)
- Zone 0: unveränderter Beton

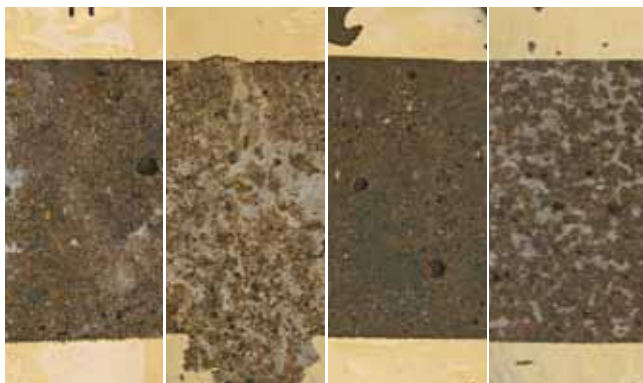


Abbildung 16: Schallflächen der gut nachbehandelten Prüfkörper verschiedener Betone (ARA Wald nach 90 Tagen Auslagerung, von links nach rechts: B-OPC-1, B-KS, B-HS, B-OPC-2, zweite Auslagerung)



Abbildung 17: Schallflächen nach 90 Tagen Auslagerung in verschiedenen ARA (gut nachbehandelter Prüfkörper des Betons B-OPC-1, von links nach rechts: ARA Region Luzern, ARA Surental, ARA Lyss, ARA Wald, zweite Auslagerung)

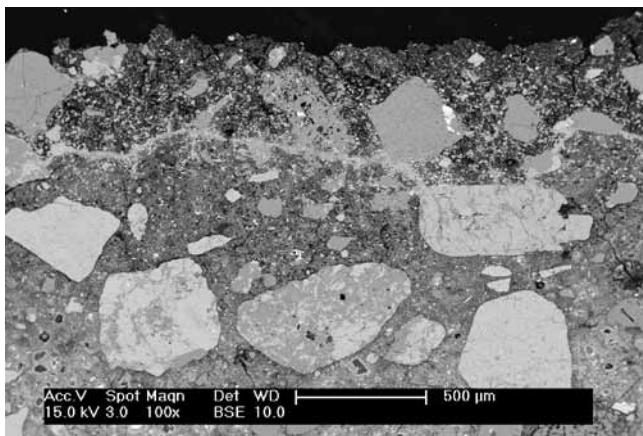


Abbildung 18a: Oberflächenbereich des Betons B-OPC-1 (erste Auslagerung / Bild mit Rasterelektronenmikroskop)

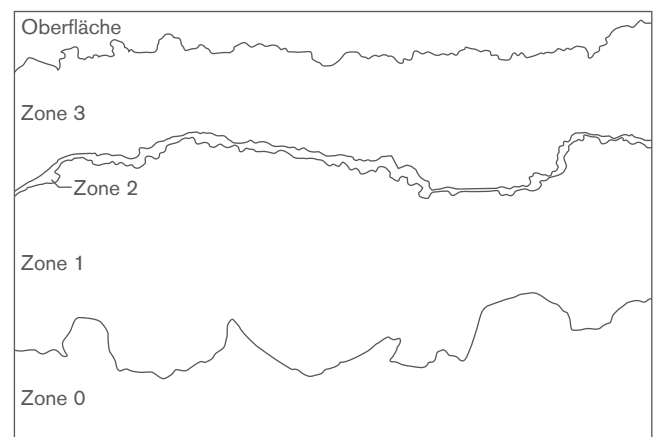


Abbildung 18b: Zonen 0 bis 3 an der Betonoberfläche

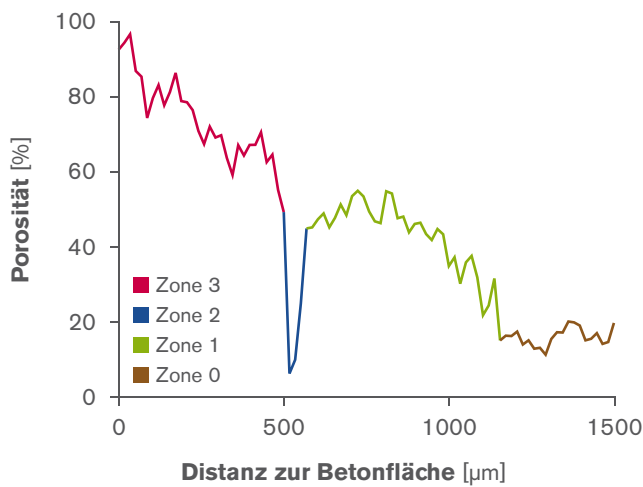


Abbildung 19: Porosität in den Zonen 0 bis 3 im Beton B-OPC-1

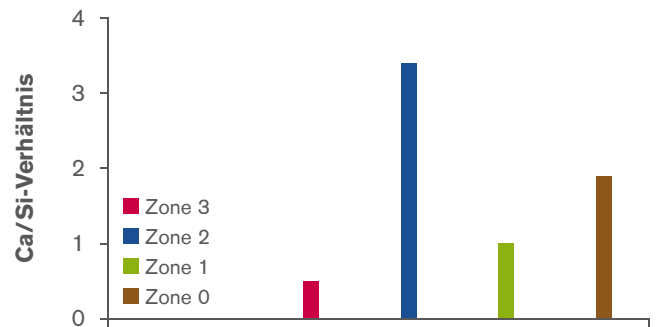


Abbildung 20: Atomares Ca / Si-Verhältnis im Oberflächenbereich von ausgelagerten Betonen (Durchschnittswerte von Beton B-OPC-1, B-KS und B-HS / erste Auslagerung)

Chemische Zusammensetzung der Oberfläche

Abgesehen von der Porosität, zeigen diese Zonen auch Unterschiede in ihrer chemischen Zusammensetzung, die in erster Linie das Calcium-Silizium-Verhältnis (Ca-Si) betreffen (Abbildung 20). Zone 3 ist wegen des chemischen Auflösens von Portlandit ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) und der Destabilisierung der Haupthydratphasen (C-S-H) bezüglich Ca ausgelaugt. Die hohe Dichte in Zone 2 wird durch eine chemische Ausfällung von Calcit verursacht. Calcit wird ausgefällt, wenn das gelöste Ca mit dem im Wasser gelösten Bicarbonat (HCO_3^- , «Wasserhärte») reagiert. Diese Calcit-Ausfällung versiegelt den Beton und verlangsamt den weiteren Angriff. Sie wird durch eine hohe Wasserhärte begünstigt und die Erosion wird damit verringert. An der äusseren Seite dieser Calcit-Schicht wird kontinuierlich Calcit aufgelöst und an ihrer inneren Seite kontinuierlich ausgefällt. So verlagert sich die Calcit-Schicht langsam in den Beton hinein. Die Auslaugung in der Zone 1 führt wiederum zu einem relativ tiefen Ca-Si-Verhältnis, verglichen mit dem unveränderten Beton (Zone 0). Die Bildung dieser Zonen erhöht auch den Abstand zwischen Biofilm und unverändertem Beton, wodurch der Säureangriff zusätzlich verlangsamt wird. Wegen ihrer hohen Porosität weisen die ausgelaugten Zonen 3 und 1 nur eine geringe Festigkeit auf. Das Entfernen dieser Schutzschichten durch Reinigen beschleunigt die Betonerosion und sollte deshalb vermieden werden.

Quantifizierung der Abtragtiefe

In der zweiten Auslagerung wurde die Erosion an der Betonoberfläche quantifiziert. Sie ist beim Beton B-HS am höchsten und beim Beton B-KS am tiefsten (Abbildung 21). Eine Verringerung des w/z von 0,50 zu 0,40 verringert die Erosion. Zwischen den verschiedenen ARA treten substantielle Unterschiede in der Betonerosion auf (Abbildung 22). Die Prüfkörper mit der besseren Nachbehandlung (Dauer 90 Tage) zeigen etwas geringere Erosionsraten als die

schlechter nachbehandelten (Dauer 28 Tage / Abbildung 20). Wegen der Bildung der schützenden Calcit-Schicht ist die Erosion von nicht gereinigten Betonoberflächen nicht linear mit einer Abnahme über die Zeit. Deshalb kann erwartet werden, dass die experimentell bestimmten Abtragraten bei längeren Reinigungsintervallen tiefer liegen würden. Innerhalb der geplanten Instandsetzungsintervalle von 25 Jahren kann erwartet werden, dass die Betonerosion zu keiner verringerten Dauerhaftigkeit führt.

Zusammenfassung der experimentellen Erkenntnisse

Die Abtragrate in den untersuchten ARA wird durch die Zementart, den w/z-Wert, die Nachbehandlung und die Wasserhärte beeinflusst. Eine hohe Wasserhärte verringert einerseits den pH-Wert-Abfall durch die Säureproduktion im Biofilm und begünstigt auf der anderen Seite die Bildung einer dichten Calcit-Schicht. Basierend auf den experimentellen Resultaten kann der Einfluss der verschiedenen Parameter mit der Wasserhärte als dominierender Grösse identifiziert werden (Abbildung 23).

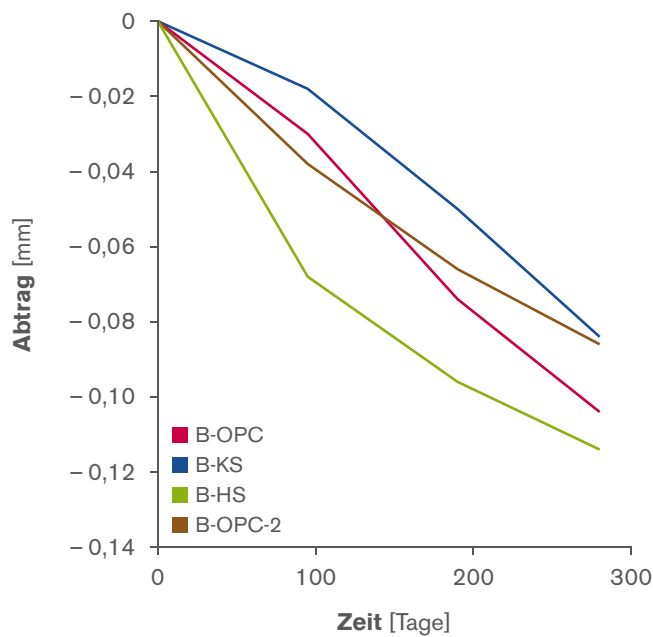


Abbildung 21: Bestimmung der Abtragtiefe an der Schalfläche: verschiedene Betone (Mittel aller ARA)

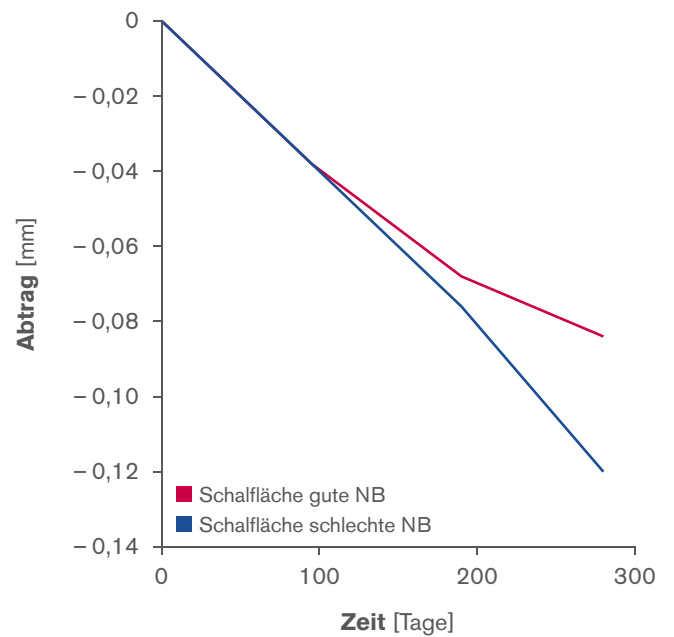


Abbildung 22: Abtragtiefe «gut» und «schlecht» nachbehandelter Prüfkörper (Funktion der Zeit)

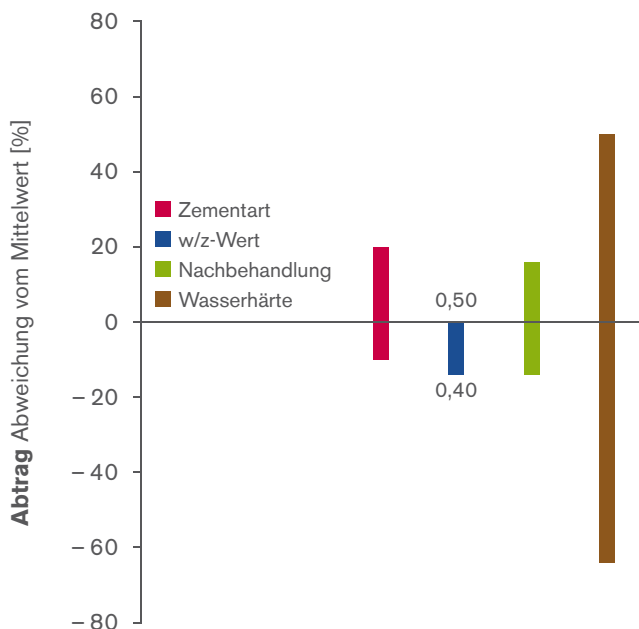


Abbildung 23: Einfluss von Zementart, w/z-Wert, Nachbehandlung und Wasserhärte auf den relativen Abtrag (Abweichung vom Mittelwert)

4 Folgerungen für die Praxis

4.1 Zusammenfassende Erkenntnisse zur Betonerosion

4.1.1 Häufigkeit und Ausmass der Betonerosion

Die Betonerosion in Abwasserreinigungsanlagen ist ein verbreitetes Phänomen. Durch den lösenden Angriff des Abwassers kann grundsätzlich jede Betonoberfläche in jeder ARA bei jedem Verfahren im Bereich der Biologiebecken betroffen sein. Nur gerade bei 4 von 24 Anlagen konnte im Rahmen des Projektes von blosserem Auge keine Erosion festgestellt werden. Weder Gebrauchstauglichkeit noch Tragsicherheit der Anlage sind dadurch im Rahmen der üblicherweise geplanten Nutzungsdauer gefährdet. Das Ausmass des Oberflächenabtrags ist unterschiedlich. Die grösste bis heute festgestellte Betonerosion bei Anlagen, die seit mehreren Jahren oder Jahrzehnten in Betrieb sind, beträgt 3 bis 4 mm (Anlagenbeobachtungen). Die maximale Abtragrate bei den Auslagerungsversuchen betrug bei viermal jährlich gereinigten Flächen zwischen 0,02 und

0,3 mm / Jahr. Der Abtrag nimmt mit fortschreitendem Alter des Betons tendenziell ab, vorausgesetzt die Oberflächen werden nicht mechanisch gereinigt.

4.1.2 Die Rolle der Mikroorganismen im Biofilm

In belüfteten Biologiebecken einer ARA findet unter geeigneten Bedingungen eine Nitrifikation statt: Die Oxidation des Ammoniums im Abwasser zu Nitrat führt wie in Kapitel 2.1. dargestellt zur Freisetzung von Protonen (H^+ -Ionen). Damit kann grundsätzlich ein lösender, chemischer Angriff erfolgen. Weil die Betonoberfläche in solchen Becken mit einem nitrifizierenden Biofilm überzogen ist, nimmt – wie experimentell nachgewiesen werden konnte – in diesem Biofilm aber der pH-Wert ab, je tiefer die Messung im Biofilm erfolgt. Ein Grund dafür ist die Produktion von CO_2 durch die Atmungsaktivität der Mikroorganismen. Der im Abwasser gemessene pH-Wert stimmt nicht mit demjenigen im Biofilm überein. Dieser kann wesentlich tiefer liegen (saurer Bereich, $pH < 7$).

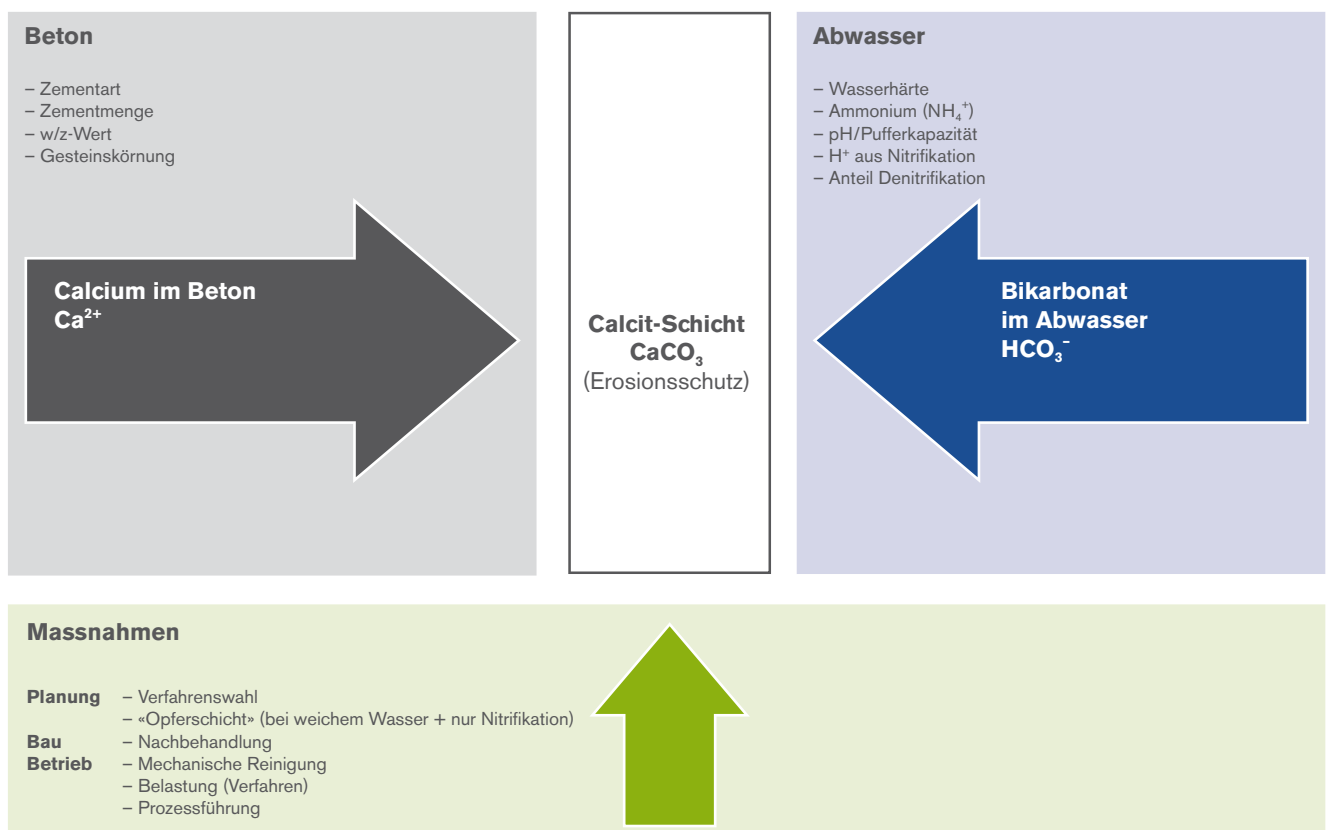


Abbildung 24: Faktoren, welche die Ausbildung einer Calcit-Schicht als Erosionsschutz beeinflussen

4.1.3 Puffer- und Schutzwirkung von Bicarbonat und Calcit

Die Löslichkeit von Carbonaten ist pH-abhängig: Freigesetztes CO_2 (eine Säure) durch Atmungsaktivität im Biofilm senkt den pH-Wert ($\text{pH} < 7$). Alkalische Bedingungen ($\text{pH} > 7$) an der Betonoberfläche (z.B. Calciumhydroxid im Beton) führen ihrerseits zur Bildung von Carbonat (CO_3^{2-}) aus Kohlendioxid und Bicarbonat. Bei der Betonerosion ist neben dem sauren Angriff durch CO_2 auf den Zementstein damit auch die Fällungsreaktion von Calcium (aus dem Zement) und Bicarbonat (HCO_3^- aus Abwasser) von Bedeutung. Die Ausbildung der Calcitschicht ist in erster Linie durch den Gehalt an Bicarbonat (HCO_3^-) im Abwasser bestimmt. Lage und Dichte dieser Calcitschicht sind abhängig von Betonzusammensetzung und Wasserhärte, weil diese bestimmen, wo und wie viel Calciumionen (Ca_2^+) auf Carbonationen (CO_3^{2-}) treffen und durch Ausfällung Calcit bilden können. Die Menge an ausgefälltem Calcit bestimmt schliesslich die Dichtigkeit und Wirksamkeit der Calcit-Schutzschicht als Diffusionsbarriere. Calcit wirkt als Puffer gegen angreifende Säuren und wird dabei aufgelöst, wodurch HCO_3^- entsteht.

4.2 Einflüsse auf die Betonerosion in der Praxis

In Abbildung 24 ist schematisch zusammengefasst, welche Faktoren aus dem Bereich der Abwasserbehandlung, des Betons und der ARA-Betriebsführung die Ausfällung von Calcit und damit den Schutz vor weiterer Erosion beeinflussen. Diese Faktoren können in der Praxis durch unterschiedliche Massnahmen beeinflusst werden.

Hartes Wasser bremst die Betonerosion

Die Härte des Abwassers hat einen zentralen Einfluss auf das Auftreten von Betonerosion: Bicarbonate (HCO_3^-) im Abwasser erhöhen die Pufferkapazität indem sie einen Teil der freigesetzten Protonen direkt neutralisieren können. Die Ausfällung von Calcit in der Betonoberfläche erfolgt bei Kontakt mit basischem $\text{Ca}(\text{OH})_2$.

Je weicher das Abwasser ist, desto kleiner ist diese Pufferkapazität. Dadurch kann die Calcit-Schicht nur schwach oder gar nicht aufgebaut werden.

Eine starke Calcit-Schicht verstärkt die Pufferwirkung gegenüber frei werdenden Protonen und CO_2 aus Bioprocessen im Biofilm.

Einfluss der biologischen Prozesse und der Verfahrenswahl

Die Betonerosion ist in belüfteten Biologiebecken mit Nitrifikation eindeutig grösser als bei anoxischen Becken mit Denitrifikation. Anlagen mit ammoniakreichem Abwasser ohne Denitrifikationsstufe weisen aufgrund der hohen Nitrifikationsrate im belüfteten Bereich die stärkste Betonerosion auf. Durch die Verfahrenswahl im Rahmen einer ARA-Planung kann das Risiko des Auftretens von Betonerosion beeinflusst werden:

- Am wenigsten tritt das Phänomen bei Belebtschlamm-Anlagen mit optimierter Denitrifikation auf
- Am stärksten von Betonerosion betroffen sind Festbettanlagen mit starker Raumbelastung und nur Nitrifikation

Der Erosionswiderstand kann betontechnologisch erhöht werden

Ein hohes Depot an Calciumhydroxid $\text{Ca}(\text{OH})_2$ im Beton führt zu einer hohen Pufferkapazität. Diese kann durch eine geeignete Wahl von Zementart und Betonzusatzstoff sowie durch den Zementgehalt optimiert werden. Ein tiefer w/z-Wert wirkt generell verdichtend und damit auch hemmend auf die Diffusion und den Erosionsprozess.

Betonerosion wird durch mechanische Belastung der Oberfläche verstärkt

Das intensive und regelmässige Reinigen mit Wasserhochdruck beschleunigt den Abtrag der Calcit-Schutzschicht. Zur Verhinderung der Betonerosion sollte dies deshalb möglichst unterlassen werden.

Verfahren mit erhöhter mechanischer Belastung (z.B. Festbettverfahren mit Styroporkügelchen) können eine verstärkte mechanische Belastung und damit eine erhöhte Betonerosion zur Folge haben.

4.3 Abschätzung des Risikos für Betonerosion

Aufgrund der bisherigen Erfahrungen wurden Risikobereiche definiert, für welche Bedingungen hinsichtlich Wasserhärte des Abwassers, der Bioprocessen der Stickstoffumwandlung (Nitrifikation / Denitrifikation) und Belastung durch das Verfahren massgebend sind. Aus der Beurteilung der Einflussgrössen in Abbildung 24 ergeben sich einige Risikofaktoren, welche bei der Planung zu berücksichtigen sind:

Geringe Wasserhärte

Bei geringer Wasserhärte fehlt das für die Ausbildung einer Calcit-Schicht notwendige Bicarbonat im Abwasser. Wie in Abbildung 12 erkennbar, sind Anlagen mit weichem Wasser besonders erosionsgefährdet.

In den entsprechenden Regionen mit weichem Wasser ist deshalb dieser Aspekt in der Planung besonders zu berücksichtigen.

Nitrifikation ohne Denitrifikation

Theoretisch werden bei einer Nitrifikation des Ammoniaks doppelt so viel Protonen freigesetzt wie bei einer Kombination mit einer nachfolgenden Denitrifikation. Tatsächlich ist die stärkere Erosionswirkung in Anlagen mit reiner Nitrifikation in der Praxis auch nachweisbar (Abbildungen 10–12).

Aus der Sicht der Prävention gegen Betonerosion sollte die Nitrifikation deshalb stets kombiniert mit einer Denitrifikation betrieben werden. Als Nebeneffekt wird dadurch

auch die Einleitung von Nitraten in den Vorfluter reduziert, welche schliesslich zur Eutrophierung der Gewässer beitragen.

Mechanische Belastung oder Raumbelastung

Die an der Oberfläche ausgebildete Calcit-Schutzschicht ist empfindlich auf mechanische Belastung. Eine solche kann durch ungeeignete Reinigungsmethoden im Betrieb (z.B. Hochdruckreiniger, Abbürsten etc.) erfolgen. Die Untersuchungen haben zudem gezeigt, dass Festbettreaktoren eine erhöhte Betonerosion aufweisen (Tabelle 5). Neben dem mechanischen Einfluss von Füllkörpern kann dieser Sachverhalt auch mit der intensiveren chemischen Belastung (Freisetzung von Protonen) durch höhere Konzentrationen bei höherer Raumbelastung erklärt werden. Im Merkblatt sind Risikobereiche definiert, welche besondere Massnahmen für die Bewehrungsüberdeckung erfordern.

4.4 Mögliche Massnahmen bei Planung, Bau und Betrieb

4.4.1 Verfahren: Nitrifikation mit Denitrifikation kombinieren

Betonerosion tritt besonders stark in belüfteten Biologiebecken auf, in denen eine reine Nitrifikation stattfindet. Die Untersuchungen haben gezeigt, dass mit der Wahl des Verfahrens das Ausmass der Betonerosion beeinflusst werden kann: Bei denitrifizierenden (Neutralisation eines Teils der aggressiven Säure aus der Nitrifikation) und mechanisch wenig oberflächenbelastenden Verfahren tritt weniger Betonerosion auf. Gleichzeitig wird dabei auch die Gewässerbelastung durch Nitrat reduziert.

4.4.2 Zement und Beton: durch geeignete Planung den Widerstand erhöhen

Die Betonzusammensetzung hat einen grossen Einfluss auf den Erosionswiderstand. Sowohl der w/z-Wert wie auch die Zementart beeinflussen das Depot des $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -Gehaltes wie auch die Dichte des Zementsteines. Deshalb dürfen für die Expositionsklasse XAA (CH) nur die für die Expositionsklasse XD3 (CH) zugelassenen Zementarten nach SN EN 206-1, Tabelle NA.3 eingesetzt werden. Werden zusätzlich Anforderungen an den Frost- und Frosttausalz-widerstand sowie an den Sulfatwiderstand gestellt, so sind die für die Expositionsklasse XF freigegebenen Zemente sowie Zemente mit einem hohen Sulfatwiderstand zu verwenden. Je tiefer der w/z-Wert ist, desto dichter wird der Beton. Die bisherige Erfahrung zeigt, dass der maximale w/z-Wert auf 0,45 und der Mindestzementgehalt auf 320 kg/m^3 festgelegt werden muss, um einerseits eine gute Verarbeitbarkeit und andererseits eine hohe Dichtigkeit zu erreichen und damit den Widerstand im Beton zu erhöhen. Neben dem w/z-Wert und der Zementart gibt es noch weitere wichtige Einflussparameter wie die Art der Gesteinskörnung, die Verwendung von Zusatzstoffen und die Qualität der Nachbehandlung. Die Qualität der Nachbehandlung (Art und Dauer) trägt ebenfalls dazu bei, den

Widerstand gegen Betonerosion zu erhöhen. Entscheidend ist der Schutz der Oberfläche des noch jungen Betons, um eine dichte und rissfreie Oberfläche zu gewährleisten. Deshalb sind die Anforderungen im Merkblatt für die Dauer der Nachbehandlung zwingend durch geeignete Massnahmen einzuhalten. Je älter der Beton ist, bevor er durch Abwasser erstbelastet wird, desto höher ist der Widerstand gegenüber Betonerosion.

Geringer w/z-Wert, erhöhter Zementgehalt, geeignete Wahl der Ausgangsstoffe (Zementart, Gesteinskörnung etc.) und die Qualität der Nachbehandlung sind entscheidend für den Widerstand des Betons gegen Betonerosion bzw. beeinflussen die Bildung der für den Widerstand wichtigen Calcit-Schutzschicht. Die Erstellung eines Qualitätssicherungsprotokolles bei der Ausführung von ARA, das u.a. die Betonzusammensetzung, die Bewehrungsüberdeckung, die Lufttemperatur, die Witterung, die Einbringzeit, die Ausschaltungsfrist und die Art und Dauer der Nachbehandlung beinhaltet, ist sinnvoll.

4.4.3 Optimierungen im Betrieb

Je nach Verfahrensart und je nach Prozessführung ist die mechanische Belastung der Oberfläche und damit einhergehend die Schwächung oder Zerstörung der schützenden Calcit-Schicht durch Abbürsten, Hochdruckreinigung oder eine verfahrensbedingte, hydraulische Belastung mit Partikeln (Festbettverfahren) unterschiedlich. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass auf die mechanische Reinigung der Becken bei Beckenentleerungen möglichst zu verzichten ist, wobei entsprechende Massnahmen direkt im Betrieb zu treffen sind. Eine Dokumentation der wichtigsten Abwasserwerte hilft zudem bei der Beurteilung von Betonerosion ebenso wie deren fotografische Erfassung.

4.4.4 Konstruktive Massnahmen bei stark belasteten ARA

Keine Betonoberfläche ist bei Einwirkung durch kommunales Abwasser gegen Betonerosion gefeit. Bei ungünstigen Einwirkungen wie zum Beispiel durch geringe Wasserhärte, reine Nitrifikation oder durch ein mechanisch belastendes Verfahren sind zusätzliche Massnahmen zu berücksichtigen. Einerseits kann der Konstruktionsbeton bei gleich bleibender Konstruktionsdicke durch die Erhöhung der im Merkblatt in Tabelle 2 festgelegten Bewehrungsüberdeckung vor dem Abtrag geschützt werden, andererseits durch das Aufbringen einer Opferschicht (Vergrösserung der Konstruktionsdicke). Dadurch wird der Schutz der im Beton eingelegten Bewehrungsseisen vor Bewehrungskorrosion langfristig sichergestellt.

4.4.5 Weiterführende Untersuchungen

Im Rahmen der bisherigen Untersuchungen wurden mehrheitlich Anlagen im Einzugsgebiet von hartem kalkhaltigem Wasser untersucht. Vermehrte Untersuchung von Anlagen in Einzugsgebieten mit silikatischen Gesteinen wie Granit, Gneis, Basalt und Schiefer ist sicher von Nutzen für Planer und Bauherr.

4.5 Information des Bauherrn durch den Planer

Es ist von grosser Bedeutung, zu Beginn der Planung einer ARA eine korrekte Risikobeurteilung betreffend das Potenzial für Betonerosion vorzunehmen. Richtige und wegweisende Entscheide in der frühen Planungsphase helfen, den Aufwand für Instandsetzung und Unterhalt in der Nutzungsphase des Betonbauwerkes zu minimieren bzw. zu vermeiden. Deshalb ist es wichtig, dass der Planer den Bauherrn über diese Risikobeurteilung und daraus resultierende mögliche Massnahmen informiert. Wichtige Informationen dazu betreffen

- das Phänomen der Betonerosion in Abhängigkeit des zu behandelnden Abwassers,
- die Möglichkeiten der Einflussnahme durch Verfahrenswahl und Prozessführung,
- die erwartete verfahrensspezifische Lokalisation von Betonerosion,
- Vorgaben der relevanten Normen,
- mögliche Folgen von Betonerosion im Betrieb (z.B. Entsorgung von Sand),
- die Möglichkeit von präventiven baulichen Massnahmen und
- mögliche Kostenfolgen für Bau, Betrieb und Wartung.

In Tabelle 6 sind die wichtigsten Punkte zusammengefasst, über welche der Planer bei der Vorbereitung eines Projektes die beteiligten Adressaten, von den Kantonsbehörden über den Bauherrn bis hin zum Betreiber, informieren sollte.

| Planungsgrundlage | Information | Betroffen |
|----------------------------------|--|--|
| Vorgaben Gewässerschutz | Die Einleitbedingungen werden durch den Kanton festgelegt und betreffen auch die Anforderungen an eine Nitrifikation respektive Denitrifikation. | Kanton |
| Planungsvorbereitung | Stickstoff-Elimination durch eine optimierte Denitrifikation verbessert die Einleitqualität des Wassers der ARA in den Vorfluter (Nitratgehalt) und senkt gleichzeitig das Erosionspotenzial in der Anlage. Bioprozesse in der Anlage: Nitrifikation erhöht die Betonerosion, Denitrifikation reduziert deren Potenzial. Bei weichem Wasser in der Anlage ist die Abtragsrate in der Nitrifikation höher, solange diese nicht gehemmt wird. Einfluss weiterer verfahrenstechnischer Grössen wie Raum- und /oder mechanische Belastung sind mitzubersichtigen. Ziel: präventive Minimierung der Betonerosion oder deren Einbezug in die Kostenrechnung. | Bauherr Kanton Ingenieur |
| Vorkonzept und Verfahrenswahl | Die Wahl des Verfahrens hat einen Einfluss auf das Potenzial der Betonerosion. Die Auswirkungen der zu erwartenden Betonerosion auf die Investitions- und Betriebskosten sind abzuschätzen und in die Planung und Kostenschätzung einzubeziehen. Die Realisierung einer Denitrifikationsstufe ist auch aus gewässerschutztechnischer Sicht prüfenswert. | Behörden Bauherr Unternehmer Betreiber Ingenieur |
| Projekt (Konstruktion) | Das Auftreten von Betonerosion ist allenfalls verfahrensspezifisch in speziellen Becken der Anlagen lokalisiert. In Anlagenbereichen mit erhöhtem Betonerosionsrisiko ist eine konstruktive Verstärkung der Beckenwanddicke (Opferschicht) zusätzlich zur gemäss Risikobereich vorgegebenen Bewehrungsüberdeckung der Expositions-kategorie XAA(CH) zu prüfen. Wo auf konstruktive Massnahmen verzichtet wird, ist der Bedarf eines geeigneten Oberflächenschutzes zu prüfen. Nutzungsvereinbarung berücksichtigt Betonerosion | Bauherr Unternehmer Ingenieur |
| Realisierung | Zusammensetzung und Nachbehandlung des Betons sind von Bedeutung für den Widerstand der Betonoberfläche gegenüber Betonerosion. Die Empfehlungen des Herstellers einhalten Qualitätssicherung | Bauherr Unternehmer Ingenieur |
| Betrieb | Auf mechanische Reinigungen von Oberflächen bei Beckenleerungen verzichten. Die Betreiber sollen dahingehend sensibilisiert werden. | Betreiber |
| Unterhalt | Das Auftreten von Betonerosion kann Folgen für den Betrieb haben (Verschleiss durch Absandung, Sand in der Anlage) | Betreiber |
| Instandsetzung | Das Auftreten von Betonerosion kann Folgen für den Betrieb haben (Verschleiss durch Absandung, vermehrte Kontrolle / Untersuchung der Becken) | Bauherr Ingenieur Betreiber |

Tabelle 6: Adressatenspezifischer Informationsbedarf des Planers betreffend Betonerosion

5 Literatur

- [1] «Betonerosion in Biologiebecken von Abwasserreinigungsanlagen – Beurteilung des lösenden Angriffs – mögliche Massnahmen, Schlussbericht der Projektgruppe ARA»
- [2] Verfahrensschema aus www.vsa.ch
- [3] «Siedlungsentwässerung im Wandel», EAWAG News 57d, Sept. 2003, S. 7
- [4] DIN EN ISO 8044 «Korrosion von Metallen und Legierungen – Grundbegriffe und Definitionen», Beuth-Verlag, November 1999.
- [5] DIN EN 1045-2 «Beton-Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität, Anwendungsregeln zu DIN EN 206-1.», Beuth-Verlag, Februar 2002.
- [6] Thistlethwayte, D.: Sulfide in Abwasseranlagen, Beton-Verlag, Düsseldorf 1979 / dt. Zementmerkblatt T3, Sulfide in Abwasseranlagen 2/1999)
- [7] SN EN 206-1 «Beton-Teil 1: Festlegung, Eigenschaften, Herstellung und Konformität», Zürich, 2000.
- [8] Grube, H. und Rechenberg, W.: «Betonabtrag durch chemische angreifende saure Wässer», beton, 1987, Heft 11, S. 446–451, Heft 12, S. 495–498.

BETONSUISSE Marketing AG
Marktgasse 53
3011 Bern

T 031 327 97 87
F 031 327 97 70

info@betonsuisse.ch
www.betonsuisse.ch