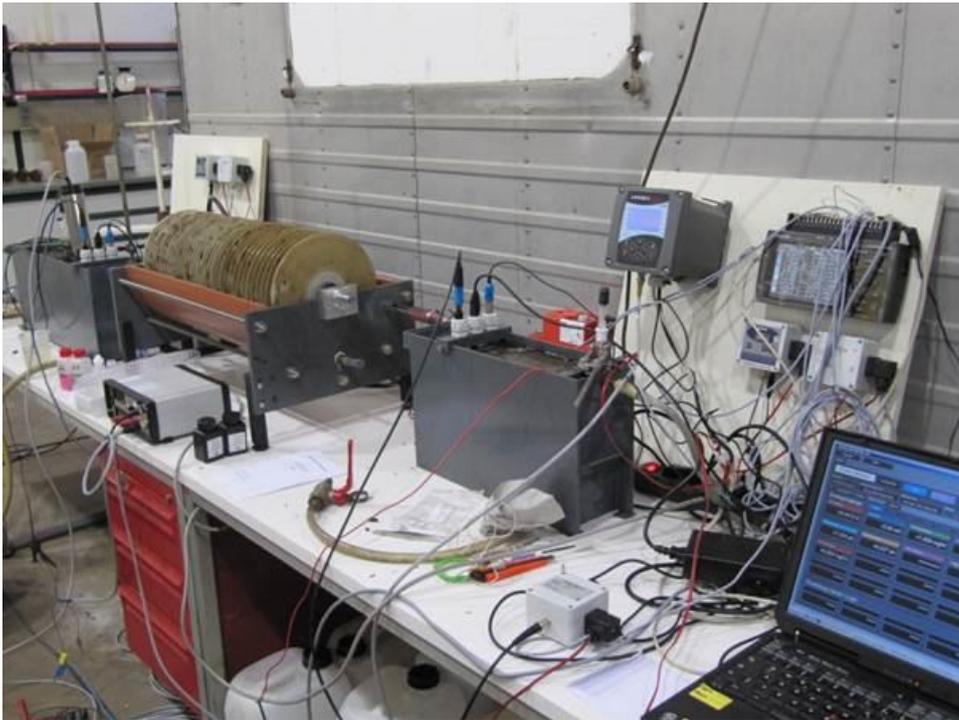


Schlussbericht KMU Innovativ

“Bio-elektrochemische Denitrifikation (BED)”



GEFÖRDERT VOM



Bundesministerium
für Bildung
und Forschung



PTKA
Projektträger Karlsruhe
Karlsruher Institut für Technologie

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)



Projektleiter (KIT): Prof. h.c. Dipl.-Ing. Erhard Hoffmann

Projektbearbeiter (KIT): Dr.-Ing. Andreas Blank

Karlsruhe, November 2013

„Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter dem Förderkennzeichen O2WQ 1114 gefördert.“

Motivation und Zielsetzung

Ein in der Abwassertechnik bisher nicht zufriedenstellend gelöstes Problem ist die Denitrifikation für Verfahren mit sessilen Biofilmen. Aus diesem Grund werden gegenwärtig überwiegend Neuanlagen nach dem Belebtschlammverfahren gebaut, obwohl Biofilmverfahren nur ca. 30 % der Energie des Belebtschlammverfahrens benötigen.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes sollte ein Verfahren zur Denitrifikation für Kläranlagen mit sessiler Biomasse (hier Scheibentauchkörper) entwickelt werden, mit dem - im Vergleich zum Belebtschlammverfahren – vergleichbare Denitrifikationsleistungen erreicht werden können, bei einfacherer Steuerung und Handhabung.

Hierfür sollten Forschungserkenntnisse aus dem Bereich mikrobieller Brennstoffzellen, die Abwasser als „Brennstoff“ verwenden auf die Abwasserreinigung übertragen werden. Der Forschungsschwerpunkt im Bereich der mikrobiellen Brennstoffzelle liegt in der Optimierung der Energieausbeute, ein positiver Nebeneffekt ist dabei eine autotrophe Denitrifikation an der Kathode der Brennstoffzelle ohne Zugabe einer externen C-Quelle bei gleichzeitiger Oxidation von organischen Abwasserinhaltsstoffen an der Anode.

Dieser „positive Nebeneffekt“ stand im Mittelpunkt dieses Forschungsprojekts.

Hierbei wurde das Verfahren der mikrobiellen Brennstoffzelle modifiziert und auf die Abwasserreinigung übertragen. Die Neuerung der Bio-elektrochemische Denitrifikation liegt in der konsequenten räumlichen Trennung von kathodischem- und anodischem Halbelement, wobei ein aerober Bioreaktor zur (Rest-) C-Elimination und Nitrifikation zwischen geschaltet ist. Durch den unmittelbaren Protonentransport im zu reinigenden Substrat kann auf die Verwendung einer teuren und wartungsintensiven Membran verzichtet werden. Als aerobe Stufe können alle bekannten Biofilmverfahren wie beispielsweise Scheibentauchkörper eingesetzt werden.

Im Rahmen dieses Forschungsprojektes wurde eine Versuchsanlage von Dr. Scholz & Partner GmbH in Kooperation mit dem Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft und Wassergütwirtschaft des KIT konzipiert auf der Kläranlage Iffezheim installiert und in Betrieb genommen.

Das Vorhaben war in zwei Phasen untergliedert. In Phase 1 wurde durch das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft des KIT zunächst im halbtechnischen Maßstab die prinzipielle Machbarkeit und die Effizienz der Verfahrenstechnik

untersucht und verifiziert. Diese Ergebnisse dienen als Auslegungsgrößen für die großtechnische Versuchsanlage, die zur Jahresmitte 2011 auf der Kläranlage Iffezheim installiert wurde.

In Phase 2 wurde diese großtechnische Anlage auf der Kläranlage Iffezheim betrieben. Im Rahmen dieser Phase 2, die durch das Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft begleitet wurde, sollte untersucht werden, ob und in welchem Umfang sich die Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungsphase im Alltagsbetrieb realisieren lassen.

Halbtechnischer Versuchsbetrieb im Technikum des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung – Bereich Siedlungswasserwirtschaft

Anfang Mai 2010 wurden der 3-kaskadige halbtechnische Scheibentauchkörper (Gesamtscheibenfläche $3,14 \text{ m}^2$, $Q_{zu} = 70 \div 90 \text{ l/d}$), die Elektrodenkammern (Vorklärbecken = Anodenkammer; Nachklärbecken = Kathodenkammer) und die Elektroden im Technikum des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft installiert (Abbildung 1). Ab Mitte Mai 2010 wurde in Absprache mit dem Projektpartner/der Projektleitung (Dr. Scholz und Partner, Kirchberg) mit der Beschaffung der messtechnischen Ausrüstung der halbtechnischen Versuchsanlage begonnen. Die messtechnische Ausrüstung umfasst pH-, Redox-, Sauerstoff- und Nitratsonden sowie die zur Messung des Zellenpotentials und der Stromstärke nötigen Referenz- und Arbeitselektroden (Abbildung 1). Mit der Planung und Installation der Messperipherie einschließlich aller Elektroden, deren Messwertgeber und der Datenerfassung wurde die Firma Bank Elektronik – Intelligent Controls GmbH, Pohlheim beauftragt. Aufgrund von Lieferschwierigkeiten und Fehllieferungen seitens Bank Elektronik - Intelligent Controls GmbH, Pohlheim konnte die halbtechnische Versuchsanlage erst Mitte November 2010 vollständig in Betrieb genommen werden. Zu Beginn der Untersuchungen wurde festgestellt, dass die ursprüngliche Prozessführung nicht zielführend war. Aufgrund des zu geringen H^+ -Transports zwischen der Anode und der Kathode stellte sich im potentiostatischen Betrieb der Halbzellen ein nur sehr geringer Elektronenfluss resp. eine sehr geringe Stromstärke ein. Durch die Installation einer zusätzlichen Salzbrücke konnte diesem Problem begegnet werden.

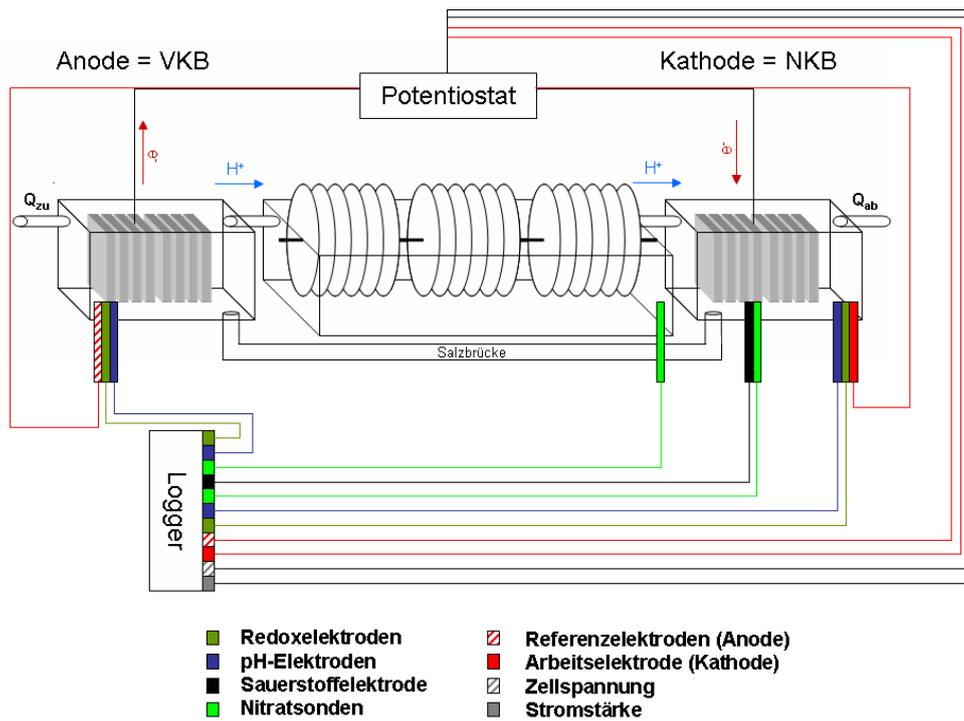


Abbildung 1: Versuchsanlage mit messtechnischer Ausstattung (Schema)

Installiert wurde ein mit Blähton-Kugeln gefülltes PVC-Rohr (\varnothing 50 mm), welches die Anodenkammer (Vorklärung) mit der Kathodenkammer (Nachklärung) verbindet (Abbildung 2).

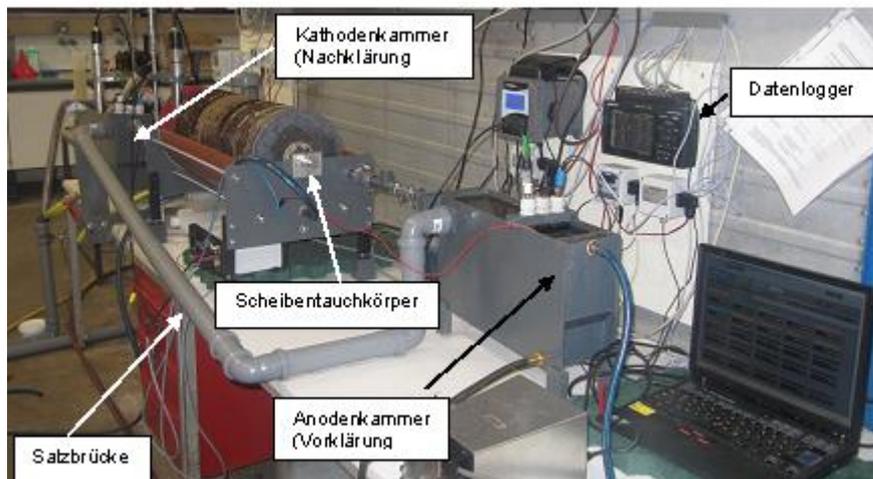


Abbildung 2: Versuchsanlage mit messtechnischer Ausrüstung

Es zeigte sich jedoch, dass durch diese Salzbrücke zwar die Stromstärke zwischen den Elektrodenkammern erhöht werden konnte, aber diese mit Blähton gefüllte Salzbrücke eine nur unzureichende hydraulische Sperre zwischen der Vorklärung und der Nachklärung darstellte.

Im Nachklärbecken wurden deutlich höhere Ammonium-Konzentrationen gemessen als in der 3. Kaskade des Scheibentauchkörpers (Abbildung 3). Um diesem Problem entgegenzutreten, wurde die ursprüngliche Blähtonfüllung durch eine Sandfüllung ersetzt.

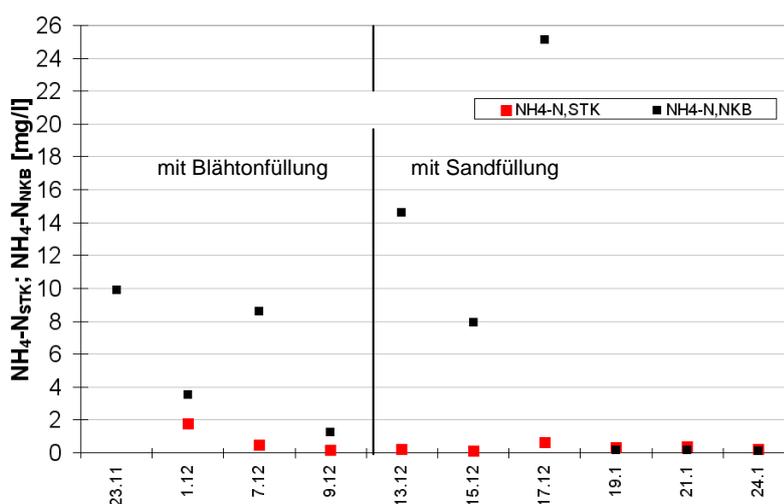


Abbildung 3: Ammoniumkonzentrationen im Nachklärbecken (NH₄-N, NKB) und in der 3. Kaskade des Scheibentauchkörpers (NH₄-N, STK)

Durch diese Maßnahme konnte bei gleichbleibendem Potential und gleichbleibender Stromstärke der hydraulische „Kurzschluss“ zwischen Vorklärung und Nachklärung unterbunden werden.

Bis Mitte Dezember 2011 konnte aufgrund der ungeeigneten Salzbrücke zwischen den beiden Elektrodenkammern keine plausible Stickstoffbilanz resp. keine messbare Reduktion der Nitratkonzentration zwischen der 3. Kaskade des Scheibentauchkörpers und Kathodenkammer (Nachklärung) bestimmt werden.

In Batchuntersuchungen konnte jedoch die Aktivität des Biofilms auf den Elektroden resp. dessen Denitrifikationsleistung bestimmt werden. Hierfür wurden die Elektroden in einem Batchreaktor platziert dessen Elektrodenkammern durch eine Kationenaustauschmembran getrennt wurden (Abbildung 4).

Zu Versuchsbeginn wurde die Anodenkammer mit hochverdünnter Essigsäure mit definierter CSB-Konzentration (ca. 700 mg CSB/l) und die Kathodenkammer mit Kaliumnitratlösung mit einer mittleren Nitratkonzentration von 120 mg NO₃-N/l befüllt. Die Nitratkonzentration in der Kathodenkammer zu Beginn und am Ende des Versuchs wurde nasschemisch bestimmt.

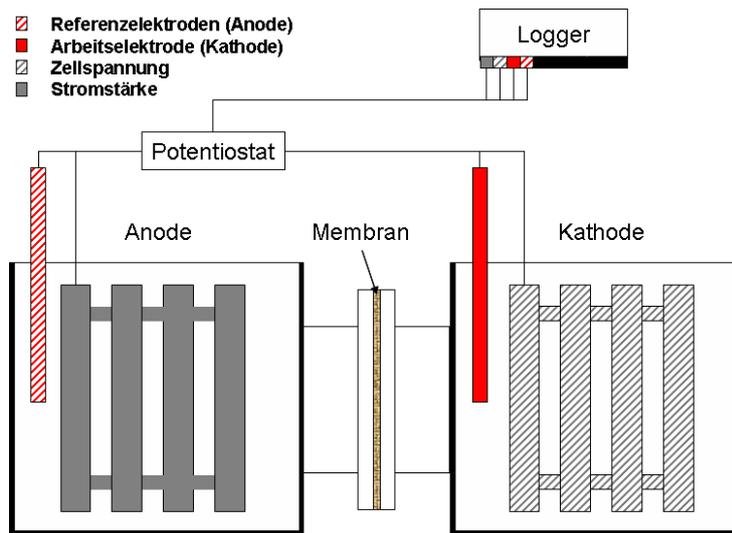


Abbildung 4: Batchreaktor – Untersuchung der Denitrifikationsleistung

Die maximale Denitrifikationsleistung von 735 mg/(m²*d) wurde bei einer Versuchsdauer von 24 h erreicht. Mit zunehmender Versuchsdauer verringerte sich die flächenbezogene Denitrifikationsleistung (Abbildung 5).

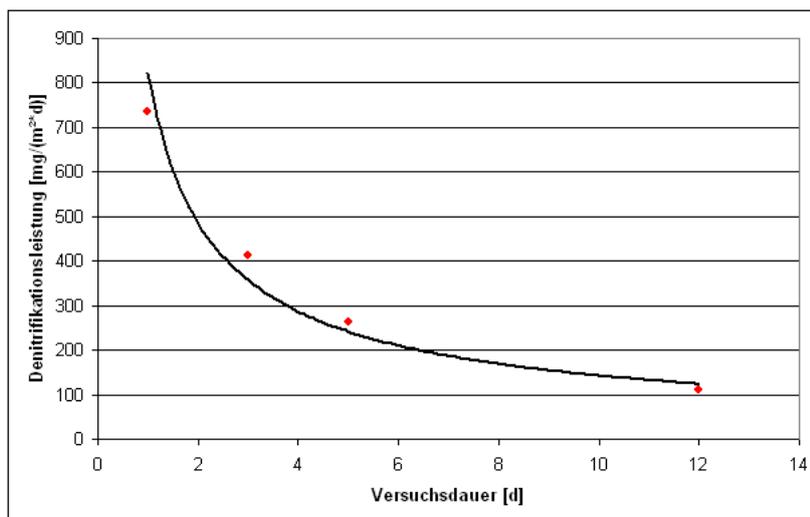


Abbildung 5: Denitrifikationsdauer in Abhängigkeit von der Versuchsdauer (Batchreaktor)

Nachdem Ende 2010 mit dem kontinuierlichen Betrieb der Versuchsanlage (Abbildung 16) begonnen werden konnte, wurde die Nitratkonzentration im Zulauf des Nachklärbeckens (Ablauf STK) und im Ablauf der Nachklärung on-line erfasst, um die Denitrifikationsleistung des Systems quantifizieren zu können.

Als weitere Kontrollparameter wurden - ebenfalls on-line - das Redoxpotenzial und die Stromstärke zwischen den Elektrodenkammern sowie der pH-Wert und das Redoxpotenzial in den Elektrodenkammern aufgezeichnet. Zusätzlich wurde die Sauerstoffkonzentration im Nachklärbecken aufgezeichnet.

Parallel dazu wurden die CSB-Konzentrationen im Zulauf zum Vorklarbecken, im Ablauf des STKs und im Ablauf der Nachklärung sowie die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration im Zulauf zur Vorklärung, im Ablauf des STKs und im Ablauf der Nachklärung nasschemisch bestimmt.

Die labormaßstäblichen Untersuchungen wurden im Juni 2011 beendet. Danach wurde die technische Versuchsanlage auf der Kläranlage Iffezheim installiert und diese mit der vorhandenen Messperipherie der labormaßstäblichen Versuchsanlage ausgestattet und im September 2011 in Betrieb genommen.

Die Ergebnisse des labormaßstäblichen Versuchsbetriebs haben gezeigt, dass es ein direkter Zusammenhang zwischen der Sauerstoffkonzentration respektive dem Redoxpotenzial im Nachklärbecken (Kathodenkammer) der labormaßstäblichen Versuchsanlage und der Denitrifikationsleistung besteht.

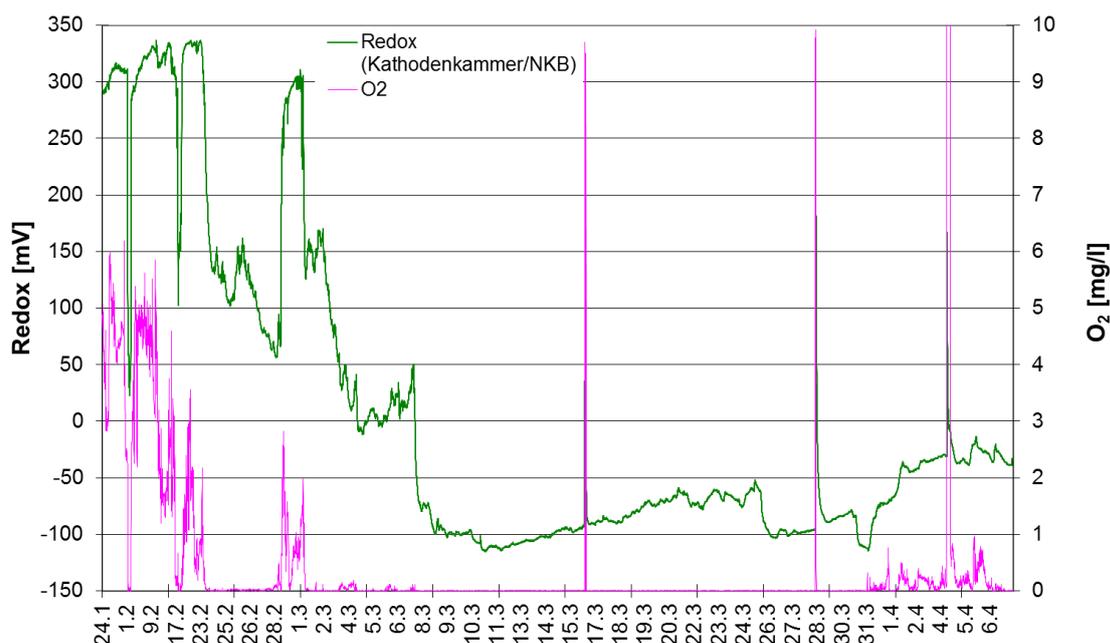


Abbildung 6: Sauerstoffkonzentration und Redoxpotenzial in der Kathodenkammer

Mit steigender Sauerstoffkonzentration erhöht sich das Redoxpotenzial in der Kathodenkammer (Abbildung); gleichzeitig verringert sich die Denitrifikationsleistung des Systems mit steigender Sauerstoffkonzentration. Nur bei Sauerstoffkonzentrationen nahe Null sind maximale Denitrifikationsleistungen zu erreichen.

Über den Untersuchungszeitraum wurde eine maximale Denitrifikationsrate von ca. 5,8 g NO₃-N/(m²*d) erreicht. Die erreichbaren Denitrifikationsraten werden durch die NO₃-N-Zulaufkonzentration zum Nachklärbecken (Kathodenkammer) beeinflusst (Michaelis-Menten-Kinetik). Hohe NO₃-N-Zulaufkonzentrationen führen zu hohen Denitrifikationsraten. Um diesen Zusammenhang quantifizieren zu können, wurden die Umsatzraten für mehrere vergleichbare Zulaufkonzentrationen zusammengefasst. Daraus wurde anhand einer Linearisierung nach Lineweaver und Burk die maximale Reaktionsgeschwindigkeit (v_{\max}) und die Halbsättigungskonstante (K_m) bestimmt.

Die max. Reaktionsgeschwindigkeit ergab sich zu $v_{\max} = 5,98$ g N/(m²*d) und die Halbsättigungskonstante zu $K_m = 19,81$ mg N/l. Mit Hilfe der Michaelis-Menten-Gleichung

$$v_s = v_{\max} * (c_s / (c_s + K_m))$$

konnte der in Abbildung 7 eingezeichnete Kurvenerlauf berechnet werden.

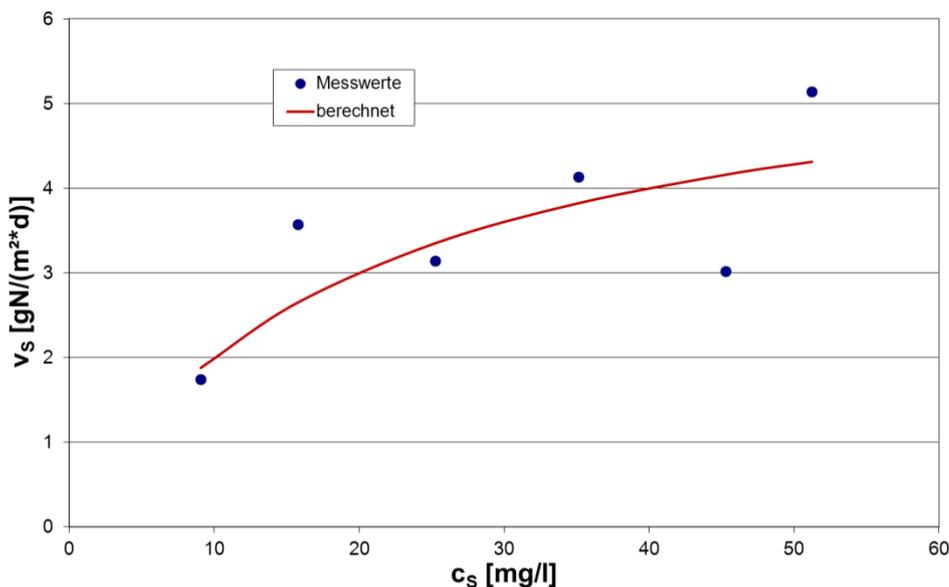


Abbildung 7: Denitrifikationsraten in Abhängigkeit von der Zulaufkonzentration zur Nachklärung (Kathodenkammer)

Unter der Annahme, dass die spezifische N-Tagesfracht pro Einwohner 11 g/(EW*d) und der spezifische Wasserbedarf 120 l/(EW*d) beträgt wurde anhand der Ergebnisse der labormaßstäblichen Untersuchungen die erforderliche Elektrodenfläche je Einwohner in Abhängigkeit von der zu erreichenden Ablaufkonzentration berechnet (Abbildung 8).

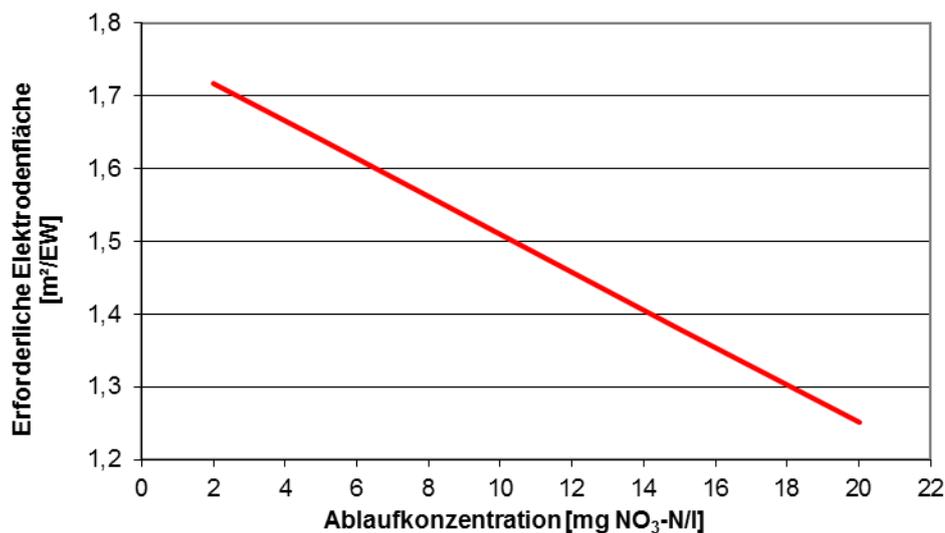


Abbildung 8: Erforderliche Elektrodenfläche

Auf der Basis dieser Berechnungen wurde im Juni/Juli 2011 die großtechnische Anlage dimensioniert und im August/September gebaut und auf der Kläranlage Iffezheim installiert und der Öffentlichkeit und dem eingeladenen Fachpublikum bei einer offiziellen Einweihung durch den Projektpartner Dr. Scholz und Partner, Kirchberg vorgestellt.

Nach einer Einfahrphase von ca. 3 Monaten konnten Ende Dezember erste verwertbare Ergebnisse erzielt werden.

Ergebnisse, Diskussion und Fazit

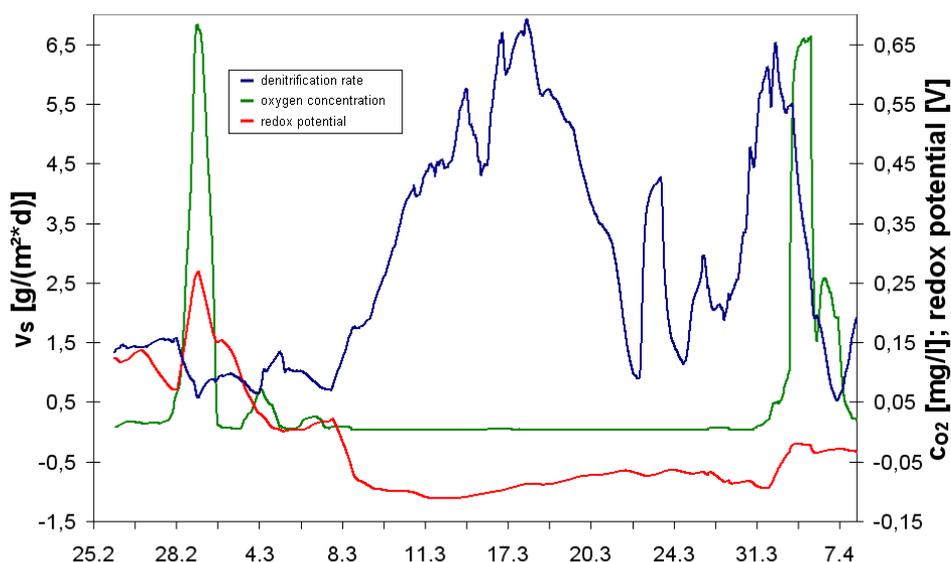


Abbildung 9: Ergebnisse der halbtechnischen Untersuchungen: Flächenbezogene Denitrifikationsraten, Redoxpotenziale und Sauerstoffkonzentrationen im Kathodenraum (Nachklärbecken).

An Hand der in Abbildung 9 dargestellten Zusammenhänge lässt sich illustrieren, dass ein signifikanter Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und Sauerstoffkonzentration resp. Redoxpotenzial besteht. Dies bedeutet in erster Näherung, dass die erreichbare Denitrifikationsrate mit abnehmender Sauerstoffkonzentration (gegen null gehend) und leicht negativem Redoxpotenzial Denitrifikationsraten bei etwa $6,5 \text{ mg NO}_3\text{-N}/ \text{m}^2 \times \text{d}$ zu liegen kam. Gleichwohl muss konstatiert werden, dass trotz vergleichsweise konstanten Randbedingungen die Denitrifikationsraten aus in diesem Falle nicht näher quantifizierbaren Gründen heraus große Schwankungsbreiten aufweisen.

Die beiden nachstehenden Abbildungen 10 und 11 zeigen die im großtechnischen Betrieb erreichten Denitrifikationsraten sowie die korrespondierenden Sauerstoffkonzentrationen. Hierbei wurden gezielt zwei Monate mit sehr unterschiedlichen Ergebnissen ausgewählt. Einerseits der Monat Februar mit erkennbaren Denitrifikationsleistungen und andererseits der Monat Oktober 2012 mit relativ bescheidenen Umsatzleistungen. In beiden Abbildungen sind parallel zu den Denitrifikationseistungen die Verläufe der Sauerstoffkonzentration aufgezeigt. Es ist unschwer zu erkennen, dass die beiden Situationen durch unterschiedliche

Sauerstoffkonzentrationen charakterisiert sind. Zu Monatsbeginn Februar 2012 lagen die Sauerstoffkonzentrationen bei nahe 0 mg/l. Der nachfolgende Konzentrationspeak ist auf den Aus- und Wiedereinbau der Elektrode zurückzuführen. Während dieser quasi sauerstofffreien Betriebsphase liegt ein kontinuierlicher Anstieg der Denitrifikationsleistung von etwa 0,8 auf ca. 1,5 g NO₃-N/m² x d vor. In der Folgezeit, bei abfallenden Sauerstoffkonzentrationen von ca. 1,5 auf 0,2 bis 0,3 mg O₂/l, ist ein erneuter Anstieg der Denitrifikationsleistung von etwa 0,6 auf 0,8 g NO₃-N/m² x d zu erkennen. Diese Umsatzleistung ist vergleichsweise stabil, allerdings deutlich geringer, als diejenige, die während der halbtechnischen Untersuchungen erreicht wurde.

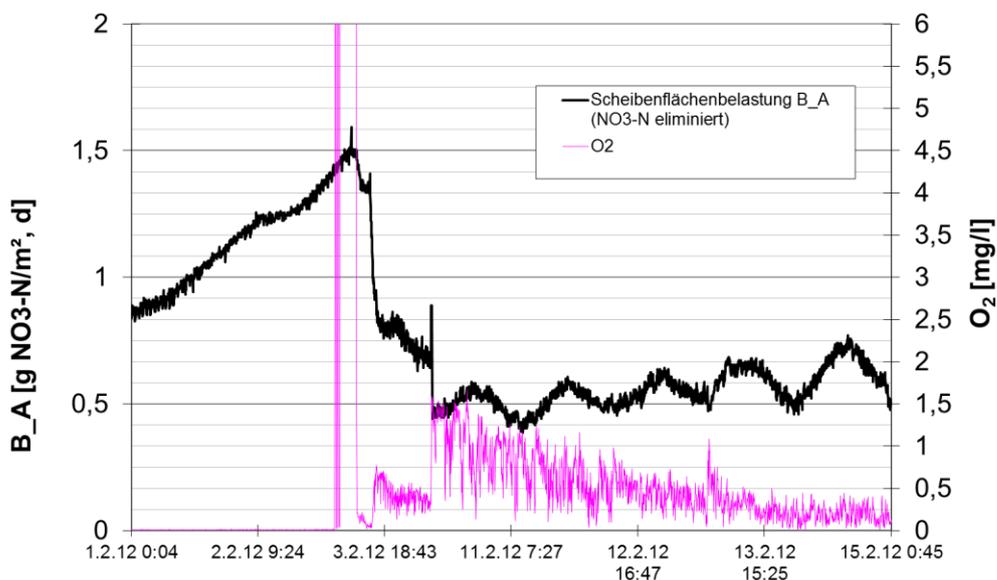


Abbildung 10: Flächenbezogene Denitrifikationsleistung und Sauerstoffkonzentration im Zulauf des Kathodenbeckens (Februar 2012)

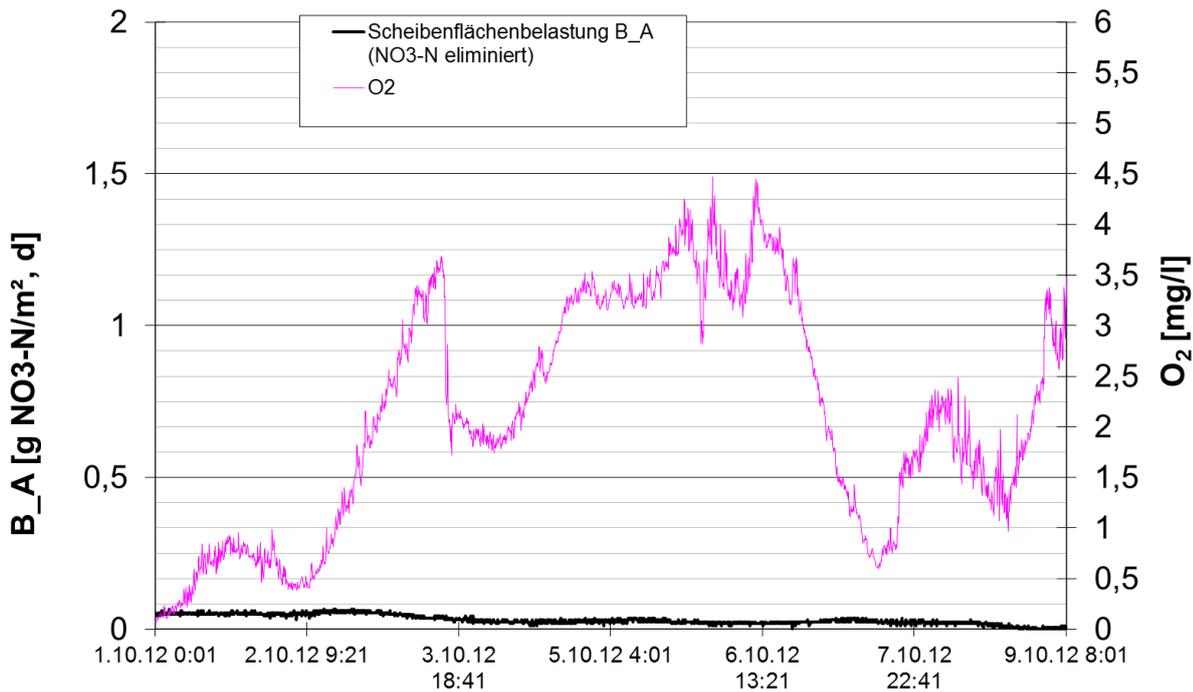


Abbildung 11: Flächenbezogene Denitrifikationsleistung und Sauerstoffkonzentration im Zulauf des Kathodenbeckens (Oktober 2012)

Für den Zeitabschnitt im Monat Oktober 2012 bietet sich ein gänzlich anderes Bild. Zunächst fällt auf, dass die Sauerstoffkonzentrationen bei im Mittel etwa 1,5 mgO₂/l liegen. Dabei stellt sich eine eher vernachlässigbare flächenbezogene Denitrifikationsleistung ein, die allenfalls Werte um 0,1 g NO₃-N/m² x d erreicht. Das heißt, dass auf Grund der nicht reduzierenden Milieubedingungen, resp. der zu hohen Sauerstoffkonzentrationen die Denitrifikation nur in sehr eingeschränktem Maße stattfinden konnte.

Die nachfolgende Abbildung 12 zeigt die Nitrateliminationsleistungen sowie die entsprechenden Zu- und Ablaufkonzentrationen des Kathodenbeckens für den Zeitraum Oktober 2011 bis Dezember 2012. Im Oktober 2012 konnten Eliminationsgrade von gerade etwa 5 % erreicht werden, im Februar 2012 hingegen konnte ein durchschnittlicher Wirkungsgrad von ca. 35 % realisiert werden. Diese unterschiedlichen Wirkungsgrade sind einerseits auf die Sauerstoffkonzentrationen im Zukauf zum Kathodenbecken zurückzuführen; andererseits aber auch durch die sehr unterschiedlichen Nitratkonzentrationen im Zulauf des Kathodenbeckens bedingt. Hier gilt, wie Abbildung 13 illustriert der für biologische Systeme charakteristische Zusammenhang zwischen Umsatzgeschwindigkeit und Konzentrationshöhe

des Substrates. Die maximale Umsatzrate kann laut Abbildung 5 erst bei Nitratkonzentrationen im Bereich um 50 mg NO₃-N/l erreicht werden.

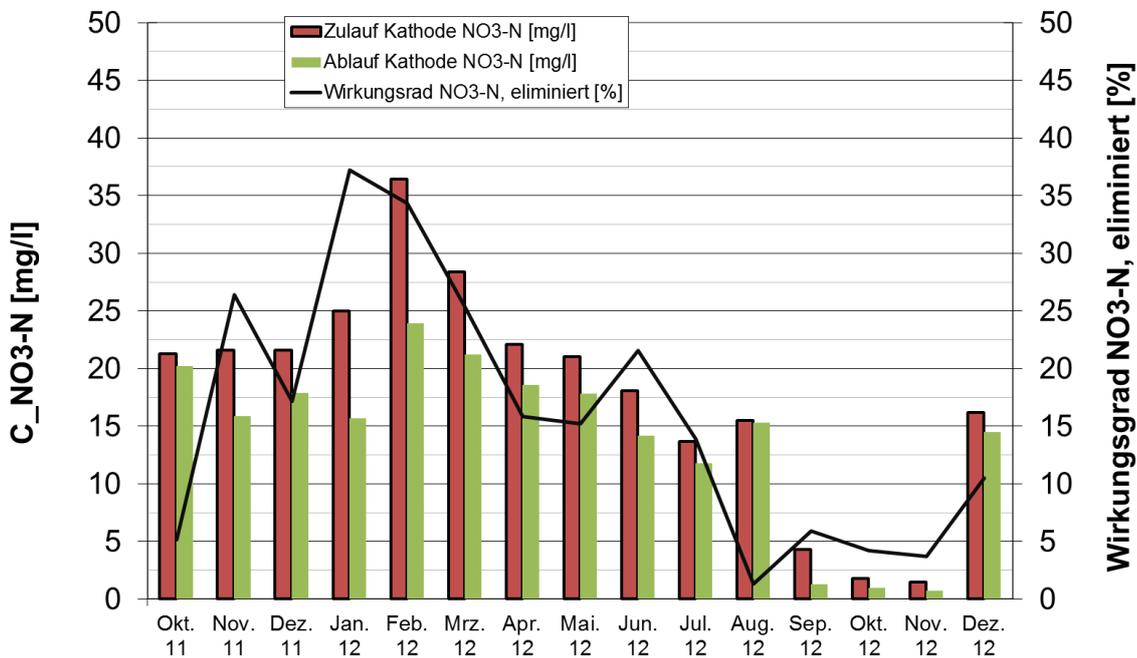


Abbildung 12: Nitrat-Stickstoffkonzentrationen im Zu- und im Ablauf des Kathodenbeckens und korrespondierende Wirkungsgrade

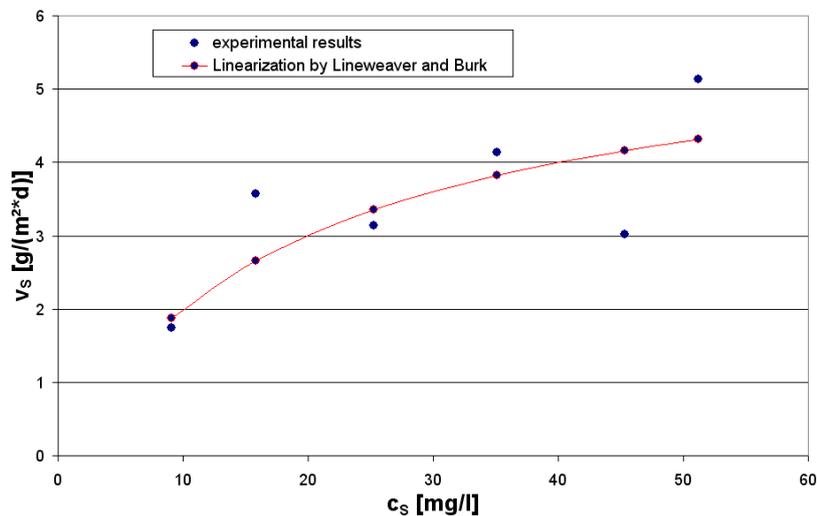


Abbildung 13: Denitrifikationsrate in Abhängigkeit von der Nitratzulaufkonzentration zum Kathodenbecken (Nachklärung)

Fazit

Das Konzept der bio-elektrischen Denitrifikation (BED) konnte im Rahmen dieses Vorhabens umgesetzt und im Wesentlichen bestätigt werden. Diese Aussage impliziert, dass nicht alle Optimierungspotenziale ausgeschöpft werden konnten.

Als Mastervariable für die Effizienz des BED Prozesses konnten das Redoxpotenzial resp. die Sauerstoffkonzentration im Zulauf zum Kathodenraum identifiziert werden. Anoxische Milieubedingungen (geringe Sauerstoff und hohe Nitratkonzentrationen) sind die unerlässliche Voraussetzung für eine effiziente Denitrifikationsleistung. Diese wiederum können nur dann realisiert werden, wenn das System möglichst gleichmäßig belastet wird und ein Gleichgewicht zwischen Sauerstoffeintrag und Sauerstoffverbrauch in der letzten Kaskade des Scheibentauchkörpers eingestellt werden kann. Dies erfordert letztlich ein dem System vorzuschaltender Konzentrations-/Frachtausgleich-Speicher. Des Weiteren wäre aus heutigem Kenntnisstand heraus die Frage des Elektrodenmaterials erneut aufzugreifen und zu untersuchen.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass ein stabil arbeitendes und wartungsarmes Scheibentauchkörpersystem nicht ohne weiteres mit einer relativ sensiblen Erweiterung um eine bio-elektrische Denitrifikation ausgestattet werden sollte. Nicht zum jetzigen Zeitpunkt und nicht ohne Kenntnis und Berücksichtigung der einzugsgebietsspezifischen Belastungsschwankungen.

Berichtsblatt

1. ISBN oder ISSN keine	2. Berichtsart (Schlussbericht oder Veröffentlichung) Schlussbericht
3. Titel KMU-innovativ Verbundprojekt: Bio-elektrochemische Denitrifikation (BED), Teilprojekt 2	
4. Autor(en) [Name(n), Vorname(n)] Hoffmann, Erhard Blank, Andreas	5. Abschlussdatum des Vorhabens 30.04.2012
	6. Veröffentlichungsdatum
	7. Form der Publikation
8. Durchführende Institution(en) (Name, Adresse) Karlsruher Institut für Technologie Institut für Wasser und Gewässerentwicklung (IWG) Bereich Siedlungswasser- und Wassergütewirtschaft	9. Ber. Nr. Durchführende Institution
	10. Förderkennzeichen 02WQ1114
	11. Seitenzahl 14
12. Fördernde Institution (Name, Adresse) Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. Literaturangaben 0
	14. Tabellen 0
	15. Abbildungen 13
16. Zusätzliche Angaben keine	
17. Vorgelegt bei (Titel, Ort, Datum) Projekträger Karlsruhe, Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), 76344 Eggenstein-Leopoldshafen	
18. Kurzfassung <p>Ein in der Abwassertechnik bisher nicht zufriedenstellend gelöstes Problem ist die Denitrifikation für Verfahren mit sessilen Biofilmen. Aus diesem Grund werden gegenwärtig überwiegend neue Anlagen nach dem Belebtschlammverfahren gebaut, obwohl Verfahren wie Tropfkörper (TK) oder Scheibentauchkörper (STK) nur ca. 30 % der Energie des Belebtschlammverfahrens benötigen. Im Rahmen dieses Forschungsprojektes sollte ein Verfahren zur Denitrifikation für Kläranlagen mit sessiler Biomasse (STK) entwickelt werden, mit dem - im Vergleich zum Belebtschlammverfahren - vergleichbare Denitrifikationsleistungen erreicht werden können. Weitere Vorteile des Verfahrens sind die Einhaltung einer konstant hohen Reinigungsleistung bei einfacher Steuerung und Handhabung. Hierfür sollten Erkenntnisse aus der Forschung bio-elektrochemischer Systeme (BES) - als bekanntester Forschungsschwerpunkt gilt die mikrobielle Brennstoffzelle (englisch: microbiological fuel cell = MFC) - auf die Abwasserreinigung übertragen werden. Im ht. Maßstab konnten flächenspezifische Denitrifikationsraten von bis zu etwa $6 \text{ gNO}_3\text{-N/m}^2 \times \text{d}$ nachgewiesen und die maßgeblichen Einflussfaktoren identifiziert werden. Auf Basis dieser Erkenntnisse und der ermittelten, korrespondierenden Denitrifikationsgeschwindigkeiten konnte die für die großtechnische Auslegung erforderliche Elektrodenfläche in Abhängigkeit der zu erzielenden Ablaufkonzentration errechnet werden.</p>	

Document Control Sheet

1. ISBN or ISSN none	2. type of document (e.g. report, publication) Final report
3. Title KMU-innovativ Verbundprojekt: Bio-elektrochemische Denitrifikation (BED), Teilprojekt 3	
4. Author(s) (family name, first name(s)) Hoffmann, Erhard Blank, Andreas	5. end of project 30.04.2012
	6. publication date
	7. form of publication
8. Performing organization(s) (name, address) Karlsruhe Institute of Technology Institute for Water and River Basin Management Chair of Aquatic Environmental Engineering	9. originator's report no.
	10. reference no. 02WQ1114
	11. no. of pages 14
12. Sponsoring agency (name, address) Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) 53170 Bonn	13. no. of references 0
	14. no. of tables 0
	15. no. of figures 13
16. Supplementary notes none	
17. Presented at (title, place, date) Projektträger Karlsruhe, Wassertechnologie und Entsorgung (PTKA-WTE), 76344 Eggenstein-Leopoldshafen Bibliothek des BMBF, 53170 Bonn TIB, 30167 Hannover Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, 53123 Bonn Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 53123 Bonn Umweltbundesamt, 06844 Dessau Umweltbundesamt, 12307 Berlin	
18. Abstract A problem, which has not been satisfactorily solved yet in the sector of wastewater technology, is the denitrification for processes with sessile biofilms. For that reason, at present, new plants are usually built according to the activated sludge process, although processes such as trickling filters (TC) or rotating biological contactors (RBC) require only about 30 % of the energy of the activated - sludge process . Within this research project, a method for denitrification for wastewater treatment plants with sessile biomass (RBC) is to be developed with which comparable denitrification performances can be achieved - in comparison to the activated - sludge process. Other advantages of this method are the compliance of a consistently high cleaning performance with easier control and handling. Thus, findings from research of bio - electrochemical systems (BES) – with the microbiological fuel cell as the most famous research focus – should be transferred to wastewater treatment. The research focus in the field of microbial fuel cells lies in the optimization of energy yield. A positive side effect of this energy generation is a autotrophic denitrification on the cathode of the fuel cell without the addition of an external carbon source under aerobic conditions with simultaneously oxidation of organic carbon at the anode.	
19. keywords Bio-electrochemical denitrification	
20. publisher none	21. price