

Energieforschungsprogramm

Publizierbarer Endbericht

Programmsteuerung:

Klima- und Energiefonds

Programmabwicklung:

Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft mbH (FFG)

Endbericht

erstellt am

16/12/2019

Projekttitlel:

Bioelektrochemisches Verfahren zur
Abwasserbehandlung unter Erhöhung des
Methangehalts von Deponie(schwach)gas

Projektnummer:

861392

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Ausschreibung	03. Ausschreibung Energieforschungsprogramm
Projektstart	01/04/2017
Projektende	31/10/2019
Gesamtprojektdauer (in Monaten)	31 Monate
ProjektnehmerIn (Institution)	Austrian Centre of Industrial Biotechnology (acib) GmbH
AnsprechpartnerIn	DI Marianne Haberbauer
Postadresse	Krenngasse 37/2, 8010 Graz
Telefon	+4366488783151
Fax	+433168739302
E-mail	marianne.haberbauer@acib.at
Website	www.acib.at

Bioelektrochemisches Verfahren zur Abwasserbehandlung unter Erhöhung des Methangehalts von Deponie(schwach)gas

MELOS

AutorInnen:

Marianne Haberbauer, Lea Karlsberger, Sabine Spieß (acib)
Prof. Niyazi Serdar Sariciftci, Hathaichanok Seelajaroen (LIOS)
Dr. Arne Ragoßnig, Vanessa Zawodnik (RMUmweltkonsulenten)

1 Inhaltsverzeichnis

1	Inhaltsverzeichnis	4
2	Einleitung.....	5
2.1	Aufgabenstellung	5
2.2	Schwerpunkte des Projektes	6
2.3	Einordnung in das Programm.....	6
2.4	Verwendete Methoden	7
2.5	Aufbau der Arbeit	7
3	Inhaltliche Darstellung.....	8
3.1	Entwicklung einer Biokathode	8
3.2	Entwicklung einer Bioanode	11
3.3	Analyse der Abwässer und Deponiegase	15
3.3.1	Deponie 1.....	16
3.3.2	Deponie 2.....	17
3.3.3	Deponie 3.....	17
3.3.4	Deponie 4.....	17
3.3.5	Deponie 5.....	17
3.3.6	Kläranlage 1	18
3.4	Mikrobielles Elektrosynthesystem mit Bioanode und Biokathode.....	18
3.5	Wirtschaftlichkeit und konzeptives Scale up	23
4	Ergebnisse und Schlussfolgerungen.....	26
5	Ausblick und Empfehlungen.....	28
6	Literaturverzeichnis.....	30
7	Anhang	32
8	Kontaktdaten.....	33

2 Einleitung

2.1 Aufgabenstellung

Im Abwasser sind organische Verbindungen wie Proteine, Fette und Zucker enthalten, die im Wesentlichen aus Kohlenstoff, Stickstoff und Sauerstoff aufgebaut sind, sowie anorganische Verbindungen, wie z. B. Salze. Um diese Abwässer zu reinigen, werden je nach Größenklasse und Reinigungsverfahren durchschnittlich 35 kWh pro Einwohnergleichwert (EW) und Jahr benötigt [Bolle und Wichern 2012]. In Summe wird der Energieverbrauch aller Kläranlagen in Österreich auf rund 560 GWh_{elektr.} pro Jahr geschätzt [Lindtner und Vohryzka 2015]. Der energieaufwändigste Verfahrensschritt ist dabei mit Abstand die Belüftung. In Anlagen mit aerober Schlammstabilisierung liegt der Stromverbrauch für diese bei rund 50 % des gesamten Stromverbrauchs, bei kleineren Anlagen sogar bei 60 bis 80 % [Fricke 2009]. Maßnahmen bzw. Möglichkeiten zu nachhaltigerer Abwasserbehandlung und Energieerzeugung aus Abwasser sind daher von Nöten. Mit Hilfe eines bioelektrochemischen Systems könnte die heutige Energiesenke Abwasser in eine wertvolle Ressource verwandelt werden.

Deponiegas andererseits besteht, abhängig vom Alter der Deponie, hauptsächlich aus CH₄, CO₂, N₂ und O₂. Durch das Eindringen von Luft sinkt der Methangehalt nach der Langzeitphase deutlich ab, wodurch eine energetische Nutzung des Gases erschwert bzw. unmöglich wird. Es wird nach effektiven Technologien gesucht, welche Deponiegas nach Stilllegung bzw. bei Deponien in der Nachsorge, also Gasmengen mit geringem Energieinhalt verwerten können.

Hier setzt das MELOS Projekt an und versucht, Lösungen für beide Problemstellungen zu bieten: Einerseits werden Abwässer hinsichtlich der organischen Verunreinigungen gereinigt, andererseits wird gleichzeitig CO₂ zu CH₄ reduziert. Dabei kommt ein sogenanntes Mikrobielles Elektrosynthese System (MES) zum Einsatz, wo auf Elektroden Mikroorganismen immobilisiert sind, die Elektronen an die entsprechenden Elektroden abgeben bzw. aufnehmen können. Diese „Biokatalysatoren“ ermöglichen eine energieeffektive Technologie. In den ersten Schritten im MELOS Projekt wird eine Biokathode für die Reduktion von CO₂ zu CH₄ im Labor entwickelt und die Stabilität des Systems über einen längeren Zeitraum bestimmt. Da Deponiegas auch andere Verunreinigungen enthalten kann, werden in Batchversuchen kritische Bestandteile für die Mikroorganismen identifiziert. Basierend auf Untersuchungen eines realen Abwassers bzw. Deponiesickerwassers wird ein geeignetes bioanodisches System ausgewählt und in weiterer Folge im Labormaßstab etabliert und ebenfalls über einen längeren Zeitraum charakterisiert. Nachfolgend werden Biokathode und Bioanode kombiniert und nach Charakterisierung des Systems wird das System mittels Impedanzmessungen optimiert. Weiters wird auch ein konzeptives Upscaling und die Wirtschaftlichkeit des Gesamtsystems betrachtet.

Durch die Anreicherung von Methan im Deponiegas soll eine Verlängerung der Deponiegas-Nutzungsdauer erreicht werden. Treibhauswirksames Deponie-Schwachgas, welches in der Praxis abgefackelt wird oder entweicht, kann so einer sinnvollen Nutzung zugeführt werden.

2.2 Schwerpunkte des Projektes

Das Hauptziel des Projektes ist die Entwicklung eines bioelektrochemischen Verfahrens zur Behandlung von (kommunalen) Abwässern mit gleichzeitiger Erhöhung des Methangehaltes von Deponiegasen bzw. Deponieschwachgasen (Abbildung 1).

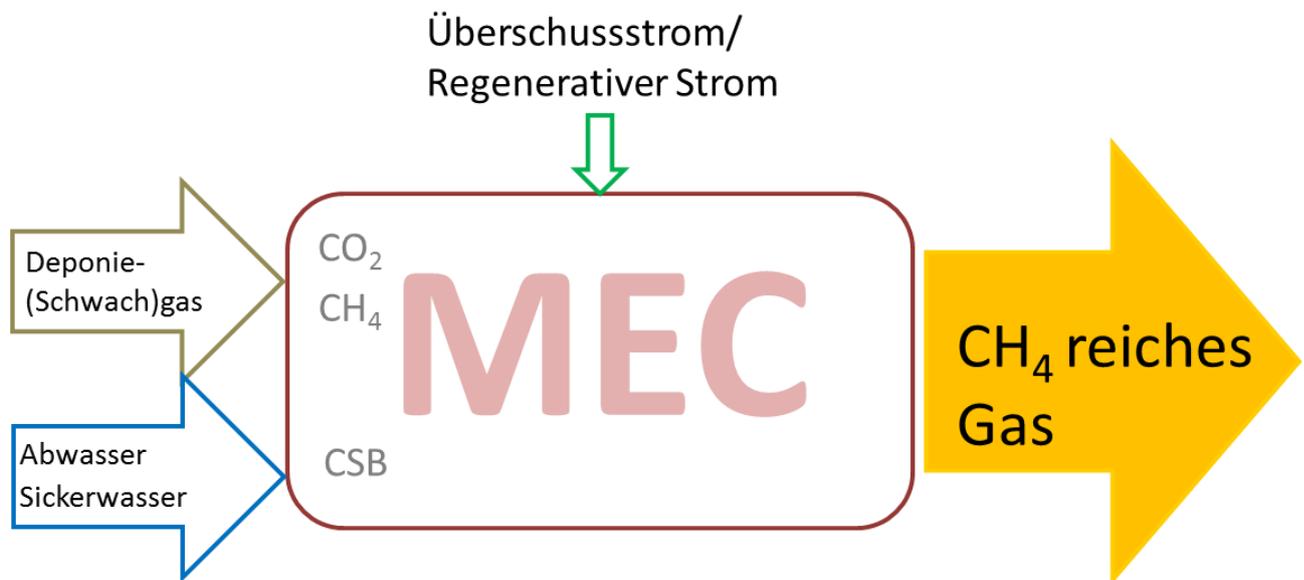


Abbildung 1: Schematische Darstellung der Projektschwerpunkte

2.3 Einordnung in das Programm

In Bezug auf die Ausschreibungsschwerpunkte des Energieforschungsprogramms ordnet sich das Projekt in die folgenden Schwerpunkte ein:

MELOS adressiert den Ausschreibungsschwerpunkt **2) Energieeffizienz & Energieeinsparungen** und hier prioritär den Punkt TF 2/2.1 **Energieeffizienz in Industrie und Gewerbe**. Durch den Einsatz der MELOS Technologie kann der im Programm angegebene F&E-Schwerpunkt „**energieeffiziente Wasserbehandlung**“ ideal umgesetzt werden, und kommunale sowie industrielle Abwässer für eine Energienutzung eingesetzt werden.

Weiters wird der Punkt TF 2/2.3 **Brennstoffzelle und Wasserstoff** mit dem angegebenen Schwerpunkt „**effiziente Methanisierung** (biologisch, chemisch, katalytisch)“ adressiert. Die

mikrobielle Elektrosynthese von Methan durch CO₂ Reduktion stellt eine energieeffiziente Umwandlungstechnologie dar.

2.4 Verwendete Methoden

- Animpfen von Elektroden mit geeigneten Bakterienkulturen
- Herstellung von Bioanode und Biokathode durch Anlegen eines Potentials
- Elektrochemische Charakterisierung durch Strom – Spannungsmessungen, Linear Sweep Voltammetrie (LSV), Cyclovoltammetrie (CV) und elektrochemische Impedanz Spektroskopie (EIS)
- Messung der Gaszusammensetzung mittels Gaschromatographie
- Messung der Acetatkonzentration mittels Ionenchromatographie
- Messung des Chemischen Sauerstoffbedarfs nach DIN ISO 15705
- Charakterisierung der Oberfläche und Biofilmbildung mittels Rasterkraft- & Fluoreszenzmikroskopie

2.5 Aufbau der Arbeit

Das gesamte Projekt wurde in sieben Arbeitspakete unterteilt (Tabelle 1).

Tabelle 1: Arbeitspakete im Projekt MELOS

AP Nr	Arbeitspaket Bezeichnung
1	Projektmanagement
2	Entwicklung der Biokathode für Deponiegas
3	Analyse der Abwässer und Deponiegase
4	Entwicklung der Bioanode für Abwasserreinigung
5	MES mit Bioelektroden
6	Systemoptimierung
7	Wirtschaftlichkeit und konzeptives Scale up

3 Inhaltliche Darstellung

3.1 Entwicklung einer Biokathode

Mikroorganismenadaptierung auf Elektronen

Für die Adaptierung der Mikroorganismen an Elektronen wurde eine Zwei-Kammer Zelle aufgebaut (Abbildung 2). Die Zelle besteht aus einer Kathoden- und einer Anodenkammer, in welchen die Oxidation bzw. Reduktion stattfinden. Diese zwei Kammern werden durch eine Nafion Membran getrennt, um eine Rückoxidation der Produkte zu verhindern. Für die Dreielektrodenanordnung wird als Arbeitselektrode eine Carbonfilz (CF)-, eine Ag/AgCl (3 M KCl) Elektrode als Referenz- und ein Platin-Blech als Gegenelektrode verwendet.



Abbildung 2: Aufgebaute Zwei-Kammer Zelle für die Etablierung einer Biokathode

Die Inokulation der Mischkultur wurde auf der CF-Elektrode durchgeführt. Das Medium, welches anorganische Salze, Spurenelemente und Vitamine enthält, wurde nach den Literaturstellen [Cheng et al. 2009, Schlager et al. 2017] ausgewählt. Dieses Medium wurde mit der Mischkultur im Verhältnis 7:1 gemischt. Als Inokulum wurde abzentrifugierter, ausgegorener Klärschlamm von einer regionalen Kläranlage verwendet. In der Anodenkammer wurde als Elektrolytlösung eine 0,1 M Phosphatpufferlösung (pH 7) verwendet. Die Kathodenkammer wurde mit Stickstoff gespült, um geeignete anaerobe Verhältnisse zu erreichen und danach ein Potential von -800 mV vs. Ag/AgCl (3M) konstant für vier Wochen angelegt. In den ersten drei Wochen wurde die Kathodenkammer regelmäßig mit CO₂ gespült und dreimal pro Woche Glucose hinzugefügt, damit die Bakterien schnell anwachsen. Danach wurde nur mehr mit CO₂ gespült und somit war CO₂ die einzige C-Quelle. Ein Monat nach der Inokulation war ein deutlicher Biofilm auf der Elektrode sichtbar. Zusätzlich wurden täglich Proben aus dem Kopfraum der Kathodenkammer entnommen und mittels Gaschromatographie (GC) analysiert. Die Methanproduktion über die Versuchszeit ist in Abbildung 3 dargestellt.

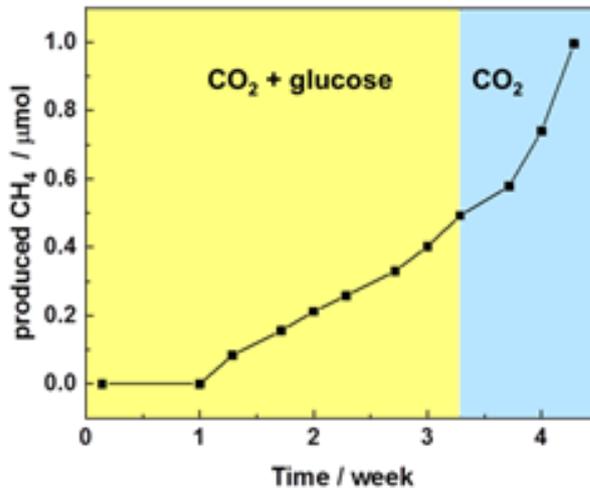


Abbildung 3: Darstellung der gesamten Methanproduktion während der Adaptionphase

Mediumoptimierung

Es wurden verschiedene Medien aus der Literatur getestet, um das am besten geeignete Kultivierungsmedium für Mischkulturen zu finden und zu optimieren. Es wurden die Medien aus den folgenden Publikationen getestet: [Lovley and Phillips 1988], [Monot et al. 1982], [Cheng et al. 2009] und [Jourdin et al. 2015]. Die Zusammensetzung des Cheng Mediums wurde nach eigenen Erfahrungen adaptiert und die $MgSO_4$ Konzentration verdoppelt. Bei allen Medien wurde in die Spurenelementlösung zusätzlich $Na_2WO_4 \cdot 2 H_2O$ hinzugefügt, da Wolfram eine wichtige Rolle in der CO_2 Fixierung spielt.

Wie in Abbildung 4 ersichtlich, wuchs die Mischkultur auf den Jourdin, Cheng und Monot Medien an. Auf dem Lovley & Philips Medium erkennt man kein Wachstum. Das Hungate-Röhrchen mit adaptiertem Cheng Medium zeigt die stärkste Trübung, daraus lässt sich schließen, dass darauf die Mischkultur am besten angewachsen ist.

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

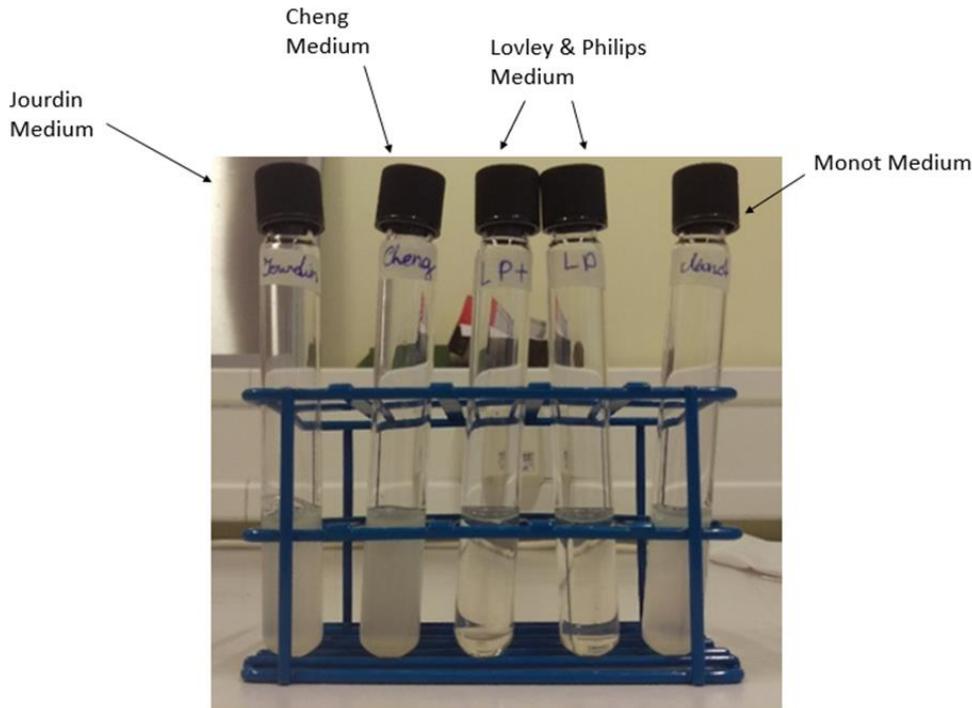


Abbildung 4: Hungaterörchen der Medienversuche mit Mischkultur

Stabilitätsuntersuchungen

Um die Stabilität der Biokathode zu untersuchen, wurde ein konstantes Potential von -800 mV vs. Ag/AgCl (3M) für 20 Tage angelegt. Um eine besonders niedrige Sauerstoffkonzentration in der Kathodenkammer zu erreichen, wurde die Zelle drei Stunden lang mit N_2 gespült und anschließend mit CO_2 für weitere 3 Stunden. Zur Überwachung der Zelleistung wurden täglich Proben vom kathodischen Kopfraum genommen und mit dem GC analysiert. Die Menge an erzeugtem Methan ist in Abbildung 5 abgebildet. Nach 20 Tagen wurden etwa $12 \mu\text{mol}$ im Kopfraum der Kathodenkammer gemessen.

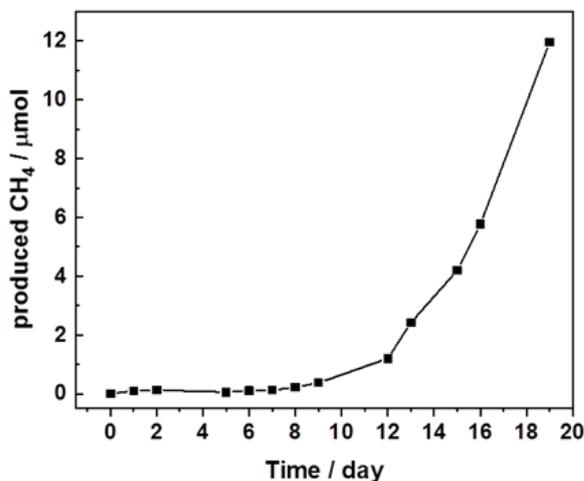


Abbildung 5: Produziertes Methan über 20 Tage mit der neuen Biokathode

3.2 Entwicklung einer Bioanode

Auswahl der Mikroorganismen

Am Beginn wurde eine Literaturrecherche nach geeigneten Mikroorganismenstämmen als Inokulum für die Bioanode durchgeführt. Basierend auf dieser Recherche sind die vielversprechendsten Mikroorganismenstämmen aufgelistet (Tabelle 2). Risiko 2 Stämme wurden für die Versuche im Labor ausgeschlossen. *Geobacter sulfurreducens* wird in der gängigen Literatur als sehr gut geeigneter Reinstamm eingestuft und dieses Bakterium wurde bei DSMZ bestellt. Für die Erstkultivierung von *G. sulfurreducens* wurde das DSMZ Medium 826 verwendet. Neben Reinkulturen werden viele mikrobielle Brennstoffzellen mit Mischkulturen betrieben. Daher wurde als zweiter Ansatz eine Mischkultur ausgewählt. Als Quelle für die Mischkultur wurde ausgefauter Klärschlamm von einer regionalen Kläranlage genommen.

Tabelle 2: Auflistung der Auswahl von Mikroorganismenstämmen basierend auf einer Literaturrecherche

Mikroorganismus	DSMZ Nr.	Risiko Gruppe	Referenz
<i>Geobacter sulfurreducens</i>	26126	1	Pham et al. 2003, Bond and Lovley 2003 Dumas et al 2008, Geelhoed and Stams 2011
<i>Geobacter metallireducens</i>	7210	1	Bond et al 2002
<i>Shewanella putrefaciens</i>	6067	2	Angenent et al. 2004, Rosso et al 2003 Hernandez and Newman 2001
<i>Clostridium butyricum</i>	10702	2	Niessen et al. 2004, Park et al 2001
<i>Rhodospirillum rubrum</i>	15236	1	Chaudhuri and Lovley 2003
<i>Shewanella oneidensis</i>	nein, nur USA ATCC 700550	1	Manohar and Mansfeld 2009
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	19882	2	Rabaey et al. 2005, Hernandez et al. 2004

Etablierung der Bioanode

Die mikrobielle Brennstoffzelle (MFC) wurde als Zwei-Kammer Zelle aufgebaut, da im Projekt ein Zusammenschluss mit der Biokathode geplant ist. Der Aufbau besteht aus zwei Schottflaschen mit je 250 mL, die über einen Flansch miteinander verbunden sind. Eine Flasche diente als Anodenkammer, die andere als Kathodenkammer. Zwischen den beiden Kammern befindet sich eine Nafion Membran (Nafion 117). Die Anodenkammer wurde mit 200 mL Medium 826 und 20 mL *G. sulfurreducens* Inokulum gefüllt. In die Kathodenkammer wurden 220 mL 0,04 M Phosphatpuffer gefüllt. Als Anode wurde ein Carbonfilz und als Kathode ein Platinblech verwendet. Als Referenzelektrode diente eine Ag/AgCl-Elektrode (3 M NaCl). Nach dem Aufbau der Zelle wurde die Anodenkammer für 20 Minuten mit CO₂ gespült, um anaerobe Verhältnisse herzustellen und danach ein konstantes Potential von 200 mV vs. Ag/AgCl (3M) angelegt. Am Beginn wurde wöchentlich mit 1 g L⁻¹ Na-acetat

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

gefüttert. Über den Abbau von Acetat (Bestimmung über CSB Abbau) und dem aufgezeichneten Strom konnte die Coulombsche Effizienz berechnet werden.

Um Bioanoden von Reinkulturen und Mischkulturen miteinander vergleichen zu können, wurde eine zweite MFC mit einer Mischkultur aufgebaut. Als Medium wurde hier das adaptierte Cheng Medium verwendet und dem Medium wurde 2-Bromethansulfonsäure zugesetzt, um Methanbildung zu verhindern. Auch diese MFC wurde mit 1 g L⁻¹ Na-acetat wöchentlich gefüttert. Es wurde noch eine dritte MFC mit *G. sulfurreducens* aufgebaut, da in der Literatur das PSN Medium als ein sehr gut Geeignetes für *G. sulfurreducens* beschrieben wurde (Abbildung 6).

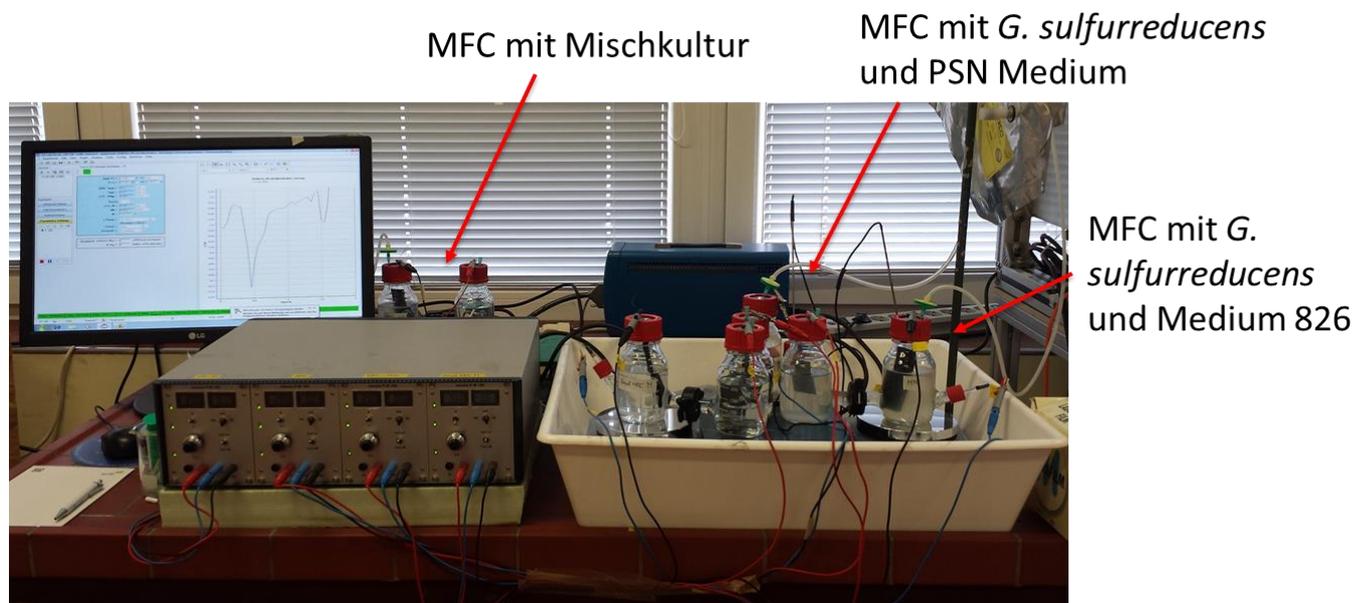


Abbildung 6: Aufbau der drei verschiedenen MFCs mit Misch- und Reinkultur

In Abbildung 7 sind die Ergebnisse von *G. sulfurreducens* in den zwei verschiedenen Medien dargestellt. Die Linien in roten Farbtönen sind vom MFC Versuch mit PSN Medium, die Linien in blauen Farbtönen stammen vom Versuch mit Medium 826. Die Stromdichte über die Zeit weisen bei diesem Versuch bei jedem Neustart sehr ähnliche Werte auf. Es konnten max. Stromdichten von über 300 mA m⁻² nach der Substratzugabe erreicht werden. Somit erreichte die MFC mit PSN-Medium sehr viel höhere Stromdichten als mit Medium 826 und die anodische Coulombsche Effizienz (CE) betrug 11,2% (fünffmal so hoch als mit Medium 826). Die CSB-Abbaurrate war jedoch für Medium 826 besser (98% zu 79% für PSN-Medium). Die Coulombsche Effizienz (CE) wurde mit nachfolgender Formel berechnet.

$$CE = \frac{M * \int_{t_0}^{t_b} I * dt}{F * b * V * \Delta COD}$$

M = Molmasse Substrat in g*mol⁻¹

I = elektrischer Strom in A

F = Faraday Konstante

b = Anzahl an Elektronen pro Mol Substrat

V = Volumen der Flüssigkeit in der Anodenkammer

ΔCOD = c₀-c = Substratkonzentrationsänderung

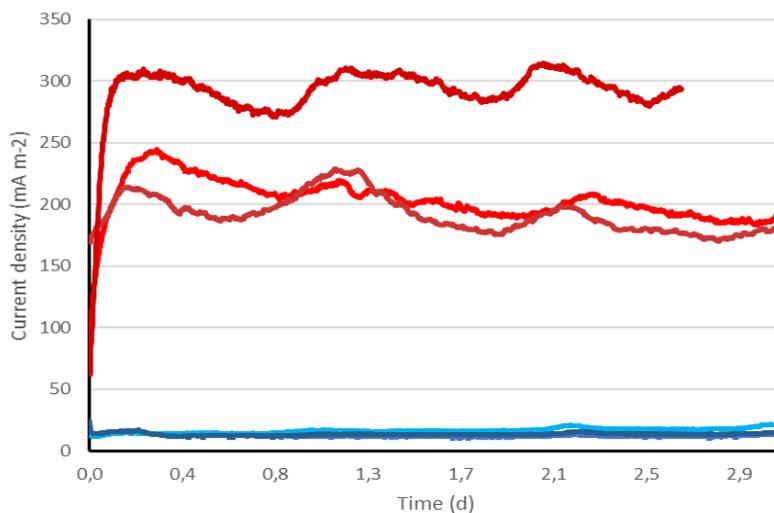


Abbildung 7: Zeitverlauf der Stromdichte der MFC mit *G. sulfurreducens* – Vergleich von zwei Medien (rot PSN Medium, blau Medium 826)

Abbildung 8 vergleicht die Strom-Zeitkurven der MFCs mit Reinkultur und mit Mischkultur. Die Ergebnisse der MFC mit *G. sulfurreducens* (PSN Medium) sind in der Abbildung als blaue Linie dargestellt. Die Strom-Zeitlinien der MFC mit Mischkultur sind bei Verwendung von Cheng Medium mit NaHCO₃ und 2-Bromethansulfonsäure in roter Linie und die grüne Linie steht für die Verwendung von Cheng Medium ohne NaHCO₃ und ohne 2-Bromethansulfonsäure. Der Vergleich der Ergebnisse der Bioanoden mit Reinkultur bzw. mit Mischkultur zeigte deutlich, dass die Mischkultur höhere Stromstärken und damit eine höhere elektrische Ladung über die Zeit erreichte. Die Auswertung des pH-Wertes zeigte auch, dass die Verwendung von NaHCO₃ eine puffernde Wirkung hat und somit deutlich bessere Ergebnisse erzielt werden konnten, als wenn dem Medium kein NaHCO₃ zugegeben wurde. Auch können, vor allem bei der Verwendung von synthetischem Abwasser, sehr gute CSB Abbauraten erzielt werden (bei einer CSB Belastung von 315 mg L⁻¹ im Durchschnitt 80%).

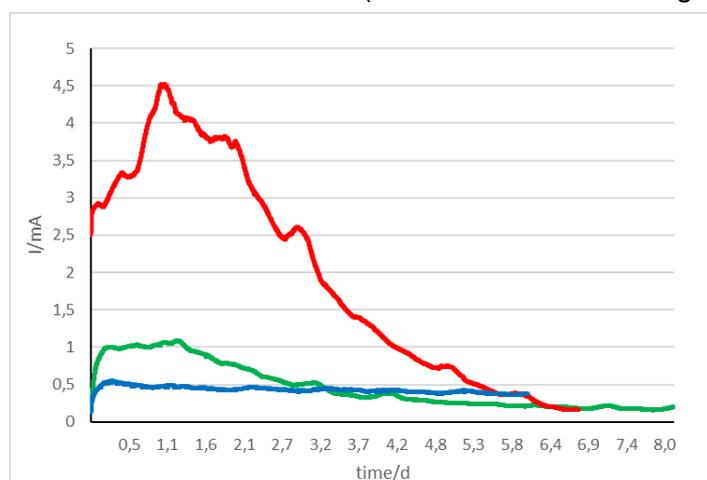


Abbildung 8: Strom-Zeit Diagramm – Vergleich Reinkultur (blaue Linie) mit Mischkultur (rote Linie Cheng Medium mit NaHCO₃ und grüne Linie Cheng Medium ohne NaHCO₃)

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Es wurden auch Bilder mit einem Rasterelektronenmikroskop vom Carbonfilz vor Beginn der Versuche (Abbildung 9) und nach Ende der Versuche aufgenommen. Abbildung 10 zeigt deutlich eine Bakterienbesiedlung auf dem Carbonfilz.

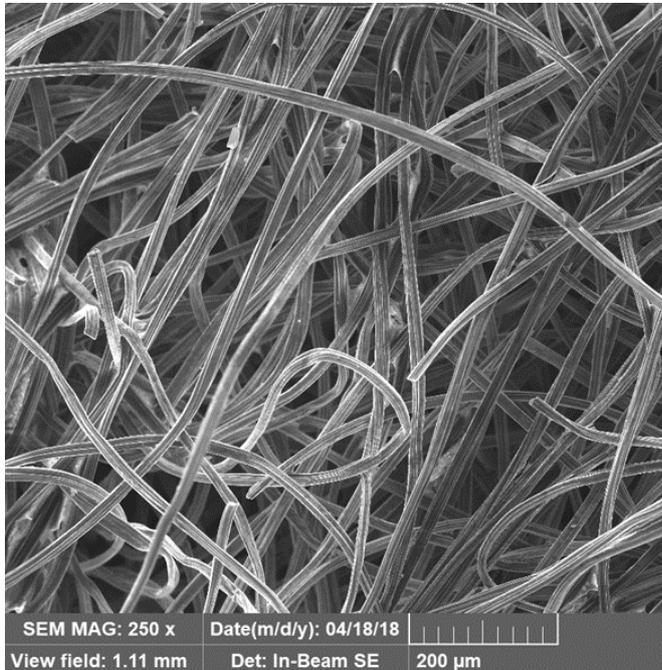


Abbildung 9: Struktur des Carbonfilzes bei 250facher Vergrößerung und bei 10kV

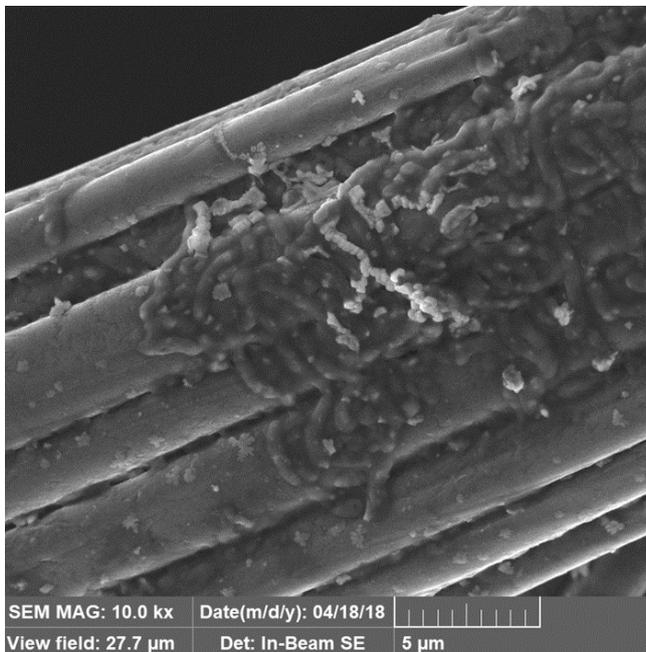


Abbildung 10: Biofilm auf Carbonfaser bei 10.000facher Vergrößerung und bei 5kV

3.3 Analyse der Abwässer und Deponiegase

Der Parameterumfang wurde aufgrund von Erfahrungswerten und der rechtlichen Vorgaben der AAEV (Allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen), AEV (Begrenzung von Abwasseremissionen aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete) und der AEV (Abwasseremissionsverordnung) für Deponiesickerwasser festgesetzt. Tabelle 3 kann entnommen werden, auf welche Parameter das kommunale Abwasser und das Deponiesickerwasser untersucht wurden und Tabelle 4 zeigt die Parameter, auf welche das Deponiegas untersucht wurde.

Tabelle 3: Parameterumfang bei kommunalem Abwasser und Deponiesickerwasser

Parameter	Abwasser	Sickerwasser
Abfiltrierbare Stoffe	x	x
Absetzbare Stoffe	x	x
Temperatur (vor Ort)	x	x
elektrische Leitfähigkeit (vor Ort)	x	x
pH-Wert (vor Ort)	x	x
pH-Wert	x	x
Antimon ber. als Sb	x	x
Aluminium ber. als Al	x	x
Ärsen ber. als As	x	x
Barium ber. als Ba	x	x
Blei ber. als Pb	x	x
Bor ber. als B	x	
Cadmium ber. als Cd	x	x
Calcium ber. als Ca	x	x
Chrom-Gesamt ber. als Cr	x	x
Cobalt ber. als Co	x	x
Kalium ber. als K		x
Eisen ber. als Fe	x	x
Kupfer ber. als Cu	x	x
Magnesium ber. als Mg	x	x
Mangan ber. als Mn	x	x
Molybdän ber. als Mo	x	x
Natrium ber. als Na		x
Nickel ber. als Ni	x	x
Quecksilber ber. als Hg	x	x
Selen ber. als Se	x	x
Silber ber. als Ag	x	x
Strontium ber. als Sr	x	
Thallium ber. als Tl	x	
Vanadium ber. als V	x	
Zink ber. als Zn	x	x
Zinn ber. als Sn	x	x
Ammonium ber. als N	x	x
Ammoniak ber. als NH ₃	x	x
Chlorid ber. als Cl	x	x
Nitrat ber. als N	x	x
Nitrit ber. als N	x	x
Gesamt-Phosphor ber. als P	x	x
Sulfat ber. als SO ₄		x
Sulfid leicht freisetzbar		x
gesamter org. geb. Kohlenstoff (TOC ber. als C)	x	x
chemischer Sauerstoffbedarf CSB ber. als O ₂	x	x
biochemischer Sauerstoffbedarf BSB ₅ ber. als O ₂	x	x
schwerflüchtige lipophile Stoffe	x	
Summe der Kohlenwasserstoffe	x	
Phenolindex ber. als Phenol	x	
Summe der flüchtigen aromatischen Kohlenwasserstoffe (Benzol, Toluol, Xylol, Ethylbenzol, BTXE)	x	x

Tabelle 4: Parameterumfang für Deponiegasanalysen

Parameter	Deponiegas
Deponiegase, Schwefelwasserstoff, LHKW / BTEX	x
Siloxane	x
Schwefel gesamt	x
Wasserstoff	x

Insgesamt wurde über vier Quartale verteilt jeweils 1 Stichprobe vom Sickerwasser bzw. Abwasser und vom Deponiegas von fünf Deponiestandorten sowie einer Kläranlage entnommen und analysiert. Die Grundlage für die Auswahl der beprobten Standorte bildeten die Spezifika hinsichtlich Alter und Betriebsweise der entsprechenden Deponien, sowie der Kundenzugang zu den jeweiligen Betreibern.

Im Folgenden werden die Messergebnisse der wichtigsten Parameter (Abwasser: CSB, Ammonium; Deponiegas: Methan, Kohlendioxid, Sauerstoff, Schwefelwasserstoff, Schwefel gesamt, leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe, Siloxane; Sickerwasser: CSB, Ammonium) der vier Probenahmekampagnen angeführt.

3.3.1 Deponie 1

Deponiegas

Das Deponiegas hat im betreffenden Jahreszeitraum einen Methan-Gehalt, der sich zwischen 26,6 Vol.-% und 52,0 Vol.-% bewegt. Der Kohlendioxid-Gehalt bewegt sich zwischen 11,2 Vol.-% und 26,1 Vol.-% und der Sauerstoff-Gehalt zwischen 1,2 Vol.-% und 4,8 Vol.-%. Schwefelwasserstoff konnte nur in einer Probe (4. Probenahmekampagne) nachgewiesen werden (11,0 mg m⁻³). Der Gesamt-Schwefelgehalt bewegt sich zwischen 1,0 mg m⁻³ und 10,0 mg m⁻³. Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe konnten bei keiner Probenahmekampagne bestimmt werden, Siloxane bei zwei Probenahmekampagnen. Die Summe der Siloxane liegt zwischen 1,7 mg m⁻³ und 4,7 mg m⁻³.

Sickerwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 933,0 mg L⁻¹ und 1390,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert zwischen 432,0 mg L⁻¹ und 583,0 mg L⁻¹.

3.3.2 Deponie 2

Deponiegas

Das Deponiegas hat im betreffenden Jahresverlauf einen Methan-Gehalt, der sich zwischen 42,3 Vol.-% und 59,9 Vol.-% bewegt. Der Kohlendioxid-Gehalt bewegt sich zwischen 23,5 Vol.-% und 28,5 Vol.-% und der Sauerstoff-Gehalt zwischen 1,2 Vol.-% und 2,5 Vol.-%. Schwefelwasserstoff bewegt sich zwischen 430,0 mg m⁻³ und 980,0 mg m⁻³, der Gesamt-Schwefelgehalt bewegt sich zwischen 400,0 mg m⁻³ und 920,0 mg m⁻³. Die Summe der leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe liegt zwischen 0,2 mg m⁻³ und 0,4 mg m⁻³ (in allen Probenahmekampagnen bestimmbar), die Summe der Siloxane bewegt sich zwischen 4,6 mg/m³ und 12,2 mg/m³ (in allen Probenahmekampagnen bestimmbar).

Sickerwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 1.710,0 mg L⁻¹ und 4.190,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert zwischen 967,0 mg L⁻¹ und 1.980,0 mg L⁻¹.

3.3.3 Deponie 3

Sickerwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 1.320,0 mg L⁻¹ und 3.260,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert zwischen 20,3 mg L⁻¹ und 171,0 mg L⁻¹.

3.3.4 Deponie 4

Deponiegas

Das Deponiegas hat im betreffenden Jahreszeitraum einen Methan-Gehalt, der sich zwischen 8,4 Vol.-% und 19,9 Vol.-% bewegt. Der Kohlendioxid-Gehalt bewegt sich zwischen 10,9 Vol.-% und 18,8 Vol.-% und der Sauerstoff-Gehalt zwischen 1,2 Vol.-% und 4,3 Vol.-%. Schwefelwasserstoff konnte nur in einer Probe (4. Probenahmekampagne) nachgewiesen werden (2,0 mg m⁻³). Der Gesamt-Schwefelgehalt bewegt sich zwischen 1,0 mg m⁻³ und 2,0 mg m⁻³ (in drei Probenahmekampagnen bestimmbar). Die Summe der leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe liegt zwischen 0,1 mg m⁻³ und 0,2 mg m⁻³ (in 3 Probenahmekampagnen bestimmbar), der Wert der Summe der Siloxane zwischen 1,0 mg m⁻³ und 5,2 mg m⁻³.

Sickerwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 205,0 mg L⁻¹ und 413,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert zwischen 0,06 mg L⁻¹ und 0,5 mg L⁻¹.

3.3.5 Deponie 5

Deponiegas

Das Deponiegas hat im betreffenden Jahresverlauf einen Methan-Gehalt, der sich zwischen 26,3 Vol.-% und 44,1 Vol.-% bewegt. Der Kohlendioxid-Gehalt bewegt sich zwischen 12,0 Vol.-% und 20,6 Vol.-% und der Sauerstoff-Gehalt zwischen 4,0 Vol.-% und 10,1 Vol.-%. Schwefelwasserstoff konnte in drei Probenahmekampagnen nachgewiesen werden (11,0 mg m⁻³ bis 86,0 mg m⁻³). Der Gesamt-Schwefelgehalt bewegt sich zwischen 1,0 mg m⁻³ und 81,0 mg m⁻³. Leichtflüchtige Halogenkohlenwasserstoffe konnten in keiner Probenahmekampagne bestimmt werden, der Wert der Summe der Siloxane hingegen in einer Probenahmekampagne (1,4 mg m⁻³).

Sickerwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 1.270,0 mg L⁻¹ und 1.460,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert schwankt zwischen 0,57 mg L⁻¹ und 450,0 mg L⁻¹.

3.3.6 Kläranlage 1

Abwasser

Der CSB-Wert bewegt sich im Jahresverlauf zwischen 312,0 mg L⁻¹ und 1.110,0 mg L⁻¹ und der Ammonium-Wert schwankt zwischen 26,8 mg L⁻¹ und 72,9 mg L⁻¹.

Die Messergebnisse der einzelnen Parameter zeigten eine große Streuung zwischen den verschiedenen Deponien. Diese Streuungen können auf das unterschiedliche Alter der Deponien, den abgelagerten Abfall (mit oder ohne Vorbehandlung) oder auf (nicht) vorhandene Oberflächenabdeckungen zurückgeführt werden. In manchen Fällen kommt es sogar im Laufe eines Jahres zu einer breiten Variation der Werte desselben Parameters, was nicht zuletzt auch den Einfluss der Niederschlagssituation verdeutlicht.

3.4 Mikrobielles Elektrosynthesystem mit Bioanode und Biokathode

Für das bioelektrochemische System wurde eine mikrobielle Brennstoffzelle mit einer mikrobiellen Elektrosynthesezelle bei den Partnern vereint (Abbildung 11). Sowohl für Bioanode als auch für Biokathode wurde aufgrund der vorherigen Ergebnisse ausgefauter Klärschlamm einer Regionalkläranlage als Inokulum verwendet.

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

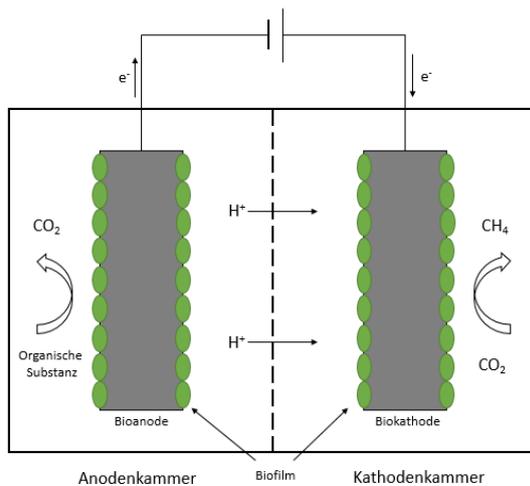


Abbildung 11: Schematische Darstellung des bioelektrochemischen Systems zur Abwasserreinigung und gleichzeitiger Methanproduktion (links) und aufgebautes System im Labor (rechts).

Auf der Anodenseite wurde dem Medium synthetisches Abwasser als Substrat zugegeben. In der Kathodenkammer wurde ausschließlich Medium und kein synthetisches Abwasser verwendet. Beide Kammern wurden luftdicht verschlossen und mit CO_2 gespült, um anaerobe Bedingungen zu schaffen beziehungsweise CO_2 als Substrat in der Kathodenkammer bereitzustellen. Als Referenzelektrode wurde eine Ag/AgCl (3 M) in der Anodenkammer verwendet und ein konstantes Potential von 400 mV vs. Ag/AgCl (3 M) angelegt.

Um die optimale CSB Konzentration für das bioelektrochemische System zu finden, wurde bei Partner acib kontinuierlich die CSB Konzentration in der Anodenkammer erhöht. Zwei Mal wöchentlich erfolgte auf der Anodenseite ein Mediaumtausch. Der Kammer wurden dabei Proben entnommen und anschließend frisches Substrat zugegeben. Bioanode und Biokathode wurden nach jeder Substratzugabe wieder luftdicht verschlossen und für 20 Minuten mit CO_2 gespült. Die besten Ergebnisse wurden bei der niedrigsten CSB Belastung von 315 mg L^{-1} erzielt.

Um den CSB Abbaugrad für Deponiesickerwasser zu ermitteln, wurde auch reales Deponiesickerwasser im bioelektrochemischen System getestet (Abbildung 12). Das von Partner RM Umweltkonsulenten bereitgestellte Deponiesickerwasser hatte einen CSB von 2770 mg L^{-1} , daher wurde es 1:10 verdünnt und mit dieser Verdünnung als Substrat eingesetzt. Es wurde ein konstantes Potential von 400 mV vs. Ag/AgCl (3 M) angelegt. Um die Mikroorganismen an das neue Substrat zu gewöhnen, wurde eine Adaption mit Hefeextrakt durchgeführt. Zuerst wurde 1 g L^{-1} Hefeextrakt dem Deponiesickerwasser beigegeben und dieser Wert wurde schrittweise bis auf $0,25 \text{ g L}^{-1}$ vermindert. Die durchschnittliche Abbaurate betrug 35%. Für die Konzeptplanung für die Implementierung einer bioelektrochemischen Zelle an einer Modeldeponie und die Wirtschaftlichkeitsberechnung wurde, um einen Sicherheitsfaktor einzubauen, eine

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

durchschnittliche Abbaurate von 25% angenommen. Am Ende des Versuchs wurde eine REM Aufnahme von der Bioanode genommen, wie in Abbildung 13 zu sehen.



Abbildung 12: Versuchsaufbau für Tests mit Deponiesickerwasser

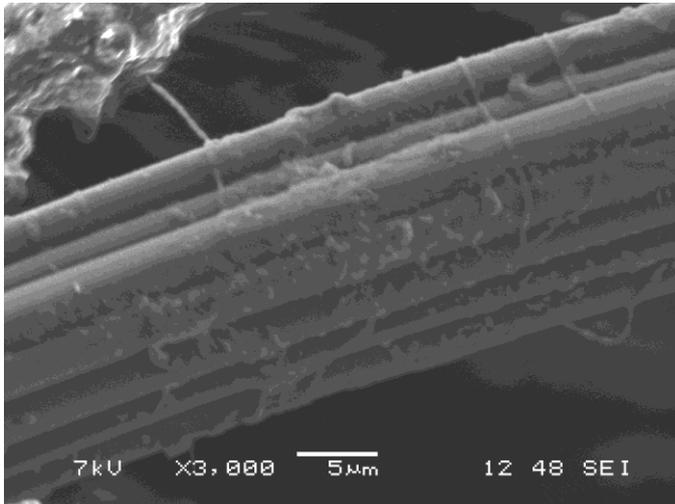


Abbildung 13: REM Aufnahme der Bioanode am Ende der Versuche mit Deponiesickerwasser.

Neben realem Deponiesickerwasser wurde auch Brauereiabwasser als Substrat genutzt. Auch hier konnte gezeigt werden, dass sich die Bakterien an das reale Abwasser adaptieren (Abbildung 14).

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

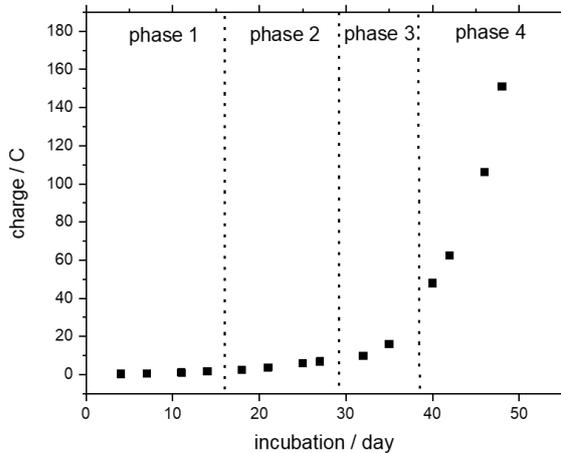


Abbildung 14: Akkumulierte Ladung über die Zeit für MFC mit Brauereiabwasser

Bei Partner LIOS wurde das bioelektrochemische System betrieben, indem ein konstantes Potential von -800 mV vs. Ag/AgCl (3 M KCl) unter anaeroben Bedingungen bei Raumtemperatur angelegt wurde. Die Charakterisierung des bioelektrochemischen Systems erfolgte mittels Chronoamperometrie und Produkterzeugung / Substratabbau. Während des Langzeitexperiments von ca. fünf Monaten wurde alle zwei Tage Na-acetat ($0,5$ g L⁻¹) in anodischer Lösung zugegeben, während der Kathodenraum mit CO₂ gespült wurde. Die Elektrolyte wurden alle 3 bis 4 Wochen mit Cheng-Medium aufgefrischt, um sicherzustellen, dass genügend Spurenelemente bzw. Vitamine für die Mikroorganismen vorhanden sind. Der durch das bioelektrochemische System fließende Strom wurde kontinuierlich aufgezeichnet und die Reaktionen durch Acetatabbau und CH₄-Produktion unter Verwendung von Ionen- bzw. Gaschromatographen überwacht. Abbildung 15 zeigt den Zusammenhang zwischen der akkumulierten Ladung (Q) und Methan, welches über die Zeit erzeugt wurde. Das Diagramm zeigt, dass das bioelektrochemische System aufgrund des aufgezeichneten Stroms sowie der CH₄-Produktion bis zu Zyklus 3 stabil war. Diese Beobachtung wurde auch durch den Acetatabbau und die CO₂-Produktion gestützt (Abbildung 16).

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische Forschungsförderungsgesellschaft FFG

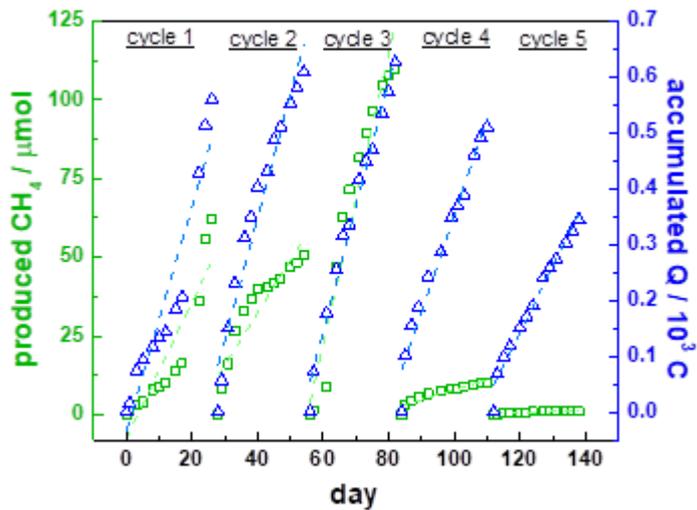


Abbildung 15: Plots von CH₄ Produktion und akkumulierte Ladung (Q) über die Zeit.

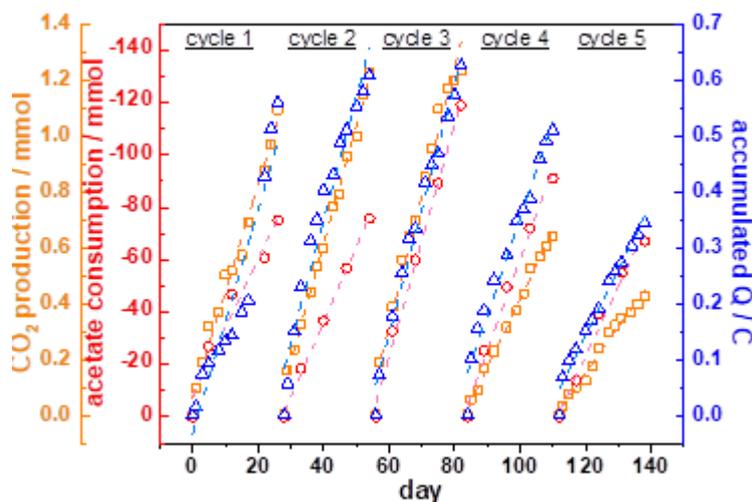


Abbildung 16: Plots von Acetatabbau, CO₂ Produktion und akkumulierte Ladung über die Zeit.

Tabelle 5 fasst die Parameter wie Ladung pro Tag, CH₄-Produktionsrate, durchschnittliche Faraday Effizienz (FE) für die Umwandlung von CO₂ in CH₄, Acetatabbau pro Tag und CO₂-Produktionsrate zusammen. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg der CO₂-Produktionsrate sowie der Abbauraten in den ersten 3 Zyklen (ca. 3 Monate). Die Raten nahmen jedoch allmählich ab, dies weist auf eine Abnahme der Leistung des bioelektrochemischen Systems hin.

Tabelle 5: Zusammenfassung der MES Performance über 5 Zyklen.

Parameters	Cycle 1	Cycle 2	Cycle 3	Cycle 4	Cycle 5
Q rate / C·day ⁻¹	20	22	22	17	12
CH ₄ production rate / μmol·day ⁻¹	2,2	1,7	4,6	3,1	3,9
Average %FE _{CH₄}	9	6	14	2	0,2
Acetate consumption rate / mmol·day ⁻¹	2,6	2,9	4,4	3,5	2,7
CO ₂ production rate / μmol·day ⁻¹	38	42	46	24	17

Um eine weitere Leistungssteigerung des bioelektrochemischen Systems zu erreichen, wurden die Elektroden modifiziert. Diese Behandlung des Carbonfilzes wurde mit Polyneutralrot bzw. Chitosan durchgeführt. Diese modifizierten Elektroden wurden dann in den bioelektrochemischen Systemen verwendet und die Zellen über drei Monate betrieben. Die Ergebnisse zeigten, dass beide Modifikationen eine Leistungssteigerung bewirkten. Diese Ergebnisse werden gerade für eine Publikation vorbereitet.

3.5 Wirtschaftlichkeit und konzeptives Scale up

Aufgrund der konsistenten Messergebnisse und der Verfügbarkeit von Deponiegas und Sickerwasser an einem Standort wurde entschieden, dass die Konzeptplanung für die Implementierung einer bioelektrochemischen Zelle für den Standort „Deponie 1“ durchgeführt werden soll. Die niedrigen Gehalte an Schwefelwasserstoff (nur in einer Probenahmekampagne bestimmbar), Gesamt-Schwefel und Siloxane sind vorteilhaft für die Implementierung der Zelle. Ebenso, dass keine leichtflüchtigen Halogenkohlenwasserstoffe nachgewiesen werden konnten.

In einem ersten Schritt wurde eine funktionelle Einheit definiert. Diese umfasst die Emissionen von einer Tonne abgelagertem Abfall im Referenzjahr 2017 (ca. 0,3 Kilogramm Deponiegas mit einem Methangehalt von ca. 32,2% und ca. 1,9 Kilogramm Sickerwasser mit einem durchschnittlichen CSB-Gehalt von ca. 1.140 mg L⁻¹).

Für die ökologische Bewertung wurden drei Szenarien betrachtet:

- das aktuelle Szenario,
- ein Szenario mit der Implementierung der mikrobiellen Elektrolysezelle(n) und dem vorhandenen Wärmetauschersystem
- und ein Szenario mit der Implementierung der mikrobiellen Elektrolysezelle(n) und einer zusätzlichen Stromerzeugung (in Form einer Mikrogasturbine).

Ziel war es, eine Energie- und CO_{2,equivalent}-Emissionsbilanz für die verschiedenen Szenarien zu erstellen. Als Kennzahlen wurden der kumulierte Energieaufwand (KEA in kJ/kg) und die äquivalenten Kohlendioxidemissionen herangezogen. Dafür wurden in einem ersten Schritt die Systemgrenzen festgelegt und die Stoffströme und Prozesse analysiert. Für jeden Aspekt

der betrachteten Szenarien wurden der Energieaufwand und die CO_{2,equivalent}-Emissionen berechnet. Darüber hinaus konnten mithilfe einer Sensitivitätsanalyse jene Parameter identifiziert werden, die ausschlaggebend für das Ergebnis der Bilanzen sind.

Für das aktuelle Szenario wurden folgende 4 Parameter in der Sensitivitätsanalyse untersucht: Menge an Deponiegas, Methangehalt des Deponiegases, Menge an Sickerwasser, CSB-Fracht des Sickerwassers. Für die alternativen Szenarien konnten aufgrund der steigenden Komplexität mehr Parameter analysiert werden. Dazu zählen der Anteil an „grünem Strom“ (z.B. Photovoltaik) zur Versorgung der Zellen, der Strombedarf der Zellen, der Wirkungsgrad bei der Umsetzung von CSB zu Kohlendioxid, der Wirkungsgrad bei der Umsetzung von Kohlendioxid zu Methan und der Wirkungsgrad der Turbine (beim 3. Szenarium).

Generell schneidet das aktuelle Szenario am besten ab, hier ergibt sich eine positive Energiebilanz, da ein großer Teil der Energie im Deponiegas durch das existierende Wärmetauschersystem zurückgewonnen werden kann. Die Emissionsbilanz ist negativ, das heißt es werden Kohlendioxidäquivalente emittiert. Dieses Ergebnis ist nicht überraschend, da es keine Kohlendioxidsenke oder ein Kohlendioxidrecycling im aktuellen Behandlungsschema gibt.

Aufgrund der steigenden Anzahl an Systemkomponenten in den weiteren zwei Szenarien (hauptsächlich aufgrund der mikrobiellen Elektrolysezellen) ist das Ergebnis der Energiebilanzen deutlich schlechter als beim aktuellen Regime. Vor allem der hohe Strombedarf der Zellen (18,2 kWh pro produziertem m³ Methan) und die Materialien (hauptsächlich die Membran) für die mikrobiellen Elektrolysezellen wirken sich negativ auf die Energie- und Emissionsbilanz aus. Durch den Einsatz der mikrobiellen Elektrolysezellen ist der Energiegehalt des angereicherten Deponiegases grundsätzlich um ca. ein Drittel höher als beim aktuellen Regime. Das heißt, es kann in jedem Alternativregime mehr Energie aus dem angereicherten Deponiegas zurückgewonnen werden (einmal in Form von Warmwasser beim MEC-Regime mit dem Wärmetauschersystem und einmal in Form von elektrischem Strom beim MEC-Regime mit zusätzlicher Stromerzeugung), jedoch werden dadurch die Energieaufwände für und die Emissionsausstöße durch die zusätzlichen Systemkomponenten nicht vollständig kompensiert.

Die ökonomische Bewertung umfasst die Abschätzung der Investitions- und der jährlichen Betriebskosten. Als Datengrundlage hierfür dienen hauptsächlich Informationen vom Deponiebetreiber und von den Projektpartnern. Berücksichtigt wurden die Kosten für Errichtung der Deponiegasnutzung, die Betriebskosten der Nachsorge und der Gasnutzung, den Materialeinsatz der mikrobiellen Elektrolysezellen, deren Versorgung mit elektrischem Strom, die Kosten für die eingesetzten Chemikalien und die Kosten für das periphere Mess- und Versorgungsequipment (z.B. Pumpstation).

Zusätzlich konnten bei der ökonomischen Bewertung mithilfe einer Sensitivitätsanalyse die Parameter identifiziert werden, die großen Einfluss auf das Endergebnis haben. Als Parameter wurden die Investitionskosten für die Deponiegasnutzung (Fackel), die Betriebskosten für die Nachsorge, die Materialmengen für die Elektrolysezellen (Membran,

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Ummantelung, Elektrodenmaterial, Titandraht und Nährmedium), der Strombedarf der Zellen, die Stromeinsparung durch den CSB-Abbau und die Energierückgewinnung herangezogen. Auch hier stechen die Kosten für den elektrischen Strom zur Versorgung der MEC-Zellen hervor. Dazu kommen die Ressourcen für die mikrobiellen Elektrolysezellen (allein die Investitionskosten für die Membran machen den Großteil der Investitionskosten aus).

Das konzeptionelle Scale-Up beschreibt einen möglichen Anlagenaufbau mit dem zugehörigen Balance-of-Plant-Equipment für die ausgewählte Modelldeponie. Der Anlagenaufbau für die vollständige Behandlung des anfallenden Deponiegases besteht aus 198 mikrobiellen Elektrolysezellen, die in einer platzsparenden Anordnung gereiht werden. Dazu werden 6 Reihen zu je 11 Modul-Stacks gebildet, wobei ein Stack aus 3 übereinander gestapelten Zellen besteht. Somit wird einerseits gewährleistet, dass jedes Modul für Wartungs- oder Reparaturzwecke gut zugänglich ist und andererseits die Anlage so wenig Platz wie möglich einnimmt. Jede Zelle wird mit einer Zu- und Ableitung für Sickerwasser und Deponiegas ausgestattet. Um die Volumenströme von Deponiegas und Sickerwasser kontrollieren zu können, wird empfohlen, jede Leitung mit einem Regelventil auszustatten. Darüber hinaus müssen die Sickerwasserleitungen und die Zellen selbst isoliert werden, um einerseits frierendes Sickerwasser zu verhindern und andererseits das Überleben der Mikroorganismen zu sichern.

Zusätzlich ist die Installation einer Pumpenstation notwendig, wobei eine Pumpe für den Transport des Sickerwassers und ein Kompressor für den Transport des Deponiegases zuständig ist. Ebenso ist weiteres Messequipment zur Überwachung der ein- und austretenden Volumenströme in die bzw. aus den Zellen und des Methangehalts des Deponiegases vor und nach den Zellen sinnvoll.

Durch Weglassen der Membran – was laut Publikationen auch möglich ist – können sowohl der Energieaufwand, die Emissionen und vor allem die Investitionskosten deutlich gesenkt werden. Trotz dieser Modifikation ist die Behandlung der Deponieemissionen (Deponiegas und Sickerwasser) mit diesem Konzept nicht wirtschaftlicher als mit dem aktuellen Behandlungssystem. Das liegt vor allem daran, dass mengenmäßig sehr viel mehr Deponiegas anfällt als Deponiesickerwasser (Verhältnis 140:1) und somit zusätzlich Energie benötigt wird, um CO₂ zu Methan umzuwandeln. Diese Energie muss als Strom zusätzlich einberechnet werden, da die Reinigung des Sickerwassers vom chemischen Sauerstoffbedarf (CSB) mengenmäßig einen sehr, sehr geringen Beitrag leistet, um den Methangehalt im Deponiegas zu erhöhen. Darüber hinaus muss das durch die Elektrolysezellen vorbehandelte Sickerwasser trotzdem in einer Kläranlage nachbehandelt werden, da sich noch andere problematische Stoffe im Sickerwasser befinden, die ein direktes Einleiten in einen Vorfluter verhindern. Den größten Beitrag zum Kohlendioxidrecycling leistet die Methanisierung des bereits vorhandenen Kohlendioxids im Deponiegas. Durch diesen Beitrag kann auch der Heizwert des Deponiegases signifikant erhöht werden (von ca. 32% auf knapp unter 50%).

Um diese Art der Behandlungsweise von Deponieemissionen wirtschaftlicher zu gestalten, sollte die Suche nach weniger energie- und ressourcenintensiven Materialien für die mikrobielle Elektrolysezelle fortgesetzt werden. Auch das Weglassen einer Isolierung der Zellen und der Rohrleitungen ist eine Option für eine wirtschaftliche Verbesserung. Eine weitere Optimierungsmöglichkeit ist der Einsatz von effizienteren Umwandlungstechnologien von Wärme zu Strom (Gasturbinen liegen zurzeit bei einem Wirkungsgrad von 30% bis 50%). In Hinblick auf zukünftige Weiterentwicklungen in der Brennstoffzellentechnologie wäre der Einsatz einer Brennstoffzelle eventuell sinnvoll, da diese Energiewandler mit sehr hohen Wirkungsgraden (> 80%) arbeiten können. Jedoch ist eine solche Implementierung in Kombination mit der noch sehr kurzen Lebensdauer von Brennstoffzellen mit hohen Investitionskosten verbunden.

An dieser Stelle ist noch darauf hinzuweisen, dass die Ergebnisse auf die ausgewählte Modelldeponie zutreffen und sich bei der Betrachtung eines anderen Standorts gänzlich anders darstellen können.

4 Ergebnisse und Schlussfolgerungen

Wie die in Punkt 3 beschriebenen Experimente zeigen, kann durch Einsatz eines bioelektrochemischen Systems Abwasser gereinigt werden und gleichzeitig Methan produziert werden. Alle Experimente wurden in einer Zweikammerzelle durchgeführt. Kathoden- und Anodenkammer wurden durch eine Membran getrennt, um Reoxidation der Produkte an der Anode zu vermeiden. Die Experimente haben auch gezeigt, dass das bioelektrochemische System mit Mischkulturen bessere Ergebnisse erzielte als mit Reinkulturen. Es wurden verschiedene Substrate getestet angefangen von Na-acetat über synthetisches Abwasser bis hin zu Deponiesickerwasser und Brauereiabwasser. Anhand verschiedenster Kennwerte konnte festgestellt werden, wie sich die Leistung der Zelle durch die verschiedenen Substrate änderte. Das bioelektrochemische System konnte erfolgreich über mindestens drei Monate lang betrieben werden, wo CSB abgebaut und gleichzeitig Methan produziert wurde. Zusammenfassend kann gesagt werden, dass Substrate mit eher niedrigerem CSB-Wert sich wahrscheinlich besser für ein bioelektrochemisches System eignen. Um Leistungssteigerungen im bioelektrochemischen System zu erzielen, sind Modifizierungen der Elektroden sinnvoll.

Publikationen:

Die Ergebnisse des Projekts wurden in reviewten Publikationen veröffentlicht bzw. bei Poster Präsentationen bzw. Vorträgen vorgestellt.

Vorträge und Posterpräsentationen:

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

- Vortrag “Biological Catalysts for CO₂ Reduction” at Japanese-Austrian Symposium: “Sustainable Catalysis” am 6. Mai 2018, Linz, Österreich.
- Vortrag “Biological Catalysts for CO₂ Reduction” at KAUST-Linz One Day Symposium on 7. Dezember 2017, Linz, Österreich.
- Posterpräsentation “Biological Catalysts for Electrocatalytic CO₂ reduction” at Bilateral Symposium “Catalysis – A Keyplayer in science” on 22. – 23. Februar 2018, Linz, Österreich.
- Messestand Präsentation “Solar energy: Can we become independent of oil, coal and gas?” at BE OPEN - Science & Society Festival on 8. – 12. September 2018, Wien, Österreich.
- Posterpräsentation “Microbial electrochemical reduction of carbon dioxide to formate using neutral red as redox mediator” at Electromicrobiology 2019 on 21. – 22. März 2019, Aarhus, Dänemark.
- Posterpräsentation “Biological Catalysts for Electrochemical Synthesis of Fuels and Chemicals Using CO₂ Recycling” at Global Sustainable Development Goals in a Mediatized World Symposium am 4. – 5. April 2019, Wien, Österreich.
- Vortrag “Neutral Red as Redox Mediator in Microbial Electrochemical CO₂ Reduction” at 18th Austrian Chemistry Days 2019 am 24. – 27. September 2019, Linz, Österreich.
- Vortrag “Enzyme-functionalized graphenes as electrochemical nano-bio-catalysts for reduction of carbon dioxide” at NANOCON 2019 am 16. - 18 October 2019, Brünn, Tschechien.
- Posterpräsentation „A MES - MFC coupled system for methane production“ at ISMET (6th International Meeting of the International Society for Microbial Electrochemistry and Technology), 03. – 06. Oktober 2017, Lissabon, Portugal
- Posterpräsentation „A MES – MFC coupled system for methane production“ at ESIB 2017 - European Summit of Industrial Biotechnology, 14. – 16. November 2017, Graz, Österreich
- Posterpräsentation „A MFC - MES coupled system for methane production“ at 4th EU-ISMET Meeting, 12. – 14. September 2018, Newcastle upon Tyne, Großbritannien.
- Posterpräsentation „Bio-electrochemical reduction of carbon dioxide to methane in parallel with wastewater treatment“ at 17th international conference on carbon dioxide utilization - ICCDU 2019, 23. – 27. Juni 2019, Aachen, Deutschland
- Posterpräsentation „Wastewater treatment with simultaneous methane production in a bioelectrochemical system“ at 3rd International MEEP Symposium 2019, 3. – 4. Juli 2019, Luzern, Schweiz

Publikationen:

- Seelajaroen, H., Haberbauer M., Hemmelmair C., Aljabour A., Dumitru, L. M., Hassel A. W. and Sariciftci N. S. Enhanced Bio-Electrochemical Reduction of Carbon Dioxide by Using Neutral Red as a Redox Mediator. ChemBioChem 2019, 20, 1196–1205.

- Seelajaroen, H., Bakandritsos, A., Otyepka, M., Zbořil, R. and Sariciftci, N. S. Immobilized Enzymes on Graphene as Nano-Bio-Catalyst ACS Appl. Mater. Interfaces 2020, 12, 250–259.
- Seelajaroen, H., Spieß S., Haberbauer M., Thallner S., Aljabour A., Guebitz G.M., Sariciftci, N. S. Enhanced methane producing bioelectrochemical systems for wastewater treatment by modification of carbon felt electrodes with polyneutralred and chitosan (working title), 2019 in Bearbeitung.
- Haberbauer M, Thallner S., Seelajaroen H., Ragosnig A., Spieß S., Wastewater treatment with simultaneous methane production in a bioelectrochemical system, 2019 Electronic Conference Proceedings of the 3rd International MEEP Symposium.
- Spieß, S. (2018): Einsatz von bioelektrochemischen Systemen in der Abwasserreinigung (Master Arbeit). FH Oberösterreich, Wels, Österreich
- Hassel, M. (2019). Possible applications of a microbial fuel cell for wastewater from the food industry (Bachelor Arbeit). FH Oberösterreich, Wels, Österreich.
- Karlsberger, L. (2019): Behandlung von Abwässern und gleichzeitige Methanproduktion in einer bioelektrochemischen Zelle (Bachelor Arbeit). FH Wels, Österreich
- Seelajaroen, H. (2019). Bio-electrocatalysis using enzymes and microorganisms (Dissertation). Johannes Kepler University Linz, Linz, Österreich, in Bearbeitung.

5 Ausblick und Empfehlungen

Um die technische Realisierbarkeit der bioelektrochemischen Systeme (BES) weiter zu belegen, ist es erforderlich, die Langzeitleistung und -stabilität von größeren BES mit realem Abwasser zu untersuchen. Mikrobielle Brennstoffzellen wurden bereits als Pilotanlagen getestet. Die erste MFC Pilotanlage wurde in Queensland in Australien aufgebaut. Sie bestand aus 12 MFC Modulen mit einem Gesamtvolumen von 12 L und wurde mit Brauereiabwasser gespeist [Zhang et al. 2013].

2016 wurde in Deutschland eine 45 L Pilotanlage in eine Kläranlage integriert. Sie bestand aus vier Einkammern-MFCs ohne Membran, wurde neun Monate unter realen Versuchsbedingungen betrieben und wurde mit Abwasser aus dem Vorklärbecken gespeist. Der CSB Abbau lag bei 24% und die CE betrug 24,8%. Dadurch konnten 0,36 kWh pro kg abgebautem CSB rückgewonnen werden. Die besten Ergebnisse wurden bei einer Verweilzeit von 22 Tagen erzielt und eine stabile Stromproduktion konnte bei CSB Konzentrationen von unter 130 mg L⁻¹ erreicht werden [Hiegemann et al. 2016].

Um MFCs in der Praxis und im größeren Maßstab umzusetzen, müssen noch einige Forschungsfragen gelöst werden. Die Stromdichten unter realen Bedingungen müssen noch weiter erhöht werden, um mit der anaeroben Faulung konkurrieren zu können. Um den Abbau von undefinierten, komplexen Verbindungen besser zu verstehen, muss der Einsatz von realem Abwasser weiter getestet werden. Auch exoelektrogene Mikroorganismen sollten weiter erforscht werden, insbesondere welche am meisten Strom produzieren und somit sehr

effektiv sind. Die Entwicklung des Biofilms und welcher Bakterienstamm sich darin durchsetzt, könnte noch näher untersucht werden [Logan 2008].

Auch Methan produzierende BES müssen noch verbessert werden, um als zukünftige Power-to-Gas (P2G) Technologie in Frage zu kommen. Hier müssen noch folgende Herausforderungen gemeistert werden: Energieverluste an der Kathode, die durch Überpotential entstehen, müssen verringert werden. Dies kann einerseits durch Erhöhung des Massentransports von Substraten zur und Produkten weg von der Elektrode, beispielsweise durch einen erzwungenen Katholytfluss durch die Elektrode, geschehen. Andererseits kann eine verbesserte Haftung der Mikroorganismen an der Kathode zu einem geringeren Überpotential führen. Außerdem sollten weitere Studien durchgeführt werden, die sich mit der Aufklärung verschiedener Methanproduktionsmechanismen sowie der Bedeutung von Intermediaten in Methanogenen befassen. Vor allem ein tieferes Verständnis der Elektronentransfermechanismen exoelektrogener Mikroorganismen ist erforderlich [Blasco-Gomez et al. 2017].

Um diese alternative Behandlungsmethode (= bioelektrochemische Systeme) voran zu treiben, gibt es mehrere Möglichkeiten, die zu einer Verbesserung der Gesamtwirtschaftlichkeit führen können.

Beginnend bei den Investitionskosten kann versucht werden, weniger energie-, emissions- und kostenintensivere Ressourcen in der Elektrolysezelle zu verbauen. Da die Membran bei einer realen Anlage nicht unbedingt notwendig ist, ist vor allem das Material der Ummantelung zu überdenken. Die Zellen selbst (und auch die zuführenden Sickerwasserleitungen) sollten aufgrund der Temperaturschwankungen über den Jahresverlauf und der damit einhergehenden Gefahr des Frosts (des Sickerwassers) isoliert werden. Auch hier gibt es Potenziale, die Gesamtbilanzen positiv zu beeinflussen, wenn anstatt klassischer Isoliermaterialien, wie z.B. Polystyrol, alternative Dämmstoffe (z.B. pflanzliche Materialien mit einer günstigeren CO₂-Bilanz) verwendet werden würden.

Auf der Seite der Betriebskosten ist der Strombedarf der MEC-Module der größte Anteil. Da der ablaufende Elektrochemismus nicht grundlegend verändert werden kann, wird der Bedarf von 18.200 Wattstunden für einen Kubikmeter umgesetztes Methan [Van Eerten-Jansen et al 2012] weiterhin so hoch bleiben. Um den damit verbundenen Aufwänden und Kosten entgegen zu wirken, kann einerseits angedacht werden, andere mit CSB hoch belastete Abwässer in das System einzuschleusen, um den Anteil der internen Stromgewinnung durch den CSB-Abbau zu erhöhen. Andererseits ist die Beziehung von Ökostrom eine Möglichkeit, um zumindest die CO₂-Bilanz des Gesamtsystems deutlich zu verbessern. Im Sinne der Versorgungssicherheit wäre es von Vorteil, wenn die Stromerzeugung für die MEC-Module vor Ort, z.B. durch eine Photovoltaik-Anlage geschieht. Da eine Photovoltaik-Anlage aufgrund des natürlichen Verlaufs des Sonnenstands nicht konstant Energie liefern kann, die MEC-Module aber dauerhaft betrieben werden sollten, müsste mit Speicher- bzw. Puffereinheiten (wie z.B. Batterien) gearbeitet werden, die sich wiederum negativ auf die ökologischen und ökonomischen Bilanzen auswirken würden. Eine weitere Möglichkeit wäre

der Bezug von sogenanntem „Überschuss-Strom“ aus Windenergie, der zu Tageszeiten produziert wird, in denen der Strombedarf kleiner ist als die Stromerzeugung. Somit könnte nicht nur die CO₂-Bilanz, sondern auch die Kostenbilanz positiv beeinflusst werden, da dieser Strom zu sehr günstigen (im Extremfall auch zu negativen) Preisen verkauft wird. Hier ergibt sich jedoch ein ähnliches Problem wie beim Einsatz einer Photovoltaik-Anlage, da die Verfügbarkeit der günstigen Windenergie nicht konstant ist, die Zellen jedoch eine kontinuierliche Stromversorgung benötigen.

Bei der Betriebsweise der MEC-Module liegt nach den vorliegenden Analysen das größte Potenzial in der Verbesserung der Faraday'schen Effizienz in der Kathodenkammer. Grundsätzlich ist die Verbesserung aller Wirkungsgrade in der Elektrolyse-Zelle anzustreben. Ein weiterer Ansatzpunkt zur Optimierung des Systems liegt in der Umwandlung des Energieinhalts des mit Methan angereicherten Deponiegases in eine andere, nutzbare Energieform. Das existierende System, bestehend aus Fackel und Wärmetauschersystem, weist schon einen sehr hohen Wirkungsgrad auf (ca. 95 % [Deponiebetreiber 2019]). Die im 3. Regime betrachtete Gasturbine hat im Gegensatz dazu einen sehr geringen Wirkungsgrad. Für zukünftige Entwicklungen wäre jedoch die direkte Umwandlung des Energieinhalts des Deponiegases in elektrische Energie anzustreben, da es sich bei elektrischer Energie zu 100 % um Exergie handelt, während bei einer Umwandlung zu Wärme immer Exergieverluste auftreten. Dafür wären Brennstoffzellen aufgrund der direkten Umwandlung von chemischer zu elektrischer Energie und ihrer hohen Wirkungsgrade prädestiniert. Jedoch ist der aktuelle Stand der Brennstoffzellentechnologie noch nicht so weit ausgereift, dass diese alternative Energiewandlung zum jetzigen Zeitpunkt für das betrachtete System wirtschaftlich wäre.

6 Literaturverzeichnis

- Angenent, L.T. et al. (2004) Production of bioenergy and biochemical from industrial and agricultural wastewater. *Trends Biotechnol.* 22, 477–485
- Blasco-Gomez, R., Batlle-Vilanova, P., Villano, M., Balaguer, M., Colprim, J., Puig, S (2017). On the Edge of Research and Technological Application: A Critical Review of Electromethanogenesis. *International Journal of Molecular Sciences*; Volume 18: Issue 4.
- Bolle, F. und Wichern, M. (2012) Optimierung der Brennstoffzellentechnik für den Kläranlagenbetrieb. Aachen: Forschungsinstitut für Wasser- und Abfallwirtschaft an der RWTH.
- Bond, D. R.; Lovely, D. R. (2003) Electricity production by *Geobacter sulfurreducens* attached to electrodes. *Appl. Environ. Microbiol.*, 69, 1548-1555.
- Bond, D. R.; Holmes, D. E.; Tender, L. M.; Lovley, D. R. (2002) Electrodereducing microorganisms that harvest energy from marine sediments. *Science*, 295, 483-485
- Chaudhuri, S. K.; Lovley, D. R. (2003) Electricity generation by direct oxidation of glucose in mediatorless microbial fuel cells. *Nat. Biotechnol.*, 21, 1229-1232

- Cheng, S., Xing, D., Call, D. F. & Logan, B. E. (2009) Direct Biological Conversion of Electrical Current into Methane by Electromethanogenesis. *Environ. Sci. Technol.* 43, 3953–3958.
- DEPONIEBETREIBER (2018/19): Informationen aus E-Mails und Telefonate, 2018 / 2019.
- Dumas C, Basseguy R und Bergel A (2008) Microbial electrocatalysis with *Geobacter sulfurreducens* biofilm on stainless steel cathodes *Electrochimica Acta* 53(5):2494-2500
- Fricke, K. (2009) Energieeffizienz kommunaler Kläranlagen. Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt.
- Geppert, F., Liu, D., Van Eerten-Jansen, M., Weidner, E., Buisman, C., Ter Heijne, A. (2016) Bioelectrochemical Power-to-Gas: State of the Art and Future Perspectives. *Trends in Biotechnology*; Volume 34: pp. 879-894.
- Geelhoed JS, Stams AJM (2011) Electricity-assisted biological hydrogen production from acetate by *Geobacter sulfurreducens*. *Environ Sci Technol* 45:815–820
- Hernandez, M. E. and Newman, D. K. (2001) Extracellular electron transfer. *CMLS, Cell Mol. Life Sci.*, 58, 1562-1571
- Hernandez, M.E. et al. (2004) Phenazines and other redox-active antibiotics promote microbial mineral reduction. *Appl. Environ. Microbiol.* 70, 921–928
- Hiegemann, et al. (2016) An integrated 45 L pilot microbial fuel cell system at a full-scale wastewater treatment plant. *Bioresource Technology*. Issue 218: pp. 115-122.
- Jourdin, L., Freguia, S., Donose, B. C., & Keller, J. (2015). Autotrophic hydrogen-producing biofilm growth sustained by a cathode as the sole electron and energy source. *Bioelectrochemistry* (102), S. 56-63
- Lindtner, S. und Vohryzka, F. (2015) Der Energieverbrauch österreichischer Kläranlagen. Wien: Institut für Wassergüte, TU Wien.
- Logan, B. (2008) *Microbial Fuel Cells*. New Jersey: John Wiley & Sons.
- Lovley, D. R., & Phillips, E. J. (1988). Novel mode of microbial energy metabolism: Organic carbon oxidation coupled to dissimilatory reduction of iron or manganese. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 54(No. 6), S. 1472–1480.
- Manohar AK and Mansfeld F (2009) The internal resistance of a microbial fuel cell and its dependence on cell design and operating conditions *Electrochimica Acta* 54(6):1664-1670
- Monot, F., Martin, J.-R., Petitdemange, H., & Gay, R. (1982). Acetone and butanol production by *Clostridium acetobutylicum* in a synthetic medium. *Applied and Environmental Microbiology*, Vol. 44(6), S. 1318-1324
- Niessen, J. et al. (2004) Exploiting complex carbohydrates for microbial electricity generation - a bacterial fuel cell operating on starch. *Electrochem. Commun.* 6, 955–958
- Park, H. S.; Kim, B. H.; Kim, H. S.; Kim, H. J.; Kim, G. T.; Kim, M.; Chang, I. S.; Park, Y. K.; Chang, H. I. (2001) A novel electrochemically active and Fe (III)-reducing bacterium phylogenetically related to *Clostridium butyricum* isolated from a microbial fuel cell. *Anaerobe*, 7, 297-306.
- Pham, C. A.; Jung, S. J.; Phung, N. T.; Lee, J.; Chang, I. S.; Kim, B. H.; Yi, H.; Chun, J. (2003) A novel electrochemically active and Fe-(III)-reducing bacterium phylogenetically

- related to *Aeromonas hydrophila*, isolated from a microbial fuel cell. *FEMS Microbiol. Lett.* 223, 129-134
- Rabaey, K. et al. (2005) Microbial phenazine production enhances electron transfer in biofuel cells. *Environ. Sci. Technol* 39 (9), pp 3401–3408
- Rosso, K.M. et al. (2003) Nonlocal bacterial electron transfer to hematite surfaces. *Geochim. Cosmochim. Acta* 67, 1081–1087
- Schlager, S., Haberbauer, M., Fuchsbauer, A., Hemmelmaier, C., Dumitru, L. M., Hinterberger, G., Neugebauer, H., Sariciftci, N. S. (2017) Bio-Electrocatalytic Application of Microorganisms for Carbon Dioxide Reduction to Methane. *ChemSusChem* 10, 226–233.
- Van Eerten-Jansen A., Heijne A., Buisman C., Hamelers H. (2012): Microbial electrolysis cells for production of methane from CO₂: Long-term performance and perspectives in *Int. J. Energy Res.*, Vol. 36, S. 809.
- VERORDNUNG DES BUNDESMINISTERS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (2018): Allgemeine Abwasseremissionsverordnung (AAEV) in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen, BGBl. Nr. 186/1996 i. d. g. F., Wien 1996.
- VERORDNUNG DES BUNDESMINISTERS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (2018): Abwasseremissionsverordnung für kommunales Abwasser (AEV) aus Abwasserreinigungsanlagen für Siedlungsgebiete, BGBl. Nr. 210/1996 i. d. g. F., Wien 1996.
- VERORDNUNG DES BUNDESMINISTERS FÜR LAND- UND FORSTWIRTSCHAFT, UMWELT UND WASSERWIRTSCHAFT (HRSG.) (2018): Abwasseremissionsverordnung über die Begrenzung von Sickerwasseremissionen aus Abfalldponien (AEV), BGBl. Nr. 263/2003 i. d. g. F., Wien 2003.
- Zhang, F., Zheng, G., Grimaud, J., Hurst, J., Zhen, H. (2013) Long-Term Performance of Liter-Scale Microbial Fuel Cells Treating Primary Effluent Installed in a Municipal Wastewater Treatment Facility. *Environmental Science & Technology* Issue 47: pp. 4941-4948.

7 Anhang

Abbildung 1: Schematische Darstellung der Projektschwerpunkte	6
Abbildung 2: Aufgebaute Zwei-Kammer Zelle für die Etablierung einer Biokathode.....	8
Abbildung 3: Darstellung der gesamten Methanproduktion während der Adaptionsphase.....	9
Abbildung 4: Hungaterörchen der Medienversuche mit Mischkultur.....	10
Abbildung 5: Produziertes Methan über 20 Tage mit der neuen Biokathode.....	10
Abbildung 6: Aufbau der drei verschiedenen MFCs mit Misch- und Reinkultur	12

Abbildung 7: Zeitverlauf der Stromdichte der MFC mit <i>G. sulfurreducens</i> – Vergleich von zwei Medien (rot PSN Medium, blau Medium 826)	13
Abbildung 8: Strom-Zeit Diagramm – Vergleich Reinkultur (blaue Linie) mit Mischkultur (rote Linie Cheng Medium mit NaHCO ₃ und grüne Linie Cheng Medium ohne NaHCO ₃)	13
Abbildung 9: Struktur des carbonfilzes bei 250facher Vergrößerung und bei 10kV.....	14
Abbildung 10: Biofilm auf Carbonfaser bei 10.000facher Vergrößerung und bei 5kV.....	14
Abbildung 11: Schematische Darstellung des bioelektrochemischen Systems zur Abwasserreinigung und gleichzeitiger Methanproduktion (links) und aufgebautes System im Labor (rechts).....	19
Abbildung 12: Versuchsaufbau für Tests mit Deponiesickerwasser.....	20
Abbildung 13: REM Aufnahme der Bioanode am Ende der Versuche mit Deponiesickerwasser.	20
Abbildung 14: Akkumulierte Ladung über die Zeit für MFC mit Brauereiabwasser.....	21
Abbildung 15: Plots von CH ₄ Produktion und akkumulierte Ladung (Q) über die Zeit.	22
Abbildung 16: Plots von Acetatabbau, CO ₂ Produktion und akkumulierte Ladung über die Zeit.....	22

8 Kontaktdaten

Marianne Haberbauer
acib GmbH
Krenngasse 37/2
A-8010 Graz
Tel: +4366488783151
Fax: +433168739302
marianne.haberbauer@acib.at
www.acib.at

Auflistung der weiteren Projekt- bzw. KooperationspartnerInnen Name / Institut oder Unternehmen

Projektpartner 1:
Prof. Niyazi Serdar Sariciftci
Johannes-Kepler-Universität Linz, Linzer Institut für Organische Solarzellen (LIOS)
Altenbergerstraße 69, 4040 Linz
UID: ATU57515567

Energieforschungsprogramm - 03. Ausschreibung

Klima- und Energiefonds des Bundes – Abwicklung durch die Österreichische
Forschungsförderungsgesellschaft FFG

Tel: 0043 732 2468 5844

Fax: 0043 732 2468 5845

serdar.sariciftci@jku.at

www.lios.at

Projektpartner 2:

Dr. Arne M. Ragoßnig

RM Umweltkonsulenten ZT GmbH

Grazer Straße 10, 8130 Frohnleiten

Tel: +43 3126 59208

ragossnig@umweltkonsulenten.at

<http://umweltkonsulenten.at>