



Research Paper

Performance Assessment of Bio-Cathode Microbial Desalination Cell for Simultaneous Desalination and Wastewater Treatment

Avin Habibi¹, Majid Abbaspour^{2*}, Amirhossein Javid³ and Amirhessam Hassani³

¹PhD Scholar, Department of Environmental Science, Faculty of Environment & Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

²Professor, Department of Heat and Fluids, Faculty of Mechanic, Sharif University of Technology, Tehran, Iran

³Professor, Department of Environmental Engineering, Faculty of Environment and Natural Resources, Science and Research Branch, Islamic Azad University, Tehran, Iran

Article information

Received: April 07, 2021

Revised: June 21, 2021

Accepted: October 28, 2021

Keywords:

Activated sludge

Bio-Fouling

Bio-cathode

Hydraulic Retention Time

Microbial Desalination Cell

*Corresponding author:

abbpor@sharif.edu



Abstract

Under fresh water shortage conditions, polluted water treatment and brackish water desalination could be a correct defense mechanism in this situation. In the present study, Microbial Desalination Cell (MDC) performance was tested on a laboratory scale to investigate the desalination process and wastewater treatment. The experiments were designed in a three-chamber reactor using activated sludge as bio-catholyte and synthetic wastewater in four different hydraulic retention times and 35 g/l NaCl concentration in two functional mods (batch & continuous). According to the results, maximal salt removal and EC reduction rate of about were obtained in continuously fed mode, respectively. The anolyte pH in both batch and continuous modes dropped from 7 to 6.47 and 6.48 respectively. The chemical oxygen demand (COD) removal values in the continuous mode were 61 and 65% in the anolyte and catholyte respectively, higher than those of fed-batch MDC. Moreover, the result of examining indicated the statistical relationship between system efficiency (salt removal, COD removal, and EC reduction rate) and hydraulic retention time and also between system efficiency and hydraulic flow. On the other hand there is a significant level ($\text{Sig} < 0.05$) which represents direct relationship between the above parameters.

© Authors, Published by **Environment and Water Engineering** journal. This is an open-access article distributed under the CC BY (license <http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).



Introduction

Freshwater (salinity < 0.5 g/l) shortage has become one of the major challenges for societies all over the world. In the next two decades, it is predicted that the average amount of fresh water per person will

decrease by one-third, and two-thirds of the world's inhabitants will live under fresh water-stressed conditions. Although desalination technologies are commonly used for producing clean water from the sea and brackish water around the world, most of



these technologies still require electrical or thermal energy, and therefore require significant capital and energy resources. Hence, developing desalination technologies sustained by renewable energy, such as wind, solar or other green technology for generating energy, is being seriously considered. Microbial desalination cell (MDC) is a new type of bio-electrochemical system that can simultaneously desalinate water and treat wastewater. MDC is derived from Microbial Fuel Cell (MFC), which uses microorganisms as biocatalysts to convert chemical energy into electrical energy. Bacteria growing on an electrode in the anode chamber oxidize the organic substrate and result in the transfer of electrons, which intrigues the movement of cations from the middle chamber to the cathode chamber and the migration of anions from the middle chamber to the anode chamber, thereby generating electric current at the same time. When current is generated by bacteria on the anode and protons are released into the solution, positively charged species are prevented from leaving the anode by the Anion Exchange Membrane (AEM), and therefore, negatively charged species (i.e., chlorine) move from the middle chamber to the anolyte. In the cathode chamber, protons are consumed, resulting in positively charged species (i.e. Na^+) moving from the middle chamber across the cation exchange membrane (CEM) to the catholyte. This loss of ions from the middle chamber results in water desalination and no electrical energy and water pressure is required. In most MDC studies, free cyanide or air cathode has been used as the electron acceptor in the cathode chamber. Despite the ability of ferricyanide to increase the cathodic potential and speed up the reduction reactions, but its use is not suitable due to its high cost and toxic properties. Therefore, in

this study, bio-cathode and biocatalyst (activated sludge) were used to solve the above problems. Also, to determine the accuracy of the measurements and analyze the obtained results, the data were transferred to SPSS software.

Materials and Methods

In the present study, the efficiency of biodegradable MDC in simultaneous desalination and wastewater treatment process was tested. The experiments were designed to investigate the effect of hydraulic flow and hydraulic retention on system efficiency, chemical oxygen demand (COD) removal rate, desalination rate, and electrically conductive reduction rate (EC). The design of MDC was based on three – cubic-shaped Plexiglas chambers, with equal dimensions ($5 \times 5 \times 5$ cm). The chambers were separated with ion-exchange membranes: an anion-exchange membrane (AEM: AMI-7001, Risingsun Membrane, China) and a cation-exchange membrane (CEM: CMI-7001, Risingsun Membrane, China). The anode and cathode electrodes were produced by inserting a graphite rod into the anode & cathode chambers. The electrodes were connected to an external resistance through a copper wire under a fixed resistance of 100Ω in a closed-circuit condition. The schematic and photographs of batch and continuous mode of MDC setup are depicted in Fig.1.

The anode chamber was inoculated with bacterial culture from cow manure (50%, V/V), and a synthetic waste water solution. The bio-cathode Chamber inoculated with bacterial culture from activated sludge (50%, V/V) and a synthetic wastewater solution. The catholyte was aerated at a constant flow-rate in order to supply a dissolved oxygen level of 4 mg/l. The middle chamber was filled with the water at NaCl concentrations

of 35 g/l at separate determinations. All the tests were operated at ambient temperature (20 -25°C) and the data were transferred to SPSS software and the statistical relationships between the data were analyzed using Pearson correlation coefficient.

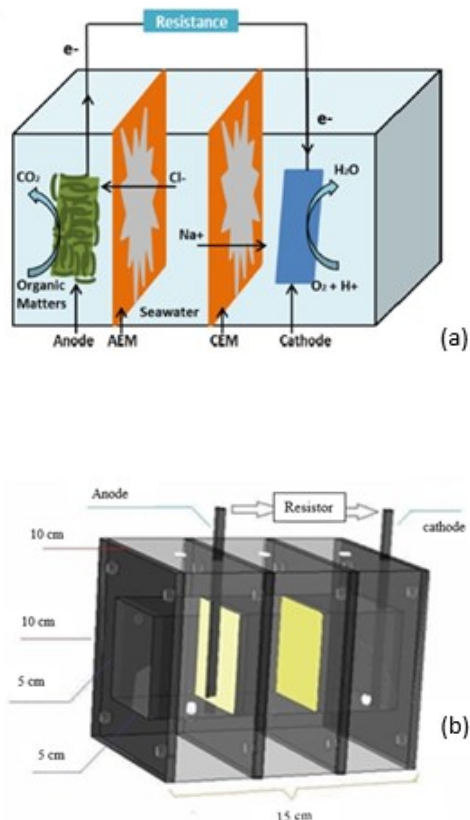


Fig. 1 a) Outline of the microbial desalination cell and b) Schematic image of the made reactor

The voltage (E) across the external resistor (R_e) in the MDC was recorded every 20 min using a multi meter. Current was calculated according to Ohm's law ($I=ER$). Power density was calculated as $P=EI/A$ (mw/m^2), where A (m^2) is the projected surface area of the anode (Veerman, et al. 2008). The coulombic efficiency (CE) (%) is defined as (Eq. 1).

$$CE = \frac{\text{Coulombs recovered}}{\text{Total Coulombs in substrate}} \quad (1)$$

CE can, therefore, be calculated through (Eq. 2)

$$CE(\%) = \frac{M \sum_{i=1}^n I_i t_i}{F b \Delta C V} \times 100 \quad (2)$$

Results

According to the data obtained, the maximum rates of NaCl removal in fed-batch mode was 48.8 ± 0.2 %, and for continuously fed mode was 52.3 ± 0.7 %. The higher salt removal rate in the continuously operated MDC could mainly attributed to the higher power and generation. On the other hand, based on the data, increasing HRTs enhanced NaCl removal rate because of longer period of time for desalination.

The anolyte pH in both batch and continuous mode dropped from 7 to 6.47 and 6.48. This decline was attributed to anaerobic activity of microorganisms and proton accumulation. The catholyte pH increased from 7 to 7.1 in batch mode. The corresponding pH values for continuous mode were 7.08, mainly due to consumption of protons and hydroxide accumulation in the cathode chamber and oxygen reduction that increase pH within the cathode chamber. As the result, the changes of pH in the anolyte and catholyte over time were gradual and low.

The corresponding data for the chambers demonstrated, maximum COD removal (%) in the anode chambers were 54% and 61%, feeding at HRTs of 4 days, under fed-batch and continuous mode, respectively. Therefore, the COD removal in continuous mode improved when compared to batch mode. Its efficiency in the cathode chamber was also higher than that in anode chamber.

Coulombic efficiency (CE) (%) is defined as the ratio of the actual amount of electrons gained by the substrate to the theoretical amount of electrons obtained by the bacteria based on COD removal. According to presented data, the continuously fed mode had higher CE with the value of 13% that was more than fed-batch mode with the CE value of 12.8% at NaCl concentrations of 35 g/l.

Conclusions

According to the results:

1. The hydraulic flow has improved the performance of the system.
2. System efficiency is directly related to HRTs. Therefore, increasing HRTs can be introduced as a factor in improving the performance of bio-cathodic MDC.
3. The EC obtained was less than 50%. It can be concluded that the total COD consumed

in the anode chamber was not used to generate electricity; therefore, despite the high percentage of COD removal, a high percentage of CE was not obtained.

Data Availability

The data can be sent on request by the corresponding author via email.

Conflict of Interests

The authors of this paper declare no conflict of interest regarding the authorship or publication of this article.



ISSN: 2476-3683

محیط زیست و مهندسی آب

Homepage: www.jewe.ir

مقاله پژوهشی

بررسی کارایی پیل نمک زدای میکروبی بیوکاتدی به طور هم زمان در فرآیند نمک-زدایی و تصفیه فاضلاب

اوین حبیبی^۱، مجید عباسپور^{۲*}، امیر حسین جاوید^۳ و امیر حسام حسنی^۳

^۱ دانشجوی دکتری، گروه علوم محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران
^۲ استاد، گروه حرارت و سیالات، دانشکده مکانیک، دانشگاه صنعتی شریف، تهران، ایران
^۳ استاد، گروه مهندسی محیط زیست، دانشکده منابع طبیعی و محیط زیست، واحد علوم و تحقیقات، دانشگاه آزاد اسلامی، تهران، ایران

اطلاعات مقاله

تاریخ دریافت: [۱۴۰۰/۰۱/۱۸]
 تاریخ بازنگری: [۱۴۰۰/۰۳/۳۱]
 تاریخ پذیرش: [۱۴۰۰/۰۸/۰۶]

واژه های کلیدی:

آلودگی میکروبی
 بیوکاتد
 پیل نمک زدای میکروبی
 زمان ماند هیدرولیک
 لجن فعال

*نویسنده مسئول:

abbpor@sharif.edu



چکیده

در شرایط کمبود منابع آب شیرین، تصفیه آب های آلوده و نمک زدایی آب های شور و لب شور می تواند به عنوان یک مکانیسم دفاعی درست، به کار گرفته شود. پژوهش حاضر با هدف بررسی کارایی پیل نمک زدای میکروبی در مقیاس آزمایشگاهی به طور هم زمان جهت بررسی فرایند نمک زدایی و تصفیه فاضلاب انجام گرفت. بدین صورت که یک راکتور سه محفظه ای با استفاده از بیوکاتد لجن فعال و فاضلاب سنتتیک به دو روش منقطع و پیوسته در ۴ زمان ماند مختلف با غلظت ۳۵ g/l نمک بررسی و مطالعه گردید. بر اساس نتایج به دست آمده، حداکثر آهنگ نمک زدایی و آهنگ کاهش EC به ترتیب ۵۲/۳ و ۵۱/۱٪ در حالت پیوسته به دست آمد. pH آنولیت در هر دو حالت منقطع و پیوسته به ترتیب از ۷ به ۶/۴۷ و ۶/۴۸ کاهش یافت. درصد حذف COD در حالت پیوسته در آنولیت و کاتولیت به ترتیب ۶۱ و ۶۵٪ بیش تر از حذف در حالت منقطع بود. همچنین نتایج حاصل از بررسی روابط آماری بین راندمان سیستم (آهنگ حذف COD، آهنگ نمک زدایی و آهنگ کاهش EC) و زمان ماند هیدرولیک و سطح معناداری $\text{Sig} < 0.05$ ، رابطه مستقیم معناداری بین پارامترهای فوق نشان داد. بررسی روابط آماری بین راندمان سیستم و جریان هیدرولیک پیوسته و سطح معناداری $\text{Sig} < 0.05$ نیز نشان داد بین پارامترهای فوق رابطه مستقیم معناداری وجود دارد.

۱- مقدمه

در حال حاضر کمبود منابع آب شیرین (با شوری کم تر از ۱ g/l یکی از بزرگ ترین چالش های جوامع در سراسر جهان به شمار می رود. بر اساس پیش بینی های انجام شده تا دو دهه آینده، میانگین این مقدار آب شیرین در دسترس به ازای هر نفر به یک سوم کاهش می یابد و دو سوم ساکنان زمین با بحران کمبود شدید منابع آب مواجه خواهند شد



سوختی میکروبی (MFC)^۲ می‌باشند. یک واحد MDC معمولی از یک اتاقک آندی، یک اتاق کاتدی و یک اتاقک نمک‌زدایی در وسط، که با غشاهای تبادل آنیونی و کاتیونی در طرفین از اتاقک‌های آندی و کاتدی جدا می‌شود، تشکیل شده است. اتاقک آندی مسئول اکسیداسیون میکروبی مواد آلی و تولید الکتریسیته است و اتاقک میانی مسئول حذف نمک از آب‌شور و اتاق کاتدی نیز این حلقه الکتریکی را کامل می‌کند. در آند باکتری‌ها مواد آلی را به CO_2 و H^+ تجزیه کرده در آنولیت رها می‌کند، الکترون‌ها از طریق یک مدار الکتریکی خارجی به سمت کاتد حرکت می‌کنند و یک جریان در سرتاسر سلول ایجاد می‌شود. یک پذیرنده الکترون در اتاقک کاتدی که در این مطالعه O_2 می‌باشد، این الکترون‌ها را طی یک واکنش احیاء مصرف کرده و آب تولید می‌کند. این عمل باعث ایجاد یک گرادیان بالقوه (شیب پتانسیلی) بین آند و کاتد می‌شود. به طوری که آنیون‌های Cl^- و SO_4^{2-} از آب‌شور موجود در اتاقک میانی از طریق غشا تبادل آنیونی (AEM)^۳ به سمت آند حرکت می‌کند. در همین زمان کاتیون‌های Na^+ و Ca^{2+} از طریق غشای کاتیونی (CEM)^۴ به سمت اتاقک کاتدی حرکت می‌کند. این فرایند موجب حذف نمک و هم‌زمان تولید انرژی جهت عملکرد سیستم می‌شود. مطالعات صورت گرفته نشان می‌دهد، با توجه به کارایی سیستم‌های MDC در حذف نمک، می‌توان این سیستم‌ها را به‌عنوان یک سیستم پیش‌تصفیه قبل از سیستم اسمز معکوس معرفی کرد (Sevda 2017; Lou 2012; Huang et al. 2017; Mehanna et al. 2010). در مطالعات پیشین، پتانسیل عملکردی MDC به‌صورت منقطع با استفاده از آب‌های شور و لب‌شور بر اساس آهنگ حذف نمک، میزان تولید گاز هیدروژن، حذف سختی، تولید توان، حذف COD و ضریب بازدهی کولومبیک مورد بررسی و مطالعه قرار گرفته است (Sevda 2017; Lou 2012; Huang et al. 2017). Qu et al. (2013) عملکرد MDC در حالت پیوسته مورد مطالعه قرار دادند. در این مطالعات ۴ راکتور MDC به‌طور پیوسته در آزمایش‌ها به‌کار گرفته شده و مورد بررسی قرار گرفت. نتایج به‌دست‌آمده تأثیر مثبت جریان پیوسته را نشان دادند. در پژوهشی دیگر عملکرد MDC جهت حذف

(Elmakawy et al. 2014). با برداشت بیش‌ازحد و نیز آلودگی منابع آبی، این کمبود تشدید و در نتیجه آن تنش‌های حاد سیاسی، محیط‌زیستی و اجتماعی در عرصه جهانی، به‌ویژه کشورهایی که در نواحی خشک و نیمه‌خشک قرار دارند، بیش‌تر خواهد شد (Bigas 2012). به‌طورکلی محدودیت منابع آب شیرین ناشی از افزایش سریع تقاضای جهانی باعث شده تا استفاده از سایر منابع آبی مثل آب دریا به کمک روش‌های مختلف نمک‌زدایی مدنظر قرار گیرد (Knust et al. 2013; Wen et al. 2012; Logan et al. 2008).

شایان‌ذکر است ایران دارای نقاط پتانسیل استفاده از آب‌شور دریا یا سایر آب‌های شور و لب‌شور جهت دستیابی به منابع پایدار را دارد. لذا در چنین شرایطی تصفیه آب‌های آلوده و نمک‌زدایی آب‌های شور و لب‌شور می‌تواند به‌عنوان یک مکانیسم دفاعی درست، به کار گرفته شود. از همین رو، فرایند نمک‌زدایی آب‌ها جهت تأمین آب برای مصارف آشامیدنی، کشاورزی و صنعتی نه‌تنها توجیه‌پذیر، بلکه امری ضروری و مهم به نظر می‌رسد. طی ۲۰ yr گذشته پیشرفت و توسعه بی‌سابقه‌ای در فناوری‌های نمک‌زدایی صورت گرفته است. به‌طورکلی، فن‌های نمک‌زدایی موجود، به انرژی بسیار بالا و سرمایه‌گذاری زیادی نیاز دارند و در برخی از روش‌های متداول و رایج، عملکرد غشاها مستلزم فشار بسیار بالایی هستند. توجه به این امر باعث شد توسعه فناوری‌های پایدار نمک‌زدایی آب‌ها به‌وسیله انرژی‌های تجدیدپذیر از جمله انرژی خورشیدی و انرژی باد با استفاده از انرژی زیست‌توده جایگزین انرژی‌های حاصل از سوخت فسیلی شود.

(Gude et al. 2010) با استفاده از سیستم‌های تولیدکننده الکتریسیته زیست‌شیمیایی تحت عنوان پیل نمک‌زدایی میکروبی یک فناوری نوین در صنعت نمک‌زدایی آب‌ها، تصفیه پساب و بازیابی انرژی به شکل الکتریسیته مستقیم ارائه نمودند. (Cao et al. 2009) نخستین بار، پیل نمک-زدای میکروبی در مقیاس کوچک (ظرفیت ۳ ml آب‌نمک) راه‌اندازی و مورد مطالعه قرار دادند. سپس Jacobson et al. (2011) پیل نمک‌زدای میکروبی با ابعاد بزرگ‌تر (1 m²) مورد مطالعه قرار دادند. فناوری پیل نمک‌زدای میکروبی (MDC)^۱ در واقع حالت گسترش‌یافته سیستم‌های پیل

²Microbial Fuel Cell³Anion Exchange Membrane⁴Cathodic Exchange Membrane¹Microbial Desalination Cell

به‌عنوان بیوالکترولیت، در ۴ زمان‌مانند مختلف با غلظت g/l ۳۵ نمک، در دو حالت راهبردی پیوسته و منقطع انجام شد.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- جزئیات راکتور

راکتور مورد استفاده در این مطالعه از جنس پلکسی گلس با ضخامت ۵ cm و به‌صورت سه محفظه شامل اتاقک‌های آندی، نمک‌زدای میانی و کاتدی با ابعاد $(10 \times 10 \times 10)$ cm) و با حجم یکسان ۱۲۵ ml طراحی شده است. با توجه به حجم طراحی شده برای محفظه‌ها در وسط آن‌ها سوراخی به ابعاد $5 \times 5 \times 5$ cm برش داده شد. در وسط سطوح بالایی اتاقک‌های آندی و کاتدی سوراخی به قطر ۵ mm جهت عبور کاتدها برش داده شد. اتاقک‌های آندی و نمک‌زدای میانی توسط غشای تبادل یونی آنیونی و اتاقک‌های کاتدی و نمک‌زدای میانی توسط غشای تبادل یونی کاتیونی از هم جدا شدند. همچنین جهت آب‌بندی محفظه‌ها، از واشرهای مخصوصی که دقیقاً مانند ورقه‌های پلکسی برش داده شده بود استفاده شد و جهت اتصال محفظه‌ها به یکدیگر از پیچ و مهره‌هایی که در دو سر خود قابلیت رزوه شدن دارند استفاده شد.

الکتروود مورد استفاده در این پژوهش از نوع کربن گرافیت میله‌ای به قطر ۵ mm می‌باشد. این الکتروود قبل از استفاده به‌منظور حذف فلزات جزئی، به مدت ۴۸ h در $(1 M) HCl$ قرار گرفته و پس از آن با آب دیونیزه شسته شد. MDC طراحی شده در این پژوهش از نوع Bio-MDC می‌باشد که در آن از بیوکاتد به‌جای کاتد هوایی و سایر مواد شیمیایی همچون پلاتینیوم یا فری سیانید استفاده شد. به این ترتیب از کربن گرافیت میله‌ای به‌عنوان الکتروود و از لجن فعال به‌عنوان الکتروولیت استفاده شده است. الکترون‌های تولید شده توسط باکتری‌ها نیاز دارند از نقطه تولید در آند از طریق یک سیم به سمت کاتد جریان یابند. سیمی که برای این منظور استفاده شد سیم مسی بود. غشاهای مورد استفاده در راکتور شامل یک غشای تبادل آنیونی (AEM: AMI - ۷۰۰۱) و یک غشای تبادل کاتیونی (CEM: CMI - ۷۰۰۱) بوده که از شرکت RisingSun Membrane Chine تهیه شد. به‌منظور آماده‌سازی، غشاهای مذکور قبل از استفاده به مدت ۴۸ h در محلول $(1 M) NaCl$ قرار گرفت. در شکل (۱) تصویر شماتیک راکتور ساخته شده در این مطالعه آورده شده است.

سختی آب‌های ورودی مورد مطالعه قرار گرفت. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده ۹۰٪ حذف سختی، ۹۵٪ حذف نیکل و ۹۹٪ حذف جیوه مشاهده شد (Brastad and He, 2013).

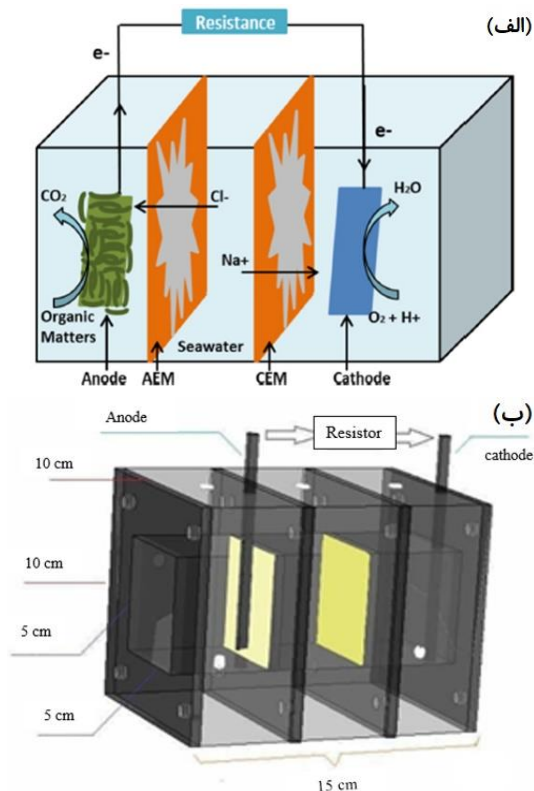
(Sophia and Bhalambal, 2015) مطالعه‌ای در جهت بررسی عملکرد MDC در راستای ارتقای آهنگ نمک‌زدایی با استفاده از کاتد هوایی و کربن فعال به‌عنوان آند انجام دادند که نتایج به‌دست‌آمده، کاهش ۲۵٪ کلراید و ۲۸٪ سدیم را نشان داد. در مطالعه‌ای دیگر، عملکرد MDC با استفاده از کاتد هوایی در دماهای مختلف مورد بررسی قرار گرفت، نتایج حاصل از این مطالعه نشان داد با افزایش دما، مقاومت درونی سیستم کاهش یافته، در نتیجه تولید جریان و آهنگ نمک‌زدایی افزایش یافته است (Ragab et al., 2019). در اکثر مطالعات انجام شده در زمینه MDC در محفظه کاتدی از فری سیانید یا کاتد هوایی به‌عنوان پذیرنده الکترون استفاده شده است. برخلاف توانایی فری سیانید در افزایش پتانسیل کاتدی و افزایش سرعت واکنش‌های احیاء، اما کاربرد آن به دلیل هزینه بالا و خصوصیات سمی که دارد مناسب نیست. از طرفی در حضور کاتد هوایی واکنش‌های احیاء کندتر صورت می‌گیرد و همین موضوع باعث شد به کاتالیزت‌های گران‌تری از جمله پلاتین نیاز باشد، اما گران‌قیمت بودن و مقرون‌به‌صرفه نبودن پلاتین در مقیاس‌های بالا از جمله معایب آن به شمار می‌رود.

لذا در این پژوهش جهت رفع مشکلات فوق از بیوکاتد و بیوکاتالیزت (لجن فعال) استفاده شد. همچنین جهت تعیین دقت و صحت سنجش‌ها در راستای تحلیل نتایج به‌دست‌آمده، داده‌ها به نرم‌افزار SPSS منتقل و روابط آماری بین داده‌های مذکور با استفاده از ضریب همبستگی پیرسن مورد بررسی قرار گرفت. در پژوهش حاضر، کارایی MDC بیوکاتدی به‌طور هم‌زمان در فرایند نمک‌زدایی و تصفیه فاضلاب و تأثیر جریان هیدرولیک و زمان ماند هیدرولیک در راندمان سیستم- آهنگ حذف اکسیژن مورد نیاز شیمیایی (COD)^۱، آهنگ نمک‌زدایی و آهنگ کاهش هدایت الکتریکی (EC)^۲ مورد بررسی قرار گرفت. به‌طور کلی راه‌اندازی و بهره‌برداری از سیستم مذکور، با استفاده از لجن فعال

^۱Chemical Oxygen Demand

^۲Electrical Conductivity

35 g/l نمک (متناسب با شوری آب دریا)، جهت تعیین میزان کارایی راکتور در نمکزدایی از آب شور استفاده شد.



شکل ۱- الف) طرح کلی پیل نمکزدای میکروبی و ب) تصویر شماتیک راکتور ساخته شده

Fig. 1 a) Outline of the microbial desalination cell and b) Schematic image of the made reactor

۲-۲- راه‌اندازی راکتور

یکی از مراحل مهم در سیستم‌های بیولوژیکی مرحله راه‌اندازی است در این مرحله ۵۰٪ حجمی هر یک از محفظه‌های آندی و کاتدی با محلول فاضلاب سنتتیک و ۵۰٪ مابقی در آنولیت با کود گاوی و در کاتولیک با لجن فعال تازه، پر شد. شرایط بی‌هوازی در آنولیت و شرایط هوازی در کاتولیت فراهم شد. برای فراهم کردن اکسیژن محلول موردنیاز میکروارگانیسم‌ها در محفظه کاتدی (در حدود 4 mg/l) از طریق یک ورودی جداگانه بر روی اتاقک کاتدی با استفاده از یک پمپ به‌طور پیوسته هوادهی صورت گرفت. ابتدا حدود ۳۰ تا ۴۰ d زمان داده شد تا بیوفیلم تشکیل شده و ولتاژ تا حدودی ثابت گردید. بعد از مدت زمان فوق، انجام آزمایش‌ها آغاز شد. بهره‌برداری از راکتور در دو حالت راهبردی منقطع و پیوسته صورت گرفت. در حالت منقطع هر ۴ روز یک‌بار محلول‌ها جایگزین می‌گردید و در حالت پیوسته جریان خوراک به‌طور پیوسته با سرعت‌های

جهت ساخت محلول سنتتیک آنولیت، خصوصیات فاضلاب شهری مدنظر بوده، لذا ترکیبات محلول سنتتیک فوق به‌گونه‌ای ساخته شده که COD آن نزدیک به COD فاضلاب شهری باشد. از طرفی، دلیل استفاده از فاضلاب سنتتیک به‌جای فاضلاب خام شهری، این بوده که در فاضلاب سنتتیک با توجه به وجود شرایط بی‌هوازی، از سدیم استات، منابع گلوکز و محلول بافر جهت تسریع روند پایداری سیستم استفاده شده است. به‌این ترتیب، جهت ساخت محلول آنولیت از فاضلاب سنتتیک با گلوکز به‌عنوان منبع کربن (به ازای هر ۱ l آب دیونیزه) شامل: سدیم استات (1/6 g/l)، NH_4Cl (1/5 g/l)، K_2HPO_4 (1/5 g/l)، KH_2PO_4 (1/5 g/l)، $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0/1 g/l)، $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (1/5 g/l)، KCl (0/1 g/l)، عناصر معدنی کمیاب (10 mg) و شکر (1/5 g/l) استفاده شده است. محلول فوق دارای نسبت بی‌هوازی C: N: P به ترتیب ۱:۵:۲۵۰ و غلظت COD حدود 2700 ± 20 mg/l می‌باشد. با توجه به اینکه COD مدنظر در این آزمایش‌ها ۵۰۰ mg/l می‌باشد، بنابراین به‌منظور دستیابی به غلظت موردنظر، رقیق‌سازی صورت گرفت. به‌این ترتیب، ۵۰٪ حجمی محلول آنولیت با محلول رقیق‌شده فوق و ۵۰ درصد مابقی با کود گاوی جهت تأمین باکتری‌های بی‌هوازی به‌عنوان کنسرسیوم میکروبی پر شده است (Huang et al. 2017; Mehanna 2010).

جهت ساخت محلول کاتولیت از فاضلاب سنتتیک با گلوکز و استات به‌عنوان منبع کربن (به ازای هر ۱ l آب دیونیزه) شامل: سدیم استات (1/6 g/l)، KH_2PO_4 (1/5 g/l)، K_2HPO_4 (1/5 g/l)، NH_4Cl (1/5 g/l)، $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (1/5 g/l)، $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ (0/1 g/l)، KCl (0/1 g/l)، عناصر معدنی کمیاب (10 mg) و شکر (1/4 g/l) استفاده شده است. محلول فوق دارای نسبت بی‌هوازی C: N: P به ترتیب ۱:۵:۱۰۰ و غلظت COD حدود 1100 ± 20 mg/l بود و با توجه به اینکه COD مدنظر در این آزمایش‌ها ۵۰۰ mg/l بود، بنابراین به‌منظور دستیابی به غلظت موردنظر، رقیق‌سازی صورت گرفت. به‌این ترتیب، ۵۰٪ حجمی محلول کاتولیت با محلول رقیق‌شده فوق و ۵۰٪ مابقی با بیوکاتولیت از نوع لجن فعال تازه (که از لجن خط برگشتی سیستم تصفیه فاضلاب تهیه شده بود) جهت تأمین باکتری‌های هوازی به‌عنوان کنسرسیوم میکروبی پر شد (Huang et al. 2009; Mehanna 2010). همچنین از آب شور با غلظت

(Metrohm AG, Switzerland) اندازه‌گیری گردید و در نهایت کیفیت میکروبی آب حاصل از اتاقل میانمی نمک‌زدایی به کمک آزمون‌های تشخیص کلیفرم مورد بررسی و آزمایش قرار گرفت.

۳- یافته‌ها و بحث

در MDC عبور الکترون‌های تولیدشده از طریق سیم به سمت الکتروکاتود باعث می‌شود پروتون‌های محفظه آند افزایش یافته و در نتیجه عدم تعادل یونی، یون‌های منفی با عبور از غشای تبادل آنیونی به محفظه آند وارد می‌شوند. در نتیجه این فعل‌وانفعالات، تغییراتی در فاضلاب ایجاد می‌شود که از مهم‌ترین آن‌ها می‌توان به تغییر pH، EC و آهنگ حذف COD در آنولیت و کاتولیک اشاره نمود. در همین راستا در پژوهش حاضر جهت بررسی قابلیت نمک‌زدایی و تصفیه فاضلاب در یک MDC سه محفظه‌ای بیوکاتدی، با غلظت ۳۵ g/l نمک در دو حالت راهبردی منقطع و پیوسته در ۴ زمان‌مانند مختلف و در شرایط آزمایشگاهی (۲۰±۴°C) پارامترهای فوق مورد بررسی و آزمایش قرار گرفت.

۳-۱- تغییرات فاضلاب و کاتولیت

مقادیر و روند تغییرات EC، pH، و COD در محلول فاضلاب (آنولیت) و کاتولیت در جداول (۱ و ۲) که در هر دو جدول مقدار NaCl ثابت (۳۵ g/l) می‌باشد.

جدول ۱- نتایج pH، EC و COD در محلول فاضلاب (آنولیت)

در دو حالت منقطع و پیوسته

Table 1 The result of pH, EC, and COD in the wastewater solution in both batch and continuous modes

Operational Mode	COD (g/l)	pH	EC (mS/cm)	HRTs (h)
Batch	0	7.00	5.80	500±20
	24	6.65	6.10	449
	48	6.59	6.2	387
	72	6.47	6.49	295
	96	6.37	6.78	230
Continuo us	0	7.00	5.20	500±20
	24	6.91	5.49	445
	48	6.78	5.57	385
	72	6.65	5.83	269
	96	6.48	6.08	195

مختلف بر اساس زمان‌ماندهای (HRTs)^۱ مختلف تزریق می‌گردید. به طوری که سرعت جریان هیدرولیک در روز اول تا چهارم به ترتیب ۰/۰۸، ۰/۰۴، ۰/۰۲۸، و ۰/۰۲۱ ml/min تنظیم شد. تمامی آزمایش‌ها در دمای محیط (۲۵-۲۰°C) انجام و نتایج حاصل از آن با استفاده از نرم‌افزار SPSS مورد تحلیل قرار گرفت.

۳-۲- آنالیزها و حساسیت

هر ۲۰ min ولتاژ با استفاده از مولتی‌متر ثبت گردید. جریان بر اساس قانون اهم (رابطه ۱) و چگالی توان تولیدی بر اساس رابطه (۲) محاسبه گردید.

$$I = E / R \quad (1)$$

$$P = EI / A \quad (2)$$

که، I شدت جریان بر حسب A، E نیرومحرکه بر حسب V، R مقاومت بر حسب Ω، P چگالی توان بر حسب mw/m² و A مساحت سطح آند بر حسب m² می‌باشد (Veerman et al. 2008). بازده کولومبیک (CE)^۲ طبق روابط (۳) و (۴) تعریف و محاسبه می‌شود: (Kim and Logan 2013).

$$CE = \frac{\text{Coulombs recovered}}{\text{Total Coulombs in substrate}} \quad (3)$$

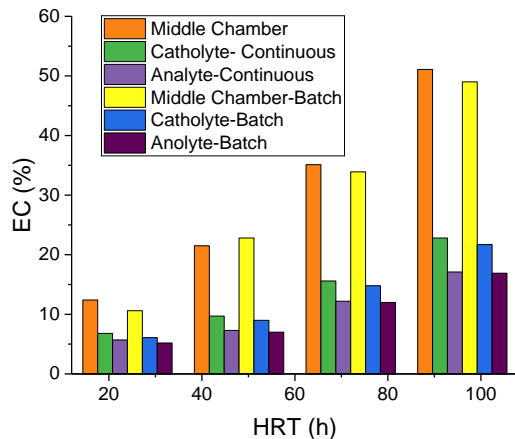
$$CE (\%) = \frac{M \sum_{i=1}^n I_i t_i}{F b \Delta CV} \times 100 \quad (4)$$

که، I_i جریان خروجی از سیستم در زمان t_i، F ثابت فارادی (۹۶۴۸۵ C/mol)، b تعداد الکترون‌هایی که به ازای هر مول اکسیژن تبادل می‌شود (۴)، ΔC تغییرات غلظت COD (mg/l)، V حجم آنولیت (l)، و M وزن مولکولی اکسیژن (۳۲) می‌باشد (Gutman and Hassan 2010). آهنگ کاهش مقادیر EC و شوری اتاقل میانمی قبل و بعد از فرایند نمک‌زدایی و همچنین میزان تغییرات EC، COD و pH فاضلاب ورودی و خروجی از راکتور اندازه‌گیری گردید. شوری با استفاده از دستگاه شوری‌سنج چشمی (Sea Water Refractometer, Red Sea Co., USA) مقدار COD با استفاده از دستگاه اسپکتروفوتومتر (DR6000, HACH Co., USA) و مقادیر EC و pH به ترتیب به کمک دستگاه‌های EC متر (HQ 914, pH meter 40d, HACH Co., USA)

¹Hydraulic Retention Time

²Coulombic Efficiency

داده است افزایش غلظت یونی و به تبع آن افزایش EC در کترولیت‌ها منجر به کاهش مقاومت داخلی در سیستم‌های زیست الکتروشیمیایی (BES)^۱ شده و در نهایت عملکرد نمک‌زدایی این‌گونه سیستم‌ها به علت افزایش تولید توان بهبود می‌یابد (Ter Heijne et al. 2006).



شکل ۲- تغییرات EC در اتاقک‌های الکترودی و اتاقک میانی در طول فرایندهای منقطع و پیوسته

Fig. 2 Changes of EC in electrode and middle chambers during batch and continuous modes

۳-۳- تغییرات pH

یکی از مهم‌ترین چالش‌ها در سیستم‌های MDC، کاهش pH فاضلاب می‌باشد. کاهش شدید و بیش‌ازحد منجر به مختل شدن فعالیت میکروارگانیسم‌ها و در نتیجه تضعیف عملکرد نمک‌زدایی سیستم می‌شود (Haiping et al, 2012). قرار گرفتن الکترودها در محفظه‌هایی که با استفاده از غشاهای تبادل یونی از همدیگر جدا شده‌اند، باعث عدم تعادل در pH می‌شود. به منظور جلوگیری از اثر pH در فاضلاب از محلول بافر فسفات استفاده شد. بر اساس نتایج به دست آمده در جدول (۱) مشاهده می‌گردد، pH در آنولیت در هر دو فرایند عملکردی منقطع و پیوسته از ۷ به ۶/۴۷ و ۶/۴۸ کاهش پیدا کرده است. نتایج به دست آمده نشان داد که تغییرات pH در آنولیت تدریجی بوده و این تغییرات ناگهانی و شدید نبوده که یکی از دلایل آن می‌تواند به علت عبور یون‌های (HCO₃⁻) از اتاقک میانی به محفظه آندی باشد که منجر به افزایش ظرفیت بافری آنولیت شده است. در ابتدای ورود یون‌های (HCO₃⁻) از اتاقک میانی به محفظه آندی در اثر فعالیت نمک‌زدایی، منجر به تجمع (HCO₃⁻) افزایش کلیبایت آنولیت می‌شود، اما پس از مدتی فعالیت

جدول ۲- نتایج pH، EC و COD در محلول کاتولیت در دو حالت منقطع و پیوسته

Table 2 The result of pH, EC and COD in the Catholyte solution in both batch and continuous modes

Operational Mode	COD (g/l)	EC (mS/cm)	pH	HRTs (h)
Batch	0	6.48	7	500±20
	24	7.25	7.02	449
	48	7.45	7.04	387
	72	7.85	7.07	295
	96	8.32	7.1	230
Continuous	0	6.79	7	500±20
	24	7.25	7.01	445
	48	7.44	7.03	385
	72	7.84	7.06	269
	96	8.33	7.08	195

۳-۲- تغییرات EC

همان‌طور که در جداول (۱ و ۲) نشان داده شده، هدایت الکتریکی در محفظه آندی و کاتدی یک روند افزایشی داشته، در حالی که در محفظه میانی نشان داده شده در جدول (۳) با توجه به ارتباط مستقیم بین هدایت الکتریکی و میزان نمک محلول و سایر املاح موجود در آب، مقدار هدایت الکتریکی هم‌زمان با حذف نمک، کاهش یافته است. اما به‌طور کلی شدت تغییرات هدایت الکتریکی در محفظه آندی و کاتدی نسبت به اتاقک میانی کمتر بوده است. بر اساس نتایج نشان داده شده در شکل (۱) هدایت الکتریکی محلول فاضلاب (آنولیت) در حالت منقطع و پیوسته به ترتیب ۱۶/۹ و ۱۷/۱ و در محلول کاتولیت به ترتیب ۲۱/۷ و ۲۲/۸ افزایش داشته است. شدت این تغییرات در اتاقک میانی بیشتر بوده به طوری که به ترتیب ۴۹ و ۵۱/۱ کاهش در حالت‌های منقطع و پیوسته به دست آمده است. علت افزایش هدایت الکتریکی در آنولیت را می‌توان به مهاجرت یون‌ها (Cl⁻ & HCO₃⁻) از محلول آب‌شور اتاقک میانی به محفظه آندی در طول فرایند نمک‌زدایی نسبت داد. از طرفی عبور یون‌های کاتیون همچون Na⁺ از محفظه میانی به محفظه کاتدی موجب افزایش EC در محلول کاتولیت شده است. نتایج به دست آمده از تحقیق حاضر این موضوع را تأیید نمود (Mehanna et al. 2010; Haiping et al. 2012). نتایج Sevda et al. (2017) نشان داد افزایش شدید و ناگهانی EC در محفظه آندی به میکروارگانیسم‌ها آسیب وارد کرده و فعالیت آن‌ها را مختل می‌کند. از طرفی مکانیسم حذف COD را با مشکل مواجه می‌سازد. مطالعات پیشین نشان

¹Bio- Electrochemical Systems

به‌صورت پیوسته تا حدودی از تغییرات شدید و ناگهانی pH جلوگیری به‌عمل می‌آید، بنابراین میکروارگانیسم‌ها در شرایط بیولوژیکی نسبتاً پایدارتری فعالیت داشته و در نتیجه حذف COD بیش‌تری اتفاق می‌افتد. در مقایسه با مطالعات پیشین، که با استفاده از چندین راکتور به‌صورت سری در MDC (Chen et al. 2013) و یا با استفاده از فاضلاب خانگی به‌عنوان تنها منبع سوبسترا در آنولیت به‌صورت منقطع بوده (Luo et al. 2012)، نتایج به‌دست‌آمده، درصد مؤثری از حذف COD را نشان می‌دهد. از طرفی بازدهی حذف COD در مطالعه حاضر، کمتر از نتایج به‌دست‌آمده توسط Yuan et al. (2016) با ۷۰٪ حذف COD با استفاده از پیل نمک‌زدای اسمزی با غشای FO می‌باشد که می‌تواند به‌دلیل حالت‌های مختلف راهبردی در این مطالعات باشد.

۳-۵- عملکرد نمک‌زدایی و تغییرات هدایت الکتریکی در اتاقک میانی

جهت بررسی عملکرد نمک‌زدایی MDC در حالت‌های راهبردی منقطع و پیوسته هدایت الکتریکی (EC) و آهنگ نمک‌زدایی در محفظه میانی موردبررسی و سنجش قرار گرفت. نتایج حاصل از تغییرات EC و آهنگ نمک‌زدایی در جدول (۳) نشان داده‌شده است. نتایج به‌دست‌آمده نشان می‌دهد، غلظت نمک در محلول اتاقک میانی با افزایش HRT کاهش پیدا کرده و روند کاهشی در جریان فرایند به‌صورت پیوسته بیش‌تر بوده است، به‌طوری‌که حداکثر درصد حذف نمک در حالت‌های منقطع و پیوسته به‌ترتیب ۴۸/۸ و ۵۲/۳ به‌دست‌آمد. بالاتر بودن درصد حذف نمک در حالت پیوسته می‌تواند به‌علت بالاتر بودن جریان الکتریکی تولیدشده در طول فرایند باشد، چراکه از طرفی جریان هیدرولیک باعث می‌شود pH محلول‌های آنولیت و کاتولیت تا حدودی ثابت مانده و از تغییر ناگهانی آن جلوگیری شود از طرفی جریان پیوسته محلول خوراک هم‌زمان منجر به پایداری pH، جلوگیری از مختل‌شدن فعالیت میکروارگانیسم‌ها شده، در نتیجه افزایش تولید جریان الکتریکی و در نهایت بهبود عملکرد سیستم را شاهد خواهیم بود و در نهایت در جریان فرایند به‌صورت پیوسته آهنگ نمک‌زدایی بالاتری به‌دست‌آمده است. از آنجاکه درصد حذف COD بالاتر از درصد حذف نمک بوده است، احتمالاً کل

سیستم و ترکیب (HCO_3^-) با (H^+) و تولید H_2CO_3 ، pH آنولیت کاهش می‌یابد. در مطالعه حاضر، روند تغییرات pH در کاتولیت، یک روند افزایش تدریجی است، به‌طوری‌که در دو حالت منقطع و پیوسته به ترتیب از ۷ به ۷/۱ و ۷/۸ افزایش پیدا کرده است. این افزایش به علت احیای اکسیژن، مصرف پروتون‌ها (H^+) و تجمع هیدروکسید (OH^-) در کاتولیت اتفاق افتاده است. به‌علت اکسیداسیون مواد آلی در آنولیت و احیای اکسیژن در کاتولیت عدم تعادل pH اتفاق می‌افتد (Houang 2017). به‌طورکلی نوسانات pH در سیستم‌های MDC یک پدیده رایج و معمول است (Surya et al. 2015). نتایج به‌دست‌آمده نشان داد که تغییرات pH در هر دو محفظه آندی و کاتدی تدریجی و کم بوده که از طرفی این تغییرات کم، ناشی از تبادل یونی و از طرف دیگر ناشی از جریان پیوسته محلول خوراک حاوی محلول بافر فسفات می‌باشد، که همین تغییرات کم منجر به حفظ حالت بافری و در نتیجه حفظ فعالیت میکروبی در هر دو محفظه شده و در نهایت منجر به بهبود عملکرد سیستم شده است. نتایج به‌دست‌آمده از این پژوهش با مطالعات پیشین قابل‌مقایسه است (Mehanna et al. 2010; Cao et al. 2009; Li et al. 2017).

۳-۴- تغییرات COD

تصفیه فاضلاب یکی از مهم‌ترین موارد در بهره‌برداری از MDC است و یکی از اهداف مهم تصفیه فاضلاب، کاهش COD تا حد برآورده کردن استانداردهای محیط‌زیستی است. بدیهی است سیستم‌های MDC باید به‌گونه‌ای طراحی و اجرا شوند که بتوانند با بهره‌برداری درست پساب خروجی مناسبی داشته باشند. نتایج به‌دست‌آمده در جدول (۱) نشان می‌دهد مقدار COD در آنولیت (محلول فاضلاب) با گذشت زمان کاهش پیدا کرد، به‌طوری‌که مقدار آن در دو حالت منقطع و پیوسته به‌ترتیب از ۵۰۰ به ۲۱۰ و ۱۹۰ mg/l کاهش پیدا کرد. بررسی روند تغییرات COD در کاتولیت در جدول (۲)، نشان می‌دهد مقدار COD در محلول کاتولیت نیز با گذشت زمان کاهش پیدا کرد به‌طوری‌که مقدار آن در دو حالت راهبردی منقطع و پیوسته به‌ترتیب از ۵۰۰ به ۲۰۵ و ۱۷۵ mg/l کاهش پیدا کرد. HRT می‌تواند اثر بارزی بر بازده حذف COD داشته باشد به‌طوری‌که در آنولیت، بیش‌ترین درصد حذف ۵۴ و ۶۱ به‌ترتیب در فرآیندهای منقطع و پیوسته، در $\text{HRT} = 4 \text{ d}$ و در جریان فرایند به‌صورت پیوسته اتفاق افتاده است. با توجه به اینکه در جریان فرایند

افزایش یافت (Youpeng et al. 2013; Mehanna et al. 2017; Ebrahimi et al. 2010).

۳-۶- تغییرات CE

درصد بازده کولومبیک (CE) عبارت است از نسبت الکترون‌های به‌دست‌آمده از آند به کل الکترون‌های ره‌اشده از اکسیداسیون سوبسترا (Mahdi 2016). معمولاً جهت اندازه‌گیری غلظت سوبسترا از COD استفاده می‌شود (Kim and Logan 2013). به‌عبارتی، CE به‌عنوان نسبت تعداد واقعی الکترون‌های به‌دست‌آمده از سوبسترا به مقدار تئوریک الکترون‌های به‌دست‌آمده از باکتری‌ها بر اساس حذف COD تعریف می‌شود (Ebrahimi et al. 2017).

در این مطالعه، پس از اینکه راکتور به یک حالت نسبتاً پایداری رسید، CE بررسی و محاسبه شد. تغییرات بازده کولومبیک در شکل (۳) نشان داده شده است. بر اساس نتایج به‌دست‌آمده، بیش‌ترین CE در جریان فرایند به‌صورت پیوسته به‌دست‌آمد. به‌طوری‌که، CE به‌دست‌آمده در دو حالت منقطع و پیوسته با غلظت 35 g/l NaCl به ترتیب $12/8$ و 13% به‌دست‌آمد. داده‌های به‌دست‌آمده از این آزمایش‌ها نشان می‌دهد CE کم‌تر از 50% است که می‌تواند در نتیجه تخمیر سوبسترا، فرایند تولید متان توسط باکتری‌ها یا حتی اکسیداسیون هوازی سوبسترا در آند باشد (Mahdi 2016). از طرفی تنوع در رشد باکتری‌ها در آنولیت می‌تواند موجب کاهش CE شود زیرا برخی از این باکتری‌ها به‌عنوان پذیرنده الکترون عمل نکرده و تنها با مصرف سوبسترا موجب افزایش فرایند تخمیر در آنولیت می‌شود که همین امر منجر به کاهش CE خواهد شد. (Kokabian and Gude 2015; Kim and Logan 2013).

بر اساس داده‌های به‌دست‌آمده از این آزمایش با توجه به درصد حذف COD برابر با ۶۵ و حداکثر CE به‌دست‌آمده که کم‌تر از 50% بود، می‌توان نتیجه گرفت کل COD مصرف‌شده در محفظه آندی صرف تولید جریان الکتریکی نشده است، به‌همین دلیل برخلاف درصد بالای حذف COD، درصد بالایی از CE به‌دست نیامد.

COD مصرف‌شده در محفظه آندی صرف تولید جریان الکتریکی نشده است و یکی دیگر از دلایل آن نیز مربوط به آلودگی میکروبی موجود در سیستم‌های مذکور می‌باشد که تأثیر بسزایی در افزایش مقاومت داخلی سیستم داشته، لذا کاهش الکترون‌های بازیابی شده از باکتری‌ها و متعاقباً کاهش جریان الکتریکی تولیدی و در نهایت کاهش آهنگ نمک‌زدایی در سیستم را در پی خواهد داشت (Habibi et al. 2020). تغییرات EC در اتاقک میانی در هر دو حالت راهبردی منقطع و پیوسته، با گذشت زمان از یک روند کاهشی تبعیت می‌کند، به‌طوری‌که بیش‌ترین درصد کاهش EC در هر دو حالت منقطع و پیوسته به ترتیب ۴۹ و $51/1$ در $HRT = 4 \text{ d}$ به‌دست‌آمد. با توجه به نتایج به‌دست‌آمده می‌توان گفت، آهنگ تغییرات EC به‌طور مشخص با تولید بالاتر جریان در طول فرایند نمک‌زدایی ارتباط دارد.

جدول ۳- درصد تغییرات EC و عملکرد نمک‌زدایی در اتاقک میانی

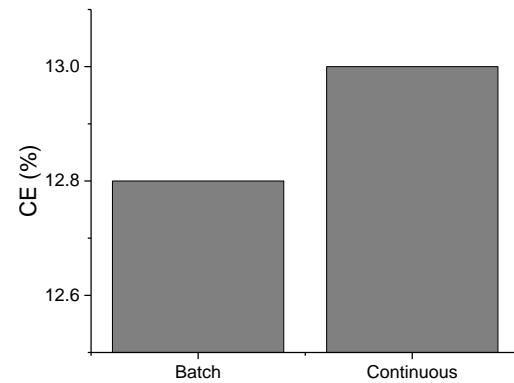
Table 3 Percentage Changes of EC and desalination performance in the middle chamber

HRT (h)	Batch		Continuous	
	EC	NaCl	EC	NaCl
0		13.6		13.6
24	10.6	22.7	12.4	23.1
48	22.8	36	21.5	40
72	33.9	48.8	35.1	52.3
96	49	13.6	51.1	13.6

از طرف دیگر، نتایج نشان می‌دهد افزایش زمان ماند هیدرولیک، آهنگ نمک‌زدایی را به‌دلیل طولانی‌تر شدن زمان فرایند نمک‌زدایی افزایش می‌دهد. آهنگ نمک‌زدایی در مطالعه حاضر، کم‌تر از نتایج به‌دست‌آمده از مطالعه ای بوده که در آن فری سیانید در کاتولیت استفاده شده است (Cao et al. 2009). اما علی‌رغم توانایی فری سیانید در افزایش پتانسیل کاتدی در فرایندهای کاهشی، به دلیل سمی بودن و گران‌قیمت بودن آن، استفاده از آن مقرون‌به‌صرفه نیست (Kokabian and Gude 2015). جهت رفع این مشکل در مطالعه حاضر از بیوکاتد لجن فعال در محفظه کاتدی استفاده شده است. نتایج به‌دست‌آمده از مطالعه حاضر با نتایج به‌دست‌آمده از بسیاری از مطالعات پیشین قابل تطبیق است. در مطالعه حاضر همچون مطالعات پیشین با افزایش HRT آهنگ حذف نمک و آهنگ کاهش EC نیز

توزیع داده‌ها داشته و در نهایت جهت بررسی روابط آماری و ضریب همبستگی پارامترها از یکی از آزمون‌های پارامتریک مانند پیرسون استفاده گردید.

نتایج حاصل از بررسی ارتباط آماری بین راندمان سیستم (آهنگ حذف COD، آهنگ نمک‌زدایی و آهنگ کاهش EC) و HRT با استفاده از آزمون ضریب همبستگی پیرسون و سطح معناداری $Sig < 0.05$ به دست آمده بین پارامترهای فوق نشان می‌دهد، بین درصد حذف COD، درصد کاهش EC و درصد حذف شوری با زمان ماند هیدرولیک رابطه مستقیم معناداری وجود دارد. به همین ترتیب، بررسی روابط آماری بین راندمان سیستم و جریان هیدرولیک پیوسته و سطح معناداری $Sig < 0.05$ به دست آمده بین پارامترهای فوق نشان می‌دهد، بین درصد حذف COD و درصد کاهش EC و درصد حذف شوری با جریان هیدرولیک رابطه مستقیم معناداری وجود دارد (جدول ۴).



شکل ۳- تغییرات CE در Bio-MDC در غلظت ۳۵ g/l NaCl در دو حالت منقطع و پیوسته

Fig. 3 Changes of CE at 35 g/l NaCl concentration in both batch and continuous modes

۳-۷- تحلیل آماری

جهت تعیین دقت و صحت سنجش‌ها، داده‌های به دست آمده، به نرم‌افزار SPSS منتقل و جهت بررسی توزیع، تحت آزمون‌های نرم‌الیتی (آزمون کولموگروف - اسمیرنوف) قرار گرفت. نتایج این آزمون حاکی از نرمال بودن

جدول ۴- ضرایب همبستگی پیرسون بین پارامترهای مورد بررسی

Table 4 Pearson correlation coefficients between the studied parameters

Parameters	Normality Tests	EC	COD	Salinity	HRTs	Batch	Continuous
EC	Pearson Correlation	1	0.973**	0.992**	0.988**	0.082	0.996**
	Sig. (2-tailed)		0.000	0.000	0.000	0.763	0.000
COD	Pearson Correlation	0.973**	1	0.964**	0.965**	0.142	0.988**
	Sig. (2-tailed)	0.000		0.000	0.000	0.600	0.000
Salinity	Pearson Correlation	0.992**	0.964**	1	0.984**	0.076	0.992**
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000		0.000	0.779	0.000
HRTs	Pearson Correlation	0.988**	0.965**	0.984**	1	0.000	0.986**
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000	0.000		1.000	0.000
Batch	Pearson Correlation	0.082	0.142	0.076	0.000	1	0.103
	Sig. (2-tailed)	0.763	0.600	0.779	1.000		0.704
Continuous	Pearson Correlation	0.996**	0.988**	0.992**	0.986**	0.103	1
	Sig. (2-tailed)	0.000	0.000	0.000	0.000	0.704	

** . Correlation is significant at the 0.01 level (2-tailed)

نتایج حاصل از آزمایش‌ها و تحلیل‌های آماری به دست آمده از این پژوهش نشان داد:

۱- حداکثر آهنگ نمک‌زدایی و حداکثر آهنگ حذف COD در حالت راهبردی سیستم به صورت پیوسته به دست آمد. بنابراین می‌توان نتیجه گرفت جریان هیدرولیک موجب بهبود عملکرد سیستم شده است.

۲- راندمان سیستم رابطه مستقیمی با HRT دارد. به طوری که با افزایش HRT، آهنگ حذف COD، آهنگ حذف شوری و آهنگ کاهش EC نیز افزایش می‌یابد.

۴- نتیجه گیری

در مطالعه حاضر، آزمایش‌هایی جهت بررسی کارایی MDC بیوکاتدی به طور هم‌زمان در فرایند نمک‌زدایی و تصفیه فاضلاب و تأثیر جریان هیدرولیک و زمان ماند هیدرولیک در راندمان سیستم (آهنگ حذف COD، آهنگ نمک‌زدایی و آهنگ کاهش EC) صورت گرفت. راه‌اندازی و بهره‌برداری از سیستم MDC بیوکاتدی (Bio-MDC) که در آن از لجن فعال به عنوان بیوالکترولیت و از گرافیت میله‌ای به عنوان بیوکاتد استفاده شده است، در ۴ زمان ماند (HRTs) متفاوت ۱، ۲، ۳ و ۴ d روز، با غلظت ۳۵ g/l NaCl انجام گرفت.

دسترسی به داده‌ها

داده‌ها حسب درخواست، از طرف نویسنده مسئول از طریق ایمیل قابل ارسال است.

تضاد منافع نویسندگان

نویسندگان این مقاله اعلام می‌دارند که هیچ تضاد منافی در رابطه با نویسندگی و یا انتشار این مقاله ندارند.

بنابراین افزایش HRT را به عنوان ادییک عامل بهبود عملکرد MDC بیوکاتدی می‌توان معرفی کرد.

EC-3 به دست آمده کم‌تر از ۵۰٪ بود. می‌توان نتیجه گرفت کل COD مصرف شده در محفظه آندی صرف تولید جریان الکتریکی نشده است، به همین دلیل برخلاف درصد بالای حذف COD، درصد بالایی از CE به دست نیامده است.

References

- Berman, T., Mizrahi, R. and Dosoretz, C. G. (2011) Transparent exopolymer particles (TEP): A critical factor in aquatic biofilm initiation and fouling on filtration membranes. *Desal.*, 276, 184-190.
- Bigas, H. (2012). The global water crisis: Addressing an urgent security issue. United Nations University-Institute for Water, Environment and Health. 19-21.
- Brastad, K. S. and He, Z. (2013). Water softening using microbial desalination cell technology. *Desal.*, 309, 32-37.
- Cao, X. X. Huang, P. Liang, K. Xiao, Y. J. Zhou, X. Y. Zhang, B. and Logan, E. (2009) A new method for water desalination using microbial desalination cells, *Environ. Sci. Technol.*, 43(18), 7148-7152.
- Chen, S., Luo H., Hou Y., Liu G., Zhang R. and Qin B., (2013). Comparison of the removal of monovalent and divalent cations in the microbial desalination cell. *Front. Environ. Sci. Eng.*, 9, 317-323. doi: [10.1007/s11783-013-0596-y](https://doi.org/10.1007/s11783-013-0596-y)
- Ebrahimi, A., Najafpour, G. D. and Yousefi Kebria, D. (2017). Effect of batch vs. Continuous mode of operation on microbial desalination cell performance treating municipal wastewater. *Iran. J. Hydrogen Fuel Cell*, 4, 281-290. doi: [10.22104/ijhfc.2016.473](https://doi.org/10.22104/ijhfc.2016.473)
- Elmakawy, A., Hegab, H. and Deepak, P. (2014). The near-future integration of microbial desalination cell with Reverse Osmosis technology. *Energy Environ. Sci.*, 7, 3921-3933.
- Gude, V. G., Nirmalakhandan, N., and Deng, S. (2010). Renewable and sustainable approaches for desalination. *Renew. Sustain. Energy Rev.*, 14(9), 2641-2654.
- Habibi, A., Abbaspour, M., Javid, A. H. and Hassani, A. H. (2020). An investigation on using MDCs for an efficient desalination process as pretreatment of reverse osmosis. *J. Water Suppl. Res. Technol., AQUA*, 4, 322 – 331. doi: [10.2166/aqua.2020.073](https://doi.org/10.2166/aqua.2020.073)
- Haiping L., Pei X., Timberley M. Roane, P. E. and Jenkins, Z. R. (2012). Microbial desalination cells for improved performance in wastewater treatment, electricity production and desalination. *Bioresour. Technol.*, 105, 60-66. doi: [10.1016/j.biortech.2011.11.098](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.098)
- Huang J., Ewusi-Mensah, D., Eyram N. (2017). Microbial desalination cells technology: a review of the factors affecting the process, performance and efficiency. *Desal. Wastewater Treat.*, 87, 140-159.
- Jacobson, K. S., Drew, D. M. and Zhen H. (2011). Use of a liter-scale microbial desalination cell as a platform to study bioelectrochemical desalination with salt solution or artificial seawater. *Environ. Sci. Technol.* 2011, 45, 10, 4652-4657. doi: [10.1021/es200127p](https://doi.org/10.1021/es200127p)
- Kim, Y. and Logan, B. E. (2013). Microbial desalination cells for energy production and desalination. *Desal.*, 308, 122-130.
- Knust, K. N., Hlushkou D., Anand R. K., Tallarek U., Crooks R. M., (2013). Electrochemically mediated seawater desalination. *Angewandte Chemie International Edition*, 52, 8107-8110.
- Kokabian and Gude, (2015). Sustainable photosynthetic biocathode in microbial desalination cells. *Chem. Eng. J.*, 262, 958-965.

- Li Y., Styczynski J., Huang Y. Xu. Z., Mccutcheon J. and Li B. (2017). Energy-positive wastewater treatment and desalination in an integrated Microbial desalination cell (MDC)- Microbial electrolysis cell (MEC). *Appl. Energy*, 163, 352-360.
- Logan, B. E. (2008). *Microbial fuel cells*. Wiley – Inter-Science. 125pp.
- Luo, H., Xu, P., Jenkins, P. E. and Ren, Z. (2012). Ionic Composition and transport mechanisms in microbial desalination cells, *J. Membr. Sci.*, 409, 16-23.
- Mahdi, A. A. (2016), Study of the desalination efficiency for different configurations of microbial desalination cell (MDC). Institute of Water & Environment, Al-Azhar University-Gaza, 57-59.
- Mehanna, M., Tomonori S., Jingling Y., Hichner, M., Cao, X., Huang X. and Logan, B. E. (2010). Using microbial desalination cells to reduce water salinity prior to Reverse Osmosis. *Energy Environ. Sci.*, 3, 1114-1120.
- Meng F., Jiang J., Zhao Q., Wang K., Zhang G., Fan Q., Wei L., Ding J. and Zheng Z., (2014). Bio electrochemical desalination cell and electricity generation in microbial desalination cell with dewatered sludge as fuel. *Bioresour. Technol.*, (157) 120. doi:[10.1016/j.biortech.2014.01.056](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.01.056)
- Ping, Q., Porat, O., Dosoretz, C. and He, Z. (2016) Bioelectricity inhibits back diffusion from the anolyte into the desalinated streams in microbial desalination cells. *Water Res.*, 88, 266-273. doi: [10.1016/j.watres.2015.10.018](https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.10.018)
- Qu, Y., Yujie F., Jia L., Weihua H., Xinxin S., Qiao Y., Jiangwei, L. and Logan, B. E., (2013). Salt removal using multiple microbial desalination cells under continuous flow conditions. *Desal.*, 318, 17-22.
- Ragab, M., Elawwad, A. S. and Abdel-Halim, H., (2019). Evaluating the performance of microbial desalination cells subjected to different operating temperatures. *Desal.*, 462, 56-66.
- Sevda, S., Abu-reesh, I. M., Yuan, H. and He, Z. (2017). Bioelectricity generation from treatment of petroleum refinery wastewater with simultaneous seawater desalination in microbial desalination cells. *Energy Conver. Manage.*, 141, 101- 107. doi : [10.1016/j.enconman.2016.05.050](https://doi.org/10.1016/j.enconman.2016.05.050)
- Sophia, A. C. and Bhalambaal, V. M., (2015). Utilization of coconut shell carbon in the anode compartment of microbial desalination cell (MDC) for enhanced desalination and bio-electricity production. *J. Environ. Chem. Eng.*, 3, 2768–2776. doi: [10.1016/j.jece.2015.10.026](https://doi.org/10.1016/j.jece.2015.10.026)
- Surya, E. A., Fachryan Z. and Prabaningtyas, R. K. (2015), The potency of three-chambered microbial desalination cells implementation as an alternative solution for energy conservation in Indonesia. New, Renewable Energy and Energy Conservation Conference and Exhibition, doi:10.18502/ken.v2i2.356
- Sutzkover-Gutman, I. and Hassan, D. (2010). Feed water pretreatment for desalination plants. *Desal.*, 264, 289-296. Doi : [10.1016/j.desal.2010.07.014](https://doi.org/10.1016/j.desal.2010.07.014)
- Ter Heijne, A., Hamelers, H. V. M., Rozendal, R. A., Cees, J. and Buisman. N. (2006). A bipolar membrane combined with ferric iron reduction as an efficient cathode system in microbial fuel cells. *Environ. Sci. Technol.*, 40, 5200-5205.
- Wen, Q., Zhang, H., Chen, Z., Li, J. N. and Feng, Y. (2012). Using bacterial catalyst in the Cathode of microbial desalination cell to improve wastewater treatment and desalination. *Bioresour. Technol.*, 125, 108-113 doi: [10.1016/j.biortech.2012.08.140](https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.140)

How to cite this paper:

Habibi, A., Abbaspour, M., Javid A. and Hassani A. (2022). Performance assessment of bio-cathode microbial desalination cell for simultaneous desalination and wastewater treatment. *Environ. Water Eng.*, 8(2), 481-495. DOI: 10.22034/JEWE.2021.273836.1540