Shahid Chamran University of Ahvaz

Irrigation Sciences and Engineering (JISE)
Vol. 47, No. 3, Fall 2024, p. 123-135

Research Paper

Journal homepage: https://jise.scu.ac.ir

EXTENDED ABSTRACT

Biological treatment of industrial wastewater (Metal Industries) using anaerobic-aerobic combination method

O. Mohamadi[1], M. Hesam[2*], M. Heidarpour[3] and M.M. Kohansal[4]

1- PhD student in Water Science and Engineering, Department of Water Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources.
2- Corresponding Author, Associate Professor, Department of Water Engineering, Gorgan University of Agricultural Sciences and Natural Resources. (mhesam@gau.ac.ir).*
3- Professor, Dapartment of water Science and Engineering, College of Agriculture, Isfahan University of Tecnology.
4- Master of water Science and Engineering, College of Agriculture, Isfahan University of Tecnology.

ARTICLE INFO

Artlcle history:
Received: 02 November 2020
Revised: 12 November 2021
Accepted: 15 November 2021

Keywords:
Biological treatment, DO, EC of wastewater, Wastewater, Total Nitrogen, TSS.

TO CITE THIS ARTICLE:

Mohamadi, O., Heidarpour, M., Kohansal, M. M., Hesam, M. (2024). 'Biological treatment of industrial wastewater (Metal Industries) using anaerobic-aerobic combination method', *Irrigation Sciences and Engineering*, 47(3), pp. 123-135. doi: 10.22055/jise.2021.28058.1838.

Introduction

Due to the limited water resources and the need for optimal use of them, the importance of using treated wastewater in cases where lower water quality is required is determined.(Munoz and Guieysse, 2006) On the other hand, untreated wastewater can lead to many environmental issues.(Kalyuzhngi et al,2005) The use of low-tech wastewater treatment systems and no energy consumption or low energy consumption help to reduce economic costs and improve the environment. Since biological processes are one of the most common and affordable methods in wastewater treatment and the main purpose of biological treatment is to use microorganisms to convert organic matter into other products, remove or reduce nutrients and other contaminants, so the purpose of this study is to reduce TSS, total nitrogen and nitrate using the combined process of AO in the treatment of industrial wastewater from metal industries.(Zhou and Lisng, 2008; Adam et al 2006).

Methodology

The experiments were carried out in the wastewater treatment plant (using the input wastewater of metal industry) in Najafabad Industrial Zone, located 5th km of traffic police station. The pilot used in this study consisted 5 reservoirs (balancing reservoir, anaerobic pond, aerobic pond, sludge sedimentation and sludge return) in which water flows from the reservoir with higher height to the adjacent reservoir using difference of elevation load. A balancing tank with a volume of 100 liters which is located at the highest elevation compared to aerobic and anaerobic ponds, was used to prevent organic loading, acidic or toxic shocks in most treatment systems. The media used in the anaerobic part is PANPAK type which has a specific surface area of 300 square meters per cubic meter which was used to create a suitable environment for the growth of microorganisms. This

reservoir was used to prevent the shortcut flow, wastewater entry from below and close to the floor and its output from a high altitude and near the water level were used. In the aeration tank, cube-shaped media with a higher specific surface area are used than in the anaerobic tank (800 m2 / cubic meter) to create better conditions for the growth of microorganisms. Sedimentation tank was used to the sludge setting and separate the treated wastewater from the sludge. It should be noted that there are control and drain valves in this pilot to adjust the discharge. The diameter of the pipes that connect the tanks is approximately 1.25 cm. Figure (1) shows the pilot plan.

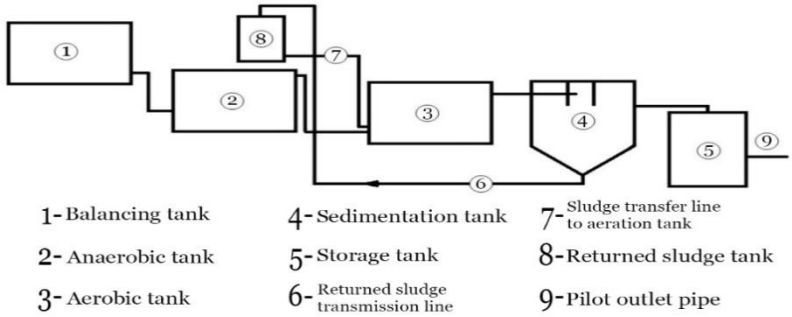

Fig. 1- Schematic diagram of the pilot

Results and Discusspn

According to the experiments performed on the wastewater entering the pilot, interval of changes on the studied parameters was determined. Table (1) shows the range of parameters studied in this study.

Table 1- The interval of changes of the studied parameters in the incoming wastewater

Parameter	The interval of changes	measurement unit
Ph	5/8- 5/6	-
N	300-100	Milligram per liter
NO3	20-0	Milligram per liter
TSS	700-200	Milligram per liter

Figure (2) shows the rate of nitrogen removal in the combined aerobic anaerobic method. Figure (3) compares the nitrate concentration of the output wastewater from the pilot using the Iranian environmental standard to discharge to water courses. According to Figure (4), it can be seen that the TSS in wastewater has been significantly reduced using this method. On the other hand, Figure (5) presents the transparency of output wastewater from anaerobic and aerobic units compared to the incoming wastewater.

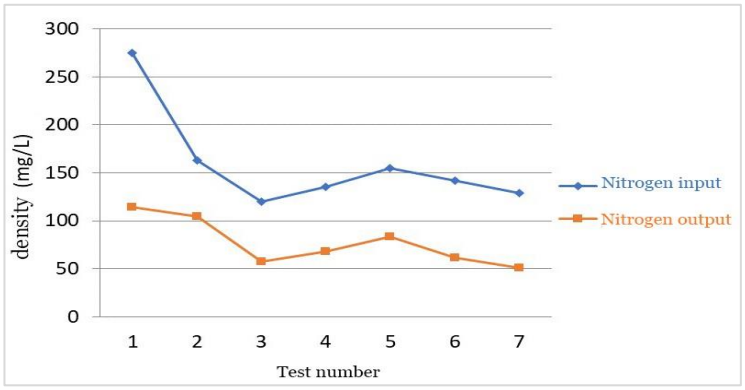

Fig. 2- Nitrogen removal diagram in the pilot during the research

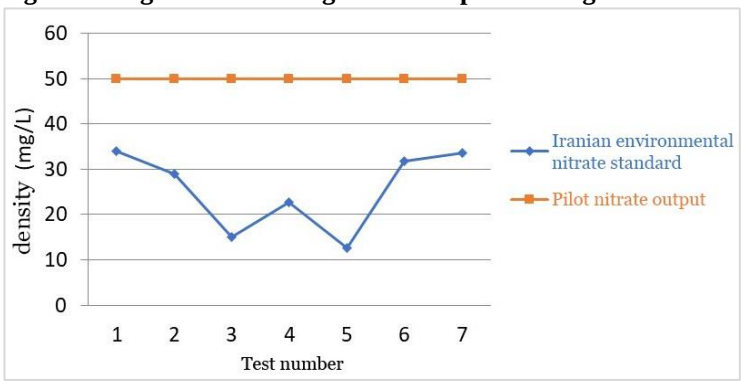

Fig. 3- Nitrate concentration of output wastewaster from the pilot

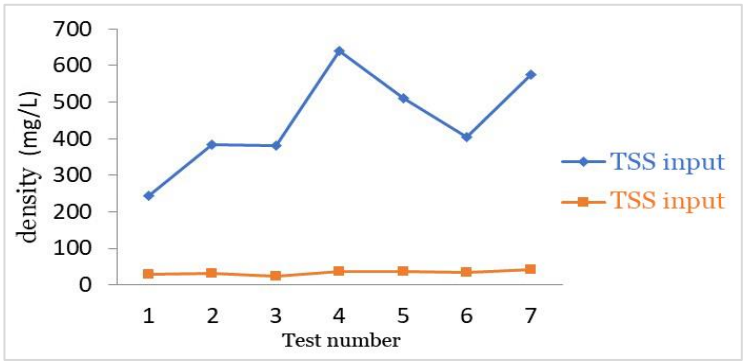

Fig. 4- input and output loads of TSS

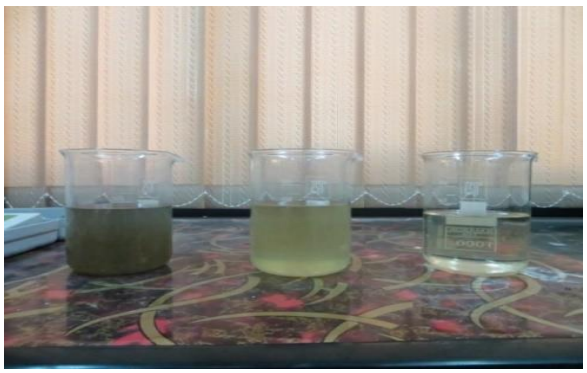

Fig. 5- Left to right input wastewater, anaerobic wastewater and pilot wastewater, respectively

Conclusions

Anaerobic treatment is more effective to digest and remove organic matter due to the presence of anaerobic bacteria. This causes the two purification phases to complement each other, so that the anaerobic phase reduces the organic load to a permissible level for the aerobic phase and in the next stage, it makes the aerobic phase to an acceptable organic load. This treatment method is significantly effective in the removal of organic matter, TSS, nitrogen phosphate and produces much less nitrate than the amount of Iranian environmental standard to discharge to water courses. Anaerobic-aerobic (AO) method can be used as a reliable method for introduced wastewater treatment of metal industries. It should be noted that in all stages of the experiments, the volume index of sludge was in the range of 50 to 150 mg / l, which indicates the appropriate quality of clarifying sludge sedimentation. Other advantages of this pilot include high resistance of the system to hydraulic, organic and toxic shocks. The reason for this is the presence of anaerobic phase at the beginning of the pilot. The results indicate that AO combined treatment method is a suitable option for treatment of industrial wastewater with relatively high organic load. This method can be a good alternative to conventional activated sludge method and anaerobic systems. Reaching concentrations of organic matter below the standard limits to discharge to water courses, use in irrigation of green space, agriculture and injection into groundwater sources, reveals the effective use of the pilot in the treatment of industrial wastewater.

Acknowledgment

Thanks to all friends including Ms. Sara Saadati and Mr. Mostafa Shariat who helped us in this way that we can do a proper research and contribute to the progress of humanity.

References

1- Adam. C, R. Gnirb, B. Lesjean, H. Buisson, and M. Kraume. 2006. Enhanced biological phosphorus removal in membrane bioreactors, Water Science & Technology, 46: 281–286.

2- Kalyuzhngi, S., M. Gladchenko, E. starosita, S. shcherhakou, and B. versprille. 2005. Combined biological and physic –chemical treatment of bakers yeast wastewater incuging removal of coloures and reacalcitrant to biodegradution pollutants, water scinse and technology, 52: 175-181.

3- Munoz P. and Guieysse B. 2006. Algal-bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants. a review. Water Res., 40, 2799-2815.

4- Zhou, Y., Z. Lisng and Y. Wang. 2008. Decolorization and COD removal of secondary yeast wastewater effluents by coagulation using aluminium sulfate. Desalination. 225: 1274-1285.

© 2024 Shahid Chamran Universiry of Ahvaz, Ahvaz, Iran. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution 4.0 International (CC BY 4.0 license) (http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/).

علوم و مهندسی آبیاری جلد ۴۷، شماره‌ی۳، پاییز ۱۴۰۳، مقاله پژوهشی، ص. ۱۳۵-۱۲۳

تصفیه بیولوژیکی فاضلاب صنعتی (صنایع فلزی) با استفاده از روش ترکیبی بی‌هوازی-هوازی

امید محمدی[۱]، موسی حسام[۲*]، منوچهر حیدرپور[۳] و محمد مهدی کهن‌سال[۴]

۱- دانشجوی دکتری علوم و مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان.

۲*- نویسنده مسئول، دانشیار گروه مهندسی آب، دانشگاه علوم کشاورزی و منابع طبیعی گرگان. hesamm@gau.ac.ir

۳- استاد گروه علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

۴- کارشناسی ارشد علوم و مهندسی آب، دانشکده کشاورزی، دانشگاه صنعتی اصفهان.

دریافت: ۱۳۹۹/۰۸/۱۲ بازنگری: ۱۴۰۰/۰۸/۲۱ پذیرش: ۱۴۰۰/۰۸/۲۴

چکیده

به‌علت توانایی بالقوه فاضلاب‌ها در آلوده‌سازی منابع غذایی و آب‌ها، بر تصفیه فاضلاب‌ها تأکید می‌شود. یکی از مؤثرترین روش‌های بیولوژیکی در تصفیه فاضلاب، استفاده از روش ترکیبی AO می‌باشد. در این پژوهش تصفیه بیولوژیکی فاضلاب صنعتی حاصل از صنایع فلزی و نقش آن بر نیتروژن کل و مواد معلق موجود در پساب مورد بررسی قرار گرفت. در این پژوهش یک مدل زیست‌شناسی نوین بی‌هوازی هوازی (AO) با بستر لجن استفاده شده است. آزمایش‌ها بر اساس آنالیز طراحی و پارامترها با استفاده از روش نمونه‌گیری لحظه‌ای اندازه‌گیری شده‌اند. آزمایش در زمان ماندهای مختلف و هوادهی بین پنج تا ۱۵ ساعت، مورد مطالعه قرار گرفت. بر اساس آنالیز آماری روی داده‌های برداشت‌شده نتایج نشان داد که کارایی حذف برای نیتروژن کل و TSS به‌ترتیب برابر با ۵۱/۳۵ و ۹۲/۲۱ درصد بوده و غلظت نیترات خروجی به طور میانگین به ۲۵/۵۴ میلی‌گرم بر لیتر رسیده است. مقادیر پارامترهای اندازه‌گیری شده به مراتب کمتر از استانداردهای لازم برای مصارف کشاورزی، تخلیه به منابع سطحی و تغذیه آب‌های زیرزمینی می‌باشد.

کلیدواژه‌ها: اکسیژن محلول، پساب ، تصفیه بیولوژیکی، نیتروژن کل، هدایت الکتریکی فاضلاب، TSS.

مقدمه

یکی از لازمه‌های حفظ کیفیت محیط زیست و رشد و توسعه در حوزه‌های اقتصادی، سیاسی، اجتماعی و فرهنگی داشتن نابع آب با کیفیت (سالم) است. رابطه انسان و محیط زیست در عصر حاضر به‌دلیل تخریب محیط زیست، و بهره‌برداری‌های نابجا و سودجویانه از محیط زیست با بحران جدی مواجه شده است، به‌طوری‌که اثرات نامطلوبی برای انسان و محیط پیرامونش دارد (Tchobanogolous et al., 2003). با توجه به رشد روز افزون جمعیت، افزایش نیاز به مواد غذایی و روند صعودی استفاده از منابع محدود آب با کیفیت و به تبع آن افزایش فاضلاب و ضایعات منجر به معضلاتی نظیر چگونگی دفع فاضلاب‌ها برای بشر در عصر جدید شده است (Munoz and Guieysse, 2006).

امروزه در کشور ما در بیشتر تصفیه‌خانه‌های صنعتی از روش ترکیبی بی‌هوازی هوازی استفاده می‌شود. این روش برای تصفیه فاضلاب‌های خانگی نیز کاربرد دارد. در بسیاری از شهرک‌های صنعتی، در تصفیه فاضلاب‌های مختلف استفاده از روش AO (Anaerobic-aerobic) پرکاربرد بوده و پساب‌هایی با کیفیت نسبتاً بالا را در اختیار کشاورزی، آبیاری فضای سبز، خنک‌سازی و دیگر بخش‌های صنعت قرار داده‌است (Mousavi 2010؛ Monzavi 2005؛ Abrishamchi et al 2005). سیستم‌های بیولوژیکی از نظر محیط بیوشیمیایی به سه دسته اصلی هوازی، بی‌هوازی و ترکیبی (بی‌هوازی و هوازی) و از لحاظ نوع رشد به سه گروه معلق، چسبیده و ترکیبی تقسیم می‌شوند. فرایند AO یک روش تصفیه ترکیبی است. در این روش دو فرایند هوازی و بی‌هوازی به صورت متوالی صورت می‌گیرند. استفاده از روش هوازی در تصفیه پساب همراه با مشکلاتی مانند افزایش حجم لجن، عدم امکان استفاده در COD (Chemical Oxygen Demand)و BOD (Biological Oxygen Demand) زیاد و همچنین هزینه‌ی زیاد انجام فرایند می‌باشد. همچنین باکتری‌های بی‌هوازی توانایی بیشتری در هضم مواد آلی دارند و میزان لجن تولیدی نسبت به هوازی کمتر است. در عین حال وجود مواد بازدارنده درحین فرایند از جمله مواد فنولی درسیستم، سبب کاهش سرعت فرایند می‌شود و این خود یکی از مشکلات فرایند بی‌هوازی است (Bortone et al., 1999; Adam et al., 2006). Zhou et al (2008) در مطالعه‌ای از منعقدکننده سولفات آلومینیم در یک ستون ته‌نشینی برای حذف رنگ و بار آلی پساب استفاده کردند. COD پساب در حدود ۲۰۰

DOI: 10.22055/JISE.2021.28058.1838

تا ۲۰۰۰ میلی‌گرم بر لیتر بود. مطالعه‌ها روی پساب خروجی از واحد ترکیبی AO انجام شد. در بهترین حالت در pH برابر با هشت و مقدار بهینه آلوم ۴/۵ میلی‌گرم بر لیتر راندمان حذف رنگ و COD به ترتیب ۸۹ و ۶۸ درصد به دست‌آمد. Chandler (2010) به بررسی و راه‌اندازی تصفیه فاضلاب با بار بالا در رآکتورهای تصفیه فاضلاب با استفاده از رشد تلفیقی MBBR (Moving Bed Bioreactor) پرداختند. آن‌ها به بررسی فازهای ترکیبی بی‌هوازی، انوکسیک و هوازی با استفاده از رشد تلفیقی پرداخته و نتایج حاصل از این بررسی را در قالب جداولی ارائه نمودند. به‌عنوان مثال مقدار COD را از ۴۸۰۰ به کمتر از ۱۵۰میلی‌گرم بر لیتر رسانده و به راندمان ۹۷ درصدی حذف مواد آلی بر پایه کربن دست پیدا کردند. ژیدونگ و همکاران از یک رآکتور MBR (Moving Bed Bioreactor) مستغرق برای تصفیه پساب پالایشگاه نفت دالیان چین استفاده نمودند. رآکتور از فرایند ترکیبی AO مورد استفاده قرار گرفت. قسمت بی‌هوازی و هوازی آن به‌ترتیب دارای حجم‌های ۵۰۰ و ۲۲۰۰ لیتر بود که در قسمت هوازی از غشاء استفاده شد. راندمان‌های حذف منتج در تحقیق برای COD، BOD_5، کدورت و فنل به ترتیب ۹۲، ۸۷، ۷۵، ۹۹ درصد به دست آمد (Zhidong et al., 2009). Dulekgurgen et al (2003) در سیستم SBR (Sequence Batch Reactor) شاخص حجمی لجن را کمتر از ۴۰ میلی‌گرم بر لیتر گزارش کردند. در این حالت درصد حذف کربن، نیتروژن و فسفر به‌ترتیب ۹۵، ۷۱و ۹۹/۶ درصد بودند. نتایج حاصل نشان داد که با کاهش مقدار SVI (Sludge Volume Index) ساختار توده‌های لجن فعال از اجزاء جدا از هم به حالت گرانوله تبدیل می‌شود. بنابراین حداقل مقدار SVI در نسبت COD بر نیتروژن و زمان هوادهی بالا موجب گرانول‌سازی می‌شود.

Qoli Kandy et al (2012) در یک تحقیق تأثیر استفاده از هیدرولیز شیمیایی را بر حفظ پایداری فرایند در رآکتور بی‌هوازی بافل‌دار بررسی نمودند. مطابق بررسی‌های انجام‌شده در بشرهای آزمایشگاهی یک لیتری حاوی فاضلاب شهری و لجن بی‌هوازی، تحت شرایط کنترل‌شده و ناپیوسته جریان، در مدت زمان دو تا سه ساعت و با ولتاژ هشت تا ۱۲ ولت بازده حذف جامدات محلول به ۳۰ تا ۴۰ درصد ارتقاء یافت. در این شرایط pH بدون افزایش مواد شیمیایی از ۵/۵ و ۶/۵ به‌ترتیب به ۷/۵و هشت افزایش یافت. در شرایط مذکور سیستم با عملکردی ۱۰ درصد بهتر از متوسط کارایی رآکتور بافل‌دار بی‌هوازی، COD را به ۸۲ و TSS را به ۷۲ میلی‌گرم بر لیتر رساند. Golbabaei (2012) مطالعه‌ای را بر روی سیستم‌های بی‌هوازی با نرخ بالا (high rate) نظیر فیلترهای بی‌هوازی و رآکتور بی‌هوازی لجن با جریان رو به بالا(Upflow Anaerobic Sludge Blanket) انجام دادند. فاضلاب مورد بررسی، فاضلاب خروجی از صنایع غذایی بود. بررسی آن‌ها نشان داد سیستم‌های بی‌هوازی با نرخ بالا به دلیل برخورداری از قابلیت پذیرش و هضم و غلظت بالای مواد آلی، همواره از گزینه‌های مؤثر و پرکاربرد در تصفیه فاضلاب صنایع هستند. در این تحقیق کارایی حذف COD به میزان ۸۷ درصد و همچنین کاهش TSS (Total Solved Solids)نیز از ۴۳ گرم بر لیتر به هشت گرم بر لیتر مشاهده گردید. Amini (2012) در مطالعه‌ای درصد حذف مؤثر کربن و فسفر در رآکتور UASB با تغییر در مدت زمان هوادهی و شدت جریان مواد مغذی را مورد بررسی قرار دادند. ورودی شرایط بهینه در مدت زمان هفت دقیقه در دوره‌های ۱۵ دقیقه‌ای و شدت جریان ۷۰۰۰۰ مترمکعب در ساعت در زمان هیدرولیکی شش ساعت نسبت مواد غذایی به میکروارگانیسم ۴۵۰۰ کیلوگرم غلظت مایع مخلوط جامدات معلق فرار MLVSS (Mixed Liguor Volatile Suspended Solid) بر کیلوگرم COD و شدت بارگذاری ۰/۱۵ کیلوگرم بر مترمکعب بر ساعت برای حذف مواد مغذی از فاضلاب در بیورآکتور هوازی بی‌هوازی مطلوب بودند. در این تحقیق حذف کربن ۸۶ درصد و کاهش موثر فسفر ۹۷/۵ درصد مشاهده گردید.

با توجه به محدودیت منابع آب و ضرورت استفاده بهینه از این منابع، اهمیت استفاده از پساب‌های تصفیه شده در مواردی که به کیفیت پایین‌تری از آب نیاز است، مشخص می‌گردد. از طرف دیگر فاضلاب تصفیه نشده می‌تواند مشکلات عدیده زیست محیطی به دنبال داشته باشد. استفاده از سیستم‌های تصفیه فاضلاب با تکنولوژی پایین و عدم مصرف انرژی یا کم مصرف علاوه بر کاهش هزینه‌های اقتصادی به اصلاح محیط زیست هم کمک می‌نماید. از آنجایی‌که فرایندهای بیولوژیکی یکی از روش‌های متداول و به صرفه در تصفیه فاضلاب است و هدف عمده از تصفیه بیولوژیکی، استفاده از میکروارگانیسم‌ها برای تبدیل مواد آلی به محصولات دیگر، حذف یا کاهش مواد مغذی و سایر آلاینده‌هاست، از این رو هدف از انجام این تحقیق کاهش TSS، نیتروژن کل و نیترات با استفاده از فرآیند ترکیبی AO در تصفیه فاضلاب صنعتی حاصل از صنایع فلز می‌باشد.

مواد و روش‌ها

آزمایش‌ها در تصفیه‌خانه فاضلاب (با فاضلاب ورودی صنایع فلز) شهرک صنعتی یک نجف‌آباد واقع در پنج کیلومتری پلیس‌راه این شهر انجام شد. در این تصفیه‌خانه از روش ترکیبی بی‌هوازی–هوازی (AO) استفاده شده، به‌طوری‌که برای اجرای فاز بی‌هوازی از بیوفیلتر با جریان رو به بالا استفاده شده و بسته مورد استفاده در این تصفیه‌خانه از نوع لانه زنبوری با سطح ویژه ۲۴۰ مترمربع بر مترمکعب بود، از طرفی فاز هوازی از نوع لجن فعال تلفیقی مدیای معلق با سطح ویژه ۳۰۰ مترمربع بر متر مکعب می‌باشد. مدل مورد استفاده در این تحقیق شامل پنج مخزن (مخزن متعادل‌ساز، حوضچه بی‌هوازی، حوضچه هوازی، ته‌نشینی لجن و برگشت لجن) بوده که با استفاده از اختلاف بار ارتفاعی، آب از مخزن با ارتفاع بالاتر به مخزن مجاور جریان می‌یابد. بطوری‌که از مخزن متعادل‌ساز دارای حجم مخزن ۱۰۰ لیتری که در بالاترین ارتفاع

نسبت به حوضچه‌های هوازی و بی‌هوازی قرار دارد و به‌منظور جلوگیری از ایجاد شوک‌های بار آلی، اسیدی و یا سمی در اغلب سیستم‌های تصفیه استفاده شد. مدیای مورد استفاده در قسمت بی‌هوازی از نوع پن پک (PANPAK) بوده که دارای سطح ویژه ۳۰۰ مترمربع بر مترمکعب می‌باشد که برای ایجاد بستری مناسب برای رشد میکروارگانیزم‌ها استفاده شد. از این مخزن به منظور جلوگیری از جریان میانبر، ورود فاضلاب، از پایین و نزدیک به کف و خروجی آن از ارتفاع بالا و نزدیک سطح آب استفاده شد. در مخزن هوادهی از مدیاهای مکعبی شکل با سطح ویژه بیشتر نسبت به مخزن بی‌هوازی (۸۰۰ مترمربع در مترمکعب) استفاده شده تا شرایط بهتری را برای رشد میکروارگانیزم‌ها ایجاد کند. از مخزن ته‌نشینی به‌منظور ته‌نشینی لجن و جداسازی پساب تصفیه‌شده از لجن استفاده شد. لازم به ذکر است که در این مدل شیرهای کنترلی و تخلیه‌ای نیز برای تنظیم میزان دبی وجود دارند. قطر لوله‌هایی که مخازن را به هم ارتباط می‌دهند تقریبا ۱/۲۵ سانتی‌متری می‌باشد. شکل (۱) پلان پایلوت را نشان می‌دهد.

پس از مستقر نمودن پایلوت در محل، پایدار سازی قسمت بی‌هوازی برای رسیدن رشد توده میکروبی به مقدار مورد نیاز برای تصفیه در مدتی سه ماهه انجام شد. پس از پایدارسازی نسبی برای سرعت بخشیدن به رشد میکرو ارگانیزم‌ها در قسمت هوادهی، لجن فعال به صورت مصنوعی به سیستم تزریق شد. در طی این مدت آزمایش‌ها کنترلی نیز انجام گرفت. بعد از حدود یک ماه از شروع بارگذاری، آزمایشات COD به صورت هفتگی انجام گرفت. در طول این مدت تشکیل بیوفیلم روی مدیا به وضوح مشاهده می‌شد. در این پژوهش از سیستم ترکیبی فاضلاب AO با راهبری پیوسته استفاده شده‌است. تصفیه ترکیبی AO ترکیبی از دو فاز هوازی و بی‌هوازی است که این دو فاز نقش مکمل همدیگر را ایفا می‌کنند. فاز بی‌هوازی مقدار قابل توجهی از بار آلی را گرفته و در ادامه فاز هوازی یا همان لجن‌فعال با کاهش بار آلی و دیگر پارامترهای آلودگی کیفیت پساب خروجی را در حد قابل‌قبولی بهبود می‌بخشد. در پایان دو فاز، نیاز به یک حوضچه ته‌نشینی می‌باشد. فاضلاب خروجی از هوادهی حاوی مقدار زیادی مواد معلق بیولوژیکی می‌باشد و برای بهبود کیفیت پساب و زلال‌سازی آب خروجی باید این مواد در حوضچه، ته‌نشین شده و مجددا به حوضچه هوادهی انتقال یابند. در صورت کم شدن غلظت میکروارگانیزم‌ها در حوضچه هوادهی، راندمان تصفیه نیز ممکن است به همان نسبت کاهش یابد. TSS، MLSS و MLVSS به‌عنوان معرف میزان مواد معلق به‌صورت هفتگی گزارش می‌شدند. برای اندازه‌گیری TSS یک نمونه پساب خام و یک نمونه پساب گذرانده شده از صافی با حجم مشخص و یکسان برای خشک شدن به مدت ۹۹۹ دقیقه درون آون با دمای ۱۰۵ درجه سانتی‌گراد قرار داده شد. با تقسیم اختلاف جرم مواد باقی‌مانده در دو ظرف بر حجم مشخص نمونه، مقدار TSS محاسبه گردید. MLSS نیز مشابه روش TSS اندازه‌گیری‌گردید با این تفاوت که نمونه از مخزن هوادهی گرفته می‌شود. پس از اندازه‌گیری MLSS، نمونه‌های صاف و خام حرارت داده شده مرحله قبل، یک بار دیگر در دمای ۵۵۰ درجه به مدت یک ساعت حرارت داده شد. مقدار TSS از رابطه (۱) و مقدار MLSS از رابطه‌ی (۲) محاسبه گردید. آزمایش‌ها فوق با روش محاسبه وزن خشک مطابق با دستورالعمل‌های استاندارد مندرج در منابع معتبر انجام می‌گرفت. درطی آزمایشات از مواد و دستگاه‌هایی نظیر کوره، ترازو، آون، بوته چینی، کاغذ صافی و دسیکاتور استفاده شد که در جدول (۱) مشخصات آن‌ها درج گردیده‌است.

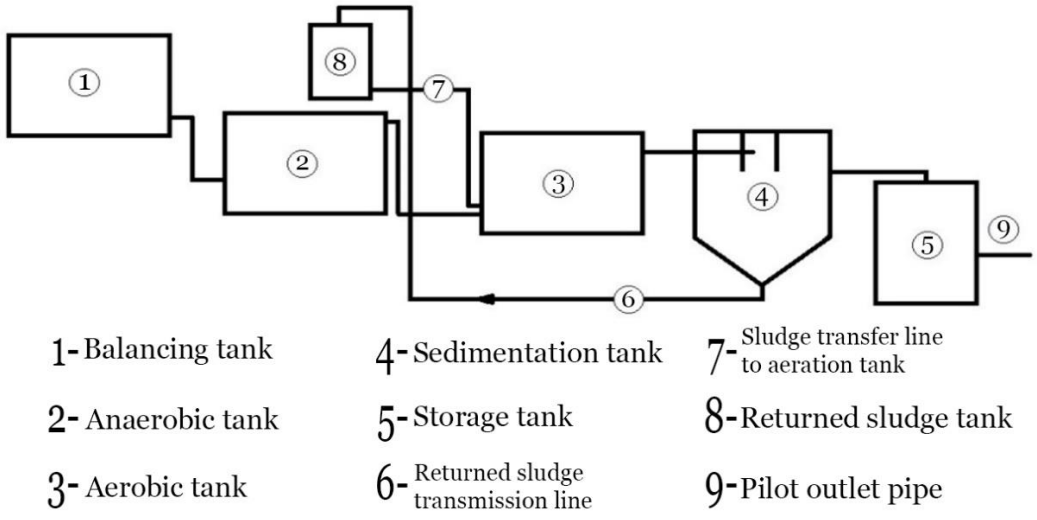

Fig. 1- Schematic diagram of the pilot
شکل ۱- شماتیک ساده از پایلوت مورد استفاده

DOI: 10.22055/JISE.2021.28058.1838

جدول ۱- دستگاه‌های اندازه‌گیری آزمایش‌ها TSS، MLSS، MLVSS، نیتروژن و نیترات

Table 1-TSS, MLSS, MLVSS, nitrogen and nitrate test measuring devices

Devices used	Models and features
Chinese plant	With a volume of 25 cc
Filter paper	Model Wattman 42 with a size of 125 mm
Furnace	Model C.P.I.G
oven	Model Feter electronic-U630
Desiccator	In order to protect plants and papers from moisture
Scales	ADAM digital scales with an accuracy of 0.001 g
NO3-N measuring vial	Range of 0-30 mg / l Made by German Aqualtic Company
Nitrogen measuring vial stage one	Range of 0-25 mg / l Made by German Aqualtic Company
Nitrogen measuring vial stage two	Range of 0-25 mg / l Made by German Aqualtic Company

$$\text{TSS}\ (\frac{\text{mg}}{\text{l}}) = \frac{\text{وزن ظرف} - \text{وزن ذرات خشک همراه باظرف}}{\text{حجم مشخص نمونه}} \quad (۱)$$

$$\text{MLSS} = \frac{\text{وزن خشک نمونه در } 550 \text{ درجه سانتی‌گراد} - \text{وزن تر نمونه (مخزن هوادهی)}}{\text{حجم مشخص نمونه}} \quad (۲)$$

$$\text{SVI}\ (\frac{\text{mg}}{\text{l}}) = \frac{\text{SSV} * 1000}{\text{MLSS}} \quad (۳)$$

جدول ۲- بازه تغییرات پارامترهای مورد مطالعه در فاضلاب ورودی

Table 2- The interval of changes of the studied parameters in the incoming wastewater

Parameter	The interval of changes	measurement unit
pH	6/5- 8/5	-
N	100-300	(mg/L)
NO3	0-20	(mg/L)
TSS	200-700	(mg/L)

توصیف ویژگی‌های لجن از نظر کمی می‌تواند معیار سنجش مناسبی در میزان رسیدن به پایداری سیستم‌های بیولوژیکی باشد. از این رو پارامتر اندیس حجمی لجن (SVI) می‌تواند رسیدن زمان رسیدن به پایداری نسبی را مشخص کند. این پارامتر تابعی از ته‌نشینی نیم ساعته (SSV) و MLSS است که از رابطه (۳) محاسبه گردید. برای اندازه‌گیری نیترات و نیتروژن نیز از روش نورسنجی و از دستگاه MultiDirect استفاده شد. برای آزمایش‌ها نیترات و نیتروژن از ویال دستگاه استفاده نشده و لازم است از ویال‌های مخصوص هر آزمایش استفاده شود. در جدول (۱) مشخصات ویال‌های استفاده شده ذکر گردیده است و نمونه‌گیری‌ها به‌منظور اندازه‌گیری نیتروژن و نیترات از ورودی و خروجی مدل صورت گرفته است. اکسیژن محلول با استفاده از DO متر مدل AL20Oxi ساخت شرکت آکوالتیک آلمان اندازه‌گیری شد. به‌منظور جلوگیری از ورود اکسیژن هوا به درون نمونه، بلافاصله بعد از نمونه‌گیری، سنسور DO متر در ظرف نمونه قرار داده شده و عدد مربوطه از روی دستگاه قرائت می‌گردید. pH جزء پارامترهای کنترلی است که به‌صورت روزانه اندازه‌گیری می‌شود. این پارامتر از سه منطقه نمونه‌گیری یعنی ورودی، خروجی بی‌هوازی و خروجی ته‌نشینی گزارش می‌شود. این پارامتر برای کنترل اسیدیته در بازه متعارف بین ۶/۵ تا ۸/۵ می‌باشد. برای اندازه‌گیری pH از pH سنج مدل AL20 pH ساخت شرکت آکوالتیک آلمان استفاده شد. کنترل دما از آن لحاظ مهم است که میکرو ارگانیزم‌ها در دماهای پایین فعالیتشان کم می‌شود و بیشترین فعالیت را در دمای حدود ۳۷ درجه سانتی‌گراد دارند. از طرفی هم برای انجام برخی واکنش‌های شیمیایی از جمله نیتریفیکاسیون و دینیتریفیکاسیون برای حذف نیتروژن دما تأثیرگذار است. برای اندازه‌گیری دما نیز از pH سنج استفاده شد. این دستگاه هم دما و هم اسیدیته را اندازه می‌گیرد. EC نیز از پارامترهای کنترلی می‌باشد که میزان هدایت الکتریکی پساب را بیان می‌کند. این پارامتر به‌صورت روزانه و با استفاده از دستگاه EC سنج مدل AL20 con ساخت شرکت آکوالتیک آلمان اندازه‌گیری شد. در انتها نتایج با نرم‌افزار SAS (ver. 9.0) مورد تجزیه و تحلیل قرار گرفت. مقایسه میانگین‌ها با استفاده از آزمون توکی در سطح احتمال پنج درصد انجام شد. نمودار مربوط به هر یک از صفات با استفاده از نرم‌افزار Excel ترسیم گردید.

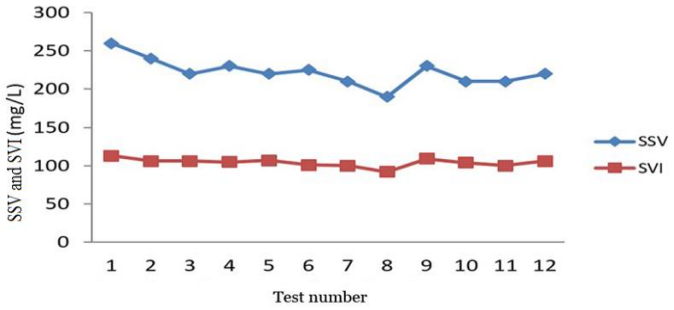

Fig. 2- Trend of SSV and SVI changes in stabilization phase experiments
شکل ۲- روند تغیرات SSV و SVI در آزمایش‌ها مرحله پایدارسازی

نتایج و بحث

با توجه به آزمایش‌ها انجام شده روی فاضلاب ورودی به پایلوت، بازه تغییرات پارامترهای مورد مطالعه مشخص شد. جدول (۲) حدود پارامترهای مورد مطالعه در این پژوهش را نشان می‌دهد.

کنترل اندیس حجمی لجن (SVI) برای پایدارسازی

اندیس حجمی لجن که با توجه به پارامترهای MLSS و SSV به‌دست می‌آید شاخصی برای دستیابی به پایداری فاز هوادهی می‌باشد. در شکل (۲) نیز روند تغییرات پارامترهای SSV و SVI در طول دوره پایدارسازی مشاهده می‌شود. لازم به ذکر است هر چهار روز یک بار نمونه‌گیری برای اندازه‌گیری پارامترهای فوق انجام گردید. مقدار اندیس حجمی لجن باید بین ۵۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم درلیتر باشد. مقادیر خارج از این دامنه گواه نقص در سیستم می‌باشند. اگر SVI کمتر از ۵۰ میلی‌گرم بر لیتر باشد مرگ یا سپتیک لجن را نشان می‌دهد و اگر این عدد بیش از ۱۵۰ میلی‌گرم باشد، بالکینگ یا همان رشته‌ای و حجیم‌شدن لجن اتفاق خواهد افتاد. با توجه به قرار گرفتن پارامتر SVI در بازه ۵۰ تا ۱۵۰ پایلوت به پایداری نسبی خوبی رسیده است (Bortone et al., 1999; Adam et al., 2006). نمودار فوق بیان‌گر این است که پارامتر SVI در دامنه‌ای مطلوب، با میانگین ۱۰۴/۰۸ قرار داشته و در نتیجه سیستم پایدار شده و دارای لجن فعال با کارایی مناسب می‌باشد.

اکسیژن محلول، دما، هدایت الکتریکی و اسیدیته

در طول دوره نمونه‌برداری میزان اکسیژن محلول از ۲/۵ تا ۴/۵ میلی‌گرم بر لیتر متغیر بود. کنترل متناوب اکسیژن محلول در مخزن هوادهی یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است. در صورتی‌که میزان متوسط اکسیژن محلول اندازه‌گیری‌شده در یک روز خارج ازمحدوده ۱/۵ تا سه میلی‌گرم بر لیتر باشد باعث محدودیت فعالیت بیولوژیکی می‌گردد. به‌همین دلیل مواقعی که میزان اکسیژن از ۳/۵ بیشتر می‌شد اقدام به خاموش کردن و در مواقعی که این مقدار کمتر از ۲/۵ می‌گردید مجدداً اقدام به روشن نمودن پمپ هوادهی می‌شد.کنترل اکسیژن محلول با استفاده از تنظیم ساعت کار پمپ‌های هوادهی، بین پنج تا ۱۵ ساعت در روز انجام می‌گرفت. از نکات قابل توجه در طول این پژوهش این بودکه مدل مذکور با اکسیژن محلول بیشتر از چهار نیز عملکرد مطلوبی داشت. از طرفی در طول تحقیق دما روند نزولی را طی می‌کرد به طوری که در ابتدای آزمایش‌ها دمای پساب ورودی حدود ۲۵ تا ۳۰ درجه سانتی‌گراد اما دمای پساب ورودی به تدریج به کمتر از ۱۸ درجه سانتی‌گراد نیز می‌رسید. با افزایش تدریجی درجه حرارت سرعت واکنش افزایش می‌یافت و این به نوبه خود سبب افزایش بازده و کاهش زمان لازم برای ماندن فاضلاب در مدل می‌گردید. به‌طوری‌که در روزهایی که دمای هوا افزایش می‌یافت پساب خروجی دارای زلالیت بیشتری بوده و راندمان حذف مواد آلی از روزهای سرد بیشتر بود. درطول تحقیق به‌صورت روزانه pH نیز در سه نقطه ورودی، خروجی بی‌هوازی و خروجی پایلوت (برای اطمینان از اینکه pH در بازه مطلوب ۶/۵ تا ۸/۵ باشد)، کنترل شد. در تمام دوره آزمایش‌ها، pH ورودی به سمت خروجی دارای افزایش ناچیزی بود. به این ترتیب که میانگین pH های ورودی، خروجی بی‌هوازی و خروجی مدل به ترتیب برابر ۷/۶، ۷/۹۲ و ۸/۰۲۵ بودند. به این ترتیب در طول عبور فاضلاب از ورودی به خروجی پایلوت، اسیدیته پساب به سمت قلیایی شدن میل می‌کند. این ارقام نشان‌گر این است که اسیدیته پساب در دامنه استاندارد ۶/۵ تا ۸/۵ بوده است. این امر منجر به تعادل بین باکتری‌های تولیدکننده متان و تولیدکننده اسید در قسمت بی‌هوازی شده و باعث عملکرد مطلوب این فاز شده است. زمانی‌که pH کمتر از ۶/۵ باشد تولید متان توسط باکتری‌های متان‌زا با ممانعت مواجه خواهد شد. در pH پایین‌تر از ۶/۲ شرایط اسیدی محیط، سمیت حادی را نسبت به این باکتری‌ها نشان می‌دهد. به همین دلیل نباید اجازه داده شود pH برای مدت زیادی، کمتر از این مقدار افت نماید. مقدار EC پساب خروجی از پایلوت به طور میانگین ۲۴۶۴ میکروزیمنس بر متر بود (Amini, 2012). روند تغییرات EC در شکل (۳) نشان داده شده است. از آنجایی‌که یکی از خوراک‌های اصلی باکتری‌های تولیدکننده متان اسیداستیک می‌باشد، هر گونه تغییر ناگهانی در محیط معمولاً سبب تغییرات pH می‌شود که اگر در حال تعادل است، باکتری‌های مولد متان با همان سرعتی که باکتری‌های استات‌زا اسید تولید می‌کنند، اسید را

DOI: 10.22055/JISE.2021.28058.1838

مورد مصرف قرار می‌دهند و متان تولید می‌کنند. حال اگر باکتری‌های تولیدکننده متان با غلظت مناسب وجود نداشته باشند و یا توسط عوامل ناخواسته ممانعتی برایشان به‌وجود آید، این باکتری‌ها اسیدها را با همان سرعتی که تولید می‌شوند نمی‌توانند به مصرف برسانند در نتیجه این امر موجب افزایش غلظت اسید خواهدشد. بنابراین افزایش غلظت اسید نشان‌دهنده آن است که باکتری‌های تولیدکننده متان، در تعادل با باکتری‌های تولیدکننده اسید نیستند (Mousavi 2010). لازم به ذکر است هر شماره آزمایش در روزهای مختلف و بازه زمانی حدود سه روزه و از ابتدا تا انتهای بازه پژوهش انجام شده‌است.

با افزایش تدریجی درجه حرارت در سیستم‌های تصفیه بی‌هوازی سرعت واکنش افزایش یافته و این به نوبه خود سبب افزایش بازده و کاهش زمان لازم برای حضور فاضلاب در داخل رآکتور می‌گردد. به‌طور کلی درجه حرارت ۳۵ تا ۳۸ درجه سانتی‌گراد برای رشد و فعالیت باکتری‌های متان‌زا مناسب می‌باشد و بالاتر از آن حالت فعالیت آن‌ها را تا حدودی مختل می‌کند که در صورت بالا رفتن دما باید بلافاصله سیستم دما را پایین آورد و سپس با برگشت جریان فاضلاب از واحد هوازی دما را به سرعت کنترل نمود (Abrishamchi et al 2005). کنترل متناوب اکسیژن محلول در مخزن هوادهی یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است. در صورتی‌که میزان متوسط اکسیژن محلول اندازه‌گیری‌شده دریک روز کمتر از ۱/۵ تا سه میلی‌گرم در لیتر شود باعث محدودیت فعالیت بیولوژیکی می‌گردد. اصولاً هوادهی به دو منظور انجام می‌شود. اول آنکه اکسیژن محلول در مخزن هوادهی باید در حدی باشد که میکروارگانیزم‌ها فعال باشند. هم‌چنین اختلاط کامل فاضلاب ورودی با ارگانیزم‌های چسبیده و معلق وجود داشته‌باشد. اگر هوادهی بیش از حد زیاد باشد علاوه بر اتلاف انرژی ایجاد تلاطم شدید شده و امکان رشد مطلوب ارگانیسم‌ها روی سطح مدیا وجود ندارد و سطح مدیا را رها خواهندکرد. این امر مشکلاتی را در ته‌نشینی ثانویه ایجاد می‌کنند و نیز اگر میزان هوادهی کم باشد ارگانیزم‌های رشدکرده برروی مدیا از عمق بی‌هوازی می‌شوند و سطح مدیا را رها خواهندکرد. ضمن اینکه رشد فراوان باکتری‌های رشته‌ای در چنین شرایطی امکان اتصال لخته‌های بیولوژیکی به سطح مدیا و به یکدیگر را مختل می‌سازند. بنابراین کنترل متناوب اکسیژن محلول در مخزن هوادهی یک ضرورت اجتناب‌ناپذیر است. در صورتی‌که میزان متوسط اکسیژن محلول اندازه‌گیری‌شده در یک روز کمتر از ۱/۵ تا سه میلی‌گرم در لیتر شود باعث محدودیت فعالیت بیولوژیکی می‌گردد (Mohamadi et al 2019).

- **نیتروژن، نیترات و TSS**

در شکل (۴) که بیانگر میزان حذف نیتروژن در روش ترکیبی بی‌هوازی هوازی است، با توجه به موازی بودن تقریبی دو منحنی برای غلظت‌های ورودی و خروجی، می‌توان دریافت که غلظت خروجی تابع غلظت ورودی می‌باشد. از این رو برای غلظت‌های بیشتر از ۲۵۰ میلی‌گرم بر لیتر نباید انتظار خروجی زیر ۱۰۰ میلی‌گرم بر لیتر را در تمامی شرایط داشت. در هر حال این روش توانست برای نیتروژن به طور میانگین غلظت را از ۱۶۰ به ۷۷ میلی‌گرم بر لیتر کاهش داده و ۵۱/۳۵ درصد از نیتروژن موجود در فاضلاب را حذف کند که نتایج حاصل تا حد قابل قبولی مطلوب می‌باشد. نتایج حاکی از آن است که برای فاضلاب‌های با غلظت نیتروژن زیاد و در حدود بیش از ۳۰۰ میلی‌گرم بر لیتر باید تمهیداتی مضاعف اندیشیده شده و یا اقدام به ارتقاء سیستم شود. شکل (۵) میزان غلظت نیترات پساب خروجی از پایلوت را با استاندارد محیط زیست ایران برای تخلیه به منابع پذیرنده مقایسه نموده‌است. همان‌طور که در شکل (۵) مشخص است در تمامی آزمایش‌ها غلظت نیترات پساب خروجی کم‌تر از استاندارد محیط زیست ایران برای تخلیه به منابع پذیرنده است. میانگین غلظت نیترات پساب خروجی ۲۵/۵ میلی‌گرم بر لیتر، یعنی در حدود نصف غلظت مجاز می‌باشد. با توجه به شکل (۶) مشاهده می‌شود که میزان TSS فاضلاب با این روش به طور قابل توجهی کاهش یافته است. این پایلوت به‌طور میانگین غلظت TSS را از ۴۴۸/۳ به ۳۳/۱۲ میلی‌گرم برلیتر رسانده و ۹۲/۲ درصد از غلظت TSS را کاهش داده‌است. لازم به‌ذکر است مقدار TSS مجاز استاندارد محیط‌زیست ایران برای تخلیه به منابع پذیرنده ۶۰ میلی‌گرم بر لیتر می‌باشد. از طرفی شکل (۷) زلالیت پساب خروجی از واحد بی‌هوازی و هوازی را نسبت به فاضلاب ورودی نشان می‌دهد.

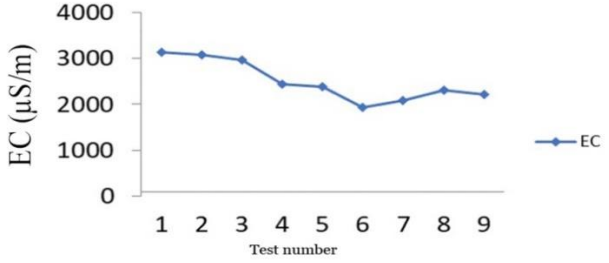

Fig. 3- Trend of changes EC of the pilot output during the research

شکل ۳- روند تغییرات EC خروجی پایلوت در طول تحقیق

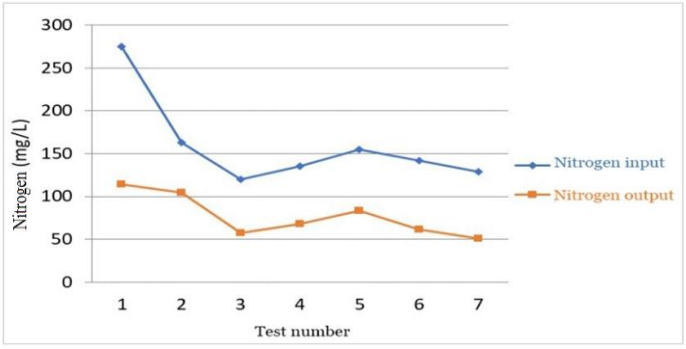

Fig. 4- Nitrogen removal diagram in the pilot during the research
شکل ٤- نمودار حذف نیتروژن در پایلوت در طول تحقیق

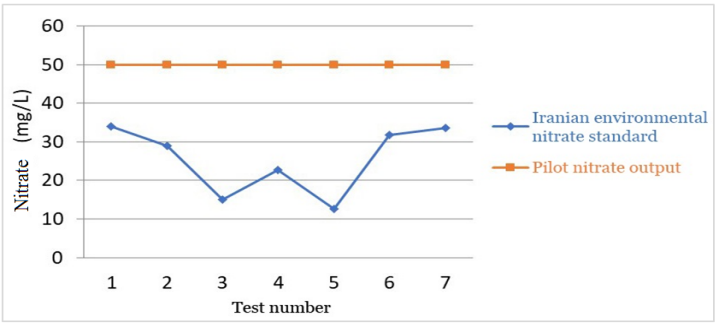

Fig. 5- Nitrate concentration of output wastewaster from the pilot
شکل ٥- میزان غلظت نیترات پساب خروجی از پایلوت

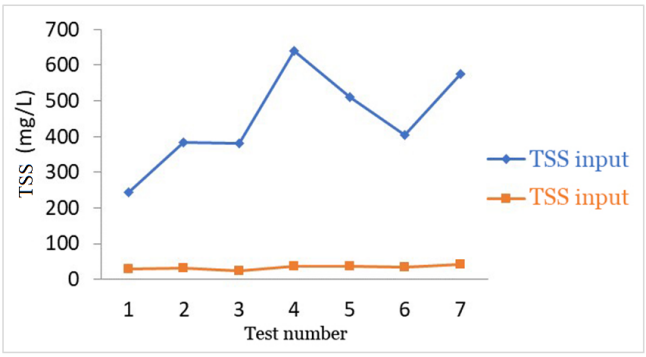

Fig. 6- Input and output loads of TSS
شکل ٦- میزان TSS ورودی و خروجی پایلوت

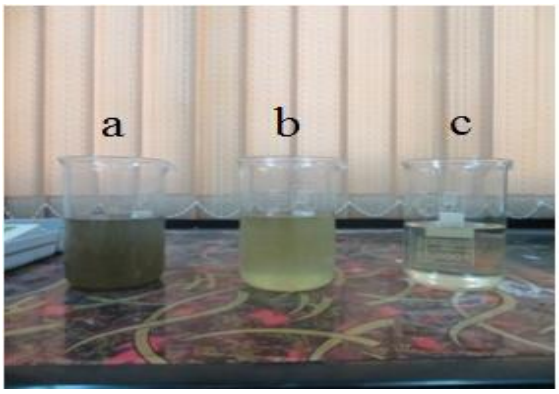

Fig. 7- a) Input wastewater, b) anaerobic wastewater and c) output pilot wastewater
شکل ۷- a) فاضلاب ورودی، b) پساب خروجی قسمت بی‌هوازی و c) پساب خروجی پایلوت

DOI: 10.22055/JISE.2021.28058.1838

نتیجه‌گیری

تصفیه بی‌هوازی به دلیل وجود باکتری‌های بی‌هوازی قدرت بیشتری در هضم و حذف مواد آلی دارد. همین امر سبب می‌شد که این ۲ فاز تصفیه مکمل یکدیگر باشند، بدین صورت که فاز بی‌هوازی بار آلی را به حد قابل‌تصفیه برای فاز هوازی پایین می‌آورد و در مرحله بعد، فاز هوازی بار آلی را به حد قابل‌قبول می‌رساند. این روش تصفیه به‌طور قابل ملاحظه‌ای در حذف مواد آلی، TSS، نیتروژن فسفات مؤثر بوده و میزان نیتراتی به مراتب کمتر از مقدار استاندارد محیط زیست ایران برای تخلیه به منابع پذیرنده تولید می‌کند می‌توان روش بی‌هوازی- هوازی (AO) را به‌عنوان روشی مطمئن برای تصفیه فاضلاب‌های صنایع فلز معرفی کرد. لازم به ذکر است در تمام مراحل انجام آزمایش‌ها میزان شاخص حجمی لجن در محدوده ۵۰ تا ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر قرار داشت که این محدوده نشانگر کیفیت مناسب ته‌نشینی لجن زلال‌ساز می باشد. از مزیت‌های دیگر این مدل می‌توان به مقاومت بالای سیستم نسبت به شوک‌های هیدرولیکی، آلی و سمی اشاره کرد (Mohamadi et al 2019). دلیل این امر وجود فاز بی‌هوازی در ابتدای مدل است. نتایج حاصل حاکی از آن است که روش تصفیه ترکیبی AO گزینه‌ای مناسب برای تصفیه فاضلاب‌های صنعتی با بار آلی نسبتا زیاد می‌باشد. این روش می‌تواند جایگزین مناسبی برای روش لجن فعال متداول و سیستم‌های بی‌هوازی باشد. رسیدن غلظت مواد آلی به زیر حدود استاندارد برای تخلیه به منابع پذیرنده، استفاده برای آبیاری فضای سبز، کشاورزی و تزریق به منابع آب زیرزمینی، کاربرد مؤثر پایلوت در تصفیه فاضلاب‌های صنعتی را آشکار می‌سازد.

تقدیر و تشکر

با سپاس از تمامی عزیزان از جمله خانم مهندس سیده سارا سعادتی و آقای مهندس مصطفی شریعت که ما را در این راه یاری کردند تا بتوانیم پژوهشی درخور انجام داده و کمکی هر چند اندک به پیشرفت بشریت کنیم.

Refrences

1- Abrishamchi. A.. Afshar. A. and Jamshid. B.. 2005. Microbiology of Wastewater Treatment Process. *Payam Khojasteh Publisher.* (In Persian).

2- Adam. C.. Gnirb. M.. Lesjean. B.. Buisson. H. and Kraume. M.. 2006. Enhanced biological phosphorus removal in membrane bioreactors. *Water Science & Technology*. 46: 281–286. Doi: doi.org/10.2166/wst.2002.0606.

3- Amini. M.. 2012. Investigation of Wastewater Treatment of Two Combined Bioreactors Aerobic and Anaerobic Containing Granular Sludge with the Effect of Aeration Time and Nutrient Flow Intensity. *First National Conference on Strategies for Access to Sustainable Development.*

4- Bortone, G., Libelli, S.M., Tilche, A. and Wanner, J., 1999. Anoxic phosphate uptake in the DEPHANOX process. *Water science and technology*, *40*(4-5), pp.177-185. doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00500-4. https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00500-4.

5- Chandler. H.. 2010. Moving beb biofilm reactor technologi – a full- scale installation for treatment of pharmaceutical wastewater. 64:163–177.

6- Dulekgurgen, E., Ovez, S., Artan, N. and Orhon, D., 2003. Enhanced biological phosphate removal by granular sludge in a sequencing batch reactor. *Biotechnology letters*, *25*, pp.687-693.

7- Golbabaei. F.. 2012. Wastewater Treatment of Canned Fish Factory Using UASB Anaerobic Reactors, *the Second Conference on Environmental Planning and Management.* (In Persian)

8- Mohamadi. A.. 2013. Investigation of Organic Matter Removal Efficiency by Combined Anaerobic-Aerobic (AO) Treatment on Wastewater of Metal Industries. *Master Thesis. School of Agriculture. Isfahan University of Technology.* (In Persian).

9- Mohamadi, O., Heidarpour, M. and Jamali, S., 2019. Evaluation of COD and BOD5 Removal Efficiency by Combined Treatment Aerobic-Anaerobic (AO) on Sewage of Metal Industries. *JWSS-Isfahan University of Technology*, *23*(3), pp.275-287.Doi: 10.47176/jwss.23.3.38111.

10- Monzavi. M. T.. 2005. Municipal Wastewater Treatment, Volume 2, Tenth Edition, *University of Tehran Press.* (In Persian).

11- Mousavi. S. N.. 2010. Biological Analysis of Phenolic Compounds by Reactive Anaerobic Reactor with the Help of Activated Sludge, Master Thesis in Environment, Faculty of Civil Engineering, *Noshirvani University of Technology, Babol*. (In Persian).

12- Muñoz, R. and Guieysse, B., 2006. Algal–bacterial processes for the treatment of hazardous contaminants: a review. *Water research*, *40*(15), pp.2799-2815.Doi: doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.011.

13- Qoli Kandy. G.. Jamshidi. S.H. and Valipour. A.. 2012. The Use of Electrolysis in Improving the Operation of Anaerobic Reactors. *Environmental Science*. 38. No. 4.

14- Tchobanogolous. G.. Burton. F.L. and Stensel. H.D.. 2003. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. Metcalf & Eddy (Ed.). *McGraw-Hill Science/Engineering/Math. Third Edition.*

15- Zhidong. L.. Na. L.. Honglin. Z. and Dan. L.. 2009. Study of AO submerged Membrance Bioreactor for Oil Refinery wastewater treatment. *Petroleum Scince and Technology*. 27:1274-1285. Doi: 10.1080/10916460802455228.

16- Zhou, Y., Liang, Z. and Wang, Y., 2008. Decolorization and COD removal of secondary yeast wastewater effluents by coagulation using aluminum sulfate. *Desalination*, *225*(1-3), pp.301-311.