Water and Wastewater, Vol. 34, No. 4, pp: 80-96

Investigating the Nexus of Carbon and Energy in the Sludge Digestion Unit and Power Plant of South Tehran Wastewater Treatment Plant

A. Riyazati[1]*, Gh. Nabi Bidhendi[2], N. Mehrdadi[2], M. Mosaferi[3]

1. PhD. Student at Aras International Campus, University of Tehran, Tehran, Iran
(Corresponding Author) riazati158@gmail.com
2. Prof., Dept. of Environmental Engineering, Faculty of Environment, University of Tehran, Tehran, Iran
3. Prof., Health and Environment Research Center, Tabriz University of Medical Sciences, Tabriz, Iran

(Received June 23, 2023 Accepted July 19, 2023)

To cite this article:
Riyazati, A., Nabi Bidhendi, Gh., Mehrdadi, N., Mosaferi, M. 2023. "Investigating the nexus of carbon and energy in the sludge digestion unit and power plant of South Tehran wastewater treatment plant" *Water and Wastewater*, 34(4), 80-96. https://doi.org/10.22093/wwj.2023.403762.3355.

Abstract

Sludge is a by-product of urban wastewater treatment plants using a biological method, which needs to be properly processed and managed in order to avoid environmental pollution and maintain the health of society. The main goal of the current research is to analyze the amounts of sludge disposal and energy recovery in the wastewater treatment plant in south of Tehran, emphasizing the nexus between carbon and energy footprints. Biogas and electricity produced in the wastewater treatment plant were carefully examined. Their impact on reducing direct and indirect emissions and carbon footprint was calculated using relevant international coefficients based on the amount of methane gas and electricity produced. Also, the amount of waste sludge was analyzed during the period of eight years (2014 to 2021). During the investigated period, at least 2414 tons, maximum 22850 tons and an average of 7265.4 tons of sewage sludge were produced per month. The amount of waste sludge produced per million cubic meters of treated wastewater is 24.4, 99.8 and 57.1 tons, respectively. On average, 9.5 million m^3 of methane are produced every year, which is equivalent to 146347.54 tons of CO_2/ year. On average, 1.1 MW/hr is produced in the power plant of the treatment plant, which is equivalent to preventing the emission of 3612 to 6472 tons of CO_2/ year. The total direct and indirect emissions prevented are equal to 149,960 to 152,820 tons of CO_2 equivalent. The production of biogas and its consumption to produce electricity in the investigated wastewater treatment plant has a significant effect on reducing greenhouse gas emissions.

Keywords: Carbon Footprint, Biosolids, Wastewater Treatment, Environmental Pollution, Global Warming, Greenhouse Gases.

.

1. Introduction

Sludge is a by-product of urban wastewater treatment plants[1] using a biological method, which needs to be properly processed and managed in order to avoid environmental pollution and maintain the health of society (Hoang, 2022). In common biological wastewater treatment different streams of sludge are produced, including primary sludge (from primary settling basin) and waste activated sludge from aeration basin. Raw sludge in its primary form is a liquid with 2-6% total solids and in the dry state, the sludge contains 35-65% organic matter, with the rest being non-combustible mineral ash (Gurjar and Tyagi, 2017). Sludge contains pathogens (faecal cliform bacteria and salmonella) (Ghoreishi et al., 2016) and, in some cases, heavy metals that can pose an ecological risk (Ghoreishi et al., 2020). Both primary and secondary sludge streams need to be properly treated before disposal. Methods of processing the sludge are different but should include at least the thickening, digestion, dewatering and drying stages (Dentel and Qi, 2014). Anaerobic digestion for biogas production, compost production for the improvement of agricultural, brick production, fillers and bioplastics production are among the common methods of disposal and reuse of sludge (Kumari et al., 2023).

Based on the challenges associated with the increasing energy consumption in the world, the recycling of energy from sludge and its use as a source of energy generation has been considered for decades. Different methods of energy recovery from sludge include incineration, gasification, pyrolysis and anaerobic digestion. Anaerobic digestion is considered as the best method of energy recovery from sludge in wastewater treatment because it works at low temperatures, lacks complexity and has a lower investment cost compared to other methods.

Each step of sludge management has its own environmental impact, along with energy consumption and carbon footprint[2] (Dentel and Qi, 2014). Nowadays, UWTP have been considering studying their greenhouse gas[3] emissions as part of the growing awareness, although there is still no standard or fully comprehensive CF analysis for biosolids management. The cost of sludge and biosolids management was found to be equivalent to 47% of the total capital and operating costs of wastewater treatment plants (Dentel and Qi, 2014). Electrical energy and operational costs associated with the sludge processing stage can account for 20% and 53% of the total treatment, respectively. They are major factors among facilities that should be considered as they work towards more efficient strategies with lower energy consumption (Zhao et al., 2019). Water footprint[4] and CF are the most common indicators used to assess the sustainability of municipal wastewater treatment plants. According to analysis, technologies and scales of UWTP have a measurable impact on CF (Chen et al., 2020).

In the United States in 2017, emissions from solid waste management, wastewater treatment, and composting amounted to 131 million tons of carbon dioxide equivalent, or 2 percent of total GHG gas emissions (Hockstad and Hanel, 2018).

The production of biosolids has increased significantly, mainly due to the development of MWTP strategies globally. These strategies include the construction of new MWTP, the expansion of existing MWTP, and the provision of regulatory measures (Mohajerani et al., 2019). The EU produces more than 9 million tons of biosolids annually (Lyberatos et al., 2011). The production of biosolids in the United States is also significant, as 1.7 million tons are produced annually, of which an estimated 28 percent is transferred to landfills (Davis and Slaughter, 2006). Australia produces about 300,000 tons of biosolids a year, of which 55 percent is recycled for use in agriculture, 15 percent is used for land reclamation, composting or forestry, and the remaining 30 percent is either buried or stored in landfills. This trend is expected to continue as populations increase and MWTP processes improve in developing countries (Mohajerani et al., 2019).

In Iran, 700 million cubic meters of urban wastewater is treated annually, according to current statistics, which is only equivalent to 15 percent of the total urban wastewater. About 40 percent of the existing treatment systems are based on the activated sludge process. As UWTP expands, the amount of sludge produced and the CF are expected to increase proportionally, requiring the issue of energy recovery from sludge to be addressed by UWTP designers and operators.

In a study comparing the full-scale CF of six UWTP, the CF was estimated to be in the range of 23-100 kg CO_2eq per equivalent population. In calculating the total CF, direct emissions accounted for the largest share (62-74%) for facilities with energy recovery from biogas. But

[1] Urban Wastewater Treatment Plants (UWTP)
[2] Carbon Footprint (CF)
[3] Greenhouse Gaz (GHG)
[4] Water Footprint (WF)

in treatment plants using electricity, indirect emissions from energy consumption accounted for 69-72% of the CF (Maktabifard et al., 2020).

A comparison of two large UWTPs in China and the United States with two different approaches to managing biosolids in terms of energy and CF, showed that although both wastewater treatment plants had similar energy consumption, Shanghai plant had three times higher CF, mainly due to site-specific limitations in their biosolids management. This study shows the potential to improve carbon footprint by 28.8 percent with the selection of appropriate strategies (Zhao et al., 2019).

The main goal of the current research is to analyze the amounts of sludge disposal and energy recovery in the wastewater treatment plant in south of Tehran, emphasizing the nexus between carbon and energy footprints.

2. Methodolgy

The present study is a descriptive-analytical study which is conducted at the South Tehran Wastewater Treatment Plant[1]. The four modules currently constructed each cover a population equivalent to 525,000 people and can accept a flow equivalent to 450,000 cubic meters per day for treatment. STWTP effluent, after being discharged into the Varamin Canal is fed into the Varamin plain's irrigation network and used to irrigate about 50,000 hectares of land. After thickening, a mixture of primary and secondary sludge is digested anaerobically.

Digestion takes place at temperatures of 35 to 37 ºC, with heat supplied by the steam boilers. The fuel used by the steam boilers is supplied by the biogas produced from the digestion, after the sweetening. The digestion time is about 20 days. In the digestive system, methane gas is produced in a homogeneous way while digesting and fixing sludge and destroying pathogenic bacteria, which is used in the production of electricity and for the energy supply of the system.

After the anaerobic digestion process is completed, the digested sludge is transferred to the sludge storage tank and then into the mechanical filtration unit (filter press). This reduces its moisture content by 25 percent. According to environmental regulations and standards, the sludge resulted from the filter press is first transferred to the sludge long-term storage site in order to reduce the absorption of vectors, then it reaches the agricultural consumption based on the indicator presented on the national standard of Iran.

The main objective of the current study is to determine the effect of methane recycling from sludge digestion and electricity generation at the STWTP on reducing GHG emissions. During the study, biogas and electricity produced in STWTP were carefully examined. Their impact on reducing direct and indirect emissions and carbon footprint was calculated using relevant international coefficients based on the amount of methane gas and electricity produced. Also, the amount of waste sludge was analyzed during a period of eight years (2014 to 2021).

In addition to field surveys of the sludge management situation and observation of the units used in this sector, the required information was obtained from the Water and Sewerage Company of Tehran Province. GHG emission factors provided by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), can be used to calculate direct and indirect GHG emissions from wastewater treatment. In the meantime, some researchers have developed appropriate emission factors for their own countries. In this study, GHG emissions were calculated in two stages.

The first stage deals with direct emissions of GHG and the equalization of methane produced in the anaerobic digestion of the STWTP. The second stage deals with energy recycling and the impact of electricity generated at the STWTP on reducing indirect GHG emissions. Data on methane produced as well as electricity generated were compiled and analyzed with the help of refinery technical experts, and the necessary calculations were made. According to Chai, for each kWh of electricity consumed, 0.681 kg of carbon dioxide equivalent is produced (Chai et al., 2015).

According to Parravicini, for every kWh of electricity consumed, the amount of carbon dioxide emitted is equal to 0.38 kg (Parravicini, 2016). In the present study, the above references were used to calculate indirect emissions. It should be noted that with respect to the global warming potential[2], the potential value of CO_2 is considered to be one, and for methane it is 23 (Su, 2023).

3. Discussion and Results

Management of biosolid is not an easy task. Requirements for higher degrees of wastewater treatment can increase the total volume of biosolids produced. The options for managing biosolids will be very complex when considering a combination of higher amounts of biosolids, mixtures of biosolids, and increased regulatory

[1] South Tehran Wastewater Treatment Plant (STWTP)

[2] Global Warning Potential (GWP)

requirements. In most UWTP, a large portion of the total operating and maintenance costs is allocated to the processing and disposal of biosolids. It should be noted that in addition to energy consumption and CF, biosolids management also has the potential to generate energy, so the issue of energy-producing treatment plants is also relevant today (Gikas, 2017).

The energy content in wastewater is in the form of chemical oxygen demand, which is usually converted to CO_2 or CH_4 and biosolids through aeration or anaerobic treatment. Therefore, reducing aerobic treatment and maximizing the energy recycling of CH_4 and biosolids is very important to reduce the CF. In a study conducted by the University of Tehran, anaerobic digestion and subsequent sludge incineration has been identified as the most appropriate option to reduce the effects of sludge treatment and recover energy from it in the sewage treatment plant south of Tehran (Ahadi, 2015).

During the investigated period, at least 2414 tons, maximum 22850 tons and an average of 7265.4 tons of sludge were produced per month at STWTP. The minimum, maximum and average amount of waste sludge produced per Mm^3 of treated wastewater is 24.4, 99.8 and 57.1 tons, respectively. On average, 9.5 Mm^3 of methane are produced every year, which is equivalent to 146347.54 tons of CO_2/ year. On average, 1.1 MW/hr is produced in the power plant of the STWTP, which is equivalent to preventing the emission of 3612 to 6472 tons of CO_2/year. The total of direct and indirect emissions prevented is equal to 149,960 to 152,820 tons of CO_2 equivalent.

Considering the annual tonnage of sludge produced in the STWTP during the period 2004 to 2021, the minimum and maximum amounts are 2414 and 22850 tons, respectively, with an average of 7265.4 tons per month.

In the STWTP, energy is recovered in the form of biogas through anaerobic digestion of biosolids in the power plant. In terms of the technical specifications of the power generator, the energy input capacity (biogas) is 13148 kWh, the gas volume is 2054 m^3/h at 65 kWh per m^3 under conventional conditions, the mechanical output is 5200 kWh, the electrical output is 5064 kWh, the thermal recoverable output is 5916 kWh, and the total output is 10980 kWh. The plant has the capacity to supply 70 percent of the site electricity consumption.

A total of 75.9 Mm^3 of methane gas were produced during the years under study. These are the minimum, maximum and average of 7.1, 10.6, and 9.5 Mm^3/ year, respectively. Considering that the weight of each cubic meter of methane is 0.671 kg and the global warming potential of methane is 23 times that of carbon dioxide, in terms of direct greenhouse gas emissions, the methane gas produced by the anaerobic digestion unit of the STWTP is on average equivalent to 146347.54 tons of carbon dioxide per year. The average monthly electricity production by the refinery is 1.1 MWh. In other words, the plant produces an average of 9,504 MW of electricity per year. According to the study, the amount of electricity generated in 2021 is equal to 13150 MW for 4 units. Using the emission coefficient of 0.38 to 0.681 kg CO_2 equivalent per kWh of electricity, it can be estimated that the electricity generated at the STWTP on average emits 3612 to 6472 tons of CO_2 per year. For 2021 year, it is equivalent to 4,997 to 8,955 tons of carbon dioxide per year. In other words, the energy recycling in the STWTP and the electricity generated would prevent indirect emissions of 3612 to 6472 tons of carbon dioxide per year. With respect to methane recycling, the combined direct and indirect emissions prevented are equivalent to 149,960 to 152,820 tons of carbon dioxide equivalent.

4. Conclusion

The production of biogas and its consumption to produce electricity in the STWTP has a significant effect on reducing GHG emissions. This effect is primarily due to the prevention of direct emissions through the recycling of methane and its use in power plants for electricity generation. In the second degree, the generation of electricity that leads to the reduction of electricity consumption in the STWTP prevents indirect emissions of GHG. In the meantime, the findings of this study can be helpful for engineers who design new required wastewater treatment plants.

dx.doi.org/10.22093/wwj.2023.403762.3355

آب و فاضلاب، دوره ۳۴، شماره ۴، صفحه: ۹۶-۸۰

بررسی همبست کربن و انرژی در واحد هضم لجن و نیروگاه برق تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران

اصغر ریاضتی[۱*]، غلامرضا نبی بیدهندی[۲]، ناصر مهردادی[۲]، محمد مسافری[۳]

۱- دانشجوی دکترای مهندسی آب و فاضلاب، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران (پردیس بین‌المللی ارس)، تهران، ایران
(نویسنده مسئول) riazati158@gmail.com
۲- استاد، گروه مهندسی محیط‌زیست، دانشکده محیط‌زیست، دانشگاه تهران، تهران، ایران
۳- استاد، مرکز تحقیقات سلامت و محیط‌زیست، دانشگاه علوم پزشکی تبریز، تبریز، ایران

(دریافت ۱۴۰۲/۴/۲ پذیرش ۱۴۰۲/۴/۲۸)

برای ارجاع به این مقاله به صورت زیر اقدام بفرمایید:
ریاضتی، ا.، نبی بیدهندی، غ.، مهردادی، ن.، مسافری، م.، ۱۴۰۲، "بررسی همبست کربن و انرژی در واحد هضم لجن و نیروگاه برق تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران" *آب و فاضلاب*، ۳۴(۴)، ۹۶-۸۰. https://doi.org/10.22093/wwj.2023.403762.3355

چکیده

لجن، محصول جانبی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری به روش بیولوژیکی است که برای اجتناب از آلودگی‌های محیط‌زیستی و حفظ سلامت جامعه لازم است تحت فرآوری و مدیریت صحیح قرار گیرد. هدف اصلی این پژوهش، تحلیل مقدار لجن دفعی و بازیافت انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران با تأکید بر همبست ردپای کربن و انرژی بود. بیوگاز و برق تولید شده در تصفیه‌خانه فاضلاب به دقت بررسی شد. تأثیر آنها بر کاهش انتشارات مستقیم و غیرمستقیم و ردپای کربن با استفاده از ضرایب بین‌المللی مربوطه بر اساس میزان گاز متان و برق تولید شده محاسبه شد. همچنین مقدار لجن دفعی طی بازه زمانی هشت سال (۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰) تجزیه‌وتحلیل شد. طی دوره بررسی شده حداقل ۲۴۱۴ تن، حداکثر ۲۲۸۵۰ تن و به‌طور میانگین ۷۲۶۵/۴ تن در ماه لجن دفعی تولید شد. مقدار لجن دفعی تولید شده به‌ازای هر میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده به‌صورت حداقل، حداکثر و میانگین به ترتیب برابر ۲۴/۴، ۹۹/۸ و ۵۷/۱ تن بود. به‌طور متوسط ۹/۵ میلیون مترمکعب در هر سال متان تولید می‌شود که معادل ۱۴۶۳۴۷/۵۴ تن دی‌اکسیدکربن در سال است. به‌طور میانگین ۱/۱ مگاوات در ساعت در نیروگاه تصفیه‌خانه برق تولید می‌شود که معادل پیشگیری از انتشار ۳۶۱۲ تا ۶۴۷۲ تن دی‌اکسیدکربن در سال است. مجموع انتشارات مستقیم و غیرمستقیم پیشگیری شده معادل ۱۴۹۹۶۰ تا ۱۵۲۸۲۰ تن معادل دی‌اکسیدکربن بود. تولید بیوگاز و مصرف آن برای تولید برق در تصفیه‌خانه بررسی شده تأثیر چشمگیری در کاهش انتشار گازهای گلخانه‌ای داشت.

واژه‌های کلیدی: ردپای کربن، جامدات زیستی، تصفیه فاضلاب، آلودگی محیط‌زیست، گرمایش جهانی، گازهای گلخانه‌ای

۱- مقدمه

مدیریت فاضلاب و لجن حاصل از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، یک مسئله محیط‌زیست حیاتی در بسیاری از کشورها است که اگر به‌درستی انجام نشود می‌تواند آسیب‌های جبران‌ناپذیری را بر محیط‌زیست و سلامت وارد کند (Hoang et al., 2022). هزینه مدیریت لجن و جامدات زیستی معادل با ۴۷ درصد کل هزینه سرمایه‌گذاری و راهبری تصفیه‌خانه‌های فاضلاب است (Dentel and Qi, 2014).

در تصفیه فاضلاب به روش بیولوژیکی متداول (شکل ۱)، جریان‌های مختلفی از لجن تولید می‌شود که شامل لجن اولیه (حوض ته‌نشینی اولیه) و لجن فعال زائد حاصل از حوض هوادهی است. بر اساس تعاریف انجام شده توسط متخصصین، لجن را می‌توان متشکل از ذرات انباشته شده در لخته‌هایی دانست که به‌صورت هیدرودینامیکی به‌عنوان ذرات منفرد عمل می‌کنند. اصولاً لجن فاضلاب، دوغابی است که میزان آب آن معمولاً بیش از ۹۵ درصد بوده و فاز جامد عمدتاً از مواد آلی تشکیل شده که از ضایعات انسان، حیوان و مواد غذایی به دست می‌آید (Turovskiy and Mathai, 2006).

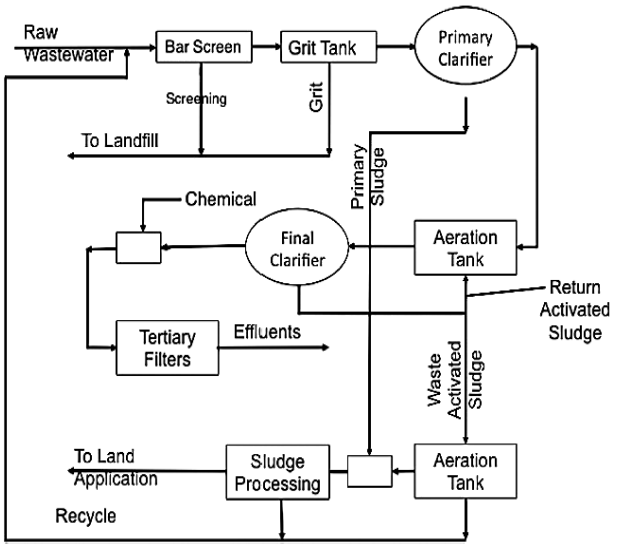

Fig. 1. Different stages of sludge production in biological wastewater treatment plant (Gurjar and Tyagi, 2017)

شکل ۱- مراحل مختلف تولید لجن در تصفیه‌خانه بیولوژیکی فاضلاب (Gurjar and Tyagi, 2017)

لجن فاضلاب در شکل اولیه خود به‌عنوان مایعی با ۲ تا ۶ درصد کل جامدات[1] توصیف شده است. در حالت خشک، لجن حاوی ۳۵ تا ۶۵ درصد مواد آلی است و بقیه آن خاکستر معدنی غیرقابل احتراق است. مواد مغذی مانند نیتروژن، فسفر، پتاسیم و برخی فلزات کمیاب در لجن وجود دارد و می‌توان از آن به‌عنوان کود مؤثری استفاده کرد (Gurjar and Tyagi, 2017).

با این حال، لجن همچنین حاوی عوامل بیماری‌زا (باکتری‌های کلیفرم مدفوعی و سالمونلا) (Ghoreishi et al., 2016) و در برخی موارد، فلزات سنگین است که می‌تواند خطر اکولوژیکی ایجاد کند (Ghoreishi et al., 2020). هر دو جریان لجن اولیه و ثانویه به‌دلیل داشتن مواد آلی و احتمال سپتیک شدن لازم است قبل از دفع به‌طور مناسبی فرآوری شود. روش‌های فرآوری لجن (جدول ۱) متنوع بوده، اما حداقل باید شامل مرحله تغلیظ، هضم، آبگیری و خشک کردن باشد (Dentel and Qi, 2014). هضم بی‌هوازی برای تولید بیوگاز، تولید کمپوست برای تقویت خاک اراضی کشاورزی، تولید آجر، مواد پرکننده و تولید پلاستیک زیستی (بیوپلاستیک) از جمله شیوه‌های متداول دفع و استفاده مجدد از لجن است (Kumari et al., 2023).

بر اساس چالش‌های مرتبط با افزایش مصرف انرژی در دنیا، بازیافت انرژی از لجن و استفاده از آن به‌عنوان منبع تولید انرژی از دهه‌های قبل مورد توجه است. در بین روش‌های مختلف بازیافت انرژی از لجن مشتمل بر سوزاندن، گازی‌سازی، پیرولیز و هضم بی‌هوازی، گفته می‌شود که بهترین روش بازیافت و تولید انرژی از لجن در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب روش هضم بی‌هوازی است، چون در دماهای کم کار می‌کند، فاقد پیچیدگی است و هزینه سرمایه‌گذاری آن در مقایسه با دیگر روش‌ها کمتر است. هر مرحله از مدیریت لجن، اثرات محیط‌زیستی خاص خود را دارد و همراه با مصرف انرژی و ایجاد ردپای کربن[2] است (Dentel and Qi, 2014).

امروزه تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری به‌عنوان بخشی از آگاهی روزافزون از انتشار گازهای گلخانه‌ای[3]، بررسی بر روی GHG خود را مورد توجه قرار داده‌اند، هر چند هنوز یک

[1] Total Solids (TS)
[2] Carbon Footprint (CF)
[3] Green House Gas (GHG)

جدول ۱- روش‌های متداول مدیریت لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب (Dentel and Qi, 2014)

Table 1. Common methods of sewage treatment plant sludge management (Dentel and Qi, 2014)

Gravity thickening Thickening by suspension Centrifuge Thickening by gravity belts Thickening with a rotating drum	Thickening: to reduce the volume of sludge
Alkaline stabilization Anaerobic digestion Autothermal aerobic digestion Composting	Stabilization: to stabilize, reduce mass and recycle
Chemical Physical	Conditioning: to improve the water intake conditions
Centrifuge Filter press Drying beds Straw bed Lagoon	Dewatering: to reduce volume
Direct dryers Indirect dryers	Drying by heat: to reduce volume and weight
Burning in a multi-purpose furnace Incineration in a fluidized bed Co-incineration with solid waste	Burning: to reduce volume
Sludge disposal on the ground Use in improving the condition of the soil	Land use of Biosolids: to remove sludge, rehabilitate the land and other suitable uses
–	Transfer and storage

تجزیه‌وتحلیل CF استاندارد یا کاملاً جامع برای مدیریت جامدات زیستی وجود ندارد. انرژی الکتریکی و هزینه‌های عملیاتی مرتبط با مرحله پردازش لجن (جامدات زیستی) می‌توانند به‌ترتیب ۲۰ و ۵۳ درصد از کل تصفیه را تشکیل دهند و به این ترتیب آنها عوامل اصلی در میان تأسیسات هستند که باید در حین کار به سمت استراتژی‌های کارآمدتر با مصرف انرژی کمتر مورد توجه قرار گیرند (Zhao et al., 2019).

ردپای آب[1] و CF، متداول‌ترین شاخص‌های مورد استفاده برای ارزیابی پایداری تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری هستند (Chen et al., 2020).

در ایالات متحده در سال ۲۰۱۷ و در بخش مدیریت زائدات مشتمل بر مواد زائد جامد، تصفیه فاضلاب و همچنین کمپوست کردن، انتشارات معادل گاز دی‌اکسید کربن برابر ۱۳۱ میلیون تن بوده که معادل ۲ درصد کل GHG است (Hockstad and Hanel, 2018).

تجزیه‌وتحلیل ارزیابی‌های ردپای تصفیه‌خانه‌های فاضلاب نشان می‌دهد که فناوری‌ها و مقیاس‌های تصفیه فاضلاب به‌طور قابل‌توجهی بر ردپاها تأثیر می‌گذارند (Chen et al., 2020).

[1] Water Footprint (WF)

تولید جامدات زیستی عمدتاً به‌دلیل توسعه استراتژی‌های تصفیه فاضلاب شهری در سطح جهانی به‌طور قابل‌توجهی افزایش یافته است. این استراتژی‌ها شامل ساخت تأسیسات جدید تصفیه، گسترش تصفیه‌خانه‌های موجود و ارائه اقدامات قانونی است (Mohajerani et al., 2019). اتحادیه اروپا سالانه بیش از ۹ میلیون تن جامدات زیستی تولید می‌کند (Lyberatos et al., 2011).

تولید جامدات زیستی در ایالات متحده نیز قابل توجه است، چون سالانه ۷/۱ میلیون تن از آن تولید می‌شود که تخمین زده شده ۲۸ درصد از آن به خاکچال‌ها منتقل می‌شود (Davis and Slaughter, 2006). استرالیا تقریباً ۳۰۰۰۰۰ تن جامدات زیستی در سال تولید می‌کند که از این مقدار، ۵۵ درصد برای استفاده در کشاورزی بازیافت می‌شود، ۱۵ درصد برای بازسازی زمین، کمپوست یا جنگل‌داری استفاده می‌شود و ۳۰ درصد باقیمانده یا در خاکچال‌ها دفن یا ذخیره می‌شود. انتظار می‌رود این روند با افزایش جمعیت و بهبود فرایندهای تصفیه فاضلاب در کشورهای در حال توسعه ادامه یابد (Mohajerani et al., 2019). در ایران بر اساس آمار موجود سالانه ۷۰۰ میلیون مترمکعب فاضلاب شهری تصفیه می‌شود که معادل ۱۵ درصد از کل فاضلاب‌های شهری است. حدود ۴۰ درصد سیستم‌های تصفیه موجود بر اساس فرایند لجن فعال و اصلاح شده است. انتظار می‌رود با گسترش تصفیه فاضلاب شهری، مقدار لجن تولید شده و CF نیز به تناسب افزایش یابد که لازم است موضوع بازیافت انرژی از لجن توسط طراحان و بهره‌برداران تصفیه‌خانه‌های فاضلاب مورد توجه قرار گیرد.

۱-۱- مبانی نظری پژوهش

پژوهش‌های مختلفی در خصوص کیفیت لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری در کشور به عمل آمده است. ترابیان و مومنی، طرح مدیریتی لجن فاضلاب شهری را در تصفیه‌خانه شهرک قدس با هدف دفع صحیح یا استفاده سودمندانه تهیه کرده و گزینه کاربرد در زمین را با توجه به کیفیت لجن به‌عنوان بهترین گزینه مدیریتی پیشنهاد کردند (Torabian and Momeni Farahani, 2002).

فرزادکیا در سال‌های ۱۳۷۵ تا ۱۳۷۶ کیفیت لجن تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شوش، قیطریه، اکباتان و صاحبقرانیه در تهران را بررسی کرده و به این نتیجه رسید که لجن‌ها عمدتاً خام و تثبیت نشده بوده و از نظر کیفیت میکروبی در کلاس B قرار می‌گیرند و صرفاً می‌توانند برای خاک‌های نامرغوب و اراضی جنگلی بدون دسترسی استفاده شوند (Farzadkia, 2002).

همین موضوع توسط سمواتی و طاووسی برای تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شوش، شهرک غرب و محلاتی در سال ۱۳۹۲ نیز گزارش شده است (Samavati and Tavoosi, 2013).

در پژوهشی دیگر، کمینه‌سازی لجن مازاد تولیدی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب به روش لجن فعال با بهینه‌سازی پارامترهای تصفیه، بررسی و مشخص شد که با افزایش غلظت اکسیژن محلول در حوض هوادهی و کاهش بارگذاری لجن، می‌توان مقدار لجن مازاد را کاهش داد (Budagpur et al., 1996).

بر اساس بررسی انجام شده در کشور ترکیه، روند کلی در مدیریت لجن شامل آب‌گیری مکانیکی برای به‌دست آوردن محتوای جامد خشک[1]، ۲۰ درصد و آهکی کردن لجن آب‌گیری مکانیکی برای رسیدن به نیاز قانونی دفن پسماند با محتوی جامدات خشک، ۳۵ درصد است. صالیح‌اوغلو و همکاران، آهکی کردن محدود و خشک کردن در آفتاب را به‌عنوان جایگزینی ترکیبی به‌جای آهکی کردن توصیه کرده‌اند (Salihoglu et al., 2007).

در پژوهشی که با هدف مقایسه CF شش تصفیه‌خانه فاضلاب در مقیاس کامل انجام شد، مقدار CF در محدوده ۲۳ تا ۱۰۰ کیلوگرم CO_2eq به ازای هر جمعیت معادل برآورد شد. در محاسبه کل CF، انتشارات مستقیم بیشترین سهم (۶۲ تا ۷۴ درصد) را برای تأسیسات با بازیابی انرژی از بیوگاز داشت. اما در تصفیه‌خانه‌های وابسته به برق، انتشار غیرمستقیم ناشی از مصرف انرژی ۶۹ تا ۷۲ درصد CF را به خود اختصاص داد (Maktabifard et al., 2020).

مقایسه دو تصفیه‌خانه فاضلاب بزرگ شهری در چین و ایالات متحده آمریکا با دو رویکرد مختلف مدیریت جامدات زیستی از نظر انرژی و CF، هضم هم‌زمان با ضایعات مواد غذایی و امکان اقتصادی اجرای آن را به‌عنوان یک استراتژی کاهش گازهای گلخانه‌ای برای برجسته کردن پتانسیل بازیافت انرژی پیشنهاد داده است. اگرچه هر دو تصفیه‌خانه مصرف انرژی مشابهی داشتند، اما تصفیه‌خانه A (شانگهای) ۳ برابر CF بیشتری از خود نشان داد که

[1] Dry Solids (DS)

عمدتاً به‌دلیل محدودیت‌های خاص سایت در مدیریت جامدات زیستی آنها بود. این بررسی پتانسیل بهبود CF را تا ۲۸/۸ درصد با انتخاب استراتژی‌های مناسب نشان می‌دهد (Zhao et al., 2019).

تا به حال در ارتباط با مقدار تولید لجن در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری و تأثیر هضم لجن و استفاده از متان تولید شده برای تولید برق و کاهش CF در کشور، پژوهش خاصی منتشر نشده است. این پژوهش برای اولین بار با هدف اصلی بررسی کمّی لجن تولید شده در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران به‌عنوان بزرگترین تصفیه‌خانه فاضلاب شهری در کشور و تأثیر برق تولید شده از بیوگاز این تصفیه‌خانه در کاهش CF به انجام رسید. نتایج حاصل از این پژوهش می‌تواند در طراحی تصفیه‌خانه‌های فاضلاب و مدیریت لجن و کاهش CF استفاده شود.

۲- مواد و روش‌ها

۲-۱- مکان مورد مطالعه

این پژوهش از نوع توصیفی- تحلیلی بود که در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران انجام شد. تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران در شهر ری مجاور روستای عمادآور واقع است. چهار مدول ساخته شده فعلی هر کدام جمعیتی معادل ۵۲۵۰۰۰ نفر را پوشش داده و جریانی معادل ۴۵۰۰۰۰ مترمکعب در روز را می‌تواند برای تصفیه پذیرش کند. نواحی تحت پوشش این تصفیه‌خانه فاضلاب‌های جمع‌آوری شده از شمال و شمال شرق شهر بوده و از دو ورودی شرقی و غربی تصفیه‌خانه دریافت می‌شود. زمین تصفیه‌خانه به مساحت ۱۱۰ هکتار و با شیبی از شمال به جنوب، از تراز ۱۰۲۰ تا ۱۰۳۵ واقع شده است. این طرح برای تصفیه فاضلاب جمعیت معادل ۲،۱۰۰،۰۰۰ نفر به بهره‌برداری رسیده است که حدود ۳۱ هکتار از زمین تصفیه‌خانه را به خود اختصاص می‌دهد. پساب حاصل پس از تخلیه به کانال ورامین به شبکه آبیاری دشت ورامین منتقل می شود و برای آبیاری حدود ۵۰،۰۰۰ هکتار زمین استفاده می شود. همچنین لجن تولیدی در تصفیه‌خانه می‌تواند در ۶۰۰۰ هکتار زمین کشاورزی به عنوان کود استفاده شود.

۲-۲- شیوه فرآوری لجن

بر اساس بازدیدهای میدانی و بررسی‌های انجام شده فرایند تصفیه لجن در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران شامل تغلیظ ثقلی و مکانیکی، هضم بی‌هوازی و آب‌گیری لجن است. در این میان لجن خام ته‌نشینی اولیه وارد دو واحد تغلیظ‌کننده‌های ثقلی شده و پس از رسیدن به غلظت ۶ درصد توسط تلمبه‌خانه به واحد هاضم بی‌هوازی انتقال داده می‌شود. لجن اضافی از ته‌نشینی ثانویه نیز وارد تغلیظ‌کننده‌های مکانیکی (از نوع فیلتر نواری) شده و پس از تغلیظ ۶ درصد به هاضم‌های بی‌هوازی پمپاژ می‌شود. در تغلیظ لجن مازاد غلظت آن از ۷۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر به ۶۰۰۰۰ تا ۷۰۰۰۰ میلی‌گرم در لیتر افزایش می‌یابد. در این واحد چهارحوضچه تغلیظ ثقلی هر یک به قطر ۲۰ متر و عمق ۴ متر و غلظت لجن تغلیظ شده برابر ۳/۵ تا ۴/۵ درصد و پنج دستگاه پمپ برای پمپاژ لجن تغلیظ شده به هاضم‌ها و نیز چهار دستگاه Macerator برای متلاشی کردن دانه‌های درشت و الیاف برای سهولت عمل پمپاژ پیش‌بینی شده است. حجم هر مخزن ۱۲۵۷ مترمکعب و حجم کل مخازن ۵۰۲۸ مترمکعب است. این واحد لجن تولیدی حوض‌های ته‌نشینی اولیه را تغلیظ و سپس به هاضم ارسال می‌کند. شش هاضم بی‌هوازی با قطر ۲۲ متر، ارتفاع ۳۰ متر و حجم مفید ۸۹۰۰ مترمکعب و ۶ همزن هر یک با توان ۶/۸ کیلووات در نظر گرفته شده است. همچنین ۸ پمپ چرخش جریان هاضم‌ها هر یک با ظرفیت ۲۰۰ مترمکعب در ساعت و ۶ مبدل حرارتی هریک با ظرفیت ۷۰۰ کیلووات و ۲ بویلر هر یک با ظرفیت ۲۴۰۰ کیلووات پیش‌بینی شده است.

مخلوط لجن‌های تغلیظ شده اولیه و ثانویه در هاضم بی‌هوازی مورد عمل هضم قرار می‌گیرد. عمل هضم در دمای ۳۵ تا ۳۷ درجه سلسیوس انجام می‌شود که گرمای آنها از دیگ‌های بخار تأمین شده و سوخت مورد استفاده دیگ‌های بخار نیز از بیوگاز تولید شده از هاضم‌ها، پس از شیرین‌سازی تأمین می‌شود. زمان هضم حدود ۲۰ روز است. در هاضم‌ها با روش بی‌هوازی ضمن هضم و تثبیت لجن و از بین رفتن باکتری‌های بیماری‌زا، گاز متان تولید می‌شود که از این گاز در تولید برق و تأمین انرژی سامانه استفاده می‌شود. بعد از تکمیل شدن فرایند هضم بی‌هوازی، لجن هضم شده به تانک نگهداری لجن، انتقال می‌یابد و سپس وارد واحد آب‌گیری مکانیکی (بلت فیلتر پرس) می‌شود. به‌این وسیله رطوبت آن به میزان ۲۵ درصد کاهش می‌یابد. بر اساس ضوابط و استانداردهای محیط‌زیست، لجن خروجی از فیلتر پرس ابتدا به‌منظور کاهش جذب ناقلین به محل ذخیره طولانی‌مدت لجن (دپو) منتقل شده،

سپس بر اساس شاخص مطرح شده بر استاندارد ملی ایران به مصارف کشاورزی می‌رسد.

۲-۳- تحلیل کمّی لجن و محاسبات CF

هدف اصلی این پژوهش، تعیین تأثیر عمل بازیافت متان از هاضم‌های لجن و تولید برق در نیروگاه تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران بر کاهش GHG بود. بنابراین سعی بر آن شد تا ابتدا تحلیلی از کمیت لجن تولید شده در این تصفیه‌خانه ارائه شود و سپس CF ناشی از بازیافت انرژی در بخش مدیریت لجن مورد توجه قرار گیرد. نتایج مربوط به تحلیل زمانی تولید لجن دفعی مربوط به بازه زمانی ۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰ به مدت هشت سال مربوط به مدول‌های ۱ تا ۴ تصفیه‌خانه بود. منظور از لجن دفعی، لجن اولیه و لجن فعال مازادی است که مراحل تغلیظ، هضم و آبگیری را گذرانده، فراوری شده و در نهایت باید از تصفیه‌خانه خارج و دفع شود. برای انجام پژوهش، علاوه بر بررسی‌های میدانی وضعیت مدیریت لجن و مشاهده واحدهای مورد استفاده در این بخش، اطلاعات موردنیاز از شرکت آب و فاضلاب استان تهران تهیه شد. نرمال بودن داده‌ها با استفاده از آزمون کولموگروف- اسمیرنوف و شاپیرو- ویلک به همراه شاخص‌های چولگی و کشیدگی تعیین شد. تغییرات کمّی لجن و روند زمانی آن در قالب نمودار نمایش داده شد.

در خصوص محاسبه انتشارات مستقیم و غیرمستقیم گازهای گلخانه‌ای از تصفیه‌خانه فاضلاب، می‌توان از فاکتورهای GHG استفاده کرد که توسط IPCC[1] ارائه شده است. همچنین برخی از پژوهشگران برای کشورهای خودشان ضرائب مربوطه را تولید کرده‌اند که برحسب مورد، قابل استفاده است.

در این پژوهش، محاسبات GHG در دو قسمت انجام شد. قسمت اول مربوط به انتشارات مستقیم گازهای گلخانه‌ای و معادل‌سازی متان تولید شده در هاضم‌های بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران است. قسمت دوم مربوط به بازیافت انرژی و تأثیر برق تولید شده در نیروگاه این تصفیه‌خانه بر کاهش انتشارات غیرمستقیم گازهای گلخانه‌ای است. آمار مربوط به متان تولید شده و همچنین برق تولید شده با مساعدت کارشناسان فنی تصفیه‌خانه تهیه و تحلیل شده و محاسبات لازم به انجام رسیده است.

بر اساس پژوهش چایی و همکاران، به‌ازای هر کیلووات ساعت برق مصرفی ۰/۶۸۱ کیلوگرم دی‌اکسید کربن معادل تولید می‌شود (Chai et al., 2015). مطابق با پژوهش پاراویسینی و همکاران، به‌ازای هر kWh برق مصرفی، مقدار انتشار دی‌اکسید کربن معادل برابر ۰/۳۸ کیلوگرم است (Parravicini et al., 2016).

در این پژوهش، برای انجام محاسبات انتشارات غیرمستقیم از اعداد و ضرائب مراجع فوق استفاده شد. لازم به ذکر است که با توجه به پتانسیل گرمایش جهانی[2]، مقدار بالقوه CO_2، یک در نظر گرفته می‌شود و برای متان این مقدار ۲۳ است (Lin, 2020, Snip, 2010, Su et al., 2023).

۳- نتایج

۳-۱- نتایج کمّی لجن دفعی

جدول ۲ ارائه‌کننده توصیف آماری از تناژ سالیانه لجن دفعی تولید شده طی سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰ در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران است. بر اساس آزمون‌های نرمالیتی، اعداد مربوط به تولید لجن دارای توزیع آماری نرمال بوده و حداقل و حداکثر مقدار تولید شده در طی این دوره به‌ترتیب برابر ۲۴۱۴ و ۲۲۸۵۰ تن و به‌طور میانگین ۷۲۶۵/۴ تن در ماه بوده است. کمترین مقدار لجن دفعی تولید شده در اردیبهشت ۱۳۹۹ و بیشترین مقدار آن در اسفند ۱۴۰۰ تولید شده است. در شکل ۲ روند تولید لجن دفعی در بازه زمانی بررسی شده، نمایش داده شده است. اگرچه اعداد نوسان‌هایی را نشان می‌دهد، روند حاکم تقریباً ثابت است. در جدول ۳ مقدار لجن دفعی تولید شده به‌ازای هر میلیون مترمکعب از فاضلاب تصفیه شده ارائه شده است. بر اساس این جدول، مقدار لجن تولید شده به‌ازای هر میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده به‌صورت حداقل، حداکثر و میانگین به‌ترتیب برابر ۲۴/۴، ۹۹/۸ و ۵۷/۱ تن است.

۳-۲- محاسبات تأثیر بازیافت انرژی بر کاهش CF

در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران انرژی به شکل بیوگاز از

[1] Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)

[2] Global Warming Potential (GWP)

جدول ۲- توصیف آماری مقدار سالیانه لجن تولید شده (۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰) در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران

Table 2. Statistical description of the annual amounts of sludge produced (2014 to 2021) in the South Tehran Wastewater Treatment Plant

Year	Mean	Std. Deviation	Minimum	Maximum	Kurtosis	Skewness
2014	8058	2548	2841	11071	-0.04	-1.01
2015	6938	2576	2680	10877	-0.56	-0.05
2016	7005	1445	5336	10137	0.62	1.06
2017	7304	3079	2832	11522	-1.64	-0.10
2018	7713	4067	3150	14083	-1.43	0.40
2019	7283	2316	4843	13493	4.49	1.95
2020	7489	3320	2414	13124	-0.76	0.07
2021	8709	6066	2862	22850	1.20	1.12

جدول ۳- حجم فاضلاب ورودی (مترمکعب در سال) و مقدار لجن تولید شده دفعی (تن به‌ازای هر میلیون مترمکعب فاضلاب تصفیه شده) در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران طی سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰

Table 3. The volume of wastewater (m^3/ year) and the amount of sludge produced for disposal (tons per million m^3 of treated wastewater) in the South Tehran Wastewater Treatment Plant during the years 2014-2021

Year	Flow (m^3)	Sludge		
		Min.	Max.	Mean
2014	99,533,524	28.5	111.2	81.0
2015	134,331,357	20.0	81.0	51.6
2016	143,198,851	37.3	70.8	48.9
2017	149,422,647	19.0	77.1	48.9
2018	131,839,577	23.9	106.8	58.5
2019	129,095,880	37.5	104.5	56.4
2020	143,374,084	16.8	91.5	52.2
2021	146,820,532	19.5	155.6	59.3

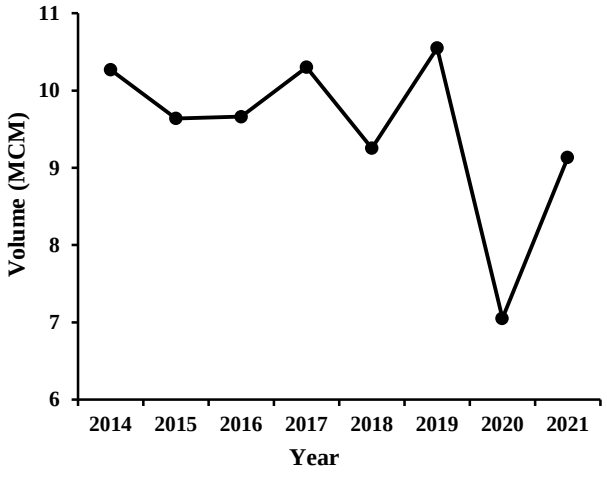

Fig. 3. Biogas produced (Mm^3) in South Tehran Wastewater Treatment Plant (units 1 to 4) during the years 2014 to 2021

شکل ۳- بیوگاز تولید شده (میلیون مترمکعب) در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران (واحدهای ۱ تا ۴) طی سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰

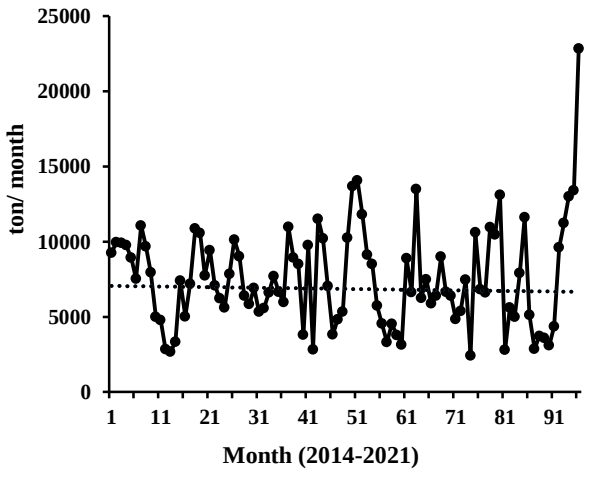

Fig. 2. The trend of changes in the annual production of disposed sludge in the in the South Tehran Wastewater Treatment Plant

شکل ۲- روند تغییرات تولید سالیانه لجن دفعی در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران

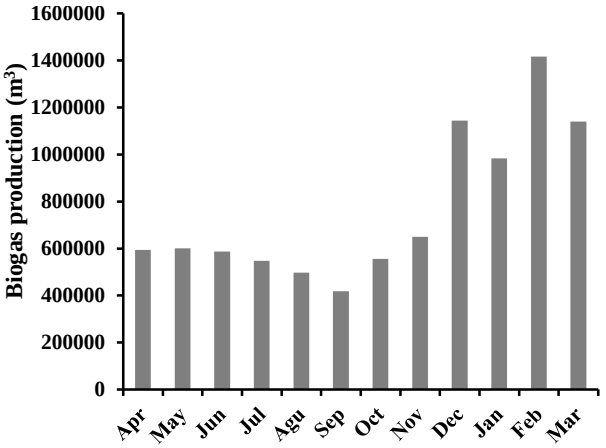

Fig. 4. Biogas produced (m^3) in South Tehran Wastewater Treatment Plant (units 1 to 4) during different months of 2021

شکل ۴- بیوگاز تولید شده (مترمکعب) در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران (واحدهای ۱ تا ۴) طی ماه‌های مختلف سال ۱۴۰۰

طریق هضم بی‌هوازی جامدات زیستی در نیروگاه بازیابی می‌شود. بر اساس بررسی به عمل آمده سیستم جمع‌آوری، ذخیره و مصرف بیوگاز متشکل از سیستم تصفیه شامل دو واحد فیلتر هر یک به ظرفیت ۹۰۰ مترمکعب در ساعت و درصد حذف H_2S با کارایی بیش از ۹۰ درصد و ۲ مخزن نگهداری گاز از نوع کم فشار هر یک به قطر ۲۲/۶ متر و ارتفاع ۱۴ متر و ظرفیت ۵۰۰۰ مترمکعب و دو مشعل گاز هر یک به ظرفیت ۱۲۰۰ مترمکعب در ساعت است. تأسیسات تولید انرژی الکتریکی شامل ۴ دستگاه ژنراتور برق هر یک به توان تولیدی ۱/۲مگاوات است که سوخت آن بیوگاز تولیدی در هاضم‌های بی‌هوازی است و در مجموع برق تولیدی ۴ واحد تصفیه‌خانه به میزان ۴/۸ مگاوات است.

از نظر مشخصات فنی مولد برق، ظرفیت ورودی انرژی (بیوگاز) ۱۳۱۴۸ کیلووات ساعت، حجم گاز ۲۰۵۴ مترمکعب در ساعت در ۶۵ کیلووات ساعت بر مترمکعب در شرایط متعارف، بازده مکانیکی ۵۲۰۰ کیلووات، بازده الکتریکی ۵۰۶۴ کیلووات برقی، بازده قابل بازیافت حرارتی ۵۹۱۶ کیلووات حرارتی، بازده کل ۱۰۹۸۰ کیلووات برقی و حرارتی است. ژنراتور نیز دارای توان ظاهری ۲۱۵۰ کیلوولت آمپر (فعال و غیرفعال) و توان حقیقی ۱۳۰۰ کیلووات (فعال) است. این نیروگاه قابلیت تأمین ۷۰ درصد برق مصرفی سایت تصفیه‌خانه را دارد. در این نیروگاه معمولاً دو واحد با ظرفیت مجموع ۶۰ هزار کیلووات در شبانه‌روز در مدار است.

در شکل ۳ مقدار تولید متان بین سال‌های ۱۳۹۳ تا ۱۴۰۰ و در شکل ۴ نیز برای ماه‌های مختلف سال ۱۴۰۰ توسط هاضم‌های بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران ارائه شده است. بر اساس این نتایج طی سال‌های مورد بررسی در مجموع ۷۵/۹ میلیون مترمکعب گاز متان تولید شده است. این میزان به‌طور حداقل، حداکثر و متوسط به‌ترتیب ۷/۱، ۱۰/۶ و ۹/۵ میلیون مترمکعب در هر سال است. با در نظر گرفتن اینکه وزن هر مترمکعب متان برابر ۰/۶۷۱ کیلوگرم است و پتانسیل گرمایش جهانی متان ۲۳ برابر دی‌اکسید کربن است، بنابراین از نظر انتشار مستقیم گازهای گلخانه‌ای، گاز متان تولید شده توسط واحد هضم بی‌هوازی تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران به‌طور متوسط، معادل ۱۴۶۳۴۷/۵۴ تن دی‌اکسید کربن در سال است.

بر اساس شکل ۵ و در بازه زمانی بررسی شده، میانگین ماهیانه تولید برق توسط نیروگاه این تصفیه‌خانه ۱/۱ مگاوات ساعت است. به عبارت دیگر این نیروگاه به‌طور متوسط در هر سال معادل ۹۵۰۴ مگاوات برق تولید می‌کند. بر اساس بررسی به‌عمل آمده مقدار برق تولیدی در سال ۱۴۰۰ برابر با ۱۳۱۵۰ مگاوات برای واحدهای ۱ تا ۴ است. با استفاده از ضریب انتشار ۰/۳۸ تا ۰/۶۸۱ کیلوگرم معادل دی‌اکسید کربن به‌ازای هر کیلووات ساعت برق می‌توان برآورد کرد که برق تولید شده در نیروگاه تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران به‌طور متوسط معادل انتشار ۳۶۱۲ تا ۶۴۷۲ تن دی‌اکسید کربن در سال است. برای سال ۱۴۰۰ این میزان معادل ۴۹۹۷ تا ۸۹۵۵ تن دی‌اکسید کربن در سال است. به‌عبارت دیگر بازیافت انرژی در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران و برق تولید شده از انتشارات غیرمستقیم ۳۶۱۲ تا ۶۴۷۲ تن دی‌اکسید کربن در سال جلوگیری می‌کند. با توجه به بازیافت متان مجموع انتشارات مستقیم و غیرمستقیم پیشگیری شده معادل ۱۴۹۹۶۰ تا ۱۵۲۸۲۰ تن معادل دی‌اکسید کربن است.

۴- بحث

مدیریت لجن فاضلاب بین دو حیطه جلوگیری از آلودگی و استفاده مجدد از لجن به‌عنوان یک منبع ارزشمند قرار دارد و تطبیق این دو

حیطه در مدیریت پایدار، چالشی برای پژوهشگران است (Bagheri, 2023).

اصولاً برای مدیریت مؤثر و کارآمد تصفیه‌خانه فاضلاب و جلوگیری از هر گونه تجمع در سیستم تصفیه خارج کردن لجن مشتمل بر جامدات بی‌اثر و زیست‌توده اضافی کاملاً ضروری است. با این حال مدیریت لجن یکی از دشوارترین و چالش برانگیزترین وظایف تصفیه‌خانه‌های فاضلاب به‌دلیل محتوای بالای آب و آب‌گیری ضعیف و مقررات سختگیرانه برای استفاده مجدد یا دفع لجن است. یکی از اهداف اخیر تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، توسعه فرایندهای سازگار با محیط‌زیست برای کاهش حجم لجن برای دفع و تبدیل لجن به انرژی زیستی است. بازیافت انرژی لجن به‌طور کلی شامل تبدیل لجن به بیوگاز و دیگر محصولاتی است که می‌تواند بیشتر به برق، انرژی مکانیکی و گرما تبدیل شود (Nazari et al., 2018).

باید در نظر داشت که لجن تولید شده توسط تصفیه‌خانه‌های فاضلاب منبع قابل‌توجهی برای GHG هستند (Majumder et al., 2015).

اصولاً در تصفیه فاضلاب، گازهای گلخانه‌ای از چندین منبع منتشر می‌شوند که از آن جمله می‌توان به تجزیه زائدات آلی در فرایند تصفیه، استفاده از سوخت‌های فسیلی برای تولید انرژی به‌منظور پردازش فاضلاب و مواد جامد؛ استفاده از مواد شیمیایی مانند پلیمر و آهک برای حالت‌دهی و تثبیت مواد جامد؛ و حمل‌ونقل جامدات زیستی به محل‌های دفن اشاره کرد (Abu-Orf et al., 2008).

این پژوهش نشان داد که هضم بی‌هوازی لجن در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران منجر به تولید گاز متان به میزانی می‌شود که معادل بیش از ۱۴۵ هزارتن دی‌اکسید کربن در سال است. متان تولید شده در نیروگاه تصفیه‌خانه مصرف و به میزان ۱۳۱۵۰ مگاوات در سال برق تولید می‌کند. در صورتی که این مقدار گاز متان وارد اتمسفر شود، سهم قابل‌توجهی در افزایش گازهای گلخانه‌ای می‌تواند داشته باشد. در کشور چین بر اساس اطلاعات موجود بیش از ۶۰ درصد از تصفیه‌خانه‌های فاضلاب، لجن دفعی را پس از آب‌گیری و تغلیظ برای دفع به لندفیل[1] می‌فرستند. در نتیجه

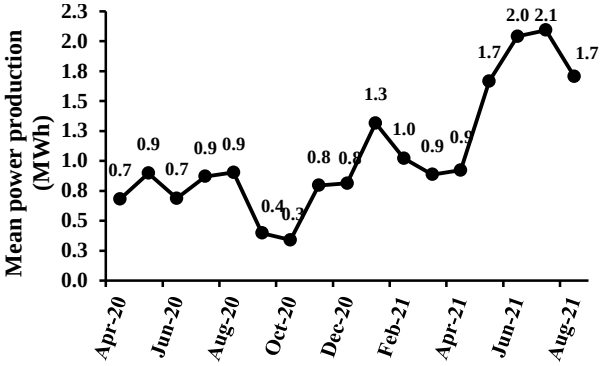

Fig. 5. Average electricity production (MW/h) in South Tehran Wastewater Treatment Plant (units 1 to 4) during different months of 2019 to the mid of 2020

شکل ۵- متوسط تولید برق (مگاوات در ساعت) در نیروگاه تصفیه‌خانه فاضلاب تهران (واحدهای ۱ تا ۴) طی ماه‌های مختلف سال‌های ۱۳۹۹ تا نیمه اول ۱۴۰۰

بیشتر انرژی و منابع ارزشمند موجود در جامدات زیستی بدون استفاده باقی می‌ماند که در ضمن باعث GHG، اشغال زمین و خطرات بالقوه آلودگی آبهای زیرزمینی ناشی از عملیات دفن می‌شود (Chai et al., 2015).

در تصفیه‌خانه فاضلاب تهران مدیریت مناسب لجن تأثیر قابل توجهی در پیشگیری از آلودگی‌های محیط‌زیستی به‌ویژه GHG دارد. در این تصفیه‌خانه در مقایسه با پیشگیری از انتشارات غیرمستقیم ناشی از تبدیل بیوگاز به جریان برق در نیروگاه تصفیه‌خانه، مقدار دی‌اکسید کربن معادل تولید شده ناشی از تولید متان در هاضم‌های بی‌هوازی ۲۲ تا ۴۰ برابر است. لازم به ذکر است که در این پژوهش انتشارات غیرمستقیم گازهای گلخانه‌ای ناشی از برق مصرفی در واحدهای مختلف فرآوری لجن در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران وارد محاسبات نشده است.

در پژوهشی که با هدف مقایسه CF شش تصفیه‌خانه فاضلاب در مقیاس کامل انجام شد، مقدار CF در محدوده ۲۳ تا ۱۰۰ کیلوگرم CO_2eq به‌ازای هر جمعیت معادل برآورد شد. ضمن آنکه برای تأسیسات دارای بازیابی انرژی از بیوگاز، انتشارات مستقیم بیشترین سهم (۶۲ تا ۷۴ درصد) را در کل CF داشت. اما در تصفیه‌خانه‌های وابسته به برق، انتشار غیرمستقیم ناشی از مصرف انرژی ۶۹ تا ۷۲ درصد CF را به خود اختصاص می‌دهند (Maktabifard et al., 2020). نتایج پژوهش حاضر با نتایج این پژوهش هم‌خوانی دارد.

[1] Landfill

در این پژوهش مقدار لجن دفعی تولید شده در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران در یک بازه زمانی ۸ ساله بررسی شد. اصولاً اطلاعات منتشر شده‌ای در این خصوص وجود ندارد که بتوان نتایج این پژوهش را با آنها مقایسه کرد. نتایج نشان داد که مقدار لجن دفعی تولید شده در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران روند نسبتاً ثابتی دارد، هر چند در سال ۱۴۰۰ افزایش را نشان می‌دهد. امروز رویکرد اصلی در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب شهری، تمرکز بر کاهش مقدار لجن تولید شده به‌ویژه لجن فعال مازاد در طی فرایندهای بیولوژیکی است. هزینه تصفیه به‌علاوه دفع لجن در کشورهای اروپایی با توجه به نوع تصفیه و دفع به‌طور متوسط به ۵۰۰ یورو در هر تن جرم خشک تخمین زده شده است، اما انتظار می‌رود در آینده نزدیک افزایش بیشتری رخ دهد.

اصولاً در مورد لجن دو هدف وجود دارد که اولی شامل بازیافت مواد یا انرژی از لجن است، در صورتی که لجن به‌عنوان یک منبع در نظر گرفته شود. دومی کاهش میزان لجن تولیدی است در صورتی که لجن به‌عنوان پسماند تلقی شود. برای بسیاری از تولیدکنندگان لجن، مزایای اقتصادی کافی برای تبدیل استفاده مجدد سودمند از لجن به سرمایه‌گذاری جذاب وجود ندارد. با توجه به اینکه دستیابی به فرایندی که لجن تولید نکند بیشتر در حد آرزو است، بنابراین شیوه واقعی‌تر و عملی‌تر مدیریت لجن، ادامه کاهش حجم و جرم لجن تولید شده است. رویکرد فعلی برای کاهش لجن به دو جنبه زیر می‌پردازد:

۱- کاهش حجم لجن مرطوب.

۲- کاهش جرم خشک لجن.

آبگیری با افزایش محتوای جامد در لجن به‌طور قابل توجهی حجم لجن مرطوب برای دفع را کاهش می‌دهد. کاهش جرم خشک لجن منجر به کاهش محتوای جامد و حجم آن می‌شود و باید از این استراتژی استفاده کرد، زیرا امکان کاهش فوری توده خشک لجن را در طول تولید آن در مرحله تصفیه بیولوژیکی فراهم می‌کند. پژوهش‌های زیادی از دهه ۹۰ در مورد فناوری‌های جایگزین برای کاهش مستقیم تولید لجن به‌صورت در محل (به‌عنوان جرم خشک و نه تنها در حجم) انجام شده است.

روش‌های پیشنهادی بر اساس تصفیه‌های فیزیکی، مکانیکی، شیمیایی، حرارتی و بیولوژیکی است. بیشتر آنها متمرکز بر حل شدن جامدات و تجزیه سلول‌های باکتریایی در لجن با اهداف کاهش تولید لجن به‌طور مستقیم در واحدهای تصفیه فاضلاب (Guo et al., 2020)، کاهش جرم لجن در واحدهای فرآوری لجن و یا در برخی موارد آبگیری به‌طور همزمان بهبود تولید بیوگاز در هضم بی‌هوازی و در موارد معدودی تولید یک منبع کربن اضافی برای حمایت از نیترات‌زدایی و حذف فسفر در واحدهای تصفیه فاضلاب است(Foladori et al., 2010).

در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران با استفاده از فیلتر پرس، رطوبت لجن دفعی را به ۲۵ درصد کاهش می‌دهند. با این حال به نظر می‌رسد برای کاهش جرم لجن تولید شده بیشتر می‌توان بر روش‌های فوق تمرکز کرد.

بر اساس تجارب موجود در دنیا مدیریت جامدات زیستی کار آسانی نیست. الزامات برای درجات بالاتر تصفیه فاضلاب می‌تواند حجم TS زیستی تولید شده را افزایش دهد. گزینه‌های مدیریت جامدات زیستی زمانی بسیار پیچیده خواهد بود که ترکیبی از مقدار بیشتر جامدات زیستی، مخلوطی از جامدات زیستی و افزایش الزامات نظارتی در نظر گرفته شود.

در اکثر تأسیسات تصفیه‌خانه، بخش بزرگی از کل هزینه‌های عملیاتی و نگهداری به پردازش و دفع جامدات زیستی اختصاص می‌یابد. باید توجه داشت که مدیریت جامدات زیستی در کنار اینکه با مصرف انرژی و ایجاد CF همراه است، اما خود پتانسیل تولید انرژی را نیز به همراه دارد، بنابراین امروزه موضوع تصفیه‌خانه‌های تولیدکننده انرژی نیز مطرح است (Gikas, 2017). محتوای انرژی در فاضلاب به شکل اکسیژن موردنیاز شیمیایی[1] است که معمولاً از طریق تصفیه هوازی یا بی‌هوازی به CO_2 یا CH_4 و جامدات زیستی تبدیل می‌شود. بنابراین، کاهش درجه تصفیه هوازی و به حداکثر رساندن بازیافت انرژی از CH_4 و جامدات زیستی برای کاهش CF بسیار حائز اهمیت است. در پژوهش به عمل آمده توسط احدی، هضم بی‌هوازی و سپس لجن‌سوزی به‌عنوان مناسب‌ترین گزینه برای کاهش اثرات تصفیه لجن و بازیابی انرژی از آن در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران معرفی شده است (Ahadi, 2015).

۵- نتیجه‌گیری

فعالیت‌های انجام شده در تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران برای

[1] Chemical Oxygen Demand (COD)

بازیابی انرژی از لجن به‌واسطه تولید متان از طریق هضم بی‌هوازی لجن نقش قابل‌توجهی در کاهش GHG دارد. این تأثیر در درجه اول ناشی از پیشگیری از انتشارات مستقیم از طریق بازیافت متان و مصرف آن در نیروگاه برای تولید برق است. در درجه بعدی، تولید برق که منجر به کاهش مصرف برق در تصفیه‌خانه می‌شود، مانع از انتشارات غیرمستقیم گازهای گلخانه‌ای به‌واسطه عدم نیاز به برق تولید شده در خارج از تصفیه‌خانه می‌شود. همچنین اعداد به‌دست آمده در مورد کمیت لجن می‌تواند در طراحی تصفیه‌خانه‌های جدید برحسب لزوم مورد استفاده مهندسین مشاور قرار گیرد.

۶- قدردانی

این پژوهش، بخشی از نتایج رساله دکترا در رشته مهندسی محیط‌زیست دانشگاه تهران بود که بدون دریافت هر گونه مساعدت مالی انجام شد. به این وسیله نویسندگان، قدردانی خود را از شرکت آب و فاضلاب استان تهران و مدیریت محترم تصفیه‌خانه فاضلاب جنوب تهران که اطلاعات موردنیاز را در اختیار گروه پژوهش قرار دادند اعلام می‌دارد. همچنین از آقای دکتر براتی که پژوهش را بازخوانی و اصلاح کردند، قدردانی می‌شود.

References

Abu-Orf, M., Reade, J., Mulamula, L., Pound, C., Sobeck, R. G., Locke, E., et al. 2008. Carbon footprinting for biosolids processing and management alternatives at DC WASA's Blue plains AWTP. *Sustainability Conference 2008, Water Environment Federation*, 296-306. https://doi.org/10.2175/193864708788808375.

Ahadi, AR. 2015. Comparison of energy recovery methods from wastewater treatment plant sludge using life cycle assessment, a case study of South Tehran wastewater treatment plant, MSc. Thesis, University of Tehran, Iran. (In Persian)

Bagheri, M., Bauer, T., Burgman, L.E. and Wetterlund, E., 2023. Fifty years of sewage sludge management research: Mapping researchers' motivations and concerns. *Journal of Environmental Management*, 325**,** 116412. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.116412.

Budagpur, S., Mir Bagheri, S. A & Mirza Fashmi, O. 1996. Minimization of sludge produced in wastewater treatment plants by activated sludge method by optimizing treatment parameters. *Environmental Science and Technology*, 8**,** 69-77. (In Persian) [Link]

Chai, C., Zhang, D., Yu, Y., Feng, Y. & Wong, M. S. 2015. Carbon footprint analyses of mainstream wastewater treatment technologies under different sludge treatment scenarios in China. *Water*, 7**,** 918-938. https://doi.org/10.3390/w7030918.

Chen, K. H., Wang, H. C., Han, J. L., Liu, W. Z., Cheng, H. Y., Liang, B., et al. 2020. The application of footprints for assessing the sustainability of wastewater treatment plants: a review. *Journal of Cleaner Production*, 277**,** 124053. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124053.

Davis, R. & Slaughter, J. 2006. *Biosolids Management: Options, Opportunities & Challenges.* National Association of Clean Water Agencies (NACWA). Washington, DC, USA.

Dentel, S. & Qi, Y. 2014. Management of Sludges, Biosolids and Residuals, in: Ahuja, S. 2014. *Comprehensive Water Quality and Purification*, Ch. 23. pp. 223-243, Elsevier Pub. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-382182-9.00049-9.

Farzadkia, M. 2002. Investigating the status of stabilization and reusability of sludge in four small sewage treatment plants in Tehran. *Scientific Journal of Hamedan University of Medical Sciences and Health Services*, 9**,** 55-62. (In Persian) [Link]

Foladori, P., Andreottola, G. & Ziglio, G. 2010. *Sludge Reduction Technologies In Wastewater Treatment Plants*, IWA publishing. London, UK. [Link]

Ghoreishi, B., Aslani, H., Shaker Khatibi, M., Nemati Mansur, S. & Mosaferi, M. 2020. Pollution potential and ecological risk of heavy metals in municipal wastewater treatment plants sludge. *Iranian Journal of Health and Environment*, 13(1)**,** 87-102. (In Persian)

Ghoreishi, B., Shaker Khatibi, M., Aslani, H., Dolatkhah, A., Abdoli Seilabi, A. & Mosaferi, M. 2016. Evaluation of microbial quality in biosolids generated from municipal wastewater treatment plants. *Iranian Journal of Health and Environment*, 9**,** 81-90. (In Persian)

Gikas, P. 2017. Towards energy positive wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Management*, 203**,** 621-629. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.061

Guo, J. S., Fang, F., Yan, P. & Chen, Y. P. 2020. Sludge reduction based on microbial metabolism for sustainable wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 297**,** 122506. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122506.

Gurjar, B. R. & Tyagi, V. K. 2017. *Sludge Management*, 1st Edition. CRC Press. London. https://doi.org/10.1201/9781315375137.

Hoang, S. A., Bolan, N., Madhubashani, A., Vithanage, M., Perera, V., Wijesekara, H., et al. 2022. Treatment processes to eliminate potential environmental hazards and restore agronomic value of sewage sludge: a review. *Environmental Pollution*, 293**,** 118564. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118564.

Hockstad, L. & Hanel, L. 2018. Inventory of US greenhouse gas emissions and sinks (No. cdiac: EPA-EMISSIONS). *Environmental System Science Data Infrastructure for a Virtual Ecosystem (ESS-DIVE)*. https://doi.org/10.15485/1464240.

Kumari, A., Maurya, N. S., Kumar, A., Yadav, R. K. & Kumar, A. 2023. Options for the Disposal and Reuse of Wastewater Sludge, Associated Benefit, and Environmental Risk. In: Kılıç Taşeli, B. ed. *Sewage Management*. IntechOpen. UK. https://doi.org/10.5772/intechopen.109410.

Lin, L. 2020. Carbon emission assessment of wastewater treatment plant based on accounting perspective. *E3S Web of Conferences, EDP Sciences*, 194**,** 04049.

Lyberatos, G., Sklivaniotis, M. & Angelakis, A. 2011. Management of biosolids in EUREAU countries. *Fresenius Environ. Bull*, 20**,** 2489-2495.

Majumder, R., Livesley, S. J., Gregory, D. & Arndt, S. K. 2015. Storage management influences greenhouse gas emissions from biosolids. *Journal of Environmental Management*, 151**,** 361-368. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.01.007.

Maktabifard, M., Zaborowska, E. & Makinia, J. 2020. Energy neutrality versus carbon footprint minimization in municipal wastewater treatment plants. *Bioresource Technology*, 300**,** 122647. https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.122647.

Mohajerani, A., Ukwatta, A., Jeffrey-Bailey, T., Swaney, M., Ahmed, M., Rodwell, G., et al. 2019. A proposal for recycling the world's unused stockpiles of treated wastewater sludge (biosolids) in fired-clay bricks. *Buildings*, 9**,** 14. https://doi.org/10.3390/buildings9010014.

Nazari, L., Sarathy, S., Santoro, D., Ho, D., Ray, M. & Xu, C. C. 2018. Recent advances in energy recovery from wastewater sludge. *Direct Thermochemical Liquefaction For Energy Applications*, 67-100. https://doi.org/10.1016/B978-0-08-101029-7.00011-4.

Parravicini, V., Svardal, K. & Krampe, J. 2016. Greenhouse gas emissions from wastewater treatment plants. *Energy Procedia*, 97**,** 246-253. https://doi.org/10.1016/j.egypro.2016.10.067.

Salihoglu, N. K., Pinarli, V. & Salihoglu, G. 2007. Solar drying in sludge management in Turkey. *Renewable Energy*, 32**,** 1661-1675. https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.08.001.

Samavati H. R. & Tavossi, M. J. 2013. Investigating the possibility of using dried sludge from sewage treatment plants in Tehran in agriculture. *The First National Conference On Drainage In Sustainable Agriculture*. Tehran. (In Persian) [Link]

Snip, L. 2010. Quantifying the greenhouse gas emissions of wastewater treatment plants. *Environmental Sciences Netherlands*, 8-13. [Link]

Su, Q., Dai, H., Xie, S., Yu, X., Lin, Y., Singh, V. P., et al. 2023. Water–energy–carbon nexus: greenhouse gas emissions from integrated urban drainage systems in China. *Environmental Science and Technology*, 57**,** 2093-2104. https://doi.org/10.1021/acs.est.2c08583.

Torabian, A. & Momeni Farahani, L. 2002. Urban sludge management plan (case study of quds township treatment plant). *Journal of Environmental Studies*, 28**,** 65-78. (In Persian) [Link]

Turovskiy, I. S. & Mathai, P. 2006. *Wastewater Sludge Processing*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, USA. [Link]

Zhao, G., Garrido-Baserba, M., Reifsnyder, S., Xu, J. C. & Rosso, D. 2019. Comparative energy and carbon footprint analysis of biosolids management strategies in water resource recovery facilities. *Science of The Total Environment*, 665, 762-773. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.024.

© The Author(s)
This work is licensed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License