



# Investigation of the Use of the Thermo-Biological Method in the Return Sludge Line on the Biokinetics of the Activated Sludge Process and the Amount of Excess Sludge Produced

Naeim Banisaeid<sup>1</sup>, Afshin Takdastan<sup>2</sup>, Mahboobeh Cheraghi<sup>3\*</sup>, Ali Afrous<sup>4</sup>, Reza Jalilzadeh<sup>5</sup>

1. PhD. Candidate, Dept. of Environmental Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran
2. Prof. of Environmental Engineering, Ahvaz Jundishapur University of Medical Sciences, Ahvaz, Iran
3. Assist. Prof., Dept. of Environmental Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran (Corresponding Author) [mahboobeh\\_cheraghi\\_env@yahoo.com](mailto:mahboobeh_cheraghi_env@yahoo.com)
4. Assist. Prof., Dept. of Water Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran
5. Assoc. Prof., Dept. of Environmental Engineering, Ahvaz Branch, Islamic Azad University, Ahvaz, Iran



<https://doi.org/10.22093/wwj.2023.475559.3433>

Original Paper

## Abstract

The volume of produced sludge and its characteristics depend on the quantitative and qualitative characteristics of wastewater, the treatment process, and the operating conditions. Relatively high production of excess biological sludge is considered one of the main drawbacks of aerobic processes used in biological wastewater treatment. This research was conducted in the existing industrial treatment plant of Pars Shiraz sugar factory with a capacity of 5 cubic meters per day. In this research, the effects of temperature changes in the anoxic tank and return line were investigated to increase the biological removal of sludge, reduce the excess biological sludge; also, the effects of temperature changes on the biokinetics parameters in the activated sludge system were analyzed. The average values of the biomass production coefficient (Y) or growth efficiency in the 100-days study period, after the biological reactor reaches a stable state, varied from 0.75 to 0.54 at the return sludge temperature of 40 °C, decreasing to 0.38 at 50 °C and 0.30 at 60 °C in terms of (gMLSS/gCOD). This research demonstrated that while the biomass production coefficient decreases with the increasing return sludge temperature, it also has a negative impact on the quality of the effluent with respect to both quality and biokinetics parameters. The results indicated that the existing conventional bioreactor, with the return sludge temperature of 40 °C, achieves a significantly higher efficiency in removing pollutants, maintaining conventional range of biokinetics parameters, reducing the amount of sludge production coefficient and excess sludge disposal.

**Keywords:**  
Activated Sludge,  
Excess Sludge  
Reduction, Thermo-  
Biological Method,  
Biokinetic Parameters,  
Return Sludge.



Received: June 26, 2024  
Revised: Aug. 13, 2024  
Accepted: Sep. 10, 2024

## To cite this article:

Banisaeid, N., Takdastan, A., Gheraghi, M., Afrous, A. and Jalilzadeh, R., 2024. Investigation of the use of the thermo-biological method in the return sludge line on the biokinetics of the activated sludge process and the amount of excess sludge produced. *Water and Wastewater*, 35(3), 89-103. <https://doi.org/10.22093/wwj.2023.475559.3433>

Use your device to scan and read the article online



© The Author(s).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution 4.0 International License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/)



## 1. Introduction

Sludge production is one of the most important effective features of biological wastewater treatment, and the amount of biological sludge produced along with its characteristics, depends on both the quantitative and qualitative characteristics of wastewater and the treatment process, as well as the operating conditions (Jefferson et al., 2001). The main mechanisms for reducing sludge production include cell decomposition and latent growth, non-pair metabolism, autophagic metabolism, predatory bacteria, and hydrothermal oxidation. These mechanisms work primarily by increasing the biodegradability of inactive solids (Foladori et al., 2010).

In general, the measures that can be used to reduce the production rate of biological surplus sludge include: (1) self-destruction process, (2) uncoupled metabolism using the OSA process, (3) increasing dissolved oxygen in the aeration pond, (4) partial oxidation of sludge using chlorine or ozone, (5) temperature increase in the sludge returned to the reactor, (6) energy dissipation by compounds resistant to decomposition and toxic substances, (7) change in pH, (8) use of electric pulse in sludge returned to the reactor, and (9) the use of ultrasonic waves in the sludge returned to the reactor (Vitanza et al., 2019; Foladori et al., 2010; Saby et al., 2002; Øegaard, 2004; Pérez-Elvira et al., 2006; Ginestet, 2006; He et al., 2011).

The use of thermal methods on sludge produces various effects, including the breakdown of the sludge structure, the separation of biological clots, a high level of sludge dissolution, the breakdown of bacterial cells, and the release of intracellular components and water. The aqueous phase of the sludge after heat treatment is characterized by a high content of dissolved organic compounds. In addition, hydrolysis causes the breakdown of intracellular fluid, resulting in significant changes in the viscosity of the sludge. In the thermal treatment of sludge at 12%, it appears in liquid form, allowing it to be transported like raw sludge with a concentration of 5% to 6% (Foladori et al., 2010; Metcalf et al., 2014b).

## 2. Materials and methods

The study is quantitative, cross-sectional and analytical, with the aim of investigating the use of heat in the return sludge line to reduce pollutants and excess production sludge. This research was conducted in the existing industrial treatment plant of Pars Shiraz sugar factory with a capacity of 5 cubic meters per day and was carried out in three stages. The objectives of this research were investigated using a modified activated sludge system. Initially, the thermal element was installed in the existing anoxic tank. Then the modified activated sludge reactor was tested and investigated with temperature changes in the

sludge return line as a system, and the effects of temperature changes in the return sludge were investigated to increase the biological removal of sludge, improve the settling ability of sludge, and reduce the excess biological sludge in the system. During this period, changes in biosynthetic parameters were also investigated using research data.

This experimental research was conducted on a small-scale sewage treatment plant in operation, whose units are anaerobic tank, anoxic tank, aeration tank (extensive aeration), secondary sedimentation tank, disinfection unit (chlorination) and sludge aerobic digestion tank. The entire sampling period lasted for about 100 days after the conditions reached a stable state, which took about 2 to 3 weeks. During this period, a total of 60 samples were collected, with case repeated for 15 to 20 samples after establishing stable conditions for each temperature. All variables were calculated based on statistical indicators including maximum, arithmetic mean, minimum, standard deviation, median, geometric mean, decile, first quartile, third quartile, and fourth quartile, as well as the 90th and 95th percentiles. Average data for each temperature were used to draw graphs. Sampling parameters at the time of study were temperature, COD, MLSS, SVI, pH and flow rate. Each of these parameters was measured according to the guidelines in the standard methods book (Lipps et al., 2023b).

## 3. Discussion and result

Examining the average difference of  $Y$  in the existing system with return sludge at 40 °C shows that the biomass production coefficient under these conditions decreases by about 19.7% compared to the existing system. In the sludge conditions at a temperature of 50 °C, the biomass production coefficient  $Y$  decreases about 33.49%, and at 60 °C, the biomass production coefficient  $Y$  decreases about 60%. This indicates that the biomass production coefficient decreases with increasing temperature, which is consistent with consistent with the findings of Deleris et al. (2002).

Vandkerchoi et al. investigated the effects of temperature on biosynthetic coefficients, and their results are consistent with those of this study. They demonstrated that, at temperatures ranging from 20 to 60 °C (the temperatures considered in this research), an increase in temperature correlates with a decrease in the biomass production coefficient. However, this issue negatively affects the output quality and sludge settling ability (Vandekerckhove et al., 2018).

In a study, Zhai et al. investigated the trend of changes in biomass efficiency with increasing temperature, and their findings also confirm the results of this research (Zhai et al., 2017). Examining the average difference of the  $K_d$  coefficient in the existing system with 40 °C



return sludge, it is found that the  $K_d$  coefficient is about 46.67% lower in these conditions than in the existing system. In the case of 50 °C sludge, the  $K_d$  coefficient is about 3.23%, while at 60 °C, the self-eating coefficient decreases by approximately 10%. This indicates that the self-eating coefficient initially decreases with increasing temperature, and as the temperature rises, its decreasing trend increases, which is consistent with the studies conducted by Vandekerckhove et al. ([Vandekerckhove et al., 2018](#)).

Al-Malack demonstrated that the range of this coefficient can vary between 0.025 and 0.48 ([Al-Malack, 2006](#)). Examining the difference in average  $K_S$  coefficient in the existing system with 40 °C return sludge shows an increase of approximately 52.63% compared to the existing system. In the case of 50 °C sludge, this coefficient is about 80.99%. The  $K_S$  coefficient increases by 91.29% in the case of 60 °C sludge, which shows that this coefficient increases with rising temperature, and as the temperature increases, its increasing trend increases. These findings are consistent with the studies by Alagappan and Cowan ([Alagappan and Cowan, 2004](#)).

Studies by Kim et al. confirm the effect of temperature on biological coefficients and its agreement with this research ([Kim et al., 2013](#)). Shaw et al. have investigated the effect of the semi-saturation constant coefficient (KS) in the denitrification process, which shows that increasing this coefficient can be effective in increasing the denitrification process and, as a result, reducing nitrates ([Shaw et al., 2010](#)).

Examining the average difference of the K coefficient in the existing system with 40 °C return sludge indicates that its amount in the 40 °C return sludge condition has increased by about 19.70% compared to the existing system. In the 50°C sludge condition, the increasing trend is slower, reaching approximately 15.87%. At 60 °C, this coefficient increases again to about 19%. This demonstrates that the coefficient increases with rising temperature, and as the temperature increases, its increasing trend also increases, which is consistent with the studies conducted by Hashimoto ([Hashimoto, 1984](#)).

Examining the average index of disposal sludge in the existing system with return sludge at 40 °C shows that its volume has decreased by 47.05% and its weight by 36.07%. In the case of 50 °C sludge, a decreasing trend was observed, which was 56.93% in terms of volume and 62.30% in terms of weight. At 60 °C sludge, the volume decreased by 59.92% and the weight decreases by 75.41%. This indicates that this

parameter decreases with increasing temperature, so as the temperature rises, the rate of decrease accelerates. The studies conducted by Lv et al. confirm this issue ([Lv et al., 2019](#)).

Also, Wang et al. significantly reduced the amount of excess sludge in domestic wastewater by modifying the conventional activated sludge system to the Oxidic Settling Anaerobic<sup>1</sup> system and using a thickening pond. So that in the organic loading of 0.48 grams of COD per gram of MLSS of the aeration tank per day, the amount of excess sludge decreased by 33.3% compared to the control reactor ([Wang et al., 2015](#)). Xu et al. also demonstrated that the bacterial population in the system can play a crucial role in sludge production ([Xu et al., 2021](#)).

The extensive studies conducted by Chen and colleagues in 2001 and 2003 on the mechanism of sludge reduction in the OSA process did not consider the effects of isolated energy, growth reduction, and the creation of soluble microbial products<sup>2</sup> to be effective in reducing sludge, but rather as a possible mechanism to reduce it. In the OSA process, it is known that the decomposition of sludge is significantly accelerated under low oxidation-reduction potential<sup>3</sup> conditions in the anaerobic tank. Their experiments indicated that the increase in dissolved COD in the anaerobic tank caused the hidden growth in the aerated tank thereby reducing sludge production ([Chen et al., 2001](#); [Chen et al., 2003](#)).

#### 4. Conclusions

This study determined that the existing conventional bioreactor, with a change in the return sludge temperature of 40 °C, demonstrates a significantly higher efficiency than the existing situation in terms of removing pollutants; reducing the amount of sludge production and excess sludge disposal. Moreover, it has improved the volumetric index of sludge and as a result, improved sludge settling ability. However, despite the reduction of sludge at higher temperatures, the quality of the output in terms of organic and suspended matter is poorer than the current situation. This study showed that although the biomass production coefficient decreases with the increase in the return sludge temperature, this decline has a negative effect on the quality of the wastewater output in terms of pollutants as well as the conventional range of biosynthetic parameters.

<sup>1</sup> Oxidic Settling Anaerobic (OSA)

<sup>2</sup> Soluble Microbial Products (SMP)

<sup>3</sup> Oxidation-Reduction Potential (ORP)





## ۱- مقدمه

تولید لجن یکی از مهمترین ویژگی‌های مؤثر در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب است و حجم لجن بیولوژیکی تولیدی و خصوصیات آن بستگی به دو مشخصه کمی و کیفی فاضلاب و فرایند تصفیه و نیز شرایط بهره‌برداری دارد. تولید نسبتاً بالای لجن بیولوژیکی مازاد به‌عنوان یکی از اشکالات اصلی فرایندهای هوایی مورد استفاده در تصفیه بیولوژیکی فاضلاب به حساب می‌آید (Jefferson et al., 2001).

بسیاری از مطالعات از دهه ۹۰ بر روی تکنولوژی‌های مختلف کاهش تولید لجن (هم جرم و هم حجم) در محل تصفیه‌خانه انجام شده است. روش‌های انجام گرفته در این خصوص بر پایه تصفیه فیزیکی، مکانیکی، شیمیایی، حرارتی و بیولوژیکی بوده است. هدف بیشتر آنها بر تثبیت جامدات و تجزیه و از بین رفتن سلول‌های باکتریایی در لجن با اهداف کاهش مستقیم تولید لجن با کنترل واحدهای تصفیه‌خانه، کاهش جرم لجن با کنترل هم‌زمان واحدهای فرآوری لجن تصفیه‌خانه و تولید گاز در هاضم‌های بی‌هوازی یا در برخی مواقع واحدهای آب‌گیری و در موارد کمی هم تولید منبع کربن اضافه برای حمایت فرایند دنیتریفیکاسیون و حذف فسفر در واحدهای قابل کنترل تصفیه‌خانه بوده است (Foladori et al., 2010).

مکانیسم‌های اصلی در کاهش تولید لجن عبارت‌اند از تجزیه سلولی و رشد پنهانی، متابولیسم غیرجفتی، متابولیسم خودخوری، باکتری‌های شکاری و اکسیداسیون آب گرمایی. مکانیسم‌های یاد شده بیشتر با افزایش قابلیت تجزیه زیستی جامدات غیرفعال کار می‌کنند (Foladori et al., 2010).

به‌طور کلی مجموعه اقداماتی که با انجام آن می‌توان نرخ تولید لجن مازاد بیولوژیکی را کاهش داد عبارت‌اند از: (۱) فرایند خود تخریبی، (۲) متابولیسم جفت نشده<sup>۱</sup> با استفاده از فرایند OSA<sup>۲</sup>، (۳) افزایش اکسیژن محلول حوض هوادهی، (۴) اکسیداسیون بخشی از لجن توسط کلر و یا ازن، (۵) افزایش دما در لجن برگشتی به راکتور، (۶) دورریزی انرژی<sup>۳</sup> توسط ترکیبات مقاوم به تجزیه و مواد سمی، (۷) تغییر در pH، (۸) استفاده از پالس الکتریکی در

لجن برگشتی به راکتور و (۹) استفاده از امواج التراسونیک در لجن برگشتی به راکتور (Vitanza et al., 2019, Foladori et al., 2010, Saby et al., 2002, Øegaard, 2004, Pérez-Elvira et al., 2006, Ginestet, 2006, He et al., 2011).

در پژوهشی که فاضلی‌پور و همکاران در سال ۲۰۲۱، با استفاده از حوضچه آنوکسیک برگشت لجن کارایی حذف آلاینده‌ها و کاهش لجن مازاد را در فرایند IFAS<sup>۴</sup> و OSA بررسی کردند، نشان داد که این روش می‌تواند میزان فسفر را تا ۲۷ درصد و میزان COD را بیش از ۵/۴ درصد و میزان TSS را بیش از ۱۰/۵ درصد بیشتر از روش‌های معمول کاهش دهد و میزان کاهش لجن نیز به بیش از ۴۵ درصد رسید (Fazelipour et al., 2021).

نیک‌پور و همکاران در سال ۲۰۲۰، در پژوهشی با استفاده از حوضچه آنوکسیک برگشت لجن کارایی حذف آلاینده‌ها و کاهش لجن مازاد را در فرایند MLE<sup>۵</sup> و OSA بررسی کردند که نتایج نشان داد برای حذف پارامترهای نیتروژن و فسفر، استفاده از این روش می‌تواند کارایی حذف این دو پارامتر را به‌طرز چشم‌گیری نسبت به فرایند معمول MLE افزایش دهد (Nikpour et al., 2020).

استفاده از روش حرارتی بر روی لجن اثرات متفاوتی ایجاد می‌کند از جمله تجزیه ساختار لجن، جداسازی لخته‌های بیولوژیکی، به‌دست آمدن سطح بالایی از انحلال لجن، تجزیه سلول‌های باکتریایی و آزادسازی اجزای درون سلولی و آب. فاز آبی لجن پس از عملیات حرارتی با محتوای بالای ترکیبات آلی محلول مشخص می‌شود. علاوه بر این، هیدرولیز باعث تجزیه مایع داخل سلولی شده، ویسکوزیته لجن به‌طور قابل توجهی تغییر می‌کند. در تصفیه حرارتی لجن با ۱۲ درصد لجن خشک به حالت مایع ظاهر شده و می‌توان آن را مانند لجن خام با غلظت ۵ تا ۶ درصد منتقل کرد (Foladori et al., 2010, Metcalf et al., 2014b).

مفهوم استفاده از روش حرارتی در پژوهش کاماچو و همکاران در سال ۲۰۰۵ ارائه شد. در این پژوهش استفاده از ترکیبی از لجن فعال و حرارت ۹۵ درجه سلسیوس در لجن بررسی شد و نتایج نشان داد که این روش تا ۶۰ درصد می‌تواند باعث کاهش لجن شود (Camacho et al., 2005).

<sup>1</sup>Un Coupling Metabolism

<sup>2</sup>Oxic Settling Anaerobic (OSA) Process

<sup>3</sup>Energy Waste

<sup>4</sup>Integrated Fixed Film Activated Sludge (IFAS)

<sup>5</sup>Modified Ludzack-Ettinger (MLE)



شکل‌های ۱ و ۲ نمایش داده شده است. در جدول ۲ دستورات عمل‌های استاندارد متد را برای سنجش پارامترهای موردنظر و در جدول ۳ محل و پارامترهای نمونه‌بردار تصفیه‌خانه در زمان مطالعه ارائه شده است.

جدول ۲- دستورات عمل‌های استاندارد متد را برای سنجش پارامترهای موردنظر (Lipps et al., 2023a)

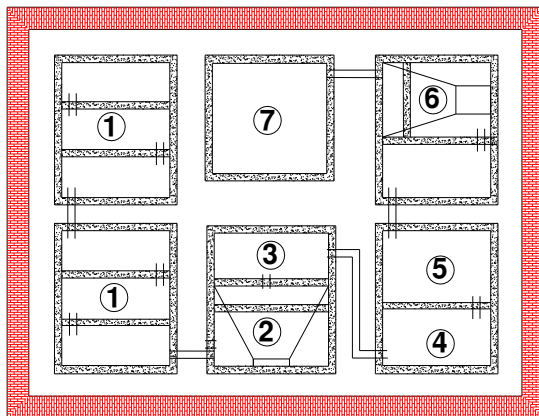
**Table 2.** Standard method instructions for measuring the desired parameters (Lipps et al., 2023a)

No.	Parameter	Unit	Standard method
1	TSS	mg/L	2540 D
2	MLSS	mg/L	2540 D
3	SVI	ml/g	2710 D
4	COD	mg/L	5220 D
5	pH	--	Portable pH meter

جدول ۳- محل و پارامترهای نمونه‌برداری تصفیه‌خانه در زمان مطالعه

**Table 3.** The location and sampling parameters of the treatment plant during the study period

No.	Parameter	Sampling location			
		Influent	Aeration	Return Sludge	Sedimentation
1	Temp.	✓	-	✓	✓
2	COD	✓	-	-	✓
3	MLSS	✓	✓	✓	✓
4	SVI	✓	-	-	✓
5	pH	✓	-	✓	✓
6	Q	✓	-	✓	✓



- 1- Anaerobic Basin
- 2- Pump Station
- 3- Anoxic Basin
- 4, 5- Aeration Basin
- 6- Secondary Sedimentation Basin
- 7- Chlorination Basin

**Fig. 1.** Site plan of existing wastewater treatment plant

شکل ۱- پلان تصفیه‌خانه مورد مطالعه

هدف از این پژوهش بررسی تأثیر استفاده از روش حرارتی- بیولوژیکی در خط برگشت لجن بر روی پارامترهای بیوسنتیکی فرایند لجن فعال و میزان لجن مازاد تولیدی بود که در تصفیه‌خانه‌ای با فرایند لجن فعال از نوع هوادهی گسترده و با مقیاس و فاضلاب واقعی انجام شد.

## ۲- مواد و روش‌ها

این پژوهش از نوع کمی، مقطعی و تحلیلی بود که با هدف بررسی استفاده از حرارت در خط لجن برگشتی در کاهش آلاینده‌ها و لجن مازاد تولیدی انجام شد. این پژوهش در تصفیه‌خانه صنعتی موجود کارخانه قند پارس شیراز با ظرفیت ۵ مترمکعب در روز و در سه مرحله به انجام رسید. بررسی اهداف این پژوهش از طریق به‌کارگیری یک سیستم اصلاح شده لجن فعال انجام شد. به این صورت که در ابتدا المنت حرارتی در تانک آنوکسیک موجود نصب شد. سپس راکتور اصلاح شده لجن فعال با تغییرات دما در خط برگشت لجن به عنوان سیستم، آزمایش و بررسی شد و اثرات تغییرات دما در لجن برگشتی به‌منظور افزایش حذف بیولوژیکی لجن، بهبود قابلیت ته‌نشینی لجن و نیز کاهش لجن مازاد بیولوژیکی در سیستم بررسی شد. در این مدت با استفاده از داده‌های پژوهش، تغییرات پارامترهای بیوسنتیکی نیز بررسی شد.

این پژوهش تجربی در مقیاس تصفیه‌خانه کوچک مقیاس در حال کار انجام شد که واحدهای آن عبارت‌اند از: حوضچه بی‌هوایی، حوضچه آنوکسیک، حوضچه هوادهی (هوادهی گسترده)، حوضچه ته‌نشینی ثانویه، واحد گندزدایی (کلرزنی) و حوضچه هضم هوایی لجن. مشخصات فاضلاب ورودی و خروجی تصفیه‌خانه در شرایط موجود در جدول ۱ و پلان تصفیه‌خانه و نمای شماتیک فرایند در

جدول ۱- مشخصات فاضلاب ورودی و خروجی تصفیه‌خانه

بر اساس طراحی اولیه

**Table 1.** Specifications of the inlet and outlet wastewater of the treatment plant based on the initial design

Parameter	Unit	Influent	Effluent
BOD <sub>5</sub>	mg/L	3000	<100
COD	mg/L	6000	<200
TSS	mg/L	300	<50



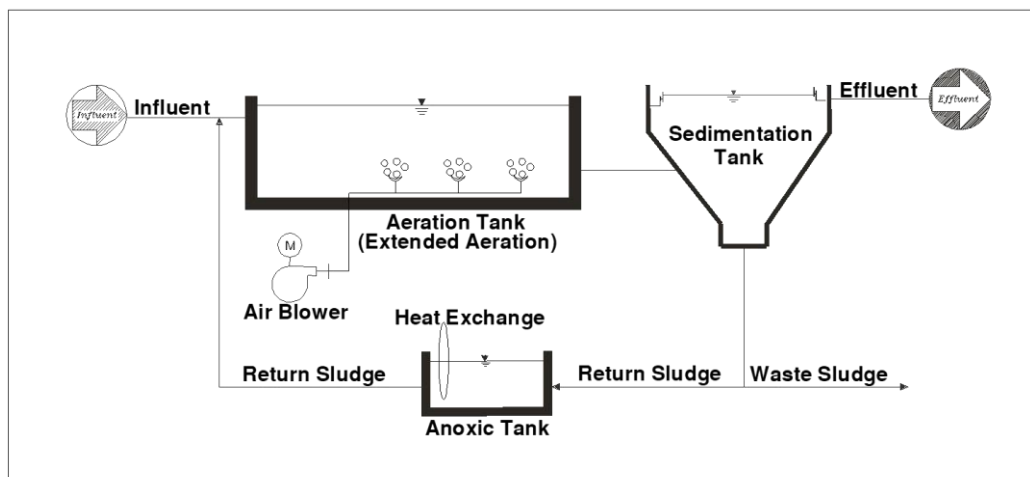


Fig. 2. Schematic view of the system used in the research

شکل ۲- نمای شماتیک از سیستم مورد استفاده در پژوهش

$$Y = \frac{\text{bacterial growth rate}}{\text{substrate utilization rate}} = \frac{\text{unit mass of cell generated, } R_g}{\text{unit mass of substrate utilized, } R_{su}}$$

با توجه به اینکه برای تعیین ضرایب بیوستیکی به ویژه ضریب تولید بیومس ( $Y$ ) از تغییرات بیومس تولیدی در واحد زمان نسبت به تغییرات سوبسترای مصرفی (COD یا BOD) در واحد زمان استفاده می‌شود. بنابراین می‌توان ضریب تولید بیومس در زمان بهره‌برداری (Yield Operation) را با استفاده از معادله ۲ محاسبه کرد (Metcalf et al., 2014a)

$$\frac{dx}{dt} = Y \frac{dS}{dt} \quad (2)$$

که در آن  $dx/dt$  میزان افزایش غلظت بیومس یا MLSS/MLVSS (mg/L) و  $dS/dt$  میزان حذف سوبسترا یا COD/BOD (mg/L) است. معادلات ساده‌تر آن که نشان‌دهنده ارتباط بین این سه پارامتر است، عبارت‌اند از (Metcalf et al., 2014a)

$$\mu = Yq \quad (3)$$

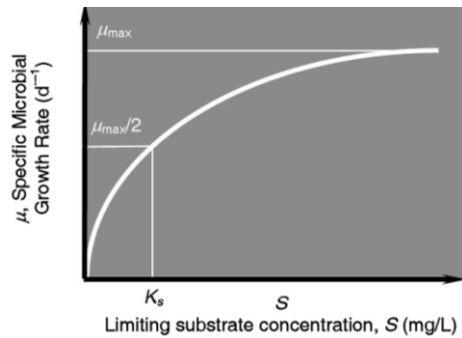
که در آن  $\mu$  میزان رشد ویژه (بر واحد زمان) و  $q$  میزان جذب سوبسترا

کل دوره نمونه‌برداری پس از رسیدن شرایط به حالت پایدار (برای رسیدن سیستم به حالت پایدار زمانی حدود ۲ تا ۳ هفته برای هر ران دمایی طول کشید) جمعاً به مدت حدود ۱۰۰ روز به طول انجامید که در آن کل نمونه‌های برداشتی ۶۰ نمونه و با تکرار هر مورد ۱۵ تا ۲۰ نمونه پس از ایجاد شرایط پایدار برای هر دما بوده است. کلیه متغیرها بر اساس شاخص‌های آماری در تابع‌های حداکثر، میانگین حسابی، حداقل، انحراف معیار، میانه، میانگین هندسی، دهک، چارک اول، چارک سوم و چارک چهارم و همچنین احتمال وقوع ۹۰ و ۹۵ درصد محاسبه شد. برای رسم نمودارها از میانگین داده‌ها برای هر دما استفاده شده است. پارامترهای نمونه‌برداری در زمان مطالعه عبارت بودند از: دما، COD، MLSS، SVI، pH و دی‌بی. هر یک از این پارامترها بر اساس دستورالعمل‌های کتاب استاندارد متد (Lipps et al., 2023b) اندازه‌گیری شد.

ضریب بازده رشد سلولی ( $Y$ )؛ جرم سلول جدید تولید شده در واحد سوبسترای مصرفی یا حذف شده توسط میکروارگانیسم‌های موجود در سیستم بازده سلولی نامیده می‌شود. مقدار  $Y$  به طبیعت سوبسترا<sup>۱</sup>، نوع گونه میکروبی در سیستم و دما وابسته است. هنگامی که  $Y$  در طول راس منحنی رشد (یعنی انتهای دوره حذف سوبسترا) اندازه‌گیری می‌گردد، بازدهی حقیقی نامیده می‌شود. ضریب بازدهی به صورت زیر تعریف می‌شود (Karia and Christian, 2013)

<sup>1</sup> Substrate





**Fig. 3.** Relationship between specific growth rate and limiting substrate (Karia and Christian, 2013)

شکل ۳- ارتباط میان سرعت ویژه رشد و غلظت ماده غذایی محدودکننده (Karia and Christian, 2013)

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} \quad (۶)$$

که در آن

$\mu$  = نرخ رشد ویژه توده زیستی  $\text{time}^{-1}$ ،  $\mu_{\max}$  = حداکثر نرخ رشد ویژه توده زیستی  $\text{time}^{-1}$ ،  $S$  = غلظت مواد مغذی با سوبسترای محلول محدودکننده رشد (واحد حجم / جرم که معمولاً  $\text{mg/L}$ )،  $K_s$  = ثابت نصف سرعت یا غلظت سوبسترا در نصف حداکثر نرخ مصرف سوبسترای ویژه (که معمولاً با  $\text{mg/L}$  بیان می‌شود).

برای تعیین ضریب حداکثر مصرف سوبسترا ( $K$ ) با توجه به اینکه در اکثر آزمایش‌های فاضلاب نشان داده شده که  $Y$  تقریباً برای کشت‌های خالص و جمعیت‌های هتروژن اکثر سیستم‌های تصفیه فاضلاب ثابت است. حداکثر نرخ رشد ویژه ( $\mu_{\max}$ ) و بازده سلولی ( $Y$ ) ثابت فرض می‌شوند. بنابراین نسبت  $\mu_{\max}/Y$  به عنوان حداکثر ثابت نرخ مصرف سوبسترا نامیده می‌شوند که ثابت فرض می‌شود (Karia and Christian, 2013)

$$K = \mu_{\max}/Y \quad (۷)$$

که در آن

$K$  = حداکثر ثابت نرخ مصرف سوبسترا  $\text{time}^{-1}$ ،  $\mu_{\max}$  = حداکثر نرخ رشد ویژه توده زیستی  $\text{time}^{-1}$  است.

برای محاسبه میزان لجن دفعی از معادله ۸ استفاده شده است

$$(Metcalf et al., 2014a)$$

میلی‌گرم بر لیتر بر روز) است

$$Y = \frac{X_0 - X}{S_0 - S} \quad (۴)$$

که در آن

$S_0$  و  $S$  به ترتیب غلظت سوبسترای نهایی و اولیه ( $\text{mg/L}$ ) و  $X_0$  و  $X$  به ترتیب غلظت بیومس نهایی و اولیه ( $\text{mg/L}$ ) است.

هنگامی که غلظت سوبسترا (غذا) که در فاضلاب به حداقل مقدار خود می‌رسد، میکروارگانیسم‌ها پروتوپلاسم خود را متابولیسم می‌کنند (خودهضمی) و غلظت بایومس در راکتور یا سیستم به دلیل مرگ برخی از سلول‌ها کاهش می‌یابد. این پدیده تحت عنوان تجزیه خود تخریبی بایومس ( $K_d$ ) شناخته می‌شود. نرخ چنین تجزیه بایومس با غلظت بایومس باقیمانده تناسب دارد.  $K_d$  با عنوان ضریب تجزیه خود تخریبی توسط معادله ۵ محاسبه می‌شود (Karia and Christian, 2013)

$$k_d = -\frac{R_d}{X} \quad (۵)$$

که در آن

$R_d$  = نرخ تجزیه خود تخریبی بایومس = جرم میکروارگانیسم‌ها (واحد حجم مایع × زمان)  
 $k_d$  = ضریب تجزیه خود تخریبی  $\text{time}^{-1}$   
 $X$  = غلظت بایومس = جرم حجم

نرخ رشد ویژه میکروارگانیسم‌ها ( $\mu$ ) ارتباط نزدیکی با نرخ مصرف سوبسترا داشته و رشد خالص حتی هنگامی که میکروارگانیسم‌ها در شرایط گرسنگی در سیستم به سر می‌برند مشاهده می‌شود (Karia and Christian, 2013).

مقدار غلظت سوبسترا یا مواد مغذی محدودکننده در حداکثر نرخ رشد توده زیستی ( $K_s$ ) اصطلاحاً ثابت نصف سرعت نامیده می‌شود. این مقدار از نسبت  $\mu$  مقابل  $S$  مطابق شکل ۳ و با استفاده از معادله ۶ به دست می‌آید (Karia and Christian, 2013).



تغییرات ضریب تولید بیومس پس از گرم کردن لجن در دماهای مورد مطالعه در شکل ۵ ارائه شده است.

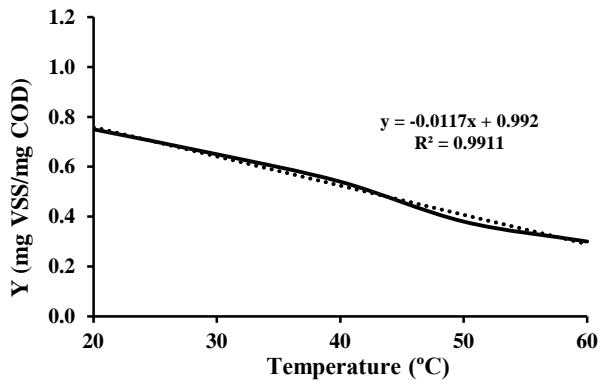


Fig. 5. Changes in biomass growth efficiency in the study conditions

شکل ۵- تغییرات ضریب بازدهی رشد بیومس در شرایط مطالعه

همان طور که در شکل ۵ مشاهده می‌شود با افزایش دما در مقدار ۴۰، ۵۰ و ۶۰ درجه سلسیوس، تولید جرم سلولی و یا تولید بایومس کاهش و به تبع آن ضریب تولید بیومس نیز کاهش می‌یابد و در نتیجه میزان تولید لجن بیولوژیکی هم کم می‌شود. سرعت تجزیه و یا به عبارت دیگر فعالیت میکرواورگانسیم‌ها با افزایش دما تا یک حد به صورت لگاریتمی افزایش یافته و این میزان تا حدی است که میکروب قادر به تحمل افزایش دما باشد. با افزایش دما از حد تحمل باکتری‌های مزوفیلیک به بالا به دلیل از بین رفتن آنزیم باکتری‌ها و انعقاد پروتئین در سیتوپلاسم باکتری، باکتری‌های ریشی یا بدون اسپور مزوفیلیک از بین رفته، اما باکتری‌های اسپوردار و همچنین گونه‌هایی از باکتری‌های گرمادوست (ترموفیلیک) حد تحمل ۴۵ تا ۶۰ درجه سلسیوس در محیط باقی مانده و به تجزیه مواد آلی ادامه می‌دهند (Canales et al., 1994). بنابراین این امر باعث کاهش تولید لجن شده و در نهایت منجر به کاهش لجن مازاد می‌شود. هر چند با افزایش دمای لجن برگشتی تا ۶۰ درجه سلسیوس میزان ضریب تولید کاهش یافت و میزان ضریب تولید بیومس کمتر شد و این به دلیل وابستگی واکنش به دما بوده است، ولی در دمای بیش از ۵۰ درجه کیفیت روند کاهشی داشت و هر چند تولید لجن کاهش پیدا کرد، ولی کیفیت پساب به شدت تغییر یافت و برای دفع یا مصارف مجدد نامناسب شد.

(۸)

$$SRT = \frac{V \cdot X}{Q_W \cdot X_R}, X = X_R \Rightarrow SRT = \frac{V}{Q_W} \Rightarrow Q_W = \frac{V}{SRT}$$

که در آن

SRT زمان ماند سلولی (روز)، V حجم راکتور (مترمکعب)، Q<sub>W</sub> لجن دفعی (مترمکعب در روز)، X غلظت جامدات معلق در راکتور (میلی‌گرم در لیتر)، X<sub>R</sub> غلظت جامدات معلق در لجن برگشتی (میلی‌گرم در لیتر) است.

### ۳- نتایج و بحث

#### ۳-۱- تعیین ضریب بازدهی رشد<sup>۱</sup> (Y) در شرایط مورد مطالعه

مقدار محاسبه شده ضریب تولید بیومس (Y) در بازه زمانی مطالعاتی در شرایط قبل از گرم کردن لجن برگشتی در شکل ۴ ارائه شده است.

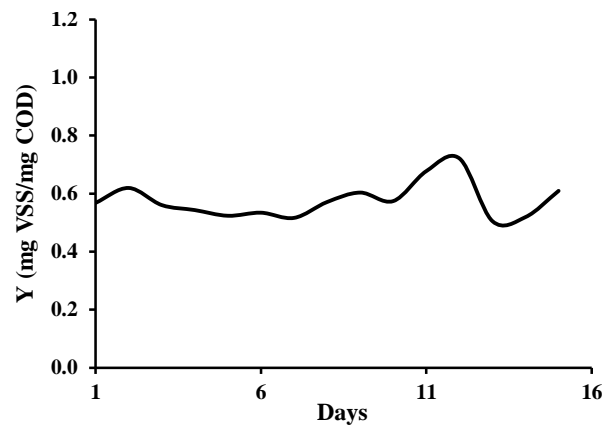


Fig. 4. Changes in biomass growth efficiency in conditions before heating the return sludge

شکل ۴- تغییرات ضریب بازدهی رشد بیومس در شرایط

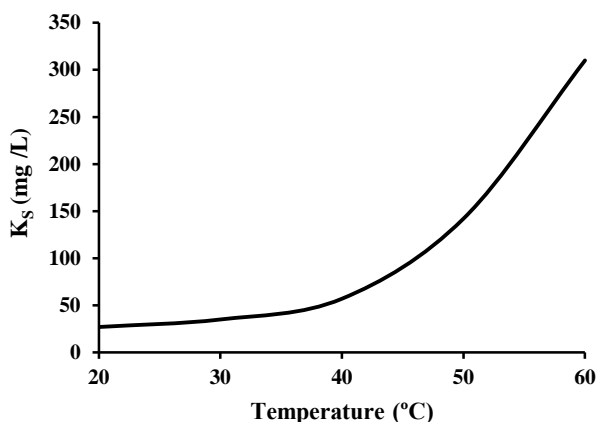
قبل از گرم کردن لجن برگشتی

همان طور که در شکل ۴ مشاهده می‌شود در دمای محیط و قبل از گرم کردن لجن، بازه تغییرات ضریب تولید بیومس بین ۰/۵۱ تا ۰/۷۲ بوده است. به‌طور کلی با افزایش دما در شرایط پایدار، ضریب تولید بیومس، به ویژه در دمای ۵۵ تا ۶۵ درجه سلسیوس (شرایط ترموفیلیک) کاهش می‌یابد (Deleris et al., 2002).

<sup>1</sup>Yield



$K_S$  در بازه زمانی مطالعاتی و در شرایط مطالعه در شکل ۷ ارائه شده است.



**Fig. 7.** Changes in the  $K_S$  coefficient in the study conditions

شکل ۷- تغییرات ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_S$ ) در شرایط مطالعه

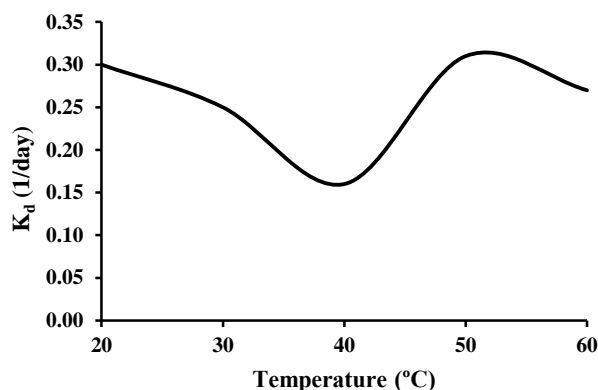
در این پژوهش، میانگین مقدار به دست آمده ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_S$ ) یا بازده رشد در بازه ۶۰ روزه مطالعاتی پس از رسیدن به حالت پایدار در شرایط وضعیت موجود و دماهای لجن برگشتی ۴۰، ۵۰ و ۶۰ درجه سلسیوس به ترتیب  $27 \pm 5$  و  $57 \pm 9$  و  $142 \pm 15$  و  $310 \pm 18$  بر حسب  $mg/L, COD$  بوده است.

### ۳-۴- تعیین ضریب حداکثر مصرف سوپسترا ( $K$ ) در شرایط مطالعه

در اکثر آزمایش‌های فاضلاب نشان داده شده که  $Y$  تقریباً برای کشت‌های خالص و جمعیت‌های هتروژن اکثر سیستم‌های تصفیه فاضلاب ثابت است. حداکثر نرخ رشد ویژه  $\mu_{max}$  و بازده سلولی ( $Y$ ) ثابت فرض می‌شوند. بنابراین نسبت  $\mu_{max}/Y$  به عنوان حداکثر ثابت نرخ مصرف سوپسترا نامیده می‌شوند (Karia and Christian, 2013). به طور کلی با افزایش دما در شرایط پایدار، ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_S$ )، افزایش می‌یابد به طوری که این مقدار تا ۴۰ درجه به صورت افزایشی و سپس بعد از بالای ۴۰ درجه شروع به کاهش کرده و سپس روندی افزایشی از خود نشان می‌دهد. مقدار محاسبه شده  $K$  در بازه زمانی مطالعاتی و در شرایط پژوهش در شکل ۸ ارائه شده است.

### ۳-۲- تعیین ضریب خودخوری ( $K_d$ ) در شرایط مطالعه

مقدار محاسبه شده  $K_d$  در بازه زمانی مطالعاتی و در شرایط مطالعه در شکل ۶ ارائه شده است.



**Fig. 6.** Changes in the  $K_d$  coefficient in the study conditions

شکل ۶- تغییرات ضریب خودخوری ( $K_d$ ) در شرایط مطالعه

چنانچه در شکل ۶ نیز می‌توان مشاهده کرد، به طور کلی با افزایش دما در شرایط پایدار، ضریب خودخوری ( $K_d$ )، ابتدا افزایش و سپس با مرگ و میر باکتری‌ها کاهش می‌یابد. بنابراین هر چه میزان مرگ و میر باکتری‌ها بیشتر شود، ضریب خودتخریبی نیز افزایش می‌یابد. میانگین مقدار به دست آمده ضریب خودخوری ( $K_d$ ) یا بازده رشد در بازه ۶۰ روزه مطالعاتی پس از رسیدن به حالت پایدار در شرایط وضعیت موجود و دماهای لجن برگشتی ۴۰، ۵۰ و ۶۰ درجه سلسیوس به ترتیب  $0.16 \pm 0.01$  و  $0.31 \pm 0.01$  و  $0.27 \pm 0.01$  بر حسب  $(1/day)$  است.

### ۳-۳- تعیین ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_S$ ) در شرایط مطالعه

به طور کلی با افزایش دما در شرایط پایدار، ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_S$ )، افزایش می‌یابد، به طوری که این مقدار با افزایش بیش از ۴۰ درجه از رنج متعارف برای این پارامتر خارج می‌شود. با توجه به اینکه نرخ رشد بیولوژیکی ( $\mu$ ) با  $K_S$  نسبت عکس دارد، بنابراین با افزایش میزان  $K_S$  نرخ رشد بیومس ( $\mu$ ) کاهش می‌یابد، همچنین با توجه به کاهش نرخ رشد بیولوژیکی میزان رشد بیومس ( $Y$ ) کاهش یافته و در نتیجه تولید لجن مازاد کاهش می‌یابد. مقدار محاسبه شده



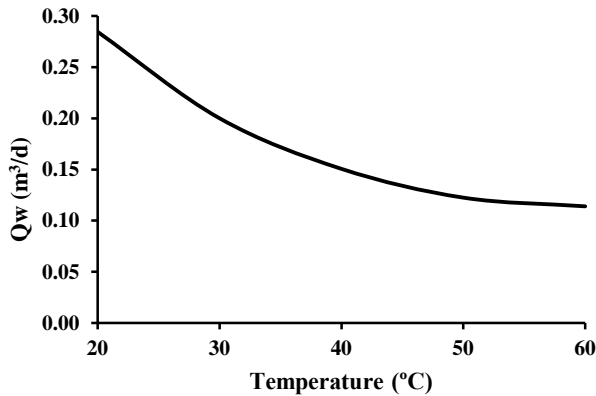


Fig. 9. Changes in the amount of waste sludge

شکل ۹- تغییرات میزان لجن دفعی (مترمکعب در روز)

درجه، میزان ضریب تولید بیومس  $Y$  حدود ۶۰ درصد کاهش دارد که نشان‌دهنده کاهشی بودن ضریب تولید بیومس با افزایش دما بوده است که با پژوهش‌های انجام شده توسط دلاریس و همکاران کاملاً مطابقت دارد (Deleris et al., 2002).

واندکرچوی و همکاران در سال ۲۰۱۸ در پژوهشی تأثیرات دما بر ضرایب بیوستتیکی را بررسی کردند که نتایج دست آمده کاملاً نتایج حاصل شده در این پژوهش را تأیید می‌کند. واندکرچوی و همکاران نشان دادند که در دماهای ۲۰ تا ۶۰ درجه (دماهای در نظر گرفته شده در این پژوهش)، هر چه دما افزایش پیدا می‌کند، ضریب تولید بیومس کاهش پیدا می‌کند، ولی این مسئله بر کیفیت خروجی و قابلیت ته‌نشینی لجن تأثیر منفی می‌گذارد (Vandekerckhove et al., 2018).

ژای و همکاران در سال ۲۰۱۷ در پژوهشی، روند تغییرات ضریب بازدهی بیومس با افزایش دما را بررسی کردند که پژوهش آنها نیز نتایج این پژوهش را تأیید می‌کند (Zhai et al., 2017).

وی و همکاران در سال ۲۰۰۳ نیز در پژوهش خود از تأثیر دما در کاهش ضریب  $Y$  و به تبع آن کاهش لجن سخن گفته‌اند (Wei et al., 2003). همچنین پژوهش‌های کانالس و همکاران در سال ۱۹۹۴ نشان دادند که افزایش دما باعث کاهش ضریب بازدهی بیومس ( $Y$ ) در فرایند لجن فعال شده است که با این پژوهش تطابق دارد (Canales et al., 1994).

بررسی اختلاف میانگین ضریب  $K_d$  در سیستم موجود با لجن برگشتی ۴۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد که میزان آن در شرایط لجن برگشتی ۴۰ درجه نسبت به سیستم موجود حدود ۴۶/۶۷

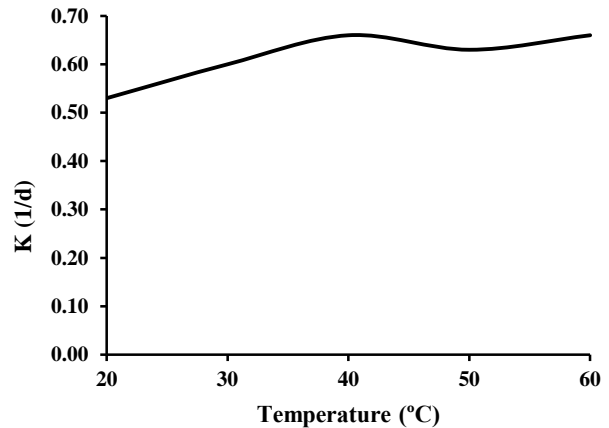


Fig. 8. Changes in the K coefficient in the study conditions

شکل ۸- تغییرات ضریب حداکثر مصرف سوپسترا (K)

در شرایط مطالعه

در این پژوهش میانگین مقدار به‌دست آمده ضریب حداکثر مصرف سوپسترا (K) در بازه ۶۰ روزه مطالعاتی پس از رسیدن به حالت پایدار در شرایط وضعیت موجود و دماهای لجن برگشتی ۴۰، ۵۰ و ۶۰ درجه سلسیوس به ترتیب به ترتیب  $0.63 \pm 0.01$ ،  $0.53 \pm 0.02$  و  $0.66 \pm 0.01$  بر حسب  $1/\text{day}$  بوده است.

### ۳-۵- تعیین لجن دفعی در شرایط پژوهش

میزان لجن دفعی در شرایط موجود و قبل از گرم کردن لجن و همچنین با گرم کردن لجن در دماهای ۴۰، ۵۰ و ۶۰ درجه سلسیوس اندازه‌گیری شد. روند تغییرات این شاخص در بازه زمانی مطالعاتی و در شرایط پژوهش را می‌توان در شکل ۹ مشاهده کرد. چنانچه ملاحظه می‌شود، با افزایش دما و در شرایط پایدار، این شاخص روندی نزولی داشته است. در وضعیت موجود تصفیه‌خانه محدوده سن لجن بین ۱۰ تا ۱۵ روز بوده است و از آنجایی که میزان سن لجن با میزان لجن دفعی نسبت عکس دارد، با کاهش لجن دفعی میزان سن لجن نیز افزایش پیدا می‌کند. در بازه مطالعاتی میزان سن لجن با کاهش میزان لجن مازاد تولیدی نیز افزایش یافت.

بررسی اختلاف میانگین  $Y$  در سیستم موجود با لجن برگشتی ۴۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد که میزان ضریب تولید بیومس در شرایط لجن برگشتی ۴۰ درجه نسبت به سیستم موجود حدود ۱۹/۷ درصد کاهش و در شرایط لجن ۵۰ درجه، میزان ضریب تولید بیومس  $Y$  حدود ۴۹/۳۳ درصد کاهش و در شرایط لجن ۶۰



بررسی اختلاف میانگین ضریب  $K$  در سیستم موجود با لجن برگشتی ۴۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد که میزان آن در شرایط لجن برگشتی ۴۰ درجه نسبت به سیستم موجود حدود ۱۹/۷۰ درصد افزایش و در شرایط لجن ۵۰ درجه روند افزایشی کندتر شده و به میزان حدود ۱۵/۸۷ درصد رسیده و در شرایط لجن ۶۰ درجه، میزان این ضریب مجدداً به میزان حدود ۱۹ درصد افزایش می‌یابد که نشان‌دهنده افزایشی بودن این ضریب با افزایش دما بوده و هر چه دما افزایش پیدا می‌کند روند افزایشی آن بیشتر می‌شود که با مطالعات انجام شده توسط هاشیموتو در سال ۱۹۸۴ کاملاً مطابقت دارد (Hashimoto, 1984).

کریشنا و وان لودرخت در سال ۱۹۹۹ نیز تأثیر دما بر روی این ضریب را بررسی کردند که نتایج آن، نشان‌دهنده افزایش این ضریب با افزایش دما بوده است (Krishna and Van Loosdrecht, 1999).

بررسی اختلاف میانگین شاخص لجن دفعی در سیستم موجود با لجن برگشتی ۴۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد که میزان آن در شرایط لجن برگشتی ۴۰ درجه نسبت به سیستم موجود از نظر حجمی ۴۷/۰۵ درصد و از نظر وزنی ۳۶/۰۷ درصد کاهش داشته است. در شرایط لجن ۵۰ درجه همچنان روند کاهشی بوده که این میزان از نظر حجمی ۵۶/۹۳ درصد و از نظر وزنی به میزان ۶۲/۳۰ درصد بوده است. در شرایط لجن ۶۰ درجه میزان آن از نظر حجمی به میزان ۵۹/۹۲ درصد و از نظر وزنی ۷۵/۴۱ درصد کاهش داشته است که نشان‌دهنده کاهشی بودن این پارامتر با افزایش دما بوده، به طوری که هر چه دما افزایش پیدا می‌کند روند کاهشی آن بیشتر می‌شود که پژوهش انجام شده توسط Lv و همکاران در سال ۲۰۱۹ کاملاً این موضوع را تأیید می‌کند (Lv et al., 2019).

همچنین وانگ و همکاران در سال ۲۰۱۵ با اصلاح سیستم لجن فعال متعارف به سیستم OSA و استفاده از حوضچه تغلیظ توانستند در فاضلاب خانگی میزان لجن مازاد را به طور قابل ملاحظه‌ای کاهش دهند. به طوری که در بارگذاری آلی ۰/۴۸ گرم COD به ازای هر گرم MLSS تانک هوادهی در روز، میزان لجن مازاد نیز نسبت به راکتور شاهد ۳۳/۳ درصد کاهش داشت (Wang et al., 2015).

نتایج پژوهش‌های Xu و همکاران در زمینه کاهش لجن نشان

درصد کاهش و در شرایط لجن ۵۰ درجه میزان ضریب  $K_h$  حدود ۳/۲۳ درصد افزایش و در شرایط لجن ۶۰ درجه میزان ضریب خودخوری حدود ۱۰ درصد کاهش دارد که نشان‌دهنده ابتدا کاهشی بودن ضریب خودخوری با افزایش دما بوده است و هر چه دما افزایش پیدا می‌کند روند کاهشی آن بیشتر می‌شود که با پژوهش‌های انجام شده توسط واندرکروچوی و همکاران در سال ۲۰۱۸ کاملاً مطابقت دارد (Vandekerckhove et al., 2018).

سینگ و ویراراقاوان در سال ۲۰۰۲ نیز در پژوهشی تأثیر افزایش دما بر روند کاهشی افزایشی ضریب خودخوری را در پژوهش خود نشان دادند که با این پژوهش کاملاً هم‌خوانی دارد. این تأثیر نشان‌دهنده تغییر گروه میکروارگانیسم‌ها از سرمادوست به معتدل‌دوست و سپس به گرمادوست بوده است (Singh and Viraraghavan, 2002).

ال مالک در سال ۲۰۰۶ نیز نشان داد که میزان محدوده این ضریب می‌تواند بین ۰/۲۵ تا ۰/۴۸ باشد (Al-Malack, 2006). پژوهش حاضر نشان داد که یکی از عوامل مهم تغییرات در این ضریب، دما است که مطابق با پژوهش سینگ و ویراراقاوان نیز بوده است (Singh and Viraraghavan, 2002).

بررسی اختلاف میانگین ضریب  $K_s$  در سیستم موجود با لجن برگشتی ۴۰ درجه سلسیوس نشان می‌دهد که میزان آن در شرایط لجن برگشتی ۴۰ درجه نسبت به سیستم موجود حدود ۵۲/۶۳ درصد افزایش و در شرایط لجن ۵۰ درجه میزان این ضریب حدود ۸۰/۹۹ درصد افزایش و در شرایط لجن ۶۰ درجه میزان ضریب  $K_s$  به میزان ۹۱/۲۹ درصد افزایش دارد که نشان‌دهنده افزایشی بودن این ضریب با افزایش دما بوده و هر چه دما افزایش پیدا می‌کند، روند افزایشی آن بیشتر می‌شود که با پژوهش‌های انجام شده توسط آلاگاپون و کاوان در سال ۲۰۰۴ کاملاً مطابقت دارد (Alagappan and Cowan, 2004).

پژوهش کیم و همکاران در سال ۲۰۱۳، تأثیر دما بر ضرایب بیولوژیکی و هم‌خوانی آن با این پژوهش را تأیید می‌کند (Kim et al., 2013).

شاو و همکاران در سال ۲۰۱۰ تأثیر ضریب ثابت نیمه اشباع ( $K_s$ ) در فرایند دنیتریفیکاسیون را بررسی کردند که نشان می‌دهد افزایش این ضریب می‌تواند در افزایش فرایند دنیتریفیکاسیون و در نتیجه کاهش نیترات نیز مؤثر باشد (Shaw et al., 2010).



#### ۴- نتیجه‌گیری

این پژوهش مشخص کرد که بیوراکتور متعارف موجود، با تغییر در دمای لجن برگشتی در دمای ۴۰ درجه سلسیوس به مراتب بازدهی بیشتری نسبت به وضع موجود در خصوص حذف مواد آلاینده؛ کاهش میزان ضریب تولید لجن و لجن مازاد دفعی؛ بهبود شاخص حجمی لجن و در نتیجه بهبود قابلیت ته‌نشینی لجن داشته است. در صورتی که با وجود کاهش لجن در دماهای بالاتر کیفیت خروجی از نظر مواد آلی و معلق شرایط بدتری نسبت به وضعیت موجود خواهند داشت. این پژوهش نشان داد که هر چند با افزایش دمای لجن برگشتی ضریب تولید بیومس به تبع آن کاهش می‌یابد، ولی این مسئله بر کیفیت خروجی فاضلاب از نظر مواد آلاینده و همچنین محدوده متعارف پارامترهای بیوسنتیکی تأثیر منفی نیز می‌گذارد.

#### ۵- قدردانی

این پژوهش از رساله دکترای نویسنده اول، گروه مهندسی محیط زیست، دانشگاه آزاد اسلامی، واحد اهواز استخراج شده است. نویسندگان، از زحمات مدیریت محترم کارخانه قند پارس شیراز و همچنین مدیریت محترم شرکت پالایند محیط برای نمونه‌برداری و آزمایش نمونه‌ها و همچنین اساتید محترم راهنما و مشاور این رساله کمال تشکر و قدردانی را دارند.

داد که جمعیت باکتریایی موجود در سیستم می‌تواند نقش تعیین‌کننده در تولید لجن ایفا کند (Xu et al., 2021).

فرنتینو و همکاران در سال ۲۰۱۴ پژوهشی تحت عنوان احداث راکتور بی‌هوازی در خط برگشت لجن سیستم لجن فعال متعارف و MBR تحت عنوان CAS-OSA و MBR-OSA انجام دادند، به طوری که با احداث سیستم بی‌هوازی در خط برگشت لجن میزان لجن مازاد بیولوژیکی در حدود ۴۰ تا ۶۰ درصد کاهش یافت. سیستم فوق تحت عنوان راکتور بی‌هوازی با جریان جانبی<sup>۱</sup> ASSR (نهرکناری) شناخته شده است (Ferrentino et al., 2014).

پژوهش‌های گسترده انجام شده توسط چن و همکاران در سال‌های ۲۰۰۱ و ۲۰۰۳ روی مکانیسم کاهش لجن در فرایند OSA، اثرات انرژی جدا شده<sup>۲</sup>، کاهش رشد و ایجاد محصولات میکروبی محلول<sup>۳</sup> در کاهش لجن را مؤثر ندانسته‌اند، بلکه مکانیسم احتمالی در کاهش لجن در فرایند OSA را این مسئله می‌دانند که تجزیه لجن تحت شرایط<sup>۴</sup> ORP پایین در تانک بی‌هوازی به‌طور چشمگیری تسریع می‌شود. در آزمایش‌های ایشان افزایش COD محلول در تانک بی‌هوازی مشاهده شد که این افزایش COD محلول ایجاد شده در لجن برگشتی، سبب رشد پنهان در تانک هوادهی شده و باعث کاهش تولید لجن شده است (Chen et al., 2001, Chen et al., 2003).

<sup>1</sup> Anaerobic Side-Stream Reactors (ASSR)

<sup>2</sup> Energy Uncoupling

<sup>3</sup> Soluble Microbial Products (SMP)

<sup>4</sup> Oxidation-Reduction Potential (ORP)

## References

- Al-Malack, M. H., 2006. Determination of biokinetic coefficients of an immersed membrane bioreactor. *Journal of Membrane Science*, 271, 47-58. <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.07.008>.
- Alagappan, G. and Cowan, R. M., 2004. Effect of temperature and dissolved oxygen on the growth kinetics of *Pseudomonas putida* F1 growing on benzene and toluene. *Chemosphere*, 54, 1255-1265. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.09.013>.
- Camacho, P., Ginestet, P. and Audic, J. M., 2005. Understanding the mechanisms of thermal disintegrating treatment in the reduction of sludge production. *Water Science and Technology*, 52, 235-245. <https://doi.org/10.2166/wst.2005.0699>.
- Canales, A., Pareilleux, A., Rols, J. L. and Huyard, A., 1994. Decreased sludge production strategy for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, 30(8), 97-106. [Link]
- Chen, G. H., An, K. J., Saby, S., Brois, E. and Djafer, M., 2003. Possible cause of excess sludge reduction in an oxic-settling-anaerobic activated sludge process (OSA process). *Water Research*, 37, 3855-3866. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00331-2](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00331-2).



- Chen, G. H., Saby, S., Djafer, M. and Mo, H. K., 2001. New approaches to minimize excess sludge in activated sludge systems. *Water Science and Technology*, 44, 203-208. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0621>.
- Deleris, S., Geaugey, V., Camacho, P., Debellefontaine, H. and Paul, E., 2002. Minimization of sludge production in biological processes: an alternative solution for the problem of sludge disposal. *Water Science and Technology*, 46, 63-70. <https://doi.org/10.2166/wst.2002.0291>.
- Fazelipour, M., Takdastan, A., Borghei, S. M., Kiasat, N., Glodniok, M. and Zawartka, P., 2021. Efficiency studies of modified IFAS-OSA system upgraded by an anoxic sludge holding tank. *Scientific Reports*, 11, 24205. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-03556-6>.
- Ferrentino, R., Langone, M., Andreottola, G. and Rada, E. C., 2014. An anaerobic side-stream reactor in wastewater treatment: a review. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 191, 1435-1446. <https://doi.org/10.2495/SC141212>.
- Foladori, P., Andreottola, G. and Ziglio, G., 2010. *Sludge Reduction Technologies in Wastewater Treatment Plants*, IWA publishing. URI:<http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/24365>.
- Ginestet, P., 2006. *Comparative Evaluation of Sludge Reduction Routes*, Iwa Publishing. ISBN: 1-84339-123-6. London, UK. [\[Link\]](#)
- Hashimoto, A. G., 1984. Methane from swine manure: effect of temperature and influent substrate concentration on kinetic parameter (K). *Agricultural Wastes*, 9, 299-308. [https://doi.org/10.1016/0141-4607\(84\)90088-X](https://doi.org/10.1016/0141-4607(84)90088-X).
- He, J., Wan, T., Zhang, G. and Yang, J., 2011. Ultrasonic reduction of excess sludge from activated sludge system: energy efficiency improvement via operation optimization. *Ultrasonics Sonochemistry*, 18, 99-103. <https://doi.org/10.1016/j.ultsonch.2010.03.006>.
- Jefferson, B., Laine, A., Stephenson, T. and Judd, S., 2001. Advanced biological unit processes for domestic water recycling. *Water Science and Technology*, 43, 211-218. <https://doi.org/10.2166/wst.2001.0623>.
- Karia, G. and Christian, R., 2013. *Wastewater Treatment: Concepts and Design Approach*, PHI Learning Pvt. Ltd. ISBN: 978-81-19364-17-6. [\[Link\]](#)
- Kim, J., Cho, K. J., Han, G., Lee, C. and Hwang, S., 2013. Effects of temperature and pH on the biokinetic properties of thiocyanate biodegradation under autotrophic conditions. *Water Research*, 47, 251-258. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.003>.
- Krishna, C. and Van Loosdrecht, M. C., 1999. Effect of temperature on storage polymers and settleability of activated sludge. *Water Research*, 33, 2374-2382. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00445-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00445-X).
- Lipps, W. C., Baxter, T. E., Braun-Howland, E. B., Association, A.P.H. & Association, A.W.W., 2023a. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association. [\[Link\]](#)
- Lipps, W. C., Braun-Howland, E. B. and Baxter, T. E., 2023b. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, American Public Health Association. [\[Link\]](#)
- Lv, H., Liu, D., Zhang, Y., Yuan, D., Wang, F., Yang, J., et al. 2019. Effects of temperature variation on wastewater sludge electro-dewatering. *Journal of Cleaner Production*, 214, 873-880. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.01.033>.
- Metcalf & Eddy, Abu-Orf, M., Bowden, G., Burton, F. L., Pfrang, W., Stensel, H. D., et al. 2014a. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*, McGraw Hill Education. [\[Link\]](#)
- Metcalf, E., Abu-Orf, M., Bowden, G., Burton, F., Pfrang, W., Stensel, H., et al. 2014b. *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. McGraw Hill Education. [\[Link\]](#)
- Nikpour, B., Jalilzadeh Yengejeh, R., Takdastan, A., Hassani, A. and Zazouli, M., 2020. The investigation of biological removal of nitrogen and phosphorous from domestic wastewater by inserting anaerobic/anoxic



- holding tank in the return sludge line of MLE-OSA modified system. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 18, 1-10. <https://doi.org/10.1007/s40201-019-00419-1>.
- Øegaard, H., 2004. Sludge minimization technologies-an overview. *Water Science and Technology*, 49, 31-40. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0602>.
- Pérez-Elvira, S., Diez, P. N. and Fdz-Polanco, F., 2006. Sludge minimisation technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 5, 375-398. <https://doi.org/10.1007/s11157-005-5728-9>.
- Saby, S., Djafer, M. and Chen, G. H., 2002. Feasibility of using a chlorination step to reduce excess sludge in activated sludge process. *Water Research*, 36, 656-666. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00259-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00259-7).
- Shaw, A., Takács, I., Murthy, S., Hareendran, R., Salam, N. and Riffat, R., 2010. Rate dependant half saturation coefficients for nitrate. *WEFTEC 2010, Water Environment Federation*, 697-709. <https://doi.org/10.2175/193864710798157851>.
- Singh, K. S. and Viraraghavan, T., 2002. Effect of temperature on bio-kinetic coefficients in UASB treatment of municipal wastewater. *Water, Air, and Soil Pollution*, 136, 243-254. <https://doi.org/10.1023/A:1015212524720>.
- Vandekerckhove, T. G., De Mulder, C., Boon, N. and Vlaeminck, S. E., 2018. Temperature impact on sludge yield, settleability and kinetics of three heterotrophic conversions corroborates the prospect of thermophilic biological nitrogen removal. *Bioresource Technology*, 269, 104-112. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.08.012>.
- Vitanza, R., Cortesi, A., De Arana-Sarabia, M. E., Gallo, V. and Vasiliadou, I. A., 2019. Oxic settling anaerobic (OSA) process for excess sludge reduction: 16 months of management of a pilot plant fed with real wastewater. *Journal of Water Process Engineering*, 32, 100902. <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2019.100902>.
- Wang, J., Li, S. Y., Jiang, F., Wu, K., Liu, G. L., Lu, H., et al. 2015. A modified oxic-settling-anaerobic activated sludge process using gravity thickening for excess sludge reduction. *Scientific Reports*, 5, 13972. <https://doi.org/10.1038/srep13972>.
- Wei, Y., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D. H. and Fan, Y., 2003. Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453-4467. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(03\)00441-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(03)00441-X).
- Xu, H., Yang, B., Liu, Y., Li, F., Song, X., Cao, X., et al. 2021. Evolution of microbial populations and impacts of microbial activity in the anaerobic-oxic-settling-anaerobic process for simultaneous sludge reduction and dyeing wastewater treatment. *Journal of Cleaner Production*, 282, 124403. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.124403>.
- Zhai, Y., Peng, C., Xu, B., Wang, T., Li, C., Zeng, G., et al. 2017. Hydrothermal carbonisation of sewage sludge for char production with different waste biomass: effects of reaction temperature and energy recycling. *Energy*, 127, 167-174. <https://doi.org/10.1016/j.energy.2017.03.116>.

