Amirkabir Journal of Civil Engineering

Amirkabir J. Civil Eng., 54(11) (2023) 879-882
DOI: 10.22060/ceej.2022.20944.7575

A strategy in developing standards for the liner of municipal solid waste landfills in Iran

N. Jamialahmadi [1*], M. Hashemi [2], M. Karimpour-Fard [3]

[1] Environmental Research Center (ERC), Razi University, Kermanshah, Iran
[2] Padena Zista Fan Consulting Engineers, Tehran, Iran
[3] Department of Civil Engineering, Iran University of Science and Technology, Tehran, Iran

ABSTRACT: The difference in climatic conditions across the country and low investment capacity in waste management systems makes it unrealistic to establish the same prescribed design for the bottom liner of municipal solid waste landfills. In this paper, a semi-performance-based approach for the proper design of liners in these landfills has been proposed. This approach has been used in the development of technical evaluation guidelines and environmental criteria for municipal and hazardous waste landfills. Therefore, different climatic and hydrogeological conditions were considered. The rate of leachate infiltration into the leachate collection system in different climates corresponding to high, medium and low precipitation was calculated using the HELP model and considered as a representative parameter of climatic conditions. The rate of waste deposition, which indicates the size of the landfill, was introduced as the length of the landfill along the groundwater direction. Groundwater velocity, hydraulic conductivity and thickness of the aquitard were used as hydrogeological parameters. The resulting scenarios (324 scenarios) were defined in POLLUTE v7 and the chloride migration in five liner options were modeled. The results show that as the landfill is larger and the hydraulic conductivity of the aquitard is higher, the maximum contaminant concentration in the aquifer and the required time period to reach the maximum concentration will increase and decrease, respectively, by reducing the different layers of the liner system and decreasing groundwater velocity. Finally, the optimum liner for all climatic and hydrogeological conditions is proposed based on modeling results.

Review History:

Received: Jan. 02, 2022
Revised: Jul. 15, 2022
Accepted: Aug. 07, 2022
Available Online: Aug. 18, 2022

Keywords:

Performance based design
leachate
Contaminant transport
Landfill liner design
Soret coefficient

1- Introduction

Landfilling is the most widely used waste management method in low and middle-income countries including our country [1]. Landfill liner acts as a barrier and minimizes the effects of landfill pollutants on the surrounding environment [2]. Performance-based design and prescribed technical standards are two different approaches usually used in landfill liner design [3].

Here a semi-performance-based approach has been used to develop the national criteria for landfill liner design. This paper explains the research and methodology that led to these standards which are published in the guidelines of department of environment.

2- Methodology

Landfill leachate transport modeling usually consists of two steps: first, leachate generation and its leakage from liners and second, transport and migration of pollutants into an aquifer [4]. In the first step, design variables and their intervals were determined. For example, for climate as a variable, the average precipitation in each region was defined by considering the different climatic conditions in the country. All the design variables (climate, landfill size, groundwater seepage velocity, thickness and hydraulic conductivity of the aquitard) were classified according to the defined intervals and were used as model inputs. In second step, a list of different design scenarios for the landfill liner were defined. In this study, the maximum allowable head on the liner (30 cm) and the maximum concentration of leached pollutants in groundwater were considered as the performance criteria. Therefore, in the third stage, the designs that met the performance criteria were selected and suitable liners for each scenario were determined.

POLLUTE v7 is used to model contaminant transport beneath the landfill site. A review of leachate transport modeling shows that three computer models the LandSim, Pollute, and IWEM (Industrial Waste Evaluation Model) are the only computer models found to be specifically designed to simulate contaminant transport in groundwater [4]. Percolation through landfill cover was calculated for different climates using The Hydrologic Evaluation of Landfill Performance (HELP) computer program.

*Corresponding author's email: n.jamialahmadi@razi.ac.ir

Copyrights for this article are retained by the author(s) with publishing rights granted to Amirkabir University Press. The content of this article is subject to the terms and conditions of the Creative Commons Attribution 4.0 International (CC-BY-NC 4.0) License. For more information, please visit https://www.creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/legalcode.

3- Results and discussion

For each climate, 27 different scenarios considering four liner designs (L1 to L4 equivalent to natural clayey soil and leachate collection system (LCS), one layer (60 cm) of compacted clay liner (CCL), one layer of geomembrane, CCL (60 cm) and geomembrane, respectively). Also, two other options (L0 (no liner and LCS) and L5 (higher thickness (75 cm) of CCL and geomembrane) were controlled.

The top boundary condition (at the bottom of the landfill cell and the point of contact between the contaminant source with the bottom layer) is defined as the finite mass of contaminant. The bottom boundary condition (the point of contact between the vadose zone and the aquifer) is defined as fixed outflow velocity. In this boundary condition the base aquifer is modeled as a boundary condition (not a separate layer) and the concentration at the bottom of the model is the concentration at the top of the base aquifer [5].

Modeling results are shown in Figure 1. Landfill contamination increased with precipitation. In low-precipitation climate (0.088 m/a infiltration rate) the continuity condition is satisfied in almost all scenarios. However, the number of scenarios that do not meet the continuity condition increased as the infiltration rate increased. When the precipitation is high (0.408 m/a infiltration rate), the maximum concentration occurred with L1 and in the conditions where the hydraulic conductivity of the natural clayey soil is 10^{-8} m/s and small landfill. Also, the time to reach the maximum pollutant concentration in the aquifer is about 17 years. In moderate precipitation (0.195 m/a infiltration rate), such conditions occur with L1 in small landfill and when the hydraulic conductivity of the natural clayey soil is 10^{-6} m/s. In this case, the time of maximum concentration in the aquifer is about 22 years. However, when the precipitation is low, the maximum contaminant concentration in the aquifer occurred with L4 in the large landfill and when the hydraulic conductivity of the aquitard was 10^{-5} m/s. The time to reach the maximum concentration in the aquifer is about 138 years. In similar conditions (for large landfill and aquitard hydraulic conductivity of 10^{-5} m/s), the corresponding scenarios in moderate and high precipitation did not fulfill the continuity condition. Therefore, the adequacy of the liner was rejected without simulation. Obviously, all critical conditions were observed in very low groundwater velocity (18 m/a). Numerical results from previous studies show that for CCL, the COD concentration in breakthrough curve reached a maximum earlier than CCL and a geomembrane layer [6]. Du et al also reported that in the rate of leachate leakage from a natural clayey layer with a hydraulic conductivity of less than 10^{-9} m/s is about five to eight times higher than that of the composite liner [7].

In the next stage, the suitable liner is proposed for each condition based on modeling results. The country is divided into four regions based on the average annual precipitation and evaporation, humidity and the field capacity of deposited wastes. As the infiltration rate to the LCS is higher, the landfill is larger, the groundwater velocity is lower, and the hydraulic conductivity of the natural clayey soil is higher, a more complex liner system is needed.

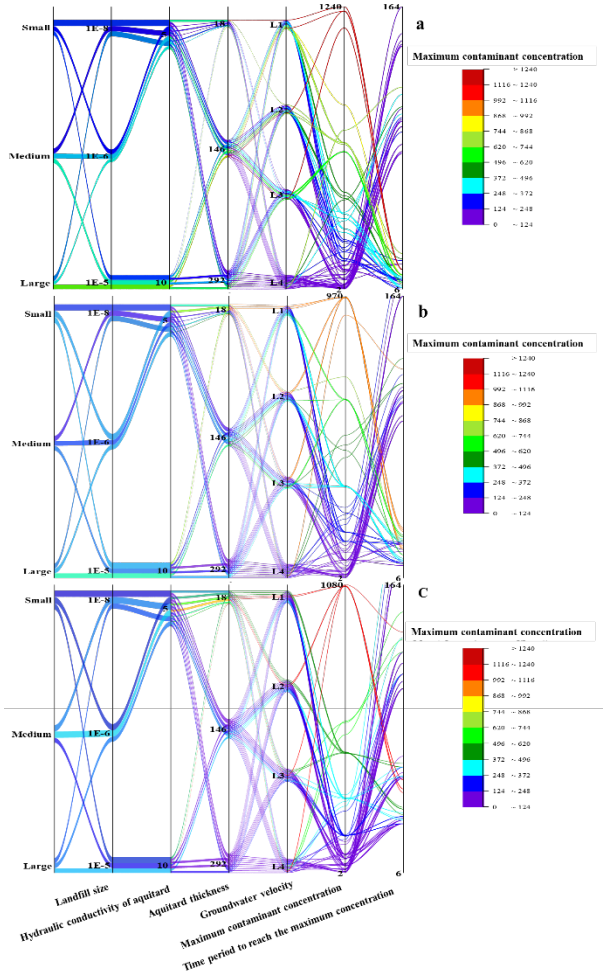


Fig. 1. The maximum contaminant concentration and times to reach the maximum concentration in aquifer in different modeling scenarios and leachate infiltration rate of a-0.408, b-0.195 and c-0.088 m/a.

4- Conclusions

The aim of this study was to propose national standards for the liner system in municipal solid waste landfills. Proposing similar design in all situations around the country is one approach that may be used for this purpose. Considering the climatic diversity and the differences in landfill size in small and large cities, such an approach can be very conservative, imposing excessive costs. In another approach, the performance of the barrier system can be used as the basis for decision-making in each situation. It is usually necessary to use a numerical or analytical model (if available) in this approach to make sure the design is adequate. However, considering the limitations (small landfills and remote residential areas), it is unrealistic to require modeling in all cases. Therefore, a semi-performance-based approach was taken. For this purpose, different scenarios are defined taking into account the amount of leachate infiltration into the LCS, the thickness and hydraulic conductivity of the natural clayey soil, the groundwater velocity and the size of the landfill and the liner performance was evaluated by 324 simulations.

The results showed that the larger landfill size and the higher hydraulic conductivity of aquitard, the maximum pollutant concentration in the aquifer will be higher with the change in the liner arrangement from L4 to L1 and the reduction of the groundwater velocity. These conditions are intensified by increasing the infiltration rate into the LCS. Times to reach the maximin contaminant concentration decreased as the leachate infiltration increased. The contaminant dispersion/mixing decreases as the groundwater velocity decreases. Therefore, the most critical scenarios usually happen in low velocities. It should be emphasized that proposed liner designs are valid within the framework of the assumptions and simplifications of this study.

References

[1] S. Kaza, L. Yao, P. Bhada-Tata, F. Van Woerden, What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, The World Bank, Washington, DC., (2018).

[2] N. Touze-Foltz, H. Xie, G. Stoltz, Performance issues of barrier systems for landfills: A review, Geotextiles and Geomembranes, 49 (2) (2021) 475-488.

[3] U.S. EPA, Solid waste disposal facility criteria, technical manual, EPA530-R-93-017, Solid waste and emergency response, (1993).

[4] H. Mishra, S. Karmakar, R. Kumar, P. Kadambala, A long-term comparative assessment of human health risk to leachate-contaminated groundwater from heavy metal with different liner systems, Environmental Science Pollution Research, 25 (2018) 2911–2923.

[5] R.K. Rowe, J.R. Booker, POLLUTE version 7 reference guide, GAEA Technologies, Canada, (2004).

[6] S. Shu, W. Zhu, H. Xu, S. Wang, X. Fan, S. Wu, J. Shi, J. Song, Effect of the leachate head on the key pollutant indicator in a municipal solid waste landfill barrier system, Environmental Management, 293 (2019) 262-270.

[7] Y.J. Du, S.L. Shen, S.Y. Liu, S. Hayashi, Contaminant mitigating performance of Chinese standard municipal solid waste landfill liner systems, Geotextiles and Geomembranes, 27(3) (2009), 232-23.

HOW TO CITE THIS ARTICLE

N. Jamialahmadi, M. Hashemi, M. Karimpour-Fard, A strategy in developing standards for the liner of municipal solid waste landfills in Iran, Amirkabir J. Civil Eng., 54(11) (2023) 879-882.

DOI: 10.22060/ceej.2022.20944.7575

This page intentionally left blank

نشریه مهندسی عمران امیرکبیر

نشریه مهندسی عمران امیرکبیر، دوره ۵۴، شماره ۱۱، سال ۱۴۰۱، صفحات ۴۳۲۷ تا ۴۳۴۲
DOI: 10.22060/ceej.2022.20944.7575

راهبردی در تدوین استاندارد لاینر کف محل دفن پسماندهای جامد شهری در ایران

نفیسه جامی‌الاحمدی[1*]، محمد هاشمی[2]، مهران کریم‌پورفرد[3]

۱- مرکز تحقیقات محیط زیست، دانشگاه رازی، کرمانشاه، ایران
۲- مهندسین مشاور پادنا زیستا فن، تهران، ایران
۳-دانشکده مهندسی عمران، دانشگاه علم و صنعت ایران، تهران، ایران

تاریخچه داوری:
دریافت: ۱۴۰۰/۱۰/۱۲
بازنگری: ۱۴۰۱/۰۴/۲۴
پذیرش: ۱۴۰۱/۰۵/۱۶
ارائه آنلاین: ۱۴۰۱/۰۵/۲۷

کلمات کلیدی:
طراحی مبتنی بر عملکرد
شیرابه، انتقال آلاینده
طراحی لاینر محل دفن
ضریب سورت

خلاصه: تفاوت‌های اقلیمی زیاد در نقاط مختلف کشور و ظرفیت پایین سرمایه‌گذاری در سیستم‌های مدیریت پسماند باعث شده است ارائهٔ یک طرح همسان جهت لاینر کفِ محل‌های دفن پسماند شهری چندان واقع‌بینانه نباشد. در این مقاله یک رویکرد نیمه‌عملکردی جهت انتخاب لاینر مناسب در این محل‌های دفن ارائه شده است. از این رویکرد در تدوین دستورالعمل ارزیابی فنی و ضوابط زیست‌محیطی محل‌های دفن پسماند عادی و ویژه استفاده شده است. بدین منظور، شرایط مختلف اقلیمی و هیدروژئولوژیکی در نظر گرفته شد. نرخ نفوذ شیرابه به درون سیستم جمع‌آوری شیرابه در حالات مختلف اقلیمی متناظر با بارش زیاد، متوسط و کم با استفاده از نرم‌افزار HELP تعیین و به عنوان پارامتر نمایندهٔ شرایط اقلیمی در نظر گرفته شد. همچنین نرخ روزانهٔ دفن پسماند که مبین اندازهٔ محل دفن است به صورت طول محل دفن در امتداد جریان آب زیرزمینی تعیین شد. سرعت آب زیرزمینی، هدایت هیدرولیکی خاک زیرِ محل دفن و ضخامت آن نیز به عنوان پارامترهای هیدروژئولوژیکی منظور شدند. سناریوهای تلفیقی حاصل (۳۲۴ حالت) در نرم‌افزار POLLUTE تعریف و فرآیند نشت یون کلراید از درون پنج گزینهٔ مختلف لاینر مدل‌سازی شد. نتایج نشان داد که هر چه اندازهٔ محل دفن بزرگتر و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی در زیر محل دفن بیشتر باشد، با کاهش لایه‌های لاینر و کاهش سرعت آب زیرزمینی در آبخوان، حداکثر غلظت آلاینده‌ای که به آبخوان می‌رسد بیشتر و مدت زمان رسیدن به حداکثر غلظت، کمتر می‌شود. در نهایت بر اساس نتایج مدل‌سازی، لاینر بهینه جهت هر یک از شرایط اقلیمی و هیدروژئولوژیکی بررسی شده، پیشنهاد شده است.

۱- مقدمه

دفن در زمین به دلیل مزیت‌های فنی و اقتصادی که دارد، همچنان پرکاربردترین روش مدیریت پسماندها در کشورهای با درآمد متوسط و پایین است. در کشور ما بیش از ۷۰ درصد پسماندهای شهری به همین روش مدیریت می‌شوند [۱]. این عدد در استرالیا حدود ۵۰ درصد [۲] و در اروپا حدود ۲۰ درصد [۳] است. در حال حاضر اکثر محل‌های دفن پسماند شهری در کشور ما غیرمهندسی بوده [۱] و آلودگی‌های زیادی را متوجه محیط زیست می‌کنند. برای اطمینان از حفظ محیط زیست و سلامت انسان و سایر جاندارن، لازم است از سیستم‌های لاینر مناسب در محل دفن استفاده شود.

هدف از یک سیستم لاینر به حداقل رساندن اثرات آلاینده‌های تولید شده در یک محل دفن بر محیط اطراف آن است [۴]. راهنمای فنی معیارهای واحدهای دفن پسماند تدوین شده توسط سازمان محیط زیست ایالات متحدهٔ آمریکا، دو رویکرد در استانداردهای طراحی لاینر تعریف می‌کند: استانداردهای فنی[1] از پیش تعیین شده و استانداردهای مبتنی بر عملکرد[2]. در رویکرد اول استانداردهای مشخصی برای هر بخش از محل دفن تعریف می‌شوند اما در رویکرد دوم به جای ارائهٔ الزامات از پیش تعیین شده، عملکرد لاینر، مبنا قرار می‌گیرد [۵].

در طراحی مبتنی بر عملکرد این امکان وجود دارد که مناسب‌ترین طراحی برای لاینر و سیستم جمع‌آوری شیرابه برای یک محل دفن به صورتی انتخاب شود که عملکرد کلی سیستم لاینر، معیارهای خاصی را برآورده کند. این معیارها معمولاً شامل حداکثر هد شیرابه روی لاینر و غلظت‌های مشخصی از آلاینده در آب زیرزمینی است [۷ و ۶]. در چنین حالتی متغیرهای مختلفی مثل شرایط اقلیمی، نرخ دفن پسماند یا اندازهٔ محل دفن و هیدرولوژی سایت، در طراحی لحاظ می‌شوند.

به دلیل متغیرهای زیادی که در یک محل دفن باید لحاظ شوند و برهم‌کنش‌های پیچیدهٔ بین این متغیرها، طراحی مبتنی بر عملکرد می‌تواند

1 Technical standards
2 Performance based standards

* نویسنده عهده‌دار مکاتبات: n.jamialahmadi@razi.ac.ir

حقوق مؤلفین به نویسندگان و حقوق ناشر به انتشارات دانشگاه امیرکبیر داده شده است. این مقاله تحت لیسانس آفرینندگی مردمی (Creative Commons License) در دسترس شما قرار گرفته است. برای جزئیات این لیسانس، از آدرس https://www.creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/legalcode دیدن فرمائید.

به یک مسئلهٔ مهندسی چالش برانگیز بدل شود. از سوی دیگر در طراحی بر مبنای استانداردهای از پیش تعیین شده، یک استاندارد واحد برای همهٔ محل‌های دفنی که درون آن‌ها پسماندهای مشابهی دفن می‌شوند پیشنهاد می‌شود. چنین رویکردی شرایط اقلیمی، ژئوهیدرولورژی سایت و نرخ دفن پسماند/اندازهٔ محل دفن را نادیده می‌گیرد. در این شرایط استانداردهای پیشنهادی معمولاً با لحاظ کردن بدترین شرایط می‌توانند به افزایش قابل توجه هزینه‌ها و طراحی‌های دست‌بالا در بسیاری از محل‌های دفن منجر شوند.

در چنین شرایطی یکی از پاسخ‌های مناسب این است که از رویکردی بینابینی استفاده کنیم؛ به این معنی که در تدوین استانداردها با در نظر گرفتن چندین سناریوی متناسب با شرایط موجود، تا حد ممکن پارامترهای مؤثر در طراحی را لحاظ کرده و با مدل‌سازی برای سناریوهای تعریف شده، برای هر سناریو یک طراحی منحصر به فرد پیشنهاد شود. در این صورت اگرچه امکان لحاظ کردن تمامی حالت‌های ممکن وجود ندارد و همچنان در مواردی طرح پیشنهای دست‌بالا است، اما طراحی لاینر نسبت به حالتی که یک نسخه برای تمامی شرایط تجویز شود بسیار بهینه‌تر خواهد بود. از سوی دیگر نیاز به مدل‌سازی‌های پیچیده و تعیین پارامترهای ورودی برای مدل‌سازی که در عمل در موارد بسیاری امکان‌پذیر نیست را برطرف خواهد کرد.

چنین رویکردی مشابه رویکرد اتخاذ شده در سامانه‌های پشتیبان تصمیم‌گیری (DSS[1]) است. در DSS معمولاً از سیستم‌های نرم‌افزاری استفاده می‌شود که مدل‌ها، پایگاه‌های داده و سایر سیستم‌های پشتیبان (تکنیک‌های هوش مصنوعی، روش‌های آماری/عددی، سیستم‌های اطلاعات جغرافیایی (GIS) و ... را به صورت یکپارچه و در قالبی ارائه می‌کنند که استفاده از آن برای تصمیم‌گیران راحت باشد [۸]. از سیستم‌های پشتیبان تصمیم‌گیری در مشکلات مدیریت پسماند نیز استفاده شده است [۱۰ و ۹].

استفاده از نتایج شبیه‌سازی‌های کامپیوتری برای کمک به تصمیم‌گیران برای اتخاذ بهینه‌ترین تصمیم، روشی معمول است که در مطالعات مختلفی استفاده شده است. برای مثال در مطالعه‌ای که روی محل دفنی در شهر مدینه منوره انجام شد، از ترکیب مدل ماژولی تفاضل محدود جریان (MODFLOW) و مدل ماژولی انتقال سه بعدی (MT3DMS)، یک مدل شبیه‌سازی سه بعدی ساخته شد. از این مدل برای درک مهاجرت و انتقال شیرابه از محل دفن به آب زیرزمینی استفاده شد. در این مطالعه یک مدل تجربی تحرک آلاینده ایجاد شد که به تصمیم‌گیران کمک می‌کرد تا محل مناسب برای برداشت آب از آبخوان را به گونه‌ای انتخاب کنند که آب برداشت شده آلوده نباشد. این مدل تجربی از تلفیق نتایج حاصل از محاسبات عددی و تحلیل رگرسیون برای پیش‌بینی توزیع زمانی و مکانی فلزات سنگین در آبخوان به دست آمد [۱۱]. در مطالعه دیگری مدل‌های غلظت آلاینده، مدل نرخ نشت از لاینر و مدل انتقال آلاینده در آب زیرزمینی با هم تلفیق شدند تا تأثیر محل دفن بر آب زیرزمینی بررسی شود. از این مدل برای بررسی آلودگی محل دفنی در چین استفاده شد [۷].

مدل‌های عددی متعددی برای شبیه‌سازی انتقال شیرابه محل دفن در لایه‌های زیرسطحی توسعه یافته‌اند. از نتایج این مدل‌ها برای بررسی رفتار آلاینده‌ها در محل دفن و مطالعه تأثیر پارامترهای مختلف مربوط به لاینر، ویژگی‌های محل دفن، نوع پسماند دفن شده و ... بر میزان آلایندگی محل دفن استفاده شده است. Mishra و همکاران در مطالعه خود روی مدل‌سازی انتقال شیرابه، مرور جامعی روی ادبیات موضوع انجام دادند و سه مدل کامپیوتری را در این زمینه شناسایی کردند. مدل‌های LandSim، Pollute و IWEM[2] تنها مدل‌های کامپوتری بودند که به طور مشخص برای انتقال آلاینده در آب زیرزمینی طراحی شده‌اند [۱۲]. در مطالعه دیگری عملکرد انواع لاینرهای پیشنهادی در راهنمای دفن در کشور چین مورد بررسی قرار گرفت. پژوهشگران بر این نظر بودند که مطالعات بسیار کمی برای ارزیابی عملکرد سیستم‌های لاینر مشخص شده در استاندارد دولت چین انجام شده است. عملکرد سیستم‌های لاینر در استاندارد چینی با عملکرد لاینرهای پیشنهادی در استاندارد آلمان مقایسه شد. برای شبیه‌سازی عددی انتقال آلاینده در تیپ‌های لاینر مشخص شده در استانداردهای دو کشور، از مدل Pollute استفاده شد [۱۳].

همچنین در مطالعه‌ای که توسط عبدلی و غیاثی‌نژاد در سال ۱۳۸۵ و در پی انتشار قانون مدیریت پسماند انجام شد سعی شده رویکرد مشابهی دنبال شود. در این مطالعه پس از بررسی مشخصات فنی لاینر کف محل دفن در استاندارد کشورهای مختلف، کشور به دو منطقه بر اساس اقلیم تقسیم شده است (مناطق با میزان شیرابه هیدرولوژیک منفی و مثبت) و بسته به نوع پسماند دفن شده (خنثی، شهری، خطرناک) و تنها با اتکا بر استانداردهای مطالعه شده، حداقل لاینر برای شش حالت پیشنهاد شده است [۱۴]. رویکرد دنبال شده در این مطالعه اگرچه شروع خوبی برای چنین مطالعاتی بوده است اما سایر عوامل مؤثر (مثل اندازه محل دفن، شرایط زمین‌شناسی محل

1 Decision support systems

2 Industrial Waste Evaluation Model

جدول ۱. پارامترهای مؤثر در طراحی لاینر محل دفن و حدود تغییرات آن‌ها

Table 1. Effective parameters in landfill liner design and their intervals 1.

	بارش (میلی‌متر در سال)	پسماند ورودی به محل دفن (تن در روز)	سرعت آب زیرزمینی (متر در روز)	هدایت هیدرولیکی خاک دست نخوردهٔ زیر محل دفن (متر بر ثانیه)	ضخامت لایهٔ خاک طبیعی زیر محل دفن (متر)
متغییرها و حدود تغییرات	۱۰۰۰ (منطقه مرطوب با بارش بیشتر از ۱۰۰۰)	بیشتر از ۵۰۰	۰/۱ (سرعت کم)	10^{-5} (بالا)	۱۰
	۵۰۰ (منطقه معتدل با بارش ۲۵۰ تا ۱۰۰۰)	۱۰۰ تا ۵۰۰	۰/۴ (سرعت متوسط)	10^{-6} (متوسط)	۵
	۲۵۰ (منطقه خشک با بارش کمتر از ۲۵۰)	کمتر از ۱۰۰	۰/۸ (سرعت بالا)	10^{-8} (پایین)	۵
منبع	به توضیحات بخش ۲ مراجعه شود	[۱۵ و ۱۶]	به توضیحات بخش ۲-۷ مراجعه شود	[۱۸]	[۱۷ و ۱۸]

و تنوع اقلیمی کشور) را در نظر نگرفته، به دلیل اتکا بر استانداردهای فنی سایر کشورها؛ همچنان رویکرد محافظه‌کارانه‌ای را دنبال کرده و به تدوین استاندارد مدونی نیز منتهی نشده است.

یکی از اهداف سازمان حفاظت محیط زیست کشور در تدوین دستورالعمل طراحی محل‌های دفن پسماند که با عنوان «دستورالعمل ارزیابی فنی و ضوابط زیست محیطی محل‌های دفن پسماند عادی و ویژه» منتشر شده است، تدوین چنین استانداردی برای اقلیم‌های مختلف کشور بوده است. مقالهٔ حاضر به ارائه روش‌شناسی اتخاذ شده و نتایج حاصل از آن می‌پردازد که در چارچوب طرح فوق انجام و نتایج اصلی آن در دستورالعمل منعکس شده است. هدف اصلی این مقاله ارائه پژوهشی است که پیش از تدوین دستورالعمل مذکور انجام و به تدوین استاندارد پیشنهادی لاینرهای محل دفن در اقلیم‌های مختلف کشور (به طور مشخص جدول ۴-۵ دستورالعمل) منتهی شده است. بدیهی است محل‌های دفن پسماند ویژه بسته به نوع پسماندی که می‌پذیرند تنوع بیشتری دارند و باید یا از استانداردهای محافظه‌کارانه یا از مدل‌سازی ویژهٔ سایت استفاده کنند.

۲- روش مطالعه

مدل‌سازی انتقال شیرابه محل دفن معمولاً از دو مرحله تشکیل می‌شود: اول، تولید شیرابه و نشت آن از لاینرها و دوم، انتقال و مهاجرت آلاینده‌ها به یک آبخوان [۱۲]. پارامترهای مختلفی در انتقال آلاینده‌ها و طراحی لاینرهای محل دفن تأثیرگذار هستند و در مطالعات مختلف بررسی شده‌اند. برای مثال Zhang و همکاران تأثیر عواملی مثل بارش روزانه، ضخامت لاینر رسی، تعداد سوراخ‌ها در لایه ژئوممبرین، شرایط تماس بین لاینر رسی و ژئوممبرین و زمان نصب پوشش را بر آلودگی محل دفن بررسی کردند [۷]. در این مطالعه در اولین مرحله، متغیرهای طراحی مشخص و بازه‌هایی برای آن‌ها تعیین شد (جدول ۱). برای مثال، برای متغیر اقلیم متوسط بارش در هر منطقه با در نظر گرفتن شرایط اقلیم‌های مختلف کشور، تعریف شد. همهٔ متغیرهای طراحی (اقلیم، اندازهٔ محل دفن، سرعت تراوش آب زیرزمینی[1]، ضخامت و هدایت هیدورلیکی خاک زیر محل دفن) بر اساس بازه‌های تعریف شده (جدول ۱) دسته‌بندی و به عنوان ورودی مدل تعریف شدند. در مرحلهٔ دوم، فهرستی از گزینه‌های مختلف طراحی لاینر محل دفن تدوین شد.

1 Seepage velocity

جدول ۲. سناریوهای مختلف ابعاد محل دفن جهت ورود به مدل

Table 2. Different scenarios of landfill size for modeling

اندازه محل دفن	تناژ پسماند ورودی به محل دفن (تن در روز)	مساحت حدودی محل دفن (هکتار)	طول محل دفن در جهت حرکت آب زیرزمینی (متر)
کوچک	۵۰	۲	۲۰۰
متوسط	۵۰۰	۱۷	۵۰۰
بزرگ	۱۰۰۰	۳۵	۱۰۰۰

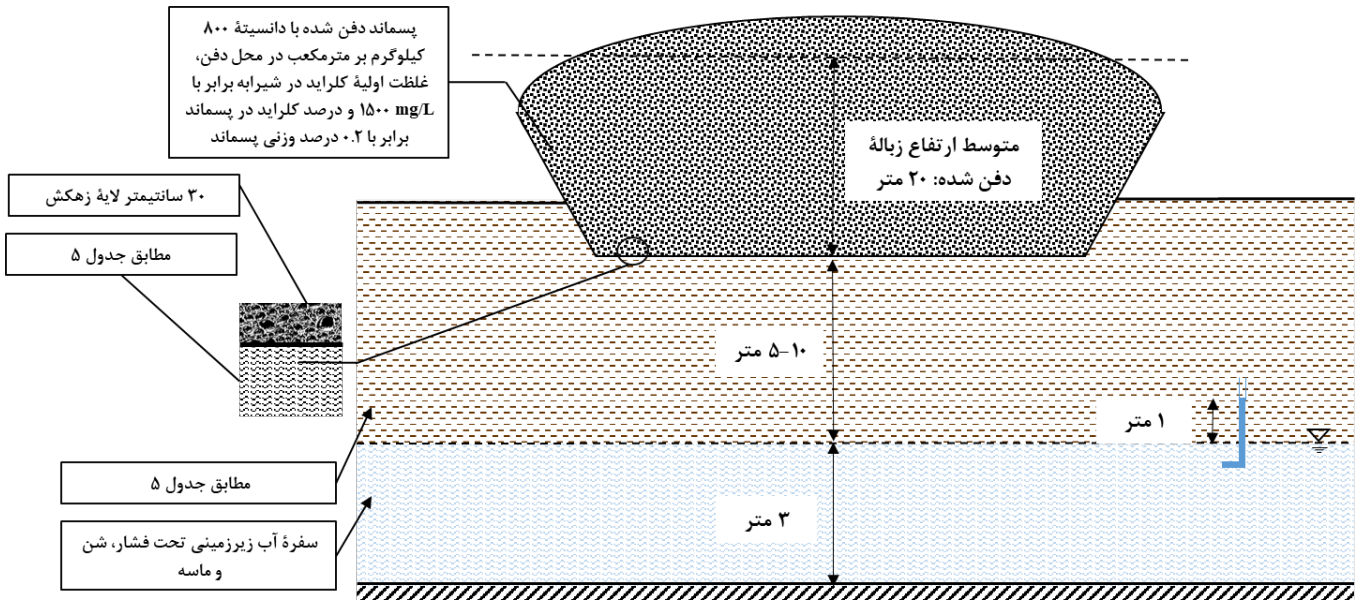
در مطالعه‌ای که Du و همکاران روی عملکرد لاینرهای مشخص شده در استاندارد کشور چین و آلمان انجام دادند حداکثر هد شیرابه، نرخ نشت، غلظت بیشینه آلاینده هدف در آبخوان زیر محل دفن و جرم در واحد سطح آلاینده هدف که به آبخوان وارد می‌شود مبنای عملکرد لاینرهای مختلف قرار گرفت [۱۳]. در این مطالعه حداکثر هد مجاز روی لاینر ۳۰ سانتی‌متر و حداکثر غلظت آلاینده در آب زیرزمینی به عنوان معیار عملکرد لاینر در نظر گرفته شد. بر این اساس در مرحلهٔ سوم از بین نتایج به دست آمده طراحی‌هایی که معیار عملکرد را برآورده کردند، انتخاب و طرح‌های مناسب برای سناریوهای مختلف مشخص شدند.

شکل ۱، کلیات شرایط مدل شده را نشان می‌دهد. هدف از مدل‌سازی، بررسی شرایط مختلف مثل ویژگی‌های اقلیمی و نوع لاینر استفاده شده بر وسعت انتشار و غلظت آلایندهٔ منتشر شده است. برای این منظور، بسته به تناژ پسماند ورودی به محل دفن (کوچک، متوسط و بزرگ) [۱۶ و ۱۵] و میزان بارش، سناریوهای مختلف مطابق جدول ۲ در نظر گرفته شدند.

مطالعات انجام شده نشان می‌دهند که انتقال فرارفت آلاینده‌های بدون واکنشی مثل کلراید از محل دفن بسیار سریع‌تر از آلاینده‌های واکنش‌پذیر اتفاق می‌افتد. برای نمونه، سرعت انتقال کلراید بسیار بیشتر از COD است [۱۹]. این پدیده به ظرفیت جذب پایین خاک طبیعی در برابر کلراید مرتبط است. در نتیجه کلراید با سرعت بالاتری از سایر آلاینده‌ها از محل دفن مهاجرت می‌کند [۲۰]. یون کلراید به عنوان آلایندهٔ معمول در مدل‌سازی استفاده می‌شود، زیرا غلظت اولیهٔ آن در شیرابه، بالا بوده و اندرکنش آن با لاینر رسی قابل صرف نظر کردن است. همچنین، سازوکارهای تجزیهٔ بیولوژیکی تأثیر چندانی در حذف آن ندارند و برهم‌کنش آن با خاک نیز کم است [۲۱]. بنابراین می‌تواند به عنوان نمایندهٔ شرایط حادّ انتقال آلاینده در نظر گرفته شود. در این مطالعه آلایندهٔ کلراید با غلظت اولیهٔ ۱۵۰۰ میلی‌گرم در لیتر و فرض جرم محدود آلاینده جهت مدل‌سازی انتخاب شد. تناژ پسماند ورودی به صورت ابعاد محل دفن به مدل معرفی شد. بدین منظور عمر فعال محل دفن، ۱۵ سال و چگالی پسماند فشرده شده در محل دفن، $800\ kg/m^3$ در نظر گرفته شده است. از آنجا که مدل‌سازی در یک بعد انجام می‌شود، عرض محل دفن اهمیتی در مدل‌سازی ندارد. بنابراین طول در نظر گرفته شده برای محل دفن برای ورود به مدل POLLUTE به صورت جدول ۲ در نظر گرفته شده است. منظور از طول محل دفن، بعدی است که در امتداد جریان آب زیرزمینی قرار دارد.

برای مدل‌سازی انتقال آلودگی در زیر محل دفن از نرم‌افزار POLLUTE v7 استفاده شده است. این برنامهٔ کامپیوتری معادلهٔ یک بعدی پراکنش–فرارفت[1] را برای یک محیطِ لایه لایه، حل و غلظت یک آلاینده را در زمان و عمق مشخصی که کاربر تعریف کرده است، محاسبه می‌کند [۲۲]. این مدل، انتقال آلودگی را در شرایط یک و نیم بعدی تحلیل می‌کند، به این معنی که می‌تواند ضمن تحلیل انتقال در جهت قائم، در دو جهت بالا به پایین و پایین به بالا (تلهٔ هیدرولیکی)، جریان آب را به صورت افقی در آبخوان نیز مدل کند [۲۳].

1 Dispersion-advection equation



شکل ۱. شماتیک مقطع محل دفن استفاده شده برای مدل‌سازی

Fig. 1. Schematic cross section of the modeled landfill

برخلاف فرمول‌بندی‌های المان محدود و تفاضل محدود، POLLUTE نیازی به استفاده از یک روش پیش‌روی زمانی[1] ندارد. این مدل از فرمول‌بندی لایهٔ محدود استفاده می‌کند که نتایج عددی دقیقی به دست می‌دهد و از طرفی نیاز به داده‌های ورودی و محاسبات نسبتاً کمی دارد. بنابراین در شکل اولیهٔ آن، غلظت آلاینده در هر زمان تعیین شده‌ای می‌تواند مستقیماً محاسبه شود بدون اینکه نیاز باشد غلظت در زمان‌های قبل از آن محاسبه شود [۲۲].

همچنین با استفاده از نرم‌افزار HELP داده‌های اقلیمی بارش و تبخیر و تعرق به صورت نرخ تراوش از درون پوشش نهایی محل دفن، محاسبه و به مدل معرفی شدند. مطالعات قبلی نشان داده‌اند در صورتی که متوسط بارش در سایت بالا باشد و آب زیرزمینی در معرض آلودگی قرار داشته باشد، استفاده از لاینرهای کامل‌تر همراه با سیستم جمع‌آوری شیرابه و ژئوممبرین گزینهٔ بهتری نسبت به پوشش‌های نهاییِ پیچیده‌تر است؛ در این صورت نه تنها عملکرد بهبود می‌یابد بلکه هزینهٔ تأمین مصالح و ساخت نیز کاهش خواهد یافت [۶]. بنابراین از آنجا که استفاده از لاینر پیچیده همراه با پوشش‌های ساده‌تر بر استفاده از لاینر ساده‌تر همراه با پوشش نهاییِ پیچیده ترجیح دارد، در این مطالعه نیز تنها دو گزینه (ترکیبی از ۵ سانتی‌متر خاک رویشی با هدایت هیدرولیکی $۱۰^{-۵}$ متر در ثانیه و لایه‌ای به ضخامت ۶۰ سانتی‌متر با هدایت هیدرولیکی $۱۰^{-۶}$ متر در ثانیه) برای پوشش نهایی در HELP مدل شد. با توجه به نتایج به دست آمده، حالت بحرانی‌تر (ترکیبی از ۵ سانتی‌متر خاک رویشی و لایه‌ای به ضخامت ۶۰ سانتی‌متر و با هدایت هیدورلیکی $۱۰^{-۵}$ متر در ثانیه) برای طراحی لاینر به عنوان ورودی مدل POLLUTE انتخاب شد.

۲- ۱- ۱-۲- مکانیزم‌های انتقال و مباحث تئوری مدل POLLUTE

مهاجرت آلاینده‌های محلول در لایهٔ زیرسطحی از سازوکارهای انتقال مختلفی تبعیت می‌کند که به نوع خاک، حضور درز و شکاف، درجهٔ اشباع و برهم‌کنش خاک و آلاینده بستگی دارد. برای رس و سیلت اشباع (هدایت هیدرولیکی کمتر از $۱۰^{-۸}$ متر در ثانیه) سازوکارهای اصلی، فرارفت و انتشار هستند، در حالی که برای ماسهٔ اشباع (هدایت هیدرولیکی بیشتر از $۱۰^{-۷}$ متر در ثانیه) سازوکارهای اصلی، فرارفت و پراکنش هستند [۲۴]. در خاکی که دارای درز و شکاف است سازوکارهای اصلی، فرارفت و پراکنش در طول درز و شکاف‌ها و انتشار از شکاف‌ها به ماتریس است. خاک‌هایی که حاوی ذرات رس یا مادهٔ آلی هستند ممکن است با جذب آلاینده مهاجرت آلاینده را به تأخیر بیندازند.

1 Time-marching

شکل ۲. نرخ تراوش از پوشش نهایی بر حسب مقدار بارش

Fig. 2. Percolation through final cover with average precipitation

مهاجرت آلاینده در یک بعد برای مادهٔ سالم (بدون درز و شکاف) با معادلهٔ ۱ در POLLUTE مدل می‌شود. در این رابطه، c غلظت آلاینده در عمق z در زمان t، D ضریب پراکنش هیدرودینامیک در عمق z، v سرعت (تراوش) آب زیرزمینی در عمق z، n تخلخل خاک در عمق z، ρ چگالی خشک خاک در عمق z، K_d ضریب توزیع (جذب) در عمق z، $v_a=nv$ سرعت دارسی و λ ثابت تجزیهٔ آلاینده ($\ln 2$ تقسیم بر نیمه عمر آلاینده) است.

$$\rho S(x)\frac{\partial^2 u}{\partial^2 t}=\frac{\partial f}{\partial x} \qquad (۱)$$

همچنین در POLLUTE این امکان فراهم شده است که برای ساخت یک مدل، کاربر به صورت جداگانه لایه‌های مختلف محل دفن را تعریف کند یا از بستهٔ سریع و آمادهٔ مدل برای شبیه‌سازی محل دفنی با لاینر تک یا دوگانه (مطابق تعریف زیربخش D سازمان محیط زیست ایالات متحده) استفاده کند. در هر دو حالت می‌توان مشخصات هر لایه را تعریف کرد.

۳- نتایج و بحث

۳- ۱- محاسبهٔ میزان تراوش به سیستم جمع‌آوری شیرابه

برای محاسبهٔ نرخ تراوش از پوشش نهایی، مدل HELP برای شش شهر در ایالات متحده با متوسط بارش سالیانهٔ ۱۰۶ تا ۱۴۱۰ میلی‌متر در سال اجرا شد و نرخ تراوش از درون پوشش نهایی برای این شش حالت محاسبه و با استفاده از آن نمودار شکل ۲ به دست آمد و به عنوان ورودی مدل POLLUTE از آن استفاده شد. بانک اطلاعاتی این نرم‌افزار برای ایالات متحده تنظیم شده و شهرهایی انتخاب شدند که با شرایط آب و هوایی کشور ما مشابهت داشته باشند.

علاوه بر بارش، درصد رطوبت پسماند نیز در تولید شیرابه مؤثر است. از آنجا که در کشور ما (به خصوص در مناطق کم بارش) درصد قابل توجهی از شیرابهٔ تولید شده به رطوبت پسماند وابسته است، یک لایهٔ پسماند به ارتفاع ۲۰ متر با درصد رطوبت ۳۵ درصد (حجمی) هم در مدل HELP لحاظ شده است. بنابراین توجه به این نکته مهم است که در جدول ۳، عدد گزارش شده تحت عنوان نرخ تراوش از پوشش نهایی، در واقع نرخ تراوش شیرابه به سیستم جمع‌آوری شیرابه با لحاظ کردن رطوبت پسماند است.

جدول ۳. متغیرهای لحاظ شده در مدل‌سازی

Table 3. Design variables considered in modeling

سناریوهای در نظر گرفته شده برای شرایط اقلیمی		سناریوهای در نظر گرفته شده برای حجم پسماند دفن شده		سناریوهای در نظر گرفته شده برای سرعت آب زیرزمینی	سناریوهای در نظر گرفته شده برای هدایت هیدرولیکی لایه خاک طبیعی	
نرخ تراوش از درون پوشش (متر در سال)	شرایط اقلیمی متناظر	طول محل دفن در امتداد جریان آب زیرزمینی (متر)	نوع محل دفن	سرعت (متر در سال)	هدایت هیدرولیکی (متر در ثانیه)	ضخامت (متر)
۰/۴۰۸	بارش زیاد (۱۰۰۰ میلی‌متر در سال)	۱۰۰۰	بزرگ	۱۸ (سرعت کم)	$۱۰^{-۵}$ (بالا)	۱۰
۰/۱۹۵	بارش متوسط (۵۰۰ میلی‌متر در سال)	۵۰۰	متوسط	۱۴۶ (سرعت متوسط)	$۱۰^{-۶}$ (متوسط)	۵
۰/۰۸۸	بارش کم (۲۵۰ میلی‌متر در سال)	۲۰۰	کوچک	۲۹۲ (سرعت بالا)	$۱۰^{-۸}$ (پایین)	۵

این رویکرد برای حل این مشکل در پیش گرفته شد که مدل POLLUTE تنها تأثیر نرخ تراوش از درون پوشش نهایی را در تولید شیرابه در نظر می‌گیرد و درصد رطوبت پسماند را ناچیز فرض می‌کند. از آنجا که شیرابهٔ اولیه در اثر رطوبت خود پسماند در بازهٔ فعال محل دفن، تولید شده و پس از آن بیشتر حجم شیرابهٔ تولیدی مربوط به نزولات جوی است (شیرابهٔ ثانویه)، معمولاً در مدل‌سازی از آن صرف‌نظر می‌شود. این حالت در مورد پسماند کشورهای پردرآمد که درصد پسماند آلی در پسماند دفنیِ آن‌ها کم است مطابقت خوبی با واقعیت دارد. با این حال در کشور ما که درصد رطوبت پسماند بالاست، بخش زیادی از شیرابه (به خصوص در اقلیم‌های کم بارش و خشک) مربوط به شیرابهٔ اولیه است. برای در نظر گرفتن شرایط خاص پسماند کشور مطابق آنچه گفته شد عمل شده است. بدیهی است در شرایطی که پسماند فسادپذیر دفن نمی‌شود (برای مثال کمپوست می‌شود) و نقشی در تولید شیرابه ندارد کافی است نرخ تولید شیرابه برای آن شرایط خاص محاسبه شود. بنابراین طبقه‌بندی اقلیمی در واقع بر اساس میزان بارش، تبخیر و تعریق و سایر عوامل جوی و آب و هوایی و نیز درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند انجام می‌شود. مبنا در طبقه‌بندی شرایط اقلیمی، متوسط تراوش سالیانهٔ شیرابه به سیستم جمع‌آوری شیرابه است (جدول ۳).

۳- ۲- طراحی لاینر

ورودی‌های مدل مطابق شکل ۱ و جدول ۳ تعریف شدند. برای هر اقلیم، ۲۷ حالت مختلف با در نظر گرفتن چهار گزینهٔ طراحی لاینر (L1 تا L4 به ترتیب معادل خاک طبیعی و سیستم جمع‌آوری شیرابه، یک لایه لاینر رسی، یک لایه ژئوممبرین، لاینر رسی به اضافهٔ ژئوممبرین) (به توضیحات جدول ۵ مراجعه شود) و در مجموع ۳۲۴ شبیه‌سازی، مدل شده است. همچنین دو گزینهٔ دیگر (L0 و L5 نبود لاینر و سیستم جمع‌آوری شیرابه، ضخامت بالاتر لاینر رسی در حالت استفاده از لاینر رسی و ژئوممبرین) در موارد لزوم کنترل شدند.

برای هر حالت از مدل‌سازی، حداکثر غلظت آلاینده در آبخوان و مدت زمان رسیدن به حداکثر غلظت درست در زیر محل دفن، به دست آمده است. حداکثر مقدار مجاز کلراید در آب، ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر (استاندارد ۱۰۵۳ آب آشامیدنی، مؤسسهٔ استاندارد و تحقیقات صنعتی ایران) در نظر گرفته شده است (حداکثر مجاز غلظت کلراید در آب آشامیدنی در استاندارد وزارت نیرو ۶۰۰ میلی‌گرم در لیتر تعریف شده است). بسیاری از کشورها و نیز استاندارد سازمان بهداشت جهانی، حداکثر حد مجاز غلظت کلراید در آب زیرزمینی را برابر با ۲۵۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر می‌گیرند.

برای لحاظ کردن غلظت زمینه، و در نظر گرفتن اینکه در هر حال

جدول ۴. مشخصات فنی لایه‌های استفاده شده در گزینه‌های طراحی لاینر

Table 4. Technical specifications of different liners

نام	ضخامت	هدایت هیدرولیکی (متر در ثانیه)	ضریب تخلخل	ضریب دیفیوژن برای آلاینده کلراید (متر مربع در سال)	چگالی (کیلوگرم بر متر مکعب)	سایر ملاحظات
لایهٔ زهکش	۰/۳ متر	10^{-4}	۰/۳۵	-	-	-
ژئوممبرین	۱/۵ میلی متر	-	-	3×10^{-5}	-	HDPE با تعداد ۳۰ چروک در هر هکتار با عرض ۳۰ سانتی‌متر، طول ۱۰۰ متر و فاصلهٔ ۱۰ متر. با فرض تماس مناسب بین ژئوممبرین و لایهٔ زیرین.
رس متراکم	۰/۶ متر	10^{-9}	۰/۴	۰/۰۲	۱/۹	لاینر متراکم شدهٔ یکپارچه بدون ترک خوردگی
خاک طبیعی	۵ متر	10^{-8}	۰/۳۸	۰/۰۲	۱/۷	-
	۵ متر	10^{-6}				
	۱۰ متر	10^{-5}				
آبخوان	۳ متر	-	۰/۳	-	-	-

غلظت کلراید در آبخوان صفر نیست، غلظت کلراید در آبخوان‌های کشور بررسی شد. بررسی داده‌های شرکت مدیریت منابع آب ایران (http://wrs.wrm.ir/) نشان می‌دهد غلظت این یون در آبخوان‌های کشور بسیار متغیر بوده و از کمتر از ۱ میلی‌گرم در لیتر تا حدود ۱۸۰۰ میلی‌گرم در لیتر تغییر می‌کند. لذا در این مطالعه، غلظت زمینه برای آلایندهٔ کلراید برابر ۲۰۰ میلی‌گرم در لیتر و حد مجاز برابر ۴۰۰ میلی‌گرم در لیتر در نظر گرفته شده است.

شرط مرزی بالایی (در کف محل دفن و نقطهٔ تماس پسماند با لایهٔ زیرین) به صورت جرم محدود آلاینده (مطابق مشخصات شکل ۱) تعریف شده است. این شرط مرزی که به خوبی نمایان‌گر یک محل دفن است، نمایندهٔ حالتی است که غلظت آلاینده از یک مقدار اولیه آغاز شده، با گذشت زمان افزایش یافته و سپس به موازات انتقال آلاینده با لایهٔ زیرسطحی و برداشت توسط سیستم جمع‌آوری شیرابه، مقدار آن کاهش می‌یابد [۲۲]. شرط مرزی پایینی (محل تماس لایهٔ نیمه‌اشباع با آبخوان) به صورت سرعت خروجیِ ثابت تعریف شده است. در این حالت تغییرات غلظت آلاینده در بالای آبخوان، محاسبه شده و آبخوان به صورت یک شرط مرزی (و نه یک لایهٔ جداگانه) مدل می‌شود. همچنین فرض می‌شود اختلاط کافی وجود داشته و غلظت در کل ضخامت آبخوان یکنواخت است. در حالتی که عمق آبخوان زیادتر هم باشد تنها سه تا شش متر بالای آبخوان در مدل‌سازی لحاظ می‌شود.

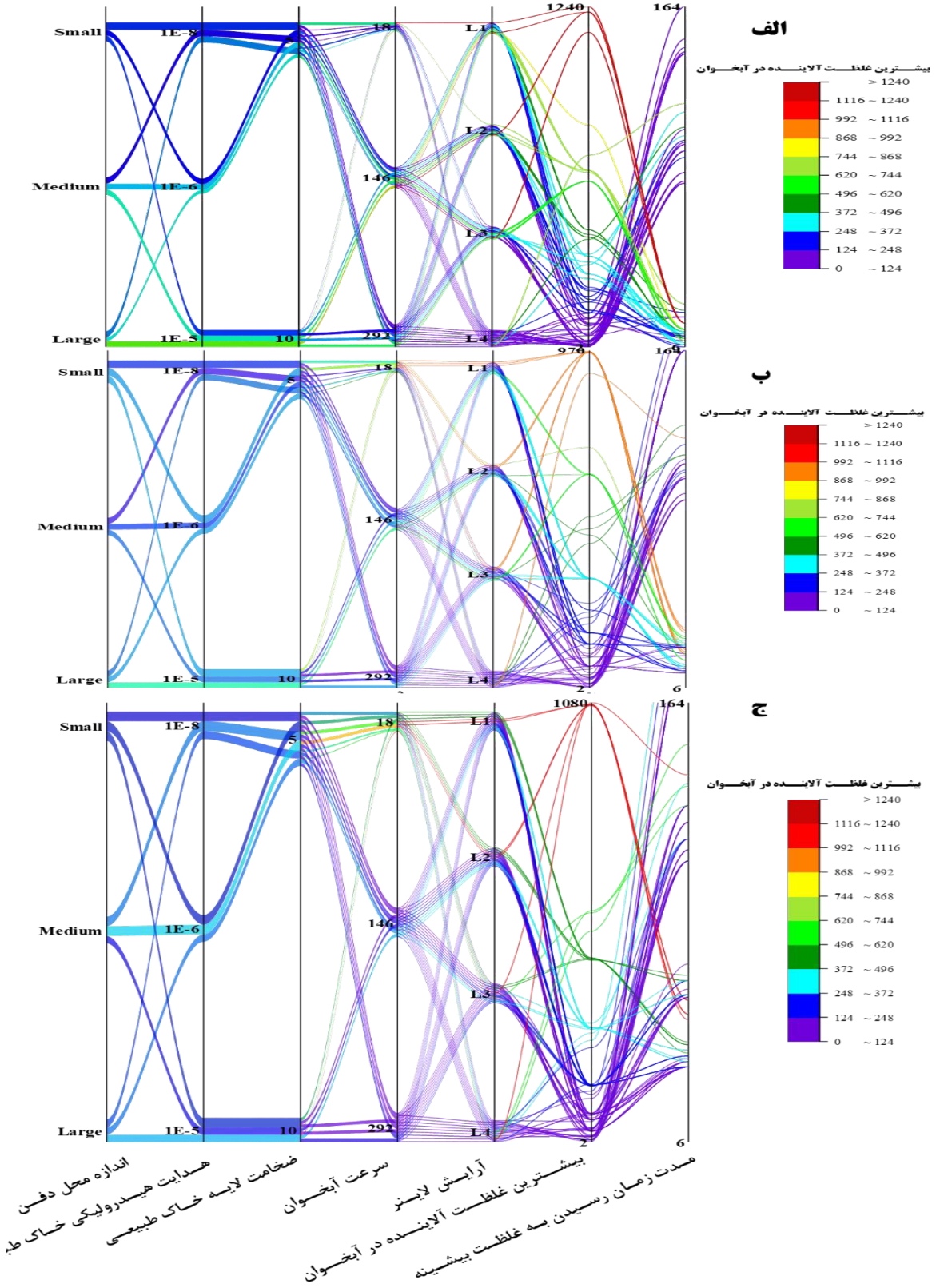
تا آنجا که از جستجوی ادبیات موضوع به دست آمد، پایین‌ترین حد گزارش شده برای سرعت آب زیرزمینی در منابع ۰/۰۵ متر در روز است [۲۵ و ۲۱]. از آنجا که با در نظر گرفتن این سرعت در بسیاری از شرایط آب و هوایی و ژئوهیدرولوژیکی، لاینرهای پیشنهادی در جدول ۵ پاسخگو نبودند، سرعت بالاتر ۰/۱۵ متر در روز مبنا قرار گرفت تا بازهٔ کاربردی بیشتری را در بر بگیرد (سرعت معمول آب زیرزمینی در یک آبخوان ماسه‌ای یا شنی ممکن است از ۰/۱۵ تا ۱۵ متر در روز متغیر باشد [۲۵]). برای شرایط خاص و غیرمعمولی که سرعت آب زیرزمینی از این مقدار پایین‌تر است لازم است مدل‌سازی، انجام شده و لاینر کافی طراحی شود.

نتایج مدل‌سازی برای نرخ‌های تراوش ۰/۴۰۸، ۰/۱۹۵ و ۰/۰۸۸ متر در سال در شکل ۳ نمایش داده شده‌اند. در مدل POLLUTE، آب زیرزمینی در آبخوان با سرعت ورودی v_{in} وارد شده، با آب ورودی به آبخوان از کف محل دفن (با سرعت دارسی برابر با v_a) جمع شده و آب خروجی (v_b) را تشکیل می‌دهد. با وارد کردن اطلاعات لایه‌های مختلف، مدل حداقل سرعت افقی خروجی در آبخوان و نیز سرعت دارسی را محاسبه می‌کند. این سرعت حداقل سرعتی است که شرط پیوستگی جریان را برآورده می‌کند. بنابراین سرعت خروجی باید حداقل برابر با مقدار محاسبه شده باشد؛ در غیر این صورت شرط پیوستگی برآورده نخواهد شد. از آنجا که سرعت دارسی در مقایسه با سرعت آبخوان بسیار کم است، در همهٔ حالت‌های مدل‌سازی سرعت خروجی برابر با سرعت آبخوان (جدول ۳) فرض شده است. در سناریوهایی که سرعت آبخوان در آن‌ها کمتر از حداقل سرعت محاسبه شدهٔ مدل بوده‌اند، به دلیل برآورده نکردن شرط پیوستگی، لاینر در نظر گرفته شده برای آن‌ها ناکافی لحاظ شده و مدل نشده‌اند. در این حالت‌ها، که بیشتر در سرعت‌های پایین آب زیرزمینی، محل‌های دفن بزرگ، هدایت هیدرولیکی بالاتر خاک طبیعی و اقلیم‌های پربارش و با گزینه‌های لاینر کمتر از L4 مشاهده می‌شوند، نتیجه‌ای در شکل ۳ مشاهده نمی‌شود؛ زیرا بدون مدل‌سازی کفایت لاینر رد شده است.

همان‌طور که در شکل ۳ مشاهده می‌شود، هر چه اندازهٔ محل دفن بزرگتر و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی در زیر محل دفن بیشتر باشد، با تغییر در آرایش لاینر از L4 به L1 و کاهش سرعت آب زیرزمینی در آبخوان، حداکثر غلظت آلاینده‌ای که به آبخوان می‌رسد بیشتر است و مدت زمان رسیدن به حداکثر غلظت نیز کاهش می‌یابد. به طور مشابه در مطالعه Shu و همکاران برای بررسی تأثیر هد شیرابه روی انتقال آلاینده‌های معمول شیرابه از یک سیستم لاینر در محل دفن با استفاده از یک مدل المان محدود، نتایج به دست آمده نشان دادند که برای آلاینده COD، حداکثر غلظت در نمودار شکست در لاینر رسی در مدت زمان بسیار کوتاه‌تری (۳ تا ۱۲ سال) نسبت به لاینر رسی همراه با یک لایه ژئوممبرین (۱۷ تا ۳۶ سال) مشاهده می‌شود [۲۶]. شرایط آلایندگی با افزایش میزان بارندگی شدت یافته به طوری که در اقلیم کم بارش (نرخ تراوش ۰/۰۸۸ متر در سال) تقریباً در تمامی شرایط شرط پیوستگی برآورده شده است (شکل ۳-ج)، اما با افزایش بارش (افزایش نرخ تراوش) تعداد مواردی که شرط پیوستگی جریان برآورده نشده افزایش یافته است.

در مواردی که شرط پیوستگی برآورده شده و مدل‌سازی انجام شده است، نتایج نشان می‌دهند که در اقلیم پر بارش (نرخ تراوش ۰/۴۰۸ متر در سال)، غلظت بیشینه در استفاده از L1 و در شرایطی رخ می‌دهد که هدایت هیدرولیکی خاک طبیعی 10^{-8} متر در ثانیه و اندازه محل دفن کوچک است. همچنین مدت زمان رسیدن به حداکثر غلظت آلاینده در آبخوان، حدود ۱۷ سال است. در اقلیم با بارش متوسط (۰/۱۹۵ نرخ تراوش متر در سال) چنین شرایطی در استفاده از L1 در محل‌های دفن کوچک و زمانی اتفاق می‌افتد که هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی 10^{-6} متر در ثانیه است. در این حالت مدت زمان رسیدن آلاینده به حداکثر غلظت خود در آبخوان در حدود ۲۲ سال به دست آمده است. با این حال وقتی در اقلیم کم بارش قرار داریم (نرخ تراوش ۰/۰۸۸ متر در سال) بحرانی‌ترین شرایط به لحاظ حداکثر غلظت آلاینده در آبخوان، در استفاده از L4 و در محل دفن بزرگ مشاهده شده است. در این حالت هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی 10^{-5} متر در ثانیه بوده و مدت زمان رسیدن آلاینده به حداکثر غلظت خود در آبخوان در حدود ۱۳۸ سال به دست آمده است. در شرایط مشابه (محل دفن بزرگ و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی 10^{-5} متر در ثانیه) برای دو اقلیم با بارش متوسط و زیاد به دلیل برآورده نشدن شرط پیوستگی جریان امکان مدل‌سازی نبوده و بدون مدل‌سازی کفایت مدل رد شده است. مطالعه Shu و همکاران نیز نشان می‌دهد با افزایش سرعت تراوش، زمان شکست به میزان قابل ملاحظه‌ای کاهش یافته و انتقال آلاینده از لاینر با سرعت بیشتری اتفاق می‌افتد [۲۶]. بدیهی است هر سه حالت بحرانی در شرایطی رخ داده‌اند که سرعت آبخوان بسیار کم و برابر با ۱۸ متر در سال بوده است.

نتایج مشابهی در مطالعات پیشین نیز گزارش شده‌اند [۱۸]. Du و همکاران در نتایج خود نشان دادند، در حالتی که تنها یک لایه رس طبیعی با هدایت هیدرولیکی کمتر از 10^{-9} متر در ثانیه در زیر محل دفن وجود دارد، نرخ نشت شیرابه حدود پنج تا هشت برابر نسبت به لاینر مرکب بیشتر است [۱۳]. مطالعه دیگری نشان می‌دهد که لاینرها در بازه سی ساله در جلوگیری از نشت شیرابه بسیار مؤثر هستند. با این حال در زمان‌های طولانی‌تر نشت اتفاق می‌افتد. حداکثر مقدار نشت بعد از ۱۲۰، ۱۵۰ و ۱۸۰ سال به ترتیب برای لاینر رسی، ژئوممبرین HDPE و لاینر مرکب به حداکثر مقدار خود رسید. همچنین لاینر مرکب نسبت به لاینر رسی، ژئوممبرین HDPE و حالتی که هیچ لاینری استفاده نشود به ترتیب ۱۰، ۱۰ و ۲۵ درصد عملکرد بهتری دارد [۱۲].



شکل ۳. حداکثر غلظت آلاینده و مدت زمان رسیدن به حداکثر غلظت آلاینده در آب زیرزمینی در شرایط مختلف مدل‌سازی با نرخ تراوش الف- ۰/۴۰۸، ب- ۰/۱۹۵ و ج- ۰/۰۸۸ میلی‌متر در سال.

Fig. 3. The maximum contaminant concentration and times to reach the maximum concentration in aquifer in different modeling scenarios and leachate infiltration rate of a-0.408, b-0.195 and c-0.088 m/a.

در مرحلهٔ بعد و با توجه به نتایج مدل‌سازی، لاینر مناسب برای هر شرایط پیشنهاد شده است. در طراحی‌های انجام شده، لاینرهای L1 تا L4 مطابق تعریف جدول ۵ لحاظ شده‌اند. همچنین مشخصات فنی این لایه‌ها در جدول ۴ تعریف شده است. در مواردی که L1 پاسخگو بوده یا L4 کافی نبوده (جدول ۵) گزینه‌های عدم وجود لاینر (L0) و افزایش ضخامت لاینر رسی به ۷۵ سانتی‌متر در آرایش L4 (L5) کنترل شدند. از این جدول در تدوین دستورالعمل ارزیابی فنی و ضوابط زیست محیطی محل‌های دفن پسماندهای عادی و ویژه استفاده شده است.

همانطور که در جدول ۵ مشاهده می‌شود سطح کشور بر اساس متوسط بارش و تبخیر سالیانه و نیز با در نظر گرفتن درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند دفن شده به چهار منطقه تقسیم شده است. این تعریف کمک می‌کند که هم تولید شیرابهٔ اولیه و هم تولید شیرابهٔ ثانویه در نظر گرفته شوند. این حالت مطابقت بیشتری با شرایط کشور ما دارد که در حال حاضر در بسیاری از نقاط آن هم‌چنان پسماندهای تر هم در محل‌های دفن پسماند شهری دفن می‌شوند. با دقت در جدول ۵ مشخص است که هر چه نرخ تراوش به سیستم جمع‌آوری شیرابه بیشتر، محل دفن بزرگتر، سرعت آب زیرزمینی کمتر و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی در زیر محل دفن بیشتر باشد، به لاینر پیچیده‌تری نیاز است. در نهایت تأکید می‌شود که نتایج جدول ۵ با شرایط مدل‌سازی مفروض در این مقاله به دست آمده و حداقل لاینر مورد نیاز در شرایط مفروض را نشان می‌دهد.

بدیهی است که سایر عوامل نیز می‌توانند عملکرد لاینرها را تحت تأثیر قرار داده و در انتقال آلاینده‌ها مؤثر باشند. برای مثال چرخه‌های یخزدگی–ذوب‌شدگی می‌توانند هدایت هیدرولیکی لاینر رسی را افزایش دهند [۲۷]. ویژگی‌های شیمیایی شیرابه نیز بر ساختار رس تأثیر گذاشته و در مواردی منجر به افزایش هدایت هیدرولیکی لاینر می‌شوند. در مطالعه‌ای که روی مهاجرت افقی و عمودی شیرابه در خاک زیر محل دفنی در شمال ایران انجام شد ویژگی‌های فیزیکی و شیمیایی خاک بررسی شده و مشخص شد که شیرابه بیش از همه حدود آتربرگ و درصد رطوبت خاک را تحت تأثیر قرار داده است [۲۰]. همچنین در مواردی که گرادیان بالای دمایی در محل دفن ایجاد شود (ضریب سورت بزرگتر از $0.01\ k^{-1}$)، تأثیر انتشار گرمایی[1] در انتقال آلاینده‌های آلی در لاینرهای کامپوزیت اهمیت می‌یابد [۲۸]. شرایط تماس ژئوممبرین و لاینر رسی نیز عامل کلیدی در تعیین نرخ نشت شیرابه است. بنابراین اطمینان از تماس مناسب بین لایه ژئوممبرین و لاینر رسی برای محافظت از آب‌های زیرزمینی ضروری است [۷]. مطالعات انجام شده نشان می‌دهند که در شرایطی که تماس مناسبی بین لاینر رسی و لایه ژئوممبرین وجود ندارد، نرخ نشت شیرابه حدود سه برابر بیشتر از حالتی است که تماس کافی بین این دو لایه برقرار است [۱۳].

هد شیرابه نیز در این مطالعه ثابت فرض شده اما برخی مطالعات نشان می‌دهند که هد متغیر بر نتایج به دست آمده تأثیرگذار است. افزایش هد شیرابه بیش از همه نرخ تراوش به سیستم لاینر را تحت تأثیر قرار داده و تراوش شیرابه را افزایش می‌دهد. همچنین هر چه هدایت هیدرولیکی لاینر کمتر باشد (لاینر رسی)، زمان شکست حساسیت بالاتری نسبت به هد شیرابه نشان می‌دهد. نتایج گزارش شده توسط Shu و همکاران نشان می‌دهد که با افزایش هد شیرابه از ۰/۳ متر به ۱۰ متر، زمان شکست در لاینر رسی حدود ۷۵ درصد کاهش یافت در حالی که زمان شکست در لاینر ژئوممبرین تنها در حدود ۲۰ تا ۳۰ درصد کاهش را نشان داد. همچنین در شرایطی که هد شیرابه در بازه مدل‌سازی ثابت فرض می‌شود نسبت به حالتی که هد شیرابه متغیر در نظر گرفته می‌شود، حساسیت مدت زمان شکست بالاتر است. برای مثال در لاینر رسی در شرایطی که بیشینه هد شیرابه از ۲ تا ۱۰ متر متغیر در نظر گرفته شود، مدت زمان شکست تنها حدود ۲۸ درصد کاهش می‌یابد. اما در شرایط هد ثابت مدت زمان شکست در حالتی که هد ۱۰ متر باشد حدود ۵۸ درصد کمتر از حالتی است که هد شیرابه ۲ متر در نظر گرفته می‌شود [۲۶]. در صورتی که راهبری مناسب نباشد در محل‌های دفن هدهای بسیار بالاتری مشاهده می‌شوند. برای مثال در محل دفنی در استان مازندران، هد شیرابه در گمانه‌ای که در سلول دفن حفر شده ۷/۹۵ متر گزارش شده است [۲۰].

بنابراین مواردی مثل اجرای مناسب لایه‌های ژئوسینتتیک (با تعداد چروک/پارگی مجاز) و لاینر رسی (به صورتی که فرض یکپارچه بودن لاینر را برآورده کند)، پایداری شیب‌ها، طراحی لرزه‌ای، راهبری مناسب سیستم جمع‌آوری شیرابه و حفظ هد شیرابه در حد مجاز، تماس مناسب بین لاینر رسی و ژئوممبرین و ... همگی باید به صورتی طراحی و اجرا شوند که فرض‌های انجام شده در مدل‌سازی مبنی بر یکپارچگی سیستم لاینر معتبر باشد. چنین مواردی می‌توانند عمر مفید اجزای مختلف لاینر (به خصوص لایه‌های ژئوسینتتیک) را کاهش دهند. به همین دلیل در این مطالعه مبنا، حداکثر غلظت آلاینده قرار گرفته است و نه مدت زمان شکست[2].

1 Thermodiffusion

2 Breakthrough time

جدول ۵. حداقل الزامات لاینر برای محل‌های دفن پسماندهای شهری در مناطق مختلف کشور [۲۹].

Table 5. Minimum liner requirements for municipal solid waste landfills for different areas of the country

کمترین سرعت آب زیرزمینی در یک بازهٔ ۱۰ ساله (متر در روز)	حداقل ضخامت لایه خاک طبیعی پس از حفر ترانشه (متر)	هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی (متر در ثانیه)	اندازه محل دفن*											
			کوچک[۵]				متوسط[۶]				بزرگ[۷]			
			منطقه چهار[۴]	منطقه سه[۳]	منطقه دو[۲]	منطقه یک[۱]	منطقه چهار	منطقه سه	منطقه دو	منطقه یک	منطقه چهار	منطقه سه	منطقه دو	منطقه یک
بیشتر از یا مساوی با ۰/۸	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-8}	L1			L0	L2 یا L3	L2	L0	L0	L3			L0
	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-6} و بیشتر از 10^{-8}	L2	L0	L0		L4				L4			
	۱۰	بیشتر از 10^{-6} و کمتر از یا مساوی با 10^{-5}	L3											
کمتر از ۰/۸ و بیشتر از یا مساوی با ۰/۴	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-8}	L1	L0	L0	L0	L3	L3	L0	L0	L4	L3		
	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-6} و بیشتر از 10^{-8}	L2				L4				L4			
	۱۰	بیشتر از 10^{-6} و کمتر از یا مساوی با 10^{-5}	L4											
کمتر از ۰/۴ و بیشتر از یا مساوی با ۰/۱۵**	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-8}	L3			L2	L3	L4			L4			
	۵	کمتر از یا مساوی با 10^{-6} و بیشتر از 10^{-8}					L4				L4	L5		
	۱۰	بیشتر از 10^{-6} و کمتر از یا مساوی با 10^{-5}	L4				L4	L5			****			

۱- منطقه یک اقلیمی است که در آن متوسط بارش و تبخیر سالیانه و نیز درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند دفن شده به صورتی باشد که منجر به ورود شیرابه با نرخ کمتر از یا مساوی با ۸۸ میلی‌متر در سال به سیستم جمع‌آوری شیرابه شود.

۲- منطقهٔ دو اقلیمی است که در آن متوسط بارش و تبخیر سالیانه و نیز درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند دفن شده به صورتی باشد که منجر به ورود شیرابه با نرخ کمتر از یا مساوی با ۱۹۵ و بیشتر از ۸۸ میلی‌متر در سال به سیستم جمع‌آوری شیرابه شود.

۳- منطقه سه اقلیمی است که در آن متوسط بارش و تبخیر سالیانه و نیز درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند دفن شده به صورتی باشد که منجر به ورود شیرابه با نرخ کمتر از یا مساوی با ۴۰۸ و بیشتر از ۱۹۵ میلی‌متر در سال به سیستم جمع‌آوری شیرابه شود.

۴- منطقه چهار اقلیمی است که در آن متوسط بارش و تبخیر سالیانه و نیز درصد رطوبت و ظرفیت میدانی پسماند دفن شده به صورتی باشد که منجر به ورود شیرابه با نرخ بیشتر از ۴۰۸ میلی‌متر در سال به سیستم جمع‌آوری شیرابه شود.

۵- محل دفنی که روزانه کمتر از یا مساوی با ۵۰ تن پسماند در آن دفن می‌شود.

۶- محل دفنی که روزانه بیشتر از ۵۰ و کمتر از یا مساوی با ۵۰۰ تن پسماند در آن دفن می‌شود.

۷- محل دفنی که روزانه بیشتر از ۵۰۰ و کمتر از یا مساوی با ۱۰۰۰ تن پسماند در آن دفن می‌شود.

* در صورتی که محل دفن روزانه بیشتر از ۱۰۰۰ تن پسماند را می‌پذیرد در تمامی حالت‌ها **L4** توصیه می‌شود. در غیر این صورت بایستی کفایت لاینر در نظر گرفته شده در طرح محل دفن با مدل‌سازی تأیید شود.

** در صورتی که حداقل سرعت آبخوان کمتر از ۰/۱۵ متر در روز در زیر محل دفن باشد، لازم است کفایت لاینر با مدل‌سازی تأیید شود.

*** در صورتی که غلظت زمینهٔ کلراید در آبخوان بیشتر از ۱۵۰ میلی‌گرم بر لیتر است لازم است حداکثر غلظت مجاز قابل نشت از محل دفن در هماهنگی با آب منطقه‌ای استان و بسته به کاربری آبخوان تعیین شود. در این صورت امکان استفاده از این جدول وجود ندارد و بایستی مدل‌سازی، انجام شده و کفایت لاینر تعیین شده با توجه به حساسیت‌های مربوط به آبخوان منطقه تعیین شود.

**** لاینرهای پیشنهاد شده در این جدول پاسخگو نیستند. در این شرایط لازم است مدل‌سازی انجام شده و لاینر مناسب طراحی شود.

توجه: این جدول در صورتی قابل استفاده است که ارتفاع پسماند دفن شده حداکثر ۲۰ متر باشد. در صورتی که ارتفاع پسماند در محل دفن از ۲۰ متر بیشتر است بایستی مدل‌سازی انجام شده و کفایت لاینر تأیید شود.

L0: لایهٔ خاک طبیعی

L1: لایهٔ خاک طبیعی + سیستم جمع‌آوری شیرابه (لایه‌ای به ضخامت ۳۰ سانتی‌متر با هدایت هیدرولیکی حداقل 10^{-4} متر در ثانیه).

L2: لایهٔ خاک طبیعی + سیستم جمع‌آوری شیرابه + لاینر رسی (حداقل ۶۰ سانتی‌متر با هدایت هیدرولیکی حداکثر 10^{-9} متر در ثانیه یا **GCL** معادل آن).

L3: لایهٔ خاک طبیعی + سیستم جمع‌آوری شیرابه + ژئوممبرین (HDPE به ضخامت ۶۰ mil).

L4: لایهٔ خاک طبیعی + سیستم جمع‌آوری شیرابه + ژئوممبرین + لاینر رسی (حداقل ۶۰ سانتی‌متر با هدایت هیدرولیکی حداکثر 10^{-9} متر در ثانیه یا GCL معادل آن).

L5: لایهٔ خاک طبیعی + سیستم جمع‌آوری شیرابه + ژئوممبرین + لاینر رسی (حداقل ۷۵ سانتی‌متر با هدایت هیدرولیکی حداکثر 10^{-9} متر در ثانیه یا GCL معادل آن).

در چنین مواردی امکان مدل‌سازی برای همهٔ شرایط ممکن، عملی نیست و باید در صورتی که چنین شرایط خاصی در یک محل دفن حاکم است مدنظر قرار گیرند. شرایط مدل شده در این نوشتار با فرض شرایط محافظه‌کارانه بخشی از عدم قطعیت‌ها را پوشش می‌دهند اما در مواردی که برای مثال شیرابه ویژگی‌های خاصی دارد، یا عمق یخزدگی و تعداد چرخه‌های یخزدگی بالاست لازم است مدل‌سازی بسته به شرایط انجام شده و کفایت لاینر تأیید شود.

۴- -نتیجه‌گیری

این مطالعه با هدف پیشنهاد استانداردی ملی برای سیستم لاینر در کف محل‌های دفن شهری انجام شد. برای این منظور می‌توان دو رویکرد متصور شد. اولین حالت این است که طراحی مشابهی برای تمامی شرایط پیشنهاد شود. با توجه به تنوع اقلیمی بالا و تفاوت در مقدار پسماند دفن شده در شهرهای کوچک و بزرگ کشور، چنین رویکردی می‌تواند بسیار محافظه‌کارانه بوده و در موارد بسیاری هزینه‌های گزاف و غیرضروری را به متولیان امر تحمیل کند. در رویکرد دوم می‌توان عملکرد سیستم لاینر را برای هر شرایط خاص مبنای تصمیم‌گیری قرار داد. در چنین شرایطی معمولاً لازم است از یک مدل عددی یا تحلیلی (در صورت وجود) استفاده کرده و برآورده شدن استانداردها تأیید شوند. الزام به مدل‌سازی در تمامی موارد نیز با در نظر گرفتن امکانات و نیروی انسانی موجود در نقاط مختلف کشور و شرایط مختلف (محل‌های دفن کوچک در نقاط شهری و روستایی) غیرواقع بینانه است. بنابراین رویکردی بینابینی در پیش گرفته شد. بدین منظور با توجه مقدار تراوش شیرابه به داخل سیستم جمع‌آوری شیرابه، ضخامت و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی در زیر محل دفن، سرعت آب زیرزمینی و اندازه محل دفن، سناریوهای مختلفی تعریف و عملکرد آرایش‌های مختلف لاینر در هر شرایط با استفاده از مدل POLLUTE برای ۳۲۴ حالت مختلف شبیه‌سازی و بررسی شد. حداکثر هد مجاز روی لاینر، ۳۰ سانتی‌متر تعریف و حداکثر غلظت آلاینده در آب زیرزمینی به عنوان معیار عملکرد لاینر در نظر گرفته شد. شرایط لحاظ شده با هدف تعریف استانداردهای مختلف سیستم لاینر برای نقاط مختلف کشور و به منظور در نظر گرفتن تنوع نیازها و اقلیم‌های کشور تعریف شدند.

نتایج به دست آمده نشان دادند که هر چه اندازهٔ محل دفن، بزرگتر و هدایت هیدرولیکی لایهٔ خاک طبیعی در زیر محل دفن بیشتر باشد، با تغییر در آرایش لاینر از L4 به L1 و کاهش سرعت آب زیرزمینی در آبخوان، حداکثر غلظت آلاینده‌ای که به آبخوان می‌رسد بیشتر است و زمان رسیدن به حداکثر غلظت نیز کاهش می‌یابد. این شرایط با افزایش نرخ تراوش به سیستم جمع‌آوری شیرابه شدت می‌یابد. با افزایش میزان بارش، بیشترین غلظت آلاینده در محل‌های دفن کوچکتر و با هدایت هیدرولیکی بالاترِ لایهٔ خاک طبیعی اتفاق می‌افتد. زمان شکست (زمان رسیدن به حداکثر غلظت آلاینده در آبخوان) با افزایش نرخ تراوش کاهش یافته است. همچنین هر چه سرعت آبخوان کمتر باشد رقیق‌سازی آلاینده و انتقال آن به کندی اتفاق افتاده و بحرانی‌ترین شرایط معمولاً در سرعت‌های پایین مشاهده می‌شوند.

در نهایت با توجه به نتایج مدل‌سازی‌های انجام شده، شش حالت برای سیستم لاینر در کف محل دفن برای چهار منطقه (بر اساس اقلیم و میزان مواد فسادپذیر در پسماند دفن شده) و بر اساس سرعت آبخوان و اندازهٔ محل دفن پیشنهاد شده است. بدیهی است مدل‌سازی‌های انجام شده در چهارچوب فرض‌های تشریح شده در این مطالعه معتبر هستند و به دلیل ساده‌سازی‌هایی که در مدل کردن شرایط واقعی انجام می‌شوند، نمی‌توانند تمامی شرایط را لحاظ کنند. بنابراین در مواردی که شرایط یک محل دفن با مفروضات این مطالعه تفاوت داشته باشند، امکان استفاده از استانداردهای پیشنهادی در دستورالعمل ارزیابی فنی و ضوابط زیست محیطی محل‌های دفن پسماندهای عادی و ویژه وجود نداشته و باید از دیگر روش‌های مذکور در دستورالعمل جهت طراحی لاینر استفاده شود.

تشکر و قدردانی

این پژوهش بخشی از مطالعات انجام شده برای تدوین دستورالعمل ارزیابی فنی و ضوابط زیست محیطی محل‌های دفن پسماندهای عادی و ویژه است که به سفارش سازمان حفاظت محیط زیست کشور انجام شده است. بر خود لازم می‌دانیم از سازمان حفاظت محیط زیست برای تأمین هزینه‌های این مطالعه سپاس‌گزاری کنیم. همچین لازم است از داوران ناشناس نشریه مهندسی عمران امیرکبیر که با نظرات ارزشمند خود تأثیر به سزایی در اصلاح این اثر داشتند قدردانی کنیم.

منابع

[1] S. Kaza, L. Yao, P. Bhada-Tata, F. Van Woerden, What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050, The World Bank, Washington, DC., (2018).

[2] L.M.S. Pandey, S.K. Shukla, An insight into waste management in Australia with a focus on landfill

technology and liner leak detection, Cleaner Production, 225 (2019) 1147-1154.

[3] G. Sauve, K. Van Acker, The environmental impacts of municipal solid waste landfills in Europe: A life cycle assessment of proper reference cases to support decision making, Environmental Management, 261 (2020) 110216.

[4] N. Touze-Foltz, H. Xie, G. Stoltz, Performance issues of barrier systems for landfills: A review, Geotextiles and Geomembranes, 49(2) (2021) 475-488.

[5] U.S. EPA, Solid waste disposal facility criteria, technical manual, EPA530-R-93-017, Solid waste and emergency response, (1993).

[6] B. Çelik, S. Girgin, A. Yazıcı, K. Ünlü, A decision support system for assessing landfill performance, Waste Management, 30(1) (2010) 72-81.

[7] J. Zhang, J.M. Zhang, B. Xing, G.D. Liu, Y. Liang, Study on the effect of municipal solid landfills on groundwater by combining the models of variable leakage rate, leachate concentration, and contaminant solute transport, Environmental Management, 292 (2021) 112815.

[8] M. Poch, J. Comas, I. Rodríguez-Roda, M. Sànchez-Marrè, U. Cortés, Designing and building real environmental decision support systems, Environmental Modelling & Software, 19(9) (2004) 857-873.

[9] M.S. Bani, Z.A. Rashid, K.H.K. Hamid, M.E. Harbawi, A.B. Alias, M.J. Aris, The development of decision support system for waste management; a review, Word Academy of Science, Engineering and Technology, 3 (2009) 54-64.

[10] A. Verge, R.K. Rowe, A framework for a decision support system for municipal solid waste, Waste Management & Research, 31(12) (2013) 1217–1227.

[11] A.T. Ahmed, A.E. Alluqmani, M. Shafiquzzaman, Impacts of landfill leachate on groundwater quality in desert climate regions, International Journal of Environmental Science and Technology, 16 (2019) 6753–6762.

[12] H. Mishra, S. Karmakar, R. Kumar, P. Kadambala, A long-term comparative assessment of human health risk to leachate-contaminated groundwater from heavy metal with different liner systems, Environmental Science Pollution Research, 25 (2018) 2911–2923.

[13] Y.J. Du, S.L. Shen, S.Y. Liu, S. Hayashi, Contaminant mitigating performance of Chinese standard municipal solid waste landfill liner system, Geotextiles and Geomembranes232-23 (2009) (3)27 ,.

[14] M.A. Abdoli, H. Ghiasinejad, A strategy in development of regulations related to the minimum requirements for solid waste landfill liners in the country, Journal of Environmental Studies, 40 (2007) 9-18. (In Persian)

[15] Department of Water Affairs and Forestry (DWAF), Minimum requirements for waste disposal by landfill, Third edition, Republic of South Africa, (2005).

[16] EPA Victoria, Siting, design, operation and rehabilitation of landfills, 200 Victoria Street, Carlton, (2014).

[17] B. Celik, R.K. Rowe, K. Unlü, Effect of vadose zone on the steady-state leakage rates from landfill barrier systems, Waste management, 29(1) (2009) 103-109.

[18] B. Tarhan, K. Ünlü, Performance-based landfill design: development of a design component selection matrix using GIS and system simulation models, Environmental Geology, 49(1) (2005) 133-147.

[19] H.J. Xie, Y.M. Chen, L.T. Zhan, R.P. Chen, R.H. Chen, X.W. Tang, H. Ke, Investigation of migration of pollutant at the base of Suzhou Qizishan landfill without a liner system, Journal of Zhejiang University-Science A, 10 (2009) 439–449.

[20] D. Yousefi Kebria, M. Ghavami, S. Javadi, M. Goharimanesh, Combining an experimental study and ANFIS modeling to predict landfill leachate transport in underlying soil—a case study in north of Iran, Environmental Monitoring and Assessment, 190 (2018) 10-17.

[21] R.K. Rowe, C.J. Caers, G. Reynolds, C. Chan, Design and construction of the barrier system for the Halton Landfill, Canadian Geotechnical Journal, 37(3) (2000) 662-675.

[22] R.K. Rowe, J.R. Booker, POLLUTE version 7 reference

system, Environmental Management, 239 (2019) 262-270.

[27] M. Gholikhany, K. Badv, Effect of leachate and freeze-thaw cycles on the hydraulic conductivity of clayey barriers, Amirkabir Journal of Civil Engineering, 53(12) (2022) 22-22.

[28] M.Q. Peng, H.X. Feng, H.X. Chen, Z.L. Chen, H.J. Xie, Analytical model for organic contaminant transport through GMB/CCL composite liner with finite thickness considering adsorption, diffusion and thermodiffusion, Waste management, 120(9) (2021) 448-458.

[29] Department of Environment (DOE), "Guidelines for technical assessment and environmental criteria for general and special waste landfills", Solid waste office, (2021). (In Persian).

guide, GAEA Technologies, Canada, (2004).

[23] K. Badv, Evaluation of Optimum Landfill Design by Contaminant Transport Analysis, Advanced Materials in Engineering, 24(1) (2005) 135-153. (In Persian)

[24] L.N. Reddi, H.I. Inyang, Geoenvironmental engineering: principles and applications, Marcel Dekker, Inc. New York, Basel, (2000).

[25] T. Harter, Basic concepts of groundwater hydrology, University of California, Division of Agriculture and Natural Resources, (2003).

[26] S. Shu, W. Zhu, H. Xu, S. Wang, X. Fan, S. Wu, J. Shi, J. Song, Effect of the leachate head on the key pollutant indicator in a municipal solid waste landfill barrier

چگونه به این مقاله ارجاع دهیم

N. Jamialahmadi, M. Hashemi, M. Karimpour-Fard, A strategy in developing standards for the liner of municipal solid waste landfills in Iran, Amirkabir J. Civil Eng., 54(11) (2023) 4327-4342.

DOI: 10.22060/ceej.2022.20944.7575