

УДК 504.064

Н. В. Грачева, В. Ф. Желтобрюхов, Н. А. Селезнева, Е. Э. Нефедьева

Волгоградский государственный технический университет

ОЦЕНКА РИСКА ЗДОРОВЬЮ ОТ ПОЧВОПОДОБНОЙ ФРАКЦИИ В ПЕРИОД ЛИКВИДАЦИИ СВАЛОК

Проведена оценка рисков для здоровья рабочих, подвергающихся воздействию тяжелых металлов при сепарации свалочных масс. Определено, что на исследуемых свалках присутствие Cd, Cu и Ni в почвоподобной фракции вызывает риски, связанные с проявлением неканцерогенных эффектов. Cd и Ni также вызывают высокие канцерогенные риски. Все выявленные риски связаны с ингаляционным воздействием. Оценка рисков здоровью позволяет выявить проблемы и своевременно предусмотреть мероприятия по снижению рисков.

К л ю ч е в ы е с л о в а: свалка, почвоподобная фракция, риски здоровью.

Введение

Ликвидация свалок является одним из условий достижения «Целей в области устойчивого развития»¹ по повышению эффективности использования ресурсов (ЦУР 8.4) и обеспечению перехода к рациональным моделям потребления и производства (ЦУР 12) [1]. Ликвидация свалок способствует освобождению значительных территорий, выведенных из хозяйственного оборота, и оздоровлению окружающей среды.

В соответствии с распоряжением Правительства РФ «Об утверждении перечня видов отходов производства и потребления, в состав которых входят полезные компоненты, захоронение которых запрещается»² при ликвидации свалок проводят сортировку и выделение полезных компонентов, которые могут быть использованы в качестве вторичных материальных ресурсов. Особенностью старых свалок является высокое содержание почвоподобной фракции, доля которой достигает 80 % [2—4]. Почвоподобная фракция состоит из разложившихся органических материалов и минеральных компонентов, в т. ч. мелкой фракции строительных отходов, а также песка, суглинков, глины и других инертных материалов, используемых для пересыпки отходов, с размером частиц не более 4 мм [5—7]. При экскавации и сепарации свалочных масс частицы этой фракции выбрасываются в атмосферный воздух, оказывая воздействие на работающих людей.

Предыдущие исследования показали, что почвоподобная фракция содержит загрязняющие вещества в концентрациях от безопасных до вызывающих серьезные опасения. Основными загрязняющими веществами почвоподобной фракции являются тяжелые металлы (ТМ) [4—9]. ТМ токсичны, способны к биоаккумуляции и не поддаются разложению [10—14]. При попадании в организм человека они могут оказывать негативное воздействие на

¹ Цели в области устойчивого развития. URL: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/ru/sustainable-development-goals/>.

² Об утверждении перечня видов отходов производства и потребления, в состав которых входят полезные компоненты, захоронение которых запрещается. Распоряжение Правительства РФ от 25.07.2017. № 1589-р. URL: <https://docs.cntd.ru/document/436754215?ysclid=mc4z0k4cgz34169619>.

его здоровье [12—14]. Для снижения рисков, связанных с использованием почвоподобной фракции, проводят оценку опасности ее для здоровья [15—17]. Показано, что в зависимости от перечня ТМ и их концентрации, риски неканцерогенных и канцерогенных эффектов при длительном воздействии почвоподобной фракции на человека могут быть высоки [15—17].

Цель данного исследования — оценить канцерогенные и неканцерогенные риски для здоровья рабочих, занятых в процессе сепарации свалочных масс при ликвидации свалок.

Материалы и методы

Для проведения анализа использованы данные, полученные в ходе инженерно-экологических изысканий и разработки проектов ликвидации свалок, расположенных в Ворошиловском (свалка 1) и Красноармейском (свалка 2) районах Волгограда. Исследования на территории свалок проведены в 2019—2020 гг. Согласно проектному решению, продолжительность работ по сепарации свалочных масс для свалки 1 составила 117 дней и для свалки 2 — 257 дней при работе в 2 смены по 8 ч, график работы 5/2.

Характеристика свалок и данные по содержанию валовых форм ТМ (кадмий Cd, медь Cu, цинк Zn, свинец Pb, никель Ni, ртуть Hg) в почвоподобной фракции представлены в работе Н. В. Грачевой (2023) [17]. Поскольку содержание Hg определено на границе нижнего предела обнаружения методики, в данной работе Hg не рассматривается. Из изученных ТМ Cd, Ni, Pb обладают канцерогенными свойствами³.

Оценку риска для здоровья человека определяли по вероятности неканцерогенных и канцерогенных эффектов в соответствии с «Руководством по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду». Основными путями поступления загрязняющих веществ из почвоподобной фракции в организм человека являются пероральный, ингаляционный и кожная адсорбция⁴. Поступление химических веществ для каждого пути рассчитывали с учетом воздействующих концентраций, величины контакта, частоты и продолжительности воздействия, массы тела и времени осреднения экспозиции.

Расчет среднесуточной дозы потребления при пероральном поступлении ТМ рассчитывали по формулам для оценки неканцерогенных (1) и канцерогенных (2) рисков:

$$I = \frac{C_s \cdot FI \cdot ET \cdot CF2 \cdot IR_a \cdot ED_a}{BW_a \cdot AT_n \cdot 365}, \quad (1)$$

$$I = \frac{C_s \cdot FI \cdot EF \cdot ET \cdot CF2 \cdot (ED_a \cdot IR_a / BW_a)}{AT \cdot 365}. \quad (2)$$

В таблице 1 представлены характеристики параметров и их значения для формул (1), (2)⁵.

³ Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду. М.: Федеральный центр Госсанэпиднадзора Минздрава России, 2004. 143 с.

⁴ Там же.

⁵ Там же.

Т а б л и ц а 1

*Параметры и их характеристики для формул расчета
среднесуточной дозы потребления при пероральном поступлении*

Параметр	Характеристика	Значение
I	Поступление с почвой, мг/(кг·день)	—
C_s	Концентрация вещества в почве, мг/кг	—
IR_a	Скорость поступления, мг/сут	0,0001
ET	Время воздействия, ч/день	8
EF	Частота воздействия, дней/год	83 (свалка 1) 183 (свалка 2)
$CF2$	Пересчетный коэффициент, день/ч	ET/24
FI	Загрязненная фракция почвы, отн. ед.	1,0
ED_a	Продолжительность воздействия, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2)
BW_a	Масса тела, кг	70
AT_n	Период усреднения экспозиции, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2)
AT	Период усреднения экспозиции, лет	70 (канцерогены)

Расчет средней суточной дозы при ингаляционном воздействии химических веществ, попадающих в воздух из почвы, проводили по формуле (3):

$$I = \left(C_s \cdot \left(\frac{1}{PEF} + \frac{1}{EF} \right) \cdot IR \cdot ED \cdot EF \right) / (BW_c \cdot AT \cdot 365). \quad (3)$$

В таблице 2 представлены характеристики параметров и их значения для формулы (3)⁶.

Т а б л и ц а 2

*Параметры и их характеристики для формулы расчета
среднесуточной дозы потребления при ингаляционном поступлении*

Параметр	Характеристика	Значение
I	Ингаляционное поступление, мг/ (кг·день)	—
C_s	Концентрация вещества в почве, мг/кг	—
PEF	Фактор эмиссии пылевых частиц, м ³ /кг	$1,32 \cdot 10^9$
IR	Скорость поступления, м ³ /сут	20
EF	Частота воздействия, дн./год	83 (свалка 1) 183 (свалка 2)
ED	Продолжительность воздействия, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2)
BW	Масса тела, кг	70
AT	Период усреднения экспозиции, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2) 70 (канцерогены)

⁶ Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.

Расчет средней суточной дозы при кожной экспозиции почвы проводили по формуле:

$$DAD = \frac{C_s \cdot CF \cdot AF \cdot ABS_d \cdot EF \cdot ED \cdot EV \cdot SA}{BW \cdot AT \cdot 365}. \quad (4)$$

В таблице 3 представлены характеристики параметров и их значения для формулы (4)⁷.

Т а б л и ц а 3

*Параметры и их характеристики для формулы расчета
 среднесуточной дозы потребления при кожной экспозиции*

Параметр	Характеристика	Значение
DAD	Абсорбированная кожная доза, мг/(кг·день)	—
C_s	Концентрация вещества в почве, мг/кг	—
EF	Частота воздействия, дней/год	83 (свалка 1) 183 (свалка 2)
ED	Продолжительность воздействия, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2)
BW	Масса тела, кг	70
AT	Период усреднения экспозиции, лет	0,33 (свалка 1) 0,704 (свалка 2) 70 (канцерогены)
CF	Пересчетный коэффициент, кг/мг	10^{-6}
AF	Фактор загрязнения кожи, мг/см ² -событие	0,1 (взрослые)
ABS_d	Абсорбированная фракция, отн. ед.	0,01
SA	Площадь поверхности кожи, см ²	5700
EV	Число событий в день	1

Индекс опасности (HI), представляющий кумулятивный неканцерогенный риск, рассчитывали суммированием коэффициентов опасности (HQ):

$$HI = \sum HQ_E = HQ_{ing} + HQ_{inh} + HQ_{dermal}, \quad (5)$$

где E — путь проникновения среды в организм.

Коэффициент опасности рассчитывали по формуле:

$$HQ_E = \frac{D}{RfD}, \quad (6)$$

где D — средняя доза, мг/(кг·день); RfD — референтный (безопасный) уровень воздействия, мг/(кг·день).

Значения RfD для Cd, Ni, Cu, Zn, Pb для перорального, ингаляционного поступления и кожной экспозиции представлены в табл. 4.

Вероятность неканцерогенного эффекта оценивалась по значениям индекса и коэффициентов опасности. Если значение коэффициента опасности $HQ \leq 1$, то неблагоприятный неканцерогенный эффект отсутствует, при $HQ > 1$, ожидается неблагоприятный эффект для здоровья человека.

⁷ Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.

Аналогичная зависимость использована для анализа индекса опасности. То есть, если $HI \leq 1$, то неблагоприятное неканцерогенное воздействие на здоровье человека отсутствует, а если $HI > 1$, то ожидается неблагоприятное воздействие на человека.

Канцерогенный риск для потенциально канцерогенных металлов рассчитывали путем умножения рассчитанных доз хронического суточного потребления на соответствующий фактор наклона (канцерогенный потенциал, CF) по формуле:

$$CR = D \cdot CF, \quad (7)$$

где D — средняя доза, мг/(кг·день); CF — фактор наклона. Показатели CF приведены в табл. 4.

Т а б л и ц а 4

Значения RfD и CF для 3 путей поступления [17]⁸

ТМ	RfD , мг/(кг·день)			CF	
	RfD_{ing}	RfD_{inh}	RfD_{dermal}	CF_{ing}	CF_{inh}
Cd	0,0005	0,001	0,00001	0,38	6,3
Ni	0,02	0,0206	0,0054	—	0,84
Cu	0,019	0,04	0,0012	—	—
Zn	0,3	0,3	0,06	—	—
Pb	0,0035	0,00352	0,000525	0,0047	0,042

При воздействии нескольких канцерогенов суммарный канцерогенный риск для данного пути поступления рассчитывается по формуле:

$$CR_T = \sum CR_j, \quad (8)$$

где CR_T — общий канцерогенный риск для пути поступления T ; CR_j — канцерогенный риск для j -го канцерогенного вещества.

При одновременном воздействии нескольких канцерогенных веществ, поступающих в организм различными путями, расчет общего риска (TCR) проводился по формуле:

$$TCR = \sum CR_T, \quad (9)$$

где CR_T — общий канцерогенный риск для пути поступления.

В таблице 5 представлены уровни канцерогенного риска и их характеристики⁹.

Расчет рисков проводился при максимальных, средних и минимальных концентрациях ТМ.

Результаты и обсуждение

В таблице 6 представлены рассчитанные значения среднесуточной дозы потребления тяжелых металлов из почвоподобной фракции для трех путей поступления в организм.

⁸ Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.

⁹ Там же.

Т а б л и ц а 5

Характеристика уровней канцерогенного риска

Уровень	CR	Характеристика
1	$\leq 10^{-6}$	Соответствует одному дополнительному случаю серьезного заболевания или смерти на 1 млн экспонированных лиц. Риски характеризуются как пренебрежимо малые и не требуют никаких дополнительных мероприятий по их снижению. Их уровни подлежат периодическому контролю
2	$10^{-6} \dots 10^{-4}$	Соответствует предельно допустимому риску/верхней границе приемлемого риска. Данные уровни риска подлежат постоянному контролю. В некоторых случаях могут проводиться дополнительные мероприятия по их снижению
3	$10^{-4} \dots \leq 10^{-3}$	Риск приемлем для профессиональных групп и неприемлем для населения в целом. Появление такого риска требует разработки и проведения плановых оздоровительных мероприятий
4	$\geq 10^{-3}$	Риск неприемлем ни для населения, ни для профессиональных групп. Данный диапазон обозначается как De manifestis Risk, и при его достижении необходимо давать рекомендации для лиц, принимающих решения о проведении экстренных оздоровительных мероприятий по снижению риска

Т а б л и ц а 6

*Среднесуточные дозы потребления ТМ для трех путей поступления
 (1 и 2 — для оценки неканцерогенного и канцерогенного риска)*

ТМ	Концентрация, мг/кг	I_{ingest} , мг/(кг·день)		I_{inhale} , мг/(кг·день)		DAD , мг/(кг·день)	
		1	2	1	2	1	2
Свалка 1							
Cd	ср.	6,2E-06	2,9E-08	1,3E-02	5,7E-05	2,4E-10	5,2E-12
	макс.	8,4E-06	3,9E-08	1,7E-02	7,6E-05	3,2E-10	6,9E-12
	мин.	4,8E-06	2,3E-08	9,6E-03	4,4E-05	1,8E-10	4,0E-12
Cu	ср.	3,2E-05	—	6,4E-02	—	1,2E-09	—
	макс.	5,2E-05	—	1,0E-01	—	1,9E-09	—
	мин.	1,8E-05	—	3,7E-02	—	6,9E-10	—
Ni	ср.	5,1E-05	2,4E-07	1,0E-01	4,6E-04	1,9E-09	4,2E-11
	макс.	6,2E-05	2,9E-07	1,2E-01	5,7E-04	2,3E-09	5,2E-11
	мин.	4,4E-05	2,1E-07	8,9E-02	4,1E-04	1,7E-09	3,7E-11
Pb	ср.	4,4E-07	2,1E-09	8,8E-04	4,0E-06	1,7E-11	3,7E-13
	макс.	1,1E-06	4,9E-09	2,1E-03	9,6E-06	3,9E-11	8,8E-13
	мин.	9,5E-08	4,5E-10	1,9E-04	8,7E-07	3,6E-12	7,9E-14
Zn	ср.	3,7E-05	—	7,4E-02	—	1,4E-09	—
	макс.	4,9E-05	—	9,8E-02	—	1,9E-09	—
	мин.	2,3E-05	—	4,7E-02	—	8,8E-10	—
Свалка 2							
Cd	ср.	7,9E-06	8,0E-08	3,3E-05	3,3E-05	3,0E-12	3,0E-12
	макс.	1,7E-05	1,7E-07	7,0E-05	7,0E-05	6,4E-12	6,4E-12
	мин.	4,4E-06	4,4E-08	1,8E-05	1,8E-05	1,7E-12	1,7E-12

Окончание табл. 6

ТМ	Концентрация, мг/кг	I_{ingest} , мг/(кг·день)		I_{inhale} , мг/(кг·день)		DAD , мг/(кг·день)	
		1	2	1	2	1	2
Cu	ср.	4,7E-05	—	1,9E-04	—	1,8E-11	—
	макс.	1,7E-04	—	7,0E-04	—	6,4E-11	—
	мин.	4,5E-06	—	1,9E-05	—	1,7E-12	—
Ni	ср.	4,1E-05	4,1E-07	1,7E-04	1,7E-04	1,6E-11	1,5E-11
	макс.	2,4E-04	2,4E-06	9,7E-04	9,7E-04	8,9E-11	8,9E-11
	мин.	2,3E-07	2,3E-09	9,5E-07	9,5E-07	8,6E-14	8,6E-14
Pb	ср.	1,1E-06	1,2E-08	4,7E-06	4,7E-06	4,3E-13	4,3E-13
	макс.	4,9E-06	4,9E-08	2,0E-05	2,0E-05	1,8E-12	1,8E-12
	мин.	9,5E-08	9,6E-10	3,9E-07	3,9E-07	3,6E-14	3,6E-14
Zn	ср.	5,1E-05	—	2,1E-04	—	1,9E-11	—
	макс.	9,6E-05	—	3,9E-04	—	3,6E-11	—
	мин.	1,9E-05	—	7,9E-05	—	7,2E-12	—

Согласно полученным данным, основным путем поступления ТМ в организм из почвоподобной фракции на обеих свалках является ингаляционный, за которым следуют пероральный и кожная экспозиция. Рассчитанные значения коэффициента опасности ($HQ_{inhale} > 1$) показали, что на свалке 1 Cd, Ni и Cu во всем диапазоне концентраций являются источником негативного влияния на здоровье рабочих из-за ингаляционного воздействия при сепарации свалочных масс (табл. 7). На свалке 2 также имеются риски ($HQ_{inhale} > 1$) негативного воздействия на здоровье рабочих этих элементов: Cd — во всем диапазоне концентраций, Cu — при концентрациях, равных средней и выше, Ni — при максимальных концентрациях. Прогнозируются риски проявления негативных эффектов для органов дыхания, почек, кровеносной, иммунной и центральной нервной систем¹⁰. Это указывает на необходимость обеспечения при сепарации отходов мер безопасности, способствующих снижению рисков здоровью. Воздействие этих элементов при других путях поступления не несет неканцерогенных рисков здоровью. Содержание Pb и Zn в почвоподобной фракции на обеих свалках по всем путям поступления не представляет опасности. Результаты оценки индексов опасности HI аналогичны оценкам, полученным при анализе коэффициентов опасности (см. табл. 7).

В таблице 8 представлены значения CR и TCR для проявляющих канцерогенные свойства ТМ. Определено, что присутствие Pb в почвоподобной фракции не представляет опасности ($CR \ll 10^{-6}$), уровень канцерогенного риска соответствует 1-му и характеризуется как пренебрежимо малый, не требующий каких-либо дополнительных мер. Риски, связанные с Cd и Ni, при ингаляционном поступлении высоки ($10^{-4} < CR \leq 10^{-3}$) и относятся к 3-му уровню. Эти риски приемлемы для профессиональных групп, но требуют планирования мероприятий по их снижению.

Общие канцерогенные риски, учитывающие воздействие всех компонентов и все пути поступления, также относятся к 3-му уровню и требуют повышенных мер, способствующих его снижению.

¹⁰ Руководство по оценке риска для здоровья населения при воздействии химических веществ, загрязняющих окружающую среду.

В качестве мер снижения рисков здоровью при сепарации свалочных масс могут быть использованы меры по снижению выбросов — инкапсуляция грохотов (установка защитных кожухов), влажное грохочение, использование пылеподавляющих реагентов и др.; меры по снижению времени воздействия — сокращение продолжительности и числа смен; использование средств индивидуальной защиты органов дыхания.

Поскольку распределение ТМ в почвоподобной фракции свалочных масс характеризуется высокой неравномерностью и неопределенностью, для повышения точности выводов рекомендуется проводить дифференцированную оценку рисков, учитывающую взаимное распределение загрязнителей, а также выявить в рамках инженерно-экологических изысканий участки в теле свалки с высоким и низким содержанием ТМ [18].

Т а б л и ц а 7

Значения HQ и HI

ТМ	Концентрация	HQ_{ingest}	HQ_{inhale}	HQ_{dermal}	HI
Свалка 1					
Cd	ср.	1,26E-02	1,25E+01	2,36E-05	1,26E+01
	макс.	1,68E-02	1,67E+01	3,15E-05	1,68E+01
	мин.	9,66E-03	9,63E+00	1,81E-05	9,64E+00
Cu	ср.	1,70E-03	1,60E+01	1,01E-06	1,60E+01
	макс.	2,74E-03	2,58E+01	1,63E-06	2,59E+01
	мин.	9,71E-04	9,15E+00	5,77E-07	9,15E+00
Ni	ср.	2,53E-03	4,89E+00	3,51E-07	4,89E+00
	макс.	3,12E-03	6,04E+00	4,34E-07	6,04E+00
	мин.	2,24E-03	4,34E+00	3,11E-07	4,34E+00
Pb	ср.	1,26E-04	2,50E-01	3,16E-08	2,50E-01
	макс.	3,02E-04	5,98E-01	7,55E-08	5,98E-01
	мин.	2,72E-05	5,39E-02	6,81E-09	5,40E-02
Zn	ср.	1,24E-04	2,47E-01	2,32E-08	2,47E-01
	макс.	1,64E-04	3,28E-01	3,09E-08	3,28E-01
	мин.	7,85E-05	1,56E-01	1,47E-08	1,57E-01
Свалка 2					
Cd	ср.	1,60E-02	3,27E+00	2,99E-05	3,29E+00
	макс.	3,40E-02	6,97E+00	6,37E-05	7,00E+00
	мин.	8,78E-03	1,80E+00	1,65E-05	1,81E+00
Cu	ср.	2,48E-03	4,82E+00	1,48E-06	4,82E+00
	макс.	8,98E-03	1,74E+01	5,34E-06	1,74E+01
	мин.	2,38E-04	4,61E-01	1,41E-07	4,62E-01
Ni	ср.	2,05E-03	8,15E-01	2,85E-07	8,17E-01
	макс.	1,17E-02	4,67E+00	1,63E-06	4,69E+00
	мин.	1,14E-05	4,56E-03	1,59E-09	4,57E-03
Pb	ср.	3,27E-04	1,33E-01	8,19E-08	1,34E-01
	макс.	1,40E-03	5,69E-01	3,49E-07	5,71E-01
	мин.	2,73E-05	1,11E-02	6,82E-09	1,11E-02
Zn	ср.	1,70E-04	6,96E-02	3,18E-08	6,98E-02
	макс.	3,20E-04	1,31E-01	6,00E-08	1,32E-01
	мин.	6,36E-05	2,61E-02	1,19E-08	2,62E-02

Таблица 8

Значения CR и TCR

ТМ	Концентрация	CR_{ingest}	CR_{inhale}	CR_T
Свалка 1				
Cd	ср.	1,13E-08	1,69E-04	1,69E-04
	макс.	1,50E-08	2,26E-04	2,26E-04
	мин.	8,65E-09	1,30E-04	1,30E-04
Ni	ср.	—	1,81E-04	1,81E-04
	макс.	—	2,24E-04	2,24E-04
	мин.	—	1,60E-04	1,60E-04
Pb	ср.	1,77E-11	7,90E-08	7,91E-08
	макс.	4,23E-11	1,89E-07	1,89E-07
	мин.	3,81E-12	1,70E-08	1,71E-08
TCR	ср.	3,50E-04		
Свалка 2				
Cd	ср.	3,05E-08	2,07E-04	2,07E-04
	макс.	6,49E-08	4,41E-04	4,41E-04
	мин.	1,68E-08	1,14E-04	1,14E-04
Ni	ср.	—	1,42E-04	1,42E-04
	макс.	—	8,14E-04	8,14E-04
	мин.	—	7,94E-07	7,94E-07
Pb	ср.	9,79E-11	1,98E-07	1,98E-07
	макс.	4,18E-10	8,46E-07	8,47E-07
	мин.	8,16E-12	1,65E-08	1,65E-08
TCR	ср.	3,49E-04		

Заключение

Проведена оценка неканцерогенных и канцерогенных рисков от ТМ для рабочих в процессе сепарации свалочных масс в рамках работ по ликвидации свалок. Показано, что на исследованных свалках присутствие Cd, Cu и Ni в почвоподобной фракции вызывают риски, связанные с проявлением неканцерогенных эффектов в организме. Прогнозируются риски проявления негативных эффектов для органов дыхания, почек, кровеносной, иммунной и центральной нервной систем. Cd и Ni также вызывают канцерогенные риски 3-го уровня при ингаляционном поступлении. Эти риски приемлемы для профессиональных групп, но требуют планирования мероприятий по их снижению. В качестве мер снижения рисков здоровью при сепарации свалочных масс могут быть использованы меры по снижению выбросов, снижению времени воздействия и использование средств индивидуальной защиты органов дыхания.

Показано, что оценка рисков для здоровья рабочих, занятых в работах по ликвидации свалок, позволяет выявить критические моменты в обеспечении безопасности и своевременно предусмотреть в проекте мероприятия по снижению выявленных рисков.

БИБЛИОГРАФИЧЕСКИЙ СПИСОК

1. Сахаров А. Г., Колмар О. И. Перспективы реализации «Целей устойчивого развития» ООН в России // Вестник международных организаций. 2019. Т. 14. № 1. С. 189—206. DOI: 10.17323/1996-7845-2019-01-11.

2. Kurian J., Esakku S., Palanivelu K., Selvam A. Studies on landfill mining at solid waste dumpsites in India // Ninth International Waste Management and Landfill Symposium. Margherita di Pula, Cagliari, Sardinia, Italy, 2003.
3. Ortner M. E., Knapp J., Bockreis A. Landfill mining: objectives and assessment challenges // Proceedings of the Institution of Civil Engineers — Waste and Resource Management. 2014. Vol. 167. Iss. 2. Pp. 51—61. DOI: 10.1680/warm.13.00012.
4. Chandana N., Goli V. S. N. S., Mohammad A. A., Singh D. Characterization and Utilization of Landfill-Mined-Soil-Like-Fractions (LFMSF) for Sustainable Development: A Critical Appraisal // Waste and Biomass Valorization. 2021. Vol. 12. P. 641—662. DOI: 10.1007/s12649-020-01052-y.
5. Somani M., Datta M., Ramana G. V., Sreekrishnan T. R. Investigations on fine fraction of aged municipal solid waste recovered through landfill mining: Case study of three dumpsites from India // Waste Management and Research. 2018. Vol. 36. Iss. 8. Pp. 744—755. DOI: 10.1177/0734242X18782393.
6. Somani M., Datta M., Ramana G., Sreekrishnan T. Leachate characteristics of aged soil-like material from MSW dumps: sustainability of landfill mining // Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste. 2019. Vol. 23. Iss. 4. Pp. 04019014. DOI: 10.1061/(ASCE)HZ.2153-5515.0000452.
7. Mönkäre T. J., Palmroth M. R., Rintala J. A. Characterization of fine fraction mined from two Finnish landfills // Waste Management. 2016. Vol. 47. Pt. A. Pp. 34—39. DOI: 10.1016/j.wasman.2015.02.034.
8. Селезнева Н. А., Желтобрюхов В. Ф., Грачева Н. В. Оценка уровня негативного воздействия на окружающую среду накопленных отходов несанкционированной свалки на территории города Волгограда // Вестник Волгоградского государственного архитектурно-строительного университета. Серия: Строительство и архитектура. 2024. Вып. 3(96). С. 184—195.
9. Characterization of excavated fine fraction and waste composition from a Swedish landfill / Y. Jani, F. Kaczala, C. Marchand, M. Hogland, M. Kriipsalu, W. Hogland, Al. Kihl // Waste Management and Research. 2016. Vol. 34. Iss. 12. Pp. 1292—1299. DOI: 10.1177/0734242X16670000.
10. Liu P., Zhang Y., Feng N., Zhu M. Potentially toxic element (PTE) levels in maize, soil, and irrigation water and health risks through maize consumption in northern Ningxia, China // BMC Public Health. 2020. Vol. 20. Iss. 1. Pp. 17—29. DOI: 10.1186/s12889-020-09845-5.
11. Chrzan A. Monitoring bioconcentration of potentially toxic trace elements in soils trophic chains // Environmental Earth Sciences. 2016. Vol. 75. P. 786. DOI: 10.1007/s12665-016-5595-4.
12. Human health risk assessment of heavy metals from the agricultural soil in South Herzegovina / A. Šukalić, N. Ahmetović, S. Mačkić, A. Leto, A. Džubur, B. Antunović // Agriculturae Conspectus Scientificus. 2018. Vol. 83. Iss. 1. Pp. 45—50.
13. Assessment of Pb, Cd and Hg soil contamination and its potential to cause cytotoxic and genotoxic effects in human cell lines (CaCo-2 and HaCaT) / M. Sljivic Husejnovic, M. Bergant, S. Jankovic, S. Zizek, A. Smajlovic, A. Softic, O. Music, B. Antonijevic // Environmental Geochemistry and Health. 2018. Vol. 40. Iss. 4. Pp. 1557—1572. DOI: 10.1007/s10653-018-0071-6.
14. Heavy metal associated health hazards: An interplay of oxidative stress and signal transduction / J. G. Paithankar, S. Saini, S. Dwivedi, A. Sharma, D. K. Chowdhuri // Chemosphere. 2021. Vol. 262. P. 128350. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2020.128350.
15. Zari M., Smith R., Wright Ch., Ferrari R. Health and environmental impact assessment of landfill mining activities: A case study in Norfolk, UK // Heliyon. 2022. Vol. 8. E11594. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2022.e11594>.
16. Gurusamy S., Thangam R. S. P. Potential health risk assessment of contaminants in soil-like material recovered from landfill mining // Environmental Monitoring and Assessment. 2023. Vol. 195. P. 330. DOI: 10.1007/s10661-022-10850-x.
17. Gracheva N. V. Heavy metal content in soil-like fractions on the landfills within Volgograd boundaries and assessment of health risk connected to its presence in the environment // Environmental Geochemistry and Health. 2023. Vol. 45. Pp. 5025—5038. DOI: 10.1007/s10653-023-01554-3.
18. Gracheva N., Khantimirova S., Zheltobryukhov V. A new approach for the assessment of the environmental risk of a soil-like fraction in landfills due to PTE contamination // Environmental Monitoring and Assessment. 2024. Vol. 196. Iss. 10. P. 904. DOI: 10.1007/s10661-024-13084-1.

© Грачева Н. В., Желтобрюхов В. Ф., Селезнева Н. А., Нефедьева Е. Э., 2025

Поступила в редакцию
07.04.2025

Ссылка для цитирования:

Грачева Н. В., Желтобрюхов В. Ф., Селезнева Н. А., Нefeld'ева Е. Э. Оценка риска здоровью от почвоподобной фракции в период ликвидации свалок // Вестник Волгоградского государственного архитектурно-строительного университета. Серия: Строительство и архитектура. 2025. Вып. 2(99). С. 220—230. DOI: 10.35211/18154360_2025_2_220.

Об авторах:

Грачева Наталья Владимировна — доц. каф. промышленной экологии и безопасности жизнедеятельности, Волгоградский государственный технический университет (ВолгГТУ). Российская Федерация, 400005, г. Волгоград, пр-т им. Ленина, 28; gracheva.tasha@yandex.ru

Желтобрюхов Владимир Федорович — проф., зав. каф. промышленной экологии и безопасности жизнедеятельности, Волгоградский государственный технический университет (ВолгГТУ). Российская Федерация, 400005, г. Волгоград, пр-т им. Ленина, 28; z_vl_f@mail.ru

Селезнева Наталия Алексеевна — ассистент каф. промышленной экологии и безопасности жизнедеятельности, Волгоградский государственный технический университет (ВолгГТУ). Российская Федерация, 400005, г. Волгоград, пр-т им. Ленина, 28; seleznyova1994@yandex.ru

Нефельева Елена Эдуардовна — проф. каф. промышленной экологии и безопасности жизнедеятельности, Волгоградский государственный технический университет (ВолгГТУ). Российская Федерация, 400005, г. Волгоград, пр-т им. Ленина, 28; nefedieva@rambler.ru

Natal'ya V. Gracheva, Vladimir F. Zheltobryuhov, Nataliya A. Selezneva, Elena E. Nefed'eva

Volgograd State Technical University

HEALTH RISK ASSESSMENT OF THE SOIL-LIKE FRACTION DURING LANDFILL LIQUIDATION

A health risk was assessed for workers who might be exposed to heavy metals during the separation of waste during landfill liquidation. The study concluded that the presence of Cd, Cu, and Ni in the soil-like fraction poses risks associated with non-carcinogenic effects. Additionally, Cd and Ni are associated with high carcinogenic risk. The health risk at the studied landfills is caused by inhalation exposure. Health risk assessment facilitates the identification of critical points and the timely provision of safety measures.

Key words: landfill, soil-like fraction, health risks.

For citation:

Gracheva N. V., Zheltobryuhov V. F., Selezneva N. A., Nefed'eva E. E. [Health risk assessment of the soil-like fraction during landfill liquidation]. *Vestnik Volgogradskogo gosudarstvennogo arkhitekturno-stroitel'nogo universiteta. Seriya: Stroitel'stvo i arkhitektura* [Bulletin of Volgograd State University of Architecture and Civil Engineering. Series: Civil Engineering and Architecture], 2025, iss. 2, pp. 220—230. DOI: 10.35211/18154360_2025_2_220.

About authors:

Natal'ya V. Gracheva — Docent of Industrial Ecology and Life Safety Department, Volgograd State Technical University (VSTU). 28, Lenina ave., Volgograd, 400005, Russian Federation; gracheva.tasha@yandex.ru

Vladimir F. Zheltobryuhov — Professor, Head of Industrial Ecology and Life Safety Department, Volgograd State Technical University (VSTU). 28, Lenina ave., Volgograd, 400005, Russian Federation

Nataliya A. Selezneva — Assistant of Industrial Ecology and Life Safety Department, Volgograd State Technical University (VSTU). 28, Lenina ave., Volgograd, 400005, Russian Federation; seleznyova1994@yandex.ru

Elena E. Nefed'eva — Professor of Industrial Ecology and Life Safety Department, Volgograd State Technical University (VSTU). 28, Lenina ave., Volgograd, 400005, Russian Federation; nefedieva@rambler.ru