

ЭКОЛОГИЯ

Научная статья

УДК 614.76; 631.86

EDN: KWKVPR

<http://dx.doi.org/10.17072/1994-9952-2026-2-200-212>



**Оценка экологического риска побочных продуктов
животноводства и птицеводства**

**Д. О. Егорова¹, Т. Д. Кирьянова¹, А. Р. Мансурова², Д. А. Кочергина¹,
М. В. Кузнецова¹**

¹ Институт экологии и генетики микроорганизмов УрО РАН – филиал ПФИЦ УрО РАН, Пермь, Россия

² Пермский государственный национальный исследовательский университет, Пермь, Россия

Автор, ответственный за переписку: Дарья Олеговна Егорова, daryao@rambler.ru

Аннотация. Одной из основных угроз экологическому благополучию являются отходы (в настоящее время – побочные продукты) агропромышленного комплекса, образующиеся и накапливающиеся в больших объемах. Решение данной проблемы видится в технологии рециклинга, позволяющего перерабатывать данные отходы в удобрения. Однако масштабное применение удобрений на основе компостированных побочных продуктов животноводства и птицеводства может приводить к загрязнению почв тяжелыми металлами и тем самым нести угрозу экологического риска для почвенных биомов. В настоящей работе исследованы побочные продукты трех животноводческих и одного птицеводческого хозяйства Пермского края. В их составе установлены щелочные, щелочноземельные и тяжелые металлы, при этом наибольшая загрязненность тяжелыми металлами характерна для образцов птицеводческого хозяйства. Проведен расчет индексов потенциального экологического риска. Для куриного помета данный показатель соответствует среднему уровню опасности, тогда как для побочных продуктов животноводческих хозяйств он оценивается как низкий. Полученные результаты свидетельствуют о том, что компосты на основе побочных продуктов животноводства могут рассматриваться как безопасный источник органических удобрений.

Ключевые слова: тяжелые металлы, экологический риск, побочные продукты животноводства и птицеводства

Для цитирования: Оценка экологического риска побочных продуктов животноводства и птицеводства // Д. О. Егорова, Т. Д. Кирьянова, А. Р. Мансурова, Д. А. Кочергина, М. В. Кузнецова // Вестник Пермского университета. Сер. Биология. 2026. Т. 17, вып. 2. С. 200–212. <http://dx.doi.org/10.17072/1994-9952-2026-2-200-212>.

Финансирование: работа выполнена в рамках темы государственного задания № 124020500028-4.

ECOLOGY

Original article

Ecological risk assessment of livestock and poultry by-products

**D. O. Egorova¹, T. D. Kir'yanova¹, A. R. Mansurova², D. A. Kochergina¹,
M. V. Kuznetsova¹**

¹ Institute of Ecology and Genetics of Microorganisms, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences – branch of the Perm Federal Research Center, Ural Branch of the Russian Academy of Sciences, Perm, Russia

² Perm State University, Perm, Russia

Corresponding author: Darya O. Egorova, daryao@rambler.ru

Abstract. Agro-industrial waste (by-products), generated and accumulated in large volumes, poses one of the main threats to environmental well-being. Recycling technologies that convert this waste into fertilizer offer a solution to this problem. However, the large-scale use of fertilizers based on composted livestock and poultry by-products can lead to soil contamination with heavy metals, thereby posing an environmental risk to soil biomes. This study identified the presence of metals from three groups (alkali, alkaline earth, and heavy metals) in by-product samples from livestock and poultry farms in the Perm Krai. Poultry by-products are characterized by the highest levels of heavy metal contamination. The ecological hazard index value for chicken manure corre-

sponds to a medium hazard level. An ecological risk assessment showed that livestock by-products pose a low level of ecological risk. Therefore, compost obtained from livestock by-products can be used as fertilizer.

Keywords: heavy metals, environmental risk, livestock and poultry by-products

For citation: Egorova D. O., Kir'yanova T. D., Mansurova A. R., Kochergina D. A., Kuznetsova M. V. [Ecological risk assessment of livestock and poultry by-products]. *Bulletin of the Perm University. Biology*. Vol. 17, iss. 2 (2026): pp. 200-212. (In Russ.). <http://dx.doi.org/10.17072/1994-9952-2026-2-200-212>.

Financing: this work was completed within the framework of State Assignment No. 124020500028-4.

Введение

Активное развитие агропромышленного комплекса приводит к масштабному образованию органических отходов. Данное явление наблюдается в различных странах, в том числе и в России. Ежегодный объем образования органических отходов на предприятиях агропромышленного комплекса РФ оценивается в диапазоне 600–650 млн тонн, из которых на отходы животноводства и птицеводства приходится значительная часть: образуется не менее 160 млн тонн навозной массы и сырого помета, из которых используется менее 50% [Глеба, 2019].

Одним из вариантов решения проблемы накопления органических отходов животноводства и птицеводства является их переработка с дальнейшим применением в качестве удобрения. Отраслевая программа Министерства сельского хозяйства РФ на период до 2030 г. ставит целью увеличение доли побочных продуктов сельского хозяйства, которые будут переведены в категорию вторичных ресурсов, т. е. органических удобрений. Дальнейшее применение таких ресурсов по назначению способствует повышению плодородия почв, что приводит к увеличению выхода сельскохозяйственной продукции. Однако мировые исследования показывают, что длительное внесение органических отходов животноводства и птицеводства в виде удобрений приводит к загрязнению сельскохозяйственных земель и несет в себе экологическую угрозу. В большинстве случаев загрязнение обусловливается содержанием в побочном продукте (отходе) животноводства и птицеводства не только различных микроорганизмов, антибиотиков и других органических соединений, но и тяжелых металлов [More, Dhakate, 2025]. Так, внесение птичьего помета в качестве удобрения на протяжении 16 лет привело к повышению концентрации кадмия и меди в почве на 20–38% и 9–21% соответственно [Zhang et al., 2025a, b]. Применение для полива воды с разведенным в ней побочным продуктом животноводства повышает концентрацию цинка, мышьяка, кадмия и хрома в почве, при этом индекс потенциальной экологической опасности данной почвы в 3 раза превышал аналогичный показатель для земель, орошаемых чистой водой (см. [Soleimani et al., 2023]). Применение статистического анализа подтвердило, что основной причиной повышения концентрации тяжелых металлов в сельскохозяйственных почвах Малайзии является внесение удобрений [Islam et al., 2025]. При этом наибольшую долю в повышении уровня экологической опасности данных земель вносят такие металлы, как свинец и кадмий.

В ряде работ отмечено, что концентрация тяжелых металлов может увеличиваться с течением времени также из-за химических процессов, протекающих как в почвах, так и в органических удобрениях. В частности, одним из таких процессов является гумификация, при которой образуются макромолекулы гуминовых кислот, содержащие такие функциональные группы, как карбоксильные, гидроксильные и ряд других. Взаимодействие с данными группами приводит к образованию хелатных комплексов с металлами. В работе [Zhang et al., 2025a, b] было обнаружено, что данный механизм приводит к повышению биодоступности меди, цинка, хрома и ртути. Возможно, подобные процессы могут протекать и в побочных продуктах животноводства и птицеводства в период их складирования или компостирования.

Существующее нормативное и техническое регулирование в сфере обращения с отходами, вторичным сырьем и вторичными ресурсами в сельском хозяйстве определяет органические удобрения как побочные продукты животного происхождения, которые подлежат обязательному экологическому контролю в отношении их микробного и химического загрязнения в рамках природоохранного законодательства [РД 52.18.286-91, 1991; О побочных продуктах ..., 2022]. Однако, согласно ГОСТ Р 53117-2008, нормы предельно допустимых концентраций (ПДК) для удобрений, полученных на основе побочных продуктов агропромышленного комплекса, установлены только для четырех тяжелых металлов (свинец, кадмий, ртуть, мышьяк), тогда как спектр данных загрязнителей в составе навоза и помета существенно шире. Так, в СанПиН 1.2.3685-21 для сельскохозяйственных почв установлены предельно допустимые концентрации для таких тяжелых металлов, как никель, хром, цинк и медь. В связи с вышесказанным возникает проблема безопасности использования компоста на основе продуктов животноводства и птицеводства.

Цель работы – оценка экологической безопасности применения побочных продуктов животноводческих и птицеводческих хозяйств Пермского края в качестве органического удобрения.

Материалы и методы

Образцы побочных продуктов. Пробы побочных продуктов были получены из трех животноводческих хозяйств и одного птицеводческого хозяйства Пермского края (Россия), с разными сроками и условиями компостирования, включая свежие (не компостированные) образцы (по 4–8 проб каждого срока из каждого хозяйства) (табл. 1).

Таблица 1

Характеристика образцов органических отходов
[Characteristics of organic waste samples]

№ точки отбора	Шифр образца	Вид побочного продукта	Период	Условия компостирования	Хозяйство
1	X1.1	Коровий навоз	1–3 дня	н/п*	ООО «Агрофирма Труд», д. Кужлево
2	X2.1	Коровий навоз	1–3 дня	н/п	СПК «Хохловка», д. Скобелевка
	X2.2	Коровий навоз	1 месяц	Аэробное/анаэробное хранение	
	X2.3	Коровий навоз	12 месяцев	Аэробное/анаэробное хранение	
3	X3.1	Коровий навоз	1–3 дня	н/п	ООО «Русь», с. Большая Соснова
	X3.2	Коровий навоз	1 месяц	Аэробное/анаэробное хранение	
	X3.3	Коровий навоз	12 месяцев	Аэробное/анаэробное хранение	
4	X4.1	Куриный помет	14 дней	н/п**	АО «Агросила птицефабрика Пермская»
	X4.2	Куриный помет	6 месяцев	Закрытое хранилище	
	X4.3	Куриный помет	12 месяцев	Закрытое хранилище (6 месяцев)+хранение в буртах (6 месяцев)	

Примечание: * н/п – не применимо.

Химический анализ на наличие металлов. Водорастворимые формы металлов извлекали из 10 г сухой пробы органических отходов, ресуспендировали в 125 мл деионизированной воды с последующим перемешиванием в течение 1 ч при комнатной температуре. Полученную суспензию пропускали через фильтровальную бумагу «синяя лента», а фильтрат упаривали на водяной бане при 80–90°C до объема 50 мл. После охлаждения до комнатной температуры раствор количественно переносили в мерную пробирку объемом 50 мл, добавляли 2–3 капли концентрированной HNO₃ и, при необходимости, доливали деионизированной водой до метки. Калибровочные растворы готовили на основе ГСО 7330-96 в концентрациях 0.1–10 мг/л с построением калибровочных кривых (линейность R² > 0.99). Определение содержания металлов проводили по методике РД 52.18.286-91 «Измерение массовой доли водорастворимых форм металлов в почвенных пробах атомно-адсорбционным методом» на атомно-адсорбционном спектрометре AA-6300 (Shimadzu, Япония) в режиме пламенной атомизации с использованием воздух-ацетиленового пламени. Параметры анализа включали: длины волн (нм) – Al 309.3, K 766.5, Ca 422.7, Na 589.0, Fe 248.3, Cd 228.8, Co 240.7, Mg 285.2, Cu 324.8, Mo 313.2, Ni 232.0, Pb 283.3, Zn 213.9; лампы с полым катодом; пределы обнаружения согласно методике.

Показатели экологического риска. Потенциальный экологический риск (PER) для каждого тяжелого металла в исследуемых образцах рассчитывали по методике [Håkanson, 1980] как произведение фактора биологической токсичности металла (Fi) и концентрации данного металла в образце (Ci, мг/кг). Факторы токсичности составляли: F_{Mn} = 1, F_{Zn} = 1, F_{Ni} = 5, F_{Pb} = 5, F_{Cu} = 5, F_{Cd} = 30 [Islam et al., 2025]. Классификация рисков: PER < 1 – низкий, 1 < PER < 5 – средний, 5 < PER < 20 – значительный, PER > 20 – высокий.

Индекс потенциального экологического риска (PERI) определяли как сумму потенциальных экологических рисков всех металлов (PER_i).

Значения индекса потенциального экологического риска интерпретируются следующим образом: PERI < 150 – уровень риска низкий, 150 < PERI < 300 – уровень риска средний, 300 < PERI < 600 – уровень риска высокий, PERI > 600 – уровень риска очень высокий [Soleimani et al., 2023; Islam et al., 2025].

Статистическая обработка данных. Статистическую обработку результатов осуществляли с использованием пакета MS Excel. Нормальность распределения проверяли тестом Шапиро – Уилка. Для сравнения независимых выборок применяли непараметрический t-критерий Стьюдента (n = 4–8 повтор-

ностей). Результаты выражали как среднее значение $\pm$ стандартная ошибка среднего ($M \pm SE$). Проводили одно- и двухфакторный дисперсионный анализ (ANOVA) с помощью апостериорного теста Тьюки при уровне значимости $p < 0.05$, рассчитывали коэффициент корреляции Пирсона.

Графическая визуализация данных. Географическую визуализацию результатов выполняли в ArcMap 10.4.1 в наборе ArcGIS Desktop для создания тематических карт распределения содержания металлов и нанесения точек отбора проб на основании координат.

Результаты и их обсуждение

Содержание металлов в побочном продукте животноводческих и птицеводческого хозяйств. Образцы побочных продуктов трех животноводческих и одного птицеводческого хозяйств проанализированы на наличие в них металлов, входящих в группы щелочных, щелочноземельных и тяжелых (рис. 1, 2).

Щелочные металлы. Содержание натрия (Na) варьировало от 71.1 ± 0.3 мг/кг до 238.2 ± 0.1 мг/кг (рис. 1). Наибольшие значения были характерны для побочных продуктов птицеводческого хозяйства. В продуктах животноводческих ферм концентрация натрия варьировала незначительно. Достоверной корреляционной зависимости между количеством натрия и периодом хранения побочных продуктов животноводства не выявлено. Напротив, при средней силе коэффициента корреляции Пирсона между концентрацией натрия и временем компостирования куриного помета ($r = 0.592$) однофакторный дисперсионный анализ выявил влияние фактора времени на содержание натрия в побочном продукте птицеводства ($F(17.3) > F_{crit}(4.1)$, $p = 0.0001$).

Концентрация калия (K) в исследованных образцах составила от 176.8 ± 0.2 мг/кг до 7992.5 ± 0.1 мг/кг (рис. 1). При этом содержание калия в курином помете было на порядок выше, чем в коровьем навозе. Анализ корреляции Пирсона показал, что концентрация калия находится в линейной прямой зависимости от периода компостирования побочного продукта в образцах X3 и X4 ($r = 0.995$ и 0.885 соответственно), и в обратной линейной зависимости – в образцах X2 ($r = -0.793$). Данные однофакторного дисперсионного анализа также подтвердили влияние периода хранения навоза/помета на содержание калия.

Щелочноземельные металлы. Содержание кальция (Ca) варьировало от 3.8 ± 0.1 мг/кг до 630.1 ± 0.1 мг/кг (рис. 1). Максимальное значение отмечено в образце X1.1 (свежий коровий навоз, 1 сутки хранения), при этом среднее значение данного показателя для исследованных побочных продуктов животноводства остальных хозяйств составило 304.5 ± 0.1 мг/кг. Наибольший разброс значений был выявлен в образцах птицеводческого хозяйства, при этом не выявлено зависимости от периода компостирования. В составе анализируемых образцов побочных продуктов содержался магний (Mg) в концентрации $(52.2 - 216.2) \pm 0.4$ мг/кг (рис. 1). Наиболее богатым по данному показателю был коровий навоз хозяйства «Агрофирма Труд» (X1). Выявлена обратная линейная корреляция между концентрацией магния и временем компостирования побочного продукта хозяйства СПК «Хохловка» (X2), что подтверждено результатами однофакторного дисперсионного анализа. Важно отметить, что для образцов остальных хозяйств подобной взаимосвязи не выявлено.

Тяжелые металлы. Установлено, что в составе исследуемых образцов побочных продуктов животноводства и птицеводства присутствуют кадмий (Cd) $(0.05 - 0.26) \pm 0.01$ мг/кг), никель (Ni) $(0.51 - 1.18) \pm 0.01$ мг/кг), марганец (Mn) $(0.60 - 48.37) \pm 0.01$ мг/кг) и цинк (Zn) $(0.66 - 44.85) \pm 0.01$ мг/кг), а в образцах хозяйств X2 и X4 (табл. 1) также обнаружены медь (Cu) $(6.91 - 42.45) \pm 0.01$ мг/кг) и свинец (Pb) $(0.69 - 2.52) \pm 0.05$ мг/кг) (рис. 2). Суммарная концентрация тяжелых металлов в образцах животноводческих хозяйств варьировала от 8.3 ± 0.2 мг/кг до 20.2 ± 0.1 мг/кг, а в образцах птицефермы данный показатель был выше в 5.9–15.1 раза и составлял $(119.01 - 126.01) \pm 0.08$ мг/кг.

Согласно литературным данным, тяжелые металлы обнаруживаются в побочных продуктах животноводческих хозяйств разных регионов. Так в работе [Богатырева и др., 2018] указано, что в составе коровьего навоза хозяйств Республики Беларусь выявлены железо, медь, цинк, марганец, свинец, никель, кобальт и хром. Содержание железа, цинка и марганца было существенно выше, чем в образцах, представленных в настоящем исследовании, никель находился в сопоставимых концентрациях, а содержание меди и свинца было выше в образцах Пермского края. В образцах коровьего навоза, отобранных в хозяйствах Казахстана, установлено наличие селена, никеля и кобальта [Касым и др., 2023]. Концентрация никеля составляла $(20.7 - 23.2) \pm 1.0$ мг/кг, что существенно превышает данные, полученные для образцов из хозяйств Пермского края.

Корреляционный анализ показал, что практически во всех образцах наблюдается линейная зависимость концентрации тяжелых металлов от времени компостирования (табл. 2). Однако направление этой зависимости различается. При этом характер зависимости (положительный или отрицательный) варьирует в зависимости от хозяйства. Так, в образцах X3 происходит накопление тяжелых металлов в процессе

компостирования навоза, тогда как в образцах X2 и X4 изменения концентрации цинка и марганца носят обратный характер, и с течением времени содержание данных металлов снижается. ANOVA-анализ подтвердил связь данных факторов.

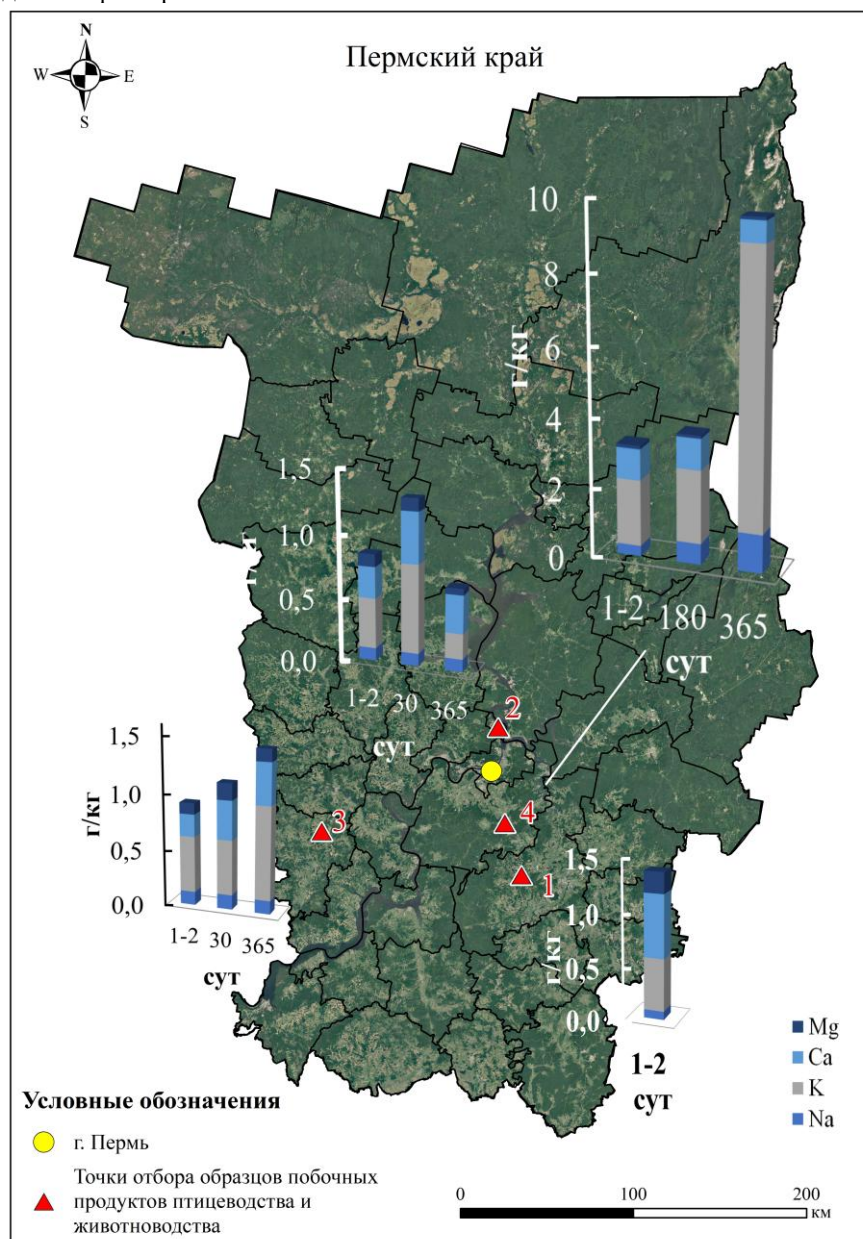


Рис. 1. Щелочные и щелочноземельные металлы в образцах побочных продуктов
[Alkali and alkaline earth metals in by-product samples]

Таблица 2

**Корреляция содержания металлов в побочных продуктах птицеводства и животноводства
с «возрастом» данных продуктов**

[Correlation of metal content in poultry and livestock by-products with the "age" of these products]

Металл	Образцы		
	X2	X3	X4
Zn	– 0.718	0.909	– 0.997
Cu	0.372	н.п.*	0.518
Pb	0.743	н.п.	– 0.376
Ni	– 0.753	0.923	0.532
Cd	0.997	0.997	– 0.664
Mn	– 0.999	0.908	– 0.995

Примечание: * н/п – не применимо.

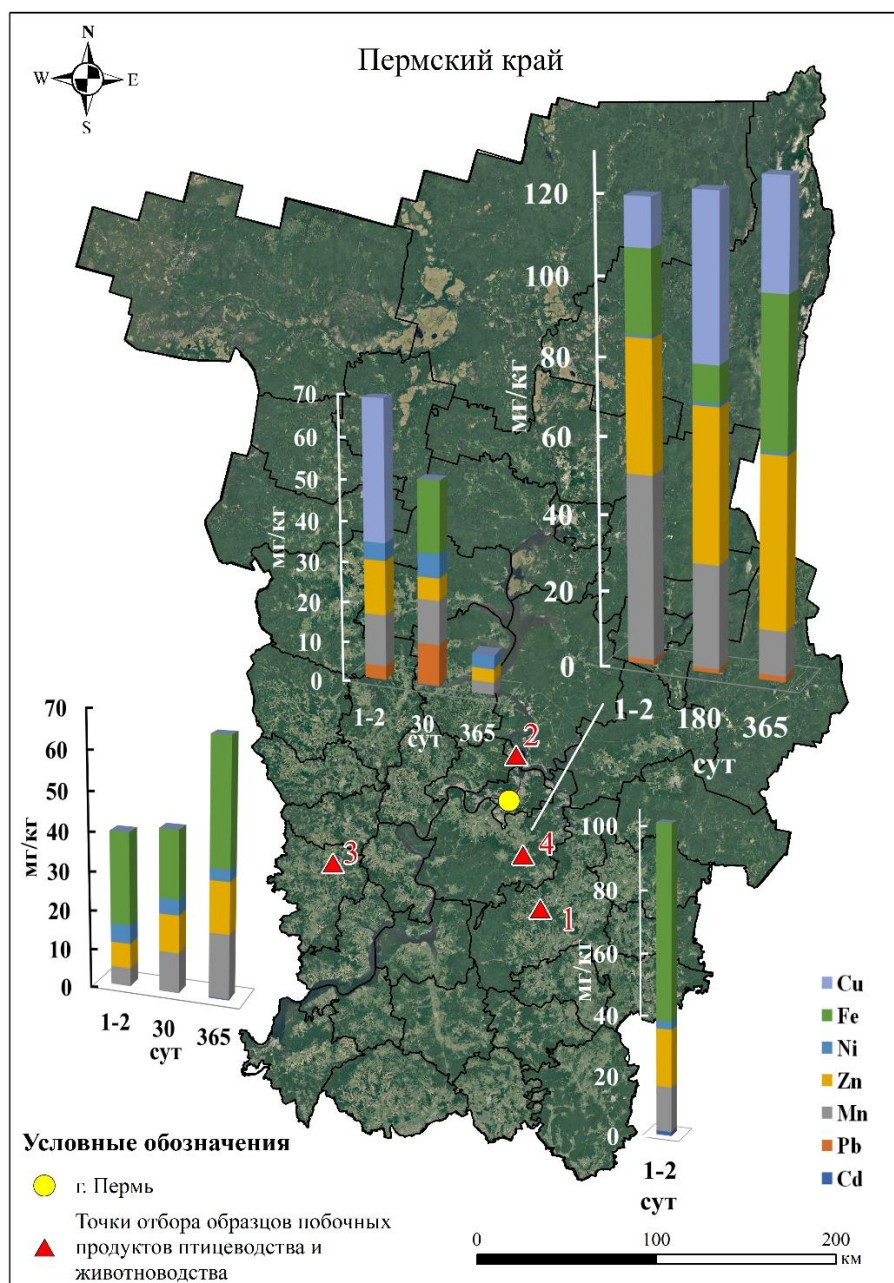


Рис. 2. Тяжелые металлы в образцах побочных продуктов
[Heavy metals in by-product samples]

Наличие тяжелых металлов в органических отходах, используемых в качестве удобрений, может приводить к кумулятивному накоплению тяжелых металлов в сельскохозяйственных почвах, в ряде случаев – до опасных уровней и представлять риск для организмов, обитающих в почве, и, следовательно, для качества почвы в долгосрочной перспективе. Так, в работе [Tuchkova et al., 2021] показано влияние органических отходов птицеводства на уровень загрязнения почвы тяжелыми металлами. Анализ содержания тяжелых металлов (меди, никеля, свинца и цинка) в почвах, подверженных влиянию промышленного птицеводства, выявил превышение ПДК для подвижных форм Cu и Zn. Однако результаты многолетнего сравнительного исследования указывают на неоднозначность данной проблемы [Мерзлая, Замана, Соколов, 2009]. В ходе изучения влияния навоза и двух видов компостов, различающихся режимами подготовки и содержанием тяжелых металлов (Cu: 36, 425 и 1452 мг/кг; Pb: 6, 50 и 167 мг/кг; Ni: 16, 104 и 353 мг/кг; Zn: 160, 1743 и 4589 мг/кг; As: 5, 11 и 31 мг/кг соответственно), было установлено, что их систематическое внесение в почву не привело к превышению нормативно допустимых уровней содержания тяжелых металлов как в почвенном покрове, так и в вегетативной массе растений.

Установлено, что тяжелые металлы, в особенности Cu и Zn, выступают ключевыми факторами, влияющими на структуру и функции бактериальных сообществ почв [Hao et al., 2025; Wei et al., 2025; Zhang et al., 2025a, b; Wu et al., 2025], в то время как низкие концентрации отдельных металлов могут оказывать

стимулирующее действие на рост бактерий, повышенные их уровни вызывают значительное угнетение роста и снижение биоразнообразия почвенных микроорганизмов. Это, в свою очередь, негативно сказывается на процессах, ассоциированных с их полезной деятельностью (таких как трансформация элементов питания и поддержание почвенного плодородия), что косвенно влияет на урожайность сельскохозяйственных растений. На состав почвенной микробиоты существенное воздействие оказывают Zn, Cu, As, Mn и Cd. Показано, что биоразнообразие бактерий значительно снижалось при содержании меди в почве, превышающем 30.70 мг/кг [Li et al., 2025; Nunes et al., 2026]. Кроме того, тяжелые металлы ингибируют общую микробную активность [Gans et al., 2005]. Внесение в почву высоких доз навоза, содержащего медь и цинк, приводит к снижению численности дождевых червей и иных почвенных беспозвоночных [Segat et al., 2019; Segat et al., 2020].

Согласно имеющимся данным, микроорганизмы в целом обладают более высокой чувствительностью к тяжелым металлам по сравнению с другими компонентами экосистемы, например, растениями. Однако степень токсического воздействия металлов варьирует для разных микробных таксонов [Xie et al., 2016; Abdu et al., 2017]. В частности, некоторые виды бактерий, стимулирующие рост растений (например, представители родов *Pseudomonas*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus*, *Mesorhizobium*, *Agrobacterium*, *Bacillus*, *Azoarcus*, *Azospirillum*, *Azotobacter*, *Burkholderia*, *Alcaligenes*, *Serratia*, *Rhizobium* и *Enterobacter*), демонстрируют природную устойчивость к высоким концентрациям тяжелых металлов [González, Ghneim-Herrera, 2021; Wang et al., 2022].

Почвенная ферментативная активность является интегральным показателем, отражающим в том числе деятельность микроорганизмов и корней растений. Тяжелые металлы подавляют активность широкого спектра ферментов, участвующих в циклах углерода, азота, фосфора и серы. Механизмы ингибирования включают прямое связывание металлов с субстратом, фермент-субстратным комплексом или активным центром фермента, их денатурирующее действие, а также опосредованное подавление через угнетение роста микробных популяций, ответственных за синтез этих ферментов [Yeboah et al., 2021]. В качестве иллюстрации: добавление в почву Pb, Zn и Cu приводило к ингибированию активности каталазы, уреазы, инвертазы и фосфатазы, что сопряжено со снижением роста и урожайности ячменя [Belyaeva et al., 2005]. В исследовании Aponte с соавторами показано, что активность семи ферментов была значимо подавлена под влиянием загрязнения почвы Pb, Zn, Cd, Cu и As, а степень ингибирования убывала в следующем порядке: арилсульфатаза > дегидрогеназа > β -глюкозидаза > уреазы > кислая фосфатаза > щелочная фосфатаза > каталаза [Aponte et al., 2020].

Таким образом, длительное и повторное внесение навоза и компостов, содержащих тяжелые металлы, способно индуцировать их кумуляцию в агроценозах до токсических концентраций, что в итоге может негативно отразиться на здоровье почвы и продуктивности возделываемых культур.

Экологические риски. Тяжелые металлы, содержащиеся в органических отходах птицеводства и животноводства, вызывают загрязнение окружающей среды; однако единый сценарий оценки рисков загрязнения почвы при внесении навоза отсутствует. В исследовании [Li et al., 2025] для оценки рисков от внесения удобрений на основе навоза было предложено учитывать несколько факторов, в том числе концентрацию тяжелых металлов, индексов экологического риска и период (продолжительность) внесения навоза. Исследования, проведенные на примере провинции Хунань (Китай), показали, что основным источником повышения концентрации тяжелых металлов в пахотных землях является навоз свиней (49.5%) и крупного рогатого скота (47.6%). Среди восьми тяжелых металлов наибольший риск загрязнения почвы представлял кадмий (Cd). Многолетнее внесение навоза привело к повышению уровня экологической опасности земель с умеренного до высокого [Li et al., 2025].

Основываясь на данных о содержании тяжелых металлов в исследуемых образцах, а также сценарии, описанном как «базовый», в работе [Li et al., 2025], проведена оценка возможного экологического риска от внесения побочных продуктов животноводства и птицеводства в качестве удобрений на сельскохозяйственные поля путем расчета показателей потенциального экологического риска и индекса потенциального экологического риска (рис. 3, 4).

Показатели PER существенно варьировали как при рассмотрении образцов одного хозяйства, так и при рассмотрении каждого элемента в образцах разных хозяйств. Наибольшие значения выявлены при анализе рисков от содержания меди (рис. 3). Значения PER_{Cu} соответствуют высокому уровню экологического риска и существенно превышают пороговые значения. Уровень потенциального экологического риска цинка и марганца был в диапазоне $1.1-44.8 \pm 0.2$ и $0.6-48.3 \pm 0.2$ соответственно.

Уровень данного показателя для побочных продуктов животноводческих хозяйств оценивается как средний, за исключением PER_{Mn} образца X2.3, тогда как для куриного помета – как высокий. PER свинца классифицируется как значительный ($5.6-12.6 \pm 0.3$), за исключением образца X2.1. Потенциальный экологический риск побочных продуктов, обусловленный никелем, находится в диапазоне $2.2-5.9 \pm 0.1$, и, за исключением образца X2.2, классифицируется как средний. Анализ PER кадмия показал, что для образца X1.1 характерен значимый уровень риска, для образца X4.2 – низкий уровень риска, для остальных образцов – средний уровень. Таким образом, наибольший вклад в показатели потенциального экологического риска вносят медь, цинк и марганец, что наиболее ярко проявляется на примере побочного продук-

та птицеводства. В работах [Li et al., 2025; Ejaz et al., 2025] показано, что ведущую позицию, обуславливающую потенциальный экологический риск, занимает Cd. В настоящем исследовании Cd вносит существенный вклад в экологическую опасность только в случае использования побочных продуктов предпринятия ООО «Агрофирма Труд», что составляет 12.5% от всех исследованных образцов.

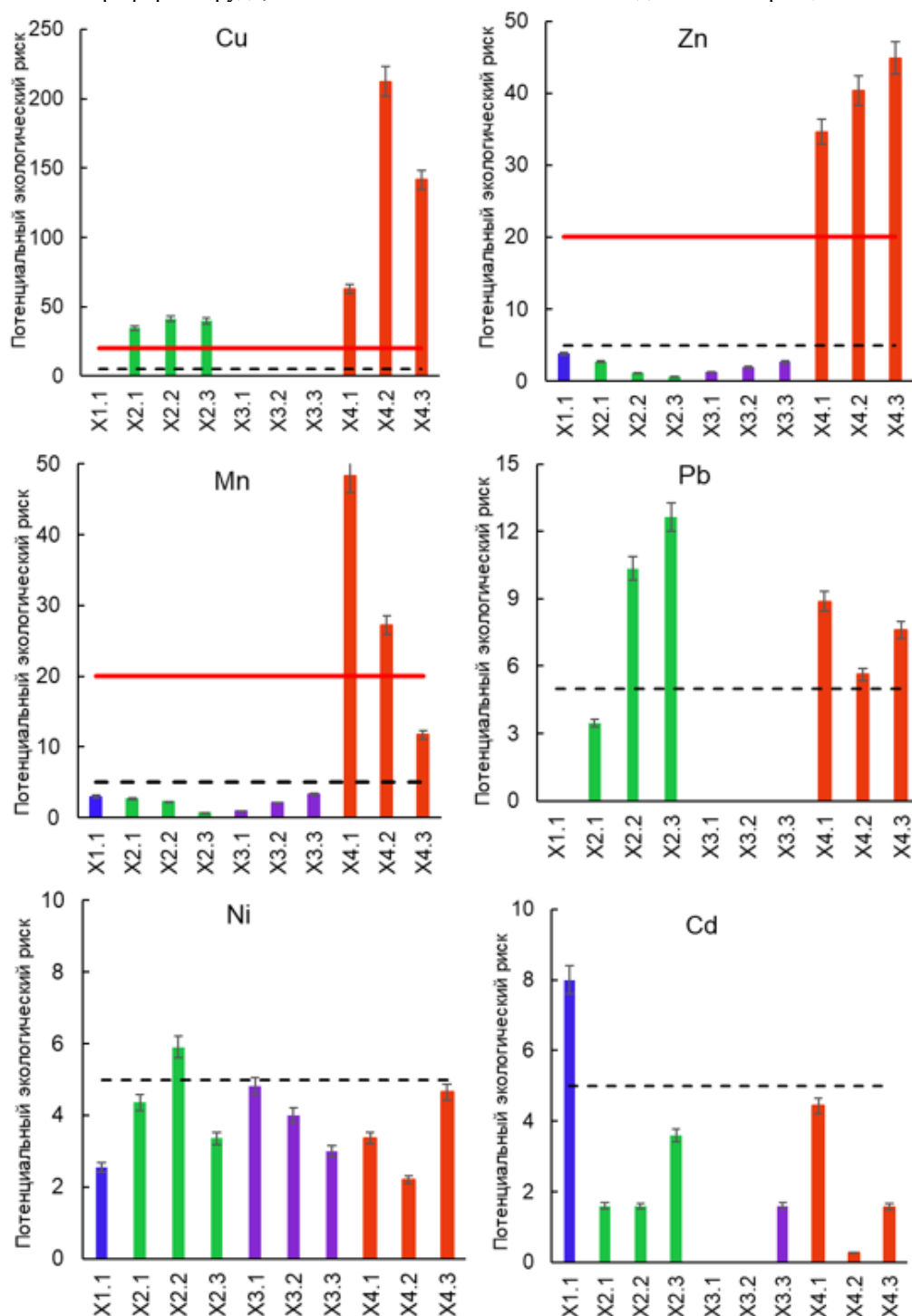


Рис. 3. Показатели экологического риска исследованных образцов побочных продуктов животноводства и птицеводства. Пунктирной линией отмечен уровень значительного экологического риска, сплошной красной линией – уровень высокого экологического риска

[Environmental risk indicators for the studied livestock and poultry by-product samples. The dotted line indicates significant environmental risk; the red line indicates high environmental risk]

Индекс потенциального экологического риска позволяет оценить в целом, насколько опасно применение в качестве удобрения побочного продукта животноводства/птицеводства (рис. 4).

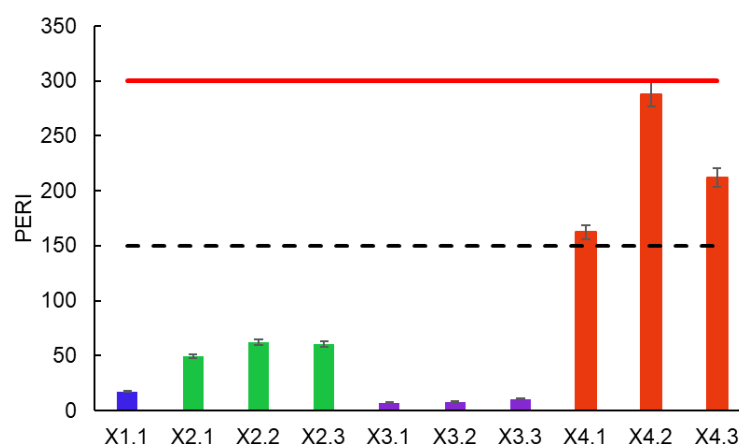


Рис. 4. Индекс потенциального экологического риска (интегральный показатель) исследованных образцов побочных продуктов животноводства и птицеводства. Пунктирной линией отмечен уровень значительного экологического риска, сплошной красной линией – уровень высокого экологического риска

[Potential environmental risk index (integrated indicator) for the studied livestock and poultry by-product samples. The dotted line indicates significant environmental risk, and the red line indicates high environmental risk]

Из полученных результатов можно заключить, что образцы навоза не представляют экологической опасности, так как значения PERI находятся в диапазоне $7.0\text{--}62.4\pm 0.3$, что соответствует низкому уровню риска. Побочный продукт птицеводства вне зависимости от срока компостирования характеризуется средним уровнем экологического риска ($\text{PERI} = 162.3\text{--}211.8\pm 0.4$). Дисперсионный анализ показал сложную зависимость между содержанием тяжелых металлов, сроком компостирования и уровнем экологического риска побочных продуктов хозяйств Пермского края.

Показано, что длительное интенсивное внесение органических удобрений способно приводить к значительному накоплению меди и цинка в почве, особенно на сельскохозяйственных угодьях вблизи районов интенсивного животноводства [Duan, Feng, 2021; Liu et al., 2014]. Несмотря на то, что эти элементы относятся к числу необходимых микроэлементов, их чрезмерное накопление может негативно повлиять на структуру почвенного микробного сообщества, ферментативную активность и рост сельскохозяйственных культур. Кроме того, Cu и Zn способны мигрировать по пищевым цепям, представляя потенциальную угрозу для стабильности экосистем и здоровья человека. Следовательно, наряду с приоритетным контролем за кадмием, медь и цинк должны быть включены в системы долгосрочного мониторинга и оценки экологических рисков, что требует внедрения комплексных стратегий, направленных на одновременный контроль нескольких металлов. Для прогнозирования долгосрочных сценариев экологического риска необходимо учитывать агротехнические факторы (частоту и объемы внесения удобрений, плотность поголовья, структуру севооборота), а также региональные особенности, такие как климатические условия и свойства почв. Например, в районах с кислыми почвами может наблюдаться дополнительное увеличение подвижности и биодоступности тяжелых металлов, что способно усугублять экологические риски [Pan et al., 2024].

Заключение

Органические удобрения, получаемые из отходов агропромышленного комплекса, являются важным источником питательных элементов для растений, однако, наряду с другими загрязнителями, они могут содержать факторы химического загрязнения окружающей среды, что определяет их качество и потенциальное воздействие на экосистемы. В настоящем исследовании впервые проведена оценка возможных экологических рисков побочных продуктов животноводческих и птицеводческих комплексов Пермского края (Россия). Установлено, что исследованные образцы содержат значительное количество щелочных и щелочноземельных металлов, а также в них присутствуют тяжелые металлы. Поскольку нормативы содержания большей части тяжелых металлов установлены непосредственно для сельскохозяйственных почв, а не для самих органических удобрений, оценить безопасность исследованных образцов путем прямого сравнения с ПДК (за исключением четырех металлов) не представляется возможным. Расчет показателей потенциального экологического риска позволил установить, что применение куриного помета, вне зависимости от срока компостирования, несет средний уровень экологического риска, тогда как побочный продукт животноводческих производств характеризуется низким уровнем экологического риска. Таким образом, удобрения, полученные на основе отходов животноводства, могут рассматриваться как

предпочтительные для безопасного использования в сельском хозяйстве региона. Результаты исследования предоставляют основу для контроля загрязнения почвы сельскохозяйственных угодий тяжелыми металлами, выявления источников загрязнения и разработки комплекса природоохранных мероприятий.

Список источников

1. Богатырева Е.Н. и др. Агроэкологическая оценка нагрузок жидкого навоза КРС и свиных навозных стоков на содержание тяжелых металлов в дерново-подзолистых почвах в зоне влияния животноводческих комплексов // Почвоведение и агрохимия. 2018. Т. 1, № 60. С. 126–142. EDN: RDRYOI
2. Глеба О.В. Экологические проблемы животноводческой отрасли // Аграрное и земельное право. 2019. № 7. С. 67–72. EDN: DKYKOK
3. Касым Р.Т. и др. Экологические аспекты и влияние на изменения окружающей среды некоторых полезных элементов и опасных тяжелых металлов в овечьем и коровьем навозе // Вестник КазАТК. 2023. Т. 3, № 126. С. 479–489. DOI: 10.52167/1609-1817-2023-126-3-479-489.
4. Мерзлая Г.Е., Замана С.П., Соколов А.В. Тяжелые металлы в системе органическое удобрение-почва-растение // Плодородие. 2009. № 2. С. 49–50. EDN: KYPJZV
5. О побочных продуктах животноводства и о внесении изменений в отдельные законодательные акты Российской Федерации. ФЗ от 14.07.2022, № 248-ФЗ.
6. РД 52.18.286-91. Методика выполнения измерений массовой доли водорастворимых форм металлов (меди, свинца, цинка, никеля, кадмия, кобальта, хрома, марганца) в пробах почвы атомно-абсорбционным анализом. М., 1991.
7. Abdu N., Abdullahi A.A., Abdulkadir A. Heavy metals and soil microbes // Environ. Chem. Lett. 2017. Vol. 15. P. 65–84. DOI: 10.1007/s10311-016-0587-x. EDN: YVUCGL
8. Aponte A.N. et al. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities // Sci. Total Environ. 2020. Vol. 737. Art. 139744. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139744. EDN: TETIFW
9. Belyaeva O.N., Haynes R.J., Birukova O.A. Barley yield and soil microbial and enzyme activities as affected by contamination of two soils with lead, zinc or copper // Biol. Fert. Soils. 2005. Vol. 41, P. 85–94. DOI: 10.1007/s00374-004-0820-9. EDN: LJCURZ
10. Duan B., Feng Q. Comparison of the Potential Ecological and Human Health Risks of Heavy Metals from Sewage Sludge and Livestock Manure for Agricultural Use // Toxics. 2021. Vol. 9, № 7. Art. 145. DOI: 10.3390/toxics9070145. EDN: ZKHQEX
11. Ejaz U. et al. Integrative data-driven analytics for assessing ecological and human health risks of soil heavy metal contamination // Journal of Hazardous Materials Advances. 2025. Vol. 17. Art. 100596. DOI: 10.1016/j.hazadv.2025.100596.
12. Gans J., Wolinsky M., Dunbar J. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil // Science. 2005. Vol. 309. P. 1387–1390. DOI: 10.1126/science.1112665.
13. González Henao S., Ghneim-Herrera T. Heavy Metals in soils and the remediation potential of bacteria associated with the plant microbiome // Front. Environ. Sci. 2021. Vol. 9. Art. 604216. DOI: 10.3389/fenvs.2021.604216.
14. Håkanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach // Water Research. 1980. Vol. 14, № 8. P. 975–1001. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
15. Hao X. et al. Migration and risk assessment of heavy metals from swine manure in an organic fertilizer – soil – ryegrass – rex rabbit system: Based on field trials // Sci. Total Environ. 2025. Vol. 959. Art. 178332. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.178332. EDN: RHXFWV
16. Islam M.S. et al. Spatial assessment and ecological risk evaluation of soil heavy metal contamination using multivariate statistical techniques // CATENA. 2025. Vol. 261. Art. 109550. DOI: 10.1016/j.catena.2025.109550. EDN: EBVWMX
17. Li X. et al. Scenario Analysis of Heavy Metal Ecological Risk in Cropland Soils from Livestock and Poultry Manure Application: A Case Study of Hunan Province, China // Agronomy. 2025. Vol. 15. Art. 2841. DOI: 10.3390/agronomy15122841. EDN: CUPDHI
18. Liu Q. et al. Characteristics of Toxic Metal Accumulation in Farmland in Relation to Long-Term Chicken Manure Application in the Yangtze River Delta Region, China // Bull. Environ. Contam. Toxicol. 2014. Vol. 92. P. 279–284. DOI: 10.1007/s00128-014-1204-y. EDN: TVARCU
19. More S., Dhakate R. Geogenic and anthropogenic sources of heavy metals in soil: An ecological and health risk assessment in the granitic terrain of South India // CATENA. 2025. Vol. 254. Art. 108960. DOI: 10.1016/j.catena.2025.108960. EDN: OFMBSA
20. Nunes I. et al. Coping with copper: legacy effect of copper on potential activity of soil bacteria following a century of exposure // FEMS Microbiol. Ecol. 2016. Vol. 92. Art. fiw175. DOI: 10.1093/femsec/fiw175.

21. Pan S.F. et al. Influence of landform, soil properties, soil Cd pollution and rainfall on the spatial variation of Cd in rice: Contribution and pathway models based on big data // *Sci. Total Environ.* 2024. Vol. 912. Art. 168687. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168687. EDN: BLHJSO
22. Segat J.C. et al. Disentangling the effects of the aqueous matrix on the potential toxicity of liquid pig manure in sub-tropical soils under semi-field conditions // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019. Vol. 168. P. 457–465. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.08.
23. Segat J.C. et al. Increasing level of liquid pig manure reduces *Eisenia Andrei* and *Enchytraeus crypticus* reproduction in subtropical soils // *Sci. Rep.* 2020. Vol. 10. Art. 10687. DOI: 10.1038/s41598-020-67360-4. EDN: RCJEYZ
24. Soleimani H. et al. Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers // *Heliyon.* 2023. Vol. 9, № 3. Art. e14580. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e14580. EDN: VAXBZS
25. Tuchkova L.E. et al. Assessing the Impact of Industrial Poultry Waste on the Soil Cover // *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* 2021. Vol. 666. Art. 022005. DOI: 10.1088/1755-1315/666/2/022005. EDN: JVBTZR
26. Wang Y. et al. Plant growth-promoting bacteria in metal contaminated soil: Current perspectives on remediation mechanisms // *Front. Microbiol.* 2022. Vol. 13. Art. 966226. DOI: 10.3389/fmicb.2022.966226. EDN: SMTJJX
27. Wei M. et al. Migration characteristics and human health risk assessment of selenium and heavy metals in rhizosphere soil-crop system in high geological background area of southern Qinling Mountains: A case study of Shiquan County, Shaanxi, China // *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2025. Vol. 294. Art. 118013. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2025.118013. EDN: VTSSCC
28. Wu S. et al. Influence of continuous fertilization on heavy metals accumulation and microorganism communities in greenhouse soils under 22 years of long-term manure organic fertilizer experiment // *Sci. Total Environ.* 2025. Vol. 959. Art. 178294. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.178294. EDN: BBRAPK
29. Xie Y. et al. Effect of Heavy metals pollution on soil microbial diversity and bermudagrass genetic variation // *Front. Plant Sci.* 2016. Vol. 7. Art. 755. DOI: 10.3389/fpls.2016.00755.
30. Yeboah J., Shi G., Shi W. Effect of Heavy Metal Contamination on Soil Enzymes Activities // *J. Geosci. Environ. Prot.* 2021. Vol. 9. P. 135–154. DOI: 10.4236/gep.2021.96008. EDN: IMGGGE
31. Zhang L. et al. Decoupling total accumulation from ecological and health risks: speciation stabilization of heavy metal(loid)s in soil-maize systems under 16-year application of various organic fertilizers // *Environment International.* 2025a. Vol. 204. Art. 109830. DOI: 10.1016/j.envint.2025.109830. EDN: SMNBOY
32. Zhang L. et al. Heavy metal (loid) s accumulation and human health risk assessment in wheat after long-term application of various urban and rural organic fertilizers // *Sci. Total Environ.* 2025b. Vol. 961. Art. 178389. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178389. EDN: KJXYNE

References

1. Bogatyreva E.N., Seraya T.M., Yukhnovets A.V., Kirdun T.M., Torchilo M.M. [Agroecological assessment of the loads of liquid cattle manure and pig manure runoff on the content of heavy metals in sod-podzolic soils in the zone of influence of livestock complexes]. *Počvovedenie i agrochimija.* V. 1, No. 60 (2018): pp. 126–142. (In Russ.).
2. Gleba O.V. [Environmental problems of the livestock industry]. *Agrarnoe i zemel'noe pravo.* No. 7 (2019): pp. 67–72. (In Russ.). EDN: DKYKOK
3. Kasym R.T., Baimukhanbetov A.B., Ermoldina G.T., Isakhanov M.Zh., Tshkmoldaev A.B. [Ecological aspects and influence on environmental changes of some useful elements and dangerous heavy metals in sheep and cow manure]. *Vestnik KazATK.* V. 3, No. 126 (2023): pp. 479–489. (In Russ.). DOI: 10.52167/1609-1817-2023-126-3-479-489.
4. Merzlaya G.E., Zamana S.P., Sokolov A.V. [Heavy metals in the organic fertilizer-soil-plant system]. *Plodorodie.* No. 2 (2009): pp. 49–50. (In Russ.). EDN: KYPJZV
5. Federal Law of July 14, 2022 No. 248-FZ «On Livestock By-Products and Amendments to Certain Legislative Acts of the Russian Federation». (In Russ.).
6. RD 52.18.286-91. Methodology for measuring the mass fraction of water-soluble forms of metals (copper, lead, zinc, nickel, cadmium, cobalt, chromium, manganese) in soil samples using atomic absorption analysis. Moscow, 1991. Available at: <https://base.garant.ru/71178766/>. (In Russ.).
7. Abdu N., Abdullahi A.A., Abdulkadir A. Heavy metals and soil microbes. *Environ. Chem. Lett.* V. 15 (2017): pp. 65–84. DOI: 10.1007/s10311-016-0587-x.
8. Aponte A.N., Meli P., Butler B., Paolin J., Matus F.J., Merino K. et al. Meta-analysis of heavy metal effects on soil enzyme activities. *Sci. Total Environ.* V. 737 (2020). Art. 139744. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139744.

9. Belyaeva O.N., Haynes R.J., Birukova O.A. Barley yield and soil microbial and enzyme activities as affected by contamination of two soils with lead, zinc or copper. *Biol. Fert. Soils*. V. 41 (2005): pp. 85-94. DOI: 10.1007/s00374-004-0820-9.
10. Duan B., Feng Q. Comparison of the Potential Ecological and Human Health Risks of Heavy Metals from Sewage Sludge and Livestock Manure for Agricultural Use. *Toxics*. V. 9, No. 7 (2021). Art. 145. DOI: 10.3390/toxics9070145.
11. Ejaz U., Khan S.M., Shah S.F.A., Khalid N., Jehangir S., Rizvi Z.F., Svenning J.-C. Integrative data-driven analytics for assessing ecological and human health risks of soil heavy metal contamination. *Journal of Hazardous Materials Advances*. V. 17 (2025). Art. 100596. DOI: 10.1016/j.hazadv.2025.100596.
12. Gans J., Wolinsky M., Dunbar J. Computational improvements reveal great bacterial diversity and high metal toxicity in soil. *Science*. V. 309 (2005): pp. 1387-1390. DOI: 10.1126/science.1112665.
13. González Henao S., Ghneim-Herrera T. Heavy Metals in soils and the remediation potential of bacteria associated with the plant microbiome. *Front. Environ. Sci.* Vol. 9 (2021). Art. 604216. DOI: 10.3389/fenvs.2021.604216.
14. Hakanson L. An ecological risk index for aquatic pollution control: a sedimentological approach. *Water Research*. V. 14, No. 8 (1980): pp. 975-1001. DOI: 10.1016/0043-1354(80)90143-8.
15. Hao X., Liu K., Zhu L., Rong L., Jiang D., Bai L. Migration and risk assessment of heavy metals from swine manure in an organic fertilizer – soil – ryegrass – rex rabbit system: Based on field trials. *Sci. Total Environ.* V. 959 (2025): art. 178332. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.178332.
16. Islam M.S., Hassan F.U., Toriman M.E., Ahmad R., Bashir M.A., Rehim A. et al. Spatial assessment and ecological risk evaluation of soil heavy metal contamination using multivariate statistical techniques. *CATENA*. V. 261 (2025). Art. 109550. DOI: 10.1016/j.catena.2025.109550.
17. Li X., Yang L., Qi J., Xu J., Zhang X., Zhao J. et al. Scenario Analysis of Heavy Metal Ecological Risk in Cropland Soils from Livestock and Poultry Manure Application: A Case Study of Hunan Province, China. *Agronomy*. V. 15 (2025). Art. 2841. DOI: 10.3390/agronomy15122841.
18. Liu Q., Sun X., Hu A., Zhang Y., Cao Z. Characteristics of Toxic Metal Accumulation in Farmland in Relation to Long-Term Chicken Manure Application: A Case Study in the Yangtze River Delta Region, China. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* V. 92 (2014): pp. 279-284. DOI: 10.1007/s00128-014-1204-y.
19. More S., Dhakate R. Geogenic and anthropogenic sources of heavy metals in soil: An ecological and health risk assessment in the granitic terrain of South India. *CATENA*. V. 254 (2025). Art. 108960. DOI: 10.1016/j.catena.2025.108960.
20. Nunes I., Jacquioud S., Brejnrod A., Holm P.E., Johansen A., Brandt K.K. Coping with copper: legacy effect of copper on potential activity of soil bacteria following a century of exposure. *FEMS Microbiol. Ecol.* V. 92 (2016). Art. fiw175. DOI: 10.1093/femsec/fiw175.
21. Pan S.F., Ji X.H., Liu X.L., Xie Y.H., Xiao S.Y., Tian F.X. et al. Influence of landform, soil properties, soil Cd pollution and rainfall on the spatial variation of Cd in rice: Contribution and pathway models based on big data. *Sci. Total Environ.* V. 912 (2024). Art. 168687. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2023.168687.
22. Segat J.C., Baretta D., Oliveira Filho L.C.I., Sousa J.P., Klauber Filho O. Disentangling the effects of the aqueous matrix on the potential toxicity of liquid pig manure in sub-tropical soils under semi-field conditions. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* V. 168 (2019): pp. 457-465. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2018.10.08.
23. Segat J.C., Sousa J.P., Baretta D., Klauber-Filho O. Increasing level of liquid pig manure reduces *Eisenia Andrei* and *Enchytraeus crypticus* reproduction in subtropical soils. *Sci. Rep.* V. 10 (2020). Art. 10687. DOI: 10.1038/s41598-020-67360-4.
24. Soleimani H., Mansouri B., Kiani A., Omer A.K., Tazik M., Ebrahimzadeh G. et al. Ecological risk assessment and heavy metals accumulation in agriculture soils irrigated with treated wastewater effluent, river water, and well water combined with chemical fertilizers. *Heliyon*. V. 9, No. 3 (2023). Art. e14580. DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e14580.
25. Tuchkova L.E., Verkhovets A., Tikhoykina I.M., Chuvashева E.S. Assessing the Impact of Industrial Poultry Waste on the Soil Cover. *IOP Conf. Ser.: Earth Environ. Sci.* V. 666 (2021). Art. 022005. DOI: 10.1088/1755-1315/666/2/022005.
26. Wang Y., Narayanan M., Shi X., Chen X., Li Z., Natarajan D., Ma Y. Plant growth-promoting bacteria in metal contaminated soil: Current perspectives on remediation mechanisms. *Front. Microbiol.* V. 13 (2022). Art. 966226. DOI: 10.3389/fmicb.2022.966226.
27. Wei M., Pan A., Ma R., Wang H. Migration characteristics and human health risk assessment of selenium and heavy metals in rhizosphere soil-crop system in high geological background area of southern Qinling Mountains: A case study of Shiquan County, Shaanxi, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* V. 294 (2025). Art. 118013. DOI: 10.1016/j.ecoenv.2025.118013.
28. Wu S., Li K., Diao T., Sun Y., Sun T., Wang C. Influence of continuous fertilization on heavy metals accumulation and microorganism communities in greenhouse soils under 22 years of long-term manure organic fertilizer experiment. *Sci. Total Environ.* V. 959 (2025). Art. 178294. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.178294.

29. Xie Y., Fan J., Zhu W., Amombo E., Lou Y., Chen L., Fu J. Effect of Heavy metals pollution on soil microbial diversity and bermudagrass genetic variation. *Front. Plant Sci.* V. 7 (2016). Art. 755. DOI: 10.3389/fpls.2016.00755.

30. Yeboah J., Shi G., Shi W. [Effect of Heavy Metal Contamination on Soil Enzymes Activities]. *J. Geosci. Environ. Prot.* V. 9 (2021); pp. 135-154. DOI: 10.4236/gep.2021.96008.

31. Zhang L., Xue W., Sun Q., Liu B., Hu Y., Sun H. et al. Decoupling total accumulation from ecological and health risks: speciation stabilization of heavy metal(loid)s in soil-maize systems under 16-year application of various organic fertilizers. *Environment International.* V. 204 (2025). Art. 109830. DOI: 10.1016/j.envint.2025.109830.

32. Zhang L., Xue W., Sun H., Sun Q., Hu Y., Wu R. et al. Heavy metal (loid) s accumulation and human health risk assessment in wheat after long-term application of various urban and rural organic fertilizers. *Sci. Total Environ.* V. 961 (2025). Art. 178389. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2025.178389.

Статья поступила в редакцию 05.03.2026; одобрена после рецензирования 13.04.2026; принята к публикации 01.06.2026.

The article was submitted 05.03.2026; approved after reviewing 13.04.2026; accepted for publication 01.06.2026.

Информация об авторах

Дарья Олеговна Егорова – daryao@rambler.ru, д-р биол. наук, доцент, старший научный сотрудник лаборатории микробиологии техногенных экосистем;

Татьяна Денисовна Кирьянова – kitadi2101@gmail.com, научный сотрудник лаборатории микробиологии техногенных экосистем;

Адель Разилевна Мансурова – mansurova.adel@mail.ru, магистрант;

Дарья Андреевна Кочергина – kocdas@yandex.ru, лаборант лаборатории молекулярной биотехнологии, магистрант Пермского национального исследовательского политехнического университета;

Марина Валентиновна Кузнецова – mar19719@yandex.ru, д -р мед. наук, профессор, ведущий научный сотрудник лаборатории молекулярной биотехнологии.

Information about the authors

Darya O. Egorova – daryao@rambler.ru, Dr. Sci. (Biology), Associate Professor, Senior Researcher, Laboratory of technogenic ecosystems microbiology;

Tatyana D. Kir'yanova – kitadi2101@gmail.com, research fellow, Laboratory of technogenic ecosystems microbiology;

Adel R. Mansurova – mansurova.adel@mail.ru, master's student at Perm State University;

Daria A. Kochergina – kocdas@yandex.ru, Laborant of the Laboratory of molecular biotechnology, master's student at Perm National Research Polytechnic University;

Marina V. Kuznetsova – mar19719@yandex.ru, Dr.Sc. (Medicine), Professor, the Leader Reseacher of the Laboratory of molecular biotechnology.

Вклад авторов:

Егорова Д. О. – расчет рисков; обработка результатов; подготовка статьи.

Кирьянова Т. Д. – анализ образцов на наличие металлов.

Мансурова А. Р. – обработка результатов; подготовка картографического материала.

Кочергина Д. А. – отбор образцов; подготовка статьи.

Кузнецова М. В. – анализ результатов; подготовка статьи.

Contribution of the authors:

Egorova D. O. – risk calculation; results processing; article preparation.

Kir'yanova T. D. – sample analysis for metals.

Mansurova A. R. – results processing; cartographic material preparation.

Kochergina D. A. – sample collection; manuscript preparation.

Kuznetsova M. V. – results analysis; manuscript preparation.

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

The authors declare no conflicts of interests.