

Оригинальная статья / Original article

УДК 504.054; 631.8

DOI: <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2021-11-2-228-235>



## Влияние гумусовых кислот низинного торфа на ремедиационные свойства растений пшеницы при комплексном загрязнении тяжелыми металлами

© Т.А. Кирдей

Ивановская государственная сельскохозяйственная академия им. Д.К. Беляева,  
г. Иваново, Российская Федерация

**Резюме:** Фиторемедиация является перспективной технологией очистки почвы и воды от тяжелых металлов. Несмотря на свидетельства повышения накопления тяжелых металлов культурными растениями под влиянием природных комплексообразователей – гумусовых кислот, их эффективность в фиторемедиации остается малоизученной. В связи с этим целью настоящей работы состояла в выяснении особенностей влияния препарата гумусовых кислот торфа на ремедиационный потенциал растений пшеницы (*Triticum aestivum* L.) при комплексном загрязнении тяжелыми металлами. Влияние полиметаллического загрязнения на ремедиационные свойства пшеницы изучали в модельных вегетационных экспериментах с использованием водной культуры. Растения выращивали на питательном растворе Хогланда. Комплексное действие тяжелых металлов создавали при использовании 10 мкмоль/л  $\text{CdSO}_4$ , 25 и 50 мкмоль/л  $\text{CuSO}_4$ , 500 и 1000 мкмоль/л  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  в различных сочетаниях с добавлением препарата гумусовых кислот торфа (0,005%) или без него. Фиторемедиационную эффективность препарата гумусовых кислот определяли по выносу тяжелых металлов в фазу колошения пшеницы. В результате исследований установлено, что фиторемедиационная эффективность препарата гумусовых кислот определяется как усилением поглощения тяжелых металлов, так и снижением их токсического действия на растения. При комплексном загрязнении раствора тяжелыми металлами, которое характеризовалось высокой токсичностью, в вариантах с добавлением гумусовых кислот накопление растениями пшеницы меди и кадмия повысилось в 1,2–2,5 раза. Данные свидетельствуют о возможности использования препарата гумусовых кислот торфа в фиторемедиационных технологиях в качестве фактора фитоэкстракции тяжелых металлов.

**Ключевые слова:** пшеница, гумусовые кислоты, тяжелые металлы, свинец, кадмий, медь, фиторемедиация

**Для цитирования:** Кирдей Т.А. Влияние гумусовых кислот низинного торфа на ремедиационные свойства растений пшеницы при комплексном загрязнении тяжелыми металлами. *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2021. Т. 11. N 2. С. 228–235. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2021-11-2-228-235>

## Influence of humic acids in lowland peat on the remediation properties of wheat plants against heavy metal contamination

Tatiana A. Kirdey

Ivanovo State Agricultural Academy by D.K. Belyaev,  
Ivanovo, Russian Federation

**Abstract:** Phytoremediation is a promising technology for removing heavy metals from soil and water. Despite the pronounced increase in heavy metal accumulation by cultivated plants under the influence of naturally occurring complexing agents, such as humic acids, their efficiency in phytoremediation has been poorly studied. In this regard, the aim of this work is to elucidate the effect of peat humic acid formulations on the remediation potential of wheat plants (*Triticum aestivum* L.) against heavy metal contamination. The influence of polymetallic pollution on the remediation properties of wheat was studied in model vegetation experiments using a culture solution. Plants were grown in a Hoagland nutrient solution. A complex exposure to heavy metals was simulated using 10  $\mu\text{mol/L}$   $\text{CdSO}_4$ , 25 and 50  $\mu\text{mol/L}$   $\text{CuSO}_4$ , 500 and 1000  $\mu\text{mol/L}$   $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$  in various combinations with or without the addition of a peat humic acid formulation (0.005%).

The phytoremediation efficiency of the humic acid formulation was determined by the removal of heavy metals during the heading stage of wheat growth. The research results showed that the phytoremediation efficiency of the humic acid formulation is defined by both an increase in the absorption of heavy metals and a decrease in their toxic action on the plants. In the case of mixed contamination of the solution with highly toxic heavy metals, the samples with humic acids showed a 1.2–2.5-fold increase in the accumulation of copper and cadmium by wheat plants. The data demonstrates the possibility of using the formulation of peat humic acids in phytoremediation technologies as an effector of heavy metal phytoextraction.

**Keywords:** wheat, humic acids, heavy metals, lead, cadmium, copper, phytoremediation

**For citation:** Kirdey TA. Influence of humic acids in lowland peat on the remediation properties of wheat plants against heavy metal contamination. *Izvestiya Vuzov. Prikladnaya Khimiya i Biotekhnologiya = Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*. 2021;11(2):228–235. (In Russian) <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2021-11-2-228-235>

## ВВЕДЕНИЕ

Химическое загрязнение окружающей среды, вызванное ростом производства различных химических соединений, развитием промышленности и транспорта, отсутствием эффективных систем очистки выбросов, использованием устаревшего оборудования и несовершенных технологий, приводит к нарушению сбалансированного, устойчивого существования экосистем, снижению их продуктивности, видового разнообразия, что является мощным фактором разрушения биосферы. Тяжелые металлы (ТМ) являются особо опасными загрязнителями, так как проявляют свойства экотоксикантов, обладают высокой токсичностью в небольших концентрациях и кумулятивным эффектом [1, 2]. При этом часто встречается комплексное загрязнение ТМ. Среди наиболее распространенных ТМ выделяются свинец, кадмий, медь [3].

Эффективную очистку почвы и воды от ТМ обеспечивают фиторемедиационные технологии [4–8]. Основными направлениями фиторемедиации являются: фитоэкстракция, включающая поглощение, накопление и удаление загрязняющих ионов; фитофильтрация с использованием проростков; фитодеградация; фитостабилизация и фитоиспарение [9].

Для фитоэкстракции ТМ обычно используют растения, которые называются гипераккумуляторами, так как они накапливают загрязняющие ионы в количестве более 1% сухой надземной массы, что превышает накопление обычными растениями в 100 раз. Но такие растения, как правило, характеризуются невысокой скоростью роста и низкой массой [10]. Культурные растения в основном не являются гипераккумуляторами ТМ, но имеют способность поглощать эти ионы, а также характеризуются интенсивной скоростью накопления биомассы [11]. Растения, которые накапливают загрязняющие ионы преимущественно в корневой системе [5], могут, очевидно, найти применение в технологиях ризофильтрации [12].

С целью усиления накопления ТМ растениями

применяют синтетические хелаторы, например, этилендиаминтетрауксусную кислоту (ЭДТА) [13], что небезопасно для живых организмов и окружающей среды. Несмотря на свидетельства повышения накопления растениями тяжелых металлов под влиянием природных комплексообразователей – гумусовых кислот [14–16], их эффективность в фиторемедиации остается малоисследованной. Перспективными являются препараты гумусовых кислот торфа в связи со значительными запасами этого возобновляемого природного ресурса [17].

В связи с этим цель работы заключалась в изучении особенностей влияния препарата гумусовых кислот торфа на ремедиационные свойства растений пшеницы (*Triticum aestivum* L.) в условиях комплексного загрязнения тяжелыми металлами.

## ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В исследованиях использовали препарат гумусовых кислот (ГФК), полученный из низинного торфа [18]. Гумусовые кислоты торфа характеризуются высокой окислительно-восстановительной, поверхностной, антиоксидантной активностью<sup>1</sup>. В качестве объекта исследований выбрана яровая пшеница (*Triticum aestivum* L.; сорт Приокская) как представитель культурных растений – «исключателей» токсичных ионов [5].

Исследования включали вегетационные эксперименты с использованием водной культуры. Семена проращивали на растворах солей ТМ (10 мкмоль/л  $\text{CdSO}_4$ , 25 и 50 мкмоль/л  $\text{CuSO}_4$ , 500 и 1000 мкмоль/л  $\text{Pb}(\text{NO}_3)_2$ ) с добавлением препарата гумусовых кислот (0,01%) или без него в соответствии со схемой опыта (табл. 1).

Концентрации солей ТМ выбраны по результатам предшествующих экспериментов как не вызывающие гибель растений в течение вегетации. Затем 7-дневные проростки высаживали на 1-литровые сосуды (по 4 растения) с питательным раствором Хогланда (1/4 нормы) [19] с добавлением солей ТМ и ГФК (0,005%) в соответствии со схемой опыта. Для приготовления

<sup>1</sup>Перминова И.В. Анализ, классификация и прогноз свойств гуминовых кислот: дис. ... д-ра хим. наук: 02.00.02. Москва, 2000. 360 с.

**Таблица 1.** Сухая масса побегов (г/растение)

**Table 1.** Shoots dry mass (g per plant)

Вариант	Кущение	Трубкавание	Колошение
1. Контроль	0,96±0,08	3,57±0,06	7,10±0,10
2. ГФК	<b>1,27±0,08</b>	<b>4,10±0,010</b>	<b>8,35±0,06</b>
3. CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	0,45±0,06	2,52±0,05	4,05±0,15
4. CdSO <sub>4</sub> 10мкмоль/л + ГФК	0,54±0,03	<b>2,86±0,06</b>	<b>4,80±0,05</b>
5. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л	0,51±0,03	1,12±0,07	1,63±0,05
6. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	0,80±0,04	<b>1,70±0,13</b>	2,10±0,11
7. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л	0,28±0,03	0,66±0,05	0,90±0,14
8. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	0,41±0,04	<b>0,85±0,04</b>	1,30±0,10
9. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л	0,55±0,08	2,36±0,06	4,20±0,08
10. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	0,70±0,04	<b>2,50±0,02</b>	<b>4,90±0,18</b>
11. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л	0,49±0,05	1,29±0,05	3,37±0,05
12. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л + ГФК	0,47±0,03	1,42±0,09	<b>3,70±0,05</b>
13. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	0,20±0,04	0,61±0,09	0,92±0,09
14. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500+CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	0,22±0,02	<b>0,74±0,04</b>	<b>1,30±0,07</b>
15. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000+CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	0,08±0,02	0,32±0,09	0,56±0,06
16. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000+CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	0,11±0,04	<b>0,47±0,05</b>	0,84±0,04
17. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500+CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л	0,20±0,03	0,27±0,04	0,34±0,04
18. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500+CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	0,35±0,04	<b>0,38±0,04</b>	0,42±0,06
19. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л	0,15±0,04	0,16±0,03	0,17±0,04
20. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	0,20±0,03	0,22±0,03	0,24±0,04
21. CdSO <sub>4</sub> 10+CuSO <sub>4</sub> 25 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л	0,05±0,00	0,08±0,04	0,10±0,03
22. CdSO <sub>4</sub> 10+CuSO <sub>4</sub> 25 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	0,05±0,01	0,09±0,02	0,11±0,00
23. CdSO <sub>4</sub> 10+CuSO <sub>4</sub> 50 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л	0,02±0,00	0,03±0,01	0,06±0,02
24. CdSO <sub>4</sub> 10+CuSO <sub>4</sub> 50 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л + ГФК	0,03±0,01	0,04±0,02	0,10±0,02

*Примечание.* Приведены средние значения и их стандартные отклонения; жирным шрифтом выделено статистически значимое влияние ГФК при  $p < 0,01$ .

раствора использовали химически чистые соли и водопроводную воду. Контрольные растения выращивали на питательном растворе без ТМ и ГФК. Норму питательной смеси увеличивали в соответствии с ростом растений до 1/2 и полной нормы. Смену раствора производили каждые 7 дней. Пробы растений отбирали по фазам развития контрольных растений – в фазе кущения убирала по два растения с сосуда, в фазах трубкавания и колошения – по одному. Повторность в опыте – 4-х кратная. Определяли сырую и сухую массу побегов и корней растений. Содержание ТМ в тканях растений анализировали на атомно-абсорбционном спектрометре Shimadzu-680.

За коэффициент взаимодействия ТМ принимали отношение их содержания (мг/кг сухой массы) при комплексном действии к содержанию при отдельном применении.

При расчете коэффициента фиторемедиационной эффективности ГФК определяли соотношение выноса ТМ растениями (мг/растение), выращенными в присутствии ГФК и без ГФК.

При статистической обработке результатов применяли ранговый дисперсионный анализ Краскела – Уоллиса.

### ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

При комплексном действии свинца и меди, свинца и кадмия, а также всех изучаемых ТМ наблюдалось усиление их токсичности по сравнению с отдельным действием (рисунок, см. табл. 1).



Внешний вид растений при отдельном и комплексном действии кадмия и свинца на растения пшеницы: слева направо – 10 мкМ CdSO<sub>4</sub>; 1000 мкМ Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>; 10 мкМ CdSO<sub>4</sub>+1000 мкМ Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (в двух сосудах)

Wheat plant appearance under separate and complex cadmium and lead action: from left to right – 10 mcmol CdSO<sub>4</sub>; 1000 mcmol Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>; 10 mcmol CdSO<sub>4</sub>+1000 mcmol Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> (two vessels)

Токсичность тяжелых металлов оценивали по снижению массы побегов растений относительно контроля. Наиболее токсичным оказалось комплексное действие меди, кадмия и свинца: растения фактически оставались на стадии проростков до фазы колошения контрольных растений. Масса опытных растений была ниже контрольных более чем в 100 раз (см. табл. 1). При

комплексном действии кадмия и свинца масса опытных растений снизилась в 5–12 раз, при действии меди и свинца – в 5–40 раз по сравнению с контрольными растениями. Совместное действие свинца и меди на момент уборки опыта оказалось примерно в 3 раза более токсичным, чем свинца и кадмия.

Препарат ГФК торфа снизил фитотоксичность кадмия на 13–19%, меди – на 29–52%, свинца – на 6–16%. Протекторное действие ГФК при комплексном действии ТМ оказалось слабее, чем при раздельном: к моменту уборки опыта эффективность ГФК доказана статистически только при совместном действии 500 мкмоль  $Pb(NO_3)_2$  и 10 мкмоль  $CdSO_4$  (биомасса растений повысилась в 1,4 раза относительно варианта без ГФК). По-видимому, защитное действие ГФК снижено в связи с высокой токсичностью смесей ТМ. Тем не менее протекторное действие ГФК может иметь значение в фиторемедиационных технологиях, так как снижение токсичности ТМ приводит к увеличению их выноса.

Значения коэффициента взаимодействия ТМ свидетельствуют об усилении поглощения ТМ при их совместном действии (табл. 2). Причем практически во всех вариантах комплексного применения ТМ в наибольшей степени увеличилось содержание свинца в побегах растений (в 5–34 раза) по сравнению с раздельным действием.

Ремедиационный потенциал растений определяется их способностью удалять (выносить) поллютанты из среды роста (табл. 3).

Очевидно, что снижение ремедиационной способности растений при комплексном действии ТМ по сравнению с раздельным обусловлено усилением токсичности. Высокая токсичность приводит к снижению массы и, соответственно, к снижению выноса ТМ. Например, вынос кадмия побегами растений пшеницы при комплексном действии  $Pb(NO_3)_2$  и  $CdSO_4$  оказался на порядок ниже выноса при их раздельном действии, хотя содержание элемента в растении

(мг/кг сухой массы) увеличилось при комплексном действии в 3–5 раз по сравнению с раздельным. Вынос меди побегами растений также существенно снизился при комплексном действии 1000 мкмоль  $Pb(NO_3)_2$  и 50 мкмоль  $CuSO_4$  – в 38 раз по сравнению с раздельным. Вынос свинца при комплексном действии 500 мкмоль  $Pb(NO_3)_2$  и 10 мкмоль  $CdSO_4$  или 25 мкмоль  $CuSO_4$  снизился в 4,7 и в 1,7 раз соответственно. Самый низкий вынос ТМ наблюдался при действии самой токсичной смеси – смеси солей меди, кадмия и свинца.

Вынос ТМ корневой системой растений пшеницы может иметь значение для фиторемедиационных технологий, предусматривающих удаление корневой системы с последующей утилизацией или извлечением ТМ. При комплексном действии ТМ вынос кадмия корневой системой пшеницы был выше в 3–7 раз, меди – в 5–7 раз, свинца – в 9–84 раза по сравнению с побегами. При комплексном действии нитрата свинца и солей кадмия или меди вынос кадмия корнями растений был ниже в 1,5–1,7 раз, меди – в 4–7,7 раза по сравнению с раздельным действием.

Таким образом, при комплексном загрязнении ТМ ремедиационная способность растений пшеницы снижается в связи с усилением токсичности смеси ТМ.

В присутствии ГФК вынос меди побегами растений пшеницы увеличился в 1,4 раза при 25 мкмоль  $CuSO_4$ , в 1,3 раза – при комплексном действии 50 мкмоль  $CuSO_4$  и 1000 мкмоль  $Pb(NO_3)_2$ , и в 2,3 раза – при комплексном действии солей меди, кадмия и свинца (табл. 4). Препарат ГФК повысил вынос кадмия побегами растений в 1,2–1,8 раза при комплексном действии  $CdSO_4$  и  $Pb(NO_3)_2$  и в 2,5 раза – в присутствии солей меди, кадмия и свинца. Существенный эффект ГФК в отношении накопления свинца побегами растений наблюдался при 1000 мкмоль  $Pb(NO_3)_2$  – вынос увеличился почти в 7 раз.

**Таблица 2.** Коэффициент взаимодействия тяжелых металлов

**Table 2.** Heavy metals interaction coefficient

Вариант	Побеги			Корни		
	Cu	Cd	Pb	Cu	Cd	Pb
13. $Pb(NO_3)_2$ 500 + $CdSO_4$ 10 мкмоль/л	–	3,24	0,83	-	2,5	27,5
14. $Pb(NO_3)_2$ 500 + $CdSO_4$ 10 мкмоль/л + ГФК	–	5,61	0,68	–	5,67	9,63
15. $Pb(NO_3)_2$ 1000 + $CdSO_4$ 10 мкмоль/л	–	5,54	16,40	–	4,32	3,19
16. $Pb(NO_3)_2$ 1000 + $CdSO_4$ 10 мкмоль/л + ГФК	–	5,30	0,59	–	5,41	5,11
17. $Pb(NO_3)_2$ 500 + $CuSO_4$ 25 мкмоль/л	2,81	–	5,20	1,18	–	29,05
18. $Pb(NO_3)_2$ 500 + $CuSO_4$ 25 мкмоль/л + ГФК	1,38	–	2,19	0,68	–	5,97
19. $Pb(NO_3)_2$ 1000 + $CuSO_4$ 50 мкмоль/л	0,11	–	34,4	1,48	–	0,82
20. $Pb(NO_3)_2$ 1000 + $CuSO_4$ 50 мкмоль/л + ГФК	1,30	-	1,47	1,12	–	3,52
21. $CdSO_4$ 10 + $CuSO_4$ 25 + $Pb(NO_3)_2$ 500 мкмоль/л	1,28	3,78	5,20	–	–	–
22. $CdSO_4$ 10 + $CuSO_4$ 25 + $Pb(NO_3)_2$ 500 мкмоль/л + ГФК	2,59	7,88	0,66	–	–	–

**Таблица 3.** Вынос ТМ растениями пшеницы в фазу колошения (мг/растение)

**Table 3.** Heavy metals accumulation by wheat plants in earing phase (mg per plant)

Вариант	Cu	Cd	Pb
1. Контроль	0,001±0,001/ 0,141±0,013	0,005±0,001/ 0,001±0,000	0,518±0,027/ 0,097±0,008
2. ГФК	<b>0,002±0,001/ 0,221±0,016</b>	<b>0,003±0,000/ 0,003±0,000</b>	<b>0,710±0,012/ 0,140±0,009</b>
3. CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	–	0,102±0,006/ 0,133±0,011	–
4. CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	0,018±0,002/ <b>0,100±0,010</b>	–
5. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л	0,031±0,003/ 0,349±0,028	–	–
6. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	<b>0,043±0,003/ 0,626±0,005</b>	–	–
7. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л	0,528±0,010/ 0,383±0,016	–	–
8. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	<b>0,054±0,005/ 0,625±0,048</b>	–	–
9. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л	–*	–	0,236±0,012/ 0,222±0,079
10. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	–	–	<b>0,182±0,012/ 1,661±0,063</b>
11. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л	–	–	0,032±0,003/ 8,404±0,733
12. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л + ГФК	–	–	0,213±0,011/ 1,266±0,056
13. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	–	0,015±0,002/ /0,077±0,006	0,051±0,008/ 2,849±0,086
14. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	<b>0,027±0,002/ 0,115±0,035</b>	0,037±0,006/ <b>1,820±0,051</b>
15. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л	–	0,013±0,002/ 0,086±0,003	0,131±0,016/ 10,980±1,324
16. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	<b>0,016±0,001/ 0,080±0,004</b>	<b>0,041±0,004/ 2,541±0,553</b>
17. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л	0,024±0,004/ 0,087±0,006	–	0,140±0,014/ 2,150±0,087
18. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	<b>0,015±0,001/ 0,069±0,003</b>	–	0,061±0,011/ <b>0,827±0,042</b>
19. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л	0,014±0,001/ 0,050±0,002	–	0,138±0,009/ 1,256±0,090
20. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	<b>0,018±0,001/ 0,053±0,003</b>	–	<b>0,048±0,007/ 0,636±0,041</b>
21. CdSO <sub>4</sub> 10 + CuSO <sub>4</sub> 25 + Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л	0,003±0,000/ –	0,002±0,000/ –	0,042±0,006/ –
22. CdSO <sub>4</sub> 10 + CuSO <sub>4</sub> 25 + Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	<b>0,007±0,001/ –</b>	<b>0,005±0,001/ –</b>	<b>0,004±0,001/ –</b>

*Примечание. В числителе – побеги, в знаменателе – корни. Приведены средние значения и их стандартные отклонения. Жирным шрифтом выделено статистически значимое влияние ГФК при  $p < 0,01$ .*

Вынос меди корневой системой растений пшеницы в присутствии ГФК увеличился в 1,6 и 1,8 раза при 50 и 25 мкмоль CuSO<sub>4</sub> соответственно, кадмия – в 1,5 раза при комплексном действии 500 мкмоль Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> и 10 мкмоль CdSO<sub>4</sub>.

Таким образом, проявление фиторемедиационной эффективности ГФК неоднозначно и зависит от многих факторов. По-видимому, более высокая фиторемедиационная эффективность ГФК проявляется при меньшей токсично-

сти ТМ. Важно учитывать, что фиторемедиационная эффективность ГФК определяется как усилением поглощения ТМ, так и снижением их токсического действия на растения. При полиметаллическом загрязнении, которое характеризуется высокой токсичностью, препарат гумусовых кислот торфа повысил фиторемедиационный потенциал побегов пшеницы в отношении меди в 1,3–2,3 раза, кадмия – в 1,2–2,5 раза, и снизил примерно в 3 раза в отношении свинца.

**Таблица 4.** Коэффициент фиторемедиационной эффективности ГФК

**Table 4.** HFA phytoremediation efficacy coefficient

Вариант	Cu	Cd	Pb
Побеги			
4. CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	0,18±0,01	–
6. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	<b>1,36±0,04</b>	–	–
8. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	0,10±0,01	–	–
10. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	–	–	0,77±0,01
12. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л + ГФК	–	–	<b>6,66±1,23</b>
14. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	<b>1,80±0,25</b>	0,73±0,05
16. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	<b>1,23±0,30</b>	0,31±0,02
18. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	0,62±0,06	–	0,44±0,01
20. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	<b>1,29±0,04</b>	–	0,35±0,04
22. CdSO <sub>4</sub> 10 + CuSO <sub>4</sub> 25 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	<b>2,33±0,12</b>	<b>2,50±0,19</b>	0,10±0,01
Корни			
4. CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	0,75±0,00	–
6. CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	<b>1,79±0,06</b>	–	–
8. CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	<b>1,63±0,12</b>	–	–
10. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	–	–	<b>7,48±0,01</b>
12. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 мкмоль/л + ГФК	–	–	0,15±0,00
14. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	<b>1,49±0,00</b>	0,64±0,01
16. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CdSO <sub>4</sub> 10 мкмоль/л + ГФК	–	0,93±0,03	0,23±0,00
18. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 + CuSO <sub>4</sub> 25 мкмоль/л + ГФК	0,79±0,03	–	0,38±0,01
20. Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 1000 + CuSO <sub>4</sub> 50 мкмоль/л + ГФК	1,06±0,07	–	0,51±0,01
22. CdSO <sub>4</sub> 10 + CuSO <sub>4</sub> 25 +Pb(NO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub> 500 мкмоль/л + ГФК	1,06	–*	0,51

### ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При комплексном действии тяжелых металлов значительно усиливается их токсичность, что может снизить эффективность фиторемедиационных технологий. Более высокая токсичность комплексного действия ТМ обусловлена, по-видимому, более интенсивным поступлением ТМ в побеги пшеницы. Вынос ТМ при их комплексном действии снизился по сравнению с отдельным.

Как показали исследования, фиторемедиационная эффективность гумусовых кислот низинного торфа неоднозначна и определяется как

усилением поглощения тяжелых металлов, так и снижением их токсического действия на растения. Препарат гумусовых кислот торфа, проявляя фитопротекторные свойства и снижая токсичность ТМ, повышает тем самым их вынос растениями. При полиметаллическом загрязнении в варианте с ГФК накопление растениями пшеницы меди и кадмия повысилось в 1,2–2,5 раза, что свидетельствует о возможности использования препарата гумусовых кислот торфа в фиторемедиационных технологиях в качестве фактора фитоэкстракции тяжелых металлов.

### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Lyanguzova I.V. Dynamic trends of heavy metal contents in plants and soil under different industrial air pollution regimes // Russian Journal of Ecology. 2017. Vol. 48. Issue 4. P. 311–320. <https://doi.org/10.1134/S1067413617040117>
2. Гиниятуллин Р.Х., Бактыбаева З.Б. Особенности накопления Cd и Ni листовыми частями Сукчаева (Larix sukaczewii Dyl.) в условиях техногенеза // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2020. N 51. С. 141–161. <https://doi.org/10.17223/19988591/51/8>
3. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях / пер. с англ. Д.В. Гричука, Е.П. Янина; под ред. Ю.Е. Саета. М.: Мир, 1989. 439 с.
4. Prasad M.N.V. Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization // Russian Journal of Plant Physiology. 2003. Vol. 50. Issue 5. P. 686–701. <https://doi.org/10.1023/A:1025604627496>
5. Baker A.J.M. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals // Journal of Plant Nutrition. 1981. Vol. 3. Issue 1-4. P. 643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
6. Pilon-Smits E. Phytoremediation // Annual Review of Plant Biology. 2005. Vol. 56. P. 15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
7. Prieto M.J., Acevedo SOA, Prieto G.F., Nallely T.G. Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals // Biodiversity International Journal. 2018. Vol. 2. Issue 4. P. 362–376. <https://doi.org/10.15406/bij.2018.02.00088>
8. Yan A., Wang Y., Tan S.N., Mohd Yusof M.L., Ghosh S., Chen Z. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land // Frontiers in Plant Science. 2020. Vol. 11. P. 359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
9. Evangelou M.W.H., Robinson B.H., Günthardt-Goerg M.S., Schulin R. Metal uptake and allocation in trees grown on contaminated land: implications for biomass production // International Journal of Phytoremediation. 2012. Vol. 15. Issue 1. P. 77–90. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.670317>

10. Salt D.E., Blaylock M., Kumar N.P., Dushenkov V., Ensley B.D., Chet I., Raskin I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants // *Biotechnology*. 1995. Vol. 13. Issue 5. P. 468–475. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
11. Vamerali T., Bandiera M., Mosca G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review // *Environmental Chemistry Letters*. 2010. Vol. 8. Issue 1. P. 1–17. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0>
12. Lee M., Yang M. Rhizofiltration using sunflower (*Helianthus annuus* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to remediate uranium contaminated groundwater // *Journal of Hazardous Materials*. 2010. Vol. 173. Issue 1-3. P. 589–596. <https://doi.org/10.1016/j.jhaz-mat.2009.08.127>
13. Jensen J.K., Holm P.E., Nejrup J., Borggaard O.K. A laboratory assessment of potentials and limitations of using EDTA, rhamnolipids, and compost-derived humic substances (HS) in enhanced phytoextraction of copper and zinc polluted calcareous soils // *Soil and Sediment Contamination: an International Journal*. 2011. Vol. 20. Issue 7. P. 777–789. <https://doi.org/10.1080/15320383.2011.609198>
14. Halim M., Conte P., Piccolo A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances // *Chemosphere*. 2003. Vol. 52. Issue 1. P. 265–275. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00185-1)
15. Evangelou M.W.H., Daghan H., Schaeffer A. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil // *Chemosphere*. 2004. Vol. 57. Issue 3. P. 207–213. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.017>
16. Кирдей Т.А. Влияние гумата на фиторемедиационные свойства пшеницы при возрастающих концентрациях нитрата свинца // *Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология*. 2017. Т. 7. N 4. С. 110–115. <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2017-7-4-110-115>
17. Чураков А.А. Запасы торфа в России // *Лесной вестник*. 2003. N 3. С. 22–25.
18. Пат. № 2310633, Российская Федерация. Способ получения жидких торфяных гуматов / Ю.А. Калинин, И.Ю. Вашурина, Т.А. Кирдей; патентообладатель ООО «Научно-производственная фирма “Недра”»; заявл. 15.06.2006; опубл. 20.11.2007. Бюл. № 32. 4 с.
19. Hoagland DR, Arnon DE. The water-culture method for growing plants without soil. California Agriculture Experimental Station. 1950. Available from: <https://ia800306.us.archive.org/6/items/watercultureme3450hoag/watercultureme3450hoag.pdf> [Accessed 25<sup>th</sup> November 2020].

## REFERENCES

1. Lyanguzova IV. Dynamic trends of heavy metal contents in plants and soil under different industrial air pollution regimes. *Russian Journal of Ecology*. 2017;48(4):311–320. <https://doi.org/10.1134/S1067413617040117>
2. Giniyatullin RH, Baktybaeva ZB. Features of Cd and Ni accumulation by *Larix sukaczewii* Dyl. under technogenesis. *Vestnik Tomskogo Gosudarstvennogo Universiteta. Biologiya = Tomsk State University Journal of Biology*. 2020;51:141–161. (In Russian) <https://doi.org/10.17223/19988591/51/8>
3. Kabata-Pendias A, Pendias Kh. *Trace elements in soils and plants*. Moscow: Mir; 1989, 439 p. (in Russian)
4. Prasad MNV. Phytoremediation of metal-polluted ecosystems: hype for commercialization. *Russian Journal of Plant Physiology*. 2003;50(5): 686–701. <https://doi.org/10.1023/A:1025604627496>
5. Baker AJM. Accumulators and excluders – strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition*. 1981;3(1-4):643–654. <https://doi.org/10.1080/01904168109362867>
6. Pilon-Smits E. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*. 2005;56:15–39. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.56.032604.144214>
7. Prieto MJ, Acevedo SOA, Prieto GF, Nallely TG. Phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *Biodiversity International Journal*. 2018;2(4):362–376. <https://doi.org/10.15406/bij.2018.02.00088>
8. Yan A, Wang Y, Tan SN, Mohd Yusof ML, Ghosh S, Chen Z. Phytoremediation: A promising approach for revegetation of heavy metal-polluted land. *Frontiers in Plant Science*. 2020;11:359. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.00359>
9. Evangelou MWH, Robinson BH, Günthardt-Goerg MS, Schulin R. Metal uptake and allocation in trees grown on contaminated land: implications for biomass production. *International Journal of Phytoremediation*. 2012;15(1):77–90. <https://doi.org/10.1080/15226514.2012.670317>
10. Salt DE, Blaylock M, Kumar NP, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I, Raskin I. Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology*. 1995; 13(5):468–475. <https://doi.org/10.1038/nbt0595-468>
11. Vamerali T, Bandiera M, Mosca G. Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environmental Chemistry Letters*. 2010;8(1):1–17. <https://doi.org/10.1007/s10311-009-0268-0>
12. Lee M, Yang M. Rhizofiltration using sunflower (*Helianthus annuus* L.) and bean (*Phaseolus vulgaris* L. var. *vulgaris*) to remediate uranium contaminated groundwater. *Journal of Hazardous Materials*. 2010;173(1–3):589–596. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.08.127>
13. Jensen JK, Holm PE, Nejrup J, Borggaard OK. A laboratory assessment of potentials and limitations of using EDTA, rhamnolipids, and compost-

derived humic substances (HS) in enhanced phytoextraction of copper and zinc polluted calcareous soils. *Soil and Sediment Contamination: an International Journal*. 2011;20(7):777–789. <https://doi.org/10.1080/15320383.2011.609198>

14. Halim M, Conte P, Piccolo A. Potential availability of heavy metals to phytoextraction from contaminated soils induced by exogenous humic substances. *Chemosphere*. 2003;52(1):265–275. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00185-1](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00185-1)

15. Evangelou MWH, Daghan H, Schaeffer A. The influence of humic acids on the phytoextraction of cadmium from soil. *Chemosphere*. 2004;57(3):207–213. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.06.017>

16. Kirdey TA. The influence of humate on the phytoremediation properties of wheat with increasing concentrations of lead nitrate. *Izvestiya Vuzov*.

*Prikladnaya Khimiya i Biotekhnologiya = Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*. 2017;7(4):110–115. (In Russian) <https://doi.org/10.21285/2227-2925-2017-7-4-110-115>

17. Churakov AA. Peat reserves in Russia. *Lesnoi vestnik = Forestry bulletin*. 2003;3:22–25. (In Russian)

18. Kalinnikov JA, Vashurina IJ, Kirdej TA. *Method for production of liquid peat humates*. Patene RF, no. 2310633; 2006. (In Russian)

19. Hoagland DR, Arnon DE. The water-culture method for growing plants without soil. California Agriculture Experimental Station. 1950. Available from: <https://ia800306.us.archive.org/6/items/watercultureme3450hoag/watercultureme3450hoag.pdf> [Accessed 25<sup>th</sup> November 2020].

#### **СВЕДЕНИЯ ОБ АВТОРЕ**

**Кирдей Татьяна Александровна**,  
к.б.н., доцент кафедры агрономии  
и агробизнеса,  
Ивановская государственная  
сельскохозяйственная академия  
им. Д.К. Беляева,  
153012, г. Иваново, ул. Советская, 45,  
Российская Федерация,  
✉ e-mail: t.a.kirdey@mail.ru

#### **Заявленный вклад авторов**

Все авторы сделали эквивалентный вклад  
в подготовку публикации.

#### **Конфликт интересов**

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

*Автор прочел и одобрил окончательный вариант рукописи.*

*Поступила в редакцию 27.01.2021.  
Одобрена после рецензирования 12.03.2021.  
Принята к публикации 31.05.2021.*

#### **INFORMATION ABOUT THE AUTHOR**

**Tatiana A. Kirdey**,  
Cand. Sci. (Biology), Associate Professor,  
Agronomy and Agrobusiness Department,  
Ivanovo State Agricultural Academy  
by D.K. Belyaev,  
45, Sovetskaya St., Ivanovo, 153012,  
Russian Federation,  
✉ e-mail: t.a.kirdey@mail.ru

#### **Contribution of the authors**

The authors contributed equally to this article.

#### **Conflict interests**

Author declares no conflict of interests regarding the publication of this article.

*The final manuscript has been read and approved by the author.*

*The article was submitted 27.01.2021.  
Approved after reviewing 12.03.2021.  
Accepted for publication 31.05.2021.*