

УДК 631.427

**В.В. ДАЦЕНКО, Н.Л. ХИМЕНКО**

## **НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОМЫШЛЕННЫХ ОТХОДОВ**

*Аннотация.* В работе экспериментально смоделированы и проанализированы результаты экологического исследования отходов предприятий гальванических производств. Рассмотрены особенности миграции меди и цинка в разных типах почв и представлены экспериментальные данные по влиянию тяжелых металлов, содержащихся в техногенно-загрязненных почвах, на растительные объекты в контролируемых условиях.

*Ключевые слова:* медь, цинк, гальваношлам, почва, тест-растение.

### **Проблема и ее связь с научными и практическими задачами**

Твердые отходы предприятий гальванических производств, так называемые гальваношламы (ГШ), содержащие тяжелые металлы (ТМ), являются источником биотического, механического, химического и иных видов загрязнения [1–3]. Для уменьшения их вредного воздействия на окружающую природную среду (ОПС) на предприятиях используются различные методы их обезвреживания: механические, химические, физико-химические и биологические. Однако, отсутствие приемлемого финансирования предприятия препятствует решению проблем с утилизацией отходов, поэтому большую часть ГШ складировуют в шламонакопителях, что обуславливает возрастание техногенного загрязнения всех компонентов ОПС [2, 3].

### **Анализ исследований и публикаций**

Миграция химических элементов, содержащихся в складированных ГШ, происходит в результате физико-химических процессов под воздействием климатических и погодных факторов. При этом загрязнения могут распространяться с инфильтрацией атмосферных осадков через слой отходов в почву примыкающих участков [4, 5]. В отечественной и зарубежной литературе имеются публикации, посвященные изучению проблемы влияния ГШ на ОПС и здоровье населения [3–11]. Однако, содержащаяся в этих публикациях информация не в полном объеме отражает санитарно-гигиенические и экологические характеристики обезвреженных ГШ. Поэтому результаты изложенных в работах исследований невозможно использовать для объективной оценки их экологической безопасности. При оценке экотоксикологических характеристик промышленных отходов необходимо изучать их комплексное техногенное воздействие: с одной стороны, необходимы сведения о процессах миграции соединений из отходов в почвы, с другой стороны, важно исследовать влияние загрязнителей, проникающих вглубь почвы, на объекты ОПС [3–10].

## **Постановка цели и задач исследования**

Определять экотоксичность отходов наиболее эффективно с помощью биологических методов анализа, которые позволяют помимо общего неспецифического влияния на биотест выделить некоторые специфические реакции на отдельные химические вещества или группы веществ [6, 7, 9]. Цель исследований – определить особенности миграции меди и цинка в почвах при загрязнении ГШ и установить их влияние на показатели активного роста и развития тест-растений. В соответствии с поставленной целью решались следующие задачи: в лабораторных условиях экспериментально смоделирована система «ГШ – почва», рассмотрены особенности миграции меди и цинка в разных типах почв, исследовано влияние ТМ, содержащихся в техногенно-загрязненных почвах, на растительные объекты в контролируемых условиях.

## **Методы исследования**

В рамках лабораторных экспериментов для изучения миграции в почве были выбраны металлы Cu и Zn, выбор которых был обоснован их наибольшими концентрациями в промышленных ГШ, а также высоким классом опасности [2]. Для установления особенностей миграции выбранных металлов на моделях почвенных горизонтов использовали образцы почв – дерново-оподзоленной связно-песчаной, луговой аллювиальной супесчаной, лугово-черноземной легкосуглинистой, чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого.

В качестве загрязнителей в условиях лабораторного эксперимента использовали модельный шлам, полученный реакцией нейтрализации сульфатного медно-цинкового раствора известью.

В лабораторных условиях для создания модели почвенных слоев использовали пластиковые трубы с диаметром 35 см и высотой 100 см. Всего в лабораторных экспериментах было задействовано 4 почвенных колонки. На верхней поверхности каждой почвенной колонки помещали измельченный модельный сульфатный медно-цинковый шлам, который в течение 6 месяцев промывался дистиллированной водой в режиме, соответствующем естественному увлажнению. Для установления особенностей миграции Cu и Zn отбирали образцы почв в разных слоях: 0–5 см, 10–15 см, 20–25 см, 50–75 см и 100 см.

Для изучения особенностей миграции меди и цинка и их распределения в почвенных слоях были рассмотрены коэффициенты накопления ( $K_c$ ) элементов, показывающие во сколько раз увеличено содержание данного элемента в загрязненной почве по сравнению с незагрязненной [8].

Определение степени токсичности образцов почв проводили по методике биотестирования [9, 10], представляющей собой исследование реакции тест-объектов на действие загрязняющих веществ и позволяющей получить интегральную оценку степени их фитотоксичности. В качестве тест-объектов использовали семена кресс-салата и овса, а в качестве показателя токсичности – всхожесть, энергию, дружность и продолжительность прорастания семян в разных слоях почв, загрязненных ГШ.

Анализ ростков семян осуществляли на 30-е сутки после выращивания. Величину показателя контрольных ( $L_0$ ) и опытных ( $L_{оп}$ ) семян вычисляли как среднее арифметическое ( $L_{ср}$ ) из совокупности данных о длине надземной части или корней проростков [10].

Для оценки влияния загрязнения почвы Cu и Zn на прорастание семян использовали следующие показатели: всхожесть, энергию, дружность и продолжительность прорастания [9, 10]. Под всхожестью понимали число семян, проросших за 7 суток, выраженное в процентах от общего количества семян, взятых для проращивания; под энергией прорастания – количество семян, проросших за первые 3 сут проращивания в процентах от общего количества семян, взятых для проращивания. Для более точной характеристики скорости прорастания проводили ежедневный учет проросших семян и рассчитывали дружность и продолжительность прорастания [9, 10].

### Экспериментальные результаты и их обсуждение

Полученные экспериментальные данные (табл. 1) исследования особенностей миграции меди и цинка из ГШ в рассмотренных типах почв показали, что техногенная миграция меди и цинка в системе «ГШ – почва» объясняется в первую очередь химическим составом ГШ.

Таблица 1 – Накопление подвижных форм меди и цинка и изменение рН водной вытяжки в почвенных слоях после загрязнения

Показатель	Слой загрязненной ТМ почвы, см				
	0-5	10-15	20-25	50-75	100
<b>Дерново-оподзоленная связнопесчаная (рН<sub>ф</sub> = 5,3)</b>					
рН	4,40	4,25	4,15	4,15	4,45
K <sub>c</sub> (Cu)	9,6	1,9	2,3	2,2	2,6
K <sub>c</sub> (Zn)	77,8	43,5	38,8	14,1	2,3
<b>Луговая аллювиальная супесчаная (рН<sub>ф</sub> = 7,6)</b>					
рН	6,40	6,10	5,90	6,20	6,35
K <sub>c</sub> (Cu)	13,5	1,9	0,9	1,0	1,0
K <sub>c</sub> (Zn)	423,3	259,1	99,8	9,3	1,9
<b>Лугово-черноземная легкосуглинистая (рН<sub>ф</sub> = 6,9)</b>					
рН	5,15	5,45	5,8	6,0	6,15
K <sub>c</sub> (Cu)	33,9	2,1	1,9	1,2	2,0
K <sub>c</sub> (Zn)	657,1	187,3	14,5	1,7	1,5
<b>Чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый (рН<sub>ф</sub> = 8,7)</b>					
рН	7,65	8,10	8,10	8,25	8,30
K <sub>c</sub> (Cu)	5,2	0,8	0,8	0,7	1,0
K <sub>c</sub> (Zn)	73,5	2,4	0,5	0,8	0,6

Значительное увеличение содержания меди и цинка наблюдается по глубине во всех слоях исследуемых почв в условиях эксперимента. Максимальные накопления в верхнем слое (0–5 см) ( $K_c(\text{Cu}) = 5,2\text{--}33,9$  и  $K_c(\text{Zn}) = 73,5\text{--}657,1$ ) значительно превышают аналогичные показатели

в нижних (50–100 см) ( $K_c(\text{Cu}) = 1,0\text{--}2,6$  и  $K_c(\text{Zn}) = 0,6\text{--}2,3$ ), что связано в первую очередь с техногенным поступлением из шлама. По интенсивности миграции меди и цинка из шлама и трансформации в верхний слой исследуемые почвы можно расположить в ряд: чернозем типичный среднесмытый тяжело-суглинистый < дерново оподзоленная связнопесчаная < луговая аллювиальная супесчаная < лугово-черноземная легкосуглинистая.

Изучение изменения кислотности почв после загрязнения их ГШ (табл. 2) показало, что во всех слоях исследуемых почв относительно фоновых образцов ( $\text{pH}_f$ ) происходит снижение уровня рН в 1,1–1,3 раза. Управляющим фактором выщелачивания меди и цинка из ГШ является реакция среды: в кислой и слабокислой среде ГШ способен создавать импактные, ударные техногенные нагрузки на почву. Динамика изменения уровня кислотности в исследуемых почвах с глубиной обусловлена внутрисочвенными процессами (химическими реакциями, сопровождающими выщелачивание шлама и трансформацию веществ в почве): рН в поверхностном слое (0–5 см) на 0,2–0,5 единицы ниже, чем в подповерхностном (10–15 см). Наибольшее накопление металлов наблюдается в лугово-черноземной среднесуглинистой ( $K_c(\text{Cu}) = 34$  и  $K_c(\text{Zn}) = 657$ ), где среда почвы имеет наиболее интенсивное уменьшение рН с 7,0 до 5,0. Отмечено, что в исследуемых почвах с повышением рН подвижность меди и цинка снижается: подвижность Cu в кислых почвах выше, чем в нейтральных или щелочных, а Zn имеет максимальную подвижность в почвах, реакция которых нейтральная или приближается к ней. Наименьшая миграционная способность меди и цинка отмечена в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом, слабощелочные условия которого усиливают переход Cu и Zn в неподвижное состояние и способствуют закреплению почвенными частицами их соединений.

Таблица 2 – Значения ПДК<sub>п.отн.</sub> для ионов меди и цинка в исследуемых почвах после загрязнения

Элементы	ПДК <sub>п.отн.</sub> В контрольных образцах	Показатель ПДК <sub>п.отн.</sub> в соответствующем слое загрязненной ТМ почвы, см				
		0–5	10–15	20–25	50–75	100
<b>Дерново-оподзоленная связнопесчаная</b>						
Cu	0,75ПДК	7,18ПДК	1,36ПДК	1,68ПДК	1,68ПДК	1,9ПДК
Zn	0,28ПДК	21,65ПДК	12,1ПДК	10,8ПДК	3,93ПДК	0,65ПДК
<b>Луговая аллювиальная супесчаная</b>						
Cu	0,57ПДК	7,7ПДК	1,1ПДК	0,5ПДК	0,6ПДК	0,6ПДК
Zn	0,08ПДК	33,5ПДК	23,35ПДК	7,9ПДК	0,74ПДК	0,15 ПДК
<b>Лугово-черноземная легкосуглинистая</b>						
Cu	0,89ПДК	3,29ПДК	1,84ПДК	1,69ПДК	1,09ПДК	1,81ПДК
Zn	0,17ПДК	114,6ПДК	32,65ПДК	2,53ПДК	0,3ПДК	0,26ПДК
<b>Чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый</b>						
Cu	7,10ПДК	36,57ПДК	5,54ПДК	5,75ПДК	4,87ПДК	7,08ПДК
Zn	3,12ПДК	229,3ПДК	7,53ПДК	1,59ПДК	2,39ПДК	1,73ПДК

Для экологической и санитарно-гигиенической оценки загрязнения исследуемых почв медью и цинком после загрязнения медно-цинковым шламом были получены сравнительные данные о содержании меди и цинка в тестируемых почвах ( $C$ , мг/кг) с их предельно допустимыми концентрациями в почвах ( $ПДК_{п}(Cu) = 3$  мг/кг;  $ПДК_{п}(Zn) = 23$  мг/кг). В табл. 2 они представлены как значения  $ПДК_{п\ отн}$  ( $ПДК_{п\ отн}$  – рассчитаны как соотношение концентраций  $Cu^{2+}$  и  $Zn^{2+}$  в загрязненных почвах к их  $ПДК_{п}$  соответственно). Исследуемые почвы после загрязнения медно-цинковым шламом независимо от глубины слоя характеризуются низким уровнем загрязнения по  $Cu$ . По цинку характер загрязнения определяется типом почвы и в тяжелых гумусированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого в верхнем слое, испытывающем техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних.

Проведенный сравнительный морфологический анализ позволил установить наличие зависимости между активностью роста и развития тест-растений (рис. 1) и содержанием ТМ в почве, превышающем их  $ПДК_{п}$  (табл. 2).

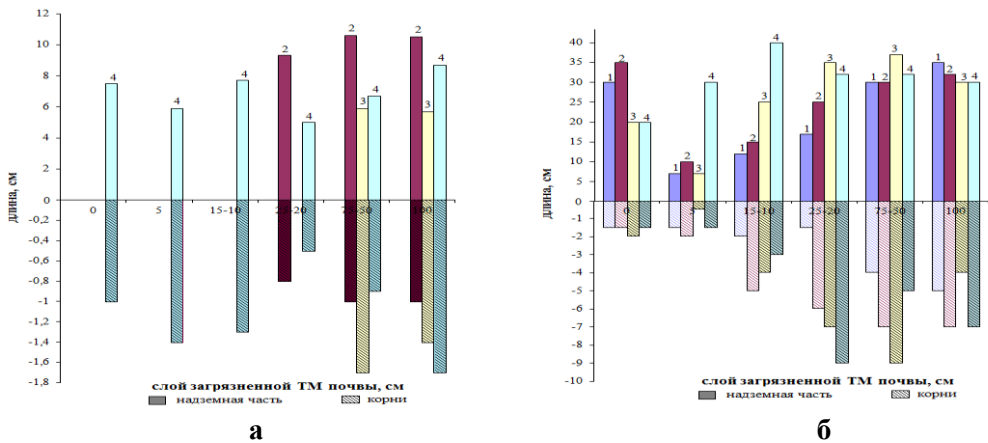


Рис. 1 – Зависимости длины проростков кресс-салата (а) и овса (б) (продолжительность выращивания 30 сут) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмыгтый тяжелосуглинистый

Изменения длины корневой и надземной частей тест-растений (рис. 1) в зависимости от показателя  $ПДК_{п\ отн}$  металлов-токсикантов в почвах (кроме дерново-оподзоленной связнопесчаной для кресс-салата) указывают на отсутствие неблагоприятного фитотоксического воздействия: средняя длина надземной части и корневой системы растений ( $L_{оп}$ ) сравнима, а в некоторых слоях даже превышает аналогичные показатели в контрольном образце ( $L_0$ ).

Отмечено, что рост и развитие тест-растений не только имеют существенную зависимость от типа загрязненной почвы, но и определяются физиологией самих растений. Так, для почвы дерново-оподзоленной связнопесчаной характерно достоверное ингибирование развития салата (рис. 1, а), где семена взошли только в нижних слоях тестируемой почвы (20–25, 50–75, 100 см), а на 20-е сутки погибли все ростки. Для овса же

наблюдается достоверная тенденция стимуляции роста в аналогичных условиях этой почвы (рис. 1, б), а в нижнем слое (100 см) даже отмечено превышение длины ростков в 1,2 раза и корневой системы в 3,3 раза по сравнению с контрольными образцами. Это можно объяснить тем, что кресс-салат более чувствителен к присутствию ионов ТМ в почвах, чем овес, и ингибирующее действие этих ионов на кресс-салат не снижается со временем, как у овса. В результате этого, за счет истощения собственных ресурсов надежности, растения салата становятся ослабленными и погибают.

Среди показателей прорастания семян в условиях модельного загрязнения почв ТМ наиболее информативными оказались ростовые показатели [9, 10] – всхожесть, энергия, дружность и продолжительность прорастания (рис. 2–5). Анализ показателей прорастания семян в условиях модельного загрязнения почв ТМ показал, что до 7 суток стимулирующий эффект меди и цинка на рост исследуемых тест-растений во всех вариантах эксперимента в среднем проявился сильнее, а токсичное действие – слабее. При увеличении срока роста до 30 суток характер развития растений меняется. Для кресс-салата в этом периоде времени в среднем достоверно проявляется угнетающий эффект действия металлов. Для растений овса это воздействие в основном проявляется в стимулировании роста. Такие изменения в развитии растений в ходе выращивания, возможно, объясняются не только типом загрязненных почв и физиологией самих растений, но и влиянием ТМ на исследуемые тест-объекты. Т.к. известно, что Zn и Cu относятся к группе металлов средней степени поглощения растениями [11], то на начальных сроках развития семена тест-культур имели достаточный потенциал питательных веществ для подавления негативного влияния ТМ. Однако на более поздних сроках развития угнетающее действие металлов-токсикантов усиливается.

Диаграммы анализа энергии прорастания (рис. 2) для семян исследуемых тест-растений показывают достаточно высокие показатели во всех слоях загрязненных ТМ почв.

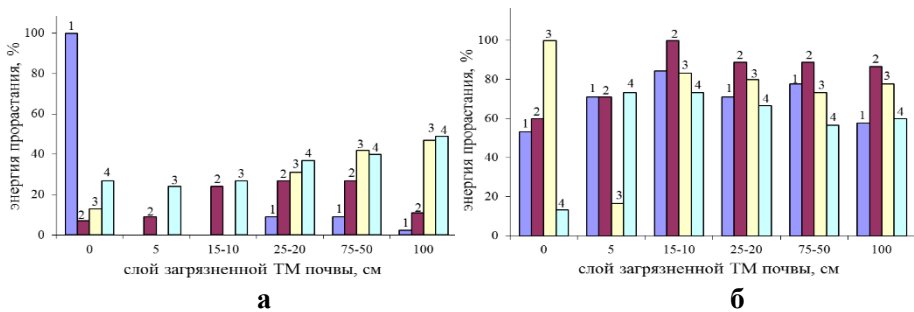


Рис. 2 – Зависимость энергии прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

В сравнении с контрольными образцами, превышение показателя энергии прорастания для семян овса (рис. 2, б) отмечено практически во всех тестируемых почвах (кроме лугово-черноземной легкосуглинистой). Для кресс-салата аналогичное превышение (рис. 2, а) отмечено в нижних слоях

луговой аллювиальной супесчаной и чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого, где кратность превышения, соответственно, составляет 1,3–3,4 и 1,4–1,8.

Следует отметить, что энергия прорастания у семян овса значительно выше, чем у семян кресс-салата. Так, в дерново-оподзоленной связнопесчаной кратность такого превышения составляет 9–23, в луговой аллювиальной супесчаной – 4–6, в лугово-черноземной легкосуглинистой и черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом – 2. Это может быть связано с более длительным периодом прорастания семян кресс-салата по сравнению с семенами овса.

Показатель всхожести семян (рис. 3) практически во всех вариантах тестируемых почв также достаточно высокий для обеих тест-растений.

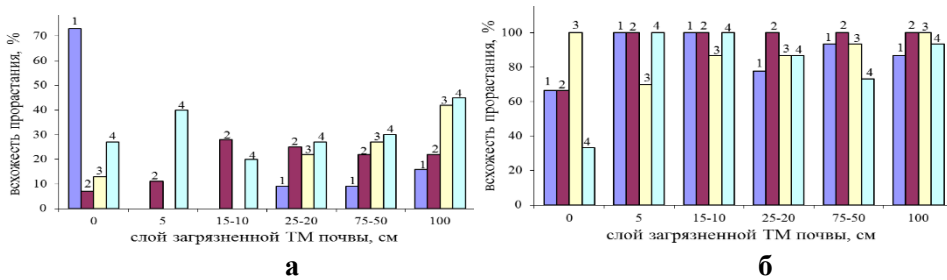


Рис. 3 – Зависимость всхожести прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

Отмечено наличие заметной зависимости между содержанием ТМ в почве, превышающем ПДК<sub>п</sub>, активностью роста и развитием, энергией прорастания и всхожестью семян тест-растений. Так, при уменьшении показателя превышения ТМ в слоях тестируемых почв (табл. 1) проявляется стимулирование надземной и корневой систем проростков (рис. 1) исследованных тест-культур при повышении их энергии прорастания (рис. 2) и всхожести (рис. 3). Т.е., уменьшение концентрации металлов приводит к снижению токсического действия металлов на тест-растения. Это особенно заметно в нижних слоях почв (20–25, 50–75, 100 см), где содержание ТМ снижается, а всхожесть увеличивается в сравнении с контрольными образцами (кроме дерново-оподзоленной для кресс-салата). Таким образом, можно отметить, что тестируемые почвы не являются фитотоксичными, а определенное превышение в них показателя ПДК<sub>п.отн.</sub> меди и цинка в некоторой степени способствует стимулированию процессов роста и развития исследуемых растений.

В период наблюдений за ростом и развитием тест-растений при выращивании на загрязненных ТМ почвах установлено, что дружность (рис. 4) и продолжительность прорастания (рис. 5) семян этих растений имеют низкие показатели.

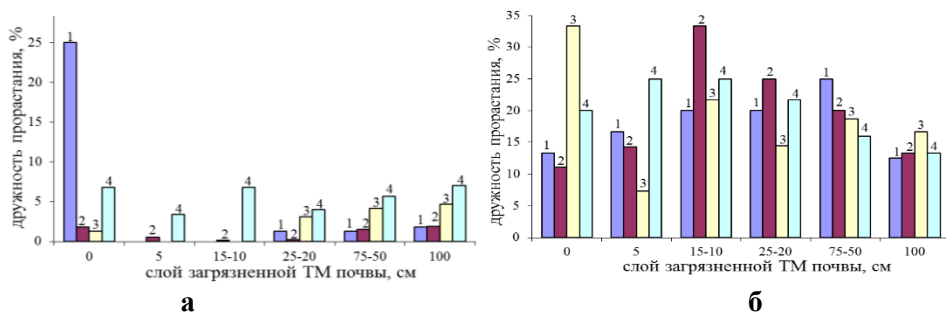


Рис. 4 – Зависимость дружности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя почвы, загрязненной ТМ: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

Для семян овса показатель дружности прорастания (рис. 4, б) в сравнении с контрольными образцами имеет достоверно высокие значения практически во всех почвах, кроме лугово-черноземной легкосуглинистой почвы. А для семян кресс-салата (рис. 4, а), наоборот, достоверное превышение в 2–4 раза наблюдается только в лугово-черноземной легкосуглинистой почве.

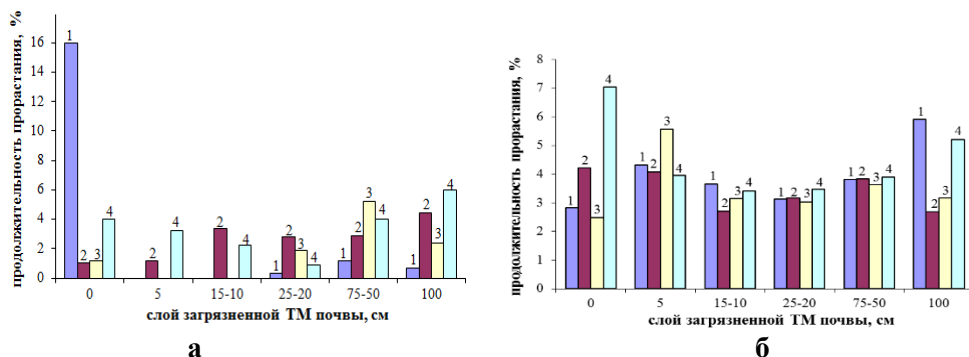


Рис. 5 – Зависимость продолжительности прорастания семян салата (а) и овса (б) от слоя загрязненной ТМ почвы: 1 – дерново-оподзоленная связнопесчаная, 2 – луговая аллювиальная супесчаная, 3 – лугово-черноземная легкосуглинистая, 4 – чернозем типичный среднесмытый тяжелосуглинистый

Продолжительность прорастания (рис. 5) для семян кресс-салата в 2–4 раза выше в луговых и черноземных почвах в сравнении с контрольными образцами. Для семян овса аналогичное превышение отмечено в дерново-оподзоленной связнопесчаной в 2 раза и лугово-черноземной легкосуглинистой в 1,3 раза.

Отмеченные выше различия в развитии и росте исследуемых тест-растений (рис. 2–5), очевидно, зависят от физиолого-биохимических процессов, протекающих в самих растениях. Очевидно, что более высокие показатели всхожести, энергии, дружности и продолжительности прорастания у семян овса (рис. 2–5, б) в сравнении с аналогичными показателями у кресс-салата (рис. 2–5, а) объясняются более высокой сбалансированностью в них



запасов питательных веществ и более высоким уровнем фитогормональных процессов. Кроме того, установлено, что растения овса оказались менее чувствительными к токсическому действию меди и цинка, что возможно определяется их более высокой способностью переводить соединения ТМ в физиологически неактивное состояние.

В ходе проведения исследований установлена связь между ростовыми показателями (всхожесть, энергия, дружность и продолжительность прорастания) (рис. 2–5) исследуемых тест-растений и загрязненными ТМ почвами (табл. 2). Однако эта зависимость прослеживается только в слоях одной отдельно взятой почвы и не всегда имеет однозначное трактование для разных типов почв. Так, например, в верхних слоях (5, 10–15 см) почвы чернозема типичного среднесмытого тяжелосуглинистого с высоким содержанием Cu и Zn (табл. 2) показатели всхожести, энергии, дружности и продолжительности прорастания (рис. 2–5) значительно превышают аналогичные характеристики в других типах почв, где превышение вредности ТМ ниже. Объяснение может быть связано с физико-химическими свойствами самой почвы. Глинистые черноземные почвы по своим характеристикам относятся к почвам, которые содержат большой запас питательных веществ и обладают высокими адсорбционными свойствами, способными прочно связывать тяжелые металлы и, соответственно, предохранять от загрязнения растительную продукцию [5].

Проведенный сравнительный анализ показателей прорастания, роста и развития семян тест-растений со значениями превышения ПДК<sub>п.отн.</sub> меди и цинка во всех тестируемых почвах показал, что чаще всего уменьшение концентрации металлов в слоях тестируемых почв приводит к снижению токсического действия металлов. Однако, не всегда эта зависимость однозначна. В некоторых вариантах опытов, как было отмечено выше, повышение показателя вредности меди и цинка в почвах приводит к улучшению роста растений. Расхождения результатов, возможно, объясняются дозой загрязнения почв ТМ. Известно, что в зависимости от концентрации металла, валентности его иона, растворимости и длительности воздействия, ТМ в малых дозах способствуют росту и развитию растений (являясь для них необходимым микроэлементом), однако их высокие концентрации способны подавлять рост растений, нарушая их жизненно важные функции [11]. Следовательно, проведенные нами исследования позволяют предположить, что средние значения показателей превышения меди и цинка в почвах приводят к эффекту стимуляции роста семян растений за счет улучшения режима питания. Так, эффект стимуляции тест-растений в исследуемых почвах наблюдается, когда значения ПДК<sub>п.отн.</sub> составляют: в дерново-оподзоленной связнопесчаной для кресс-салата – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 0,75ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,28ПДК, для овса – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 1,36–1,97ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,65–12,1ПДК; в луговой аллювиальной супесчаной для кресс-салата – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 0,5–1,1ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,28ПДК, для овса – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 0,6–1,1ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,08–23,35ПДК; в лугово-черноземной легкосуглинистой для кресс-салата – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 1,09–1,81ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,26–0,3ПДК, для овса – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 0,89–3,29ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 0,3–114,6ПДК; в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом для кресс-салата – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 7,08ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 1,73ПДК, для овса – ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) = 5,54–36,57ПДК, ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) = 1,59–229,3ПДК.

Также отмечено, что действие меди и цинка имеет различную направленность на активность развития тест-растения. По данным эксперимента, в пробах тестируемых почв, где ПДК<sub>п.отн.</sub>(Cu) превышает ПДК<sub>п.отн.</sub>(Zn) (табл. 2), наблюдается стимуляция роста и развития тест-растений. Однако такая зависимость характерна не для всех тест-растений и прослеживается не во всех слоях почв. Неоднозначность корреляции между содержанием меди и цинка в почве, превышающем их ПДК<sub>п</sub> и активностью роста тест-растений, возможно, связана в комплексном действии меди и цинка. При совместном воздействии этих двух металлов в неблагоприятных для растений дозах может происходить как усиление, так и ослабление их токсического эффекта. Синергическое действие цинка и меди определяется расположением этих элементов в соседних группах периодической системы. Причем, как утверждают авторы работ [11], особенно высокой фитотоксичностью обладает медь, и усиление токсического эффекта меди наблюдается в присутствии цинка.

## Выводы

В лабораторных условиях при исследовании особенностей миграции меди и цинка в рассмотренных типах почв при загрязнении ГШ и изучении их влияния на показатели активного роста и развития тест-растений экспериментально установлено:

– техногенная миграция меди и цинка в системе «ГШ – почва» характеризуется спецификой почв и объясняется в первую очередь химическим составом ГШ. По интенсивности миграции меди и цинка из шлама и транслокации в верхний слой исследуемые почвы можно расположить в ряд: чернозем типичный среднесмытый тяжело-суглинистый < дерново оподзоленная связнопесчаная < луговая аллювиальная супесчаная < лугово-черноземная легкосуглинистая;

– подвижность тяжелых металлов зависит от кислотности почв: подвижность Cu в кислых почвах выше, чем в нейтральных или щелочных, а Zn имеет максимальную подвижность в почвах, реакция которых нейтральная или приближается к ней. Наименьшая миграционная способность меди и цинка отмечена в черноземе типичном среднесмытом тяжелосуглинистом, слабощелочные условия которого усиливают переход Cu и Zn в неподвижное состояние и способствует закреплению почвенными частицами их соединений;

– по Cu все слои исследуемых почв имеют низкий уровень загрязнения. По цинку характер загрязнения определяется типом почвы и в тяжелых гумусированных почвах степень загрязнения с увеличением глубины меняется от очень высокого в верхнем слое, испытывающем техногенную нагрузку, до допустимого уровня в нижних;

– совместное воздействие меди и цинка проявляется как в ингибировании, так и стимулировании ростовых процессов исследуемых тест-растений – кресс-салата и овса и определяется, прежде всего, уровнем загрязнения, свойствами почвы и биологической спецификой тест-культуры. Для почвы дерново-оподзоленной связнопесчаной характерно ингибирование развития тест-растения, а для чернозема типичного среднесмытого

тяжелосуглинистого практически во всех слоях отмечено достоверное стимулирование;

– семена овса имеют более высокие показатели активности роста и развития в сравнении с аналогичными показателями у кресс-салата, что объясняется более высокой сбалансированностью в них запасов питательных веществ и более высоким уровнем фитогормональных процессов. Также растения овса оказались менее чувствительными к токсическому действию меди и цинка, что определяется их более высокой способностью переводить соединения ТМ в физиологически неактивное состояние.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Касимов А.М. Проблемы образования и накопления промышленных отходов в Украине / А.М. Касимов, Е.Е. Решта // Экология и промышленность. – 2011. – № 1. – С. 65–69.
2. Даценко В.В. Определение токсических свойств ингредиентов промышленных гальванических отходов / В.В. Даценко // Экология и промышленность. – 2012. – № 2. С. 102–106.
3. Пересадько, Г.О. Маркетингові дослідження екологічних інновацій на ринку поводження з відходами [Текст] / Г.О. Пересадько, М.Г. Громико, С.М. Лукаш // Матеріали Міжнародної науково-практичної конференції, присвяченої пам'яті проф. Балацького О.Ф. «Економічні проблеми сталого розвитку», м. Суми, 6–8 травня 2014 р.: у 2-х т. / За заг. ред.: О.В. Прокопенко, О.В. Люльова. – Суми: СумДУ, 2014. – Т.1. – С. 211–212.
4. Голець Н.Ю. Дослідження властивостей профільтраційного екрана полігону відходів / Н.Ю. Голець, М.С. Мальований, Ю.О. Малик // Вісник Національного авіаційного університету: наук. журнал. – К.: Вид-во НАУ. – 2009. – № 3. – С. 123–128.
5. Жовинский Э.Я., Кураева И.В. Геохимия тяжелых металлов Украины. – К.: Наук. думка, 2002. – 213 с.
6. Ольхович О.П., Мусієнко М.М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. – Київ: Фітосоціоцентр, 2005 – 64 с.
7. Подлипский И.И. Аккумулятивная биоиндикация в инженерно-экологических изысканиях / И.И. Подлипский // Инженерные изыскания. – №1. – 2014, – С. 54–63.
8. Даценко В.В. Миграция тяжелых металлов из гальваношламов в почву / В.В. Даценко, Ю.В. Свашенко // Экономика в промышленности. – 2015. – № 2. – С. 35–41.
9. Datsenko V.V. Evaluation of heavy metal complex phytotoxicity / V.V. Datsenko, N.L. Khimenko / Eurasian J Soil Sci. – 2016. – 5 (3). – P. 249–254.
10. ФР.1.39.2006.02264 Методика выполнения измерений всхожести семян и длины корней проростков высших растений для определения токсичности техногенно загрязненных почв. – СПб, 2009. – 19 с.
11. Гладков Е.А. Оценка комплексной фитотоксичности тяжелых металлов и определение ориентировочно допустимых концентраций для цинка и меди / Е.А. Гладков // Сельскохозяйственная биология. – 2010 – № 6. – С. 94–99.

*Стаття надійшла до редакції 03.07.2017*