

## Накопление меди и цинка яровым рапсом (*Brassica napus* L.) из искусственно загрязненной темно-каштановой почвы

М. С. ПАНИН, М. Т. КОЙГЕЛЬДИНОВА

Семипалатинский государственный педагогический институт  
071410, Республика Казахстан, Семей, ул. Танирбергенова, 1  
E-mail: pur@sgpi.kz

### АННОТАЦИЯ

В вегетационных опытах изучено накопление Cu и Zn 4-недельными проростками ярового рапса (*Brassica napus* L.) при разных дозах моно- и полиэлементного загрязнения темно-каштановой почвы. Показано, что вид *Brassica napus* L. может быть рекомендован для фитоэкстракции Cu и Zn при полиэлементной нагрузке на почву в дозе 1 ПДК, Cu – при всех уровнях медного загрязнения, а Zn – в условиях минимального уровня цинкового загрязнения.

**Ключевые слова:** тяжелые металлы, фиторемедиация, моно- и полиэлементное загрязнение, темно-каштановая почва, антагонизм, синергизм.

Развитие современных технологий в промышленности и сельском хозяйстве приводит к существенному загрязнению почв и сельскохозяйственных угодий тяжелыми металлами (ТМ). Использование в пищу в течение многих лет растительной продукции, содержащей опасное количество ТМ, чревато негативными последствиями для здоровья людей вследствие постоянной аккумуляции металлов в организме.

Среди известных в настоящее время методов очистки почв наиболее перспективной представляется фиторемедиация, при которой используется природная способность растений накапливать в клеточных органеллах корня, стебля и листьев ионы ТМ в виде различных нетоксичных для растений комплексов. По сравнению с физическими и химическими технологиями рекультивации техногенных почв от поллютантов способ их очистки с помощью растений является менее до-

рогостоящим, эффективным и безопасным [1–3].

Цель данного исследования – определение в условиях вегетационного опыта способности ярового рапса (*Brassica napus* L.) накапливать Cu и Zn из искусственно загрязненной темно-каштановой почвы; изучение влияния различных доз ТМ при разных видах загрязнения на трансформацию соединений Cu и Zn в системе “почва – проростки рапса”.

### МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Для опытов отобрали образцы пахотного горизонта темно-каштановой почвы Семипалатинского Прииртышья Республики Казахстан. Определяли следующие физико-химические показатели данной почвы: содержание гумуса по методу Тюрина со спектрофотометрическим окончанием, рН водной суспензии – потенциометрически со стеклянным электродом, содержание обменных осно-

ваний, гранулометрический состав почвы по Качинскому [4], а также буферную устойчивость почвы к загрязнению ТМ по Ильину [5]. В качестве опытной культуры использовали яровую рапс (*Brassica napus* L.), выращиваемый в регионе как кормовая и масличная культура. Яровой рапс (*Brassica napus* L.) – однолетнее растение, относится к семейству крестоцветных (*Gruciferae* Juss), роду капустных (*Brassica* L.) [6].

Почву предварительно просеивали через сито с диаметром отверстий 3 мм, тщательно перемешивали и загружали по 1 кг в пластмассовые сосуды. Для моделирования полиэлементного загрязнения нитраты всех элементов (Cu, Zn, Cd, Pb) в виде водных растворов вносили в почву совместно, медного и цинкового загрязнения – отдельно. Дозы металлов соответствовали 1, 3, 5 ПДК [7, 8] в перерасчете на металл, мг/кг: Cu = 100, 300, 500, Zn = 300, 900, 1500, Cd = 3, 9, 15, Pb = 32, 96, 160 на 1 кг воздушно-сухой почвы. Затем почву компостировали в течение 7 дней при комнатной температуре для равномерного распределения элементов по всему объему почвы. Постановка вегетационных опытов проведена по методике Журбицкого [9]. Сбор растений проводили через 4 нед. В растениях валовое содержание меди и цинка определяли после сухого озоления в муфельной печи при температуре 400–500 °C с последующим растворением золы в концентрированной соляной кислоте. Количество подвижных и потенциально подвижных форм ТМ в почве оценивали по содержанию элемента, переходящего в раствор бидистиллированной воды (водорастворимая форма), ацетатно-аммонийного буфера с pH 4,8 (обменная форма) и 1 н. раствор HCl (кислоторастворимая форма). Содержание Cu и Zn в почвенных и растительных образцах определяли химическим методом по прописи Ринькиса [10] с фотоколориметрическим окончанием. Эксперимент осуществлялся в трехкратной повторности. Статистическую обработку результатов проводили с использованием стандартных методов по программе Excel – 2003.

Для характеристики распределения элемента между живым веществом и абиотической средой рассчитан коэффициент биологического поглощения (КБП):

$$\text{КБП} = C_p/C_b,$$

где  $C_p$  – содержание элемента в золе растений,  $C_b$  – валовое содержание элемента в почве [11]. Для оценки количественного показателя перехода Cu и Zn из почвы в растения *Brassica napus* L. использовали коэффициент накопления ( $K_n$ ), который рассчитывали по формуле

$$K_n = C_p/C_{\text{подв}},$$

где  $C_p$  – содержание элемента в растении,  $C_{\text{подв}}$  – содержание подвижной формы металла в почве [12].

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

По физико-химическим параметрам изучаемая темно-каштановая почва нейтральна (pH 7,11), содержание гумуса – 2,57 %, физической глины – 15,69 %, илистой фракции – 10,2 %, ЕКО – 9,63 мг-экв/100 г. Степень буферности почвы к загрязнению ТМ по указанным физико-химическим показателям средняя.

В исходной темно-каштановой почве общее содержание меди 17,5 мг/кг, что в 1,1 раза меньше кларка элемента в почве (20 мг/кг [13]), в 2,7 раза меньше кларка в литосфере (47 мг/кг [13]), в 5,7 раза меньше ПДК (100 мг/кг). Валовое количество Zn составило 36,0 мг/кг. Это в 1,4 раза меньше кларка элемента в почве (50 мг/кг), в 2,4 раза меньше кларка в литосфере (85 мг/кг), в 8,3 раза меньше ПДК (300 мг/кг). В исследуемой почве для форм соединений Cu и Zn в абсолютном и относительном выражении концентраций характерен следующий ряд: водорастворимая < обменная < кислоторастворимая. При этом относительное содержание Cu увеличивалось от 1,14 до 20,3, Zn – от 2,50 до 15,8 %.

Известно, что растения в первую очередь поглощают из почвы ТМ, находящиеся в водорастворимой и обменно-сорбированной формах. Поэтому следует говорить не только о валовой концентрации ТМ, но и о биологически доступных формах ТМ в почвах. В связи с этим изучена миграционная способность металлов в системе почва – растение.

Показатели валового содержания и характер распределения мобильных форм исследуемых элементов в почве представлены в

Т а б л и ц а 1

## Содержание форм соединений Си в темно-каштановой почве, мг/кг

Вариант	Формы соединений			Валовое содержание
	1	2	3	
Контроль	0,20 ± 0,01*	1,09 ± 0,04	3,56 ± 0,12	17,5 ± 1,24
<i>Моноэлементное загрязнение</i>				
Cu-1ПДК	0,25 ± 0,02	22,3 ± 0,64	75,6 ± 3,32	109 ± 8,40
Cu -3ПДК	1,42 ± 0,07	103 ± 4,28	221 ± 7,60	301 ± 16,0
Cu- 5ПДК	3,28 ± 0,18	208 ± 8,1	448 ± 23,5	483 ± 35,0
Zn-1ПДК	0,22 ± 0,01	1,15 ± 0,05	4,40 ± 0,13	17,1 ± 0,90
Zn-3ПДК	0,36 ± 0,02	1,85 ± 0,04	3,12 ± 0,10	16,8 ± 1,01
Zn-5ПДК	0,49 ± 0,02	2,20 ± 0,79	4,47 ± 0,24	16,9 ± 0,75
<i>Полиэлементное загрязнение</i>				
1ПДК	0,49 ± 0,02	28,6 ± 1,02	83,1 ± 1,20	115 ± 2,65
3ПДК	1,53 ± 0,05	120 ± 4,53	234 ± 6,1	301 ± 15,8
5ПДК	5,55 ± 0,26	290 ± 10,8	486 ± 4,6	505 ± 13,5

П р и м е ч а н и е. 1 – H<sub>2</sub>O (водорастворимая форма), 2 – ацетатно-аммонийный буфер (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>) с рН 4,8 (обменная форма), 3 – 1 н. раствор HCl (кислоторастворимая форма). \*Среднее значение ± стандартное отклонение. То же в табл. 2.

табл. 1 и 2: как при моно-, так и при полиэлементном видах загрязнения исходное соотношение форм соединений исследуемых металлов изменилось. При всех видах и уровнях загрязнения характер накопления форм элементов распределялся таким же образом, как на контроле: содержание элементов увеличивалось от водо- к кислоторастворимой.

**Моноэлементное загрязнение.** При медном загрязнении почвы (в дозах от 1 до 5 ПДК) показатели валового содержания Си увеличивались относительно контроля соответственно в 6, 17, 28 раз (см. табл. 1). Относительная концентрация форм соединений (доля от валового, %) в вариантах опыта увеличивалась в первом случае от 0,23 до 69,4, во

Т а б л и ц а 2

## Содержание форм соединений Zn в темно-каштановой почве, мг/кг

Вариант	Формы соединений			Валовое содержание
	1	2	3	
Контроль	0,90 ± 0,4*	2,60 ± 0,08	5,70 ± 0,08	36,0 ± 1,73
<i>Моноэлементное загрязнение</i>				
Cu-1ПДК	1,46 ± 0,05	4,15 ± 0,07	9,77 ± 0,19	35,2 ± 0,66
Cu-3ПДК	2,39 ± 0,09	4,30 ± 0,6	10,1 ± 0,03	34,5 ± 1,7
Cu-5ПДК	5,36 ± 0,17	6,85 ± 0,14	11,2 ± 0,34	36,7 ± 0,56
Zn-1ПДК	10,1 ± 0,41	133 ± 4,76	212 ± 3,49	320 ± 14,6
Zn-3ПДК	16,1 ± 0,60	408 ± 11,6	644 ± 6,12	917 ± 20,0
Zn-5ПДК	23,8 ± 0,94	1028 ± 26,7	1205 ± 17,8	1525 ± 12,6
<i>Полиэлементное загрязнение</i>				
1ПДК	14,2 ± 0,40	199 ± 3,32	284 ± 5,80	317 ± 18,2
3ПДК	49,5 ± 0,89	646 ± 20,1	762 ± 19,05	916 ± 20,9
5ПДК	272 ± 2,11	1106 ± 23,2	1291 ± 14,9	1520 ± 18,6

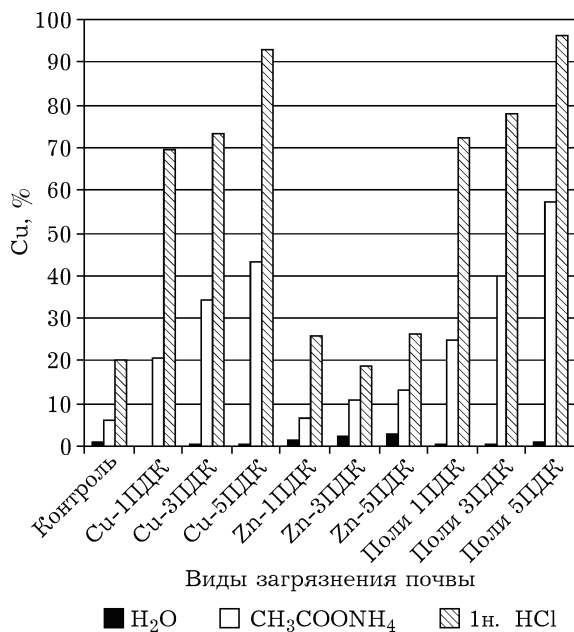


Рис. 1. Процентное содержание форм соединений меди (от валового количества) в темно-каштановой почве при различных видах моно- и полиэлементного загрязнений

втором – от 0,47 до 73,4, в третьем – от 0,68 до 92,8 (рис. 1).

Формы соединений меди по мере увеличения цинковой нагрузки на почву увеличивались относительно фона, мг/кг: водорастворимая форма – в 1,10–2,45 раза, обменная (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>) – в 1,06–2,02, кислоторастворимая – в 1,24–1,26 раза. Из данной последовательности видно, что подвижность соединений меди увеличивалась соответственно концентрации внесенного цинка.

Валовое содержание Zn в условиях цинковой нагрузки на почву в дозах 1–5 ПДК увеличивалось относительно исходной почвы соответственно в 9, 25 и 42 раза (см. табл. 2). Относительное содержание элемента в вариантах опыта возрастало от водо- до кислоторастворимой формы следующим образом: минимальный уровень загрязнения – от 3,16 до 66,3, средний – от 1,76 до 70,2, максимальный – от 1,56 до 79,0 % (рис. 2).

По мере увеличения медной нагрузки на почву отмечено следующее изменение содержания всех форм Zn относительно контроля, мг/кг: водорастворимой – в 1,62–5,96, обменной (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>) – в 1,60–2,63, кислоторастворимой – в 1,71–1,96 раза. Таким об-

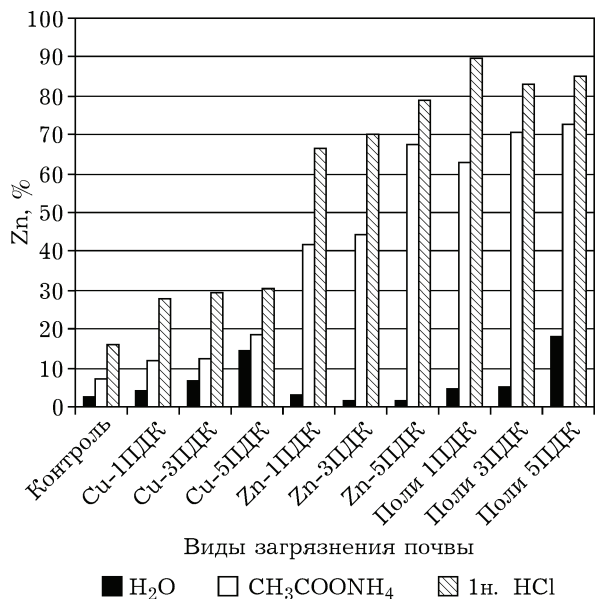


Рис. 2. Процентное содержание форм соединений цинка (от валового количества) в темно-каштановой почве при различных видах моно- и полиэлементного загрязнений

разом, можно судить об увеличении подвижности Zn в условиях обогащения почвы Cu.

**Полиэлементное загрязнение.** С увеличением загрязнения (1, 3 и 5 ПДК) валовое количество Cu возрастало относительно незагрязненной почвы в 7, 17 и 29 раз, валовое количество Zn – в 9, 25 и 42 раза соответственно (см. табл. 1, 2).

Установлено, что содержание Cu в вариантах опыта возрастало от водо- к кислоторастворимой форме. При этом для Cu от ее валового содержания в условиях 1 ПДК изменялось от 0,43 до 72,3 %, при 3 ПДК – от 0,51 до 77,7 и при 5 ПДК – от 1,10 до 96,2 %. В условиях полиэлементного загрязнения почвы в дозе 1 ПДК медь связывалась с почвой довольно прочно, лишь в сильнозагрязненном варианте (5 ПДК) отмечалось некоторое снижение прочности связи данного элемента с почвой. Это проявлялось в наибольшем накоплении обменной формы (CH<sub>3</sub>COONH<sub>4</sub>) в вариантах опыта – от 24,9 до 57,4 %. В этих же условиях при дозе загрязнения 5 ПДК доля водорастворимой меди составила лишь 1,1 % (см. рис. 1).

Аналогичные закономерности наблюдались и относительно содержания Zn. При этом относительное содержание цинка в вариантах

опыта увеличивалось от водо- к кислоторастворимой форме следующим образом: минимальный уровень загрязнения – от 4,48 до 89,6 %, средний – от 5,40 до 83,2, максимальный – от 17,9 до 84,9 % (см. рис. 2). Выявлено, что начиная с минимально загрязненной почва не способна прочно закреплять Zn. Так, в первом варианте опыта в обменной форме ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) содержалось 62,8 % элемента, а в третьем резко возросло содержание элемента в водорастворимой форме. Таким образом, с увеличением степени загрязнения почвы увеличивалось относительное содержание форм элемента (доля от валового Zn, %) от наиболее к наименее подвижным. При дальнейшем увеличении уровня загрязнения дополнительно поступивший в почву цинк практически перестал прочно удерживаться и оставался в наиболее подвижных формах – обменной ( $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ ) и водорастворимой. Наши исследования показали, что при полиэлементном загрязнении почвы Cu и Zn сорбировались почвой гораздо хуже, чем при медном и цинковом видах загрязнения. При этом цинк по сравнению с медью был более подвижен.

В ходе вегетационных опытов установлено, что моно- и полиэлементное загрязнение почвы в дозах от 1 до 5 ПДК оказывали влияние на рост и развитие проростков *Brassica napus* L. Как известно, основными признаками токсичности ТМ являются общая задержка роста растения, некрозы, хлорозы, отмирание листьев и, как правило, снижение общей продуктивности [14]. Обращает на себя внимание, что из всех вышеназванных симптомов фитотоксичности в нашем исследовании в наибольшей степени выявлено снижение прироста биомассы проростков *Brassica napus* L. относительно контроля. А также при полиэлементном загрязнении в дозе 3 ПДК растения характеризовались мелколиственностью.

В период вегетации отмечено, что растения *Brassica napus* L. в условиях медного загрязнения были не хуже контрольного варианта по таким показателям, как высота, облиственность, интенсивность окраски и др. Эта же закономерность характерна для минимального уровня цинкового и полиметалльного загрязнения.

Для оценки влияния степени загрязнения почвы на биомассу проростков использовали

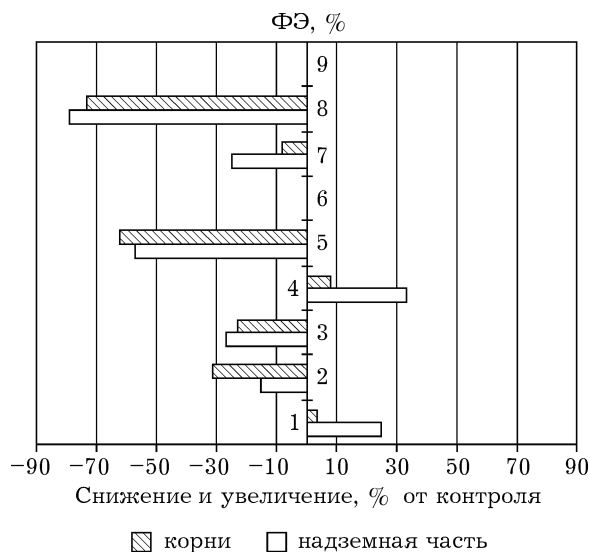


Рис. 3. Зависимость фитотоксического эффекта (ФЭ) от вида загрязнения почвы.

Дозы ТМ, мг/кг: 1 – Cu 1 ПДК; 2 – Cu 3 ПДК; 3 – Cu 5 ПДК; 4 – Zn 1 ПДК; 5 – Zn 3 ПДК; 6 – Zn 5 ПДК (гибель растений); 7 – поли (Cu, Zn, Cd, Pb) – 1 ПДК, 8 – поли 3 ПДК, 9 – поли 5 ПДК (гибель растений)

количественный показатель – фитотоксический эффект (ФЭ, %), характеризующий степень снижения, а иногда и увеличения биомассы растений, выросших на загрязненной и условно чистой почве [15].

Анализ экспериментальных данных показал, что ярко выраженное токсическое действие по отношению к проросткам *Brassica napus* L. наблюдалось при высоких концентрациях поллютантов: при цинковой и полиэлементной нагрузке на почву в дозах 3, 5 ПДК. В данных вариантах загрязнения в дозе 3 ПДК фиксировалось значительное снижение биомассы как надземной, так и корневой части относительно контроля в среднем более 50 %, в дозе 5 ПДК отмечена гибель всходов растений на 5–8-й день (рис. 3).

По мере увеличения уровня загрязнения почвы как в моно-, так и в полиэлементном вариантах наблюдалось накопление ТМ в тканях растений (табл. 3 и 4). Для всех вариантов опыта характерно акропетальное распределение ТМ в проростках. Превышение содержания меди в корнях по сравнению с надземной частью при медном загрязнении составило в 2,3–3,1 раза, а цинка при цинковом загрязнении – в 1,2–2,5 раза.

**Накопление Cu и Zn *Brassica napus* L. при его выращивании на темно-каштановой**



Содержание меди, КБП,  $K_n$  в воздушно-сухой биомассе *Brassica napus* L. при различных вариантах загрязнения

Вариант	Содержание в растениях	Валовое содержание в почве	КБП	$K_n$		
				по отношению к формам соединений		
				H <sub>2</sub> O	CH <sub>3</sub> COONH <sub>4</sub>	1н. HCl
Контроль	6,40 ± 0,17	17,5 ± 1,24	0,4	32,0	5,87	1,80
	15,5 ± 0,22		0,9	76,0	13,9	4,27
<i>Моноэлементное загрязнение</i>						
Cu – 1 ПДК	31,8 ± 0,67	109 ± 8,40	0,3	127	1,43	0,42
	98,2 ± 1,77		0,9	393	4,40	1,30
Cu – 3 ПДК	66,7 ± 0,83	301 ± 16,0	0,2	46,9	0,65	0,30
	202 ± 5,86		0,7	142	1,96	0,91
Cu – 5 ПДК	132 ± 2,10	483 ± 35,0	0,3	40,2	0,63	0,29
	307 ± 10,4		0,6	93,4	1,47	0,68
Zn – 1 ПДК	10,8 ± 0,15	17,1 ± 0,90	0,6	49,1	9,39	2,45
	20,5 ± 0,43		1,2	93,2	17,8	4,66
Zn – 3 ПДК	19,2 ± 0,19	16,8 ± 1,01	1,2	53,3	10,4	6,16
	33,3 ± 0,34		2,0	92,5	18,0	10,7
Zn – 5 ПДК	–	16,9 ± 0,75	–	–	–	–
<i>Полиэлементное загрязнение</i>						
1 ПДК	28,5 ± 0,98	115 ± 2,65	0,2	50,0	0,86	0,29
	42,7 ± 1,32		0,4	87,1	1,49	0,51
3 ПДК	167 ± 5,3	301 ± 15,8	0,6	115	1,47	0,75
	414 ± 15,4		1,4	271	3,45	1,77
5 ПДК	–	505 ± 13,5	–	–	–	–

Примечание. В числителе – содержание ТМ в надземной части, мг/кг; в знаменателе – содержание ТМ в корнях, мг/кг. Прочерк – гибель растений. То же в табл. 4.

**почве с разными уровнями загрязнения.** При медном виде загрязнения экстракция меди проростками по сравнению с контролем возрастала в 5,0 и 6,5 (1 ПДК), в 10,4 и 13,3 (3 ПДК) и в 20,6 и 20,2 раза (5 ПДК) для надземной части и корней соответственно. Значение КБП меди в контрольном варианте без добавления солей составило 0,4 для надземной части и 0,9 для корней. При добавлении солей меди по сравнению с контролем КБП снижался незначительно (см. табл. 3).

Согласно градации А. И. Перельмана, медь при всех уровнях загрязнения относится к элементам слабого накопления и среднего захвата. Данный вид загрязнения почвы существенно влиял на величину  $K_n$  подвижных форм меди в проростках. Во всех вариантах прослеживалась следующая закономерность: значения  $K_n$  всех форм меди над-

земной и корневой части проростков относительно контроля уменьшались. Исключение составила только водорастворимая медь, показатели  $K_n$  которой возрастали в вариантах опыта (от 1 до 5 ПДК) относительно контроля (см. табл. 3).

Внесение в почву одного элемента приводило к изменению содержания форм соединений не только данного элемента, но и других ТМ. Как отмечено выше, увеличение дозы внесения меди в условиях моноэлементного загрязнения приводило к стойкому возрастанию всех исследуемых подвижных форм соединений Zn в почве. При этом в условиях возрастания концентрации Cu в почве содержание Zn в растениях относительно контроля увеличивалось. В надземной части растений при медной нагрузке на почву от 1 до 5 ПДК содержание Zn повысилось в 2,2–

Содержание цинка, КБП,  $K_n$  в воздушно-сухой биомассе *Brassica napus* L. при различных вариантах загрязнения

Вариант	Содержание в растениях	Валовое содержание в почве	КБП	$K_n$		
				по отношению к формам соединений		
				$H_2O$	$CH_3COONH_4$	1н. HCl
Контроль	$21,3 \pm 0,32$	$36,0 \pm 1,73$	0,6	$23,7$	$8,19$	$3,74$
	$50,2 \pm 2,1$			1,4	$55,8$	$19,3$
<i>Моноэлементное загрязнение</i>						
Cu – 1 ПДК	$46,3 \pm 0,96$	$35,2 \pm 0,66$	1,3	$31,7$	$11,2$	$4,74$
	$88,2 \pm 1,23$			2,5	$60,4$	$21,3$
Cu – 3 ПДК	$51,8 \pm 0,90$	$34,5 \pm 1,7$	1,5	$21,7$	$12,0$	$5,13$
	$116 \pm 1,48$			3,4	$48,5$	$27,0$
Cu – 5 ПДК	$52,7 \pm 0,84$	$36,7 \pm 0,56$	1,4	$9,83$	$7,69$	$4,71$
	$141 \pm 5,10$			3,8	$26,3$	$20,6$
Zn – 1 ПДК	$337 \pm 4,15$	$320 \pm 14,6$	1,1	$33,4$	$2,53$	$1,59$
	$673 \pm 42,4$			2,1	$6,66$	$5,10$
Zn – 3 ПДК	$1602 \pm 49,7$	$917 \pm 20,0$	1,7	$99,5$	$3,93$	$2,49$
	$1905 \pm 79,5$			2,1	$118$	$4,67$
Zn – 5 ПДК	–	$1525 \pm 12,6$	–	–	–	–
<i>Полиэлементное загрязнение</i>						
1 ПДК	$655 \pm 6,67$	$317 \pm 18,2$	2,1	$46,1$	$3,29$	$2,31$
	$835 \pm 14,2$			2,6	$58,8$	$4,2$
3 ПДК	$1800 \pm 55,1$	$916 \pm 20,9$	2,0	$36,4$	$2,79$	$2,36$
	$2031 \pm 83,1$			2,2	$41,0$	$3,14$
5 ПДК	–	$1520 \pm 18,6$	–	–	–	–

2,5 раза, в корнях в 1,8–2,8 раза. Таким образом, во взаимодействии Cu и Zn при накоплении в растениях *Brassica napus* L. обнаружено проявление синергизма.

При цинковом загрязнении почвы концентрация Zn в надземной части растений увеличивалась по сравнению с контролем в 15,8–75,2, а в корневой части – в 13,4–37,9 раза. Показатели КБП элемента в контроле составили 0,6 для надземной части и 1,4 для корней. При добавлении солей цинка КБП возрастал в варианте 1 ПДК до 1,1 и 2,6, в варианте 3 ПДК – до 1,7 и 2,1 в надземной и корневой части соответственно. Таким образом, цинк для рапса в вариантах опыта по классификации А. И. Перельмана является элементом сильного накопления. Коэффициенты накопления всех форм цинка в условиях обогащения ими почвы изменялись в сторону уменьшения относительно контроля,

исключение составили только показатели водорастворимого цинка.

Возрастающие дозы Zn приводили к более интенсивному накоплению Cu в растениях: для надземной части в 1,7–3,0 и для корней в 1,3–2,2 раза. Таким образом, во взаимодействии Zn и Cu, Cu и Zn при поступлении в растения из почвы установлен взаимный синергизм.

Из приведенных данных следует, что КБП – относительно постоянная величина, являющаяся менее информативным показателем, чем  $K_n$ . При этом исследуемые экстрагенты по величине  $K_n$  меди и цинка во всех вариантах опыта образуют убывающий ряд:  $H_2O > CH_3COONH_4 > 1 \text{ н. HCl}$ .

При сравнении содержания Cu и Zn в проростках *Brassica napus* L. при поли- и моноэлементном видах загрязнения выявлены следующие закономерности. Концентрация Zn в

органах растений на порядок больше, чем Cu. Внесение смеси солей ТМ (1 ПДК) способствовало снижению содержания Cu как в надземной, так и в корневой части растения в 1,1 и 2,3 раза относительно этого же уровня медного загрязнения. Однако при данном уровне полиметалльного загрязнения отмечена довольно высокая способность экстракции Cu *Brassica napus* L. Его концентрация возрастала для надземной и корневой части по сравнению с контролем в 4,6 и 2,8 раза соответственно.

Противоположная картина наблюдалась при накоплении Zn растениями. При полиметаллическом загрязнении почвы ТМ в дозе 1 ПДК содержание Zn в надземной части проростков увеличивалось относительно этого же уровня цинкового загрязнения в 1,9, а в корневой части – в 1,2 раза. Видимо, это объясняется тем, что при полиметалльной нагрузке на почву уровень накопления поллютантов определяется как сложными процессами антагонизма и синергизма при поступлении их в ткани растений, так и биологическими механизмами, обеспечивающими избирательное поглощение ТМ корнями растений в системе “почвенный раствор – корневая система” и транслокацию ТМ на границе “корень – надземная часть”.

При полиметалльном загрязнении почвы в дозе 3 ПДК содержание Cu и Zn как для надземной, так и для корневой части растений возрастало в среднем в 2,3 и 1,6 раза относительно этого же уровня медного и цинкового загрязнения соответственно. Присутствие в почве одновременно четырех ТМ в дозе 3 ПДК привело к значительным физиологическим повреждениям, нарушению барьерной функции корня, ведущей в результате к значительной потере биомассы проростков, уменьшение которой составило больше половины относительно контроля.

#### ВЫВОДЫ

1. Внесение возрастающих доз ТМ (от 1 до 5 ПДК) как в моно-, так и в полиэлементных вариантах приводит к увеличению валового содержания Cu и Zn в почве: соответственно для Cu в 6–28 раза, для Zn – в 9–42 раза; при полиэлементном загрязнении увеличение

составило для Cu в 7–29 раз, для Zn – в 9–42 раза по сравнению с контрольным вариантом.

2. Фиксация Cu и Zn темно-каштановой почвой в условиях полиэлементной нагрузки на почву ниже, чем при моноэлементных видах загрязнения теми же металлами. При этом Zn является более подвижным элементом, чем Cu.

3. Наилучшую аккумулирующую способность вид *Brassica napus* L. проявляет по отношению к Zn и Cu при полиэлементном обогащении почвы ТМ в дозе 1 ПДК; к Zn – в условиях цинкового загрязнения цинком в дозе 1 ПДК; к Cu – при всех уровнях медного загрязнения.

4. Для вида *Brassica napus* L. характерно акропетальное распределение Cu и Zn.

5. Наибольшее токсическое действие по отношению к проросткам *Brassica napus* L. наблюдается при высоких концентрациях поллютантов, а именно при цинковой и полиэлементной нагрузке на почву в дозах 3 и 5 ПДК.

6. В условиях моноэлементного загрязнения во взаимодействии Zn и Cu, Cu и Zn при поступлении в *Brassica napus* L. из почвы установлен взаимный синергизм. При полиэлементной нагрузке на почву зафиксированы как синергические, так и антагонистические взаимоотношения между исследованными элементами.

Полученные результаты могут быть использованы в подготовке рекомендаций в экспериментах по фиторемедиации техногенных почв по предпочтительному применению *Brassica napus* L. в очистке почвы от цинка в условиях моноэлементного загрязнения цинком (до 300 мг/кг), меди – при всех уровнях медного загрязнения. Испытуемая культура обладает выраженной способностью к извлечению меди и особенно цинка при полиметаллическом загрязнении почв в дозе 1 ПДК. В целом результаты проведенных опытов указывают на необходимость дальнейших исследований с использованием различных доз активаторов роста, эффекторов фитоэкстракции – комплексобразующих добавок, значительно повышающих эффективность данного метода очистки почв, загрязненных тяжелыми металлами.



#### ЛИТЕРАТУРА

1. Тяжелые металлы в системе почва – растение – удобрение / под общей ред. М. М. Овчаренко. М.: ЦИНАО, 1997. 290 с.
2. Scott D. Cunningham, David W. Ow. Promises and Prospects of Phytoremediation // Plant Physiol. 1996. Vol. 110. P. 715–719.
3. Галиулин Р. В., Галиулина Р. А. Фитоэкстракция тяжелых металлов из загрязненных почв // Агрехимия. 2003. № 3. С. 77–85.
4. Агрехимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
5. Ильин В. Б. Оценка буферности почв по отношению к тяжелым металлам // Агрехимия. 1995. № 10. С. 119–113.
6. Руководство по апробации сельскохозяйственных культур (сорта и гибриды, районированные в Казахстане). Алма-Ата: Кайнар, 1987. 368 с.
7. Виноградов А. П. Основные закономерности распределения микроэлементов между растениями и средой // Микроэлементы в жизни растений и животных. М.: АН СССР, 1952. 270 с.
8. Kloke A. Richtwerte 80. Orientierungsdaten für tolerierbare einiger Elemente in Kulturböden // Mitteilungen des VDLUFA. 1980. Bd. II. H. 1–3. S. 9.
9. Журбицкий З. И. Теория и практика вегетационного метода. М.: Наука, 1968. 263 с.
10. Ринькис Г. Я. Методы ускоренного колориметрического определения микроэлементов биологических объектов. Рига: Зинатне, 1987. 175 с.
11. Перельман А. Н. Геохимия ландшафта. М.: Высш. шк., 1975. 342 с.
12. Ильин В. Б. Система показателей для оценки загрязненности почв тяжелыми металлами // Агрехимия. 1995. № 1. С. 94–99.
13. Виноградов А. П. Геохимия редких и рассеянных элементов в почвах. М.: Изд-во АН СССР, 1957. 237 с.
14. Алексеев Ю. В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. Л.: Агропромиздат, 1987. 142 с.
15. Линдиман А. В., Шведова Л. В., Тукумова Н. В., Невский А. В. // Экология и промышленность России. 2008. № 9. С. 45–47.

## Accumulation of Copper and Zinc in Spring Rape (*Brassica napus* L.) from Artificially Polluted Liver-Coloured Soil

M. S. PANIN, M. T. KOIGELDINOVA

*Semipalatinsk State Pedagogical Institute  
071410, Republic of Kazakhstan, Semey, Tanirbergenov str., 1  
E-mail: pur@sgpi.kz*

Accumulation of Cu and Zn by 4-week germs of spring rape (*Brassica napus* L.) was studied in vegetation experiments with different doses of mono- and polyelemental pollution of liver-colored soil. It was demonstrated that the species *Brassica napus* L. can be recommended for Cu and Zn phytoextraction when there is polyelemental load on soil in the dose of 1 maximum permissible concentration; Cu – for any level of copper pollution, as well as Zn under the conditions of the minimal level of zinc pollution.

**Key words:** heavy metals, phytoremediation, monoelemental pollution, polyelemental pollution, liver-colored soil, antagonism, synergism.