

ТРАНСЛОКАЦИЯ Cu, Zn, Fe, Mn, Pb И Cd В ТКАНИ ОВСА ПОСЕВНОГО (*AVENA SATIVA*)

А. С. Петухов, Н. А. Хритохин, Г. А. Петухова, Т. А. Кремлева

ФГАОУ ВО «Тюменский государственный университет»

Поступила в редакцию 05.08.2017 г.

Аннотация. Работа посвящена изучению содержания Cu, Zn, Fe, Mn, Pb и Cd в тканях овса, выращенного в торфяной и песчаной почве при модельном загрязнении с использованием метода атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Модельное загрязнение почвы осуществлялось путем внесения сульфатов Cu, Zn, Fe, Mn, Cd и ацетата свинца в количестве 2 ПДК по Cu, Zn и Mn, 2 ОДК по Cd и Pb и 3000 мг/кг по Fe. Было поставлено три эксперимента с отдельным и комбинированным загрязнением почвы: Cu, Zn; Fe, Mn; Pb, Cd. В тканях овса Cu, Mn и Cd аккумулируются интенсивнее, чем Zn, Fe и Pb соответственно, что говорит об их большей подвижности в почве. В целом, по способности к транслокации исследуемые металлы можно расположить в ряд: Cd>Pb=Mn>Cu>Zn>Fe. Накопление Fe наблюдалось только в подземной части растений в опыте с минеральной почвой, в то время как аккумуляция Cd достигала 50 и 90 раз в надземной и подземной части соответственно. При совместном внесении Cu и Zn, а также Fe и Mn был зафиксирован попарный антагонизм элементов в минеральной почве, что привело к резкому снижению содержания Cu и Mn в тканях овса. При комбинированном действии Pb и Cd в органогенной почве был обнаружен синергизм элементов, а в минеральной – антагонизм. Выращивание овса посевного на равнозагрязненной органогенной и минеральной почве привело к большему накоплению всех исследуемых металлов в тканях растений в эксперименте с минеральной почвой. Содержание Zn, Fe, Mn, Pb и Cd в растениях оказалось выше, чем в семенах, а содержание Cu – ниже. Особенно высокое содержание Cu, Zn, Fe, Mn, Pb и Cd было обнаружено в подземной части растений, находящейся в непосредственном контакте с токсикантами.

Ключевые слова: тяжелые металлы, медь, цинк, железо, марганец, транслокация, овес посевной

На сегодняшний день техногенная деятельность человека привела к выбросам в природу больших количеств тяжелых металлов (ТМ), что является актуальной экологической проблемой [1]. Наиболее вероятными источниками загрязнения являются сточные воды промышленных предприятий черной и цветной металлургии и населенных пунктов, отвалы рудников, пестициды и минеральные удобрения [2]. Независимо от способа поступления тяжелых металлов загрязнение почвы сказывается на урожаях сельскохозяйственных культур. Из литературы известно пагубное воздействие ТМ на растения [3, 4].

Уровень накопления металлов в почвах зависит от химического состава почвообразующих пород, рН почвы, содержания гумуса, восстано-

вительной и поглощающей емкости почв. Из-за незначительного содержания органического вещества, связывающего тяжелые металлы в комплексные соединения, накопление тяжелых металлов в минеральной почве не так выражено, как в органогенной почве [5].

В почвах медь является слабомиграционным элементом, хотя содержание подвижной формы бывает достаточно высоким. Медь - один из важнейших микроэлементов. Физиологическая активность меди связана главным образом с включением ее в состав активных центров окислительно-восстановительных ферментов. Вместе с тем, высокое содержание меди оказывают неблагоприятное воздействие на растительные и животные организмы [6, 7].

Средние содержания Zn в травах лежат в интервале 12-47 мг/кг. Как и другие микроэлементы,

цинк играет важную роль в белковом, углеводном и фосфорном обмене, в биосинтезе витаминов и ростовых веществ (ауксинов). Цинк входит в состав различных энзимов таких как дегидрогеназа, протеиназа, пептидаза, фосфогидролаза [8]. Поглощение цинка может проходить в виде иона Zn^{2+} , так и в виде комплексных ионов и Zn-органических хелатов.

Поглощение железа растениями осуществляется метаболическим путем, несмотря на то, что оно может абсорбироваться как в виде Fe^{3+} , Fe^{2+} , так и в виде хелатных форм. Природное содержание железа в кормовых растениях изменяется от 18 до примерно 1000 мг/кг сухой массы [9].

Поглощение марганца осуществляется в результате метаболических процессов, и, по-видимому, тем же путем, что и поглощение других двухвалентных катионов [10, 11]. В общем случае марганец отличается активным поглощением и быстрым переносом в растения. Вероятно, поэтому он не связывается с нерастворимыми органическими лигандами в корневых тканях и соках ксилемы. Одна из важных его функций – участие в окислительно-восстановительных реакциях. Глобальные уровни содержания Mn изменяются от 17 до 334 мг/кг в травах и от 25 до 119 мг/кг в клевере [7].

По имеющимся данным свинец является наименее подвижным из всех тяжелых металлов, содержание его в почвенных растворах очень низко. Было показано, что только 0.003-0.005% почвенного свинца доступно для растений [12]. Однако когда Pb присутствует в растворе в растворимой форме, корни поглощают его в больших количествах. Несмотря на то, что достаточных сведений о биохимических функциях свинца в клетках растений нет, регистрируется его стимулирующее действие на жизнедеятельность при низких концентрациях и торможение метаболизма из-за низких уровней его содержания. Токсическое действие свинца проявляется в ингибировании процессов дыхания и фотосинтеза, выраженном в нарушении процесса переноса электронов, блокировке реакций с участием ферментов и коагуляции белков (реакция с тиольными группами). Естественное содержание свинца в растениях, выращенных на незагрязненной территории, составляют 0.1-10 мг/кг, со средним значением в 2 мг/кг [13].

Соединения Cd обладают растворимостью в 100 раз большей, по сравнению с соединениями свинца, поэтому кадмий оказывается в почвах бо-

лее подвижным [14]. Cd эффективно поглощается как корневой системой, так и листьями. Содержание Cd в корнях может превышать его содержание в надземной части более чем в 100 раз, поскольку Cd занимает многие обменные позиции в активных веществах, расположенных на клеточных стенках. Основная токсичность соединений кадмия связана с нарушением энзиматической активности вследствие реакции его с сульфгидрильными группами. Среднее содержание Cd в растениях, выращенных на незагрязненных территориях, лежит в пределах от 0.07 до 0.3 мг/кг [15, 16].

Химические элементы медь, цинк, железо и марганец с одной стороны, являясь компонентами загрязнения окружающей среды и по данным литературы [17] негативно влияют на жизнедеятельность растений. Однако, с другой стороны, Cu, Zn, Fe, Mn выполняют ряд биохимических функций в растительных организмах и являются важными микроэлементами [1]. Поэтому изучение содержания Cu, Zn, Fe и Mn в растениях представляет большой интерес. Свинец и кадмий являются распространенными высокотоксичными поллютантами для живых организмов. Однако изучать механизмы транслокации всех элементов, присутствующих в почвах, учитывая комплексный характер техногенного загрязнения – слишком сложная многопараметрическая задача. В связи с этим необходима постановка модельного эксперимента с использованием ограниченного количества элементов-поллютантов.

Целью работы стало изучение транслокации Cu, Zn, Fe, Mn, Pb и Cd из модельно загрязненных почв в ткани овса посевного.

МЕТОДИКА ЭКСПЕРИМЕНТА

Материалом для исследований стали проростки овса посевного. В качестве поллютантов были выбраны Cu, Zn, Fe, Mn, Cd в виде сульфатов: $CuSO_4 \times 5H_2O$, $ZnSO_4 \times 7H_2O$, $FeSO_4 \times 7H_2O$, $MnSO_4 \times 5H_2O$, $3CdSO_4 \times 8H_2O$ и Pb в виде водорастворимого ацетата $Pb(CH_3COO)_2 \times 3H_2O$. Уровень загрязнения был выбран на отметке в 2 ПДК по валовому содержанию соответствующих металлов в почве для Cu, Zn и Mn [18]. В связи с отсутствием нормативов по содержанию Fe в почве, было решено использовать его в количестве равном количеству вносимого Mn (3000 мг/кг). Загрязнение почвы Pb и Cd проводили в содержании, соответствующем 2 ОДК [19], поскольку для кадмия отсутствует показатель ПДК в почве,

а содержание свинца часто превышает предельно допустимую концентрацию.

В лабораторных условиях использовалось два типа почв: органогенная (питательная торфяная смесь) и минеральная (чистый речной песок). Соответствующие соли, находившиеся в виде порошка, перемешивали с почвой, а затем помещали в нее семена овса. Были поставлены контрольный вариант без загрязнения почвы, моноопыты O1 – Cu или Mn, O2 – Zn или Fe и вариант комбинированного действия – Cu+Zn или Fe+Mn. Концентрации вносимых загрязнителей представлены в таблице 1.

Таблица 1

Концентрации вносимых загрязнителей в модельных экспериментах

Тип почвы	Вариант опыта	Модельное загрязнение, мг/кг					
		Эксперимент I		Эксперимент II		Эксперимент III	
		Cu	Zn	Mn	Fe	Pb	Cd
Органо-генная	К	-	-	-	-	-	-
	O1	110	-	3000	-	260	-
	O2	-	200	-	3000	-	4
	O3	110	200	3000	3000	260	4
Минеральная	К	-	-	-	-	-	-
	O1	110	-	3000	-	260	-
	O2	-	200	-	3000	-	4
	O3	110	200	3000	3000	260	4

Каждый вариант состоял из 10 параллелей, в каждой параллели использовалось 30 растений, эксперимент длился две недели. Определили содержание металлов в золе растений и семян методом атомно-абсорбционной спектроскопии с электротермической и пламенной атомизацией пробы. Использовали атомно-абсорбционный спектрофотометр «Спираль-17» и «ContrAA-700». Учитывая зольность, пересчитывали содержание указанных металлов на воздушно сухую массу [20].

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Содержание Cu в тканях овса, выращенного на незагрязненной почве, составляет 2-3 мг/кг (рис. 1). В то же время, загрязнение почвы медью в количестве 2 ПДК приводит к превышению содержания Cu по сравнению с контролем в 6 раз. Накопление Cu в подземной части овса, выращенного на загрязненной почве, оказывается более выражено, чем для Zn, максимальный уровень – 25 мг/кг. Абсолютное содержание Zn в растениях оказывается больше: максимальное значение составляет 47 мг/кг в подземной части растений в опыте с органогенной почвой и 65 мг/кг в надземной части в опыте с минеральной почвой, увеличение содержания Zn по сравнению с

контрольным вариантом составляет 2-3 раза (рис. 2). В аналогичных опытах с загрязнением почвы Cu (рис. 1) превышение уровня контроля в подземной части растения в 10 раз.

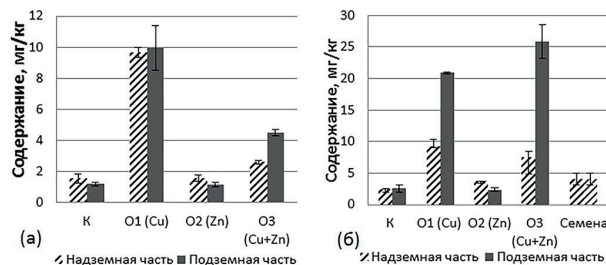


Рис. 1. Содержание Cu в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

Также обращает на себя внимание то, что количество меди в варианте с комбинированным действием двух металлов (O3) оказывается меньше (3-5 мг/кг), чем в моноопыте O1 (10 мг/кг) (рис. 1, б). Очевидно, присутствие цинка, имеющего, в силу меньшей комплексообразующей способности, более низкое сродство к органическим хелатообразующим лигандам, содержащимся в почвенном гумусе, конкурентно снижает транслокацию меди. Содержание цинка, в свою очередь, в вариантах O3 и O2 различается не так существенно (рис. 2, б). Полученные данные об антагонистическом поглощении Cu и Zn согласуются с литературными данными [6].

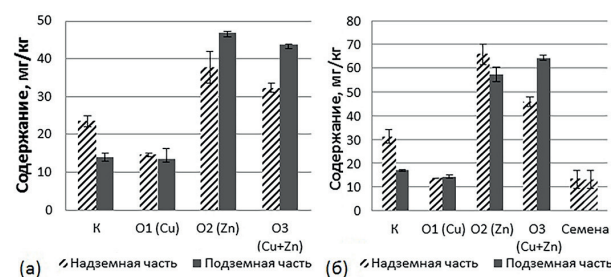


Рис. 2. Содержание Zn в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

В аналогичных опытах с минеральной почвой антагонистический эффект совместного действия Cu и Zn выражен слабее и присутствует только для надземной части растения (рис. 3, а; рис. 4, а). Вероятно, это связано с особенностями метаболизма овса, выращенного на загрязненной минеральной почве, в условиях недостатка питательных веществ (по сравнению с органогенной почвой). Поскольку в минеральной почве механизм связывания тяжелых металлов, вероятно, преимущественно ионооб-

менный, то можно предположить, что в отсутствие комплексообразования с гумусовыми структурами антагонистический характер действия Cu и Zn (конкуренция в транслокации) исчезает.

В целом, абсолютное содержание Mn в тканях овса было выше, чем содержание Fe (рис. 3, 4). Токсичным уровнем Mn в тканях растений считается 300-500 мг/кг сухой массы [6]. Было обнаружено, что выращивание овса на почве, загрязненной Mn, приводит к его аккумуляции от 360 до 2750 мг/кг, что выше рекомендуемого безопасного уровня. Содержание железа в тканях составляло 50-150 мг/кг для надземной части и 700-950 мг/кг для подземной части (рис. 4). Аккумуляция Mn растениями превысила контрольный уровень в 15 – 40 раз и была более выражена, по сравнению с аккумуляцией Fe (в 5-7 раз).

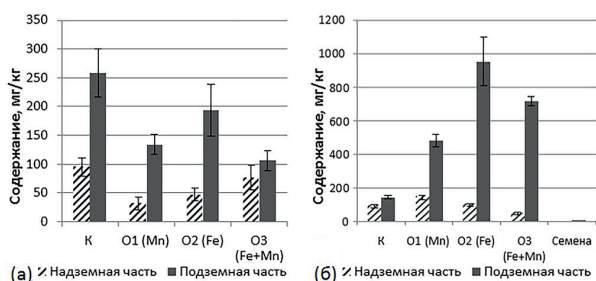


Рис. 3. Содержание Fe в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

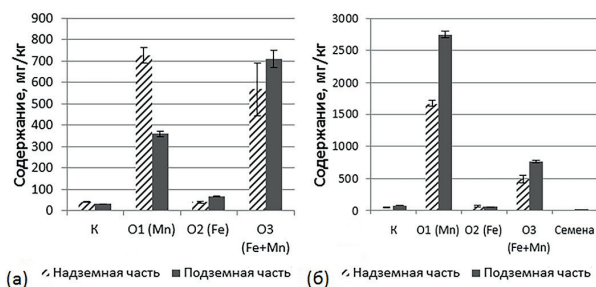


Рис. 4. Содержание Mn в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

Накопления Fe в тканях овса, выращенного на органогенной почве, не наблюдалось. О слабой аккумуляции железа растениями известно из литературы [4].

Для Fe и Mn наблюдается обратная ситуация по сравнению с Cu и Zn: антагонизм в растительных тканях был обнаружен только в опытах с минеральной почвой (рис. 3, б, рис. 4, б). В эксперименте с использованием органогенной почвы определенной закономерности во взаимодействии данных элементов выявить не удалось.

Содержание свинца в проростках овса, выращенных на незагрязненной почве находилось в пределах 3 – 6 мг/кг сухой массы (рис. 5), что согласуется с результатами, полученными другими авторами [6]. Загрязнение почвы ацетатом свинца в количестве 260 мг/кг приводило к резкому увеличению содержания этого элемента в растениях, с минимальным значением в 42 мг/кг (надземная часть) и максимальным в 275 мг/кг (подземная часть) (рис. 5). Несмотря на сведения литературы о малоподвижности свинца в почве, в проведенном эксперименте наблюдалась активная аккумуляция свинца овсом: в органогенной почве его накопление наблюдалось в 10 – 25 раз по сравнению с контролем, а в минеральной почве аккумуляция Pb в подземной части достигала 45 - 60 раз. Вероятно, это связано с внесением свинца в водорастворимой, ацетатной форме.

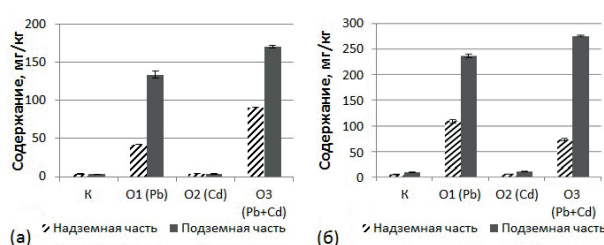


Рис. 5. Содержание Pb в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

Естественное содержание кадмия в проростках овса составляет 0.3-0.5 мг/кг (рис. 6). При модельном внесении сульфата кадмия в количестве 4 мг/кг (в расчете на металл) содержание в растениях оказывалось в пределах от 7 до 55 мг/кг. Как и для свинца, содержание Cd в проростках, выращенных на загрязненной почве, оказывалось как минимум на порядок больше, относительная аккумуляция составила 15 – 57 раз для надземной части. Аккумуляция в подземной части растений для органогенной почвы составляла 60 – 90 раз, то есть содержание кадмия по сравнению с контрольными проростками оказывалось почти на два порядка выше. В целом, можно заключить, что аккумуляция Cd происходит активнее, по сравнению со свинцом. Однако естественное содержание свинца оказывается в 10 раз выше, по сравнению с кадмием, а в проростках, выращенных на загрязненной почве, в 3 – 6 раз.

При одновременном внесении свинца и кадмия в варианте O3 в органогенной почве наблюдался синергизм токсикантов: содержание свинца в надземной части оказывалось в 2 раза больше, по сравнению с моноопытом, а содержание Cd на 60% больше (рис. 5 а, рис. 6 а). Для подземной ча-

сти этот эффект был менее выражен и составлял +28% для свинца и +50% для кадмия. Более явное проявление синергизма для надземной части растения может указывать на то, что свинец и кадмий в условиях органогенной матрицы способствуют взаимному переносу из корневой части растений в надземную.

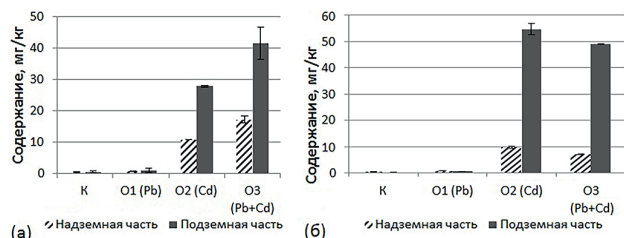


Рис. 6. Содержание Cd в тканях овса, выращенного в загрязненной органогенной (а) и минеральной (б) почве

Сам факт синергизма может быть объяснен тем, что в органогенной почве для кадмия возможно комплексообразование с гумусовыми кислотами, что не характерно для свинца, который вступает в реакции ионного обмена с образованием преципитата. Поскольку в почвенной матрице металлы занимают различные ниши, то конкуренции между ними нет, и они не препятствуют взаимной транслокации. Также синергизм может быть объяснен с позиций физиологического стресса: свинец и кадмий являются ксенобиотиками, и при загрязнении почвы этими элементами вместе увеличивается нагрузка на проростки овса, это в итоге приводит к падению физиологических барьеров на пути транслокации металлов, что выражается в более высоком содержании Pb и Cd в тканях овса.

В эксперименте с минеральной почвой наблюдалась другая картина (рис. 5, б, рис. 6, б). Из-за отсутствия в ней гумусовых веществ, кадмий не вступает в комплексообразование, и оба исследуемые элементы участвуют в ионном обмене, что вызывают их конкуренцию, и как следствие, снижение их содержания в растениях по сравнению с моноопытом. Уменьшение содержания свинца составило 50%, а для кадмия – 40% (по надземной части). Для подземной части существенных эффектов антагонизма/синергизма обнаружено не было. В почвенной подземной части содержание токсикантов остается без явных изменений по сравнению с моноопытами, а для надземной части сказывается взаимное препятствие элементов в транслокации.

Содержание всех исследуемых металлов в тканях овса, выращенного в минеральной почве, ока-

залось больше, чем в опыте с органогенной почвой. Это подтверждает факт, что в органогенной почве ТМ связываются гумусом, это приводит к снижению их подвижности и меньшей транслокации в растения, по сравнению с минеральной почвой. В минеральной почве для транслокации металлов существует меньше барьеров: нет гумусовых кислот, способных закомплексовать ионы металлов, меньше центров потенциальной адсорбции; также сказывается гранулометрический состав почвы: в песке характерный размер почвенных частиц меньше, следовательно, меньше удерживающая способность по отношению к металлам. Однако в эксперименте с исследованием Pb и Cd высокой потенциальной возможности транслокации металлов в минеральной почве препятствует их антагонизм, поэтому для Cd содержание в надземной части в опыте с минеральной почвой оказывается ниже, чем в опыте с органогенной почвой.

Примечательно, что в подземной части растения металлов накапливалось больше, чем в надземной части, так как корень находится в непосредственном контакте с поллютантом, а также является первым органом на пути тяжелых металлов в растения [16]. Для ионов свинца и кадмия характерно сродство к клеточным стенкам корней растений, поэтому их содержание в подземной части оказывалось как минимум в два раза больше, чем в надземной части. В минеральной почве распределение тяжелых металлов между надземной и подземной частями растения, особенно железа, было более неравномерным (различие до 10-14 раз). Вероятно, что в условиях большего поступления железа в растения, барьерная функция корней усиливается. Самое слабое различие (максимум 40%) между содержанием металлов в подземной и надземной части было обнаружено для цинка.

Необходимо отметить, что содержание Cu в контрольных растениях оказывается меньше, чем в исходных семенах, а Zn – больше. Можно предположить, что для прорастания растений необходим расход Cu из запаса питательных веществ в семени, что обуславливает сниженное содержание этого элемента в растениях. Цинк, судя по полученным результатам, в прорастании семян существенной роли не играет, и, возможно, необходим на более поздних этапах развития растения, что осуществляется его транслокацией из почвы. Содержание Fe и Mn в семенах овса было незначительным, по сравнению с проросшими растениями. Обнаружить кадмий в семенах не удалось, а содержание свинца составляло в 0.83 мг/кг.

ВЫВОДЫ

Аккумуляция меди овсом посевным была выражена в 2-3 раза сильнее, по сравнению с аккумуляцией цинка. Выявлена большая (в 5-6 раз) аккумуляция Mn тканями овса, по сравнению с Fe, накопления Fe в тканях овса в органогенной почве не наблюдалось. Относительное накопление Cd более выражено, по сравнению с накоплением свинца в тканях овса. В целом, по способности к транслокации исследуемые металлы можно расположить в ряд: Cd>Pb=Mn>Cu>Zn>Fe;

При совместном внесении поллютантов в почву наблюдались эффекты антагонизма и синергизма по аккумуляции металлов растениями. В эксперименте с Cu и Zn (особенно с использованием органогенной почвы) наблюдался антагонизм элементов. В тканях овса, выращенного в минеральной почве, содержание Mn в варианте комбинированного действия Fe и Mn было резко снижено в результате антагонизма железа и марганца. В опыте с органогенной почвой антагонизм Fe и Mn не был выявлен. Для свинца и кадмия в органогенной почве наблюдался синергизм: содержание поллютантов при комбинированном внесении оказывалось больше, чем в моноопытах. Однако в минеральной почве синергизм Pb и Cd сменялся антагонистическим взаимодействием. Полученные эффекты можно объяснить процессами ионного обмена в минеральной среде или комплексообразования с гумусовыми кислотами, склонностью к конкуренции ионов металлов в тех или иных условиях;

Проращивание овса посевного в равнозагрязненной органогенной и минеральной почве привело к большему накоплению Cu, Zn, Fe, Mn, Pb, Cd в тканях растений в эксперименте с минеральной почвой, что говорит о большей способности ионов тяжелых металлов к транслокации в минеральной среде;

Наибольшее содержание исследуемых металлов было зафиксировано в корнях овса, как наиболее чувствительном органе растений, выполняющего защитную функцию и способного к значительному накоплению поллютантов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Титов А.Ф., Казнина Н.М., Таланова В.В. Тяжелые металлы и растения. Петрозаводск, Карельский научный центр РАН, 2014. 194 с.
2. Пинский Д.Л. Тяжелые металлы и окружающая среда. Пущино: Науч. центр биол. исслед. Ин-т почвоведения и фотосинтеза, 1988. 19 с.
3. Ильин В.Б. Тяжелые металлы в системе почва-растение. Новосибирск, Наука, 1991. 152 с.
4. Hassanein R.A., Hashem H.A., El-Deep M.H., Shouman A. // Journal of stress physiology and biochemistry. 2013. No. 4. pp. 145 – 162.
5. Александрова Л.Н. Органическое вещество почвы и процессы его трансформации. Ленинград, Наука, 1980. 288 с.
6. Каббата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях. Москва, Мир, 1989. 440 с.
7. Adrees M., Ali S., Rizwan M., Ibrahim M. // Environ. Sci. Pollut. Res. 2015. No. 22. pp. 8148 – 8162.
8. Башкин В.Н., Касимов Н.С. Биогеохимия. Москва, Научный мир, 2004. 648 с.
9. Корнилов А.Л. Автореферат дисс. канд. биол. наук. Тюмень, 2014, 16 с.
10. Рихванов Л.П. Содержание тяжелых металлов в почвах. Томск, Том. политех ун-т, 1993. 83 с.
11. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в агроландшафте. Санкт-Петербург, Изд-во ПИЯФ РАН, 2008. 216 с.
12. Zimdahl R.L. // Journal of the Air Pollution Control Association. 1976. Vol. 26, pp. 655-660.
13. Sharma P., Dubey R.S. // Brazilian journal of plant physiology. 2005. Vol. 17, pp. 35-52.
14. Kirkham M.B. // Geoderma. 2006. Vol. 137, p.p 19-32.
15. Irfan M., Hayat S., Ahmad A., Alyemen, M.N. // Saudi journal of biological sciences. 2013. No. 20, pp. 1-10.
16. Shahid M., Dumat C., Khalid S., Niazi N.K. // Reviews of environmental contamination and toxicology. 2016. No. 241. pp. 73–137.
17. Скугорева С.Г., Ашихмина Т.Я., Фокина А.И., Лялина Е.И. Химические основы токсического действия тяжелых металлов (обзор) // Теоретическая и прикладная экология. 2016. №1. С. 1-10.
18. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2041-06. Предельно-допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почвах. Постановление главного санитарного врача РФ от 23.01.2006 №1. Москва, 2006. 8 с.
19. Гигиенические нормативы ГН 2.1.7.2511-09. Ориентировочно-допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. Постановление главного санитарного врача РФ от 18.05.2009 №32. Москва, 2009. 7 с.
20. Методика определения содержания тяжелых металлов в золе растений. Москва, Высшая школа, 1990. 32 с.

Тюменский государственный университет
Петухов А. С., студент кафедры органической и экологической химии
E-mail: revo251@mail.ru

University of Tyumen
Petukhov A. S., student of organic and ecological chemistry department
E-mail: revo251@mail.ru

Хритохин Н. А., кандидат химических наук, доцент, профессор кафедры неорганической и физической химии
E-mail: kna@utmn.ru

Khritokhin N. A., PhD, assistant professor, professor of inorganic and physical chemistry department
E-mail: kna@utmn.ru

Петухова Г. А., доктор биологических наук, доцент, профессор кафедры экологии и генетики
E-mail: gpetuhova1@mail.ru

Petukhova G. A., PhD., DSci., Full Professor, ecology and genetics department
E-mail: gpetuhova1@mail.ru

Кремлева Т. А., доктор химических наук, доцент, доцент кафедры органической и экологической химии
E-mail: kremleva-ta@yandex.ru

Kremleva T. A., PhD., DSci., Associate Professor of organic and ecological chemistry department
E-mail: kremleva-ta@yandex.ru

TRANSLOCATION OF Cu, Zn, Fe, Mn, Pb AND Cd IN THE CULTIVATED OAT (*AVENA SATIVA*)

A. S. Petukhov, N. A. Khritokhin, G. A. Petukhova, T. A. Kremleva

University of Tyumen

Abstract. This study is devoted to the investigation of Cu, Zn, Fe, Mn, Pb and Cd concentration in the oat and two types of soil, model polluted by metals, using atomic absorption spectroscopy. Model soil pollution was carried out by addition of Cu, Zn, Fe, Mn, Cd sulfates and Pb acetate in the amount of 2 maximum permitted concentration for Cu, Zn and Mn, 2 approximate permitted concentration for Cd and Pb, 3000 mg/kg for Fe. Three experiments were conducted with separate and combined soil contamination: Cu, Zn; Fe, Mn; Pb, Cd. The oat accumulates Cu, Mn and Cd more actively than Zn, Fe and Pb respectively, which indicates their high mobility in soil. In general, ability of examined metals to translocation was decreasing in the following order: Cd>Pb=Mn>Cu>Zn>Fe. Fe accumulation was observed only in the underground part of the oat in the experiment with mineral soil, while Cd accumulation reached 50 and 90 times in the overground and underground parts respectively. When Cu and Zn were combined, also Fe and Mn, pairwise antagonism in mineral soil and in the oat was discovered. Combination of Pb and Cd led to synergism in organogenic and antagonism in mineral soil. Translocation of Cu, Zn, Fe and Mn in the oat in mineral soil was more intense compared with evenly polluted organogenic soil. Concentration of Zn, Fe, Mn, Pb and Cd in plants was higher than in seeds, while Cu concentration was lower. Especially elevated Cu, Zn, Fe, Mn content was observed in the underground part of the oat.

Keywords: heavy metals, copper, zinc, iron, manganese, translocation, oat

REFERENCES

1. Titov A.F., Kaznina N.M., Talanova V.V. Tyazhelye metally i rasteniya. Petrozavodsk, Karel'skij nauchnyj centr RAN Publ., 2014. 194 p.
2. Pinskiy D.L. Tyazhelye metally i okruzhayushchaya sreda. Pushchino: Nauch. centr biol. issled. In-t pochvovedeniya i fotosinteza Publ., 1988, 19 p.
3. Il'in V.B. Tyazhelye metally v sisteme pochva-rastenie. Novosibirsk, Nauka Publ., 1991, 152 p.
4. Hassanein R.A., Hashem H.A., El-Deep M.H., Shouman A. Journal of stress physiology and biochemistry, 2013, No. 4, pp. 145 – 162.
5. Aleksandrova L.N. Organicheskoe veshchestvo pochvy i processy ego transformacii. Leningrad, Nauka Publ., 1980, 288 p.
6. Kabbata-Pendias A., Pendias H. Mikroelementy v pochvah i rasteniyah. Moscow, Mir Publ., 1989, 440 p.
7. Adrees M., Ali S., Rizwan M., Ibrahim M. Environ. Sci. Pollut. Res., 2015, No. 22, pp. 8148 - 8162

8. Bashkin V.N., Kasimov N.S. Biogeohimiya. Moskva, Nauchnyj mir Publ., 2004, 648 p.
9. Kornilov A.L. Avtoreferat diss. cand. biol. nauk. Tyumen', 2014, 16 p.
10. Rihvanov L.P. Soderzhanie tyazhelyh metallov v pochvah. Tomsk, Tom. politekh un-t Publ., 1993, 83 p.
11. Alekseev YU.V. Tyazhelye metally v agrolandshafte. Saint-Peterburg, Izd-vo PIYAF RAN Publ., 2008, 216 p.
12. Zimdahl R.L. Journal of the Air Pollution Control Association. 1976, Vol. 26, pp. 655-660.
13. Sharma P., Dubey R.S. Brazilian journal of plant physiology. 2005, Vol. 17, pp. 35-52.
14. Kirkham M.B. Geoderma. 2006, Vol. 137, pp 19-32.
15. Irfan M., Hayat S., Ahmad A., Alyemen, M.N. Saudi journal of biological sciences. 2013, No. 20, pp. 1-10.
16. Shahid M., Dumat C., Khalid S., Niazi N.K. Reviews of environmental contamination and toxicology. 2016, No. 241, pp. 73-137.
17. Skugoreva S.G., Ashihmina T.YA., Fokina A.I., Lyalina E.I. Himicheskie osnovy toksicheskogo dejstviya tyazhelyh metallov (obzor). Theoretical and Applied Ecology, 2016, No. 1, pp. 1-10.
18. Gigienicheskie normativy GN 2.1.7.2041-06. Predel'no-dopustimye koncentracii (PDK) himicheskikh veshchestv v pochvah. Postanovlenie glavnogo sanitarnogo vracha RF ot 23.01.2006 №1. Moscow, 2006, 8 p.
19. Gigienicheskie normativy GN 2.1.7.2511-09. Orientirovochno-dopustimye koncentracii (ODK) himicheskikh veshchestv v pochve. Postanovlenie glavnogo sanitarnogo vracha RF ot 18.05.2009 №32. Moscow, 2009, 7 p.
20. Metodika opredeleniya sodержaniya tyazhelyh metallov v zole rastenij. Moscow, Vysshaya shkola, 1990, 32 p.