

Савич В.И., Наумов В.Д., Каменных Н.Л., Шмакова К.А. Оценка предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах с учетом взаимосвязей свойств почв

.....
Электронный научно-производственный журнал
«АгроЭкоИнфо»
=====

УДК 631.416.9:504.05

Оценка предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах с учетом взаимосвязей свойств почв

Савич В.И., Наумов В.Д., Каменных Н.Л., Шмакова К.А.

Российский государственный аграрный университет - МСХА им. К.А. Тимирязева

Аннотация

В работе доказывается, что предельно допустимые концентрации подвижных форм тяжелых металлов в почвах должны дополнительно оцениваться для водорастворимых форм, с учетом скорости перехода ионов в раствор и депонирующей способности почв, с учетом рН среды, т.к. рН = 4,8 в вытяжке $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ практически в почвах не встречается. ПДК должно оцениваться с учетом сочетания свойств почв, которое в значительной степени определяет концентрацию водорастворимых форм тяжелых металлов (эффективную растворимость их осадков, эффективные константы ионного обмена и эффективные константы нестойкости комплексов).

Корреляция содержания водорастворимых форм тяжелых металлов от рН в черноземах обыкновенных составляла для Pb = -0,40; для Cd - 0,32; для Co = -0,39; для Ni = -0,47. При увеличении загрязнения почв тяжелыми металлами увеличивается доля положительно заряженных, не связанных в комплексы соединений. Так, отношение $\text{PbL}^-/\text{PbL}^+$ в контрольном варианте (полевой участок) составляло $0,33 \pm 0,01$, при загрязнении Pb (участок у автомобильной трассы) - $0,08 \pm 0,01$. Для оценки влияния тяжелых металлов на биотесты предлагаются системы обратной связи по активности фотосинтеза, развитию проростков, изменению микрофлоры, по генетическим тестам на дрозофиле.

Ключевые слова: ТЯЖЕЛЫЕ МЕТАЛЛЫ, ПДК, БИОТЕСТЫ

Введение

Оценка предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах имеет большое агроэкологическое значение. Вместе с тем, результаты исследований по данному вопросу противоречивы, в ряде случаев являются спорными и требуют в настоящее время уточнения. Малоизученным остается вопрос по оценке допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах разного генезиса и разной степени загрязнения ими. Вместе с тем процесс роста загрязнения почв тяжелыми металлами отмечается не только в РФ, но и во всем мире. Актуальность данной проблемы определило цель и задачи исследований.

Объекты исследования

Объектом исследования в основном выбраны дерново-подзолистые среднедерновые неглубокоподзолистые среднесуглинистые почвы на покровных суглинках и черноземы обыкновенные карбонатные среднесуглинистые малогумусные легкосуглинистые на лессовидных суглинках Краснодарского края [1].

Методика исследования состояла в оценке содержания водорастворимых и подвижных (вытяжка $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ рН = 4,8) соединений тяжелых металлов в почвах при разном времени взаимодействия [1-5] на участках почв, расположенных на разных элементах рельефа, в почвах с разной степенью загрязнения (полевой участок: контроль – фоновое содержание тяжелых металлов и участок в 5 метрах от автомобильной трассы), в оценке динамики содержания подвижных форм тяжелых металлов. С использованием систем обратной связи определено влияние содержания тяжелых металлов на биотесты [1, 6, 7].

Цели и задачи исследования

Целью исследования являлось обоснование необходимости уточнения предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах с учетом взаимосвязей свойств почв.

В задачи исследования входило следующее:

- 1) оценка изменения содержания в почвах водорастворимых соединений тяжелых металлов в зависимости от физико-химических и агрохимических свойств почв;
- 2) оценка кинетики десорбции тяжелых металлов из почв, как фактора, влияющего на предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в почвах;

3) разработка систем обратной связи для оценки токсичности тяжелых металлов в системе почва-растение.

Зависимость подвижности тяжелых металлов в почвах от физико-химических и агрохимических свойств почв

Предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в почвах отличаются в зависимости от сочетания физико-химических, агрохимических, водно-физических свойств почв [4, 8].

В литературе градации загрязнения почв тяжелыми металлами (ОДК) отличаются для песчаных и супесчаных почв и от почв суглинистых и глинистых. Так, экологические нормы содержания Pb составляли для супесчаных почв 5 мг/кг, для глинистых при рН < 5,5 - 13 мг/кг. Предельно допустимое содержание для песчаных почв 3,2 мг/кг; для глинистых при рН < 5,5 и рН > 5,5 соответственно 65 и 130 мг/кг [9].

По данным Небольсина А.Н. и Сычева В.Г. [5] примерные уровни реакции почв, обеспечивающие минимальный переход тяжелых металлов в растениеводческую продукцию, отличаются для Cr, Cu, Fe, Pb при слабой степени загрязнения почв рН = 5,3-5,5; при сильной степени загрязнения рН = 6,0-6,5. Для Cd, Ni, Co, Zn, Hg при слабой степени загрязнения ими почв минимальный переход ионов в с/х продукцию происходит при рН = 6,5-6,9; при сильной степени загрязнения почв - при рН = 7,3-7,5. Однако для Zn, Cu, Cr, Pb, Cd отмечается уменьшение растворимости их осадков до рН = 7-8.

По полученным нами данным, зависимость содержания подвижных форм Cu, Mn, Zn, P₂O₅ от рН в дерново-подзолистой почве описывалась следующими уравнениями регрессии:

$$\text{Mn} = 427,9 - 42,0 \text{ рН}; \text{ r} = -0,79; \text{ F} = 9,7$$

$$\text{Cu} = 5,5 - 0,6 \text{ рН}; \text{ r} = -0,86; \text{ F} = 17,6$$

$$\text{Zn} = 22,8 - 3,1 \text{ рН}; \text{ r} = -0,82; \text{ F} = 12,3$$

Корреляция содержания подвижных форм тяжелых металлов от величины рН для черноземов обыкновенных составляла для Zn= -0,29; для Pb = -0,40; для Cd= -0,32; для Co = -0,39; Mn = -0,38; для Cu = -0,46; для Ni= -0,47.

Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах зависит от физико-химических и агрохимических свойств почв. При этом эти зависимости отличаются для

разных групп почв и местоположения почв в катене [1]. Это иллюстрируют данные следующей таблицы 1.

Таблица 1. Зависимость содержания подвижных форм Pb и Mn от свойств почв обыкновенного чернозема и развития почв на отдельных элементах катены (вытяжка $\text{CH}_3\text{COONH}_4$)

Элемент	Элемент рельефа	Уравнения регрессии	r	F
Mn	Водораздел	$\text{Mn} = 111,5 + 1,8X_1 - 1,1X_2 - 3,7X_3 + 2,0X_4 - 5,3X_5$	0,99	32,1
	Балка	$\text{Mn} = 255,7 - 22,3X_1 - 5,8X_2 + 24,9X_3 - 4,5X_4 + 0,9X_5$	0,97	3,3
Pb	Водораздел	$\text{Pb} = -2,8 + 0,8X_1 + 0,05X_2 - 0,3X_3 + 0,3X_4 + 0,1X_5$	0,85	2,2
	Балка	$\text{Pb} = 24,9 - 0,2X_1 - 0,3X_2 + 0,5X_3 - 0,3X_4 + 0,01X_5$	0,99	138,4

Примечание: X_1 - гумус, %; X_2 - частицы < 0,01 мм; X_3 - NO_3 ; X_4 — NH_4 ; X_5 - подвижные формы P_2O_5 .

Как видно из данных таблицы 1, зависимость содержания подвижных форм Pb и Mn на водоразделе и в балке значительно различается не только от местоположения, но и от содержания гумуса, гранулометрического состава и т.д.

Тяжелые металлы находятся в почвах и в виде положительно и отрицательно заряженных соединений. Так, например, по полученным нами данным, в контрольном варианте соотношение $\text{PbL}^-/\text{PbL}^+$ составляло $0,33 \pm 0,01$, а при загрязнении почв (автотрасса) Pb - $0,08 \pm 0,01$.

Содержание тяжелых металлов в почвенных растворах и в растворах десорбентов определяется эффективной растворимостью их осадков, эффективными константами ионного обмена в почвенно-поглощающем комплексе, эффективными константами устойчивости имеющихся в почве комплексных соединений. Переход тяжелых металлов из почв в растения определяется в основном константами ионного обмена и комплексообразованием в системе почва - корни и почвенный раствор - корни. Все эти процессы протекают с затратами энергии с определенной скоростью [10, 11]. Поэтому содержание ионов в растворе не характеризует полностью их содержание в твердой фазе. Для уточнения содержания их подвижных форм в почве определяется фактор кинетики и депонирующая способность почв.

Кинетика десорбции тяжелых металлов из почв и депонирующая способность почв, как факторы корректировки предельно допустимых концентраций подвижных форм тяжелых металлов в почвах

Переход тяжелых металлов из почвы в раствор десорбента протекает с определенной скоростью. Очевидно, чем быстрее тяжелые металлы переходят из почвы в раствор, тем токсичность его при прочих равных условиях выше. Так, по полученным нами данным, отношение содержания свинца в вытяжке $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ с $\text{pH} = 4,8$ за время 1 неделя и 10 минут составляло в тяжелосуглинистом черноземе 5,8, в легкосуглинистом - 3,6; в дерново-подзолистой среднесуглинистой почве - 2,6. По марганцу эти показатели были более значительны. Отношение его концентрации в растворе при взаимодействии с почвой 1 неделю и 10 минут составляло для тяжелосуглинистого чернозема 259, для легкосуглинистого - 6,6, для дерново-подзолистой почвы - 4,3.

По полученным нами данным, из дерново-подзолистой почвы раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ при $\text{pH} = 4,8$ вытеснено марганца за 10 минут 0,3 мг/л, за 1 час - 0,8 мг/л, за 1 сутки - 3,3 мг/л, за неделю - 12,9 мг/л; свинца десорбировано за 10 минут 0,18 мг/л, за 1 сутки - 0,59 мг/л.; в черноземе вытеснено соответственно - 0,21; 0,54 и 0,43 мг/л.

Содержание подвижных форм тяжелых металлов в почвах изменяется и в течение ряда лет. Исследования показали, что в черноземах за 10 лет изменение содержания подвижных форм тяжелых металлов описывалось следующими уравнениями: $\text{Pb} = 1,41 t$; $R^2 = 0,63$; $\text{Cd} = 0,003 t + 0,003$; $R^2 = 0,90$; $\text{Co} = 0,15 t + 0,49$; $R^2 = 0,71$. В дерново-подзолистой почве Лесной опытной дачи РГАУ-МСХА в 30 м от дороги за 80–90 лет происходило накопление подвижных форм Pb с 9 до 104 мг/кг, Cd - с 0,04 до 0,74 мг/кг [1, 10].

Корректировка сводного показателя загрязнения почв тяжелыми металлами

Тяжелые металлы в почве находятся в разной степени прочности связи с ППК в виде ионов, осадков, комплексных соединений, гидроксикомплексов. Очевидно, что в большей степени негативно влияют на растения наиболее подвижные формы тяжелых металлов, растворимые в воде. Однако соотношение содержания тяжелых металлов в почвах с различной прочностью связи отличается как для отдельных почв, так и в разных вытяжках из почв. Так, например, по полученным нами данным, содержанию свинца в

контрольном варианте и у автотрассы в дерново-подзолистой почве количество его водорастворимых форм составляло соответственно 0,14 и 0,17 мг/л, переходящих в раствор $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ с $\text{pH} = 4,8$ соответственно 1,5 и 1,8, в вытяжку HNO_3 - 2,9 и 7,9.

ПДК по тяжелым металлам в почвах, очевидно, зависит от форм их связи с ППК. Водяницкий Ю.Н. [2] отмечает, что свинец образует прочные комплексные соединения с органическими лигандами и предпочтительно хелатируется функциональными группами ароматических кислот, формируя бидентантные комплексы. Наиболее устойчивой формой осадков свинца являются фосфаты и, в частности, пироморфит $-\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$.

Пинский Д.Л. [12] отмечает, что действующие в настоящее время нормативы ПДК вызывают серьезную критику и нуждаются в пересмотре. На основании полученных нами данных, предлагается оценка степени загрязнения почв тяжелыми металлами с учетом некоторых свойств дерново-подзолистых почв:

$$\text{ТМс} = \text{ТМс} \Sigma k_i \Gamma^{-1} + k_2 E^{-1} + k_3 \text{pH}^{-1} + k_4 \text{ил}^{-1} + k_5 (\text{P}_2\text{O}_5)^{-1},$$

где: ТМс- степень загрязнения без учета знака рассматриваемых факторов, Г- гумус, %, E – емкость поглощения и т.д.

С нашей точки зрения, при оценке загрязнения почв тяжелыми металлами необходимо учитывать количество вытесненных форм соединений в принятой в агрохимической службе вытяжке (X_1), скорость их перехода из твердой фазы в раствор (X_2) и депонирующую способность почв к изучаемому иону (X_3):

$$\text{ТМс } Y = f(k_1 X_1^n + k_2 X_2^n + k_3 X_3^n), \text{ где } k - \text{ степень влияния } X_i \text{ на } Y, \Sigma k_i = 1.$$

Использование систем обратной связи для оценки токсичности тяжелых металлов в системе почва-растение

Проведенными нами исследованиями показана целесообразность оценки степени токсичности тяжелых металлов в системе почва-растение с использованием методик на основе принципов обратной связи [1, 3].

Микроорганизмы являются одним из чувствительных биотестов на загрязнение почв тяжелыми металлами. Так, по полученным нами данным, при загрязнении дерново-подзолистых почв свинцом активность NO_3 м/л 10^{-4} через 3 суток компостирования составляла в контроле $1,02 \pm 0,2$; при внесении 200 мг Pb на 1 кг почвы - $0,84 \pm 0,05$; при внесении 7000 мг/кг - $0,56 \pm 0,01$.

На загрязненной свинцом почве изменялось соотношение групп микроорганизмов. Установлено, что на дерново-подзолистой почве соотношение групп, развивающихся на МПА и КАА, составляло в контрольном варианте 3,0, при загрязнении почв свинцом соответственно 0,1.

Одним из вариантов оценки степени избытка тяжелых металлов в почвах является содержание катионов в корнях проростков, развивающихся на чистых и загрязненных почвах. Исследования показали, что при загрязнении дерново-подзолистых почв свинцом вблизи дороги содержание водорастворимых форм (1:10 почва-вода) в корнях составляло для проростков, выращенных на чистых (поле) и загрязненных тяжелыми металлами почвах (вблизи автотрассы), соответственно Pb - 0,13 и 0,40 мг/л; Mg- 10,8 и 28,4; Fe- 0,05 и 0,16; Mn - 0,12 и 0,19 мг/л.

Исследования показали, что содержание водорастворимых форм в корнях проростков, выращенных на дерново-подзолистых почвах в контрольном варианте (поле) и у автотрассы (загрязненными тяжелыми металлами почвах), составляло соответственно Pb - 0,13 и 0,40 мг/л; Fe- 0,05 и 0,16; Mn - 0,12 и 0,19 мг/л.

По полученным нами данным, одним из методов оценки влияния содержания тяжелых металлов в почве на развитие растений является оценка состояния проростков на чистых и загрязненных почвах. Так, при загрязнении дерново-подзолистой почвы свинцом 40 и 800 мг/кг длина корней проростков овса составляла в % к контролю 100 и 68,0±2,0%, интенсивность роста корней (мм/сутки) - 0,036 и 0,020; поверхностная плотность колеоптилей (мг/см³) — 0,081 и 0,071.

Избыточное содержание тяжелых металлов в почвах приводит и к усилению их испарения из почв и с транспирацией из растений, что может быть использовано для оценки степени загрязнения почв. Исследования показали, что, предельно допустимое их количество в продуктах транспирации листьев одуванчика в контрольном варианте составляло 0,13 мг/л меди, а при внесении в почву Cu - 0,27 мг/л; в продуктах транспирации из листьев подорожника - 0,03 мг/л Cu, а при внесении Cu в почву - 0,35 мг/л. В продуктах транспирации из растений мать-и-мачехи 0,09 мг/л Cu, при добавлении Cu в корни - 0,26 мг/л. Содержание свинца в испарениях из почв составляло 0,11 мг/л, а вблизи автотрассы - 0,18 мг/л.

Перспективным методом оценки влияния токсичности загрязнения почв тяжелыми

металлами по их влиянию на растения является метод, основанный на принципе обратной связи: введение свинца в суспензию почв - оценка ответной реакции растений, помещенных в эту суспензию по параметрам фотосинтеза. Это иллюстрируют данные таблицы 2.

Как видно из представленных данных, при загрязнении почв свинцом интенсивность фотосинтеза у растений, развивающихся на разных по генезису почвах резко уменьшается (табл. 2).

Таблица 2. Изменение интенсивности фотосинтеза растений при введении в суспензию почв $Pb(NO_3)_2$ (в контроле: числитель и при добавлении 20 мл $Pb(NO_3)_2$ -знаменатель)

Почва	Содержание свинца, мг/л	Интенсивность фотосинтеза мг $CO_2/дм^2$	Транспирация, ммоль/ $м^2/сек$
чернозем	<u>0,12</u>	<u>9,2±1,0</u>	<u>0,5±0,04</u>
	0,27	3,5±0,4	0,4±0,06
дерново-подзолистая	<u>0,25</u>	<u>6,9±0,8</u>	<u>0,6±0,1</u>
	0,80	1,6±0,2	0,1±0,04

При более нейтральной реакции среды в черноземе и большей емкости поглощения почвой катионов, добавленный к почве свинец в значительной степени сорбировался, и содержание свинца в равновесном растворе было ниже, чем в дерново-подзолистой почве. Добавление свинца привело к резкому снижению интенсивности фотосинтеза и транспирации.

По полученным нами данным, информативным на загрязнение почв тяжелыми металлами является и генетический тест на дрозофиле. Так, в контрольном варианте и при добавлении в корм дрозофилы свинца 0,03% и 0,30% содержание генетического теста (двойных пятен на крыльях) составляло соответственно 0,3, 3,0 и 6,5.

Таким образом, тяжелые металлы, находящиеся в почве, переходя в подвижную и водорастворимую формы, негативно действуют на компоненты биогеоценозов и в т.ч. на растения. Это определяет предельно допустимые концентрации тяжелых металлов в почвах. Однако доля подвижных и водорастворимых форм тяжелых металлов в почвах зависит от pH, Eh, степени гумусированности, гранулометрического состава почв, емкости поглощения почв, скорости перехода их из твердой фазы в раствор. Она определяется эффективными произведениями растворимости осадков тяжелых металлов в

изучаемой почве, эффективными константами ионного обмена их с ППК, эффективными константами образуемых тяжелыми металлами комплексов, протекающими при их участии в экосистеме процессами антагонизма и синергизма.

Каждый из указанных показателей влияет на токсичность тяжелых металлов в почве в определенной степени. Это определяет вес влияния рассматриваемых показателей на токсичность тяжелых металлов в почве. Подвижные формы тяжелых металлов в почве изменяют интенсивность протекающих в почвах процессов и режимов. При усилении антропогенного загрязнения окружающей среды и в т.ч. в городских условиях необходимо уточнение ПДК тяжелых металлов с учетом изложенных закономерностей.

Выводы

1. Зависимость содержания подвижных форм Cu, Mn, Zn, P₂O₅ от pH в дерново-подзолистой почве описывается уравнением: Mn = 427,9 - 42,0 pH; $r = -0,79$; F= 9,7; Si = 5,5 - 0,6 pH; $r = -0,86$; F= 17,6; Zn= 22,8 - 3,1 pH; $r = -0,82$; F= 12,3. Корреляция содержания подвижных форм тяжелых металлов от величины pH для черноземов обыкновенных составляет для Zn= -0,29; для Pb = -0,40; для Cd= -0,32; для Co = -0,39; для Mn = -0,38; для Cu = -0,46; для Ni= -0,47.

2. Установлено, что переход тяжелых металлов из почвы в раствор различается у свинца и марганца и определяется генезисом почвы и ее гранулометрическим составом. Исследования показали, что из дерново-подзолистой почвы раствором CH₃COONH₄ при pH = 4,8 вытеснено марганца за 10 минут 0,3 мг/л, за 1 час - 0,8 мг/л, за 1 сутки - 3,3 мг/л, за неделю - 12,9 мг/л; свинца десорбировано за 10 минут 0,18 мг/л, за 1 сутки - 0,59 мг/л.; в черноземе вытеснено соответственно - 0,21; 0,54 и 0,43 мг/л. При этом быстрота перехода марганца в раствор значительно выше, по сравнению со свинцом.

3. Соотношение содержания тяжелых металлов в почвах с различной прочностью связи отличается как для отдельных почв, так и в разных вытяжках из почв. По полученным нами данным, содержанию свинца в контрольном варианте и у автотрассы в дерново-подзолистой почве количество его водорастворимых форм составляло соответственно 0,14 и 0,17 мг/л, переходящих в раствор CH₃COONH₄ с pH = 4,8 соответственно 1,5 и 1,8, в вытяжку HNO₃ - 2,9 и 7,9.

4. Исследования показали, что содержание водорастворимых форм в корнях

проростков, выращенных на дерново-подзолистых почвах в контрольном варианте (поле) и у автотрассы (загрязненными тяжелыми металлами почвах), составляло соответственно Рb - 0,13 и 0,40 мг/л; Fe- 0,05 и 0,16 мг/л; Mn - 0,12 и 0,19 мг/л.

5. На загрязненной свинцом почве изменялось соотношение групп микроорганизмов. Установлено, что на дерново-подзолистой почве соотношение групп, развивающихся на МПА и КАА, составляло в контрольном варианте 3,0, при загрязнении почв свинцом соответственно 0,1.

6. Исследования показали, что содержание водорастворимых форм в корнях проростков, выращенных на дерново-подзолистых почвах в контрольном варианте (поле) и у автотрассы (загрязненными тяжелыми металлами почвах), составляло соответственно Рb - 0,13 и 0,40 мг/л; Fe- 0,05 и 0,16 мг/л; Mn - 0,12 и 0,19 мг/л.

Работа выполнена в рамках программы «Приоритет 2030»

Список использованных источников:

1. Гукалов В.Н., Савич В.И., Белюченко И.С. Информационноэнергетическая оценка состояния тяжелых металлов в компонентах ландшафта. – М: РГАУ-МСХА, ВНИИА, 2015. - 397 с.
2. Водяницкий Ю.Н. Биогеохимия загрязненных почв, М.: МГУ, 2014. - 287 с.
3. Савич В.И., Савич Л.В., Вишняков Ю.А. Определение предельно допустимой концентрации свинца по активности фотосинтеза, Докл. АН России, Общая биология, 1993, Т. 333, 32. - С. 121–122.
4. Савич В.И., Торшин С.П., Белопухов С.Л., Гукалов В.В. Агроэкологическая оценка органо-минеральных и комплексных соединений почв. – Иркутск: Мегапринт, 2017. - 298 с.
5. Черных Н.А., Овчаренко М.М. Тяжелые металлы и радионуклиды в биогеоценозах. - М.: Агроконсалт, 2002. - 200 с.
6. Воробьева Л.А. Методические указания по расчету диаграмм растворимости соединений. - М.: МГУ, 1986. - 71 с.
7. Савич В.И., Седых В.А., Никиточкин Д.Н. Агроэкологическая оценка состояния свинца в системе почва-растение. - М.: РГАУ-МСХА, ВНИИА, 2012. - 360 с.
8. Сорокин А.Е., Савич В.И., Мосина Л.В. Особенности содержания тяжелых металлов в городских почвах // Плодородие. – 2020. - № 4. – С. 60–63.
9. Прохоров А.Н., Чернова О.В. Создание системы региональных почвенных эталонов, в сб. «Проблемы антропогенного почвоведения». - М., 1997. - С. 163–169.

Савич В.И., Наумов В.Д., Каменных Н.Л., Шмакова К.А. Оценка предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах с учетом взаимосвязей свойств почв

.....
Электронный научно-производственный журнал
«АгроЭкоИнфо»
=====

10. Белопухов С.Л., Савич В.И., Байбеков Р.Ф. Комплексообразование ионов металлов в почвенных растворах, Агрофизика. – 2020. – 31. - С. 148–152.

11. Савич В.И., Торшин С.П., Сорокин А.Е., Гукалов В.В., Рашкович В.Н. Агроэкологическая оценка скорости физико-химических процессов, протекающих в почвах // Агрохимический вестник. – 2021. - № 2. - С. 58–62.

12. Пинский Д.Н., Пампура Т.В., Дмитраков Л.М. Нормирование соединений тяжелых металлов в почвах: проблемы и пути их решения, Материалы доклада 6 с-да почвоведов, Петрозаводск, 2012. - кн. 2. - С. 283–284.

=====

Цитирование:

Савич В.И., Наумов В.Д., Каменных Н.Л., Шмакова К.А. Оценка предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах с учетом взаимосвязей свойств почв [Электрон. ресурс] // АгроЭкоИнфо: Электронный научно-производственный журнал. – 2024. – № 2. – Режим доступа: http://agroecoinfo.ru/STATYI/2024/2/st_232.pdf
DOI: <https://doi.org/10.51419/202142232>.