

© Хаданович А. В.¹, Суховеев В. В.², 2015

¹УО «Гомельский государственный университет имени Франциска Скорины»

²Нежинский государственный университет имени Николая Гоголя

КОМПЛЕКСООБРАЗОВАНИЕ ДВУХВАЛЕНТНЫХ КАТИОНОВ С НЕОРГАНИЧЕСКИМИ ЛИГАНДАМИ В ПОЧВАХ

Адсорбция меди и цинка глинистой дерново-подзолистой почвой изучена на различных уровнях техногенного загрязнения в модельном эксперименте. В исследуемом диапазоне нагрузок дерново-подзолистая почва характеризуется более высокой сорбционной емкостью по отношению к цинку и меди. С увеличением концентрации вносимых загрязнителей значения рН исходных растворов сдвигаются в кислую область по сравнению с равновесными. Исследования показали, что цинк поглощался почвой в меньших количествах, чем медь. На основании экспериментальных данных определено содержание катионов двухвалентных металлов цинка и меди, рассчитаны концентрации комплексных ионов с учетом содержания лигандов в почвенных образцах. В области доминирования комплексов реакции комплексообразования можно считать проходящими количественно и пригодными для аналитических целей изучения подвижности ионов меди (II) и цинка.

Ключевые слова: двухвалентные, металлы, медь, цинк, почва, комплексообразование, константа, нестойкость, устойчивость, сорбция, подвижность.

Постановка задачи

Почва существенно отличается от других компонентов биосферы как по уровню организации и сложности строения, так и по осуществляемым ею функциям. Набор и направленность процессов, протекающих в почвах в каждый конкретный момент времени, контролируется многими факторами, в том числе состоянием кислотно-основного и окислительно-восстановительных равновесий, температурой, влажностью, а также и свойствами самих элементов. Поведение тяжелых металлов в почвах значительно отличается от поведения большинства катионов макроэлементов. Химические свойства данной группы элементов, прежде всего незаполненных d-подуровней, являются причиной существования нескольких механизмов их взаимодействия с почвенными компонентами [1].

Катионы металлов реагируют с компонентами почвенного раствора, состав которого сложен и включает большой набор ионов и молекул. Формы нахождения двухвалентных ионов металлов в почве определяются закономерностями комплексообразования их с ионами, преобладающими в почвенном растворе, и которые оказывают заметное влияние на подвижность металлов в почве, образуя растворимые комплексы. В результате сорбции гидратированных катионов почвы образуются как внешне-, так и внутрисферные поверхностные комплексные соединения. Образованию последних способствует присутствие на поверхности почвенных частиц

функциональных групп основной природы. На поверхности почвенных частиц находятся функциональные группы различной химической природы, их кислотноосновные свойства изменяются в широких пределах – от сильных кислот (сульфогруппы) до сильных оснований (амино- и сульфгидрильные группы). Таким образом, реализация того или иного механизма взаимодействия гидратированных катионов с поверхностью почвенных частиц в значительной степени зависит от состава поверхностных функциональных групп [2].

Известно, что растениям наиболее доступны положительно заряженные простые ионы, поступающие в корневую систему путем ионообменных процессов. Участие комплексных ионов металлов в биохимических процессах, протекающих в растительных организмах, гораздо сложнее и требует дополнительного выяснения природы комплексных частиц, их устойчивости. Различия в содержании ионов металлов в растениях связаны в основном с физиологическими особенностями последних и зависят как от избирательной способности некоторых видов растений накапливать определенные химические элементы, так и количества этих элементов в почвах, доступности их растениям. Растения очень чутко реагируют на избыток или недостаток ионов металлов в почвах, горных породах, водах. Тип почвы, ее состав во многом определяют поступление и накопление ионов металлов в растениях. Подтверждением различной активности растений при

поглощении элементов из почв различного механического состава служат коэффициенты накопления. Отмечается [3], что при поступлении ионов металлов в растения наблюдается линейная корреляция между содержанием их в растительном материале и в среде роста. Однако эта корреляция различна для разных органов растений вследствие различной подвижности и распределения элементов. Медь в растениях связана в основном с клеточными стенками и крайне малоподвижна. В ростках наибольшие концентрации меди обнаруживаются всегда в фазе интенсивного роста при оптимальном уровне поступления. Большая ее доля остается в тканях корней и листьев, пока они не отомрут, и только малые количества могут переместиться в молодые органы.

Корневые системы часто содержат гораздо больше цинка, чем наземные части, в особенности, если растение выросло на почве, богатой цинком. При оптимальном уровне содержания цинка в почве этот элемент может перемещаться из корней и накапливаться в верхних частях растений.

Перераспределение ионов тяжелых металлов во многом определяется как особенностями самих элементов, так и почвенными и растительными факторами. В частности, поглощение элементов зависит от рН почв, в области достаточно невысокого уровня рН наблюдается значительное поступление меди и цинка в растения. При совместном поступлении нескольких элементов возможны как синергические, так и антагонистические взаимодействия. Данные в области конкурентного поступления элементов в растения имеют противоречивый характер, поэтому необходимо устанавливать состав комплексных соединений в почвах.

Методологическая часть

В качестве объекта исследований были отобраны образцы дерново-палевых подзолистых слабоподзоленных почв на лессовидных связных супесях, подстилаемых моренными суглинками в Гомельском районе. Выбор образцов для исследований был обусловлен широким распространением дерново-подзолистых почв в Гомельской области, а также использованием последних под пашню. Отбор проб почвы для общей характеристики объектов проводили общепринятыми методами. Поскольку основные исследования проводили в гумусовом слое почвы, основную партию проб отбирали на глубине 0 - 20 см.

В почвенных образцах определяли основные агрохимические показатели: уровень рН почвенного раствора – потенциометрическим методом; общее содержание гумуса – по методу Тюрина. Принцип метода основан на окислении органического вещества почвы хромовой кислотой до образования углекислоты. Определение подвижного фосфора, подвижного калия проводили по стандартным методикам [4]. Для определения содержания подвижных форм соединений металлов, применяли вытяжки с использованием 1 М хлороводородной кислоты и буферного раствора ацетата аммония с рН 4,8 [5]. Данные реагенты широко используются с целью ориентировочной оценки техногенного загрязнения почв. Обработка почвы раствором ацетатного буфера приводит к частичной десорбции ионов металлов с наиболее слабых сорбционных центров, растворению некоторых соединений металлов, извлечению ионов тяжелых металлов из почвенного поглощающего комплекса благодаря кислой реакции и разрушению некоторых комплексов металлов из-за комплексообразующей его способности.

Сорбцию ионов металлов изучали в диапазоне вносимых концентраций металлов в почву – для меди от $2 \cdot 10^{-3}$ до $8 \cdot 10^{-3}$ моль/л; для цинка от $5 \cdot 10^{-4}$ до $3 \cdot 10^{-3}$ моль/л. К 1 г почвы, измельченной и пропущенной через сито диаметром 1 мм, приливали по 20 мл растворов нитратов исследуемых катионов, энергично встряхивали и оставляли на сутки. Пробы центрифугировали в течение 20 минут при 10000 об./мин, растворы декантировали и измеряли значения рН на лабораторном иономере И-160. В надосадочной жидкости определяли равновесные концентрации металлов методом атомно-абсорбционной спектроскопии с пламенной атомизацией. Применение атомно-абсорбционного метода дает возможность обнаружения цинка и меди с чувствительностью $3 \cdot 10^{-5}$ % в удобрениях, растениях и почвах [6]. Чувствительность атомно-абсорбционного метода определяется концентрацией элемента, вызывающей поглощение света источника, равное 1 %. Достиженные пределы обнаружения позволяют ставить атомно-абсорбционные методы в один ряд с другими аналитическими методами определения следов элементов.

Обсуждение результатов

Исследуемые почвы характеризовались следующими показателями: рН – 5,72 единицы, сумма поглощенных оснований – 6,8 мг-экв/100

г; емкость катионного обмена – 9,5 мг-экв/100 г, гумус – 2,4 %, содержание подвижного фосфора – 18,2 мг-экв/100 г; подвижного калия – 6,2 мг-экв/100 г.

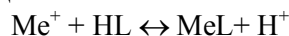
В ходе проведения сорбционного эксперимента определяли процент поглощения катионов меди (II) и цинка почвой, установлены равновесные концентрации определяемых элементов (табл. 1).

Поглощение ионов меди из растворов в условиях проведения сорбционного эксперимента происходило в больших количествах по сравнению с ионами цинка. Характер зависимости количеств поглощенных металлов от состава равновесного раствора являлся, по всей вероятности, следствием энергетической неоднородности центров почвенного поглощающего комплекса.

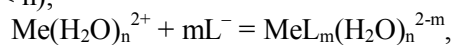
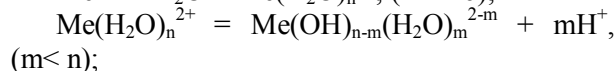
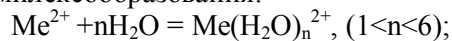
Равновесные концентрации ионов меди варьировали в диапазоне от $3,07 \cdot 10^{-4}$ до $2,20 \cdot 10^{-3}$ моль/л; концентрации ионов цинка в почвенном растворе составили от $1,6 \cdot 10^{-4}$ до $1,6 \cdot 10^{-4}$ моль/л. В области вносимых концентраций ионов изучаемых металлов предполагается, что сорбция протекает по неспецифическому типу и она обусловлена молекулярными и кулоновскими силами, осуществляется главным образом в диффузной части двойного электрического слоя, она мало зависит от природы ионов [7].

Почва представляет собой мощную буферную систему, обладающую различными механизмами противодействия изменению pH среды. Растворение почвенных минералов, усвоение питательных веществ растениями, окислительно-восстановительные и другие физико-химические процессы в почве находятся в тесной связи с реакцией почвенного раствора. От величины pH зависит подвижность и доступность растениям практически всех элементов питания. Концентрация водородных ионов в растворе является одним из наиболее важных факторов, определяющих равновесие реакции

образования комплекса. Это обусловлено тем, что большинство органических реагентов и полифункциональных сорбентов (в том числе и почвы) относятся к слабым кислотам. Если ограничиваться рассмотрением диссоциации сорбента и гидролиза иона металла только по первой ступени, то схему комплексообразования можно представить в виде:



В равновесном растворе поведение катионов металлов определяет процессы гидратации, гидролиза и комплексообразования:



где Me^{2+} – катион двухвалентного металла;

L^{-} – однозарядный анион (лиганд).

Поскольку гидратация связана с присоединением нейтральных молекул воды к катионам в растворе и в обменной фазе, то она может влиять существенным образом на формы изотерм ионного обмена. Это связано, прежде всего, с воздействием гидратации на селективность обмена. При этом три основных фактора оказывают влияние на селективность обмена:

энергетические затраты на трансформацию гидратных оболочек сорбируемых и десорбируемых катионов;

изменение состояния матрицы обменника при изменении его набухаемости вследствие изменения состава обменных катионов;

ситовый эффект, заключающийся в различной доступности обменных центров для гидратированных ионов с различными радиусами.

В результате сорбции гидратированных катионов почвы образуются как внешне-, так и внутрисферные поверхностные комплексные соединения.

Таблица 1

Поглощение ионов меди (II) и цинка почвой в статических условиях модельного эксперимента

$C_{\text{исх}}$ медь, моль/л	Поглощенное количество, % медь	$C_{\text{равн}}$ медь, моль/л	$C_{\text{исх}}$ цинк, моль/л	Поглощенное количество, % цинк	$C_{\text{равн}}$ цинк, моль/л
$1,6 \cdot 10^{-3}$	80,5%	$3,07 \cdot 10^{-4}$	$5,0 \cdot 10^{-4}$	81,2%	$1,6 \cdot 10^{-4}$
$3,2 \cdot 10^{-3}$	76,8%	$5,50 \cdot 10^{-4}$	$9,2 \cdot 10^{-4}$	71,0%	$2,7 \cdot 10^{-4}$
$2,4 \cdot 10^{-3}$	74,6%	$8,00 \cdot 10^{-4}$	$1,2 \cdot 10^{-3}$	70,1%	$3,7 \cdot 10^{-4}$
$3,9 \cdot 10^{-3}$	72,4%	$1,00 \cdot 10^{-3}$	$1,5 \cdot 10^{-3}$	68,7%	$4,8 \cdot 10^{-4}$
$5,5 \cdot 10^{-3}$	70,2%	$1,60 \cdot 10^{-3}$	$2,3 \cdot 10^{-3}$	56,8%	$1,0 \cdot 10^{-3}$
$7,9 \cdot 10^{-3}$	69,6%	$2,20 \cdot 10^{-3}$	$3,0 \cdot 10^{-3}$	41,5%	$2,0 \cdot 10^{-3}$

В условиях модельного сорбционного

эксперимента регулярно контролировали значения pH растворов, так как уменьшение pH

приводило к высвобождению ионов водорода и замене их ионами металлов. В результате поглощения ионов металлов почвой происходило уменьшение величины рН равновесных растворов.

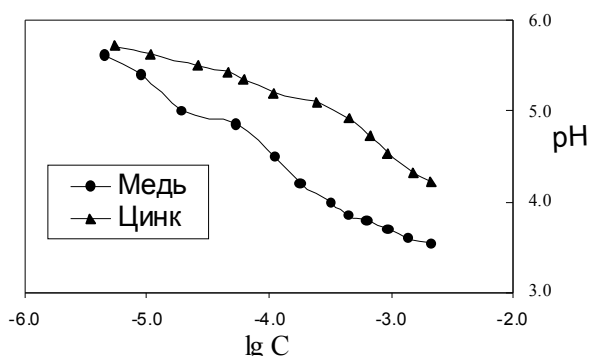
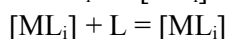
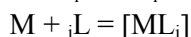
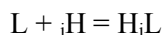


Рисунок. Изменение рН растворов при сорбции ионов меди и цинка дерново-подзолистой супесчаной почвой

Основной характеристикой, определяющей выход комплекса при фиксированных условиях и заданных начальных концентрациях, является константа равновесия реакции его образования. В среде с постоянной и невысокой ионной силой I можно с удовлетворительной точностью считать коэффициенты активности постоянными и пользоваться концентрационными (т.е. выраженными с помощью равновесных концентраций) константами равновесия. В растворе возможны реакции:



Константой протонирования лиганда:

$$B_i = \frac{[H_iL]}{[L] \cdot [H]^i};$$

Общей константой устойчивости комплекса:

$$\beta_i = \frac{[M_iL]}{[M] \cdot [L]^i};$$

И ступенчатой константой устойчивости комплекса:

$$x_i = \frac{[ML_i]}{[ML_{i-1}] \cdot [L]}$$

При этом $\beta_i = x_1 x_2 \dots x_i$; $\beta_1 = x_1$. Ион металла можно считать нулевым комплексом ML_0 , тогда $\beta_c = [ML_0] / [M][L]^0 = 1$.

Математическая модель раствора при $I = \text{const}$ состоит из: а) уравнений закона действия масс, число которых равно числу

независимых равновесий в системе; б) уравнений математического баланса. Например, если «свободный» ион металла сосуществует с комплексами ML , ML_2 , ML_3 , ..., то:

$$C_m = [M] + [ML] + [ML_2] + [ML_3] + \dots$$

Расчет концентрация комплексного иона проводили по формуле:

$$[ML] = \frac{[M] \cdot [L]^i}{[B]}$$

В таблицах 2–5 представлены расчетные данные по возможному содержанию комплексных соединений изучаемых катионов с сульфат- и хлорид-ионами и гидроксогруппами в качестве лигандов. Концентрации сульфатных комплексов меди(II) и цинка в почвенных пробах колебались в интервале от $1,7 \cdot 10^{-6}$ и $8,1 \cdot 10^{-7}$ до $1,0 \cdot 10^{-5}$ и $1,0 \cdot 10^{-5}$ моль/л, содержание хлоридных комплексов минимально. Нахождение данных элементов в виде $[CuCl]^+$ и $[ZnCl]^+$ по рассчитанным данным составляло от $6,5 \cdot 10^{-9}$ и $6,7 \cdot 10^{-10}$ до $4,7 \cdot 10^{-8}$ и $1,1 \cdot 10^{-9}$ моль/л соответственно. Рассчитанные значения существования меди (II) и цинка в виде $CuCl_2$, $[CuCl_3]^-$, $ZnCl_2$, $[ZnCl_3]^-$ и $[ZnCl_4]^{2-}$ свидетельствуют о ничтожном вкладе данных форм в общее содержание соединений в почвенном растворе.

Так как при сорбции ионов металлов происходило закисление растворов, существование гидроксокомплексов существенно снижалось как для ионов меди (II), так и для цинка. Содержание форм $CuOH^+$ и $ZnOH^+$ варьировало в интервалах от $1,9 \cdot 10^{-6}$ и $2,0 \cdot 10^{-7}$ до $1,0 \cdot 10^{-5}$ и $2,5 \cdot 10^{-6}$ моль/л соответственно. Концентрации ди-, три- и тетралигандных соединений для обоих исследуемых катионов несущественны. По всей вероятности данные ионы в большей степени будут образовывать устойчивые соединения с органическими компонентами почвы. Органическое вещество – лучший сорбент тяжелых металлов по сравнению с минеральными коллоидами, особенно в кислой среде. Способность органического вещества почвы поглощать катионы тяжелых металлов неодинакова для разных элементов. По мнению [7], гуминовые кислоты органического вещества избирательно взаимодействуют с некоторыми катионами тяжелых металлов, в частности по абсолютным величинам поглощения $Cu^{2+} > Zn^{2+}$.

Таблица 2.

Содержание комплексов меди (II) с некоторыми лигандами (моль/л)

№ почвенного образца	$[\text{CuSO}_4]^0$	$[\text{CuCl}]^+$	CuCl_2	$[\text{CuCl}_3]^-$
1	$1,7 \cdot 10^{-6}$	$6,5 \cdot 10^{-9}$	$7,2 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-20}$
2	$2,9 \cdot 10^{-6}$	$1,2 \cdot 10^{-9}$	$9,6 \cdot 10^{-14}$	$1,2 \cdot 10^{-20}$
3	$4,2 \cdot 10^{-6}$	$1,7 \cdot 10^{-9}$	$1,6 \cdot 10^{-13}$	$2,2 \cdot 10^{-20}$
4	$5,3 \cdot 10^{-6}$	$2,1 \cdot 10^{-9}$	$1,2 \cdot 10^{-13}$	$1,9 \cdot 10^{-20}$
5	$8,4 \cdot 10^{-6}$	$3,4 \cdot 10^{-9}$	$4,2 \cdot 10^{-12}$	$6,4 \cdot 10^{-20}$
6	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$4,7 \cdot 10^{-8}$	$6,3 \cdot 10^{-12}$	$1,1 \cdot 10^{-19}$

Примечание: содержание в почве $\text{SO}_4^{2-} - 2,32 \cdot 10^{-5}$; $\text{Cl}^- - 1,82 \cdot 10^{-5}$ моль/л

Таблица 3

Содержание комплексов цинка с некоторыми лигандами (моль/л)

№ почвенного образца	$[\text{ZnSO}_4]^0$	$[\text{ZnCl}]^+$	ZnCl_2	$[\text{ZnCl}_3]^-$	$[\text{ZnCl}_4]^{2-}$
1	$8,1 \cdot 10^{-7}$	$6,7 \cdot 10^{-10}$	$2,6 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-20}$	$1,3 \cdot 10^{-25}$
2	$1,4 \cdot 10^{-6}$	$4,9 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-14}$	$5,8 \cdot 10^{-21}$	$6,1 \cdot 10^{-26}$
3	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$4,2 \cdot 10^{-10}$	$1,6 \cdot 10^{-14}$	$5,9 \cdot 10^{-21}$	$6,7 \cdot 10^{-26}$
4	$2,4 \cdot 10^{-6}$	$6,5 \cdot 10^{-10}$	$2,6 \cdot 10^{-14}$	$1,1 \cdot 10^{-20}$	$1,4 \cdot 10^{-25}$
5	$5,0 \cdot 10^{-6}$	$9,2 \cdot 10^{-10}$	$3,8 \cdot 10^{-14}$	$1,6 \cdot 10^{-20}$	$2,1 \cdot 10^{-25}$
6	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,1 \cdot 10^{-9}$	$4,8 \cdot 10^{-14}$	$2,2 \cdot 10^{-20}$	$2,9 \cdot 10^{-25}$

Примечание: содержание в почве $\text{SO}_4^{2-} - 2,32 \cdot 10^{-5}$; $\text{Cl}^- - 1,82 \cdot 10^{-5}$ моль/л

Таблица 4

Содержание гидроксокомплексов меди (II) в почвенных вытяжках (моль/л)

№ почвенного образца	CuOH^+	$\text{Cu}(\text{OH})_2$	$[\text{Cu}(\text{OH})_3]^-$	$[\text{Cu}(\text{OH})_4]^{2-}$
1	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-17}$	$1,7 \cdot 10^{-26}$
2	$1,9 \cdot 10^{-6}$	$1,9 \cdot 10^{-9}$	$2,0 \cdot 10^{-17}$	$1,7 \cdot 10^{-26}$
3	$3,9 \cdot 10^{-6}$	$4,3 \cdot 10^{-9}$	$5,0 \cdot 10^{-17}$	$4,7 \cdot 10^{-26}$
4	$6,4 \cdot 10^{-6}$	$8,1 \cdot 10^{-9}$	$1,1 \cdot 10^{-17}$	$1,2 \cdot 10^{-26}$
5	$5,6 \cdot 10^{-6}$	$5,0 \cdot 10^{-9}$	$4,6 \cdot 10^{-17}$	$3,5 \cdot 10^{-26}$
6	$1,0 \cdot 10^{-5}$	$1,0 \cdot 10^{-8}$	$1,1 \cdot 10^{-16}$	$9,0 \cdot 10^{-26}$

Таблица 5

Содержание гидроксокомплексов цинка в почвенных вытяжках (моль/л)

№ почвенного образца	ZnOH^+	$\text{Zn}(\text{OH})_2$	$[\text{Zn}(\text{OH})_3]^-$	$[\text{Zn}(\text{OH})_4]^{2-}$
1	$2,0 \cdot 10^{-7}$	$8,1 \cdot 10^{-12}$	$3,0 \cdot 10^{-18}$	$1,3 \cdot 10^{-23}$
2	$3,8 \cdot 10^{-7}$	$1,7 \cdot 10^{-11}$	$3,6 \cdot 10^{-17}$	$3,2 \cdot 10^{-23}$
3	$5,2 \cdot 10^{-7}$	$3,0 \cdot 10^{-11}$	$4,2 \cdot 10^{-17}$	$7,6 \cdot 10^{-23}$
4	$5,4 \cdot 10^{-7}$	$1,9 \cdot 10^{-11}$	$2,0 \cdot 10^{-17}$	$2,4 \cdot 10^{-23}$
5	$1,3 \cdot 10^{-6}$	$5,1 \cdot 10^{-11}$	$4,0 \cdot 10^{-17}$	$7,9 \cdot 10^{-23}$
6	$2,5 \cdot 10^{-6}$	$1,0 \cdot 10^{-10}$	$4,5 \cdot 10^{-16}$	$1,6 \cdot 10^{-22}$

Выводы

В работе на основании экспериментальных данных определено содержание катионов двухвалентных металлов цинка и меди, рассчитаны концентрации комплексных ионов

с учетом содержания лигандов в почвенных образцах. В области доминирования комплексов реакции комплексообразования можно считать проходящими количественно и пригодными для аналитических целей изучения подвижности ионов меди (II) и цинка.

Литература

1. Добровольский В.В. Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы // Почвоведение. – 1997, № 4. - С. 431-441.
2. Шильников А.И., Никифорова М.В., Овчаренко М.М. Миграция тяжелых металлов из корнеобитаемого слоя дерново-подзолистых пахотных почв // Агрохимия. – 1997, №8. - С. 56-60.
3. Головатый, С.Е. Тяжелые металлы в агросистемах Республики Беларусь / С.Е. Головатый; под ред. Т.В. Левитана. – Минск: унитарн. предпр. Институт почвовед. и агрохим., 2002. – 235 с.
4. Минеев, В. Г. Практикум по агрохимии / В.Г. Минеев [и др.]; под ред. В.Г. Минеева. – Москва: МГУ, 1989. – С. 56–66.
5. Садовникова, Л.К. Использование почвенных вытяжек при изучении соединений тяжелых металлов / Л.К. Садовникова // Химия в сельском хозяйстве. – 1997, № 2. – С. 37–40.
6. Орешкин В.Н. Прямое сорбционно-атомно-абсорбционное и атомно-флюоресцентное определение следов элементов в речной и морской взвеси, воде, донных осадках / В.Н. Орешкин, Г.И. Цизин // Аналитика и аналитики: каталог реф. и стат. Междун. форум, Воронеж, 2 – 6 июня 2003 г.: в 3 т. / Ворон. гос. технол. акад.; редкол. Я. И. Коренман. – Воронеж, 2003. – Т. 2. – С. 523.
7. Пинский, Д. Л. Поведение Cu (II), Zn (II), Pb (II), Cd (II) в системе раствор – природные сорбенты в присутствии фульвокислоты / Д.Л. Пинский [и др.] // Почвоведение.– 2004.–№ 3.– С. 291–300.

Summary

Khadanovich A. V., Sukhoveev V.V

COMPLEXATION OF DIVALENT CATIONS WITH INORGANIC LIGANDS IN SOILS

Adsorption of copper and zinc has been investigated by clay sod-podzolic ground at various levels техногенного pollution in a modeling experiment. In a researched range of loading the sod-podzolic ground is characterized by a higher sorption capacity in relation to zinc and copper.

With increase in a concentration brought загрязнителей values pH initial solutions have been shifted in a sour area in comparison with equilibrium hearches have shown that zinc was adsorbed by the ground in smaller quantities than copper. Based on the experimental data to determine the content of the divalent metal cations of zinc and copper, the concentration of complex ions are calculated with regard to the content of ligands in the soil samples. In the field dominance complexes complexation reaction can be considered suitable and extending quantitated for analytical purposes study the mobility of ions of copper (II) and zinc.