

УДК 631.416.8

## ВЛИЯНИЕ ОСНОВНЫХ ПОЧВЕННЫХ КОМПОНЕНТОВ НА ПОГЛОЩЕНИЕ МЕДИ, ЦИНКА И СВИНЦА ГОРОДСКИМИ ПОЧВАМИ

Д.В. Ладонин, М.М. Карпухин

(кафедра химии почв)

Во второй половине XX в. объем выбросов многих элементов, относимых к группе тяжелых металлов (ТМ), в составе загрязняющих веществ антропогенного происхождения превысил масштабы природных процессов их миграции и аккумуляции [5]. Влияние химического загрязнения воды, воздуха и почвы ощущается не только в непосредственной близости от крупных промышленных предприятий, но и на значительном от них расстоянии.

Поступающие в почву тяжелые металлы способны передаваться по геохимическим и пищевым цепям в сопредельные среды и могут привести к загрязнению поверхностных и почвенно-грунтовых вод и поступлению в живые организмы. Основные почвенные компоненты — органическое вещество, железистые и глинистые минералы — во многом определяют способность почвы к прочному закреплению металлов и к снижению их миграционной способности и биологической доступности [4, 10].

До настоящего времени слабоизученными остаются особенности влияния почвенных компонентов на загрязнение ТМ почв крупных городов, отличающихся от почв сопредельных территорий по химическим свойствам. Это касается прежде всего ионообменных и кислотно-основных свойств, а также содержания и состава органического вещества [8, 14]. Кроме того, в отличие от почв в зоне влияния импактного загрязнения городские почвы часто подвержены долговременному, но малоинтенсивному воздействию большого числа маломощных источников загрязнения, что способствует более прочному закреплению ими ТМ техногенного происхождения.

Цель данной работы — выявление особенностей поглощения меди, цинка и свинца городскими почвами разной степени загрязнения, а также их основными компонентами (органическим веществом, железистыми и глинистыми минералами).

В связи с этим были поставлены следующие задачи.

1. Изучить особенности поглощения почвами разной степени загрязнения и рассчитать параметры изотерм сорбции Cu(II), Zn(II) и Pb(II) этих элементов по уравнениям Ленгмюра и Дубинина—Радушкевича.

2. Изучить влияние удаления органического вещества и несиликатных соеди-

нений железа на поглощение почвами разной степени загрязнения Cu(II), Zn(II) и Pb(II).

В качестве объектов исследования нами были выбраны пробы двух почв Юго-Восточного округа г. Москвы (слой 0—10 см), сформированных в близких условиях и обладающих схожими химическими свойствами, но существенно различающихся по степени загрязнения ТМ. Некоторые химические свойства исследованных почв приведены в табл. 1. Далее по тексту почву № 21 будем называть «загрязненной», а почву № 24 — «незагрязненной».

**Селективное растворение почвенных компонентов.** В данной работе для изучения влияния отдельных почвенных компонентов на поглощение ТМ почвой использовали подход, широко применяемый при определении фракционного состава соединений ТМ, предполагающий использование экстрагирующих растворов, с определенной степенью селективности растворяющих гуминовые вещества и минералы железа [15].

Для удаления несиликатных соединений железа из почвы нами была использована обработка почвы реактивом Тамма с pH 3,2 с ультрафиолетовым облучением суспензии (фотолизная камера ФК-12М) [1, 2, 11].

Для удаления органического вещества мы применяли 0,1 н. раствор пирофосфата калия  $K_4P_2O_7$  с pH 11 [2, 15].

**Ход эксперимента.** Навеску почвы, предварительно растергую и просеянную через сито с диаметром отверстий 1 мм, массой 16 г помещали в стакан объемом 200 мл и обрабатывали следующим образом: к навеске приливали 160 мл реактива, после чего суспензию перемешивали и ставили на ротатор. Через час суспензию с ротатора снимали и отстаивали в течение 24 ч. После этого часть суспензии отфильтровывали для последующего анализа на углерод и содержание ТМ, а остальное количество раствора после центрифугирования сливали, чтобы почва осталась в стакане.

Обработку почвы проводили тремя способами:

- 1 — 160 мл 0,1М  $K_4P_2O_7$  (5-кратно), вода (однократно) → высушивание;
- 2 — 160 мл 0,1М  $K_4P_2O_7$  (5-кратно), вода (однократно), 160 мл реактива Тамма (5-кратно), вода (однократно) → высушивание;
- 3 — 160 мл реактива Тамма (5-кратно), вода (однократно) → высушивание.

После сушки и повторного измельчения образец делили на 7 навесок по 2 г, которые помещали в стаканчики на 100 мл для изучения сорбции ТМ почвой. Для этого в каждый стаканчик приливали растворы нитратов меди, цинка или свинца разной концентрации (0,01; 0,05; 0,10; 0,25; 0,50; 1,00; 2,50 ммоль/л). Далее суспензии в течение часа взбалтывали на ротаторе, а затем

Таблица 1

Химические свойства почв

Наименование пробы и тип почвы	pH H <sub>2</sub> O	C <sub>орг.</sub> %	Сумма обменных катионов, ммоль(+)/100 г	Несиликатное Fe, %	Валовое содержание, мг/кг		
					Cu	Zn	Pb
№ 21, индустризем	7,54	5,65	12,49	1,74	405	1691	126
№ 24, урбанозем	5,85	5,73	11,60	0,76	55,0	156	36,4

Таблица 2

## Параметры адсорбции ТМ почвами

Почва	Рассчитано по уравнению Ленгмюра		Рассчитано по уравнению Дубинина—Радущкевича	
	Q <sub>max</sub> , ммоль/кг	—G, кДж/моль	Q <sub>max</sub> , ммоль/кг	E, кДж/моль
Цинк				
№ 21 (исходная)	434,78	9,71	21,74	6,22
№ 24 (исходная)	1428,57	7,31	36,74	6,70
№ 21 (ПФ)	51,81	20,21	29,94	3,17
№ 24 (ПФ)	99,01	11,25	36,44	2,55
№ 21 (ПФ+Т)	68,03	10,67	5,88	5,00
№ 24 (ПФ+Т)	84,03	10,31	6,18	5,31
№ 21 (Т)	61,35	19,46	6,59	5,01
№ 24 (Т)	196,08	16,34	8,75	5,33
Медь				
№ 21 (исходная)	1428,57	8,36	96,69	2,73
№ 24 (исходная)	—	—	153123	5,09
№ 21 (ПФ)	—	—	35,24	1,88
№ 24 (ПФ)	—	—	19,13	2,98
№ 21 (ПФ+Т)	—	—	5,71	1,82
№ 24 (ПФ+Т)	5,35	18,47	5,35	2,11
№ 21 (Т)	10,09	16,44	5,84	2,64
№ 24 (Т)	9,97	17,53	7,29	2,48
Свинец				
№ 21 (исходная)	—	—	42,73	8,28
№ 24 (исходная)	—	—	1676	4,81
№ 21 (ПФ)	42,37	14,97	13,18	3,59
№ 24 (ПФ)	52,36	13,43	11,34	3,85
№ 21 (ПФ+Т)	666,67	8,68	19,49	7,03
№ 24 (ПФ+Т)	312,50	9,70	17,99	5,74
№ 21 (Т)	588,24	9,45	20,70	6,51
№ 24 (Т)	333,33	9,23	18,92	6,09

отфильтровывали, после чего в фильтратах определяли концентрации металлов и строили изотермы сорбции.

**Определение валового содержания металлов.** Для определения валового содержания ТМ к навескам почвы приливали 5 н. азотной кислоты в соотношении 1/20, суспензии помещали в микроволновую печь Milestone Ethos D с автоклавом среднего давления MPR 600/12. Мощность микроволнового излучения 800 Вт, температура 200°, время разложения 20 мин. Затем суспензии фильтровали и в фильтрате определяли концентрации ТМ.

**Определение концентрации металлов в растворах.** Концентрации железа, цинка и меди определяли на масс-спектрометре с индуктивно связанной плазмой Agilent ICP-MS 7500a. Все опыты проводили в трехкратной повторности.

**Параметры изотерм адсорбции ТМ почвами** рассчитывали по уравнениям Ленгмюра и Дубинина—Радущкевича [2, 3]. При сорбции ТМ почвами получаемые изотермы не всегда соответствуют уравнению Ленгмюра. Особенно это относится к сорбции почвами легкогидролизуемых металлов, таких, как свинец и медь. Для этих металлов при аппроксимации изотерм можно использовать более универсальное уравнение Дубинина—Радущкевича. Это уравнение в отличие от уравнения Ленгмюра охватывает также и область образования полислоя сорбируемых ионов металлов.

При сорбции ТМ почвами изотермы в координатах уравнений Ленгмюра могут представлять собой не прямую линию, а кривую. В таком случае для расчета параметров уравнений адсорбции использовали только линейный участок зависимости, соответствующий высокой концентрации ТМ [2].

Параметры адсорбции ТМ исходными почвами, а также почвами после обработки пирофосфатом калия (ПФ), последовательно пирофосфатом калия и реактивом Тамма (ПФ + Т) и реактивом Тамма (Т), рассчитанные с помощью уравнений Ленгмюра и Дубинина—Радущкевича, приведены в табл. 2.

Адсорбция **цинка** исследуемыми почвами хорошо описывается уравнениями Ленгмюра. Самые большие значения максимальной адсорбции принадлежат обоим исходным почвам (почва № 24, Q<sub>max</sub> = 1428 ммоль/кг, почва № 21, Q<sub>max</sub> = 434 ммоль/кг). Значения максимальной сорбции для почв после удаления органического вещества и железистых минералов на порядок ниже вышеуказанных чисел. Разница между Q<sub>max</sub> для исходных почв объясняется тем, что в загрязненной почве № 21 остается мало свободных позиций для сорбции и прочного удерживания дополнительных количеств металлов. Такая картина сохранится для цинка и после всех последующих обработок почв экстрагирующими растворами. Прочность связи цинка с почвой для обоих образцов мала: —AG для почвы № 21 равно 9,71 кДж/моль, а для почвы № 24 — 7,31 кДж/моль. Такая маленькая энергия обусловлена тем, что специфические позиции уже заняты другими ТМ, находящимися в почве, и слабым сродством цинка к позициям, оставшимся свободными [6]. Чуть более прочная связь цинка с почвой № 21, возможно, объясняется наличием в ней карбонатов, в отличие от почвы № 24.

После удаления пирофосфатом калия органического вещества значения максимальной сорбции падают для обеих почв на порядок. Это говорит о том, что в поглощение цинка почвой большой вклад вносит его взаимодействие с органическим веществом. Вероятнее всего это взаимодействие носит характер

образования внешнесферных комплексов либо является электростатическим, для которого характерны низкие значения энергии связи. После удаления органического вещества для цинка становятся доступны позиции, связанные с железистыми и глинистыми минералами. О том, что цинк стал сорбироваться на минералах, свидетельствует увеличившаяся в 1,5–2 раза энергия связи. Но все-таки значения

энергии связи остались не слишком большие, что говорит о том, что, по-видимому, цинк сорбируется в основном за счет электростатических взаимодействий. Энергия связи для почвы № 21 в два раза больше, чем для почвы № 24. При этом  $Q_{\max}$  у загрязненной почвы существенно меньше, чем у незагрязненной. Это может быть связано с особенностями поглощения металлов почвами в условиях полиэлементного загрязнения и соответствует данным, полученным нами ранее [6]. Кроме того, причиной этого могут быть различия в минералогическом составе железистых минералов в обеих почвах. В результате обработки почвы ПФ часть ТМ, находящихся в поглощенном состоянии на этих минералах, снимается, освобождая специфические позиции для сорбции цинка. О том что ПФ переводит в раствор ТМ, связанные не только с органическим веществом, но также связанные и с железистыми минералами, отмечается во многих работах [3].

После последовательной обработки почвы сначала пирофосфатом калия, а затем реактивом Тамма значения максимальной сорбции изменяются для почв неравномерно. Для почвы № 21  $Q_{\max}$  несколько увеличивается, а для почвы № 24 примерно на столько же падает. При этом значения энергии связи становятся примерно одинаковыми и падают, особенно сильно для почвы № 21, по сравнению с обработкой почвы только ПФ. Энергии связи приобретают одинаковые значения за счет того, что после всех обработок в почве остается только одна группа компонентов, способных к сорбции ТМ, — это глинистые минералы.  $Q_{\max}$  увеличивается для почвы № 21 за счет сорбции цинка на реакционных центрах глинистых минералов, которые в принципе должны быть свободны (в отличие от удаленного обработками предыдущего ведущего сорбента железистых минералов) от загрязняющих почву ТМ, так как глинистые минералы обволакиваются железистыми и гумусовыми пленками, на которых в основном и идет сорбция поступающих в почву ТМ, это было неоднократно отмечено многими авторами [3, 7, 12]. Почему же уменьшается значение максимальной сорбции для почвы № 24? Для ответа на этот вопрос нам следует проанализировать поведение цинка после обработки почвы одним лишь реактивом Тамма.

Итак, после обработки образцов раствором Тамма значение максимальной сорбции для почвы № 21 стало ниже, чем после последовательной обработки ПФ и реактивом Тамма, а для почвы № 24 значение  $Q_{\max}$  оказалось всего в 2 раза меньше, чем для исходной почвы. При этом энергия связи для почвы № 24 была максимальной из всех полученных до этого результатов и равнялась 16,34 кДж/моль. Для почвы № 21 значение энергии связи также было высоко и сравнимо с энергией связи после обработки почвы ПФ. Следует подчеркнуть, что последовательная обработка пирофосфатом калия и реактивом Тамма

оказывает самое жесткое воздействие на почву, так как почва подвергается воздействию сначала щелочи с рН 11, а затем органического буфера с рН 3,2 при облучении УФ, что включает радикальный механизм реакций. При последовательной обработке почвы из нее удаляется вся наиболее активная в сорбционном отношении часть органического вещества и железистых минералов, а также затрагиваются тонкодисперсные глинистые минералы, которые при рН 11 начинают постепенно разрушаться (это можно наблюдать и чисто визуально). Поэтому после такой обработки в почве остаются только наиболее устойчивые глинистые минералы из компонентов, способных к сорбции. В то же время при обработке почвы лишь реактивом Тамма из почвы удаляются только железистые минералы и отчасти (но в значительно меньшем количестве) возможно растворение глинистых минералов из-за расшатывания кристаллических решеток, содержащих включения Fe(II). При этом органическое вещество в почве остается, возможно, лишь незначительно выносятся.

Следовательно, цинк, поступивший в почву, обработанную реактивом Тамма, способен сорбироваться как на органическом веществе, так и на освободившихся от пленок гидроксидов железа глинистых минералах. Этим можно объяснить высокие значения  $Q_{\max}$  и  $-dG$  для незагрязненной почвы № 24, а также понять, почему после последовательной обработки в почве № 24  $Q_{\max}$  была невысокая: часть наиболее дисперсных и наиболее способных к сорбции ТМ глинистых минералов могла раствориться. Для загрязненной же почвы № 21 значение  $Q_{\max}$  после обработки реактивом Тамма ниже, чем после последовательной обработки за счет того, что оставшееся в почве органическое вещество по-прежнему насыщено «загрязняющими» ТМ, а освободившиеся от железистых пленок глинистые минералы отчасти должны были про взаимодействовать с ТМ, перераспределившись между органическим веществом и ими, тем самым уменьшив число мест для цинка.

Сравним описание результатов, полученных по уравнению Ленгмюра, с результатами, рассчитанными по уравнению Дубинина—Радушкевича. В целом показатели энергии связи и максимальной сорбции при использовании уравнения Дубинина—Радушкевича существенно ниже. Общая тенденция  $Q_{\max 24} > Q_{\max 21}$  при этом сохраняется. Обработка почвы ПФ слабо влияет на значение  $Q_{\max}$ . На наш взгляд, это связано с тем, что уравнение Дубинина—Радушкевича лучше описывает слабые взаимодействия между почвой и ионами ТМ, обусловленные молекулярными (вандерваальсовыми) силами. По-видимому, органическое вещество не играет существенной роли в такого рода взаимодействиях с цинком. А основное влияние на этот тип связи оказывают железистые и глинистые минералы. Удаление железистых минералов приводит к снижению  $Q_{\max}$  в 5—6 раз.

Уменьшение энергии связи после обработки почвы ПФ может быть связано с тем, что рН растворов (несмотря на однократное промывание) остается около 7–8. При таких значениях рН большинство ионов ТМ присутствует в растворе в виде моногидроксокомплексов [9], а при рН 8 могут присутствовать и дигидроксокомплексы, что и обуславливает снижение энергии связи с почвой.

При обработке почвы реактивом Тамма и при последовательной обработке обоими растворами энергия связи становится выше, чем после обработки почвы ПФ, но ниже, чем для исходной почвы. Это говорит о том, что после удаления органического вещества цинк в основном взаимодействует с одним и тем же почвенным компонентом — глинистыми минералами.

Увеличение значений максимальной сорбции цинка для обеих почв после обработки реактивом Тамма в сравнении с последовательной обработкой обоими растворами еще раз подчеркивает тот факт, что при последовательной обработке часть тонкодисперсных глинистых минералов разрушается под действием пиррофосфата.

Обработка экспериментальных данных по сорбции образцами почв меди с помощью уравнений Ленгмюра оказалась затруднительной, так как часть построенных изотерм оказалась неленгмюровского типа.

Значение максимальной сорбции меди исходной почвой № 21 составляло 1428 ммоль/кг. Сорбция же меди этой почвой после обработок была на 2 порядка ниже. Энергия адсорбции меди исходной почвой № 21 составляла 8,36 кДж/моль, что говорит о молекулярных механизмах удерживания меди. После обработок последовательно растворами пиррофосфата калия и реактивом Тамма и отдельно реактивом Тамма энергия взаимодействия меди с почвой возрастает в два с небольшим раза, что позволяет говорить уже об электростатических взаимодействиях [3].

Значения максимальной сорбции для меди увеличиваются после обработки реактивом Тамма в сравнении с последовательной обработкой ПФ и реактивом Тамма, что, как уже было отмечено ранее, связано с характером обработок. Но в отличие от цинка значения  $Q_{max}$  после обработки реактивом Тамма для почв № 21 и № 24 не различаются и являются небольшими в сравнении с сорбцией цинка. По-видимому, это свидетельствует о небольшом количестве сорбционных мест на глинистых минералах для меди.

Теперь попытаемся дать качественную оценку параметрам уравнения Дубинина—Радушкевича. Для исходных образцов почвы  $Q_{max}$  равно 96,69 и 153 123 ммоль/кг для почв № 21 и № 24 соответственно. Последнее, аномально высокое значение, видимо, является следствием того, что уравнение Дубинина—Радушкевича неправильно описывает поглощение меди в данном случае, поэтому рассматривать его мы не будем. После удаления органического ве-

щества значение  $Q_{max}$  падает для почвы № 21 в 3 раза, также для обеих почв отмечается падение энергий связи. Значит, для меди характерно образование связей с органическим веществом почвы, и удаление его из почвы приводит к снижению сорбции меди почвой и к ослаблению связи с последней.

После удаления железистых минералов значения максимальной сорбции падают в 4–6 раз, что, как уже и отмечалось при интерпретации результатов с помощью уравнений Ленгмюра, свидетельствует о небольшом поглощении меди глинистыми минералами и большой роли в этом процессе железистых минералов.

При изучении сорбции свинца, полученные изотермы в трех случаях были неленгмюровского типа (табл. 2). Такие изотермы получились для исходных образцов почвы при изучении сорбции одного иона свинца и при изучении конкурентной сорбции для почвы № 21 после обработки ее реактивом Тамма.

При обработке почв раствором ПФ значения максимальной сорбции составляли 42,37 ммоль/кг для почвы № 21 и 52,36 ммоль/кг для почвы № 24 при значениях энергии связи, равных соответственно 14,97 и 13,43 кДж/моль. После удаления железистых минералов значения максимальной сорбции выросли примерно на порядок для обеих почв, в то время как энергия связи снизилась в среднем в 1,5 раза. После обработки почв отдельно реактивом Тамма значения максимальной сорбции остались примерно такими же, как при удалении железа в последовательной обработке, как и энергия связи. Из полученных данных можно сделать вывод, что свинец поглощается более специфично соединениями железа, чем глинистыми минералами, но количество сорбционных мест для свинца на глинистых минералах значительно больше, чем на гидроксидах и оксидах железа. Объяснить же тот факт, что почвой № 21 свинец сорбируется примерно в два раза больше, чем почвой № 24, представляется затруднительным. Возможно, это связано с наиболее высоким сродством свинца к большинству основных почвенных компонентов [6, 7, 13] среди рассматриваемых в данной статье элементов, что в условиях полиэлементного загрязнения приводит к более прочному закреплению свинца почвой вне зависимости от общего уровня ее загрязнения.

При анализе изотерм сорбции свинца, проведенном с помощью уравнения Дубинина—Радушкевича  $Q_{max21} > Q_{max24}$  после каждой из обработок. Наибольшие значения максимальной сорбции наблюдаются для исходных образцов. После обработки почв ПФ значения  $Q_{max}$ , как и энергии связи, наименьшие. После удаления железистых минералов значения энергии связи увеличиваются в 2 раза по сравнению с таковыми после обработки ПФ. Таким образом, давая качественную оценку параметрам сорбции, можно сказать следующее: свинец в наибольшей степени и более специфично поглощается

органическим веществом и глинистыми минералами. Данный вывод слегка отличается от полученного при изучении сорбции с помощью параметров уравнения Ленгмюра.

Для всех элементов в обеих почвах при обработке данных с помощью уравнения Ленгмюра значения  $Q_{\max}$  являются наибольшими в исходных почвах, причем  $Q_{\max 24} > Q_{\max 21}$ , что является следствием загрязненности почвы № 21 и, возможно, различия свойств. После обработок значения  $Q_{\max}$  резко падают на 1–2 порядка, при этом энергия связи элементов по сравнению с исходными почвами увеличивается, что позволяет говорить о более специфическом взаимодействии металла с почвой.

При использовании уравнения Дубинина—Радускевича для описания сорбции значения  $Q_{\max}$  чаще всего являются большими для исходных образцов и образцов после обработки ПФ, за исключением изучения поглощения почвой свинца, при этом значения  $Q_{\max}$  не совпадают с таковыми для Ленгмюра. Значения связи металлов с почвой являются наибольшими для исходных образцов, что также не стыкуется с интерпретацией результатов с помощью уравнения Ленгмюра. Значения энергии связи никогда не поднимаются выше 10 кДж/моль, в то время как при использовании уравнения Ленгмюра эти же значения редко бывают ниже ЮкДж/моль. Данный факт позволяет говорить о том, что скорее всего результаты, полученные с помощью двух этих уравнений, нельзя сопоставлять, так как уравнения описывают разное по механизмам и по силе взаимодействие ионов металлов с почвой. Уравнение Дубинина—Радускевича описывает менее прочное взаимодействие ионов ТМ с почвой.

Несмотря на различия в величине чисел, в целом значения  $Q_{\max}$  ведут себя схоже при описании поглощения одного элемента при использовании обоих уравнений, особенно хорошо это проявляется для свинца и меди.

## Выводы

1. Загрязнение почвы ТМ снижает ее способность к дальнейшему поглощению ТМ, что отражается в

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Водяницкий Ю.Н.* Влияние условий экстрагирования на выход железа в вытяжку Тамма // Почвоведение. 2004. № 1. С. 71–81.
2. *Водяницкий Ю.Н., Добровольский В.В.* Железистые минералы и тяжелые металлы в почвах. М., 1998. 218 с.
3. *Водяницкий Ю.Н., Рогова О.Б., Пинский Д.Л.* Применение уравнений Ленгмюра и Дубинина—Радускевича для описания поглощения Си и Zn дерново-карбонатной почвой // Почвоведение. 2000. № 11. С. 1391–1398.
4. *Добровольский В. В.* Биосферные циклы тяжелых металлов и регуляторная роль почвы // Почвоведение. 1997. № 4. С. 431–441.
5. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях. М., 1989. 440 с.

снижении как сорбционной емкости, так и прочности связи ионов металлов с почвой.

2. Удаление из почвы железистых минералов и органического вещества существенно влияет на способность почвы поглощать ТМ. При этом характер изменения поглотительной способности существенно зависит как от удаляемого компонента, так и от поглощаемого почвой химического элемента.

3. Количество металлов, переходящих в раствор при обработке почвы пиррофосфатом калия, хорошо коррелирует с содержанием органического углерода. При удалении органического вещества способность к поглощению почвой металлов резко падает, что свидетельствует о том, что органическое вещество играет важную роль в сорбции меди, цинка и свинца.

4. Цинк в несколько больших количествах поглощается глинистыми минералами, чем соединениями железа, хотя соединениями железа он удерживается прочнее всего.

5. Медь в большем количестве поглощается железистыми соединениями, но более специфично (т.е. более прочно) взаимодействует с глинистыми минералами.

6. Свинец наиболее прочно удерживается на оксидах и гидроксидах железа, но при этом глинистые минералы поглощают его на порядок больше.

7. Величины параметров сорбции ТМ сильно зависят от выбранной модели. Значения максимальной сорбции, рассчитанные по уравнению Ленгмюра, значительно превышают таковые, рассчитанные по уравнению Дубинина—Радускевича.

8. Модель Ленгмюра дает достоверные значения энергии связи ТМ с компонентами почвы от 6,9 до 25 кДж/моль, а модель Дубинина—Радускевича от 1,8 до 8,3 кДж/моль. Это объясняется разными теоретическими предпосылками моделей. Величина энергий связи говорит об электростатическом взаимодействии между ионами ТМ и почвенными компонентами, хотя известно, что ионы ТМ закрепляются почвой специфически. Вероятно, полученные низкие значения энергии связи являются следствием гидратации ионов ТМ и функциональных групп, ответственных за сорбцию.

6. *Ладонин Д.В.* Конкурентные взаимоотношения ионов при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1285–1293.

7. *Ладонин Д.В.* Влияние железистых и глинистых минералов на поглощение меди, цинка, кадмия и свинца в конкреционном горизонте подзолистой почвы // Там же. 2003. № 10. С. 1197–1206.

8. *Ладонина Н.Н., Ладонин Д.В., Наумов Е.М., Большаков В.А.* Загрязнение тяжелыми металлами почв и травянистой растительности Юго-Восточного округа г. Москвы // Там же. 1999. № 7.

9. *Лурье Ю.Ю.* Справочник по аналитической химии. М., 1971. 454 с.

10. Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах. М., 1999. 168 с.
11. Мотузова Г. В., Дегтярева А.К., Морозов В. В. Действие растворов 0,1 н. серной кислоты, Тамма, Мера—Джексона на соединения железа в дерново-аллювиальной почве// Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвовед. 1991. № 1. С. 67—72.
12. Пинский Д.Л. Ионнообменные процессы в почвах. Пущино, 1997. 166 с.
13. Пинский Д.Л. Коэффициенты селективности и величины максимальной адсорбции  $Cd^{2+}$  и  $Pb^{2+}$  почвами // Почвоведение. 1995. № 4. С. 420—428.
14. Почва, город, экология / Под общ. ред. Г.В.Добровольского. М., 1997. 320 с.
15. McLaren R.G., Crawford D.V. Studies on soil copper. 1. The fractionation of copper in soils// J. Soil Sci. 1973. Vol.24. P. 172-184.

Поступила в редакцию  
18.02.07

#### INFLUENCE OF MAIN SOIL COMPONENTS ON SORPTION OF COPPER, ZINC AND LEAD BY URBAN SOILS

*D. V. Ladonin, M.M. Karpuhin*

In this study were observed sorption of copper, zinc and lead by two urban soils with different pollution level. Destruction of the basic soil components essentially influences ability of soil to fix metals.