

## ГЕОГРАФИЯ ЗА РУБЕЖОМ

УДК 504.4 + 550.4(476)

DOI: 10.21782/GIPR0206-1619-2017-3(179-188)

**С. В. КАКАРЕКА, С. В. САЛИВОНЧИК**

Институт природопользования НАН Беларуси, 220114, Минск, ул. Ф. Скорины, 10, Беларусь,  
sk001@yandex.ru, salivonchik@yahoo.co.uk

### ПРОГНОЗ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ АДМИНИСТРАТИВНОГО РАЙОНА БЕЛАРУСИ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

*Проведена апробация динамической модели миграции, основанной на балансовых уравнениях, для прогнозной оценки загрязнения почв тяжелыми металлами — свинцом, кадмием, цинком и медью — на уровне административного района. В качестве основных приходных составляющих баланса учтены потоки металлов, обусловленные атмосферными выпадениями, выветриванием почвообразующих пород и привнесом с удобрениями (на сельскохозяйственных угодьях); расходная часть баланса описывается потоками металлов с инфильтрационным внутрпочвенным стоком и потреблением на прирост растительной биомассы или отчуждением с урожаем. Выявлено, что при сохранении существующего уровня нагрузок (сценарий 1) за расчетный период (40 лет) в почвах естественных экосистем концентрации всех четырех элементов могут незначительно снизиться или остаться на прежнем уровне. Изменения составят 0,2–0,8 % для свинца, 0,5–5 для кадмия, 0,8–4 для меди и 0,3–1,5 % для цинка от их валового содержания в почве. В почвах сельскохозяйственных угодий при соблюдении вышеуказанных условий валовое содержание свинца увеличится на 5–6,5 %, кадмия — на 1–1,2, меди — на 2,1–3, цинка — на 12,5–16,5 %. Определено, что при возрастании потока атмосферных выпадений (сценарий 2) за 40 лет в почвах естественных экосистем сохранится незначительный отрицательный баланс кадмия (0,001–0,004 мг/кг почвы); для свинца отрицательный баланс в лесных экосистемах сместится на незначительный положительный (0,09–0,18 мг/кг почвы), вынос цинка и меди сохранится на прежнем уровне. В почвах сельскохозяйственных угодий, при одновременном увеличении доз внесения органических удобрений на 20 %, валовые концентрации свинца за расчетный период могут увеличиться на 7,1–9,6 %, кадмия — на 7–8,5, меди — на 5,2–7,8, цинка — на 18,2–24,2 %.*

Ключевые слова: экосистема, нагрузка, балансовый метод, динамическое моделирование.

**S. V. KAKAREKA AND S. V. SALIVONCHIK**

Institute for Nature Management, National Academy of Sciences, ul. F. Skoriny, 10, Minsk, 220114,  
Belarus, sk001@yandex.ru, salivonchik@yahoo.co.uk

### FORECASTING HEAVY METAL POLLUTION OF SOILS IN AN ADMINISTRATIVE DISTRICT OF BELARUS

*We tested the dynamical model of migration based on balance equations, for a predictive assessment of soil pollution by heavy metals: lead, cadmium, zinc and copper, at the level of an administrative district. As the main input components of the balance, we took into account the fluxes of metals caused by atmospheric depositions, weathering of parent materials and input with fertilizers (on agricultural lands); the expenditure part of the balance is described by fluxes of metals with the infiltration subsurface flux and consumption for buildup of the vegetation biomass or the removal with the harvest. It is found that given the continuation of the existing level of loads (scenario 1), for the calculated period (40 years) in the soils of natural ecosystems the concentrations of the four elements can decrease substantially or remain at the previous level. Changes will make up 0.2–0.8 % for lead, 0.5–5 for cadmium, 0.8–4 for copper, and 0.3–1.5 % for zinc of their total content levels in the soil. In the soils of agricultural lands, provided that the aforementioned conditions are observed, the total content of lead will increase by 5–6.5 %, cadmium by 1–1.2 %, copper by 2.1–3, and zinc by 12.5–16.5 %. It is determined that with an increase in the flux of atmospheric deposition (scenario 2), for 40 years the soils of natural ecosystems will retain a minor negative balance of cadmium*

(0.001–0.004 mg/kg of the soil); for lead the negative balance in forest ecosystems will change to a minor positive balance (0.09–0.18 mg/kg of the soil), and the removal of zinc and copper will retain its previous level. In the soils of agricultural lands, with a simultaneous increase of the rates of application of organic fertilizers by 20 %, the total concentrations of lead for the calculated period can increase by 7.1–9.6 %, cadmium by 7–8.5, copper by 5.2–7.8, and zinc by 18.2–24.2 %.

Keywords: ecosystem, load, balance method, dynamical modeling.

## ВВЕДЕНИЕ

Загрязнение почв тяжелыми металлами — одна из важных экологических проблем, обусловленная значительными объемами их поступления с атмосферными выпадениями, отходами, внесением удобрений. Моделирование процессов миграции металла в экосистеме является эффективным способом контроля за состоянием среды, который позволяет судить об интенсивности накопления и возможности достижения критических концентраций металла, определять пути снижения нагрузки.

Среди методов моделирования миграции металла в экосистеме наибольшее распространение получил балансовый, который рассматривает потоки в экосистеме или почве; его расчетные формулы базируются на уравнении массового баланса [1]. Это направление моделирования развивается Координирующим центром по эффектам, сформированным в рамках Конвенции о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния [2].

Различают стационарный и динамический подходы. При стационарном полагают, что система находится в равновесии, все потоки постоянны и не меняются со временем. Этот подход наиболее часто применяют для оценки критических нагрузок [1]. В условиях, когда система подвергается интенсивной техногенной нагрузке, а потоки вещества непостоянны и несбалансированны, более эффективно использовать динамический подход. В этом случае модели чаще нацелены на оценку скоростей накопления или времени достижения критической концентрации поллютанта в компоненте экосистемы.

Лучше всего динамический подход реализован для подкисляющих соединений, например в моделях MAGIC [3], SMART/SMART2 [4, 5], SAFE [6], MERLIN [7], VSD [8] и др.

Для моделирования миграции тяжелых металлов этот подход применяется реже. Динамические модели наземных систем представлены в работах Т. Пачеса [9], Э. Типпинга с соавторами [10], Н. Е. Кошелевой [11], М. Поша, В. де Врайса [12] и др. Имея близкую методологию, они различаются детализацией описываемых процессов и уровнем сложности. Самые подробные из них, например модель Э. Типпинга с соавторами, требуют большого перечня входных данных, в том числе полученных эмпирически, они лучше подходят для оценок на локальном уровне [12]. В моделях Т. Пачеса и М. Поша, В. де Врайса процессы рассматриваются упрощенно, во внимание принимаются лишь общие тенденции развития, кратковременные отклонения и флуктуации игнорируются. Эти модели применимы для исследований на региональном уровне.

Цель настоящей работы — апробация динамической модели миграции для прогнозной оценки загрязнения почв тяжелыми металлами (свинцом, кадмием, цинком и медью) на уровне административного района. В качестве модельного выбран Островецкий район Гродненской области Беларуси. Заблаговременность прогноза — 40 лет для двух сценариев. Первый предполагал сохранение существующих уровней поступления тяжелых металлов с атмосферными осадками и внесением удобрений. Второй сценарий получен исходя из прогноза уровней атмосферных выпадений, подготовленного Метеорологическим синтезирующим центром (МСЦ) «Восток» г. Москвы, и увеличения доз внесения удобрений на 20 %.

Для прогнозирования уровней загрязнения почв самой эффективной представлялась динамическая упрощенная модель; на основе исходных данных для входных параметров выбран метод расчета, предложенный Т. Пачесом [9].

## МЕТОД РАСЧЕТА

Расчетный метод базируется на балансовом уравнении, в котором основные приходные составляющие — это потоки металла, обусловленные выпадением загрязненных атмосферных осадков, выветриванием почвообразующих пород и привносом с удобрениями (на сельхозугодьях). Расходная часть баланса описывается потоками металла с инфильтрационным внутрипочвенным стоком и потреблением на прирост растительной биомассы или отчуждением с урожаем сельскохозяйственных культур. Применение модели ограничивается почвами, для которых характерен промывной режим.

Анализировался верхний горизонт почвы (0–10 см). Именно в нем сосредоточен основной объем органического вещества, выполняющий роль геохимического барьера по отношению к тяжелым металлам. Преимущественно здесь происходит их аккумуляция.

Модель рассчитывает валовую концентрацию металла в почве на заданный год. При этом учитывается, что выщелачивание металла происходит только в растворенной форме. Растворенная фракция определяется исходя из предположения, что соотношение между формами металла в почве (адсорбированной, связанной с растворенным органическим углеродом и растворенной) находится в равновесии в любой момент времени и зависит только от свойств почвы. В модели она вычисляется с использованием линейных коэффициентов распределения между валовым содержанием металлов в почве и их концентрацией в почвенном растворе [13]. Коэффициенты для почвенных разновидностей рассчитываются в зависимости от количества органического вещества, растворенного органического углерода и кислотности.

В исходном уравнении потоки выноса — выщелачивание и биопоглощение — находятся в функциональной зависимости от запаса металла в почве [9]:

$$\frac{dP}{dt} = F_{\text{atm}} + F_{\text{we}} + F_{\text{ud}} - (k_{\text{up}} + k_{\text{run}}) \times P, \quad (1)$$

где  $P$  — запас металла в верхнем 10-сантиметровом слое почвы, мг/м<sup>2</sup>;  $dt$  — шаг модели, равный одному году;  $F_{\text{atm}}$  — поток металла с атмосферными осадками, мг/м<sup>2</sup> в год;  $F_{\text{we}}$  — поток металла от выветривания почвообразующих пород, мг/м<sup>2</sup> в год;  $F_{\text{ud}}$  — поступление металла с удобрениями, мг/м<sup>2</sup> в год;  $k_{\text{up}}$  — коэффициент, характеризующий скорость биопоглощения металла, год<sup>-1</sup>;  $k_{\text{run}}$  — коэффициент, характеризующий скорость выщелачивания металла, год<sup>-1</sup>.

При этом запас металла в слое почвы описывается уравнением [9]

$$P = c \times \sigma \times h \times (1 - p), \quad (2)$$

где  $c$  — валовое содержание металла в слое почвы, мг/кг;  $\sigma$  — объемная плотность почвы, кг/м<sup>3</sup>;  $h$  — толщина слоя почвы = 0,1 м;  $p$  — пористость почвы.

В нашей модели потоки биопоглощения приняты стационарными, не зависящими от запасов металла в почве. С учетом этого, а также формулы (2), уравнение, описывающее динамику валовой концентрации металла в слое почвы в конечно-разностной форме, имеет вид

$$c_{i+1} = c_i + \frac{F_{\text{atm}} + F_{\text{we}} + F_{\text{agr}} - F_{\text{up}}}{\sigma \times h \times (1 - p)} - k_{\text{run}} \times c_i, \quad (3)$$

где  $c_i$  — валовая концентрация металла в почве в  $i$ -й год, мг/кг;  $c_{i+1}$  — валовая концентрация металла в год  $i + 1$ , мг/кг;  $F_{\text{up}}$  — вынос металла из почвы с урожаем сельскохозяйственных культур или закрепление в приросте растительности, мг/м<sup>2</sup> в год.

При этом коэффициент, характеризующий скорость выщелачивания, вычисляется по формуле

$$k_{\text{run}} = Q / (\sigma \times h \times (1 - p) \times K_d), \quad (4)$$

где  $Q$  — инфильтрация, л/м<sup>2</sup>;  $K_d$  — коэффициент распределения между валовым содержанием металла в почве и его концентрацией в почвенном растворе [13].

Время достижения критической концентрации ( $t_{\text{crit}}$ ) рассчитывается по формуле [9], которая с учетом стационарности потока  $F_{\text{up}}$  принимает вид:

$$t_{\text{crit}} = -\frac{1}{k_{\text{run}}} \times \ln \frac{F - k_{\text{run}} \times \sigma \times h \times (1 - p) \times c_{\text{crit}}}{F - k_{\text{run}} \times \sigma \times h \times (1 - p) \times c_0}, \quad (5)$$

где  $F = F_{\text{atm}} + F_{\text{we}} + F_{\text{agr}} - F_{\text{up}}$ ;  $c_{\text{crit}}$  — критическая валовая концентрация металла в почве;  $c_0$  — текущая валовая концентрация металла в почве при  $t = 0$ .

### МОДЕЛЬ И ВХОДНЫЕ ПАРАМЕТРЫ

Модель реализована в среде MS ACCESS 2007. Объектами моделирования выступили территориальные участки, характеризующиеся относительно однородными почвенными условиями и выделенные в соответствии с почвенной картой Островецкого района м-ба 1:50 000. Для каждого почвенного выдела определен тип напочвенного покрова на основе топографических карт района исследования м-ба 1:25 000.

Таблица 1

Параметры почв Островецкого района, использованные в модели

Почва	% от площади района	BC <sub>we</sub>	ОМ	рН	Пористость, %	Объемная плотность, г/см <sup>3</sup>	Фоновая валовая концентрация, мг/кг			
							Pb	Cu	Zn	Cd
Дерново-подзолистая супесчаная автоморфная	23,15	1250	4,59	4,87	45	1,4	10	8	28	0,09
Дерново-подзолистая песчаная автоморфная	16,99	250	4,85	4,12	36,1	1,25	7	5	20	0,07
Дерново-подзолистая заболоченная супесчаная слабogleеватая	10,58	1250	4,59	4,87	45	1,4	10	8	28	0,21
Дерново-подзолистая песчаная оглеенная внизу	10,15	250	4,85	4,12	36,1	1,25	7	5	20	0,14
Дерново-подзолистая заболоченная песчаная слабogleеватая	8,85	250	4,85	4,12	36,1	1,25	7	5	20	0,14
Дерново-подзолистая заболоченная супесчаная глееватая	6,51	1250	4,59	4,87	45	1,4	10	8	28	0,21

Примечание. BC<sub>we</sub> — скорость выветривания основных катионов из материнских пород, mol<sub>e</sub>/га/м в год; ОМ — содержание органического вещества в почве, %.

В состав модели входит база данных, включающая классификаторы почв и растительности, их параметры и расчетный блок. Классификатор почв разработан на основе легенды исходной почвенной карты, для каждой разновидности указаны почвообразующий субстрат, характер увлажнения; для верхнего горизонта (10 см) охарактеризованы: содержания валовых форм Pb, Cd, Zn, Cu и их критические уровни; объемный вес, пористость, концентрация органического вещества и кислотность (по КС1). Установлены средние скорости выветривания основных почвообразующих пород и содержание в них основных катионов.

Растительность определяется параметрами прироста (отчуждаемого урожая) и содержания в нем Pb, Cd, Zn, Cu. Для сельскохозяйственных земель указываются средние дозы внесения удобрений и концентрация в них тяжелых металлов.

Островецкий район, расположенный на северо-востоке Гродненской области, относится к зоне озерно-ледниковых, моренно- и холмисто-моренно-озерных ландшафтов Поозерской провинции. В нем преобладают дерново-подзолистые супесчаные почвы на рыхлых пылевато-песчаных и песчаных супесях.

Все входные параметры (табл. 1) зафиксированы на основе литературных, статистических материалов, данных отчетности, перечень которых приведен в [14, 15]. Начальная валовая концентрация металлов в почве определена по сведениям о фоновой концентрации в дерново-подзолистых почвах Беларуси [16].

Расчетный блок модели реализован серией последовательных запросов. На первом этапе производится расчет величин миграционных потоков Pb, Cd, Zn и Cu в экосистеме на нулевой год, на втором — прогноз содержания их валовых форм в верхнем горизонте почвы на заданный год. В случае накопления металла дается прогнозная оценка времени достижения критической концентрации.

## ОЦЕНКА ПОТОКОВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ

**Уровни атмосферного выпадения тяжелых металлов.** Объемы поступления свинца и кадмия оценены по данным модельных расчетов МСЦ «Восток». Согласно им, на территорию Беларуси выпадало 64,1–96,9 т свинца и 3,7–5,46 т кадмия ежегодно [17]. Удельный поток осаждения свинца варьировал от 0,31 до 0,47 мг/м<sup>2</sup> в год, кадмия — от 0,020 до 0,026 и в среднем составил 0,385 и 0,021 мг/м<sup>2</sup> в год (табл. 2).

Уровни атмосферных выпадений цинка и меди установлены по данным химических анализов атмосферных осадков, приведенным в [18, 19]. Принято, что для цинка поток в среднем равен 193,7 г/га в год, меди — 53,2 г/га в год.

**Прогноз уровней атмосферного поступления тяжелых металлов.** На территории Островецкого района отсутствуют значительные источники выбросов тяжелых металлов, поэтому основной вклад будет

Таблица 2

Уровни выпадения и потоки свинца и кадмия на территорию Беларуси по годам

Загрязняющее вещество	Годы							
	2001	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010
Уровни выпадения, т								
Pb	132	80,0	64,1	69,5	89,4	96,9	89,1	68,4
Cd	6,7	4,31	4,15	4,43	4,73	5,46	4,15	3,70
Потоки, мг/м <sup>2</sup> в год								
Pb	0,639	0,387	0,310	0,336	0,433	0,469	0,431	0,331
Cd	0,032	0,021	0,020	0,021	0,023	0,026	0,020	0,018

обусловлен трансграничной составляющей. Согласно данным МСЦ «Восток», в 2020 г. выпадение свинца на этой территории возрастет в среднем до 0,677 мг/м<sup>2</sup> в год, кадмия же — практически не изменится и составит 0,026 мг/м<sup>2</sup> в год. Эти уровни использованы при оценке по второму сценарию.

**Поступление тяжелых металлов на сельхозугодья с удобрениями.** Расчет внесения тяжелых металлов с удобрениями на сельхозугодья производился с учетом структуры и средних доз использования минеральных и органических удобрений, которые получены из статистического сборника [20], а также по оценкам концентрации тяжелых металлов в удобрениях [18].

Поступление металлов с удобрениями в горизонт почвы 0–10 см определено исходя из предположения, что глубина вспашки составляет 20 см, величины потоков приведены в табл. 3.

**Прогноз внесения минеральных и органических удобрений.** Анализ динамики внесения удобрений на пахотные земли Республики Беларусь в целом и по Гродненской области в частности [21] показывает, что максимум использования минеральных и органических удобрений пришелся на 1986–1990 гг., к середине 1990-х гг. произошло значительное снижение, которое затем сменилось поступательным ростом. В результате дозы внесения минеральных удобрений на сельскохозяйственные земли Беларуси в последние годы превзошли уровень 1990 г., объемы органических — приблизились к нему, составляя по Гродненской области 12 т/га против 14 т/га (рис. 1).

В связи с этим можно предположить, что в ближайшее время значительного увеличения масштабов применения минеральных удобрений на сельскохозяйственных полях Островецкого района не ожидается, а дозы внесения органических удобрений могут увеличиться примерно в 1,2 раза, что отражено в сценарии 2.

**Поступление тяжелых металлов в процессе выветривания.** Выветривание металла из почвообразующей породы определялось по методике, изложенной в [1]. Она базируется на определении скорости выветривания основных катионов и соотношения содержания металла в почвообразующей породе к содержанию основных катионов. Вопросы параметризации для расчета этого потока в почвах Беларуси рассмотрены в [14, 15]. Величины потоков металлов от выветривания для горизонта почв 0–10 см даны в табл. 4.

Таблица 3

Средние количества и дозы внесения удобрений на сельскохозяйственные угодья Островецкого района

Удобрения		Единицы измерения			
вид	наименование	т.д.в.	т	т/га	%
Азотные	Карбамид	1804,6	3923,1	104,0	16,3
	КАС	1362,4	4541,4	120,4	18,9
	Аммиачная селитра	333,5	952,9	25,3	4,0
	Сульфат	118,9	566,2	15,0	2,4
Комплексные	Аммофос	252,1N 1127,6P	2100,6	55,7	11,9
	Суперфосфат	98,6N 428,8P	2986,9	79,2	9,0
	АФК	0,1N 0,4P 0,6K	1,7	0,04	0,004
Калийные	КСI	5400,9	9001,6	238,7	37,5
	Всего	10928,7	24074,4	638,3	100

Примечание. т.д.в. — тонн действующего вещества.

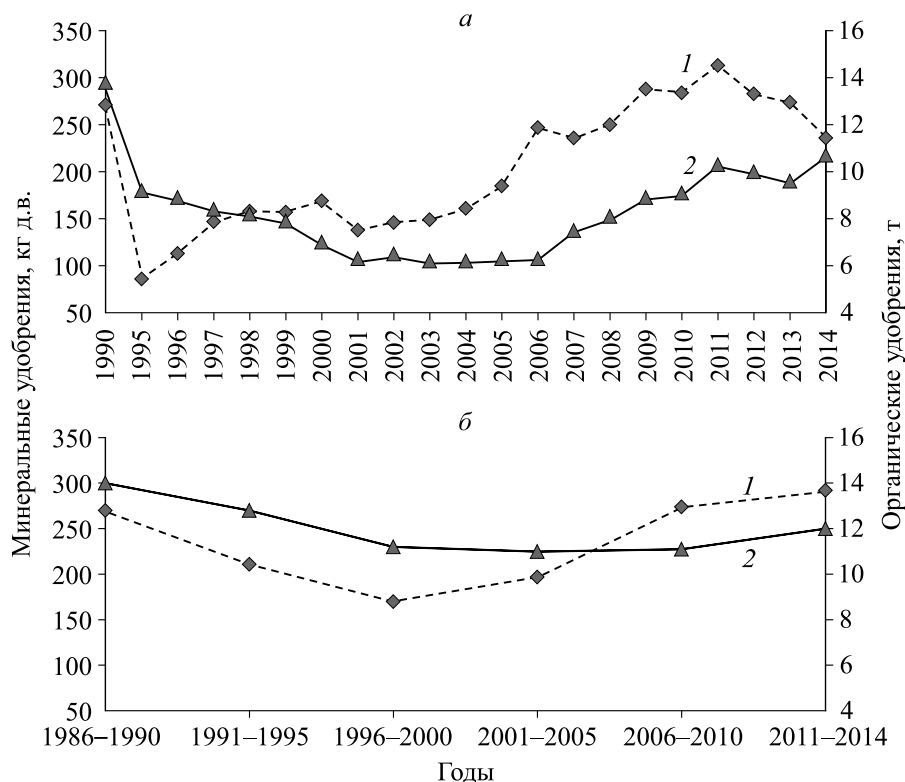


Рис. 1. Динамика внесения минеральных (1) и органических (2) удобрений на 1 га пахотных земель в Беларуси в целом (а) и Гродненской области (б).

**Потребление тяжелых металлов растительной биомассой.** Биопоглощение тяжелых металлов по-разному вычислялось для естественных и сельскохозяйственных экосистем. В первом случае оценивался поток металлов, закрепляющийся в приросте растительной биомассы, во втором — поток, который отчуждается с урожаем сельскохозяйственных культур.

В естественных экосистемах размер биопоглощения рассчитывался как произведение величины годового прироста растительности на среднее содержание металла в приросте. Используемые при этом параметры и их источники детально описаны в [14, 15]. Рассчитанные величины этих потоков приведены в табл. 4.

Вынос тяжелых металлов с урожаем сельскохозяйственных культур определялся по данным о средней их урожайности (табл. 5) и концентрации тяжелых металлов в отчуждаемых с урожаем частях растений. При оценке продукции зерновых и зернобобовых культур учитывался вынос соломы или листостебельной массы. Его величина обуславливалась соотношением между продукцией зерна и продукцией листостебельной массы для различных культур.

Среднее содержание тяжелых металлов в основных сельскохозяйственных культурах установлено по [18, 22–24]. Результаты оценки концентраций Pb, Cd, Zn и Cu в культурах при стандартной влажности и среднего выноса с урожаем представлены в табл. 5.

Таблица 4

Рассчитанные величины некоторых потоков и коэффициентов

Потоки и коэффициенты	Элемент			
	Pb	Cd	Zn	Cu
Потоки с удобрениями, мг/м <sup>2</sup> в год	0,59	0,037	14,9	2,6
Потоки выветривания, мг/м <sup>2</sup> в год	0,057–0,075	0,00004–0,006	0,043–0,510	0,008–0,164
Потоки биопоглощения в естественных экосистемах, мг/м <sup>2</sup> в год	0,2–0,5	0,012–0,039	1,26–2,50	0,45–0,93
Скорости выщелачивания, год <sup>-1</sup>	$8,9 \times 10^{-8}$ – $7,3 \times 10^{-7}$	$1,5 \times 10^{-6}$ – $1,6 \times 10^{-5}$	$5,4 \times 10^{-6}$ – $4,9 \times 10^{-5}$	$1,7 \times 10^{-6}$ – $7,5 \times 10^{-6}$

Средняя урожайность основных видов сельскохозяйственных культур Островецкого района (сводные данные за 2005, 2010–2011 гг.), содержание и рассчитанные потоки выноса свинца, кадмия, цинка и меди

Культура	Урожайность, ц/га	Содержание, мг/кг стандартной влажности				Вынос с урожаем, мг/м <sup>2</sup> в год			
		Pb	Cd	Zn	Cu	Pb	Cd	Zn	Cu
Зерновые и зернобобовые									
зерно	30,1	0,18	0,02	34,48	5,69	0,38	0,04	10,29	2,10
солома		0,77	0,07	8,50	3,50				
Картофель	195,3	0,20	0,05	3,60	1,40	0,33	0,08	6,03	2,34
Кормовые культуры	89,5	0,11	0,08	4,80	2,85	0,10	0,07	4,30	2,55
Лен	7,1	1,11	0,07	16,64	2,07	0,07	0,01	1,12	0,14
Овощи	153,0	0,20	0,03	3,60	1,10	0,29	0,04	5,23	1,60
Сахарная свекла	479,0	0,26	0,05	4,10	1,09	1,16	0,22	18,30	4,87
Средневзвешенное значение*		0,279	0,06	10,61	2,98	0,36	0,09	8,12	2,88

\* Определялось с учетом валовых сборов основных сельскохозяйственных культур.

**Инфильтрационный поток и скорость выщелачивания тяжелых металлов.** Инфильтрационный почвенно-грунтовый сток ( $Q$ ) рассчитывается для среднего по водности года по разности между количеством выпадающих осадков и эвапотранспирацией [1]. Для территории Беларуси его детальная оценка рассмотрена в [14, 15]. Для почв Островецкого района  $Q$  варьирует от 0,16 до 0,31 м/год. Наибольшие его значения получены для песчаных почв (0,21–0,31 м/год), наименьшие — для суглинистых и глинистых (0,16–0,26 м/год). Расчетные величины скорости выщелачивания металлов из верхнего горизонта почв показаны в табл. 4.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Результаты расчета изменений валового содержания свинца, кадмия, меди и цинка для дерново-подзолистых песчаных и супесчаных почв, распространенных в совокупности на более 76 % площади земель Островецкого района, представлены на рис. 2.

Отмечается, что при сохранении существующего уровня нагрузок (сценарий 1) за расчетный период 40 лет в почвах естественных экосистем концентрации всех четырех элементов могут незначительно снизиться или останутся на прежнем уровне. Изменения составят всего 0,2–0,8 % для свинца, 0,5–5 для кадмия, 0,8–4 для меди и 0,3–1,5 % для цинка от их валового содержания в почве.

В почвах сельскохозяйственных угодий при текущем уровне нагрузок наиболее вероятно накопление тяжелых металлов. За 40 лет валовое содержание свинца, согласно расчетам, увеличится на 5–6,5 % от фонового, кадмия — на 1–1,2, меди — на 2,1–3, цинка — на 12,5–16,5 % (см. рис. 2, а).

При возрастании потока атмосферных выпадений свинца до 0,677 и кадмия до 0,026 мг/м<sup>2</sup> в год и одновременном увеличении доз внесения органических удобрений на 20 % (сценарий 2) за 40 лет в почвах естественных экосистем, вероятно, сохранится незначительный отрицательный баланс кадмия. Для свинца, однако, отрицательный баланс в лесных экосистемах сменится незначительным положительным. Вынос цинка и меди сохранится на прежнем уровне. Изменения валового содержания кадмия за расчетный период составят всего 0,001–0,004, свинца — 0,09–0,18 мг/кг почвы (см. рис. 2, б).

В почвах сельскохозяйственных угодий, согласно анализу по сценарию 2, накопление тяжелых элементов будет происходить более интенсивно, чем при существующих уровнях нагрузок. Валовые концентрации свинца могут возрасти на 7,1–9,6 %, кадмия — на 7–8,5, меди — на 5,2–7,8, цинка — на 18,2–24,2 %.

В целом изменения, прогнозируемые для содержания свинца, кадмия и меди в почвах естественных и сельскохозяйственных угодий Островецкого района, можно считать незначительными; нагрузка этих элементов небольшая.

Баланс цинка в естественных экосистемах также близок к нулю, однако в почвах сельхозугодий ожидается его достаточно интенсивное накопление, причем независимо от сценария развития. Акку-

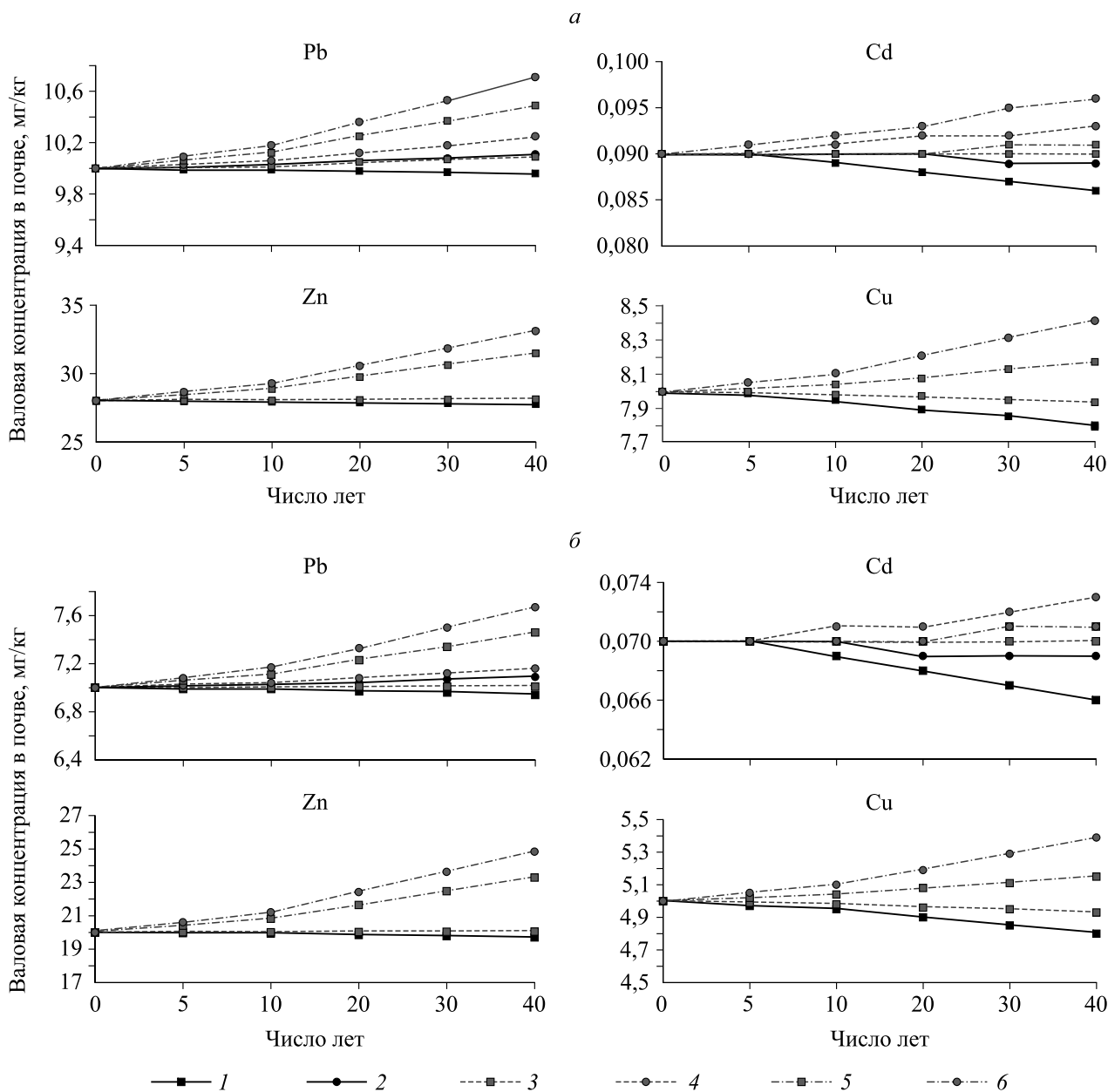


Рис. 2. Прогнозируемые изменения валового содержания тяжелых металлов (в среднем) в верхнем горизонте дерново-подзолистых почв Островецкого района.

*a* — для супесчаных автоморфных, слабоглееватых и глеевых; *б* — для песчаных автоморфных, оглеенных внизу и глееватых. Экосистемы: 1 — лесная (сценарий 1), 2 — лесная (сценарий 2), 3 — луговая (сценарий 1), 4 — луговая (сценарий 2), 5 — агроэкосистема (сценарий 1), 6 — агроэкосистема (сценарий 2).

муляция обусловлена в первую очередь высоким содержанием цинка в органических удобрениях и свидетельствует о необходимости контроля этого показателя. Тенденция накопления выявлена и в почвах агроландшафтов юга Московской области по результатам расчетов на эмпирической модели. Согласно оценке [11], период достижения критической концентрации цинка в этих почвах — 30–70 лет.

Для сельскохозяйственных угодий Островецкого района расчеты показали в несколько раз большее время достижения критической отметки цинка в минеральных почвах. Если принять начальную концентрацию элемента в них равной фоновой, то в условиях наибольшей нагрузки (сценарий 2) этот период составит 200–290 лет на супесчаных и песчаных почвах (ОДК = 55 мг/кг [25]) и более 1500 —



на суглинистых (ОДК = 220 мг/кг). При условии сохранения существующих нагрузок (сценарий 1) расчетное время увеличится до 300–425 лет на супесчаных и песчаных почвах и более 2,3 тыс. лет — на суглинистых.

Для других тяжелых металлов период достижения пороговой концентрации при начальной фоновой существенно больше. При сохранении имеющихся уровней антропогенной нагрузки на земли сельскохозяйственных предприятий района время достижения ПДК (ОДК) в верхнем горизонте почв составит для свинца (ПДК = 32 мг/кг) 1,6–2,2 тыс. лет, для кадмия (ОДК = 0,5 и 2 мг/кг для песчаных/супесчаных и суглинистых почв) — более 16 тыс. лет, для меди (ОДК = 33 и 132 мг/кг для песчаных/супесчаных и суглинистых почв) — более 5,9 тыс. лет.

При реализации сценария 2 пороговые концентрации могут быть достигнуты за меньшие, но тем не менее весьма продолжительные промежутки времени: для свинца — 1,1–1,5 тыс. лет, для кадмия — более 2,5, для меди — более 2,4 тыс. лет.

Таким образом, можно говорить о невысоком уровне загрязнения свинцом, кадмием и медью земель сельскохозяйственных угодий Островецкого района. Нагрузки по цинку более значительны. В условиях, когда почва уже загрязнена этим элементом, они могут представлять серьезную опасность. Так, если начальную концентрацию цинка в дерново-подзолистых песчаных или супесчаных почвах принять равной 1,5 от фоновой, то ОДК цинка в почве будет достигнута уже через 100 лет, а при начальной 1,75 от фоновой — всего через 47 лет.

*Работа выполнена в рамках задания 5.1.23 Государственной программы научных исследований Республики Беларусь «Химические технологии и материалы, природно-ресурсный потенциал».*

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. **Vries W. de, Bakker D. J.** Manual for calculating critical loads of heavy metals for terrestrial ecosystems. Guidelines for critical limits, calculation methods and input data. — Wageningen, The Netherlands: DLO Winand Staring Centre, Report 166, 1998. — 144 p.
2. **Конвенция** о трансграничном загрязнении воздуха на большие расстояния. — Нью-Йорк; Женева: ООН, 1979. — 8 с.
3. **Cosby B. J., Ferrier R. C., Jenkins A., Wright R. F.** Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model // Hydrology and Earth System Sciences Discussions. — 2001. — Vol. 5, N 3. — P. 499–518.
4. **Posch M., Reinds G. J., Vries W. de.** Smart: A simulation model for acidification's regional trends. Model description and user manual // Mimeograph Series of the National Board of Waters and the Environment. — Helsinki, Finland. — 1993. — N 477. — 43 p.
5. **Kros J., Reinds G. J., Vries W. de, Latour J. B., Bollen M.** Modelling the response of terrestrial ecosystems to acidification and desiccation scenarios // Water, Air, and Soil Pollution. — 1995. — Vol. 85, N 3. — P. 1101–1106.
6. **Alveteg M., Walse C., Sverdrup H.** Evaluating simplifications used in regional applications of the SAFE and MAKEDEP models // Ecological modelling. — 1998. — Vol. 107, N 2. — P. 265–277.
7. **Cosby B. J., Ferrier R. C., Jenkins A., Emmett B. A., Wright R. F., Tietema A.** Modelling the ecosystem effects of nitrogen deposition: Model of Ecosystem Retention and Loss of Inorganic Nitrogen (MERLIN) // Hydrology and Earth System Sciences Discussions. — 1997. — Vol. 1, N 1. — P. 137–158.
8. **Posch M., Reinds G. J.** A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations // Environmental Modelling & Software. — 2009. — Vol. 24, N 3. — P. 329–340.
9. **Pačes T.** Critical loads of trace metals in soils: A method of calculation // Biogeochemical Investigations at Watershed, Landscape, and Regional Scales. — Dordrecht, Netherlands: Springer, 1998. — P. 451–458.
10. **Tipping E., Lawlor A. J., Lofts S., Shotbolt L.** Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: heavy metals // Environmental Pollution. — 2006. — Vol. 141, N 1. — P. 139–150.
11. **Кошелева Н. Е.** Моделирование биогеохимических циклов тяжелых металлов в агроландшафтах на основе балансового подхода // Геохимия ландшафтов и география почв. — Смоленск: Ойкумена, 2002. — С. 389–405.
12. **Posch M., Vries W. de.** Dynamic modelling of metals — Time scales and target loads // Environmental Modelling & Software. — 2009. — Vol. 24, N 1. — P. 86–95.
13. **Ashmor M., Colgan A., Farago M., Fowler D., Hall J., Hill M., Tipping E.** Development of a critical load methodology for toxic metals in soils and surface waters: Stage II [Электронный ресурс]. — [https://ukair.defra.gov.uk/assets/documents/reports/empire/Critical\\_Loads\\_2000.pdf](https://ukair.defra.gov.uk/assets/documents/reports/empire/Critical_Loads_2000.pdf) (дата обращения 20.04.2015).
14. **Какарека С. В., Саливончик С. В.** Методические аспекты оценки критических нагрузок тяжелых металлов на экосистемы // Природные ресурсы. — 2003. — № 2. — С. 92–100.

15. **Какарека С. В., Саливончик С. В.** Моделирование критических нагрузок свинца на природные экосистемы Беларуси // География и природ. ресурсы. 2010. — № 3. — С. 136–144.
16. **Агрохимическая** характеристика почв сельскохозяйственных угодий Республики Беларусь (VIII тур) / Науч. ред. И. М. Боглевич. — Минск: Беларус. изд-во Товарищество «Хата». — 2002. — 507 с.
17. **Список** отчетов МСЦ-В [Электронный ресурс]. — <http://www.ru.msceast.org/index.php/publications/reports> (дата обращения 23.04.2015).
18. **Головатый С. Е.** Тяжелые металлы в агроэкосистемах. — Минск: Изд-во Ин-та почвоведения и агрохимии НАН Беларуси, 2002. — 240 с.
19. **Экогеохимия** городских ландшафтов Беларуси / Ред. В. С. Хомич, С. В. Какарека, Т. И. Кухарчик. — Минск: Минсктиппроект, 2004. — 260 с.
20. **Сельское** хозяйство Республики Беларусь: Стат. сб. / Под ред. И. А. Костевич, Е. М. Палковской, А. В. Жарикова. — Минск: Нац. стат. комитет Республики Беларусь, 2012. — 355 с.
21. **Состояние** природной среды Беларуси: Экол. бюл. / Под ред. В. Ф. Логинова. — Минск: Изд-во Белорус. ун-та, 2007. — 377 с.
22. **Химический** состав пищевых продуктов / Под ред. И. М. Скурихина, М. Н. Волгарева. — М.: Агропромиздат, 1987. — Кн. 1. — 219 с.; Кн. 2. — 360 с.
23. **Малина В. П.** Микроэлементы в сельскохозяйственном сырье и пищевых продуктах: Автореф. дис. ... д-ра техн. наук. — СПб., 1991 — 58 с.
24. **Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.** Микроэлементы в почвах и растениях. — М.: Мир, 1989. — 440 с.
25. **Гигиенические** нормативы 2.1.7.12-1-2004. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно-допустимых концентраций (ОДК) химических веществ в почве. Постановление Главного государственного санитарного врача Республики Беларусь 25 февраля 2004 г. № 28 [Электронный ресурс]. — <http://www.ecoinfo.by/tmp/fckimages/sozpdf/28.pdf> (дата обращения 29.05.2015).

*Поступила в редакцию 26 декабря 2015 г.*