

## **ЭКОЛОГО-ГЕОЛОГИЧЕСКАЯ И БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА ВОЗДЕЙСТВИЯ ПОЛИГОНОВ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ НА СОСТОЯНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ**

**В.В. Куриленко, И.И. Подлипский, Н.Г. Осмоловская**

*Санкт-Петербургский государственный университет*

*vvk\_eco@mail.ru*

### **Аннотация**

В работе апробирован новый научно-методологический подход к оценке экологического воздействия полигонов твердых бытовых отходов (ТБО) на состояние природных и природно-техногенных систем на основе применения геохимических и гидрогеохимических методов в комплексе с методами биоиндикации. Последовательное сопоставление результатов применения этих методов позволяет более обосновано устанавливать места нарушений защитных дамб, возведенных вокруг свалочных масс полигонов ТБО, где имеют место протечки экологически опасной жидкой составляющей отходов.

**Ключевые слова:** экогеология, экологическая геология, биогеохимия, тяжелые металлы, бытовые отходы, биоиндикация

### **Введение**

Современные крупные города производят ежегодно миллионы тонн твердых бытовых отходов (ТБО). Попытки усовершенствования технологии обращения с отходами, предпринимаемые как в нашей стране, так и за рубежом, не привели к изменению тенденции роста их объемов. В РФ подавляющая часть отходов утилизируется путем захоронения на полигонах ТБО, где они трансформируются в процессе физико-химических и биогеохимических преобразований как в пространстве, так и во времени. В результате в массе отходов формируются жидкая и газообразная фазы с высокими концентрациями загрязняющих веществ, что может привести к загрязнению примыкающих территорий.

В России и за рубежом активно ведутся исследования как в области управления технологическими процессами переработки и утилизации ТБО, так и охраны окружающей среды. При этом большое внимание уделяется не только изучению различных сторон процесса разложения свалочных масс на полигонах ТБО [1, 2], но и анализу негативного воздействия полигонов на состояние окружающей среды [3, 4].

Вместе с тем до настоящего времени не достаточно разработанной остается проблема комплексного изучения полигонов ТБО как единой геоэкологической системы, включающей сами полигоны и примыкающие к ним территории [5]. Особую опасность для такой системы представляет высокая степень загрязненности большинства полигонов тяжелыми металлами [4, 2], вынос которых за пределы полигона может привести к загрязнению ими поверхностных и подземных вод, почв и грунтов, а также к угнетению растительности на примыкающих к полигонам территориях.

Данное обстоятельство определило цель настоящего исследования, ориентированного на комплексную геоэкологическую оценку интенсивности негативного воздействия полигонов ТБО на компоненты окружающей природной среды.

Основные задачи, которые решались в рамках настоящей работы, были следующими: геоэкологическая характеристика полигонов ТБО как современных природно-техногенных объектов; оценка воздействия полигонов ТБО на экологическое состояние компонентов природной среды примыкающих к полигонам территорий с использованием геохимических, гидрогеохимических и биогеохимических методов; разработка природоохранных рекомендаций по экологической безопасности примыкающих к полигонам территорий.

## Материал и методы

Для решения поставленных задач были исследованы полигоны ТБО, расположенные в Ленинградской области («Новый Свет ЭКО», Гатчинский район и «Спецавтотранс», Тосненский район), и имеющие различную степень их негативного воздействия на внешнюю среду.

Наиболее распространенным подходом к оценке экологического состояния природной среды является сбор и анализ информации о количественном содержании в ней различных загрязнителей, в том числе химических веществ, относящихся к разряду токсикантов, и сравнение аналитически установленных показателей содержания химических веществ с регламентированными уровнями ПДК [6]. Однако эти нормативы имеются только для ограниченного числа химических соединений. Кроме того, недостаточно изученной остается проблема интегрального воздействия смесей химических веществ, в частности, тяжелых металлов на биотические и абиотические компоненты окружающей природной среды. В этой связи перспективным методологическим подходом представляется совместное использование геохимических, гидрогеохимических и биогеохимических методов определения концентраций загрязнителей в компонентах природной среде, а также методов биоиндикации и биотестирования [7]. Такой научно-методологический подход был реализован в настоящей работе для получения комплексной информации об экологическом воздействии полигонов ТБО на состояние окружающей среды, включая прилегающие к полигонам территории.

Для изучения толщи отходов на полигонах (микробиологические ассоциации, вертикальное распределение поллютантов, степень разложения, диагностика процессов разложения и т.д.) нами был разработан и опробован на 2-х полигонах метод заложения и изучения разреза (шурфа) и бурения скважин. На полигоне «Новый Свет ЭКО» было заложено 2 разреза (на картах разного возраста) глубиной 3,5 и 4,5 м, на полигоне «Спецавтотранс» было пробурено 2 скважины по 7 и 10 м. с заглублением в слой защитного суглинка.

Геохимические исследования полигонов и прилегающих к ним территорий проводились согласно нормативно утвержденным методикам [6], отбор проб почв и грунтов проводился по сетке, установленной по результатам рекогносцировочного этапа (с большей густотой в направлении предполагаемой миграции поллютантов). Для отбора был использован почвенный тростевой бур БП-75.

Биоиндикаторная оценка состояния среды на прилегающих к полигонам территориях осуществлялась с использованием метода аккумулятивной фитоиндикации, основанного на анализе показателей накопления загрязнителей (в данном случае – тяжелых металлов) в органах растений. В качестве фитоиндикаторов были выбраны, с учетом доступности и возможности их сбора на полигонах ТБО, широко представленные как на территории зоны складирования, так и за ее пределами виды высших однолетних травянистых растений. Одновременный отбор проб почв, грунтов и растений (корни и побеги в отдельности) проводили в течение 2008 и 2009 г.г. Анализ содержания ТМ в пробах почв и растений выполняли атомно-абсорбционным методом на ААС-3.

## Результаты и их обсуждение

В ходе комплексной оценки воздействия полигонов ТБО на экологическое состояние окружающей среды нами было проведено геохимическое, гидрогеохимическое и биогеохимическое исследование как непосредственно свалочных масс полигона, так и прилегающих к ним территорий. Изучение свалочных масс проводилось по составу компонент (жидкая, газовая и биотическая).

Показано, что газовая компонента (биогаз) на обследованных полигонах представлена преимущественно метаном (до 97%), а также такими соединениями как CO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>3</sub> и др.

**Таблица 1.** Усредненный состав обезвоженной газовой компоненты свалочного грунта (полигон «Новый Свет Эко»).

Наименование вещества	Выброс, %	Наименование вещества	Выброс, %
<i>Диоксид азота</i>	0,6	Пропан	0,02
<i>Аммиак</i>	0,33	Сажа	0,09
Ангидрид сернистый	0,04	Сероводород	0,06
Декан	0,02	Трихлорфторметан	0,01
Дихлордифторметан	0,02	Углеводороды	0,09
Дихлорэтан	0,04	<i>Диоксид углерода</i>	1,01
Изопропилбензол	0,01	Хлор (общ.)	0,01
<i>Метан</i>	97,39	Хлорэтан	0,04
Метилбензол	0,08	Эстен	0,01
Нонан	0,06	Этан	0,01
<i>О-крезол</i>	0,1	Этилбензол	0,03

Согласно выполненным нами расчетам, максимально возможное образование биогаза в свалочных массах обследованных полигонов может достигать 280-300 м<sup>3</sup> на тонну размещенных отходов на полигоне, что выше средних значений 120-200 м<sup>3</sup>/т. Свалочный газ токсичен для биоты и его накопление в поровом пространстве и воздействие на корневую систему рассматривается как одна из возможных причин угнетенности растительного покрова вокруг свалочных масс. Свободное распространение свалочного газа также приводит к загрязнению атмосферы.

Жидкая компонента свалочных грунтов, формирующаяся в процессе взаимодействия компонентов системы «порода – вода – газ – живое вещество», является наиболее мобильной и экологически значимой средой переноса большого количества токсичных веществ на полигоне. Источниками ее образования являются инфильтрация атмосферных осадков (60%), отжим влаги из твердых компонент грунта за счет давления его вышележащих слоев (30%), а также биогеохимические процессы разложения, одним из продуктов которого является вода (10%). Количественное содержание жидкой компоненты в исследованных нами свалочных грунтах полигонов составляло порядка 50-55%.

Как показали анализы химического состава жидкой фазы свалочных масс, основными ее компонентами являются органическое вещество, хлориды, сульфаты, тяжелые металлы и металлоиды (Fe, Mg, Mn, Zn, Cr, Co, Pb, As, Cu, Ni, Hg и др.). Согласно нашим исследованиям, пределы содержания тяжелых металлов в жидкой фазе ТБО составили (в ppm) по Mn 175-4323, Zn 29-977, Cu 15-874, Pb 10-354, Ni 10-173, Cr 30-179, и по Fe 2,3-6,8%. Содержание органического вещества в свалочном фильтрате, оцениваемое по показателю ХПК, на начальном этапе складирования составляло 2000-5000 мг О<sub>2</sub>/л, тогда как показатель БПК<sub>14</sub> не превышал 10% от ХПК, что свидетельствовало о более медленных темпах разложении органического вещества в пределах свалочного тела полигона, чем в природной среде.

Оценка валового содержания ТМ в жидкой фазе свалочного грунта показала, что концентрации металлов в фильтрате заметно варьируют в зависимости от глубины взятия пробы (0,5-7,0 м) от 1300 до 5000 мкг/л. При этом наибольшие концентрации Zn и Pb

отмечены в более глубоких горизонтах исследованных шурфов на глубине 5,0-7,0 м. (рис.1).

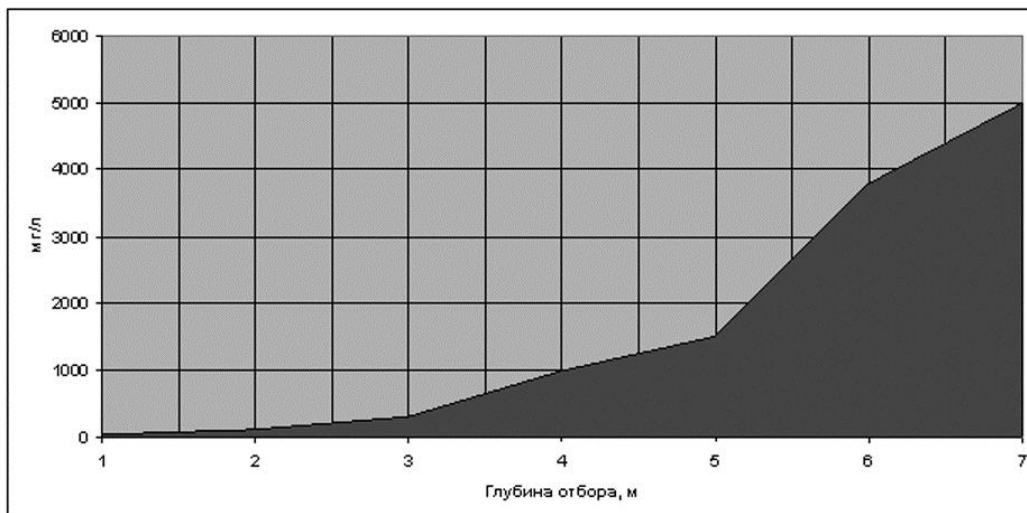


Рис. 1. Схема распределения концентраций Zn в жидкой фазе ТБО по глубине.

Отмеченные различия определяются стадией ферментации свалочных грунтов (ацидофикация или метаногенез) и степенью участия органических веществ в формировании растворимых комплексов тяжелых металлов. По результатам проведенных нами исследований стадия ацидофикации («молодой» фильтрат) характеризовалась низкими значениями pH (5,5-7,0), большим количеством низкомолекулярных продуктов распада, высокими валовыми концентрациями элементов, включая тяжелые металлы, и одновременно низкими значениями концентраций гумусовых и фульвокислот, что создает благоприятные условия для формирования растворимых комплексов ионов тяжелых металлов с анионами свободных карбоновых кислот. Стадия метаногенеза («старый» фильтрат) характеризовалась высокими значениями pH (7,0-8,5), значительно меньшими валовыми содержаниями органических веществ, и, прежде всего, органических кислот, способных удерживать металлы в растворенном состоянии, но наличием гуминовых соединений (в основном - фульвокислот). Эти условия, очевидно, способствовали отмеченному резкому снижению в фильтрате концентраций растворимых форм металлов, за исключением Pb, которому свойственно образовывать устойчивые комплексы с гумусовыми кислотами [2].

Микроорганизмы в массиве свалочного грунта являются основными участниками всех этапов ферментации и сложных превращений: продукты разложения → фильтрат → биогаз → живое вещество. Анализ состава бактериальных ценозов свалочного грунта как важнейшей биологической составляющей свалочных масс, отобранных нами на полигоне «Новый Свет Эко» с различной глубины (до 5,5 м), позволил установить, что их структура характеризуется ярко выраженными доминантами (составляющими более 70% общей бактериальной массы), отсутствием или малочисленностью часто встречающихся видов и большим количеством случайных видов. Эти данные подтверждаются проведенными микробиологическими исследованиями проб свалочных масс, отобранных при бурении на картах складирования полигона «Спецавтотранс».

При оценке воздействия полигонов ТБО на состояние примыкающих к полигону территорий в качестве основного контролируемого параметра загрязнения было выбрано содержание тяжелых металлов в компонентах окружающей природной среды. Установленные в ходе исследования диапазоны концентраций тяжелых металлов в почвах

и грунтах территорий, прилегающих к полигону «Спецавтотранс», а также фоновые концентрации тяжелых металлов и величины ПДК этих металлов для почв приведены в таблице 2. Анализ данных свидетельствует, что содержание основных загрязняющих металлов в почвах снижалось в ряду  $Fe > Mn > Zn > Cu > Cr > Ni > Pb$ , что в целом соответствовало характеру распределения концентраций указанных тяжелых металлов в жидкой фазе ТБО, при этом концентрации отдельных тяжелых металлов на обследованных территориях имели достаточно широкие диапазоны варьирования (табл. 2). Железо превалировало над другими тяжелыми металлами на всех обследованных участках в зоне полигона, однако его концентрации не превышали фоновые значения и величину ПДК более, чем в 2,1 раза. Содержание остальных металлов было существенно выше фонового, но превышение над ПДК отсутствовало по Mn, а по другим металлам в наиболее загрязненных участках составило по Ni, Cr и Zn 3,21; 7,76 и 11,2 ПДК, а по Cu и Pb достигало 27,5 и 85,0 ПДК.

**Таблица 2.** Диапазоны концентраций тяжелых металлов в почвах и грунтах на прилегающих к полигону «Спецавтотранс» территориях, их фоновые значения и ПДК (мг/кг сухой массы).

Объект	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb
Пробы	19000-98000	462-1367	60-1116	44-1514	30-746	18-273	11-2549
Фон	65000	120	40	18	15	15	20
ПДК в почвах	46500*	1500	100	55	100	85	30

\* - ПДК для Fe в почве не разработано, в качестве сравнения использован кларк в земной коре.

На основе проведенного факторного анализа ассоциаций поллютантов в свалочном грунте (жидкой фазе) полигона ТБО «Спецавтотранс» и в загрязненных почвах и грунтах примыкающих к полигону была установлена генетическая взаимосвязь выявленных геохимических аномалий и состава фильтрата ТБО.

С целью количественной оценки экологического состояния прилегающих к полигону территорий были определены индексы суммарного загрязнения почв тяжелыми металлами ( $Z_c$ ), при расчете которых в качестве фоновых были взяты концентрации контролируемых металлов в зональных почвах, находящихся вне сферы локального антропогенного воздействия. Согласно существующих нормативов, при  $Z_c$  менее 16 почва относится к категории допустимого загрязнения, 16-32 – к умеренно опасной, 32-128 - к опасной, более 128 - к чрезвычайно опасной. Схема, отражающая распределение показателя  $Z_c$  для почв в зоне полигона «Спецавтотранс», свидетельствует, что загрязнение почв и грунтов в основном не выходит за пределы умеренно опасных значений ( $Z_c=16-32$ ). При этом участки с  $Z_c=32-128$  расположены в северо-западном и северном направлении, что согласуется с общим уклоном местности и направлением движения потока поверхностных и подземных вод (Рис.2).

Биоиндикационные исследования на прилегающих к полигонам территориях базировались на исследовании биоаккумуляции тяжелых металлов в корнях и побегах произрастающих на них растений мать-и-мачехи обыкновенной (*Tussilago farfara* L.); полыни горькой (*Artemisia absinthium* L.); полыни обыкновенной (*Artemisia vulgaris* L.); крапивы двудомной (*Urtica dioica* L.); крапивы жгучей (*Urtica urens* L.); пижмы



обыкновенной (*Tanacetum vulgare* L.); иван-чая узколистного (*Chamerion angustifolium*); осота огородного (*Sonchus oleraceus*); горца птичьего (*Polygonum aviculare* L.). Среди отобранных видов полынь, мать-и-мачеха и крапива были представлены повсеместно. Анализ этих растений на содержание загрязняющих тяжелых металлов выявил наличие положительной корреляции между повышенными уровнями концентраций Fe, Zn, Cu, Pb, Cr и Ni в почво-грунтах примыкающих к полигонам территорий и уровнями соответствующих тяжелых металлов в органах произрастающих на них растений, прежде всего, в их корнях. В подавляющем большинстве опробований содержание металлов в корнях растений снижалось в ряду Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cr>Ni (табл. 3), что отвечало общим закономерностям количественного распределения содержания загрязняющих тяжелых металлов в почвах (табл. 2). При этом по уровням аккумуляции в корнях Fe и Mn растения распределялись в порядке крапива> полынь> мать-и-мачеха, а по Zn, Cu, Cr Ni – в порядке полынь> крапива> мать-и-мачеха. Следует отметить, что на участке, сильно загрязненном свинцом (2549 мг/кг в почве) содержание Pb в корнях полыни составило 498, а у крапивы – 277 мг/кг сухой биомассы, что свидетельствует о высокой степени вовлечения этих растений в биогеохимический цикл Pb.

**Таблица 3.** Диапазоны концентраций тяжелых металлов в листьях (над чертой) и корнях (под чертой) индикаторных растений на территориях, прилегающих к полигону «Спецавтотранс», и их фоновые значения (мг/кг сухой массы).

Объект	Fe	Mn	Zn	Cu	Cr	Ni	Pb
<b>Мать-и-мачеха</b>	<u>514-1755</u> 8547-22794	<u>10-111</u> 84-621	<u>14-250</u> 23-636	<u>10-302</u> 10-3361	<u>30-34</u> 30-97	<u>11-18</u> 11-46	<u>10-32</u> 10-437
<b>Мать-и-мачеха (корни, фон)</b>	9100,0	270,0	130,0	65,0	40,0	25,0	30,0
<b>Полынь</b>	<u>410-4836</u> 6830-24007	<u>10-192</u> 42-834	<u>18-170</u> 28-1203	<u>10-111</u> 10-8080	<u>30-58</u> 30-101	<u>10-22</u> 15-62	<u>10-30</u> 10-498
<b>Полынь (корни, фон)</b>	8700,0	170,0	120,0	105,0	40,0	20,0	25,0
<b>Крапива</b>	<u>652-1776</u> 704-32894	<u>11-200</u> 88-750	<u>45-180</u> 49-919	<u>21-83</u> 24-2583	<u>30-34</u> 32-114	<u>15-25</u> 15-102	<u>15-18</u> 16-277
<b>Крапива (корни, фон)</b>	9300,0	250,0	130,0	140,0	45,0	25,0	40,0

Важным количественным критерием значимости растения как аккумулятивного биоиндикатора и одновременно активного участника биогеохимических процессов на загрязненных территориях является величина коэффициента биологического накопления (КБН) металлов в системе почва/корень, который рассчитывали по формуле  $КБН = A/B$ , где  $A$  - содержание металла в биомассе корня (мг/кг),  $B$  - содержание металла в почве (мг/кг) (Куриленко и др., 2004). Было показано, что на большей части обследованных территорий величины КБН металлов в корнях полыни, крапивы и мать-и-мачехи удерживались в относительно узких пределах, которые составили для Fe 0,2-0,5, Mn 0,1-0,4, Zn 0,4-0,9, Cu 0,3-0,8, Cr 0,6-2,6, Ni 0,6-1,6, Pb 0,4-1,2, что дает основание

рассматривать эти растения как объекты, отвечающие целям аккумулятивной биоиндикации на загрязненных ТМ территориях. В то же время на участках с резко контрастными уровнями Fe в почвах (98000 и 19000 мг/кг при 4000-5500 мг/кг на большинстве участков), значения КБН, особенно Zn и Cu, в корнях растений выходили за указанные пределы, а именно, заметно снижались в условиях высокого содержания Fe в почве (до 0,06 и 0,05 у мать-и-мачехи и 0,23 и 0,25 у полыни) и, напротив, резко увеличивались (до 1,07 и 2,2 и 2,02 и 5,34 у тех же растений) при низком содержании в ней Fe. В последнем случае концентрации Zn и Cu в корнях полыни достигали максимальных значений - 1203 и 8080 мг/кг соответственно (табл. 3). Отмеченные факты полностью согласуются с представлениями о конкуренции металлов за места их связывания в корнях растений [8, 9], которая может повлиять на коэффициенты переноса металлов в системе почва-растение на территориях с полиметаллическим загрязнением.

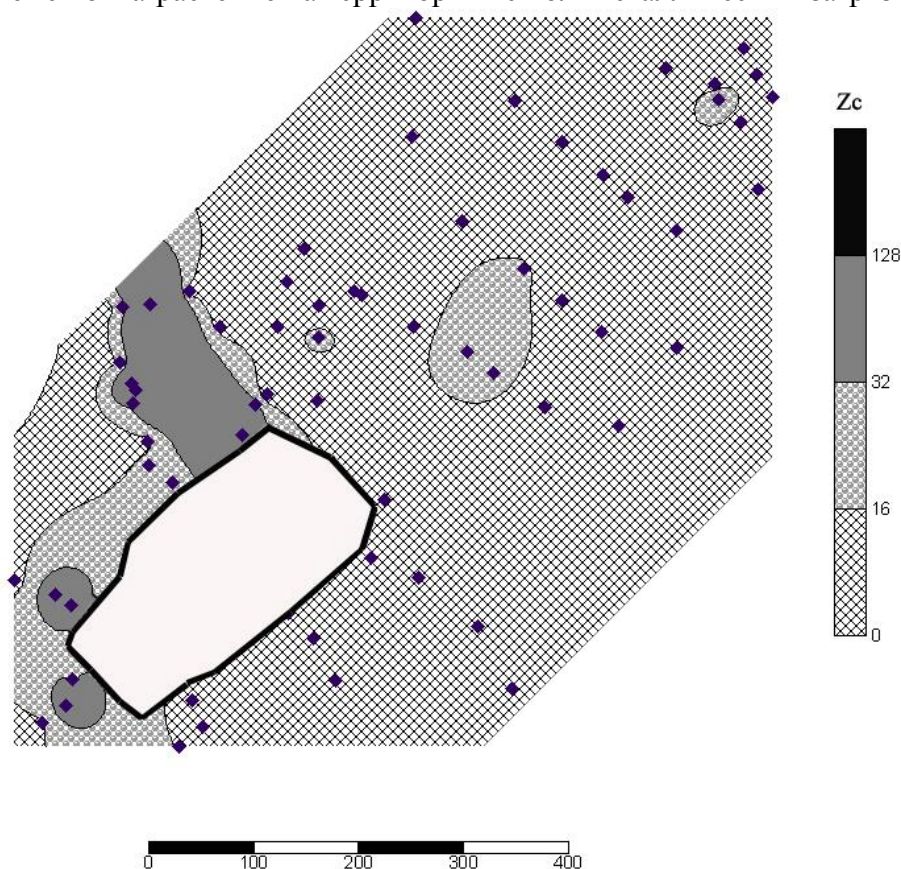


Рис. 2. Схема распределения Zc на прилегающих к полигону территориях (Спецавтотранс, Тосненский район).

Анализ содержания металлов в надземных органах растений (табл.3) не выявил строгой зависимости данного параметра от уровня загрязненности почв и грунтов (табл.2). Индекс переноса металлов в системе корень-побег снижался по мере увеличения аккумуляции металла в корне, что было выражено сильнее в отношении Mn, Zn, Cu и Pb. Величина индекса составляла в среднем 0,4-1,0 на мало загрязненных территориях и снижалась до 0,05-0,5 у полыни и крапивы и до 0,2-0,8 у мать-и-мачехи при сильном загрязнении почв. Отмеченная закономерность в целом свойственна поведению тяжелых металлов во многих видах растений, обладающих стратегией эксклюдеров, и детерминирована барьерной функцией корня [8, 10].

Учитывая наличие корреляций между количественным распределением содержания загрязняющих тяжелых металлов в почвах, грунтах и корнях растений, нами была рассмотрена возможность применения биоиндикаторных показателей, установленных для

корней растений, к оценке экологического состояния природных систем в зоне воздействия полигонов ТБО. В качестве оценочного критерия были выбраны коэффициенты концентрации ( $K_k$ ) 3-х металлов - Zn, Cu и Pb в корнях индикаторных растений (мать-и-мачеха, полынь, крапива) на обследованных территориях, рассчитанные относительно содержания этих металлов в корнях растений фоновых территорий (табл. 3), которые были сопоставлены с величинами  $K_k$  тех же металлов в почвах по отношению к их региональному фону в почвах.

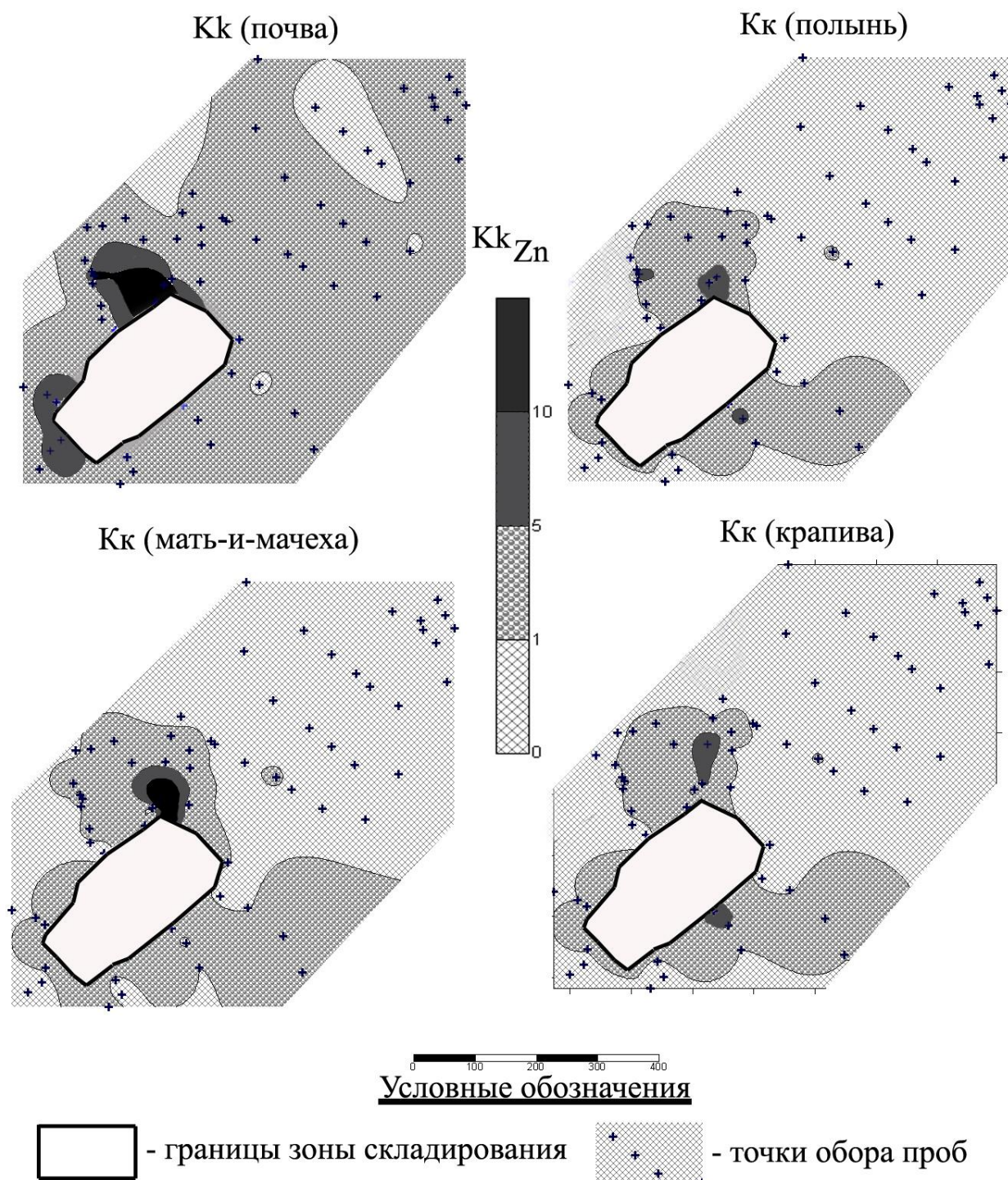
Анализ характера распределения величин  $K_k$  свидетельствовал (рис.3 а, б, в), что величины  $K_k$  металлов для почв обследованных территорий в целом находились в пределах 1-5, за исключением нескольких зон повышенного локального загрязнения с показателями  $K_k$  5-10 и свыше 10. Величины  $K_k$  для растений оказались более ранжированными, причем области с величинами  $K_k$  1-5 располагались ближе к телу полигона и имели форму пятен, вытянутость которых позволяла судить о доминирующих направлениях распространения потоков металлов. Поскольку степень аккумуляция металлов в растениях определяется их биодоступностью преимущественно в ионной форме, полученные данные позволяют полагать, что растения реагируют на свежие потоки ионов тяжелых металлов в среде. Наиболее четко о направленности потоков можно судить по  $K_k$  для Zn, для которого характерна в целом высокая миграционная способность, при этом среди индикаторных растений в большей степени на потоки металлов реагировала мать и мачеха, в меньшей степени – полынь и крапива. Таким образом, биогеохимический метод индикации с использованием показателя  $K_k$  в корнях растений представляется более информативным и имеющим определенные преимущества в рамках оценки воздействия полигонов ТБО на текущее экологическое состояние окружающей среды. Расположение биогеохимических ореолов дает возможность охарактеризовать основные пути миграции загрязнений с территории зоны складирования, а также свидетельствуют о наличии разрывов в системе защитных сооружений полигона ТБО. Сопоставление предельно допустимых показателей с действительным количеством загрязняющих веществ дает основание для оценки оптимальных размеров санитарно-защитных зон, представляющих собой обязательный элемент любого объекта природопользования, в том числе и полигонов ТБО.

Таким образом, в настоящей работе апробирован новый научно-методологический подход к оценке экологического состояния природных и природно-техногенных систем на основе применения геохимических и гидрогеохимических методов в комплексе с методами биоиндикации. Данный метод оценки состояния природной среды в системе «свалочная масса тела полигона ТБО – окружающая среда» позволяет:

- уточнить общую геоэкологическую ситуацию и детализировать оценку степени и направления негативного воздействия в системе «свалочная масса тела полигона ТБО – окружающая среда».
- обосновать размеры и охарактеризовать конфигурацию санитарно-защитных зон вокруг полигонов ТБО, различающихся длительностью эксплуатации и объемами размещенных на них свалочных масс,
- подойти к разработке природоохранных рекомендаций по экологической безопасности полигонов ТБО с учетом их негативного воздействия на примыкающие к полигонам территории.

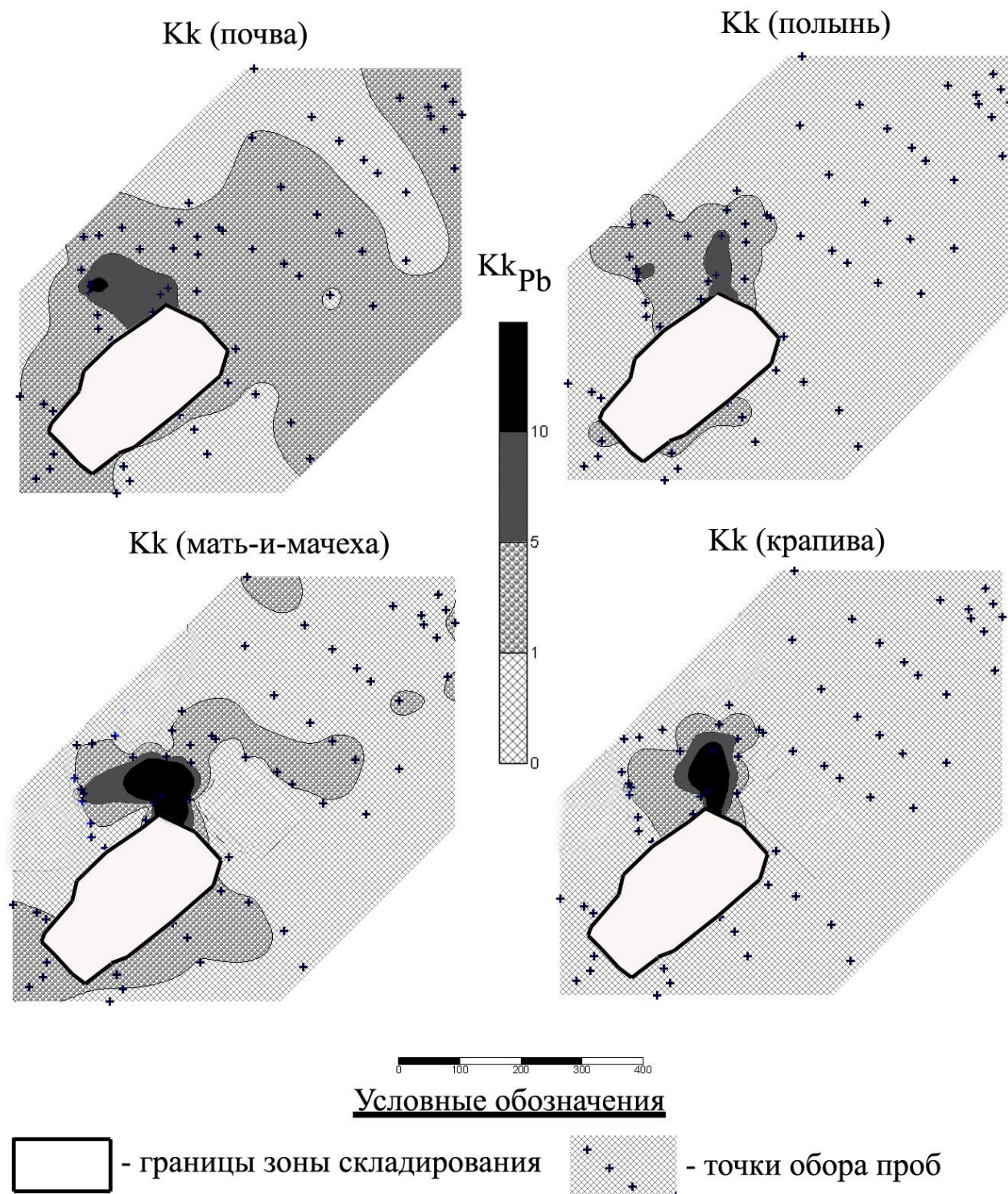
*Работа выполнена при финансовой поддержке РФФИ, грант 08-05-00719*





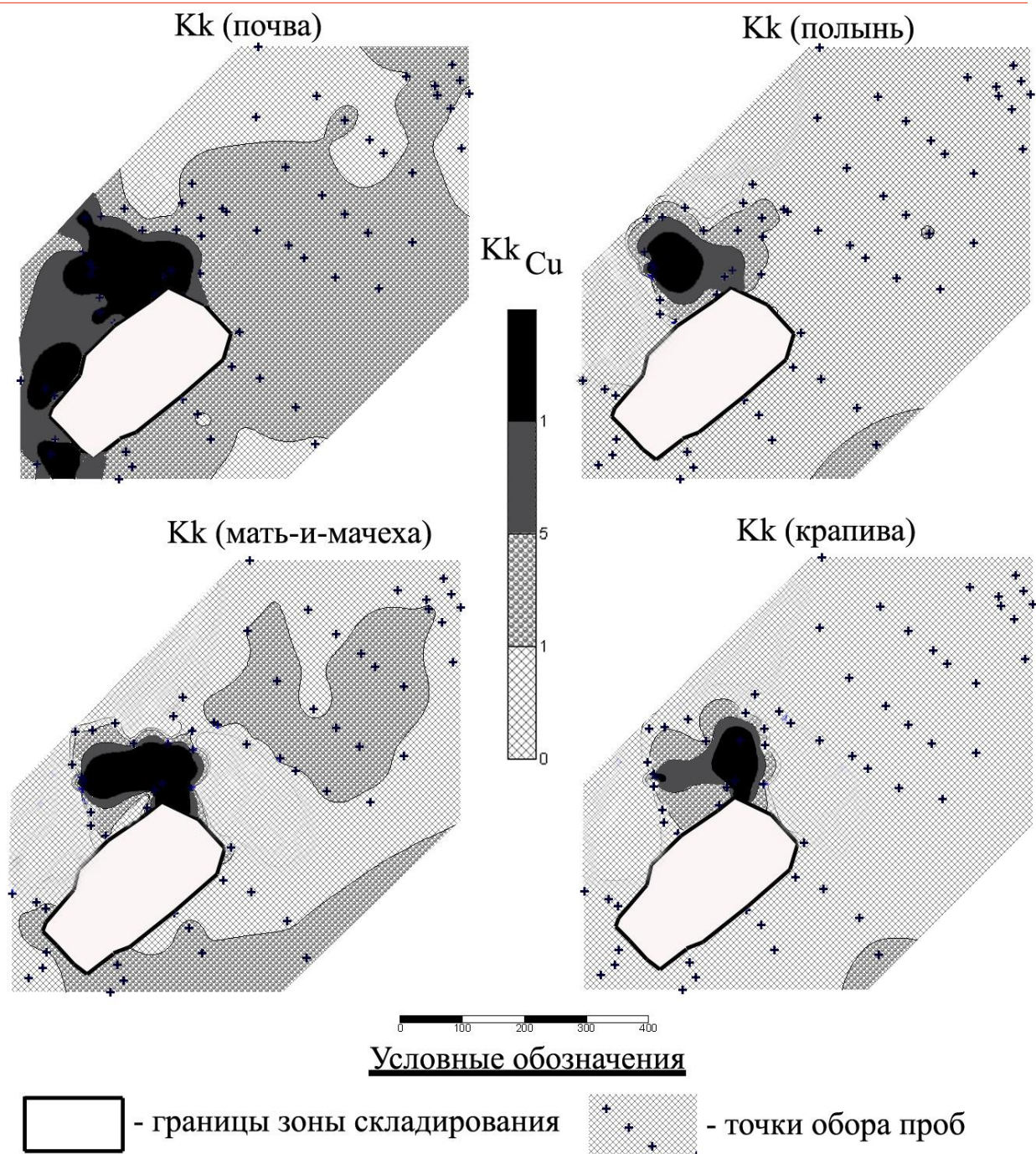
**Рис. 3 а.** Схема распределения  $K_k(Zn)$  в почвах и растениях на полигоне Спецавтотранс (Тосненский район).





**Рис. 3 б.** Схема распределения  $K_k(Pb)$  в почвах и растениях на полигоне Спецавтотранс (Тосненский район).





**Рис. 3 в.** Схема распределения  $K_k(Cu)$  в почвах и растениях на полигоне Спецавтотранс (Тосненский район).

**Список литературы.**

1. Артемов Н.И., Серeda Т.Г., Костарев С.Н., Низамутдинов О.Б. Технологии автоматизированного управления полигоном захоронения твердых бытовых отходов. Пермь: Изд-во Научно-исследовательского института управляющих машин и систем, 2003. 266 с.
2. Путилина В.С., Галицкая И.В., Юганова Т.И. Влияние органического вещества на миграцию тяжелых металлов на участках складирования ТБО. Новосибирск, 2005. 100 с.
3. Бартоломей А.А. Основы проектирования и строительства хранилищ отходов. М.: «АСВ», 2004. 187 с.
4. Потапов П.А., Пупырев Е.И., Потапов А.Д. Методы локализации и обработки фильтрата полигонов захоронения ТБО. М.: АСВ, 2004. 166 с.
5. Подлипский И.И. Полигон бытовых отходов как объект геологического исследования. // Вестник СПбГУ, 2010. Сер. 7, Вып. 1. С. 15-31
6. Куриленко В.В., Осмоловская Н.Г. и др. Основы экогеологии, биоиндикации и биотестирования водных экосистем/ Под ред. В.В. Куриленко. СПб.: Изд-во СПбГУ, 2004. 448 с.
7. Куриленко В.В., Осмоловская Н.Г. Эколого-биогеохимическая роль макрофитов в водных экосистемах урбанизированных территорий (на примере малых водоемов Санкт-Петербурга)// Экология, 2006. №3. С. 163-167.
8. Титов А.Ф., Таланова В.В., Казнина Н.М., Лайдинен Г.Ф. Устойчивость растений к тяжелым металлам. Петрозаводск: Карельский научный центр РАН, 2007. 172 с.
9. Grotz N., Guerinot M.L. Molecular aspects of Cu, Fe and Zn homeostasis in plants // Biochimica et Biophysica Acta, 2006. N 1763. P.595-608
10. Lux A, Martinka M, Vaculik M., White P.J. Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. J. Exp.Bot., 2011. Vol. 62, N. 1. P. 21–37.

**Выходные данные:** «Экология и промышленность России». М.: Изд-во ЗАО «Калвис», №11 2012, с. 28-32