

УДК 504.064.2

А.Н. Огурцов¹, К.А. Бахматова²

ИНТЕГРАЛЬНАЯ ОЦЕНКА И ПРОСТРАНСТВЕННЫЙ АНАЛИЗ ПОТЕНЦИАЛЬНОЙ УСТОЙЧИВОСТИ ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА УРБАНИЗИРОВАННОЙ ТЕРРИТОРИИ К ЗАГРЯЗНЕНИЮ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

***Резюме.** В данной публикации рассматривается интегральный показатель для оценки потенциальной устойчивости городских почв к загрязнению тяжелыми металлами, с использованием 10 различных индикаторов устойчивости. Интегральные оценки устойчивости почв получены с использованием АСПИД-метода. Вариант оценочного расчета учитывал как критерии аккумуляции тяжелых металлов, так и способность почвы к самоочищению. Предлагаемый метод оценки был апробирован на участке в пригородной зоне Санкт-Петербурга. Пространственный анализ потенциальной устойчивости проводился с использованием географической информационной системы (ГИС).*

***Ключевые слова:** почва, устойчивость, тяжелые металлы, интегральный показатель, АСПИД, ГИС.*

Введение. Для урбанизированных территорий характерно загрязнение почвенного покрова тяжелыми металлами, распространение которого является крайне неравномерным, отражая распределение техногенной нагрузки на ландшафты в настоящем и прошлом. В связи с высокой плотностью населения на территории Санкт-Петербурга оценка экологической безопасности почв и устойчивости их экологического функционирования приобретает особую значимость.

Закономерности поведения тяжелых металлов (ТМ) в почвах исследуются на протяжении многих лет. Несмотря на сформировавшиеся за это время общие представления о механизмах, ответственных за мобилизацию и закрепление металлов в почве, не хватает точных количественных данных, моделей миграции, исчерпывающе описывающих поведение металлов в почве и взаимодействие с отдельными фазами-носителями.

ТМ перераспределяются в профиле под влиянием процессов почвообразования. Так, оподзоливание приводит к элювиально-иллювиальному перераспределению в профиле не только Al и Fe, но многих тяжелых металлов (Mn, Cr, Zn, Cu, Ni, Se, La, Y) [Водяницкий, Горячкин, Савичев, 2011]. Поступающие в почву ТМ техногенного происхождения взаимодействуют с различными компонентами почвы. Основную роль здесь играет почвенно-поглощающий комплекс, в состав которого входят минеральные и органические коллоиды. Так, глинистые минералы аккумулируют значительные количества тяжелых металлов [Ильин, 1985, Sances et al., 2003]. Оксиды и гидроксиды железа и марганца формируют пленки на поверхности почвенных частиц, формируют конкреции в почвах. В пленках этих оксидов

¹ Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле СПбГУ, 199178, Санкт-Петербург, Россия, инженер-исследователь; e-mail: aogurcov@yandex.ru.

² Санкт-Петербургский государственный университет, Институт наук о Земле СПбГУ, кафедры биогеографии и охраны природы, доцент, кандидат с-х н.; Санкт-Петербург, 199178, Россия, e-mail: kbakh@mail.ru.

концентрируются многие элементы, при этом в максимальной степени сорбируются элементы с близким радиусом ионов: Co^{2+} , Co^{3+} , Ni^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , Cd^{2+} , Pb^{2+} , Ag^+ . Связь ТМ с оксидами железа и марганца показана как для фоновых, так и для загрязненных почв [Kabata-Pendias. 2004]. Металлы могут соосаждаться с карбонатами или сорбироваться на оксидах железа и марганца, осажденных на поверхности минеральных частиц карбонатов. В ряде почв заметную роль играет взаимодействие металлов с фосфатами или осаждение металлов в форме сульфидов. Во множестве работ показано образование соединений ТМ с органическим веществом почвы. Константы устойчивости металлоорганических комплексов могут быть представлены в виде следующего ряда: $\text{U} > \text{Hg} > \text{Sn} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co} > \text{Fe} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Mn} > \text{Sr}$. Активно сорбируют ТМ не только гумусовые горизонты, но и торфа и подстилки. В то же время есть сведения о мобильности комплексов ТМ с низкомолекулярными органическими соединениями в почвах [Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989].

Геохимическую устойчивость М.А. Глазовская [Глазовская, 1988] определила как саморегуляцию геохимических процессов и очищения от продуктов техногенеза. М.А. Глазовская выделила ряд критериев геохимической устойчивости ландшафтно-геохимических систем: 1) скорость химических превращений органических и минеральных веществ; 2) характер химических и связанных с ними фазовых превращений веществ в зависимости от типа геохимических барьеров; 3) интенсивность выноса веществ (продуктов техногенеза) за пределы данной ландшафтно-геохимической системы.

А.С. Федоровым [Федоров, 2008] предложены следующие параметры устойчивости почв к антропогенному воздействию: гранулометрический состав, минералогический состав, мощность гумусового горизонта, содержание гумуса в гумусовом горизонте (%) и запасы гумуса в верхних 20 см (т/га), тип гумуса по соотношению гуминовых и фульвокислот, рН, Eh, содержание подвижных форм химических элементов, содержание аморфных гидроксидов железа и алюминия, наличие карбонатов. Автор подчеркивает приоритет значимости более стабильных генетических параметров (гранулометрический и минералогический состав, запасы гумуса) перед динамичными функциональными (рН, окислительно-восстановительный потенциал и т.д.).

Согласно В.В. Снакину с коллегами [Снакин и др., 1992], показателями устойчивости почв являются: ЕКО, мощность гумусового горизонта, водный режим, положение в ландшафте (аккумулятивное, транзитное, элювиальное), крутизна склона. Первые два показателя отвечают за иммобилизацию загрязняющих веществ, второй и третий – за самоочищение почвы. Крутизна склона может способствовать выносу загрязняющих веществ, но при определенном уровне провоцировать эрозионные процессы.

Б.П. Градусов и А.В. Хабаров [Градусов, Хабаров, 1998] выделили два основных фактора устойчивости – поглотительную способность почв и условия почвообразования, прежде всего климатические. Авторы определяют почвенно-геохимическую устойчивость земель, как способность верхнего корнеобитаемого слоя почв противостоять повышению концентрации как валовых, так и подвижных форм соединений ТМ при антропогенно обусловленном загрязнении. Эта способность зависит от двух групп факторов: поглощения (закрепления) элементов и противоположно направленного их удаления (выноса, перераспределения, разбавления, перевода в нерастворимые формы). Способность к поглощению (закреплению) определяется гранулометрическим и минералогическим составом, наличием карбонатов, гипса, легкорастворимых солей, содержанием и фракционно-групповым составом гумуса. Способность земель и почв к удалению, перераспределению и разбавлению загрязняющих веществ зависит от соотношения процессов литогенеза и почвообразования, выноса с биологическим круговоротом, интенсивностью элювиальных, иллювиальных и метаморфических процессов, а также типом водного режима. В этой классификации в разряд земель с высоким уровнем устойчивости попадают подбуры и подзолы, в связи с интенсивностью выноса веществ из их профиля, и синлитогенные вулканические почвы, а черноземы и дерново-карбонатные почвы отнесены к малоустойчивым.

Шкалу буферной способности почв по отношению к тяжелым металлам разработали В.Б. Ильин и А.И. Сысо [Ильин, Сысо, 2001]. В ней выделяются следующие градации бу-

ферной способности почв: очень низкая (до 10 баллов) – песчаные, слабо гумусированные, мало плодородные почвы, низкая (11–20 баллов) – супесчаные почвы с невысоким содержанием гумуса, средняя (21–30 баллов) – многие почвы, пригодные для выращивания растений, повышенная (31–40 баллов) – суглинистые и глинистые почвы, с высоким содержанием гумуса и нейтральной реакцией среды, высокая и очень высокая (41–50 баллов и выше) – глинистые почвы, обильно гумусированные, с щелочной реакцией. На основе обработки экспериментальных данных средствами многомерного статистического анализа, Е.И. Караванова [Караванова, 2002] установила, что в оподзоленных буроземах и дерново-глеевых почвах Центрального Лесного заповедника буферную способность по отношению к ТМ определяют содержание гумуса (Сорг, %), содержание обменного Са, величина удельной поверхности, ЕКО, рН водн. и степень насыщенности основаниями.

Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) или редокс-потенциал почв также влияет на устойчивость почв к загрязнению тяжелыми металлами. Изменения этого показателя колеблются в диапазоне от +800 до -300 мВ. В дерново-подзолистых почвах ОВП верхних горизонтов составляет 450–550 мВ, в торфянистых почвах верхние горизонты имеют ОВП 400–440 мВ, нижние водонасыщенные горизонты – 250–300 мВ и ниже [Орлов, 1985]. Рядом авторов [Chuan, Shu & Liu, 1996, Balint, Nechifor & Ajmone-Marsan, 2014] отмечается неоднозначная роль изменчивости этого показателя в устойчивости почв. В частности окислительно-восстановительная динамика среды может способствовать как мобилизации одних элементов, так и увеличению подвижности других. При этом высвобождение и перераспределение тяжелых металлов, очевидно, контролируется восстановительным растворением и окислительным осаждением оксидов железа и марганца. В тоже время соосаждение тяжелых металлов с оксидами и гидроксидами железа и марганца чувствительно к изменению ОВП и не может рассматриваться как механизм, обеспечивающий длительное удаление ТМ. Эти оксиды нестабильны в восстановительных условиях, что приводит к высвобождению металлов [Garsia et al., 2010]. Растворение оксидов/гидроксидов Fe и Mn представляется главным механизмом, контролирующим высвобождение ТМ при восстановительных условиях [Davranche and Bollinger, 2000], и ему способствует кислая реакция [Deng, 1997]. В свою очередь стабильность Fe^{2+} и оксидов/гидроксидов железа зависит от рН и ОВП. Слабо окристаллизованные минералы $Fe(OH)_3$ (ферригидрит) восстанавливаются при более высоком ОВП при данном рН, чем кристаллические минералы FeOOH (гетит) или Fe_2O_3 (гематит). В общем случае, растворенные формы железа присутствуют в кислой среде. При рН, близком к нейтральному, железо может существовать в растворе только при низком ОВП или в составе органических комплексов в почвах с окислительным режимом [Violante et al., 2010].

Наличие сульфатов в водах и сульфатов, локально высвобождающихся при разложении органического вещества, так же может являться необходимым условием для накопления ТМ. Микробиологическое восстановление сульфатов с образованием сульфидов и элементарной серы начинается при низком ОВП (менее -150–220 мВ). Прежде всего, осаждаются сульфиды железа, ТМ адсорбируются на минералах сульфидов железа или осаждаются как самостоятельная твердая фаза [Du Laing et al., 2009].

Динамика меди, с другой стороны, зависит от присутствия чувствительных к окислительно-восстановительным условиям минералов меди. Медь более подвижна в окислительных условиях и относительно стабильна в анаэробной среде. В поведении же свинца отсутствует ясный тренд в зависимости от окислительно-восстановительных условий, однако более высокие концентрации свинца в фильтрах по сравнению с поровыми водами позволяют предположить большую подвижность свинца при изменении окислительно-восстановительных условий.

Ю.Н. Водяницкий [Водяницкий, 2009] отмечает, что среди металлов с переменной валентностью на кислом восстановительном барьере накапливаются Cr^{3+} , Mo^{4+} , Mn^{4+} . Причем, Cr (III) закрепляется гораздо прочнее, чем шестивалентный хром, причем закрепление его происходит в восстановительной среде на кислом восстановительном барьере. По Водяницкому, глеевый горизонт (суглинистый) может рассматриваться как сорбционный минерало-

гический (алюмосиликатный) барьер. Роль глинистых минералов как сорбентов ТМ, в глеевых почвах возрастает, т.к. роль оксидов/гидроксидов железа в них снижена. Причем наиболее прочно на этом алюмосиликатном барьере закрепляются медь и цинк.

Вследствие такой изменчивости ОВП и противоречивому влиянию его на подвижность элементов, не учитывается этот показатель в известных нам шкалах оценки устойчивости за исключением работы А.С. Федорова [Федоров, 2008], где градации выглядят так: ОВП >500, 400–500, 400–(-200), -201–300 мВ. Соответственно, со снижением ОВП снижаются баллы устойчивости.

Другим важным показателем состояния почв является рН, который наряду с ОВП оказывает влияние на миграцию и накопление ТМ и коррелирует с последним. Известно, что чем выше рН почвы, тем ниже, при прочих равных условиях, будет ее Eh. Подкисление почвы должно вызвать обратную реакцию, т.е. повышение потенциала, если только этому не препятствуют сопутствующие процессы. Кроме того, рН может оказывать более сильный эффект на мобилизацию металлов, чем Eh, особенно при наличии сульфидов [Chuan, Shu & Liu, 1996].

Таким образом, при экологической оценке устойчивости почвы к загрязнению тяжелыми металлами (ТМ) считается целесообразным учитывать способность почвы к иммобилизации загрязнителей, переводу их в неактивные (малоподвижные) формы, и противоположную ей способность почвы к самоочищению. В последнем случае в профиле складываются условия для активной миграции ТМ и их выноса за пределы профиля и микроландшафта в целом. Факторами, ответственными за иммобилизацию ТМ в почве, являются следующие: содержание тонкодисперсных фракций (физической глины и особенно ила), минералогический состав твердой фазы (присутствие минералов группы смектита и смешаннослойных минералов с лабильной кристаллической решеткой, обладающих высокой емкостью поглощения), присутствие коллоидных форм гидроксидов железа и марганца, содержание и фракционный состав гумуса, наличие свободных карбонатов. Значения рН и окислительно-восстановительного потенциала определяют условия и возможность миграции металлов в почвах. Большинство катионогенных ТМ подвижны в кислой среде, окислительные условия также способствуют подвижности большинства металлов. Для процессов самоочищения почв большое значение имеют водный режим и положение в рельефе (элювиальная, транзитная или аккумулятивная позиция). Идеальными с точки зрения интенсивности самоочищения, при прочих равных условиях, будут промывной водный режим и элювиальное местоположение: такие условия в таежной зоне складываются, например, в автоморфных подзолах на камовых возвышенностях. На подвижность элементов в почве влияет также концентрация почвенного раствора. Избыток влаги в почве благоприятствует появлению в ней металлов с низкой валентностью в более растворимых формах, способных мигрировать далеко за пределы профиля [Садовникова, 1992]. Имеют значение видовой состав растительного покрова (в связи с разной способностью растений к извлечению из почвы и аккумуляции ТМ) и скорость трансформации растительного опада (скорость повторного вовлечения ТМ в биогеохимический круговорот). Интенсивность биологического круговорота является в общем случае функцией климата, но при равенстве климатических условий интенсивность трансформации опада зависит от водного режима, состава растительных остатков, численности и функциональной активности почвенной биоты. И.О. Алябина с соавторами [Алябина и др., 2008], оценивая способность почвенного покрова России к самоочищению, применили для оценки интенсивности биогенного круговорота отношение продукции фитомассы актуального растительного покрова к запасам мортмассы. Данный коэффициент позволяет четко разделять зональные типы растительности, т.к. зависит от климатических характеристик. На региональном уровне различия в уровне накопления мортмассы на поверхности почвы связаны в основном со степенью дренированности: по мере развития переувлажнения почв сначала увеличивается мощность подстилки, затем формируется торфяной горизонт.

Материалы и методы исследований. Как мы видим, оценка устойчивости является серьезной проблемой из-за большого числа оценочных критериев и носит интегральный ха-

ракти. В качестве инструмента для решения данной проблемы, нами используются модели свертки многих характеристик с различными размерностями и учетом неоднозначности их влияния на устойчивость и построения индекса устойчивости в качестве интегрального оценочного критерия.

В качестве объекта исследования и оценки устойчивости почвы к загрязнению тяжелыми металлами выбран участок территории в пригородной зоне Санкт-Петербурга [Огурцов, Бахматова, Машкин, 2013]. Согласно почвенно-географическому районированию [Добровольский, Урусевская, 2004, Гагарина и др., 1995], участок находится на территории Чудского округа Прибалтийской провинции. Факторами дифференциации почвенного покрова участка служат мезорельеф и уровень залегания грунтовых вод. В почвенном покрове выделено 5 типов почв и почвенных комплексов рис. 1.

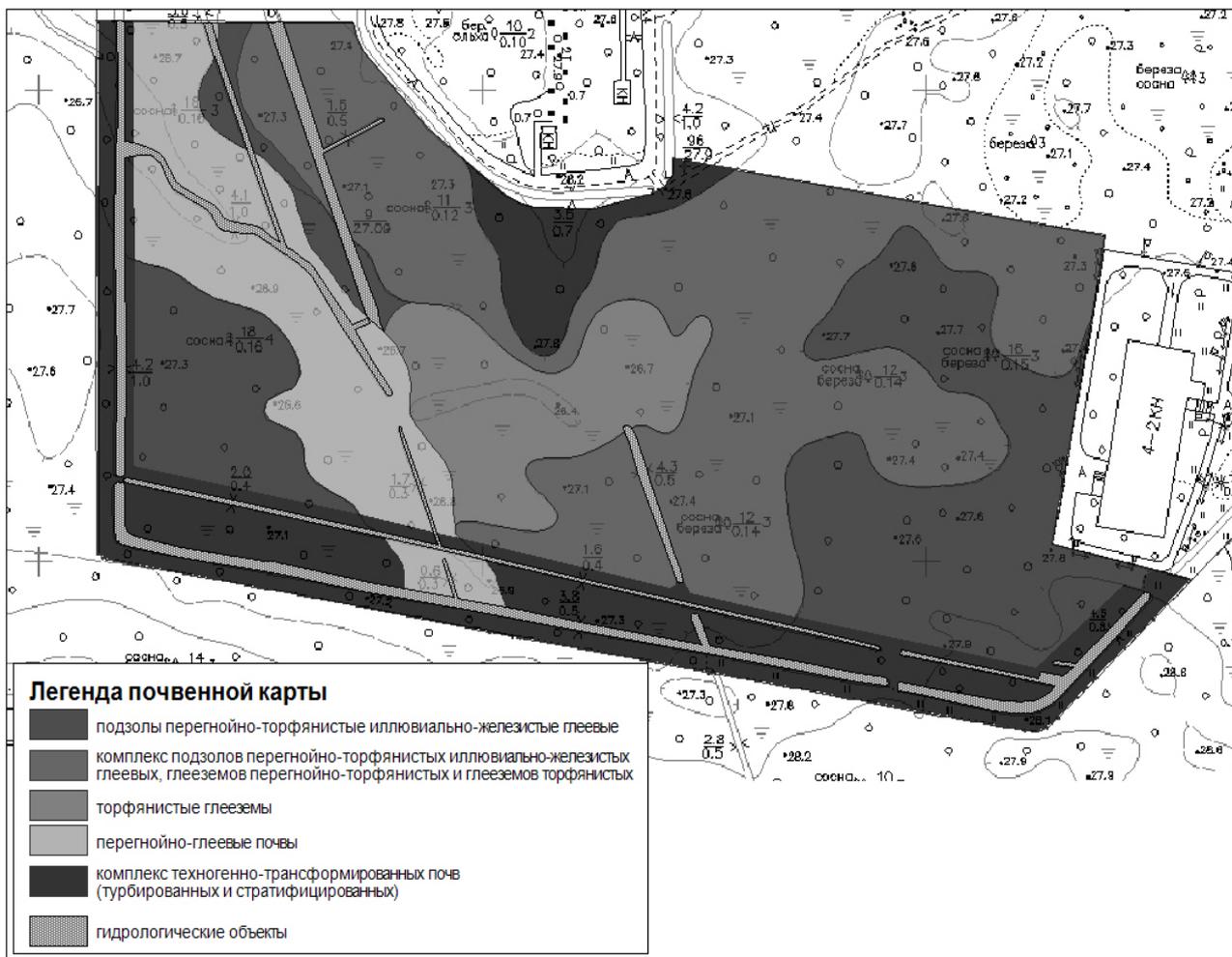


Рис. 1. Почвенный покров участка изысканий [Огурцов, Бахматова, Машкин, 2013]

Почвы участка и их различные горизонты дифференцированы по условиям миграции и аккумуляции ТМ. Среди поверхностных горизонтов наибольшей способностью к аккумуляции ТМ обладают перегнойные горизонты, с высоким содержанием органических коллоидов и менее кислой, чем в торфяных горизонтах, реакцией среды. Наиболее прочные связи с органическим веществом, согласно многочисленным литературным данным, образует свинец, а также медь – одни из приоритетных загрязнителей городских почв. Наименьшей способностью к закреплению ТМ обладают подзолистые горизонты – с низкой емкостью катионного обмена, обусловленной песчаным гранулометрическим составом, и сильнокислой реакцией. В иллювиально-железистых горизонтах фазоносителями иммобилизованных ТМ могут быть неокристаллизованные гидроксиды желе-

за, образующие пленки на поверхности песчаных зерен в этом горизонте. В торфяно-глееземах накопление ТМ может происходить как в торфяном горизонте за счет взаимодействия элементов с органическими коллоидами, так и в глеевом горизонте (взаимодействии с минеральными коллоидами, понижение окислительно-восстановительного потенциала на глеевом барьере). Имобилизации ТМ в верхней части профиля техногенно-трансформированных почв способствует наличие гумусового горизонта, мощность которого невелика и сильно варьирует в пространстве. Факторами активной миграции ТМ на участке являются низкий рН и преобладающий легкий гранулометрический состав верхних минеральных горизонтов. Характеристика почв исследуемого участка по условиям миграции и аккумуляции ТМ дана в таблице 1.

В основу моделей интегральной оценки потенциальной устойчивости почвенного покрова к загрязнению тяжелыми металлами положена методика анализа и синтеза показателей при информационном дефиците (АСПИД) [Хованов, 1996]. В качестве объектов оценки устойчивости служат почвенные выделы, представленные на рисунке 1.

Процедура построения индекса устойчивости включает:

– формирование вектора исходных характеристик, которые необходимы для оценки устойчивости. В нашем исследовании использованы показатели из таблицы 1.

– формирование вектора отдельных показателей на основе вектора исходных характеристик, т.е. каждой исходной характеристике ставится в соответствие отдельный показатель устойчивости. Теперь j -й почвенный выдел может быть отождествлен с вектором значений отдельных показателей устойчивости, который представляет собой многокритериальную оценку этого почвенного контура.

Для формирования системы отдельных показателей $q_i(x_i)$, характеризующих оценку устойчивости почвенного покрова с точки зрения выбранных отдельных критериев, используются нормирующие функции. Если при возрастании характеристики x_i от значения x_{min} до значения x_{max} оценка q_i возрастала от 0 до 1 используется функция вида:

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 0 & \text{при } x_i \leq x_{min} \\ ((x_i - x_{min}) / (x_{max} - x_{min}))^n & \text{при } x_{min} \leq x_i \leq x_{max} \\ 1 & \text{при } x_i \geq x_{max} \end{cases} ; \quad (1)$$

Если же оценка q_i убывает от 1 до 0 при возрастании характеристики x_i от значения x_{min} до значения x_{max} то используется функция вида:

$$q_i = q_i(x_i) = \begin{cases} 1 & \text{при } x_i \leq x_{min} \\ ((x_{max} - x_i) / (x_{max} - x_{min}))^n & \text{при } x_{min} \leq x_i \leq x_{max} \\ 0 & \text{при } x_i \geq x_{max} \end{cases} . \quad (2)$$

– - определение вида синтезирующей функции. В нашем исследовании используется функция средневзвешенного вида:

$$Q_j = Q(q; w) = \sum_{i=1}^m q_i w_i \quad (3)$$

где Q_j – интегральный индекс устойчивости для j -го почвенного контура;

q_i – отдельный показатель, характеризующий устойчивость с точки зрения величины i -го критерия для j -го контура;

w_i – весовые коэффициенты.

Параметры устойчивости почв участка к загрязнению тяжелыми металлами

Наименование почвы	Аккумуляция							Миграция (вынос)			
	Характеристики органогенных горизонтов			Характеристики минеральных горизонтов				Физико-химические условия миграции		Интенсивность миграции	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
	Мощность, см	Содержание органического вещества (ППП,%)	ЕКО, ммоль(+)/100 г почвы/степень насыщенности, %	ЕКО, ммоль(+)/100 г почвы	Наличие горизонта, обогащенного оксидами железа и алюминия	Наличие экранирующих барьеров (подстилки, глины)	Глеевый барьер	pH вод	Окислительно-восстановительный режим	Водный режим	Положение в рельефе
По _{тг}	15-20	92-95 (О, Т). 47-50 (Th)	50-120/от 2-5 до 40%	<10	+	+	+	4,0-4,5	окислительно-восстановительный	промывной с периодическим переувлажнением	повышенные участки (транзитно-элювиальное)
Г _т	15-20	92-95	75-80/3-5%	<10	-	+	+	4,4-4,7	восстановительный	застойный	замкнутые понижения (аккумулятивное)
Г _п	15-40	75-80	90-120/25-40%	10-15	-	+	+	5,5-5,7	Окислительно-восстановительный	проточное избыточное увлажнение	ложбинообразные понижения (транзитно-аккумулятивное)
ТГ	5-7	4,5-5,7	15-20/30-40%	10-15	-	+	-	4,6-4,8	окислительный, периодически восстановительный	промывной с периодическим переувлажнением	повышенный участок+борта канав (транзитно-элювиальное)

Обозначения основных почв: По_{тг} – подзолы перегнойно-торфянистые иллювиально-железистые глеевые; Г_т – глеезы торфянистые, Г_п – перегнойно-глеевые, ТГ – техногенно-трансформированные почвы.

– формирование вектора весовых коэффициентов с использованием Байесовской модели рандомизации [Хованов, 1996] поскольку на практике существует, как правило, проблема получения числовой информации о весовых коэффициентах. За счет такой процедуры рандомизации получаем числовые оценки конкретного вектора весовых коэффициентов в виде математическое ожидание рандомизированных весовых коэффициентов и их стандартных отклонений;

– использование вектора рандомизированных весовых коэффициентов в функции свертки отдельных показателей и получение оценок рандомизированных сводных показателей (индексов), с последующим сравнением устойчивости почвенных выделов по величине соответствующих рандомизированных индексов.

Результаты исследований и их обсуждение. Формирование вектора исходных характеристик с последующим проведением процедуры расчета индекса устойчивости осуществлялись в системе Geo_Expert [Васильев, Огурцов, Хованов, 2004]. Вариант расчета учитывал «весомость» отдельных критериев оценки согласно условию:

$$w_{10}=w_{11}>w_2=w_3=w_8=w_9>w_1>w_4>w_5=w_7;$$

где индекс при весовых коэффициентах соответствует номеру характеристики в таблице 1.

Подстиление суглинком является одним из факторов, влияющим на аккумуляцию тяжелых металлов, в качестве экранирующего барьера. В данном варианте расчета этот критерий не учитывался, поскольку повсеместно встречается на исследуемой территории.

Проведенные расчеты позволили получить количественные оценки индекса устойчивости и привязать его к почвенным выделам с визуализацией оценок на карте средствами ГИС-технологии (рис. 2).

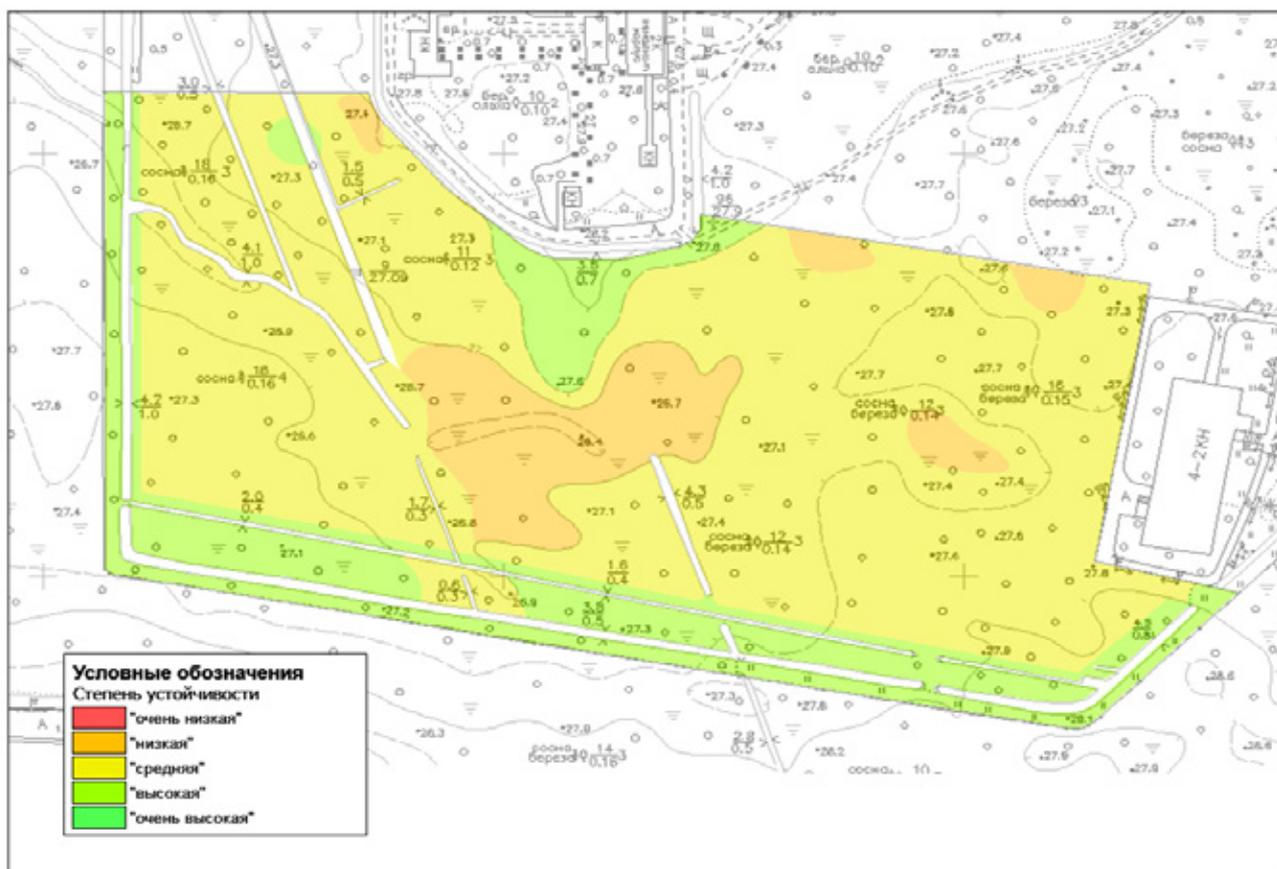


Рис. 2. Интегральная оценка потенциальной устойчивости почвенного покрова к загрязнению тяжелыми металлами

Анализ полученных результатов в данном варианте расчета показывает, что в целом потенциальная устойчивость почвенного покрова участка отличается малой контрастностью. В основном преобладают почвы со «средней» степенью устойчивости. «Низкая» степень устойчивости характерна для участков занятых торфянистыми глееземами, в том числе входящими в состав почвенных комплексов. Высокой степенью устойчивости характеризуются комплексы техногенно-трансформированных почв и приуроченный к повышению рельефа участок в пределах распространения почвенного комплекса, сформированного подзолами перегнойно-торфянистыми иллювиально-железистыми глеевыми, глееземами перегнойно-торфянистыми и глееземами торфянистыми.

Выводы. Полученные результаты показали, что эффективное решение задачи по оценке потенциальной устойчивости почвы к загрязнению тяжелыми металлами возможно в рамках АСПИД-метода и его интеграции с ГИС. В рассмотренном примере на основе учета 10 показателей устойчивости рассчитаны интегральные критерии, на основе которых проведен анализ и оценка устойчивости на участке территории в пригородной зоне Санкт-Петербурга. Выявлены пространственные особенности изменения устойчивости.

Практическая апробация АСПИД-метода еще раз подтвердила его надежность в исследованиях по оценке интегративных свойств сложных систем.

Благодарности. Хотелось бы выразить высокую признательность Российскому Фонду фундаментальных исследований за поддержку исследований по оценке устойчивости в рамках проекта по гранту № 16-05-00715-а., а также Институту наук о Земле СПбГУ за помощь в организации работ.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алябина И.О., Урусевская И.С., Мартыненко И.А., Кречетов П.П. Почвенный покров России и его способность к самоочищению (по карте масштаба 1:15 000 000) // Доклады по экологическому почвоведению, 2008. № 1. Вып. 7. С. 24–38.
2. Васильев В.Ю., Огурцов А.Н., Хованов Н.В. Организация специализированных приложений для ГИС на принципах АСПИД-методологии // Устойчивое развитие территорий: геоинформационное обеспечение и практический опыт. Материалы международной конференции Интеркарто 10. Владивосток (Россия). – Чаньчунь (КНР), 2004. С. 134–143.
3. Водяницкий Ю.Н. Свойства тяжелых металлов и металлоидов в почвах. Агрохимия, 2009. № 8. С. 85–94.
4. Водяницкий Ю.Н., Горячкин С.В., Савичев А.Т. распределение редкоземельных (Y, La, Ce) в профиле почв подзолистого ряда // Почвоведение. 2011. № 5. С. 546–555.
5. Гагарина Э.И., Матинян Н.Н., Счастливая Л.С., Касаткина Г.А. Почвы и почвенный покров Северо-Запада России. СПб., изд-во СПбГУ, 1995. 234 с.
6. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М., 1988. 328 с.
7. Градусов Б.П., Хабаров А.В. Методология и принципы диагностики и классификации земель по почвенно-геохимической устойчивости к загрязнению тяжелыми металлами и радионуклидами/Рациональное природопользование в условиях техногенеза // Научные труды гос. ун-та по землеустройству. Вып. 1. М., 1998. С. 47–61.
8. Добровольский Г.В., Урусевская И.С. География почв. Учебник. М.: Изд-во МГУ-КолосС, 2004. 458 с.
9. Ильин В.Б. К вопросу о разработке предельно допустимых концентраций тяжелых металлов в почвах // Агрохимия. 1985. № 10. С. 94–101.
10. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск, изд. СО РАН, 2001. 229 с.
11. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Тяжелые металлы в почвах и растениях. М., 1989. 439 с.

12. *Караванова Е.И.* Выбор показателей для оценки устойчивости почв к загрязнению металлами с использованием методов многомерного статистического анализа // Тяжелые металлы и радионуклиды в окружающей среде: Сб. докладов Первой междунар. науч.-практ. конф., Семипалатинский гос. Ун-т, 9–11 февраля 2000. Семипалатинск, 2002. С. 211–218.
13. *Огурцов А.Н., Бахматова К.А., Машкин Ю.Л.* Картографическое моделирование и ГИС-анализ геохимической аномалии почво-грунтов урбанизированной территории // ИнтерКарто/ИнтерГИС-19: Устойчивое развитие территорий: теория ГИС и практический опыт. Материалы Международной конференции, Курск, Богота (Колумбия), 2–7 февраля 2013 г. Курск, 2013. С. 120–128.
14. *Орлов Д.С.* Химия почв: Учебник. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. 376 с. ил.
15. Оценка состояния и устойчивости экосистем/ *Снакин В.В., Мельченко В.Е., Бутовский Р.О. и др.* М.: Ин-т охраны природы, 1992. 128 с.
16. *Садовникова Л.К.* Химические свойства почв и окружающая среда // Экология и почвы. Избранные лекции VIII-IX Всероссийских школ. М.: ПОЛТЕКС, 1992. С. 110–116.
17. *Федоров А.С.* Устойчивость почв к антропогенным воздействиям. СПб.: Изд-во С.-Петербург. ун-та, 2008. 204 с.
18. *Хованов Н.В.* Анализ и синтез показателей при информационном дефиците. СПб, 1996. 196 с.
19. *Balint R., Nechifor G., Ajmone-Marsan T.* Leaching potential of metallic elements from contaminated soils under anoxia // Environ. Sc.: Processes and Impacts, 2014. 16. Pp. 211–219.
20. *Cances B., Ponthien M., Casterc-Rouelle M., Aubry E., Benedetti M.F.* Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results // Geoderma. 2003. 113. Pp. 341–355.
21. *Chuan M.C., Shu C.Y., Liu J.C.* Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH. Water, Air and Soil Pollution 90, 1996. Pp. 543–556.
22. *Davranche M., Bollinger J.C.* Heavy metals desorption from synthesized and natural iron and manganese oxyhydroxides: effect of reductive conditions. J. Colloid Interface Sc., 2000. 227. Pp. 531–539.
23. *Deng Y.* Effect of pH on the reductive dissolution rates of iron (III) hydroxide by ascorbate. Langmuir, 1997. 13. Pp. 1835–1839.
24. *Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., Tack F.M.G.* Trace metal behavior in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. Sc. of the Total Environment, 2009. 407. Pp. 3972–3985.
25. *Garsia J., Rousseau D.P.L., Morato J., Lesage E., Matamoros V., Bayona J.* Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands. Critical Reviews in Env. Sc. and Technology, 2010. 40. Pp. 561–661.
26. *Kabata-Pendias A.* Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue//Geoderma, 2004. 122. Pp. 143–149.
27. *Violante A., Cozzolino V., Perelomov L., Caporale A.G., Pigna M.* Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. J. of Soil Science and Plant Nutrition, 2010. 10 (3). Pp. 268–292.

A.N. Ogurtsov¹, K.A. Bahmatova²

INTEGRATED ASSESSMENT AND THE SPATIAL ANALYSIS OF THE POTENTIAL RESISTANCE OF URBAN SOILS TO POLLUTION BY HEAVY METALS

Abstract. For urban areas characterized by soil contamination with heavy metals, the spread of which is very uneven, reflecting the distribution of the anthropogenic impact on the landscape in the

¹ Saint Petersburg State University, Institute of Earth Sciences, 199178, St. Petersburg, Russia, research engineer; e-mail: aogurtcov@yandex.ru.

² Saint Petersburg State University, Institute of Earth Sciences, department of biogeography and conservation of nature, associate professor; St. Petersburg, 199178, Russia; e-mail: kbakh@mail.ru.

present and the past. Due to the high population density in the territory of St. Petersburg, assessment of environmental safety and sustainability of soil ecological functioning of particular importance.

Patterns of behavior of heavy metals (HM) in the soils studied for many years. Although formed during this time the general understanding of the mechanisms responsible for the mobilization and strengthening of metals in the soil does not have enough accurate quantitative data migration models exhaustively describing the behavior of metals in the soil and the interaction with the individual phases of the carrier.

In this paper, an integrated tool for measurement of the potential resistance of urban soils to pollution by heavy metals, and based on 10 various indicators was shown. For this assessment the integrated indicator was proposed and calculated using the ASPID-method. The variant calculations took into account both the ability of the soil to pollutant immobilization and transfer them to the inactive (sedentary) form and opposite her ability of the soil to cleanse itself. The proposed ASPID method was applied to the soils in the suburban area of St. Petersburg. The spatial analysis of the potential resistance was conducted using geographic information system (GIS) technique.

Keywords: soil, resistance, heavy metals, integrated indicator, ASPID, GIS.

Acknowledgement. We would like to express my high appreciation to the Russian Foundation for Basic Research for the support of research to assess the sustainability of the project by the grant № 16-05-00715-a., And the Institute of Earth Sciences, St. Petersburg State University for their assistance in the organization of work.

REFERENCES

1. Aljabina I.O., Urusevskaja I.S., Martynenko I.A., Krechetov P.P. Pochvennyj pokrov Rossii i ego sposobnost' k samoochishheniju (po karte masshtaba 1:15 000 000) [Russian soil cover and its ability to cleanse itself (map scale of 1:15 000 000)] // Doklady po jekologicheskomu pochvovedeniju, 2008. № 1. Vyp. 7. Pp. 24–38.
2. Vasil'ev V.Ju., Ogurcov A.N., Hovanov N.V. Organizacija specializirovannyh prilozhenij dlja GIS na principah ASPID-metodologii [Organization of specialized applications for GIS-ASP on the principles of methodology] // Ustojchivoje razvitie territorij: geoinformacionnoe obespechenie i praktičeskij opyt. Materialy mezhdunarodnoj konferencii Interkarto 10. Vladivostok (Rossija) – Chan'chun' (KNR) 2004. Pp. 134–143.
3. Vodjanickij Ju.N. Svojstva tjazhelyh metallov i metalloidov v pochvah. [Properties of heavy metals and metalloids in soils]. Agrohimija, 2009. № 8. Pp. 85–94.
4. Vodjanickij Ju.N., Gorjachkin S.V., Savichev A.T. raspredelenie redkozemel'nyh (Y, La, Ce) v profile pochv podzolistogo rjada [Distribution of rare earth (Y, La, Ce) in the soil profile of podzolic series] // Pochvovedenie. 2011. № 5. Pp. 546–555.
5. Gagarina Je.I., Matinjan N.N., Schastnaja L.S., Kasatkina G.A. Pochvy i pochvennyj pokrov Severo-Zapada Rossii. [Soils and soil cover of the North-West of Russia]. SPb., izd-vo SPbGU, 1995. 234 p.
6. Glazovskaja M.A. Geohimija prirodnyh i tehnogennyh landshaftov SSSR. [Geochemistry of natural and man-made landscapes of the USSR] M., 1988. 328 p.
7. Gradusov B.P., Habarov A.V. Metodologija i principy diagnostiki i klassifikacii zemel' po pochvenno-geohimicheskoj ustojchivosti k zagraznženiju tjazhelymi metallam i radionuklidami [The methodology and principles of diagnosis and classification of land by soil geochemical resistance to contamination by heavy metals and radionuclides] /Racional'noe prirodopol'zovanie v uslovijah tehnogeneza // Nauchnye trudy gosun-ta po zemleustrojstvu. Vyp. 1. M., 1998. Pp. 47–61.
8. Dobrovol'skij G.V., Urusevskaja I.S. Geografija pochv. [The geography of soils.] Učebnik. M.: izd-vo MGU-KolosS, 2004. 458 p.
9. Il'in V.B. K voprosu o razrabotke predel'no dopustimyh koncentracij tjazhelyh metallov v pochvah [On the question of the development of maximum permissible concentrations of heavy metals in soils] // Agrohimija. 1985. № 10. Pp. 94–101.

10. *Il'in V.B., Syso A.I.* Mikrojelementy i tjazhelye metally v pochvah i rastenijah Novosibirskoj oblasti.[Trace elements and heavy metals in soils and plants of the Novosibirsk region]. Novosibirsk: izd. SO RAN, 2001. 229 p.
11. *Kabata-Pendias A., Pendias H.* Tjazhelye metally v pochvah i rastenijah.[Heavy metals in soils and plants]. M., 1989. 439 p.
12. *Karavanova E.I.* Vybor pokazatelej dlja ocenki ustojchivosti pochv k zagrjazneniju metallami s ispol'zovaniem metodov mnogomernogo statisticheskogo analiza [The choice of indicators for the evaluation of soil resistance to contamination by metals using methods of multivariate statistical analysis] // Tjazhelye metally i radionuklidy v okruzhajushhej srede: Sb. dokladov Pervoj mezhdunar. nauch.-prakt. konf., Semipalatinskij gos. Un-t, 9–11 fevralja 2000. Semipalatinsk, 2002. Pp. 211–218.
13. *Ogurcov A.N., Bahmatova K.A., Mashkin Ju.L.* Kartograficheskoe modelirovanie i GIS-analiz geohimicheskoj anomalii pochvo-gruntov urbanizirovannoj territorii [Ordnance Survey GIS modeling and analysis of geochemical anomalies in soils and subsoils urbanized territory] // Inter-Karto/InterGIS-19: Ustojchivoje razvitie territorij: teorija GIS i prakticheskij opyt. Materialy Mezhdunarodnoj konferencii, Kursk, Bogota (Kolumbija), 2–7 fevralja 2013 g. Kursk, 2013. Pp. 120–128.
14. *Orlov D.S.* Himija pochv: Uchebnik.[Soil Chemistry: Textbook]. M.: Izd-vo Mosk. un-ta, 1985. 376 p.
15. Ocenka sostojanija i ustojchivosti jekosistem [Assessment of the state of ecosystems and] / *Snakin V.V., Mel'chenko V.E., Butovskij R.O. i dr.* M.: In-t ohrany prirody, 1992. 128 p.
16. *Sadovnikova L.K.* Himicheskie svojstva pochv i okruzhajushhaja sreda [The chemical properties of the soil and the environment] //Jekologija i pochvy. Izbrannye lekicii VIII-IX Vserossijskih shkol. M.: POLTEKS, 1992. Pp. 110–116.
17. *Fedorov A.S.* Ustojchivost' pochv k antropogennym vozdejstvijam. [The stability of soils to anthropogenic influences]. SPb.: Izd-vo S.-Peterb. un-ta, 2008. 204 p.
18. *Hovanov N.V.* . Analiz i sintez nokazatelej pri informacionnom deficite. [Analysis and synthesis nokazateley with information deficiency]. SPb., 1996. 196 p.
19. *Balint R., Nechifor G., Ajmone-Marsan T.* Leaching potential of metallic elements from contaminated soils under anoxia // Environ. Sc.: Processes and Impacts, 2014. 16. Pp. 211–219.
20. *Cances B., Ponthien M., Casterc-Rouelle M., Aubry E., Benedetti M.F.* Metal ions speciation in a soil and its solution: experimental data and model results // Geoderma. 2003. 113. Pp. 341–355.
21. *Chuan M.C., Shu C.Y., Liu J.C.* Solubility of heavy metals in a contaminated soil: effects of redox potential and pH. Water, Air and Soil Pollution 90, 1996. Pp. 543–556.
22. *Davranche M., Bollinger J.C.* Heavy metals desorption from synthesized and natural iron and manganese oxyhydroxides: effect of reductive conditions. J. Colloid Interface Sc., 2000. 227. Pp. 531–539.
23. *Deng Y.* Effect of pH on the reductive dissolution rates of iron (III) hydroxide by ascorbate. Langmuir, 1997. 13. Pp. 1835–1839.
24. *Du Laing G., Rinklebe J., Vandecasteele B., Meers E., Tack F.M.G.* Trace metal behavior in estuarine and riverine floodplain soils and sediments: A review. Sc. of the Total Environment, 2009. 407. Pp. 3972–3985.
25. *Garsia J., Rousseau D.P.L., Morato J., Lesage E., Matamoros V., Bayona J.* Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands. Critical Reviews in Env. Sc. and Technology, 2010. 40. Pp. 561–661.
26. *Kabata-Pendias A.* Soil-plant transfer of trace elements – an environmental issue//Geoderma, 2004. 122. Pp. 143–149.
27. *Violante A., Cozzolino V., Perelomov L., Caporale A.G., Pigna M.* Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. J. of Soil Science and Plant Nutrition, 2010. 10 (3). Pp. 268–292.