

## ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.06631.4

### ПОДХОД К УСТАНОВЛЕНИЮ ЗОН ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ ОТВЕТСТВЕННОСТИ ПРЕДПРИЯТИЙ И УРОВНЕЙ ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННОГО ФОНА ПОЧВ

© 2022 г. А. С. Яковлев<sup>а</sup>, \*, М. В. Евдокимова<sup>а</sup>

<sup>а</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: yakovlev\_a\_s@mail.ru

Поступила в редакцию 15.01.2022 г.

После доработки 25.03.2022 г.

Принята к публикации 30.03.2022 г.

Предложен подход к выделению зон экологической ответственности предприятий – источников антропогенного воздействия на компоненты окружающей среды, в основе которого лежит определение граничных показателей природно-антропогенного фона для почв, а также санитарно- и природно-защитных зон. В качестве приоритетного интегрального индикатора для установления границ последней предложено экологическое состояние почв, которое отражает общее состояние окружающей среды в ответ на антропогенную нагрузку на природный комплекс земель при фиксированном времени. Обоснован способ выделения зон экологической ответственности точечных источников антропогенного воздействия, что способствует дальнейшему научному и практическому развитию системы экологического мониторинга, производственного контроля, оценки воздействия на окружающую среду, экологической экспертизы, а также организации системы экологического зонирования и нормирования территории. На примере Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) показано, что зона экологической ответственности предприятия, выделенная расчетным путем на основе нелинейной модели Гендугова и Глазунова, имеет переменный размер с границами, которые удалены на 3.6–6.7 км от точечного источника воздействия. Значение природно-антропогенного фона в форме среднего геометрического из валовых концентраций в поверхностном слое почв маркерных для данного вида производства поллютантов, а именно четырех тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd и Zn), составило 68 мг/кг. Уровень естественного фона для исследуемой территории соответствует 20 мг/кг. Анализ пространственного распределения фактических значений NDVI в пределах границ зоны экологической ответственности предприятия, а также на фоновых территориях, подтвердил правомерность ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве, проведенного на основе особых точек теоретической модели и отражающего степень антропогенного воздействия СУМЗ.

*Ключевые слова:* экологическое зонирование, экологическое нормирование, оценка воздействия на окружающую среду, биоиндикация загрязнения

**DOI:** 10.31857/S0032180X22090167

#### ВВЕДЕНИЕ

До настоящего времени в научно-прикладном аспекте природоохранной деятельности не определена связь между качеством окружающей среды и уровнем антропогенного воздействия на нее. В частности, нерешенным остается вопрос установления границ предельно-допустимого (порогового) состояния компонентов окружающей среды территорий, подвергающихся антропогенному влиянию, а также не определены показатели их фонового (оптимального) состояния [30, 36, 37]. Согласно принятому в международной системе определению [16], фоновое значение – это статистическая характеристика общего естественного геохимического и антропогенного

содержания веществ в почве. С нашей точки зрения, это определение целесообразно дополнить фразой: ... способствующего поддержанию оптимального уровня их экологического состояния. Под оптимальным понимается состояние почвы, при котором достигается максимально возможная реализация всех экологических и ресурсных функций почв в соответствии с принадлежностью их к определенной категории земель, при этом колебания состояния почв не достигают критических уровней, а биологический потенциал почв способен к самовосстановлению [36].

Экологический фон предполагает равновесное сочетание, как естественной (природной), так и антропогенной составляющей, что соответ-

ствует ноосферному представлению [2] о функционировании современных экосистем и дает основание называть этот фон природно-антропогенным. В свою очередь, может быть предложено дифференцированное установление природно-антропогенного фона почв, с учетом региональных природных особенностей и уровня антропогенного воздействия, связанного с конкретным видом хозяйственного использования земель.

Не разработаны подходы к оконтуриванию “зон экологической ответственности предприятий” (ЗЭО) – участков территорий, формирующихся в окрестностях источников антропогенного воздействия на окружающую среду. Отдельные специалисты склоняются к мысли, что наряду с установлением естественного природного фона (ЕПФ), соответствующего ненарушенному природному состоянию компонентов окружающей среды, может быть разработан региональный природно-антропогенный фон с обязательным учетом природных особенностей региона и видов уже сложившейся на этой территории антропогенной нагрузки [30, 39].

Территория, обладающая свойствами природно-антропогенного фона, является необходимой составляющей зоны экологической ответственности. Она служит определенной точкой отсчета антропогенных изменений окружающей среды под влиянием рассматриваемого источника воздействия.

По аналогии с установлением принятых в современной практике природопользования санитарно-защитных зон (СЗЗ) вокруг предприятий, рассмотрена возможность выделения природно-защитных зон (ПЗЗ). Если СЗЗ преимущественно ориентированы на защиту здоровья человека, то выделение ПЗЗ обусловлено необходимостью сохранения качества окружающей среды в зоне деятельности конкретного предприятия. При этом предполагается, что санитарно-защитные зоны входят в состав природно-защитных зон, основанных на принципах экологического нормирования. Границы СЗЗ устанавливаются на основе санитарно-эпидемиологического законодательства [25, 33], в то же время официальные методики выделения границ природно-защитных зон пока не разработаны и не утверждены. Это обстоятельство препятствует успешной реализации задач государственного управления качеством окружающей среды [35].

Направления по решению указанных проблем были заданы Постановлением Правительства РФ от 13 февраля 2019 г. № 149 “О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды ...” [26]. В отдельных нормативно-методических документах, в частности, в “Методических рекоменда-

циях по выявлению деградированных и загрязненных земель” [20], природно-антропогенный фон (ПАФ) устанавливается, исходя из специфики воздействия на окружающую среду. При оценке деградированных земель ПАФ определяется, как “... оптимальное “эталонное” состояние, соответствующее нулевому уровню потери природно-хозяйственной значимости земель”. Под природно-хозяйственной значимостью понимается качество земель, лимитирующее характер и эффективность их хозяйственного использования, участия почвенного покрова в обеспечении функционирования экосистем, в том числе агроэкосистем, и существования природных ландшафтов. При оценке химического загрязнения под ПАФ подразумевается “... фоновое содержание химических соединений и элементов в почвах, соответствующее их естественным концентрациям в почвах различных почвенно-климатических зон, не испытывающих заметного антропогенного воздействия”.

Отсутствие факта накопления экологического, санитарно-эпидемиологического и социально-экономического ущерба – главный признак способности природной и антропогенно-измененной системы к самовосстановлению и устойчивому развитию в рамках конкретной природно-антропогенной территории.

Согласно современным представлениям границей ПЗЗ служит черта, за пределами которой не наблюдается воздействие рассматриваемого антропогенного источника на окружающую среду [13, 14, 17, 39, 43], однако зачастую достаточно сложно точно установить предельные границы влияния конкретного антропогенного источника на окружающую среду и выделить соответствующие фоновые территории. Так, при выбросах в атмосферный воздух загрязняющие вещества способны переноситься на большие расстояния и оказывать воздействие на окружающую среду на значительном удалении от источника загрязнения [7, 13, 14, 30]. Аналогичные примеры можно привести и в отношении переноса загрязняющих веществ водными потоками [1, 4, 18].

При установлении фоновых уровней состояния окружающей среды возникает необходимость сосредоточиться на поисках оптимальных для состояния природы и качества жизни человека условиях, предполагающих наличие условно чистых территорий, дав им определение ноосферного природно-антропогенного фона [36]. Наиболее выраженным и обобщающим индикатором качества окружающей среды служит экологическое состояние почв, что обусловлено их способностью, в отличие от других компонентов окружающей среды, выступать в качестве геохимического барьера и закреплять в своем профиле мигрирующие с водой загрязняющие вещества, в частности, тяже-

лые металлы [1, 3, 4, 9–11, 22]. В свою очередь, границы природно-защитных зон и территории природно-антропогенного фона могут быть установлены с помощью чувствительных к антропогенному воздействию биологических показателей, реагирующих на состояние почв, например показателей отклика микробного сообщества почв (углерод микробной биомассы, базальное дыхание, функциональное разнообразие) [32], а также показателей состояния и функционирования экосистем, определяемых по результатам дистанционного зондирования поверхности Земли с использованием вегетационных индексов, получаемых в результате обработки материалов мультиспектральной съемки [14, 17, 40, 47]. Наиболее широко при этом применяется нормализованный разностный вегетационный индекс NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) [46].

Анализ внутригодовой динамики NDVI позволяет вскрыть фенологические фазы растительного покрова, идентифицировать растительность [41] и оценить фитомассу [44], а анализ межгодовой динамики дает возможность выявить наличие воздействий, изменяющих направление эволюционирования наземных экосистем, установить их механизмы и оценить последствия их влияния [17, 38]. В работах [12, 14] дано научное обоснование возможности объективной количественной оценки экологического состояния почв, загрязненных комплексом тяжелых металлов в виде их среднего геометрического содержания по материалам дистанционного зондирования Земли на базе теоретической модели отклика живого в форме NDVI на воздействие стрессоров с ее предварительной параметризацией на основе подспутниковых измерений. Представляется целесообразным апробировать данный подход [12, 14] для выявления размеров зоны воздействия иного источника загрязнения – Среднеуральского медеплавильного завода (СУМЗ) со свойственным ему химизмом загрязнения и расположенного в специфических физико-географических условиях. Выбор объекта обусловлен доступностью результатов многолетних научных исследований химического состояния почв [5, 45], а также геоботанических и экологических обследований окрестностей СУМЗ [6], которые использованы в качестве подспутниковых измерений.

В связи с этим целью настоящей работы служит разработка подхода к установлению зон экологической ответственности функционирующих антропогенных объектов и природно-антропогенного фона территории с учетом ее региональных природных особенностей и видов хозяйственного назначения на примере СУМЗ на основе нелинейной модели [8] с использованием величины NDVI в качестве количественного показателя отклика экосистемы на содержание тя-

желых металлов в почве в качестве показателя интенсивности воздействия стрессора.

Задачи исследования: 1) выявление закономерностей в пространственном распределении значений NDVI в зоне воздействия СУМЗ в рамках теоретической модели [8], 2) обоснование ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве, отражающего степень экологической безопасности для зоны воздействия СУМЗ, 3) выявление эмпирической зависимости концентрации тяжелых металлов в почве от расстояния до источника загрязнения и от среднегодовой доли ветров, направленных от этого источника к рассматриваемому участку, 4) установление зоны экологической ответственности СУМЗ в зависимости от природных условий и видов хозяйственного назначения территории, 5) определение значений природно-антропогенного фона для территории в границах природно-защитной зоны СУМЗ.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектом настоящего исследования была территория, прилегающая к промышленной площадке СУМЗ, расположенная в г. Ревда Свердловской области. СУМЗ осуществляет свою деятельность с 1940-х годов, то есть уже более 80 лет оказывает негативное воздействие на окружающую среду [5]. В 1980-х гг. валовый выброс СУМЗ достигал 150–225 тыс. т поллютантов в год. С начала 1990-х количество выбросов завода постепенно уменьшалось и к 2005 г. не превышало 27 тыс. т/год. После реконструкции предприятия, проведенной в 2010 г., средний объем его выбросов составляет 3–5 тыс. т/год [5].

Многолетние исследования Воробейчика с соавт. [5, 6, 45] показали определенную стабильность во времени содержания тяжелых металлов (Cu, Pb, Cd и Zn) в почвах окрестностей СУМЗ в период с 1990 по 2020 г.

Источник загрязнения окружающей среды находится в месте пересечения Ревдинско-Шимской депрессии р. Чусовой [31]. Средние значения абсолютных высот – 350–400 м (рис. 1). Пробные площадки пронумерованы в соответствии с их удаленностью от источника загрязнения.

Согласно современным растровым картам растительности, размещенным на портале Vegascience [19], в растительном покрове исследуемой территории преобладают сосновые и широколиственно-темнохвойные леса. Подспутниковые геоботанические исследования, проведенные Воробейчиком и Кайгородовой [5] в 2012 г. свидетельствуют, что в окрестностях СУМЗ преобладают елово-пихтовые леса с элементами неморального флористического комплекса. По мере приближения к источнику выбросов зафиксировано угнете-

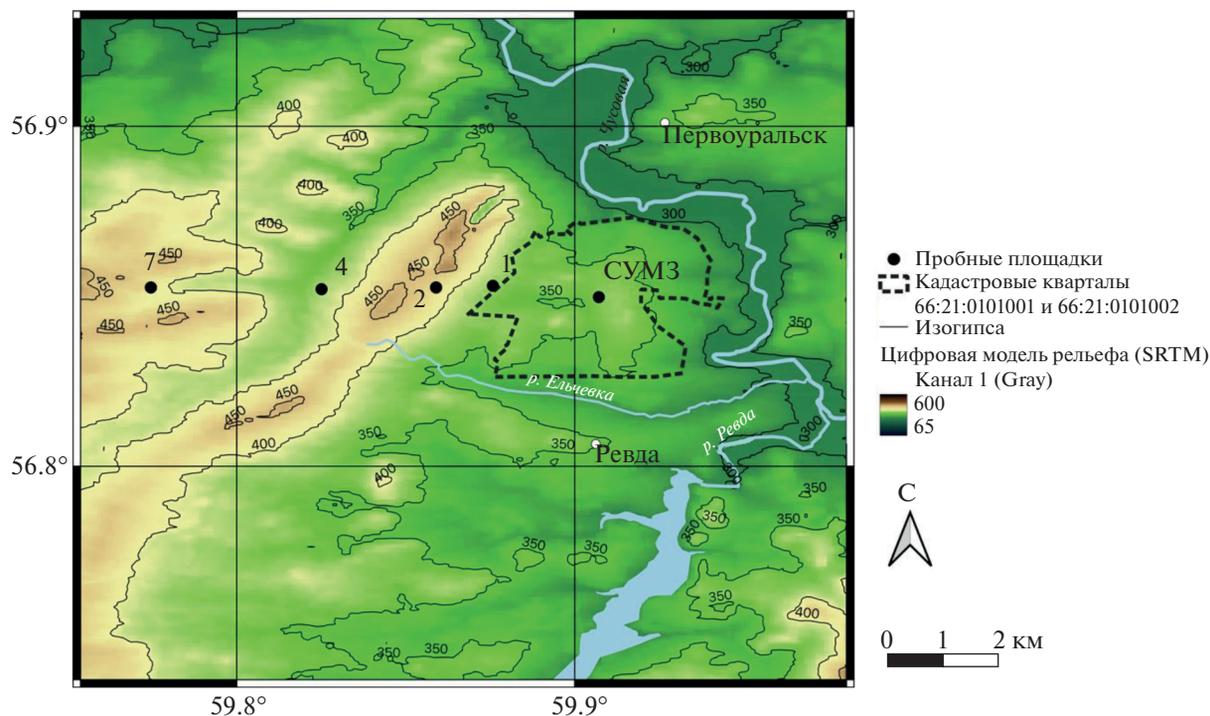


Рис. 1. Карта высот исследуемой территории по данным SRTM [34].

ние древесного яруса, а также уменьшение видового богатства и обилия травяно-кустарничкового яруса [5].

Почвенный покров представлен дерново-подзолистыми глубокоглееватыми и глееватыми [27] (Albic Gleyic Retisols (Abruptic) [42]), а также буротажными [27] (Dystric Cambisols [42]) почвами. Почвы и почвообразующие породы Предуралья и Урала содержат повышенное количество микроэлементов, относящихся к группе тяжелых металлов [4].

Основными компонентами выбросов СУМЗ являются: газообразные соединения S, F, N; пылевые частицы с сорбированными тяжелыми ме-

таллами (Cu, Pb, Zn, Cd, Fe, Hg и др.) и металлоидами (As) [5].

Экспериментальные данные о валовом содержании тяжелых металлов (мг/кг) в гумусовом горизонте почв для 2012 г. взяты из работы Воробейчика и Кайгородовой [5] (табл. 1). Пробные площадки заложены в западном направлении в 1, 2, 4, 7 и 30 км от СУМЗ [5] в сходных условиях по инсоляции и гидрологии. Пять смешанных образцов почв из пяти индивидуальных были отобраны по схеме конверта со стороной 1 м на каждой пробной площадке [5]. Металлы экстрагированы 5%-ной  $\text{HNO}_3$  (отношение субстрата к экстрагенту 1 : 10, время экстракции – сутки после однократного встряхивания), концентрация определена методом атомной абсорбции на спектрометре с пламенным вариантом атомизации [5]. Границу загрязнения почв в опорном западном направлении от СУМЗ создали восточные ветра (рис. 2) [29].

В качестве количественного показателя отклика экосистемы на воздействие стрессоров использовали максимальные за вегетационный сезон семидневные интерполированные значения NDVI на 29-ой неделе 2012 г. (табл. 1), рассчитанные по материалам MODIS с сервера Beta-Science [19].

Материалы дистанционного зондирования Земли в форме NDVI анализировали на основе теоре-

Таблица 1. Содержание тяжелых металлов (мг/кг) в поверхностном слое почвы на различном расстоянии от СУМЗ в западном направлении [5]

Расстояние, км	Cu	Pb	Cd	Zn	$z^*$	NDVI**
1	1084	379	4.8	185	138	0.66
2	1040	317	5.8	203	140	0.81
4	367	135	2.3	108	59	0.82
7	424	215	5.7	257	108	0.80
30	52	66	1.2	80	24	0.54

\* Среднее геометрическое из валовых концентраций Cu, Pb, Cd и Zn в почве.

\*\* Максимальные за сезон 2012 г. значения NDVI по Modis.

тической модели [8], решение которой, в предположении  $NDVI = q$  имеет вид [14]:

$$q = \Lambda z^{-B} \exp\left(-\frac{K}{z}\right), \quad (1)$$

где  $\Lambda$  – масштабирующий коэффициент,  $K$  – коэффициент, характеризующий интенсивность возрастания фотосинтетически активной биомассы в ответ на рост интенсивности воздействия (в форме увеличения показателя концентрации тяжелых металлов,  $z$ ),  $B$  – коэффициент, характеризующий интенсивность убывания фотосинтетически активной биомассы в ответ на рост интенсивности воздействия (в фазовой плоскости “отклик–воздействие” отклик, в форме NDVI, одновременно и возрастает, с коэффициентом “скорости”  $K$ , и убывает, с коэффициентом “скорости”  $B$ , по мере увеличения воздействия в форме  $z$ , среднего геометрического из концентраций тяжелых металлов в почве).

Константы и особые точки уравнения (1) являются индивидуализирующими характеристиками отклика фотосинтетически активной биомассы растительного покрова (через посредство вегетационного индекса) на концентрацию  $z$  загрязняющих почву тяжелых металлов определенного набора в данном сезоне на исследуемой территории.

Математическое обоснование возможности использования результирующей концентрации  $z$  (мг/кг) и надления вегетационного индекса NDVI свойством представлять  $q$  в уравнении (1), предполагая использование для него коэффициента перехода от фактической концентрации фотосинтетически активной биомассы  $q$  (кг/кг), приведено в работе Глазунова с соавт. [12].

График функции (1) характеризуется шестью особыми точками – результирующими концентрациями  $z_1$ – $z_6$  тяжелых металлов в почве, которые получают анализом первой, второй и третьей производных от вегетационного индекса  $q = NDVI$  по  $z$ .

Особые точки модели (1), разграничивают кривую на семь промежутков в фазовой плоскости зависимости показателя роста  $q$  от результирующей концентрации стрессора  $z$ . Каждый из этих промежутков характеризуется собственным сочетанием состояний кинетических характеристик отклика биологической системы на действие стрессора – направлением, скоростью и ускорением изменения  $q$  при изменении  $z$  [14].

В качестве опорных для ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве на исследуемой территории использованы точки  $z_3$  и  $z_4$ . Пространственное распределение значений NDVI в зоне воздействия СУМЗ моделировали на промежутке концентраций  $z_3$ – $z_6$ , что обусловлено перекрытием данного диапазона эксперименталь-

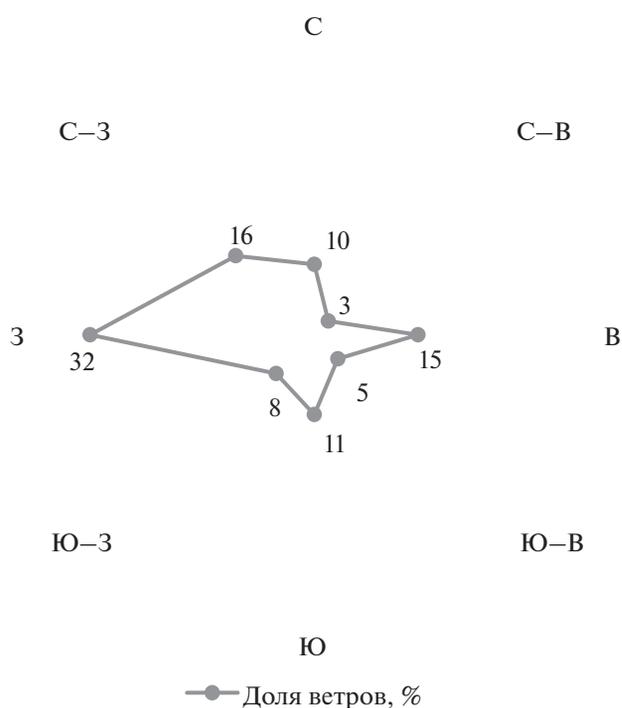


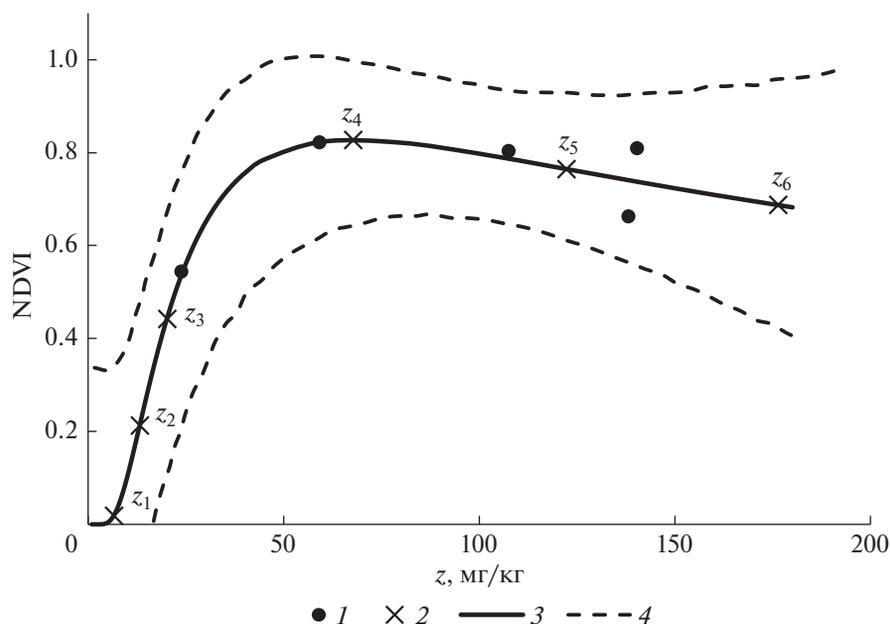
Рис. 2. Роза ветров для г. Ревды.

ными точками и отсутствием фактических концентраций менее  $z_3$  и более  $z_6$ . Градации на основе особых точек  $z_1$  и  $z_2$  не выделялись.

Граница ПЗЗ установлена по  $z_4$ . Предполагали, что за пределами последней воздействие антропогенного источника на окружающую среду незначительно. Известно, что в области невысоких концентраций тяжелые металлы способны оказывать стимулирующий эффект на растения в отношении таких показателей, как биомасса, энергия прорастания семян, длина корней и побегов и др., тогда как более высокие дозы вызывают ингибирующий эффект, усиливающийся по мере возрастания действующей концентрации [24]. Таким образом, при достижении точки максимума ( $z_4$ ) на кривой доза–эффект проявляется угнетающее действие переносимых по воздуху в составе выбросов поллютантов.

Допустим, что варьирование значений NDVI слева от максимума в промежутке от 0 до  $z_3$  обусловлено природными факторами окружающей среды. Рост функции в диапазоне  $z_3 < z \leq z_4$  вызван добавками небольшого количества микроэлементов антропогенного происхождения, а убывание NDVI справа от максимума является следствием антропогенных факторов – угнетающего воздействия выбросов СУМЗ, проявляющегося в накоплении тяжелых металлов в почве.

Значения коэффициентов уравнения (1) (табл. 2) находили подгонкой по способу наименьших квадратов с использованием алгоритма,



**Рис. 3.** Зависимость вегетационного индекса NDVI от концентрации тяжелых металлов в почве в окрестностях СУМЗ в 2012 г.: 1 – эксперимент; 2 – особые точки модели ( $z_1$ – $z_6$ ); 3 – расчет по модели (1); 4 – доверительные интервалы.

созданного на языке программирования Python 3 [14], и библиотек SciPy, NumPy, Pyeq3 и Matplotlib. Для иллюстрации точности приближения модели на графике наряду с теоретической кривой и экспериментальными точками пунктиром приведены 95% доверительные интервалы.

С использованием пакета программ компьютерной алгебры Maxima [21] и полученных указанным способом коэффициентов модели (1) анализом производных первого, второго и третьего порядка по  $z$  находили особые точки для модели (1) (табл. 2, рис. 3).

Связь между удаленностью ( $R$ ) от источника загрязнения (СУМЗ) в направлении на запад и

степенью загрязнения почвы ( $z$ ) искали по экспериментальным данным (табл. 1, рис. 4) в форме степенной функции [14]:

$$R = \alpha z^{-\beta}, \quad (2)$$

где  $\alpha, \beta$  – эмпирические константы.

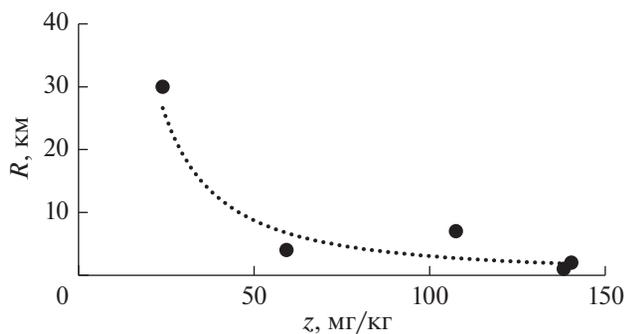
Пересчет границ воздействия в других направлениях от завода провели по опорному западному азимуту по формуле [7]:

$$l = m \left( \frac{a}{b} \right)^{\frac{1}{4}}, \quad (3)$$

где  $l$  – протяженность зоны воздействия в направлении данного румба;  $m$  – коэффициент пересчета,

**Таблица 2.** Константы модели (1), абсциссы особых точек (мг/кг) и их удаленность от источника (км)

Константы модели	Статистические параметры модели	Особые точки модели				Расстояние
		$z_i$		$q_i$		
$\Lambda = 14.2;$ $B = 0.55;$ $K = 36.9$	Средняя квадратическая ошибка (RMSE): 0.048	$z_1$	7	$q_1$	0.02	188
	Коэффициент детерминации ( $R^2$ ): 0.80	$z_2$	13	$q_2$	0.21	66
	Критерий Фишера ( $F$ -test): 12.72	$z_3$	20	$q_3$	0.44	35
	Уровень значимости $F$ : 0.037	$z_4$	68	$q_4$	0.83	6
	Оценка правдоподобия модели (log-likelihood): 8.01	$z_5$	122	$q_5$	0.77	2
	Информационный критерий Акаике (AIC): –2.003	$z_6$	176	$q_6$	0.69	1
	Байесовский информационный критерий (BIC): –2.237					



**Рис. 4.** Удаленность точек с заданной средней геометрической концентрацией тяжелых металлов в почве ( $z$ ) в западном направлении от СУМЗ.

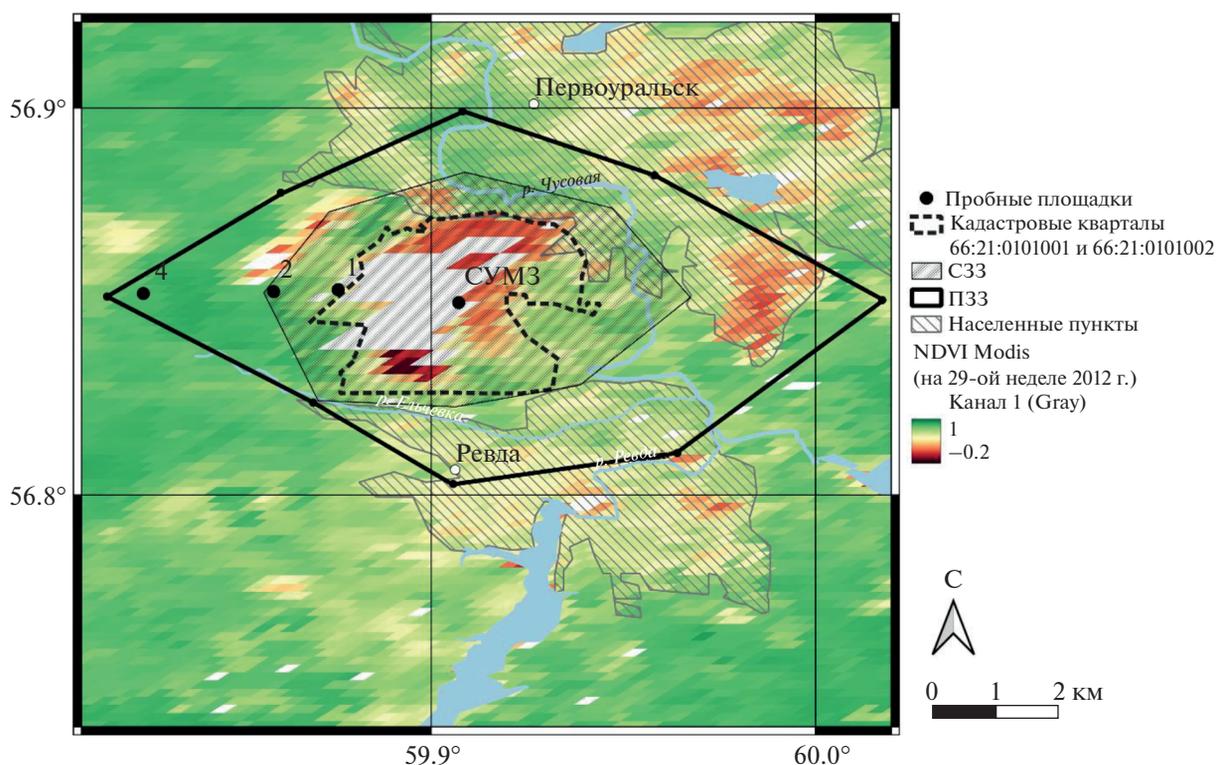
равный протяженности ( $R$ ) зоны воздействия по западному румбу;  $a$  – доля ветра, создавшего границу воздействия по данному румбу;  $b$  – доля ветра восточного направления.

Найдя коэффициенты уравнений (3) и (1) и особые точки модели (1), вдоль каждого из основных восьми румбов отложили найденные по формуле (3) значения протяженности зоны воздействия СУМЗ. Полигон с вершинами в местоположениях точек  $z_4$  по основным румбам (рис. 5) ограничивает область, соответствующую зоне воздействия источника выбросов (ПЗЗ).

Анализ растровых карт NDVI и подготовку картографических материалов проводили в QGIS 3.18.

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

**Закономерности пространственного распределения значений NDVI в зоне воздействия СУМЗ.** Загрязняющие вещества, находящиеся в почве, оказывают совокупное воздействие на реципиентов этого загрязнения, степень которого зависит от класса опасности веществ и величин их концентрации в почве. С использованием нелинейной модели (1) удалось оценить воздействие химических соединений в виде результирующей концентрации  $z$  тяжелых металлов в почве на состояние растительности, а также установить оптимальные и пороговые концентрации химических соединений в почве в зоне воздействия СУМЗ. О высокой точности коэффициентов модели (1) для всех пробных площадок свидетельствует малый разброс экспериментальных точек вокруг теоретической кривой – все они вошли в 95%-ый доверительный интервал. Значения коэффициента детерминации, близкие к 1, и низкий уровень средней квадратической ошибки (табл. 2), являющиеся метриками оценки качества модели, подтверждают адекватность уравнения (1) экспериментальным данным (табл. 1). В ходе регрессионного анализа установлено, что гипотеза (при



**Рис. 5.** Картограмма зон экологической ответственности СУМЗ.

доверительной вероятности (0.95) о нормальности распределения экспериментальных величин относительно модельных, однородности их дисперсий и независимости остатков, согласно оценке с использованием критерия Фишера подтвердилась. Ряд статистических параметров (оценка правдоподобия модели, информационные критерии Акаике и Байеса, табл. 2) использованы для выбора модели, наилучшим образом описывающей пространственное распределение значений  $q$  в ответ на изменение  $z$  в окрестностях СУМЗ.

Экспериментальные точки с концентрациями 24 и 59 мг/кг, расположенные слева от точки максимума на теоретической кривой (рис. 3), удалены от источника воздействия на 30 и 4 км соответственно. В ответ на данные дозы металлов и экспериментальные, и расчетные значения вегетационного индекса растут. Функция  $q = \text{NDVI}$  на соответствующем промежутке концентраций растет с нарастающим ускорением. Максимум отклика вегетационного индекса ( $\text{NDVI} = 0.82$ ) при  $z = 59$  мг/кг приурочен к пункту, удаленному на 4 км от СУМЗ. Согласно опытным данным, концентрации тяжелых металлов в почвах пробных площадок, находящихся на расстоянии 1, 2 и 7 км, приводят к угнетению растений. На графике (рис. 3) они расположились справа от точки максимума функции  $z_4$ , сверх которой теоретическая кривая начинает убывать и стремиться к нулю при стремлении  $z$  к бесконечности. Результирующие концентрации в почвах наиболее приближенных к источнику воздействия пунктов находятся в промежутке между точками перегиба  $z_5$  и наибольшей вогнутости  $z_6$  на графике функции (1). В точке  $z_5$  и скорость ( $q'$ ), и укоренение ( $q''$ ) изменения  $\text{NDVI}$  при нарастании  $z$  растет. Уровень загрязнения почвы на расстоянии 7 км от СУМЗ, вопреки ожиданиям, оказался выше, чем на удалении в 4 км, однако и экспериментальные, и наблюдаемые значения  $q$  в этой точке ниже, что не противоречит общебиологическим представлениям. Скорость угнетения растений при изменении  $z$  на промежутке графика  $z_4 - z_5$  убывает.

**Ранжирование концентраций тяжелых металлов в почве в зоне воздействия СУМЗ.** Результирующая концентрация четырех тяжелых металлов, соответствующая точке максимума ( $z_4$ ) на теоретической кривой отклика растительного покрова в форме  $\text{NDVI}$  на концентрацию тяжелых металлов (табл. 2), принята за пороговую, так как и увеличение, и уменьшение концентрации тяжелых металлов в окрестностях этой точки, исходя из формы кривой (рис. 3), сопровождаются уменьшением значений  $\text{NDVI}$  [14].

Подтверждаемое опытными данными явление закономерного уменьшения значений вегетационного индекса в результате увеличения concentra-

ции тяжелых металлов в почве сверх найденной пороговой служит обоснованием возможности ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве по  $z_4$  [14] и установления на его основе границ ПЗЗ.

Диапазон концентраций для исследуемого набора тяжелых металлов в почве между особыми точками  $z_3$  и  $z_4$  ( $20 < z \leq 68$  мг/кг) является оптимальным для природной среды, при этом его верхняя граница, согласно определению [36], является природно-антропогенным фоном территории в окрестностях СУМЗ, а нижняя, равная 20 мг/кг, отражает уровень естественного природного фона, что согласуется с экспериментальными значениями  $z$  на фоновом участке (24 мг/кг), и не противоречит литературным данным по содержанию Cu, Zn, Pb и Cd в почвах Предуралья [4, 5]. Фактических концентраций менее  $z_3$  на исследуемой территории не выявлено. Значения концентраций металлов в точках  $z_5$  и  $z_6$  могут быть использованы для выделения промежуточных зон внутри границы ПЗЗ для принятия управленческих решений в области регулирования качества окружающей среды.

**Эмпирическая зависимость концентрации тяжелых металлов в почве от расстояния до источника загрязнения.** Для обеспечения возможности экстраполяции пороговых значений концентрации тяжелых металлов в почве на оси, направленные вдоль основных румбов от источника их поступления в окружающую среду, в отсутствие соответствующих экспериментальных данных, используют степенные и экспоненциальные зависимости для исследования связи между степенью загрязнения почвы ( $z$ ) и удаленностью ( $R$ ) от источника загрязнения [4, 7].

Оказалось, что расстояние от СУМЗ связано с концентрацией в почве тяжелых металлов (табл. 1) эмпирической зависимостью:  $R = 3289z^{-1.5}$  при значении коэффициента детерминации равном 0.95 (рис. 4), что позволило вычислить удаленность на местности значений  $z$  в особых точках в западном направлении от СУМЗ (табл. 2) и экстраполировать расстояния с опорного направления на остальные румбы по формуле (3) [14] (табл. 3).

**Природно-антропогенный фон почв и зоны экологической ответственности СУМЗ.** Экстраполяция местоположения пункта с концентрацией, соответствующей особой точке  $z_4$  (табл. 3), с опорного румба, на остальные семь румбов позволила оконтурить расчетный ареал зоны экологической ответственности СУМЗ путем соединения прямыми линиями местоположений соответственных особых точек, взятых на восьми румбах (рис. 5). Полигон ЗЭО имеет переменный размер, границы которого удалены на 3.6–6.7 км в зави-

**Таблица 3.** Экстраполированные на направления вдоль основных румбов местоположения на местности точек с концентрациями тяжелых металлов  $z$  (мг/кг), соответствующими особым точкам модели, км

Румбы	$z_1$	$z_2$	$z_3$	$z_4$	$z_5$	$z_6$
	7	13	20	68	122	176
	$l_1$	$l_2$	$l_3$	$l_4$	$l_5$	$l_6$
Ю	171.0	59.5	31.4	5.0	2.0	1.2
Ю–З	124.0	43.1	22.8	3.6	1.5	0.9
З	188.4	65.5	34.6	5.5	2.3	1.3
С–З	141.9	49.4	26.1	4.2	1.7	1.0
С	176.2	61.3	32.4	5.2	2.1	1.2
С–В	160.3	55.7	29.5	4.7	1.9	1.1
В	228.6	79.5	42.0	6.7	2.7	1.6
Ю–В	191.8	66.7	35.3	5.6	2.3	1.3

симости от среднегодовой доли ветров в направлении переноса поллютантов, что согласуется с литературными данными – результатами исследования пространственного распределения загрязняющих веществ в окружении сходных источников воздействия [30].

СЗЗ околнута схематически на основе данных об удаленности ее границ от промышленной площадки СУМЗ, опубликованных в Постановлении Главного государственного санитарного врача РФ № 125 [23]. Контуры промышленной площадки СУМЗ приравнены к границам занимаемых предприятием земельных участков, векторный слой которых импортирован в среду QGIS из публичной кадастровой карты [28].

Проведенный средствами QGIS анализ гистограмм распределения величин NDVI (табл. 4) на фоновых территориях, ограниченных с внешней стороны границей окружности с радиусом 30 км от СУМЗ (местоположение фоновой площадки), и границей ПЗЗ с внутренней стороны, свидетельствует о том, что частота встречаемости значений NDVI на уровне  $q_4 = 0.83$  составляет 600. Среднее значение NDVI для всех пикселей пояса – 0.80. Частоты встречаемости величин NDVI менее  $q_3 = 0.44$  – единицы раз. Таким образом, на основании выявленного распределения значений NDVI состояние растительности данного ареала можно охарактеризовать как близкое к оптимальному. Возникновение низких значений вегетационного индекса в данном ареале связано с природными факторами окружающей среды, а также с ошибками определения, обусловленными выявлением пикселей на карте NDVI, занятыми выходами горных пород, искусственными поверхностями, водной гладью и т. д. Уровни NDVI для такого рода поверхностей близки к значениям индекса для поверхности почвы, лишенной растительности. Обращают на себя внимание ареалы на северо-востоке, востоке и юго-востоке от СУМЗ со значениями NDVI менее 0.40 (рис. 5), приуроченные к территории городов Первоуральск и Ревда.

Внутри границ ПЗЗ можно встретить единичные значения NDVI, близкие к точке  $q_4$ . Наиболее распространенными для данной области являются значения вегетационного индекса в окрестностях  $q_6 = 0.69$ . Среднее значение NDVI для всех пикселей ареала составляет 0.62, что в свою очередь подтверждает правомерность выбора опорных для ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве точек. Таким образом, состояние растительности на территории внутри границ ПЗЗ, можно охарактеризовать как угнетенное.

**Таблица 4.** Анализ гистограмм распределения величин NDVI в пределах зон, выделенных в окрестностях СУМЗ

Особая точка	NDVI	Частота встречаемости	
		ПЗЗ	фоновая зона
$q_1$	0.02	0	0
$q_2$	0.21	2	2
$q_3$	0.44	2	2
$q_4$	0.83	4	600
$q_5$	0.77	6	150
$q_6$	0.69	9	50
Минимальное значение NDVI для зоны		–0.10	–0.30
Среднее значение NDVI для зоны		0.62	0.80

## ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Предложен подход к установлению зон экологической ответственности предприятий, представляющих собой точечные источники антропогенного воздействия на окружающую среду, а также показателей фоновых значений, служащих граничными критериями зон экологической ответственности с учетом природных условий и видов хозяйственного назначения, который консолидирует в себе классические научные представления [2, 4, 5, 14, 15, 24, 30, 35, 36].

На основе теоретической модели [8, 14] отклика живого в форме NDVI на воздействие комплекса тяжелых металлов определенного набора (Cu, Pb, Cd и Zn), содержащегося в почвах окрестностей СУМЗ, установлено, что диапазон концентраций  $20 < z \leq 68$  мг/кг является оптимальным для природной среды, при этом его верхняя граница отражает уровень природно-антропогенного фона, а нижняя, равная 20 мг/кг — естественного природного фона территории в окрестностях СУМЗ.

Экстраполяция местоположения пункта с концентрацией 68 мг/кг, соответствующей пороговому уровню загрязнения, с опорного румба, на остальные семь румбов позволила оконтурить ареал зоны экологической ответственности СУМЗ. Расчетный полигон ЗЭО имеет переменный размер, границы которого удалены на 3.6–6.7 км в зависимости от среднегодовой доли ветров в направлении переноса поллютантов. Анализ пространственного распределения фактических значений NDVI в пределах границ ЗЭО, а также на фоновых территориях, подтвердил правомерность ранжирования концентраций тяжелых металлов в почве, проведенного на основе особых точек  $z_3$  и  $z_4$  модели и отражающего степень антропогенного воздействия СУМЗ.

Константы и особые точки уравнения (1) являются индивидуализирующими характеристиками отклика фотосинтетически активной биомассы растительного покрова на концентрацию  $z$  загрязняющих почву тяжелых металлов указанного набора в данном сезоне на исследуемой территории. Одним из направлений развития подхода является учет дополнительных входных параметров модели, а именно концентраций Fe, Hg, As и других элементов, содержащихся в выбросах СУМЗ, что позволит повысить точность модели и уточнить местоположение границы ЗЭО.

## БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают глубокую благодарность д. б. н., профессору Г.П. Глазунову и к. ф.-м. н., в. н. с. В.М. Гендугову за создание теоретической модели, ставшей основой для оценки и нормирования состояния почв и

растительного покрова в зоне воздействия промышленного предприятия.

## ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено частично при поддержке Междисциплинарной научно-образовательной школы Московского государственного университета им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”, а также в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации “Почвенные информационные системы и оптимизация использования почвенных ресурсов” (номер ЦИТИС: 121040800147-0).

## КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Богатырев Л.Г., Жилин Н.И., Карпунин М.М., Прокофьева Т.В., Бенедиктова А.И., Земсков Ф.И., Вартанов А.Н., Глазман Г.Р., Плеханова И.О., Шнырев Н.А., Кубарев А.К., Демин В.В. Особенности биогеохимических процессов почв в городских условиях на основе изучения экосистем больших (изолированных) лизиметров почвенного стационара МГУ // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2021. Т. 17. № 3. С. 22–31.
2. Вернадский В.И. Биосфера и ноосфера. М.: Книга по требованию, 2016. 573 с.
3. Водяницкий Ю.Н. Загрязнение почв тяжелыми металлами и металлоидами. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2017. 191 с.
4. Водяницкий Ю.Н. Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 2008. 85 с.
5. Воробейчик Е.Л., Кайгородова С.Ю. Многолетняя динамика содержания тяжелых металлов в верхних горизонтах почв в районе воздействия медеплавильного завода в период снижения его выбросов // Почвоведение. 2017. № 8. С. 1009–1024.
6. Воробейчик Е.Л., Садыков О.Ф., Фарафонов М.Г. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень). Екатеринбург: УИФ Наука, 1994. 279 с.
7. Гендугов В.М., Глазунов Г.П. Ветровая эрозия почвы и запыление воздуха. М.: Физматлит, 2007. 240 с.
8. Гендугов В.М., Глазунов Г.П. Макрокинетическая модель микробного роста на многокомпонентном субстрате // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2014. № 3. С. 10–16.
9. Глазовская М.А. Геохимические барьеры в почвах равнин, их типология, функциональные особенности и экологическое значение // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5, география. 2012. № 1. С. 8–14.

10. Глазовская М.А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М.: Высшая школа, 1988. 326 с.
11. Глазовская М.А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1997. 102 с.
12. Глазунов Г.П., Гендугов В.М., Евдокимова М.В., Титарев Р.П., Шестакова М.В. Макроскопическая кинетика временной и пространственной изменчивости вегетационного индекса NDVI на территории заповедника “Ямская степь” в условиях загрязнения почвы тяжелыми металлами // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2019. Т. 16. № 2. С. 111–127.
13. Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П., Корнейкова М.В. Содержание и токсичность тяжелых металлов в почвах зоны воздействия газовоздушных выбросов комбината “Печенганикель” // Почвоведение. 2014. № 5. С. 625–631.
14. Евдокимова М.В., Глазунов Г.П., Яковлев А.С., Плеханова И.О., Аймалетдинов Р.А., Шестакова М.В. Оценка экологического состояния земель, загрязненных комплексом тяжелых металлов, в окрестностях города Норильска за период с 2004 по 2019 г. по материалам NDVI Modis с сервера Vega-science // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2021. Т. 18. № 4. С. 149–165. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2021-18-4-149-165>
15. Израэль Ю.А. Экология и контроль состояния природной среды. М.: Гидрометиздат, 1984. 560 с.
16. ИСО 19258. 2018 Качество почвы. Руководство по определению фоновых показателей.
17. Корец М.А., Рыжкова В.А., Барталев С.А. Оценка состояния растительного покрова в зоне воздействия промышленных предприятий с использованием данных ENVISAT MERIS и SPOT Vegetation // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2006. Вып. 3. Т. 2. С. 330–334.
18. Красавцева Е.А., Сандимиров С.С. Состояние водных объектов в зоне влияния горно-перерабатывающих предприятий на примере ООО “Ловозерский ГОК” // Вода и экология: проблемы и решения. 2021. № 2(86). С. 3–13. <https://doi.org/10.23968/2305-3488.2021.26.2.3-13>
19. Лупян Е.А., Прошин А.А., Бурцев М.А., Кашицкий А.В., Балашов И.В., Барталев С.А., Константинова А.М., Кобец Д.А., Мазуров А.А., Марченков В.В., Матвеев А.М., Радченко М.В., Сычугов И.Г., Толпин В.А., Уваров И.А. Опыт эксплуатации и развития центра коллективного пользования системами архивации, обработки и анализа спутниковых данных (ЦКП “ИКИ-Мониторинг”) // Современные проблемы дистанционного зондирования Земли из космоса. 2019. Т. 16. № 3. С. 151–170. <https://doi.org/10.21046/2070-7401-2019-16-3-151-170>
20. Методические рекомендации по выявлению деградированных и загрязненных земель // Охрана окружающей природной среды: почвы. М.: ВНИИ Природы, 2001. С. 65–110.
21. Пакет программ компьютерной алгебры Maxima. URL: <https://sourceforge.net/projects/maxima/> (дата обращения: 17.08.2021).
22. Перельман А.И., Касимов Н.С. Геохимия ландшафта. М.: Астрель-2000, 1999. 768 с.
23. Постановление Главного государственного санитарного врача Российской Федерации от 17.10.2011 г. № 125 “Об установлении размера санитарно-защитной зоны имущественного комплекса ОАО “Среднеуральский медеплавильный завод” на территории г. Ревда Свердловской области”.
24. Плеханова И.О., Золотарева А.О. Оценка и нормирование экологического состояния почв, загрязненных тяжелыми металлами // Агрохимия. 2021. № 7. С. 83–94.
25. Постановление Правительства РФ № 222 “Об утверждении Правил установления санитарно-защитных зон и использования земельных участков, расположенных в границах санитарно-защитных зон” от 03.03.2018 (с поправками от 21.12.2018 г.).
26. Постановление Правительства РФ № 149 “О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды, а также об утверждении нормативных документов в области охраны окружающей среды, устанавливающих технологические показатели наилучших доступных технологий” от 13.02.2019.
27. Почвенная карта России [Электронный ресурс]. 2021. <https://soil-db.ru/map?lat=56.7982&lng=60.4138>
28. Публичная кадастровая карта. Версия 6. [Электронный ресурс]: Росреестр 2010–2022. URL: <https://pkk.rosreestr.ru> (дата обращения 20.01.2022).
29. Роза ветров для г. Ревды [Электронный ресурс]. 2021. <https://world-weather.ru> (дата обращения 20.01.2022).
30. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Н.Л., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.
31. Сидоренко А.В. Геология СССР. Т. 12. Пермская, Свердловская, Челябинская и Курганская области. Ч. 1. Геологическое описание. Кн. 1. М.: Недра, 1969. 724 с.
32. Терехова В.А., Прудникова Е.В., Кулачкова С.А., Горленко М.В., Учанов П.В., Сушко С.В., Ананьева Н.Д. Микробиологические показатели агродерново-подзолистых почв разной гумусированности при внесении тяжелых металлов и углеродсодержащих препаратов // Почвоведение. 2021. № 3. С. 372–384.
33. Федеральный закон “О санитарно-эпидемиологическом благополучии населения” от 30.03.1999 № 52-ФЗ.
34. Цифровая модель рельефа. [Электронный ресурс]: SRTM 90m DEM Digital Elevation Database. 2021. URL: <https://srtm.csi.cgiar.org> (дата обращения 20.09.2021 г.).
35. Чернова О.В., Безуглова О.С. Опыт использования данных фоновых концентраций тяжелых металлов при региональном мониторинге загрязнения

- почв // Почвоведение. 2019. № 8. С. 1015–1026. <https://doi.org/10.1134/S0032180X19080045>
36. Яковлев А.С. Вопросы экологического нормирования и установления фоновых значений свойств почв природных и природно-антропогенных объектов // Почвоведение. 2022. № 2. С. 252–260.
  37. Яковлев А.С. Допустимое экологическое состояние почв и антропогенное воздействие как основа их экологического нормирования и управления качеством // Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. М.: НИИ-Природа, 2013. 310 с.
  38. Arevalo P., Bullock E., Woodcock C., Olofsson P. A Suite of Tools for Continuous Land Change Monitoring in Google Earth Engine // *Frontiers in Climate*. [Электронный ресурс]. 2020. URL: [https://www.researchgate.net/publication/346954801\\_A\\_Suite\\_of\\_Tools\\_for\\_Continuous\\_Land\\_Change\\_Monitoring\\_in\\_Google\\_Earth\\_Engine](https://www.researchgate.net/publication/346954801_A_Suite_of_Tools_for_Continuous_Land_Change_Monitoring_in_Google_Earth_Engine). (дата обращения: 09.04.2021).
  39. Gąsuzka A., Migaszewski Z. Geochemical background – an environmental perspective // *Mineralogia*. 2011. № 42. P. 7–17. <https://doi.org/10.2478/v10002-011-0002-y>
  40. Gomez C., Adeline K., Bacha S., Driessen B., Gorretta N., Lagacherie P., Roger J.M., Briottet X. Sensitivity of clay content prediction to spectral configuration of VNIR/SWIR imaging data, from multispectral to hyperspectral scenarios // *Remote Sens Environ*. 2018. V. 204. P. 18–30.
  41. Griffiths P., Nendel C., Hostert P. Intra-annual reflectance composites from Sentinel-2 and Landsat for national-scale crop and land cover mapping // *Remote Sens Environ*. 2019. V. 220. P. 135–151.
  42. IUSS Working Group WRB. 2015. World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Rome: FAO, 2014, update 2015. World Soil Resources Report 106. 191 p.
  43. Matschullat J., Ottenstein R., Reimann C. Geochemical background – can we calculate it? // *Environ Geol*. 2000. № 39(9). P. 990–1000.
  44. Nouri H., Beecham S., Anderson Sh., Nagler P. High Spatial Resolution WorldView-2 Imagery for mapping NDVI and its relationship to temporal urban landscape evapotranspiration factors // *Remote Sens*. 2013. V. 6. P. 580–602.
  45. Prudnikova E.V., Neaman A., Terekhova V.A., Karpukhin M.M., Vorobeichik E.L., Smorkalov I.A., Dovletyarova E.A., Navarro-Villaruel K., Ginocchio R., Peñaloza P. Root elongation method for the quality assessment of metal-polluted soils: Whole soil or soil-water extract? // *J. Plant Nutr Soil Sc*. 2020. V. 20. P. 2294–2303. <https://doi.org/10.1007/s42729-020-00295-x>
  46. Tucker C.J. Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation // *Remote Sens Environ*. 1979. V. 8. Iss. 2. P. 127–150.
  47. Verhoef W., van der Tol C., Middleton E. Hyperspectral radiative transfer modeling to explore the combined retrieval of biophysical parameters and canopy fluorescence from FLEX – Sentinel-3 tandem mission multisensor data // *Remote Sens Environ*. 2018. V. 204. P. 942–963.

## Approach to Establishment of Enterprises Environmental Responsibility Zones and Natural-Anthropogenic Background Soil Values

A. S. Yakovlev<sup>1, \*</sup> and M. V. Evdokimova<sup>1</sup>

<sup>1</sup> *Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

\*e-mail: [yakovlev\\_a\\_s@mail.ru](mailto:yakovlev_a_s@mail.ru)

The approach to the allocation of zones of the environmental responsibility of enterprises – sources of anthropogenic impact on environmental components is considered, which is based on the definition of boundary indicators of the natural-anthropogenic background for soils, as well as sanitary and natural protection zones. As a priority integral indicator for establishing the boundaries of the latter, the ecological state of soils is proposed, which reflects the general state of the environment corresponding to the current level of anthropogenic load on the natural complex of lands. The method of allocation of zones of ecological responsibility of point sources of anthropogenic impact is substantiated, which contributes to the further scientific and practical development of the system of environmental monitoring, ecological control, environmental impact assessment, environmental expertise, as well as the organization of the system of the ecological zoning and rationing of the territory. The approach is illustrated by the example of the Sredneural'sky Copper Smelter. The environmental responsibility zone of this enterprise, allocated by calculation on the basis of a nonlinear model (Gendugov, Glazunov, 2014), has a variable size, the boundaries of which are located at a distance of 3.6–6.7 km from the point source of impact. The value of the natural-anthropogenic background in the form of a geometric mean of the concentrations in the surface layer of soils marker pollutants for this type of production (Cu, Pb, Cd and Zn) was 68 mg/kg. The level of the natural background for the was 20 mg/kg. The analysis of the spatial distribution of the actual NDVI values within the boundaries of the environmental responsibility zone of the enterprise, as well as in the background territories, confirmed the validity of the ranking of heavy metal concentrations in the soil, conducted on the basis of special points of the theoretical model and reflecting the degree of anthropogenic impact.

*Keywords:* ecological zones, ecological regulation, environmental impact assessment, bioindication of pollution