

УДК 632.122.1:546.815

ВЛИЯНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ПОЧВ СВИНЦОМ НА РАСТЕНИЯ

© 2024 г. В. В. Иванищев^{1,*}, Т. Е. Сиголаева¹, Л. В. Переломов¹¹Тульский государственный педагогический университет им. Л. Н. Толстого
300026 Тула, просп. Ленина, 125, Россия

*E-mail: avdey_vv@mail.ru

Рассмотрены вопросы, касающиеся проблемы загрязнения почв свинцом и влияния этого загрязнения на растения. Показано, что широкое использование этого металла в экономике обуславливает распространение загрязнения почв свинцом и возможное потенциальное увеличение степени загрязнения им окружающей среды в обозримом будущем. Описаны формы свинца в почве, факторы, влияющие на его биодоступность для растений. Рассмотрены механизмы проникновения ионов металла в растения, их влияние на формирование проростков, взрослых растений, а также физиолого-биохимические процессы в растениях.

Ключевые слова: свинец, загрязнение почвы, формы тяжелых металлов в почвах, физиолого-биохимические процессы в растениях.

DOI: 10.31857/S0002188124060118, **EDN:** CWSPHG

ВВЕДЕНИЕ

Индустриализация и урбанизация являются основными причинами загрязнения окружающей среды. В результате многие химические элементы проникают в растения и могут накапливаться там до высоких концентраций, вызывая токсические эффекты. Среди группы поллютантов, относимых к тяжелым металлам (ТМ), известны как физиологически значимые, так и те, которые не выполняют каких-либо известных физиолого-биохимических функций. Способность растворимых солей металлов поглощаться растениями из почвы и проникать в живые ткани, накапливаться и взаимодействовать с внутриклеточными компонентами приводят к разным проявлениям токсичности. Передаваясь по пищевым цепям, тяжелые металлы негативно воздействуют и на организм человека, вызывая явления нейротоксичности, гепатотоксичности, нефротоксичности и др. [1].

У растений токсические эффекты реализуются через влияние на мембранные структуры, белки и ферменты, генетический аппарат клетки [1]. Высокие количества ТМ в среде стимулируют проявления окислительного стресса, что приводит к увеличению образования активных форм кислорода и свободных радикалов [2].

Одним из наиболее известных представителей группы металлов, не выполняющих (как представляется сегодня) физиолого-биохимических функций, является свинец. Он относится к химическим элементам, широко используемым человечеством

на протяжении своей истории. На долю данного металла приходится наибольшая часть, составляющая $\approx 10\%$ общего загрязнения, вызванного всеми ТМ [3]. До сих пор не показано, что свинец имеет хотя бы какое-то биологическое значение в процессах, протекающих в живых организмах, в т.ч. растениях. При этом повышенное содержание этого металла в среде приводит к появлению проблем морфологического, физиологического и биохимического характера [1, 4, 5].

Как и другие ТМ, свинец первоначально аккумулируется в корнях растений. При этом только малая часть его ионов может транспортироваться в надземные органы [1, 3]. В результате наибольшая опасность состоит в аккумуляции металла в подземных органах растений, употребляемых человеком в пищу, например, моркови, свеклы и др. При слаборазвитой корневой системе ионы металла могут, по-видимому, в большей степени транспортироваться в надземную часть, что делает опасным потребление листовой зелени. В то же время, например, плоды томата могут содержать весьма незначительные количества металла. Также известно, что растения-гипераккумуляторы (например, *Brassica pekinensis* и *Pelargonium*), в противоположность обычным растениям, способны транспортировать большие количества свинца в надземную часть, что не оказывает значительного влияния на метаболизм в целом [3].

В связи с огромной важностью изучения свинца как загрязнителя почв и сельскохозяйственных культур возникает необходимость рассмотрения

проблемы, касающейся его накопления в среде, биодоступности, проникновения в растения, а также влияния на процессы роста, развития, физиологию и биохимию метаболических процессов.

ОСНОВНЫЕ ИСТОЧНИКИ ЗАГРЯЗНЕНИЯ СВИНЦОМ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Важными свойствами свинца, как простого вещества, являются мягкость, пластичность, плохая электропроводность, устойчивость к коррозии и др., что объясняет его широкое использование во многих сферах человеческой деятельности [4]. При этом антропогенные источники загрязнения среды весьма разнообразны и относятся ко всем этапам обращения с ним — добыче металла, его выплавке, переработке и использованию [4, 6]. Свинец находит широкое применение в судостроении, строительстве, ремонте автомобилей, производстве аккумуляторов, электронно-лучевых трубок, металлических сеток, оружия, керамической посуды и др. [7], некоторых удобрений [8]. Он содержится в выбросах нефтеперерабатывающих предприятий и двигателей внутреннего сгорания транспортных средств, может попадать в окружающую среду при использовании красок и покрытий, труб, металлических сеток, при складировании и переработке разнообразных электронных отходов [1, 3]. Новые технологии для создания солнечных элементов для крупномасштабного производства энергии и портативной электроники также широко используют свинец [9]. До сих пор соединения свинца применяют в производстве игрушек, красок, книгопечатании, некоторых традиционных лекарственных препаратов [3].

Добыча свинца в мире составляет 4.1 млн т [4]. Широкое его использование затрудняет отказ от данного металла, в результате чего его содержание в окружающей среде только увеличивается, создавая все большую опасность для здоровья человека [1]. В результате почвы могут накапливать высокие концентрации этого металла, достигая величин в 400–800 мг/кг и более, особенно в промышленно развитых районах [10].

В соответствии с документами Госкомсанэпиднадзора России, свинец относят к веществам 1-го класса опасности, таким как ртуть, кадмий и др. При этом фоновое содержание его определяют величиной, равной 26 мг/кг почвы. Валовое содержание (ПДК, ОДК) оценивают в 130 мг/кг, а ПДК подвижных форм металла — в 6 мг/кг почвы [11].

Согласно ежегоднику [12], содержание свинца в почвах разных федеральных округов нашей страны меняется в широких пределах — от 0.4 до 27 мг/кг. При этом в промышленно развитых районах эта усредненная величина часто составляет

10–20 мг/кг, несмотря на гораздо большие локальные величины в отдельных городах и поселках, где содержание свинца в почве может достигать 100–250 мг/кг и более, особенно вблизи предприятий промышленности. Также со временем отмечают рост уровня загрязнения непромышленных территорий в результате переноса выбросов на расстояние и аккумуляции металла в почве.

Например, в промышленно развитой Тульской обл. содержание свинца в почвах относительно невелико и часто составляет 12–18 мг/кг, в том числе подвижных форм — 0–0.5 мг/кг почвы [13, 14]. Концентрация валового свинца в аллювиальных почвах р. Упа в пределах Тулы составляет 15.0–17.5 мг/кг, а подвижных форм (экстрагированных ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8) — 0.1–0.8 мг/кг [15]. При этом содержание элемента в почвах отдельных территорий намного больше вследствие выбросов промышленных предприятий и автомобильного транспорта. Показано, например, что кислоторастворимые формы свинца в поверхностных пробах почв составляют 180 мг/кг (д. Шилово, Ефремовский р-н), 310 мг/кг (г. Суворов), 700 мг/кг (д. Малое Колодезное Новомосковского р-на), 800 мг/кг (г. Плавск) [16].

ФОРМЫ СВИНЦА В ПОЧВЕ И ЕГО БИОДОСТУПНОСТЬ

Относительно токсичных для растений концентраций свинца в почве нет общей точки зрения. Некоторые ученые обнаружили признаки токсичности при концентрациях элемента, близких к фоновым [17], тогда как другие исследователи не смогли выявить токсических эффектов, связанных с этим металлом даже при его концентрациях >1000 мг/кг [18]. Очевидно, такая парадоксальность может объясняться разной чувствительностью растений, а также различной биологической доступностью соединений свинца в почвах. Биологическая доступность и токсичность ТМ зависят не только от их концентраций, но и от форм соединений в почвах [13]. В свою очередь, факторами, определяющими присутствие металлов в тех или иных формах, являются количество и состав соединений, унаследованных от материнской породы и поступающих из антропогенных источников, а также от взаимодействия антропогенных соединений свинца с компонентами почв и почвенных растворов при вторичном перераспределении.

На незагрязненных территориях почвы наследуют уровни содержания свинца от почвообразующих пород. Среднее содержание свинца в земной коре составляет ≈15 мг/кг. Содержание свинца в обычных типах горных пород меняется от ≈1 мг/кг

(эвапоритовые отложения, базальт и ультраосновные магматические породы) до 30 мг/кг (граниты, риолит и черный сланец). Установлено, что 70–95% общего содержания свинца в горных породах приходится на К-полевой шпат и плагиоклаз. Осадочные породы содержат сравнительно небольшое количество свинца – его средняя концентрация составляет 32 мг/кг для углистых сланцев, 23 мг/кг для алевролитов, аргиллитов и неуглеродистых сланцев, 17 мг/кг для песчаников, 11 мг/кг для известняков и доломита [19]. Обычные минералы химически осажденных осадочных пород (кальцит, доломит, гипс и галит) часто содержат свинец в количестве <10 мг/кг. Содержание этого металла в осадочных глинистых минералах меняется в широком диапазоне, но обычно составляет порядка 10–20 мг/кг [20].

Первичные минералы являются для почв основным природным источником всех ТМ. Однако, находясь в составе первичных минералов в микроминералогических (в составе акцессорных минералов, в виде микроскопических выделений в результате распада твердых растворов и включения остаточных растворов) и неминералогических (сорбированные поверхностью дефектов реальных кристаллов, входящие в структуру минерал-носителя по законам изоморфизма, находящиеся в структуре минерала-носителя в неупорядоченном состоянии) формах [21], ТМ в основной своей массе недоступны растениям.

В почве выделяющийся из первичных минералов или попадающий из антропогенных источников свинец сначала адсорбируется в результате быстрых реакций, затем следуют медленные реакции и перераспределение металла в различные химические формы с различной биодоступностью, подвижностью и токсичностью [22]. Это распределение контролируется реакциями свинца в почвах, такими как (i) – минеральное осаждение и растворение, (ii) – ионный обмен, адсорбция и десорбция, (iii) – комплексообразование, (iv) – биологическая иммобилизация и мобилизация и (v) – поглощение растениями [23].

В конечном итоге в результате распределения все ТМ образуют следующие обобщенные формы: прочносвязанные (входящие в состав первичных и вторичных минералов, солей, оксидов и гидроксидов, органического вещества, окклюдируемые и соосажденные с соединениями железа, алюминия, марганца и др.), подвижные соединения твердых фаз (сорбированные, ионообменные, осажденные) и растворимые соединения почвенного раствора [24]. Оценить нахождение свинца в той или иной форме позволяют экстракционные методы (вытяжки ацетатно-аммонийным буферным раствором с pH 4.8, 1 н. HCl и др.), а детализировать

связь ТМ с компонентами почв можно, используя методы последовательных экстракций, обладающих определенной селективностью [25–27].

Формы и распределение ионов свинца зависят от многих факторов, включающих процессы окисления и восстановления, адсорбцию катионов на частицах почвы, возможность образования хелатов, взаимодействие с оксидами металлов, органическими кислотами, а также остатков растений, накопивших в тканях некоторые количества этого металла [19]. На поглощение свинца оказывают значительное влияние микрофлора ризосферы, чья деятельность влияет на доступность свинца в почве [28]. Все это обеспечивает растворимость свинца и его доступность для поглощения вегетирующими растениями. Сравнительные исследования токсичности Pb для почвенных организмов в различных почвах показали, что различия в токсичности в основном коррелировали с различиями в pH или катионообменной емкости (ЕКО) почв [29]. При этом отмечено, что в кислых почвах растения поглощают свинца больше, чем в щелочных [30].

Кроме форм свинца в почве его биодоступность контролируется особенностями поглощения элемента растениями. Ниже приведены 2 основных пути поглощения металлов растениями: (i) – пассивное поглощение, обусловленное градиентом мембранной концентрации, и (ii) – индуцируемое субстрат-специфическое и энергозависимое поглощение [4]. Присутствие в среде *in vitro* этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА) или лимонной кислоты у некоторых растений (*Vicia faba* и *Typha angustifolia*) увеличивали поглощение свинца корневой системой, хотя у растений *Brassica juncea* такого эффекта не наблюдали [28]. Также показана возможность адсорбции свинца на поверхности частиц (например, оксидов железа, биологического материала и органических веществ) [3].

ПРОНИКНОВЕНИЕ СВИНЦА В РАСТЕНИЯ

Из воздушного пространства ионы металла могут проникать через кутикулу и устьица [4, 31]. Преодоление мембран позволяет ионам свинца попадать во внутреннее пространство растения, достигая эндодермы, где они прочно связываются с клеточной стенкой и плазматической мембраной. При этом оба пути переноса ионов – апопласт и симпласт после поясков Каспари заменяются симпластным путем [32]. Это делает необходимым включение вакуоли клетки в процессы нейтрализации ионов металла для минимизации его концентрации в цитоплазме клеток [10]. При высоких концентрациях избыток ионов свинца преодолевает барьер поясков Каспари и может проникать в надземную часть растений, где конкурирует

с ионами других металлов в процессе фотосинтеза, а также образует комплексы с органическими и аминокислотами [10]. Далее с транспирационным потоком ионы могут попадать в межклеточные пространства мезофилла [3].

Основная часть металла может поступать в растения обычным путем через корневую систему с последующим транспортом в сосуды ксилемы [31]. При прорастании семян свинец может проникать в семядоли двудольных растений через сосудистые ткани и накапливаться в отдельных участках в дистальных частях. При этом двудольные растения накапливают в корнях большее количество свинца, чем однодольные [1]. Также установлено, что в корнях накапливается больше металла, чем в побегах [3, 33]. Это обусловлено специальными механизмами, включающими синтез и накопление каллозы между плазматической мембраной и клеточной стенкой, взаимодействие металла с пектином, бляшки Fe/Mn, а также накопление свинца в вакуолях клеток корней [28]. Показано, что содержание свинца в различных органах растения имеет тенденцию к снижению в последовательности: корни > листья > стебель > соцветия > семена [1].

ВЛИЯНИЕ СВИНЦА НА ФОРМИРОВАНИЕ РАСТЕНИЙ

В ряде работ показано, что свинец ингибирует прорастание семян таких растений, как *Hordeum vulgare*, *Elsholtzia argyi*, *Spartina alterniflora*, *Pinus halepensis*, *Oryza sativa*, *Zea mays* и *Lupinus* [4, 10, 33]. При этом наблюдали замедление роста рассады, уменьшение размеров корней и гипокотыля, сухой массы корней и побегов [1, 5]. Аналогичные изменения в накоплении сырой и сухой биомассы показано для растений *Pisum sativum*, *Zea mays*, *Paspalum distichum*, *Cynodon dactylon*, *Lycopersicon esculentum*, *Ipomoea aquatic*, *Phaseolus vulgaris* и *Lens culinaris* [1]. Прорастание семян подавляется даже низкими концентрациями Pb^{2+} [1, 5]. Высокие концентрации металла (1 мМ) также негативно влияют на всхожесть семян и формирование проростков растений. При этом избыток свинца может в конечном итоге привести к их гибели [1, 34]. Изучение влияния нитрата свинца в широком диапазоне концентраций (1–25–50–100–200–500 мМ) на формирование 14-суточных проростков кукурузы показало, что даже при минимальной концентрации металла в среде в 1 мМ исследователи наблюдали снижение сырой и сухой массы побегов и корней на 30–50% против контроля [35].

В исследованиях с бирючиной (*Ligustrum lucidum* Ait.), способной накапливать свинец, в широком спектре концентраций нитрата свинца 200–600–1000–1400 мг/кг почвы, было обнаружено

снижение длины и сырой массы побегов на 10–30% [33].

В экспериментах с растениями нескольких сортов сорго (*Sorghum bicolor* L.) присутствие в среде возрастающих концентраций нитрата свинца (0, 100, 200, 400 и 800 мг/кг почвы) приводило к достоверному снижению всхожести семян на 18–36% при концентрациях соли 200 мг/кг и больше. У 80-суточных растений определяли морфологические характеристики. Установлено, что длина корня при увеличении концентрации соли в среде постепенно снижалась на 60–69, высота растений – на 43–59%. Число листьев на растениях уменьшалось на 45–59, сырая масса корня – на 61–78, сухая масса корня – на 71–78, сырая масса побега – на 46–84, сухая масса побегов – на 60–90% [36].

Нарушения в развитии корневой системы приводят к ухудшению водного баланса и минерального питания растений, а снижение скорости формирования надземной массы сопряжено с ухудшением транспирации и фотосинтеза. В результате можно наблюдать хлороз листьев и почернение корней [1, 31].

Исследования на соевых бобах показали, что токсичность свинца вызывала гистологические изменения в листьях, уменьшая размеры клеток ксилемы и флоэмы, диаметр сосудов ксилемы сосудистых пучков, в результате чего листовая пластинка становилась тоньше [10, 32]. Такие же патологические изменения на уровне ультраструктуры были зафиксированы и для других видов растений [1].

Исследования на взрослых растениях показали, что загрязнение свинцом почвы или при орошении плантаций загрязненной водой приводило к снижению размеров растений, уменьшению количества цветков и плодов. Такой эффект показан для растений кокосовой пальмы, подсолнечника, бамии. Также показано накопление свинца в листьях, стеблях, цветках и плодах, например, *Stevia rebaudiana* и ежевики, что важно для оценки пищевой ценности и безопасности таких растений для человека, используемых в питании и/или при лечении травами некоторых заболеваний [3].

ВЛИЯНИЕ СВИНЦА НА БИОХИМИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССЫ В РАСТЕНИЯХ

Присутствие свинца в среде нарушает процессы синтеза ДНК, РНК (экспрессию генов), белков, состав белковых фракций, активность ферментов, важных для процессов прорастания семян, а также роста и развития проростков. Среди ключевых ферментов можно отметить протеазу, амилазу, АТФ-синтетазу [1, 3]. В то же время нарушается и состав липидной части мембраны, в результате чего происходит изменение ее проницаемости [1].

Такое многообразие изменений отражается на интенсивности главных физиологических процессов: фотосинтезе и дыхании, а также на работе защитных механизмов растений, включая антиоксидантную систему [1, 10, 28].

Изменения фотосинтеза проявляются в снижении его скорости, торможении синтеза хлорофилла, работы цикла Кальвина, накопления углеводов, отчасти вследствие закрытия устьиц и возникающего дефицита CO_2 . Присутствие нитрата свинца в среде водной культуры растений *Ceratophyllum demersum* (роголистника погруженного) вызывало изменения в ламеллярной структуре хлоропластов, что было обусловлено нарушением липидного состава мембран [3]. Описанные процессы сопровождались изменениями в ультраструктуре хлоропластов, замедлением синтеза каротиноидов и переносчиков электрон-транспортной цепи (ЭТЦ) фотосинтеза [33]. При этом из-за происходящего в таких условиях снижения поглощения магния и железа усиливалась деградация хлорофилла, отчасти вследствие ингибирования одного из ферментов биосинтеза хлорофилла — α -аминолевулилат-дегидрогеназы, а также активации фермента хлорофиллазы [10], причем хлорофилл *b* подвергался большему воздействию, чем хлорофилл *a* [1]. Эффекты свинца были описаны как для донорных, так и для акцепторных участков фотосистемы-2 (ФС II), комплекса цитохромов *b/f* и фотосистемы-1 (ФС I). Общеизвестно, что транспорт электронов ФС I менее чувствителен к ингибированию свинцом, чем фотосистемы ФС II [1, 37]. В экспериментах на изолированных хлоропластах также показано, что свинец влиял на работу электрон-транспортной системы фотосинтеза [38].

Установлено также, что присутствие свинца в среде приводило к изменению активности и количества ферментов цикла Кальвина [39], метаболизма углеводов и азота. В гомогенатах листьев шпината активность рибулозо-бисфосфаткарбоксилазы-оксигеназы ингибировалась даже при концентрации нитрата свинца 5 мкМ [1].

Было обнаружено, что свинец в значительной степени ингибирует АТФ-синтетазу/АТФазу, что может быть связано с нарушением структуры и функции мембран [40]. При этом механизм влияния свинца остается неясным.

Исследования митохондриальных препаратов растений в присутствии в среде ионов свинца показало уменьшение дыхания с увеличением концентрации свинца [41]. При этом установлено, что свинец влиял на работу электрон-транспортной системы дыхания [38]. Ингибирующий эффект свинца при более высоких концентрациях, по-видимому, обусловлен отключением окислительного фосфорилирования [42]. Интересно, что низкие концентрации металла стимулировали дыхание

целых растений, отдельных листьев, изолированных протопластов и митохондрий [1, 43].

Изучение влияния присутствия в среде ионов свинца на развитие окислительного стресса показало увеличение образования активных форм кислорода (АФК) даже при концентрации металла 0.1 и 0.5 мМ. Подобную ответную реакцию наблюдали у всех изученных растений. В ответ на это в клетках корней растений значительно возрастала активность антиоксидантных ферментов (супероксиддисмутазы, каталазы, пероксидазы, аскорбатпероксидазы), а также низкомолекулярных веществ (пролина, цистеина, небелкового тиола, аскорбиновой кислоты и глутатиона), которые могут снижать окислительный стресс за счет удаления АФК. При этом высокие концентрации свинца в среде, напротив, могут снижать активность антиоксидантных ферментов [4, 10, 28].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Представленные данные показали, что использование свинца в разных областях промышленности и человеческой деятельности постепенно увеличивает степень загрязнения окружающей среды этим металлом. При этом на сегодняшний день нет альтернативы для его замены другими, менее вредными металлами или веществами. В результате следует обратить внимание на особенности накопления и преобразования форм свинца в почвах, что обеспечивает его биодоступность для живых организмов и в первую очередь — для растений. Это связано с тем, что растения составляют значительную долю в рационе питания человека и основную — животных, которых человек также потребляет в качестве еды. В то же время решение проблемы снижения содержания свинца в растениях и животных, по-видимому, состоит не только в минимальном использовании загрязненных участков территории, но и в разработке и применении разных агротехнологий, обеспечивающих прочное связывание металла с компонентами почвы, что сделает недоступным поступление свинца в растения.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Nas F.S., Ali M. The effect of lead on plants in terms of growing and biochemical parameters // MOJ Eco. Environ. Sci. 2018. V. 3. № 4. P. 265–268. DOI: 10.15406/mojes.2018.03.00098
2. Гарифзянов А.Р., Жуков Н.Н., Иванищев В.В. Образование и физиологические реакции активных форм кислорода в клетках растений // Совр. пробл. науки и образов-я. 2011. № 2. 21 с. URL: www.science-education.ru/96-4600 (дата обращения: 02.09.2023).

3. Collin S., Baskar A., Geevarghese D.M., Ali M.N.V.S., Bahubali P., Choudhary R., Lvov V., Tovar G.I., Senatov F., Koppala S., Swamiappan S. Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects in plants // J. Hazard. Mater. Lett. 2022. V. 3. 100064. <https://doi.org/10.1016/j.hazl.2022.100064>. <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S266691102200017X>
4. Aslam M., Aslam A., Sheraz M., Ali B., Ulhassan Z., Najeeb U., Zhou W., Gill R.A. Lead toxicity in cereals: mechanistic insight into toxicity, mode of action, and management // Front. Plant Sci. 2021. V. 11. 587785. DOI: 10.3389/fpls.2020.587785
5. Al-Ghzawi A.L.A., Al Khateeb W., Rjoub A., Al-Tawaha A.R.M., Musallam I., Al Sane K.O. Lead toxicity affects growth and biochemical content in various genotypes of barley (*Hordeum vulgare* L.) // Bulg. J. Agricult. Sci. 2019. V. 25. № 1. P. 55–61.
6. Kumar A., Mms C.P., Chaturvedi A.K., Shabnam A.A., Subrahmanyam G., Mondal R., Yadav K.K. Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches // Inter. J. Environ. Res. Public Health. 2020. V. 17. № 7. 2179. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>
7. Obeng-Gyasi E. Sources of lead exposure in various countries // Rev. Environ. Health. 2019. V. 34. № 1. P. 25–34. <https://doi.org/10.1515/reveh-2018-0037>
8. Xing W., Yang H., Ippolito J.A., Zhang Y., Schreckel K.G., Li L. Lead source and bioaccessibility in windows illdusts within a Pb smelting-affected area // Environ. Pollut. 2020. V. 266. P. 2. 115110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115110>
9. Zou C., Zhang L., Hu X., Wang Z., Wik T., Pecht M. A review of fractional order techniques applied to lithium-ion batteries, lead-acid batteries, and supercapacitors // J. Power Sources. 2018. V. 390. P. 286–296. <https://doi.org/10.1016/j.jpowsour.2018.04.033>
10. Pourrut B., Shahid M., Dumat C., Winterton P., Pinelli E. Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants // Rev. Environ. Contam. Toxicol. 2011. V. 213. P. 113–136. DOI: 10.1007/978-1-4419-9860-6_4
11. Перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно допустимых количеств (ОДК) химических веществ в почве (утв. Главн. Гос. сан. врачом СССР 19 ноября 1991 г. № 6229–91) (с изменениями и дополнениями). <https://base.garant.ru/372205/d866c9989c75bef029b67e7a33698205/>
12. Ежегодник. Загрязнение почв Российской Федерации токсикантами промышленного происхождения в 2022 году. Обнинск: НПО “Тайфун”, 2023. 139 с. URL: https://www.rpatyphoon.ru/upload/medialibrary/ezhegodniki/tpp/tpp_2022.pdf
13. Переломов Л.В., Пинский Д.Л. Формы Mn, Pb и Zn в серых лесных почвах Среднерусской возвышенности // Почвоведение. 2003. № 6. С. 682–691.
14. Медведев А.В. Содержание тяжелых металлов в почвах Тульской области // Кадастр недвижимости и мониторинг природных ресурсов: Международ. научн.-техн. интернет-конф. Тула, 2011. URL: <http://kadastr.org/conf/2011/pub/monitpri/sod-tyaj-met-pochv.html>
15. Perelomov L., Atroshchenko Y., Pinsky D., Minkina T., Perelomova I. Trace elements in fluvisols with different anthropogenic load // Inter. J. Environ. Res. 2021. V. 15. № 4. С. 751–758. DOI: 10.1007/s41742-021-00353-x
16. Арлянов В.А., Волкова Е.М., Нечаква И.А., Скворцова Л.С. Содержание тяжелых металлов в почве как индикатор антропогенного загрязнения Тульской области // Изв. Тул. Гос. ун-та. Естеств. науки. 2015. № 4. С. 194–204.
17. An Y.J. Assessment of comparative toxicities of lead and copper using plant assay // Chemosphere. 2006. V. 62. № 81. P. 1359–1365.
18. Cheyns K., Peeters S., Delcourt D., Smolders E. Lead phytotoxicity in soils and nutrient solutions is related to lead induced phosphorus deficiency // Environ. Pollut. 2012. V. 164. P. 242–247.
19. Kushwaha A., Hans N., Kumar S., Rani R. A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies // Ecotoxicol. Environ. Saf. 2018. V. 147. P. 1035–1045. DOI:10.1016/j.ecoenv.2017.09.049
20. Lovering T.G. The distribution of minor elements in samples of biotite from igneous rocks – basic data // Open-File Rep. 1969. P. 69–152. <https://doi.org/10.3133/ofr69152>
21. Добровольский В.В. География микроэлементов. Глобальное рассеяние. М.: Мысль, 1983. 272 с.
22. Shiowatana J., McLaren R.G., Chanmekha N., Samphao A. Fractionation of arsenic in soil by a continuous-flow sequential extraction method // J. Environ. Qual. 2001. V. 30. № 6. P. 1940. DOI:10.2134/jeq2001.1940
23. Wuana R.A., Okieimen F.E. Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation // ISRN Ecol. 2011. P. 1–20. DOI: 10.5402/2011/402647
24. Мотузова Г.В. Соединения микроэлементов в почвах: системная организация, экологическое значение, мониторинг. М.: Эдиториал УРСС, 1999. 168 с.
25. Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analyt. Chem. V. 51. № 7. P. 844–851.
26. Zeien H., Brummer G.W. Ermittlung der mobilität und bindungsformen von schwermetallen in boeden mittels sequentieller extraktionen // Mitt. Dtsch. Bodenkundi Gesellsch. 1991. V. 66. № 1. S. 439–442.
27. Ure A.M., Quevauviller P., Muntau H., Griepink B. Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of

- extraction techniques undertaken under the auspices of the BSR (Community Bureau of Reference) of the commission of European communities // *Inter. J. Environ. Anal. Chem.* 1993. V. 51. P. 135–151.
28. *Fahr M., Laplaze L., Bendaou N., Hocher V., Mzibri M.E., Bogusz D., Smouni A.* Effect of lead on root growth // *Front. Plant Sci.* 2013. V. 4. P. 175–182. DOI: 10.3389/fpls.2013.00175
 29. *Zhang L., Van Gestel C.A.M.* Effect of percolation and chemical form on Pb bioavailability and toxicity to the soil invertebrate *Enchytraeus crypticus* in freshly spiked and aged soils // *Environ. Pollut.* 2019. V. 247. P. 866–873.
 30. *Li J., Cao H.L., Jiao W.B., Wang Q., Wei M., Cantone I., Abate A.* Biological impact of lead from halide perovskites reveals the risk of introducing a safe threshold // *Nat. Commun.* 2020. V. 11. 310. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-13910-y>
 31. *Sharma P., Dubey R.S.* Lead toxicity in plants // *Braz. J. Plant Physiol.* 2005. V. 17. № 1. P. 35–52.
 32. *Lane S.D., Martin E.S.* A histochemical investigation of lead uptake in *Raphanus sativus* // *New Phytol.* 1977. V. 79. № 2. P. 281–286. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1977.tb02206.x>
 33. *Zhou J., Zhang Z., Zhang Y., Wei Y., Jiang Z.* Effects of lead stress on the growth, physiology, and cellular structure of privet seedlings // *PLOS ONE.* 2018. V. 13. № 3. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191139>
 34. *Seregin I.V., Ivanov V.B.* Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants // *Russ. J. Plant Physiol.* 2001. V. 48. № 4. P. 523–544.
 35. *Hussain A., Abbas N., Arshad F., Akram M., Khan Z.I., Ahmad K., Mansha M., Mirzaei F.* Effects of diverse doses of Lead (Pb) on different growth attributes of *Zea mays* L. // *Agricult. Sci.* 2013. V. 4. № 5. P. 262–265. <http://dx.doi.org/10.4236/as.2013.45037>
 36. *Osman H.E., Fadhlallah R.S.* Impact of lead on seed germination, seedling growth, chemical composition, and forage quality of different varieties of Sorghum // *J. Umm Al-Qura Univ. Appl. Sci.* 2023. V. 9. P. 77–86. <https://doi.org/10.1007/s43994-022-00022-5>
 37. *Mohanty N., Vass I., Demeter S.* Copper toxicity affects Photosystem II electron transport at the secondary quinone acceptor. QB // *Plant Physiol.* 1989. V. 90. № 1. P. 175–179.
 38. *Miles C.D., Brandle J.R., Daniel D.J.* Inhibition of PS II in isolated chloroplasts by lead // *Plant Physiol.* 1972. V. 49. № 5. P. 820–825.
 39. *Hampp R., Ziegler H., Ziegler I.* Influence of lead ions on the activity of enzymes of reductive pentose phosphate pathway // *Biochem. Physiol. Pflanzen.* 1973. V. 164. № 5–6. P. 588–595.
 40. *Tushu I., Brouillette J.N.* Metal ion inhibition of corn root plasmamembrane ATPase // *Phytochemistry.* 1987. V. 26. № 1. P. 65–69.
 41. *Reese R.N., Roberts L.W.* Effects of cadmium on whole cell and mitochondrial respiration in tobacco cell suspension cultures (*Nicotiana tabacum* L. var. *xanthi*) // *J. Plant Physiol.* 1985. V. 120. № 2. P. 123–130.
 42. *Miller R.J., Biuell J.E., Koeppel D.E.* The effect of cadmium on electron and energy transfer reactions in corn mitochondria // *Physiol. Plant.* 1973. V. 28. № 1. P. 166–171.
 43. *Parys E., Romanowaska E., Siedlecka M., Poskuta J.* The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum* // *Acta Physiol. Plant.* 1998. V. 20. P. 313–322. DOI: 10.1007/s11738-998-0064-7

Influence of Soil Pollution by Lead on Plants

V. V. Ivanishchev^{a, #}, T. E. Sigolaeva^a, L. V. Perelomov^a

^a*Lev Tolstoy Tula State Pedagogical University,
prosp. Lenina 125, Tula 300026, Russia*

[#]*E-mail: avdey_vv@mail.ru*

The issues related to the problem of soil contamination with lead and the effect of this pollution on plants are considered. It is shown that the widespread use of this metal in the economy causes the spread of soil contamination with lead and a possible potential increase in the degree of environmental pollution in the foreseeable future. The forms of lead in the soil and the factors affecting its bioavailability for plants are described. The mechanisms of penetration of metal ions into plants, their effect on the formation of seedlings, adult plants, as well as physiological and biochemical processes in plants are considered.

Keywords: lead, soil pollution, forms of heavy metals in soils, physiological and biochemical processes in plants.