

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054

АНТРОПОГЕННЫЕ ПОЧВЫ ГОРОДСКИХ ПАРКОВ (ОБЗОР)

© 2022 г. К. А. Бахматова^а, *, Н. Н. Матинян^а, А. А. Шешукова^а

^аСанкт-Петербургский государственный университет,
Университетская наб., 7–9, Санкт-Петербург, 199034 Россия

*e-mail: k.bahmatova@spbu.ru

Поступила в редакцию 05.03.2021 г.

После доработки 09.06.2021 г.

Принята к публикации 30.06.2021 г.

Городские парки выполняют целый ряд экосистемных сервисов, способствуя формированию благоприятной городской среды. Почвы принимают непосредственное участие в биогеохимических циклах и поддержании биоразнообразия парков. Свойства парковых почв и режимы их функционирования определяются взаимодействием зональных и антропогенных факторов, таких как история формирования парка, длительность его существования, приемы преобразования или технологии конструирования почв, характер насаждений. Как следствие, почвенному покрову парков свойственны гетерогенность, сочетание естественных и антропогенных компонентов. Среди почв городских парков значительное место занимают урбаноземы (урбостратоземы), (Urbic Technosol по WRB, 2014). Присутствие в этих почвах насыпного материала, техногенных включений, в том числе строительного мусора, приводит к появлению нейтральной и щелочной реакции, а также к неоднородности физико-химических характеристик. Сложный компонентный состав почвенного покрова и гетерогенность почвенных свойств способствуют увеличению разнообразия микроорганизмов в почвах парков. Многочисленные исследования демонстрируют загрязнение тяжелыми металлами (прежде всего Cu, Pb, Zn) почв парков Москвы, Нью-Йорка, Шанхая, Пекина, Гонконга, Мадрида, Дублина и других городов мира, с превышением природного фона и национальных гигиенических нормативов. Содержание тяжелых металлов в почвах зависит от продолжительности и интенсивности антропогенного воздействия и сильно варьирует в пределах каждого парка. Несмотря на большое количество исследований, посвященных загрязнению почв, система оценки рисков для здоровья населения все еще находится в стадии разработки. Требуют дальнейшего изучения взаимосвязи между почвами парков, растительностью и почвообитающими организмами. Сопряженное изучение почв и биологических сообществ парков является перспективным направлением исследований и будет способствовать разработке мер по поддержанию устойчивости урбэкоцистем.

Ключевые слова: тяжелые металлы, почвенная биота, ферментативная активность почв, урбостратозем, Urbic Technosol

DOI: 10.31857/S0032180X22010026

ВВЕДЕНИЕ

Начиная с 1970-х гг., количество публикаций о городских почвах непрерывно растет. Результатом интенсивного изучения городских почв в последние 20–25 лет стало понимание, что эти почвы выполняют широкий спектр экологических функций: от регулирования и очищения поверхностного стока, поддержания микроклимата, снижения загрязнения атмосферного воздуха до культурных сервисов [5, 114, 119].

Наиболее активно функционируют в условиях города почвы под зелеными насаждениями, в частности, в городских парках. В широком смысле парком называется участок городской территории, с естественной или посаженной растительностью, с аллеями, водоемами, предназначенный для отдыха и прогулок. Более строгое определение

дает ГОСТ 28329-89 [8], согласно которому парком называется озелененная территория общего пользования площадью от 10 га, представляющая собой самостоятельный архитектурно-ландшафтный объект. В растительном покрове парков обычно сочетаются открытые пространства с газонами и цветниками и древесные насаждения, соотношение которых определяется архитектурным решением. Почвы парков – основа устойчивого существования растительных сообществ и поддержания биоразнообразия на протяжении длительного времени [59].

Почвенный покров парков отличается значительным разнообразием и сложностью, в зависимости от условий и длительности формирования, интенсивности антропогенного воздействия, исходного типа землепользования и т. д.

Цель данной работы – обобщить результаты опубликованных за последние 20 лет исследований, посвященных почвам парков, расположенных в городах мира, различающихся по времени основания и численности населения. Относительная обширность территории парков, отсутствие в их границах наземной и подземной инфраструктуры, с одной стороны, и высокая экологическая значимость – с другой, делают парки привлекательным объектом для исследования городских почв как таковых. Поэтому чаще всего почвы парков изучаются не как самостоятельный феномен, а для решения определенных научных или прикладных задач – от оценки техногенного загрязнения до анализа биоразнообразия городской среды. Интерес исследователей сосредоточен не столько на строении и генезисе, сколько на функционировании почв и свойствах поверхностного горизонта. Сложность изучаемого объекта и разнообразие подходов к его исследованию объясняют разнородность опубликованных результатов.

При подготовке статьи поиск публикаций проводился в базах научного цитирования Web of Science (Core Collection), Scopus и РИНЦ. На 15.02.2021 поиск по ключевым словам “urban park soil” в Scopus дал 1313 результатов, в Web of Science (Core Collection) – 1339 результатов, из которых только 105 относились к рубрике “soil science”. Из результатов поиска были исключены материалы о почвах ботанических садов, по которым недавно опубликован обзор [41], о почвах линейных насаждений, придорожных полос, бульваров и т. п., а также о запечатанных почвах, как не относящихся непосредственно к паркам.

ПОЧВЫ ПАРКОВ В РОССИЙСКОЙ И МЕЖДУНАРОДНЫХ КЛАССИФИКАЦИОННЫХ СИСТЕМАХ

Проблема классификации традиционно считается одной из наиболее дискуссионных в почвоведении и решается в разных национальных и международных системах по-разному. Первые классификационные разработки для городских почв были предложены европейскими исследователями [44, 71]. Более подробно с подходами к систематике городских почв в разных странах можно ознакомиться в ряде публикаций [48, 54, 62, 65, 74, 85].

Российская классификация. В России систематика городских почв с середины 1980-х гг. разрабатывалась Строгановой с соавт. [6, 37, 38]. Согласно им, большинство антропогенных почв городских парков относятся к собственно урбаноземам и агроурбаноземам (культуроземам). Основание для отнесения почвы к урбаноземам – отсутствие природных генетических горизонтов до глубины 50 см и наличие вместо них одного или нескольких горизонтов специфических “городских” горизонтов

урбик (U). Культуроземы характеризуются большой мощностью гумусового горизонта, наличием перегнойно-компостно-торфяных слоев мощностью более 50 см, которые залегают на нижней части профиля природной почвы, на культурном слое или различных грунтах.

Первоначально систематика городских почв по Строгановой и Классификация почв России (2004) (КиДПР) [13] существовали независимо друг от друга. В КиДПР типично городские почвы были обособлены в группу техногенных поверхностных образований (ТПО) – урбиквазиземов. Затем Прокофьевой с соавт. была начата работа по полноценному включению городских почв (первоначально – почв г. Москвы) в качестве почв, а не ТПО в КиДПР [27]. На следующем этапе подходы к систематике и диагностике городских почв в рамках КиДПР были проработаны и согласованы уже в масштабе России [25]. Согласно [25], антропогенные почвы городских парков, в зависимости от их характеристик, принадлежат или к отделу Агроземы (Ствол Постлитогенные) или к отделу Стратоземы (ствол Синлитогенные). В последнем отделе выделяются три типа урбостратоземов (урбаноземов): урбостратоземы типичные (UR-D), урбостратоземы на погребенных почвах (UR-[A-B-C]) и урбостратоземы техногенные (UR-TCH, UR-TCH-D). Горизонт урбик (UR) – поверхностный горизонт в городской среде, серовато-бурой окраски, пылеватый, содержит более 10% артефактов (в основном строительного и бытового мусора) и имеет мощность свыше 5 см, если подстиляется срезами природными субстратами или техногенными отложениями, или не менее 40 см, если под ним залегают естественные горизонты, с которыми он имеет ровную границу и резкий (ясный) переход. Также горизонт урбик имеет один или несколько признаков из списка: слоистое сложение, опесчаненность и/или гравелистость; и/или нейтральная до щелочной реакция – часто – вскипание от HCl; и/или содержит загрязняющие вещества в количествах не более 2 ПДК (ОДК); и/или повышенное содержание фосфора: подвижных форм не выше 100–200 мг/кг или валового фосфора не больше 0.2%.

Оригинальный подход к классификации городских почв, включая почвы парков, предложен Апариним и Сухачевой [2]. В связи с тем, что для формирования городских почв, благоприятных для произрастания зеленых насаждений в городе используется насыпной (интродуцированный) гумусовый горизонт, авторы предлагают в стволе синлитогенных почв добавить отдел интродуцированных почв, который объединил бы почвы, в которых интродуцированный органико-минеральный (RY, RU) или торфяной горизонт (RT) мощностью более 40 см залегают на минеральном субстрате D, сформированном на месте или привне-

сенном извне. В более поздней публикации [3] горизонт и отдел названы педо-аллохтонными (ALY – педо-аллохтонный серогумусовый, ALU – педо-аллохтонный темногумусовый, ALT – педо-аллохтонный торфяной, ALTR – педо-аллохтонный торфяно-минеральный).

Классификация городских почв продолжает совершенствоваться, как и КиДПП в целом [26].

Международные классификации. В международной классификации WRB [80] антропогенные почвы парков, в зависимости от их характеристик, могут быть отнесены к одной из двух реферативных групп: Technosols (Urbic Technosols) или Anthrosols (Hortic Anthrosol или Terric Anthrosols). Квалификатор Urbic подразумевает наличие в пределах верхнего метра почвы слоя мощностью от 20 см и более, содержащего $\geq 20\%$ артефактов, которые на 35% и более представлены строительным мусором и другими городскими отходами. К группе Anthrosols относятся окультуренные почвы с мощным гумусированным горизонтом, с небольшим количеством антропогенных включений. В Soil Taxonomy [62] городские почвы рассматриваются как измененные и перемещенные человеком почвы (human-altered human-transported (НАНТ) soils).

МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ ПАРКОВ

Профиль городских почв включает серию насыпных слоев, варьирующих по составу и мощности, в зависимости от источника аллохтонного материала и характера землепользования (в парках – в зависимости от планировки, наличия построек и разнообразия насаждений) [48, 77]. Мощность насыпной толщи может зависеть от местоположения парка: так, в Санкт-Петербурге в пригородных парках и в новых парках на городской периферии она меньше, чем в исторических парках центральной части города (рис. 1) [22, 94]. В ряде случаев под антропогенной толщей в парках залегают погребенные горизонты и почвы [21, 22, 24, 77].

Анализ публикаций показал, что антропогенные почвы парков формируются на разных субстратах природного и техногенного происхождения. В качестве основы могут выступать зональные почвы или местные почвообразующие породы, перекрывающий их антропогенный слой создается целенаправленно для улучшения свойств почв и повышения их плодородия или формируется постепенно в процессе землепользования (культурный слой). Расширение площадей под зелеными насаждениями в плотно застроенной части городов, где природные почвы не сохранились, требует “импортирования” материала плодородных почв, который приходится изымать с прилегаю-

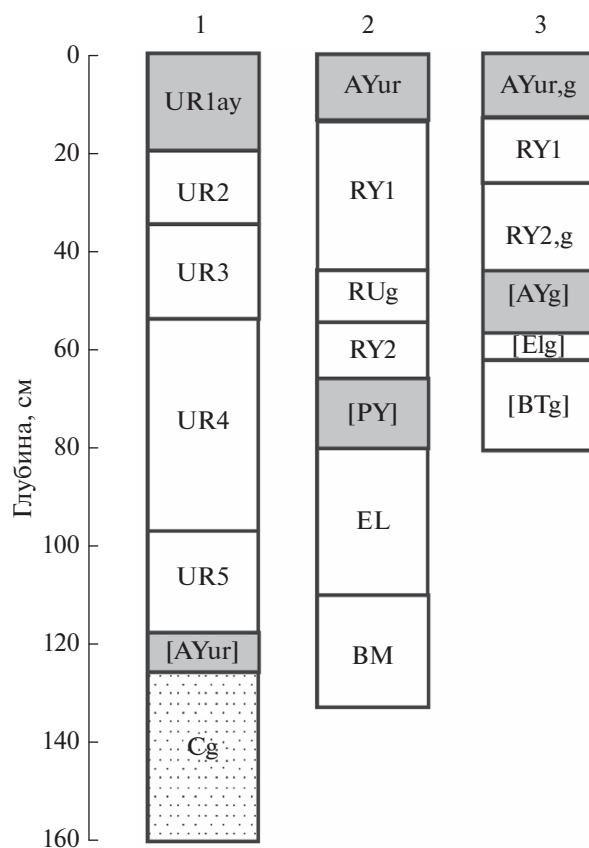


Рис. 1. Строение почвенных профилей парков Санкт-Петербурга. Условные обозначения почв: 1 – урбостратозем серогумусированный на погребенной серогумусовой глееватой почве (Летний Сад) [21], 2 – урбостратозем серогумусовый маломощный на погребенной постагрогенной дерново-элювиально-метаморфической почве (парк “Интернационалистов”, Фрунзенский район) [22], 3 – урбостратозем серогумусовый на погребенной дерново-подзолистой глееватой почве на моренных суглинках (парк музея-заповедника “Петергоф”) [18].

щих неурбанизированных территорий. Чтобы этого избежать, активно ведутся исследования в области конструирования почв для нужд городского озеленения. Компонентами таких конструкций могут быть местные грунты, извлеченные при строительстве, компосты из органических отходов и измельченный бетон или кирпич [35, 57, 106, 115].

В исключительных случаях городская застройка расширяется за счет намывных территорий, и на них создаются новые городские парки (например, парк 300-летия Санкт-Петербурга). С точки зрения морфологии и функционирования намывные почвы отличаются как от природных почв региона, так и от типичных городских почв [91]. В результате технологии намыва почвы характеризуются высоким содержанием ила и повышенной плотностью сложения, что препятствует раз-

витию корневых систем деревьев за пределами посадочной ямы и способствует застою дождевых вод и развитию глеевого процесса.

В морфологическом строении почв парков долгое время сохраняется “память” о прошлых этапах землепользования. При этом каждому виду антропогенной трансформации соответствует специфический горизонт или серия горизонтов, которые формируются синлитогенно или конструируются на поверхности урбопедоседимента [28, 82]. В почвах находят свое отражение крупные исторические события. Ярким примером может служить парк Тойфельсберг (Teufelsberg) в г. Берлине, созданный на искусственном холме. Холм сложен из обломков множества строений, разрушенных бомбардировками [119].

ПОЧВЕННЫЙ ПОКРОВ ПАРКОВ

Для почвенного покрова городов характерна мозаичность, которая связана с пространственным соседством и чередованием во времени на одном и том же участке разных видов землепользования [58, 103]. Картографирование почвенного покрова отдельных парков проводится в основном российскими исследователями, которые показали, что доля антропогенных почв в парках может варьировать в широких пределах. В том случае, если парк создавался на месте природного ландшафта, то есть унаследованные от прошлых этапов землепользования нарушения почв отсутствовали, целенаправленное преобразование исходного почвенного покрова было связано с посадкой декоративных насаждений, мелиоративными мероприятиями, созданием каналов и прудов, прокладкой дорожек, а также строительством дворцово-парковых сооружений. В этом случае знание планировки и истории формирования парка позволяет предсказать локализацию антропогенных почв на его территории.

Отсутствие природных почв характерно для небольших парков, расположенных в центре города и окруженных плотной застройкой. Типичным примером такого парка является Летний сад [21], почвенный покров которого состоит исключительно из урбостратоземов. Аналогичным образом, в парке “Воробьевы Горы”, расположенном в центральной части г. Москвы, антропогенные и антропогенно-преобразованные почвы занимают более 90% территории [23].

Почвенный покров крупных парков, расположенных на периферии города или в пригородах, включает как антропогенные, так и природные почвы. Например, в парках Петергофа доля стратоземов и урбостратоземов колеблется от 5 до 40% и более, в разных ландшафтных районах Павловского парка — от 10 до 83%, зависимости от истории и планировки парка [18–20]. Антропогенные

почвы тяготеют к постройкам и участкам парка с регулярной планировкой (рис. 2). При этом природная специфика территории парка находит отражение не только в спектре естественных компонентов почвенного покрова, но и в тех процессах, которые протекают в антропогенных почвах и приводят к появлению новых типов и подтипов, например, урбостратоземов глееватых и глеевых (рис. 3).

Естественные почвы в основном сохраняются на участках природных ландшафтов, в слабо преобразованном виде включенных в планировку парка [19, 20]. В природно-исторических парках Москвы, расположенных на периферии города (“Покровское-Стрешнево”, “Тушинский”, “Измайлово”, “Царицыно”), доля природных почв составляет 31–63% [17]. Сочетание в почвенном покрове антропогенных и природных почв выявлено также в парках Калининграда [1] и Владивостока [11].

Дифференциацию почвенного покрова на тех участках парков, где он сохраняет изначальное строение или изменен в незначительной степени, определяют природные факторы (рельеф, почвообразующие породы, уровень залегания грунтовых вод). Так, в одном из парков Петергофа, “Сергиевке”, разнообразие природных почв определяется характером рельефа (ровные участки, замкнутые понижения, крутые склоны оврага) и почвообразующих пород (озерно-ледниковые пески, моренные суглинки, делювий). На Придворцовом участке района “Долина реки Славянки” Павловского парка природные почвы закономерно сменяют друг друга в направлении от водораздела к руслу реки.

СВОЙСТВА ПОЧВ ПАРКОВ

Свойства антропогенных почв парков в основном аналогичны свойствам других городских почв. Изменения физико-химических характеристик по сравнению с зональными почвами, как правило, заключаются в повышении pH [85]. Проявляется следующая закономерность: сильно преобразованные почвы с включениями строительного мусора имеют щелочную реакцию, а реакция природных и слабо преобразованных почв изменяется от кислой до слабокислой и нейтральной (табл. 1) [67, 77, 85]. Подщелачивание почв может играть негативную роль, снижая доступность фосфора и микроэлементов для растений [83].

Для верхних горизонтов городских почв в целом характерно повышенное содержание элементов питания растений, особенно фосфора, вызванное их поступлением из разнообразных антропогенных источников [83, 100]. В парках такой трансформации химических характеристик почв может спо-

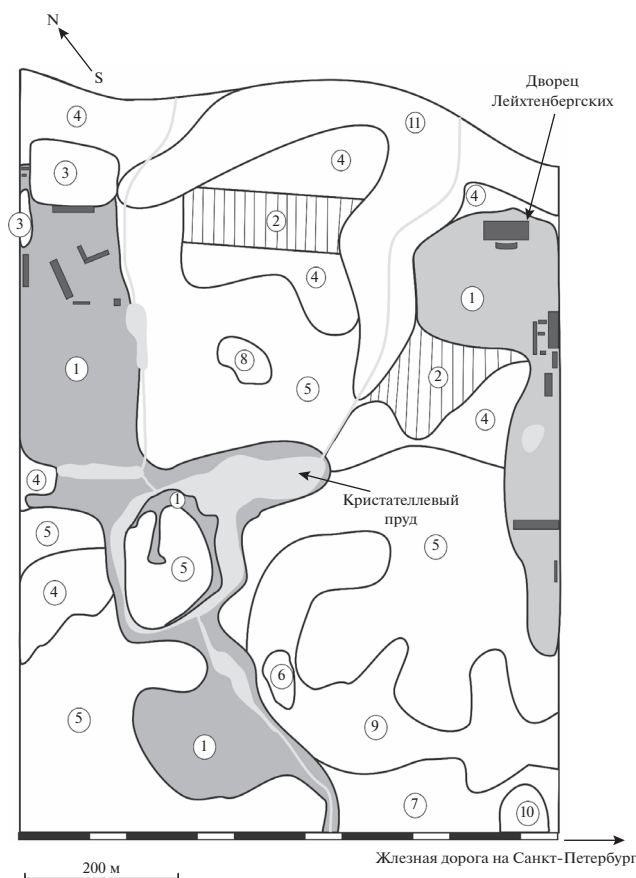


Рис. 2. Почвенный покров парка “Сергиевка” (Петергоф) [18]. Условные обозначения почв: 1 – урбостратоземы серогумусовые на разных породах, 2 – дерново-подзолистые стратифицированные на моренных суглинках, 3 – агрозоемы постагрогенные на моренных суглинках, 4 – дерново-подзолистые типичные на моренных суглинках, 5 – дерново-подзолистые глееватые на моренных суглинках, 6 – дерново-подзолисто-глеевые на моренных суглинках, 7 – перегнойно-подзолисто-глеевые на моренных суглинках, 8 – дерново-подзолы иллювиально-железистые на озерно-ледниковых песках, подстилаемых моренными суглинками, 9 – дерново-подзолы глееватые на озерно-ледниковых песках, подстилаемых моренными суглинками, 10 – торфяно-глеезоны на моренных суглинках, 11 – комбинация дерновых смытых и намытых почв на делювиальных отложениях.

способствовать проведению ландшафтных работ (планирование рельефа, замена поверхностных горизонтов природных почв аллохтонным материалом, регулярное внесение минеральных и органических удобрений) [73, 110]. Например, концентрации валового фосфора в почвах старых парков г. Хельсинки (Финляндия) превышали таковые в лесных почвах более чем в 2 раза [112].

В то же время при редком проведении мероприятий по окультуриванию почв и отсутствии загрязнения повышенный уровень pH и высокое содержание фосфора могут не обнаруживаться

даже в почвах парков, расположенных в исторической части крупного города. Так, в Лондоне, на фоне высокого содержания фосфора в почвах городского центра “холодным пятном” выделяются Гайд-парк и примыкающие к нему Кенсингтонские сады, Грин-парк и Сент-Джеймский парк [95]. Обеспеченность почв парков калием может значительно варьировать, что показано на примерах парков Санкт-Петербурга и пригородов: Летнего сада [12], парка “Тихий отдых” и “Баболовского” парка [14], Дворцового парка Гатчины [24].

Для почв парков обычно характерно повышенное содержание органического углерода (гумуса) в верхних горизонтах (до 5–8% и более) [14, 24], а в некоторых случаях и в некоторых более глубоких горизонтах [77]. В последнем случае это связано с наличием погребенных гумусовых горизонтов естественного или антропогенного происхождения. Содержание углерода зависит от зонально-климатических условий: так, в парках г. Торунь (Польша) с умеренным климатом его содержание в почвах оказалось в 3 раза больше, чем в г. Марракеш со средиземноморским климатом [42].

В почвах парков по сравнению с природными почвами изменяются не только содержание, но также распределение и состав гумуса: Долотов и Пономарева [9] отмечали, что насыпная толща в Летнем саду приобрела признаки почв широколиственных лесов – серой лесной почвы (профильное распределение гумуса) и бурозема (групповой состав гумуса). На содержание и распределение гумуса в почвах парков влияют характер насаждений и особенности ухода: Горбовым и Безугловой [7] показано, что в лесопарках г. Ростова-на-Дону, где сохраняется слой опавшей листвы, содержание гумуса в поверхностном горизонте примерно в 2 раза больше, чем в зональных черноземах, а его распределение приобретает черты, свойственные лесному почвообразованию.

Поддержание запасов почвенного углерода вносит ключевой вклад в регулирование изменений климата [98], поэтому углеродному балансу в городских почвах уделяется повышенное внимание. В г. Милане (Италия) исследование поверхностных (0–10, 10–20 и 20–40 см) горизонтов почв выявило, что запасы углерода в почвах парков ($7.9 \pm 2.4 \text{ кг/м}^2$) сопоставимы с лесными почвами и превышают не только значения для других городских почв – скверов, озелененных улиц, пустырей ($5.3 \pm 2.5 \text{ кг/м}^2$), но и для пахотных почв региона [50]. В почвах парков и охраняемых природных насаждений г. Анжи (Китай) содержание органического вещества оказалось значительно выше по сравнению с почвами под уличными зелеными насаждениями и посадками, прилегающими к промышленной и жилой застройке [121].

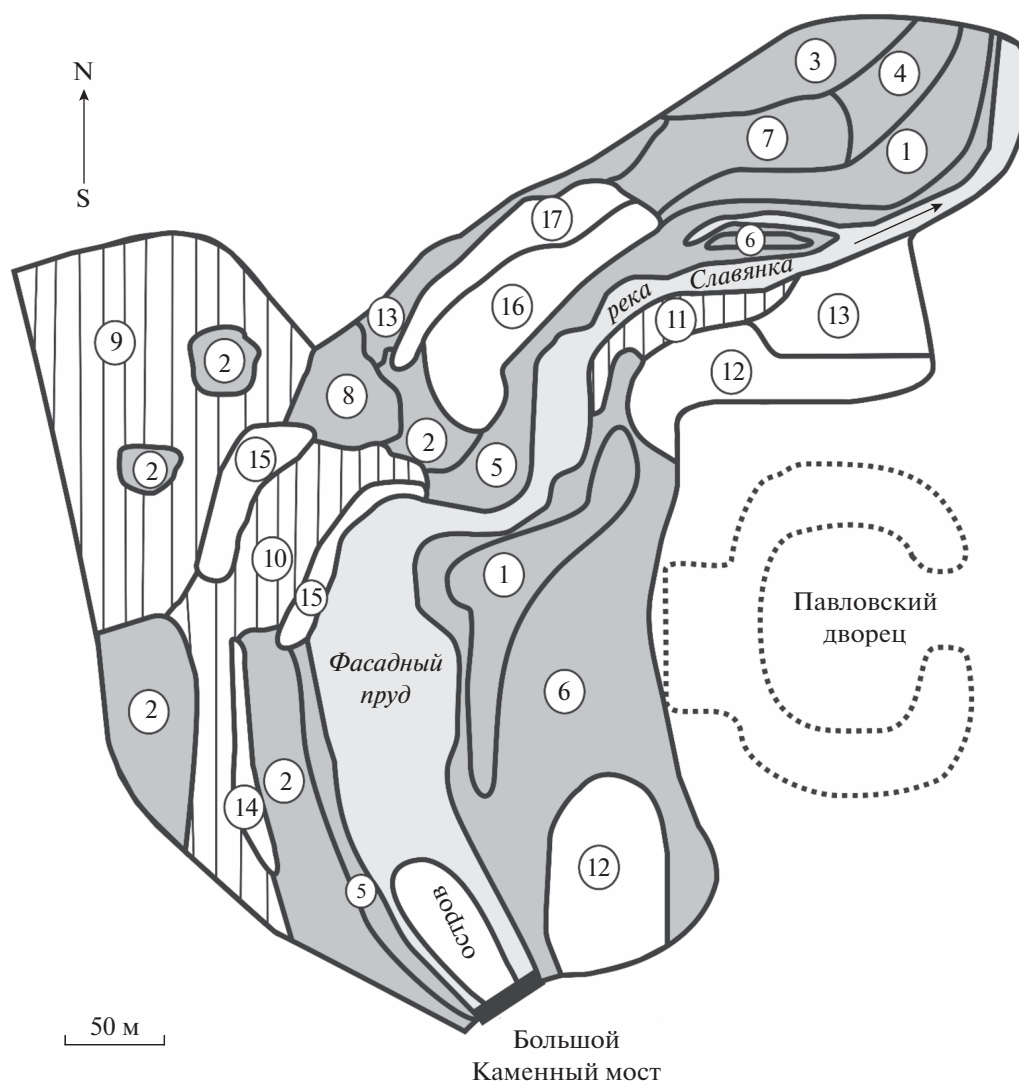


Рис. 3. Почвенный покров Придворцового участка района “Долина реки Славянки” Павловского парка [19]. Условные обозначения почв: 1 – стратозем серогумусовый супесчаный на аллювиальных отложениях, 2 – стратозем серогумусовый супесчаный на погребенной почве, 3 – стратозем серогумусовый глееватый легкосуглинистый на глинах, 4 – стратозем серогумусовый глеевый легкосуглинистый на озерно-ледниковых отложениях, 5 – стратозем серогумусовый глеевый смытый супесчаный, подстилаемый кембрийскими глинами, 6 – урбостратозем серогумусовый супесчаный, подстилаемый ленточными глинами, 7 – урбостратозем серогумусовый глееватый легкосуглинистый на ленточных глинах, 8 – урбостратозем серогумусовый глеевый легкосуглинистый на озерно-ледниковых песках, 9 – дерново-подзол иллювиально-железистый турбированный стратифицированный супесчаный на озерно-ледниковых отложениях, 10 – серогумусовая стратифицированная супесчаная на озерно-ледниковых отложениях, 11 – серогумусовая глееватая стратифицированная супесчаная на песках, подстилаемых суглинками, 12 – серогумусовая типичная супесчаная на озерно-ледниковых отложениях, 13 – темногумусовая намытая легкосуглинистая на озерно-ледниковых отложениях, 14 – темногумусово-глеевая намытая среднесуглинистая на аллювиальных отложениях, 15 – перегнойно-глеевая на аллювиальных песках, 16 – торфяно-глеезем на старичных аллювиальных отложениях, 17 – торфяная почва.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ПАРКОВ И МЕТОДЫ ЕГО ОЦЕНКИ

Проблема техногенного загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) всегда была в центре внимания при изучении городских почв [37, 48]. Среди ТМ лучше всего изучены так называемые “городские металлы” – Pb, Cu, Zn и некоторые другие [52, 90], повышенные концентрации которых на-

блюдаются в большинстве городских почв. В большинстве публикаций рассматриваются содержание и пространственное распределение ТМ в поверхностных горизонтах почв и оценка его опасности с точки зрения санитарно-эпидемиологических и экологических нормативов [31].

Основные источники ТМ в городских почвах – выбросы автотранспорта и промышленности,

Таблица 1. pH водной вытяжки в почвах парков

Город, парк	pH _{водн}	Характеристика объекта	Источник
Soundview Park, Нью-Йорк	7.0–7.7	Urbic Technosol	[77]
Парки г. Фушань, Китай	4.1–4.7	Слабо преобразованные почвы	[73]
	5.4–7.1	Сильно преобразованные почвы	
Парк “Покровское-Стрешнево”, Москва	7.0–8.1	Урбаноземы	[28]
	5.2–6.4	Ржавоземы	[17]
Парк “Тушинский”, Москва	6.4–7.5	Урбаноземы	[17, 29]
	3.9–5.3	Дерново-подзолистые	
Парки г. Зелена Гура, Польша	3.5–7.5	Природные и антропогенные почвы	[66]
	(среднее 6.4 ± 0.9)		
Парки г. Анжи, Китай	7.1–7.9	Слой 0–10 см	[121]
Парки г. Сопрон, Венгрия	7.7–7.9	Слой 0–10 см	[72]
Парк бывшей императорской резиденции (Shrogane-goryouchi), Токио, Япония	4.5–6.2	Разные почвы	[82]
Парк Планты, г. Краков, Польша	7.0–7.7	Антропогенные почвы	[64]
Летний сад, Санкт-Петербург	5.8–7.4	0–20 см	[12, 21]
	6.2–8.6	Насыпная толща	
Парк Лужанки, Брно, Чехия	7.08 (среднее)	Слой 0–5 см	[47]
Парк 300-летия Санкт-Петербурга, Санкт-Петербург	6.2–7.9	Urbic Technosol на намывных грунтах	[104]
Дворцовый парк, г. Гатчина	6.4–7.8	Урбаноземы	[24]
Павловский парк, г. Санкт-Петербург	4.9–7.8, медиана 6.2	Стратоземы и урбаноземы	[94]

строительный и другой техногенный мусор. Дополнительными источниками загрязнения почв парков могут быть привозные грунты и удобрения.

Загрязнение почв ТМ из-за выбросов автотранспорта зафиксировано в большинстве изученных городских парков [18, 40, 64, 72, 76, 116]. При этом влияние городских трасс может иметь локальный характер и не распространяться на парк целиком. Так, в поверхностных (0–10 см) горизонтах почв парк Феникс (Дублин, Ирландия) повышенная концентрация Pb, Cu и Zn наблюдалась на протяжении 40 м от дороги [56]. Обширный (площадь 20 га) парк Лужанки (г. Брно) – первый общественный парк в Чехии, созданный в 1786–1787 гг., находится в непосредственной близости от дорог с интенсивным движением, однако в поверхностных горизонтах почв этого парка выявлено относительно небольшое загрязнение почв Zn, Cd, Cu, Pb, не представляющее риска для здоровья населения, включая детей. Наиболее загрязненные участки при этом находятся вдоль границ парка [47]. Роль Pb в загрязнении городских почв в последние десятилетия снижается в связи с отказом большинства стран от использования в автомобилях этилированного бензина, содержащего тетраэтилсвинец, поэтому в более новых

парках накопление этого элемента в почвах не наблюдается [76, 112].

Ряд авторов утверждают, что внутри города загрязнение обычно дифференцировано по функциональным зонам, и почвы парков, особенно на периферии города, в меньшей степени загрязнены ТМ, чем почвы жилых и коммерческих, а тем более промышленных районов с интенсивным дорожным движением [78, 88, 101]. Данную закономерность хорошо демонстрирует исследование почв городских, пригородных и загородных (сельских) парков Гонконга [84] (табл. 2). Выявлено, что почвы городских и пригородных парков значительно сильнее загрязнены ТМ, чем почвы парков в сельской местности, а почвы городских парков, окруженных плотной застройкой, – сильнее, чем почвы в пригороде. Кластерный анализ и анализ главных компонент показали отличие ассоциаций элементов в почвах сельских парков по сравнению с городскими. В первом случае ТМ ассоциированы с макроэлементами (Al, Fe) в составе природных пород, во втором – отчетливо выявляется техногенный привнос таких элементов, как Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn.

Концентрации ТМ в почвах парков не обязательно следуют градиенту урбанизации, базирую-

шемся на современном характере землепользования и растительного покрова, в большей степени отражая длительную историю (тип, степень и возраст антропогенных нарушений). Высокие концентрации ТМ могут наблюдаться не только в поверхностных, но и в более глубоких горизонтах антропогенных почв, соответствующих прошлым периодам землепользования [55, 77, 89, 93]. Выполненное по единой методике исследование валового содержания пяти потенциально токсичных элементов (Cr, Ni, Pb, Zn, Cu) в поверхностных горизонтах почв парков шести европейских городов, различных по климату и геологическому строению, и с разной историей [90], позволило заключить, что “степень урбанизации” (возраст города и парка, промышленная нагрузка, количество населения и т.д.) является основным фактором, определяющим концентрации Pb, Zn, Cu в почвах. Максимальные содержания ТМ были найдены в двух парках (Глазго Грин и Александра Парк) г. Глазго (Великобритания) и в парке Валентино в г. Турине (Италия), которые являются наиболее “старыми” и находятся в городах с высокой численностью населения и длительной историей развития тяжелой промышленности. Напротив, в самом маленьком городе (Авейру, Португалия), в парке Галитос, основанном менее 10 лет назад, концентрации ТМ оказались самыми низкими. В парках трех других городов – Упсала (Швеция), Севилья (Испания) и Любляна (Словения) концентрации ТМ имели “промежуточные” значения. Для парка Планты, окружающего Старый город в Кракове (Польша), установлены различные пути загрязнения почв ТМ (Cd, Cu, Pb и Zn): от средневековой металлургии до современных выбросов промышленности и транспорта, а также сжигания угля [64]. История землепользования оказала влияние и на распределение ТМ в парке Робертсон (г. Перт, Австралия) [109]. Повышенные концентрации Pb выявлены в той части парка, где в 1920–1970-х гг. находились стеклянная мануфактура и свалка ее отходов. На этом же участке установлено и накопление элементов, входящих в состав строительных материалов и связанных с индустриальной деятельностью (Fe, Zn, Cu, Ni, Mo). Роль различных техногенных источников в специфике накопления ТМ в почвах городских парков рассмотрена на примере чешских городов Праги (с максимальной численностью населения) и Остравы (с развитой тяжелой промышленностью). Оказалось, что почвы Остравы сильнее загрязнены Zn и Cd, а почвы Праги – Pb и металлами платиновой группы. Основные источники загрязнения почв ТМ в Праге – выбросы автотранспорта и сжигание бурого угля, а в Остраве – переработка каменного угля и металлургическая промышленность [63, 96].

На распределение ТМ в почвах парков оказывает влияние и растительный покров, что показана

ло изучение верхнего 50 см слоя почв 41 парка различного возраста в г. Хельсинки (Финляндия) и 5 контрольных лесов [112]. Почвы открытых луговых участков в целом характеризовались более высокими запасами ТМ (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn), это явление часто наблюдалось в молодых и отчасти в средневозрастных парках. Содержание всех металлов было ниже в почвах под листопадными деревьями в молодых парках и под вечнозелеными – в более старых парках. Запасы металлов в старых парках оказались выше, чем в контрольных лесах.

Наибольшее беспокойство исследователей, как правило, вызывают возможные риски для здоровья населения, связанные с канцерогенным и токсическим эффектами загрязняющих веществ. В Китае канцерогенный и неканцерогенный риски воздействия ТМ (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) на здоровье человека были оценены для 40 поверхностных горизонтов почв с открытых лужаек в 14 парках г. Сямынь [88] и для 28 парков г. Гуанчжоу (основного промышленного и экономического центра и крупнейшего города в южном Китае, с населением около 10 млн человек) [68]. Авторы определили концентрацию соединений, проникающих в организм человека при пероральном поступлении. Для решения последней задачи был использован SBET (simple bioavailability extraction test) (экстракция при температуре 37°C в течение 1 ч 0.4 М раствором глицина, доведенным до pH 1.5 с помощью концентрированной соляной кислоты (отношение почва : раствор 1 : 100)). Валовые содержания ТМ местами превышали допустимые уровни, но их биодоступные концентрации не всегда были высокими, что обусловлено как особенностями конкретного металла, так и свойствами почвенной матрицы. В связи с полученными результатами авторы подчеркнули необходимость учитывать при оценке риска для здоровья людей тип землепользования и биодоступность соединений ТМ. Стоит отметить, что результаты оценки биодоступности безусловно зависят от выбранного метода анализа. Проведенное в г. Сямынь химическое фракционирование ТМ (по схеме BCR) в поверхностных (0–10 см) горизонтах почв [125] выявило преобладание выделяемой по этой методике биодоступной фракции у Cd (82.0%), Cu (58.5%), Mn (58.4%), Zn (57.6%), Co (55.4%) и Pb (50.3%). Анализ главных компонент и множественная линейная регрессия позволили установить, что антропогенные источники вносят основной вклад в выделяемую по указанной схеме биодоступную фракцию большинства ТМ, за исключением Cr и Ni.

В наиболее тесный контакт с загрязненной почвой вступают обитающие в ней живые организмы. Данные о влиянии ТМ на микробиоту почв носят неоднозначный характер. Для почв городского парка в Абердине (Шотландия, Вели-

Таблица 2. Валовое содержание тяжелых металлов (диапазон значений, в скобках – медиана) в почвах парков разных городов мира

Город, парки (количество)	Содержание элементов, мг/кг почвы			Источник
	Cu	Pb	Zn	
Парк Саундвью, Нью-Йорк	48–529	160–1049	184–792	[77]
Парки Нью-Йорка (Центральный, Пелем-Бей-парк, парк Ван Кортландта)	14–138 (46)	40–730 (178)	19–300 (81)	[49]
Городские парки г. Гонконг (Китай)	1.3–277 (10.4)	7.5–496 (70.6)	23.0–930 (78.1)	
Пригородные парки г. Гонконг (Китай)	1.39–89 (4.9)	15.8–161 (49.4)	25.5–173 (52)	[84]
Сельские парки г. Гонконг (Китай)	2.0–20 (4.8)	11.2–124 (36.5)	25.3–136 (43.6)	
Парки (28) г. Гуанчжоу (Китай)	59.8	107.9	91.7	[68]
Парк Феникс, г. Дублин, Ирландия	25	39	94	[56]
Парки (9) г. Острава, Чехия	18–175 (38)	27–125 (49)	78–922 (151)	[63]
Парки (13) г. Прага, Чехия	16–114 (54)	22–213 (62)	57–285 (122)	[63]
Парки и зеленые зоны г. Прага, Чехия	47.1	72.5	145	[105]
Парки г. Катовице, Польша	30	270	590	
Парки г. Забже, Польша	13.5	67.5	250	[87]
Парки г. Даброва Горница, Польша	21.0	270.0	660.0	
Парки г. Тарновские Горы, Польша	22.0	930.00	1390.0	
Парки (100) г. Лос-Анджелеса	Не опр.	45.0	Не опр.	[76]
Парк Галитос, г. Авейро, Португалия	8–61 (16)	7–38 (20)	18–82 (49)	
Парк Глазго Грин, г. Глазго, Великобритания	24–113 (88)	98–676 (279)	102–377 (174)	
Александра парк, г. Глазго, Великобритания	33–113 (59)	114–414 (179)	67–305 (104)	
Парк Тиволи, г. Любляна, Словения	21–78 (31)	39–225 (72)	84–300 (103)	[90]
Парк лос Принципес, г. Севилья (Испания)	30–72 (47)	43–247 (100)	73–191 (99)	
Парк Валентино, г. Турин, Италия	44–123 (83)	68–257 (137)	116–317 (234)	
Stadsträdgården, г. Упсала, Швеция	8–90 (31)	7–116 (36)	27–193 (106)	

британия) показана отрицательная корреляция величины микробной биомассы, как с валовым содержанием свинца, так и с содержанием его подвижных форм [123]. При изучении почв сада Королевского дворца в Неаполе (Италия) выявлены значимые отрицательные корреляции между повышенным содержанием ТМ (Cu, Cd, V, Pb) и микробиологическими параметрами (микробная биомасса, базальное дыхание, активность ряда ферментов – целлюлазы, протеазы, инвертазы) [102]. Негативное воздействие загрязнения на микробиологические свойства почв и связанные с ними экологические функции установлено и другими исследователями [111].

При сравнительном изучении поверхностных горизонтов (0–15 см) почв исторических парков Марракеша (Марокко) и Торуни (Польша) было выявлено, что ТМ, даже в относительно невысоких концентрациях, могут являться ингибиторами многих ферментов в почве [42]. Однако щелочная фосфатаза и уреазы оказались менее чувствительны к антропогенному воздействию, чем

дегидрогеназа. Существенное ингибирование активности именно дегидрогеназы по мере роста антропогенного воздействия (строительство, дорожное движение, загрязнение ТМ) наблюдалось и в другом исследовании почв Марракеша [99], а также при изучении 12 городских парков в Верхней Силезии [43].

Неожиданный результат получен при исследовании ферментативной активности почв парка Либерти Стэйт в Нью-Йорке (США), созданного в 1970 г. на месте свалки строительного и бытового мусора [69]. Исследование проводилось на единственном нерекультивированном участке парка с высоким уровнем загрязнения, под листовым лесом с травянистым напочвенным покровом. Валовые концентрации As были выше фоновых значений в 5–20 раз (до 31.73 мг/кг), Pb – в 10–20 раз (до 414.71 мг/кг), Zn – в 2–3 раза (до 140.69 мг/кг). Ферментативная активность оказалась наибольшей на самой загрязненной из четырех обследованных точек, где, кроме перечисленных элементов, наблюдаются высокие концентрации Cr

(96.37 мг/кг) и V (137.29 мг/кг), с которыми у исследованных ферментов выявлена наиболее сильная положительная корреляция. Авторы объясняют парадоксальные результаты тем, что активность определялась в почвах, более 40 лет не нарушаемых человеком, где происходила природная сукцессия, которая способствовала развитию способности к функционированию ферментов в экстремальных условиях среды.

Кроме ТМ, загрязнителями почв парков являются органические соединения, прежде всего, полиароматические углеводороды (ПАУ), техногенными источниками которых являются продукты сгорания ископаемого топлива – угля, бензина, дизельного топлива, а также противогололедные смеси, провоцирующие засоление и изменение физико-химических характеристик почв. Для пространственного распределения ПАУ в городских почвах характерны те же закономерности, что и для ТМ. Так, на содержание ПАУ в почвах парков Пекина [107] повлияли протяженность дорог и уровень потребления угля в районе города, где расположен парк, а также расстояние от центра города, возраст и площадь парка. Общее содержание ПАУ в исследованных почвах на территории 122 парков варьировало в диапазоне 0.066–6.867 мг/кг (среднее 0.460 мг/кг). При этом на долю семи канцерогенных ПАУ пришлось 47% от общей концентрации этих соединений в почвах. Молекулярный состав ПАУ (существенное преобладание 4–6-членных ПАУ над 2–3-членными) указывает на их образование в результате высокотемпературного сгорания разных видов ископаемого топлива (угля, бензина, дизельного топлива). В целом содержание ПАУ почти во всех исследованных почвах парков Пекина авторами статьи оценивается как приемлемое, как с точки зрения санитарно-гигиенических, так и экологических критериев.

Загрязнение почв ПАУ, особенно с высоким молекулярным весом, отмечено и в некоторых парках Стокгольма [61]. Авторы обследовали поверхностные горизонты в 25 парках города. Применяв диагностические отношения и положительную матричную факторизацию, установили, что ПАУ в почвах имеют пирогенное происхождение, связанное с автомобильными эмиссиями и сжиганием биомассы.

ПОЧВЕННАЯ БИОТА ГОРОДСКИХ ПАРКОВ

Фауна беспозвоночных. Если наземная фауна городских парков более или менее изучена, то изучение беспозвоночных, обитающих в почвах, только начинает развиваться. Исследования на эту тему проводятся в основном за рубежом (США, Италия, Испания, Франция). Критериями выбора организмов для изучения являются широкая распространенность и чувствительность

к изменению почвенных условий и экологической обстановки в целом. Кроме того, значительный интерес вызывают “экосистемные инженеры”, активно преобразующие среду своего обитания [81], к которым среди почвенной фауны относятся дождевые черви и муравьи.

Именно дождевые черви, с их общеизвестным влиянием на свойства почвы (формирование структуры, обогащение органическим веществом, рыхление и т. д.) и значительной биомассой на единицу площади, стали одним из первых объектов исследования. Сравнительное изучение популяций дождевых червей в трех городских парках старше 75 лет и разновозрастных (старше 75 и моложе трех лет) газонов в жилом районе г. Москва (штат Айдахо, США) [113] показало, что почвы парков характеризуются наибольшей плотностью дождевых червей (437 особей/м²). На старых газонах она была почти в 4 раза ниже (121 особей/м²), и самая низкая – в почвах молодых газонов (26 особей/м²). Живая масса червей составляла 94.12, 28.08 и 4.69 г/м² соответственно. Травянистая растительность везде была злаковая (*Poa pratensis*), древесные насаждения в парке представлены кленом (*Acer platanoides*). Поверхностный слой опада на молодых газонах отсутствовал, в парках достигал 5 см. Запасы углерода и азота в верхнем 30 см слое почв были самыми высокими в парках (3.6 и 0.26 кг/м² соответственно) и сами низкими в почвах молодых газонов (1.4 и 0.10 кг/м²), почвы старовозрастных газонов занимали промежуточное положение. Малое количество червей на молодых газонах авторы объяснили как недостаточным временем для колонизации почв особями с соседних участков, так и неспособностью почвы обеспечить подходящие местообитания, в частности, в связи с повышенной плотностью (1.6–1.7 г/см³ по сравнению с 1.3 г/см³ в парках). Такая высокая плотность, не присущая почвам не только парков, но и старых газонов, связана с применением современных строительных технологий, оказывающих более разрушительное действие на почвы. Среди видов червей на всех объектах отсутствовали нативные, видимо, уничтоженные в период антропогенных нарушений почвы, вместо них почва была заселена *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*, *Aporrectodea trapezoides*, *A. longa* – видами, которые для Северной Америки являются экзотами (чужеродными видами) [70]. Максимальное разнообразие червей выявлено в почвах парков, авторы объясняют это большим содержанием органического вещества в почвах, что способствует как лучшей обеспеченности червей пищевыми ресурсами, так и улучшению почвенных условий. Имеет значение и благоприятный режим влажности почвы, складывающийся в парках благодаря регулярным (1 раз в 7–10 дней) поливам.

Несмотря на то, что в небольших по площади парках г. Москвы, расположенных в центре города, состав мезофауны наиболее беден, доля дождевых червей в составе мезофауны увеличивается, а их обилие во многих случаях превышает обилие червей в парках окраин города [30]. Сокращение разнообразия мезофауны в парках центра города вызвано не только высокой антропогенной нагрузкой на почвы, но и изоляцией от природных сообществ, препятствующей их заселению видами местной фауны.

При создании новых парков на сконструированных почвах главную роль в распространении и видовом разнообразии беспозвоночных играют наличие и свойства насыпного верхнего плодородного слоя. В сконструированных почвах (Technosol) парков департаментов Сена-Сен-Дени (Seine-Saint-Denis) и Валь-де-Марн (Val-de-Marne) в окрестностях г. Парижа (Франция) были изучены сообщества муравьев и дождевых червей в поверхностных горизонтах (0–15 см) на газонах с травянистым покрытием из злаков [115]. Исследованы почвы возрастом от 2 до 64 лет (12 почв – с изначально созданным насыпным верхним горизонтом и 8 – без него). Исследование показало, что все почвы сходны по большинству характеристик, включая гранулометрический состав, pH, емкость катионного обмена, содержание P, K и TM. Плотность дождевых червей в них варьировала от 0 до 171 особи/м² (среднее 93.4 особи/м²). С увеличением возраста почвы в группе почв с изначально созданным гумусовым горизонтом плотность сообществ червей и распространенность муравьев возрастали, а в группе почв без гумусового горизонта наблюдалось снижение обоих показателей. Сообщества червей и муравьев в изученных почвах были представлены несколькими видами-генералистами, что типично для урбанизированной среды. Преобладающие виды червей – *Lumbricus castaneus*, *L. terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allobophora chlorotica*, среди муравьев доминировали всеядный *Lasius niger* и в меньшей степени *L. flavus*, которые считаются видами, получающими преимущества от соседства с человеком. В более раннем исследовании, проведенном в 24 парках г. Кордовы и г. Севильи (Испания), также отмечалось, что среди муравьев преобладают синантропные и/или виды-экзоты [51].

Беспозвоночные могут быть индикаторами изменений процессов почвообразования в условиях города. Так, преобладание фитофагов и хищников и малое количество сапрофагов среди представителей фауны жесткокрылых (жужулицы) в почвах четырех городских парков Ростова-на-Дону указывает на замедленные процессы формирования гумуса [33].

Как индикаторы биоразнообразия в почвах городских парков могут рассматриваться коллемболы, так как они встречаются в широком диапазоне экологических условий, а многие почвенные характеристики являются ключевыми для выживания этих организмов. Изучение восьми разновозрастных парков г. Неаполя (Италия) [97] показало, что наличие древесного полога и слоя опада на поверхности почвы – ключевые факторы, способствующие разнообразию коллембол в городских почвах, очевидно, вследствие обеспечения пищевыми ресурсами и создания пространственных ниш.

Микробиота. Разнообразие микроорганизмов и их активность признаны одними из наиболее важных биологических характеристик почвы [16, 39]. Микробиота городских почв активно изучается во всем мире. Традиционные методы культивирования на питательных средах в изучении микроорганизмов в почвах вытесняются более современными молекулярно-генетическими методами [32, 45, 92], которые позволили, например, выявить в почвах городских парков Нью-Йорка высокое разнообразие микробных сообществ и кластеры генов, кодирующих биологически активные соединения, пригодные для использования в медицине (такие как антибиотики эритромицин, нистатин, рифамицин и др.) [53, 108].

Сложный компонентный состав почвенного покрова многих парков, одновременное присутствие почв с разной степенью антропогенной трансформации создают более широкий спектр условий среды и тем самым способствуют увеличению разнообразия бактериальных сообществ. В г. Лахти и Хельсинки (Финляндия) богатство и разнообразие бактерий и грибов были выше в парках, чем в контрольных лесах, с которыми проводилось сравнение [75]. В антропогенных почвах парков Нью-Йорка [77] представлены менее распространенные таксоны бактерий по сравнению с большинством слабо преобразованных городских почв. В городах разных природных зон России (г. Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи) плотность прокариот в почвах парков в 1.3–2.5 раз больше, чем их средняя естественная плотность. Более того, обилие микроорганизмов в почвах селитебных и селитебно-транспортных городских ландшафтов может быть еще больше, чем в почвах парков [36].

Разнообразие альгофлоры в почвах парков может сохраняться на уровне зональных почв [15] или увеличиваться из-за широкого спектра антропогенных воздействий, подобно разнообразию бактерий. Так, исследование, проведенное Дорроховой [60], показало, что сообщества водорослей и цианобактерий в слабоизмененной человеком почве парка в г. Москве имеют черты сходства с таковыми на фоновом участке под лесом. Вместе

с тем антропогенные воздействия (изменение растительного покрова, вызвавшее большее поступление света на поверхность почвы, подщелачивание и поступление солей из противогололедных смесей) вызвали определенные изменения в составе альгофлоры. Из сообщества исчезли теневыносливые, неустойчивые к засолению виды, появились светолюбивые диатомовые, среди которых преобладали солеустойчивые и предпочитающие нейтральную реакцию среды. Также присутствовали *Eustigmatophyceae* – одноклеточные водоросли, принадлежащие к особо устойчивым к экстремальным условиям формам. В результате произошедших изменений биоразнообразие водорослевых и цианобактериальных сообществ в почвах парка выросло, по сравнению с лесом.

Микробиота сосредоточена в поверхностных горизонтах почв, и наблюдается убывание общего числа бактерий и микробной биомассы от верхнего горизонта к нижнему. Однако при изучении микробных сообществ почвы на глубинах 15, 30 и 90 см в парке Тиргартен (Берлин, Германия) [46] на глубине 90 см были обнаружены функционально активные бактерии. Бактериальные сообщества на глубине 90 см резко отличались от сообществ двух верхних горизонтов, сходных между собой по составу. Способность микроорганизмов к утилизации различных субстратов уменьшалась с глубиной.

Разнообразие бактериальных сообществ в городских парках зависит прежде всего не от возраста парка, а от характеристик почв (содержание углерода и азота, pH и плотность), что показало извлечение ДНК и секвенирование 16SpPHK из поверхностных горизонтов (0–10 см) почв 11-ти парков г. Пекина [120]. Преобладающие группы микроорганизмов, выделенные в данном исследовании: *Proteobacteria*, *Acidobacteria*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria*, *Gemmatimonadetes*, *Verrucomicrobia*, *Planctomycetes*. Влияние pH на состав микробных сообществ наблюдалось и в парках Нью-Йорка: *Acidobacteriales* и *Ellin6513 (Acidobacteria DA052)* отсутствовали в щелочных почвах на строительном мусоре [77]. Кроме того, в условиях невысокой техногенной нагрузки наблюдается соответствие сообществ грибов и бактерий функциональным группам растений. При этом грибы находятся под более “жестким контролем” растений, чем бактерии, что продемонстрировали результаты изучения микробных сообществ в почвах 41 парка в г. Лахти и Хельсинки (южная Финляндия), разного возраста и под разной растительностью [75]. Наблюдалась положительная корреляция между величиной pH почвы и богатством бактериальных сообществ и отрицательная – со значением их выравниваемости. Величина pH не оказывала влияния на разнообразие грибов. При сравнении парков, созданных 10, 50 и более 100 лет назад, оказалось, что свойства почв и характеристики

бактериальных и грибных сообществ сходны в парках 50-летнего возраста и в старых парках, но отличаются от таковых в “молодых” парках. Это позволяет предположить, что почвы парков стабилизируются через 50 лет после создания парка, и растительности требуется время, чтобы модифицировать свойства почв и сообществ микроорганизмов. Поддержание различных типов озелененных пространств в городе и разнообразных растительных сообществ в их пределах помогает обеспечивать полноценное функционирование почв в условиях городской среды [75].

Вызывает интерес не только состав сообществ микроорганизмов, но и их функциональная активность. В 24-х городских парках Шанхая – одного из крупнейших городов Китая – были изучены бактериальные и грибные сообщества поверхностных (0–10 см) горизонтов почв и их функциональные гены [118, 124]. Среди 43 классифицированных филумов, наиболее высокая относительная распространенность была отмечена для *Proteobacteria* и *Acidobacteria*. Выявлено высокое разнообразие генов, участвующих в биогеохимических циклах C, N, P, S. Однако некоторые функциональные гены, связанные с процессами деградации устойчивых органических соединений (ферменты целлюлаза, глиоксальоксидаза, лигнин-пероксидаза), отсутствовали во всех почвах городских парков. Состав грибных сообществ во всех 24-х парках был сходным, было выделено 5 филумов, из которых в большинстве парков преобладали *Ascomycota*. Присутствие во всех парках представителей эктомикоризных грибов подчеркивает роль парковых почв в биогеохимических циклах. По результатам изучения поверхностных (0–20 см) горизонтов почв городских и загородных парков, а также придорожных зеленых полос г. Пекина (Китай) показана широкая распространенность грибов арбускулярной микоризы, которая может быть объяснена высоким содержанием органического вещества и привносом мицелия и спор неаборигенных видов грибов вместе с почвогрунтом и посадочным материалом растений-интродуцентов [86].

Стоит отметить, что среди почвенных микромицетов встречаются и потенциальные патогены для человека. В поверхностных горизонтах почв парков и скверов г. Владивостока (Россия) методом серийных разведений с последующим высевом почвенной суспензии на среду Чапека и сусло-агар выделено 86 видов микроскопических грибов, относящихся к двум отделам – *Zygomycota* и *Ascomycota*. Из них 37 видов (43% видового состава) относятся к потенциально патогенным, способным вызывать микозы и микогенные аллергии, что характерно для городской среды [10].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ. ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ ПАРКОВ

Анализ проведенных исследований показал, что почвы парков разнообразны по строению и генезису, поскольку природные и антропогенные процессы почвообразования накладываются друг на друга, способствуя пространственной гетерогенности как на уровне отдельного профиля, так и на уровне почвенного покрова. Объединяет почвы парков главная функция, выполняемая ими в урбоэкосистемах, — поддержание долготлетия и декоративности насаждений, видовой состав и облик которых соответствует ландшафтно-архитектурной композиции. Несмотря на вышесказанное, изучение генезиса и эволюции почв городских парков необходимо, так как дает существенную информацию об этапах формирования исторических парков, ценную для разработки мероприятий по поддержанию и реставрации существующих и для прогнозирования устойчивости вновь создаваемых парков.

Антропогенные почвы парков, как правило, характеризуются нейтральной или щелочной реакцией, повышенным содержанием органического вещества и элементов питания растений, особенно Р.

Как и другие городские почвы, почвы парков подвергаются техногенному загрязнению ТМ (Pb, Cu, Zn, Cd и др.) и ПАУ. Исследования показывают, что накопление ТМ в почвах сильнее выражено в парках с длительной историей, расположенных в старых городах с развитой тяжелой промышленностью и высокой транспортной нагрузкой. Содержание и пространственное распределение ТМ в парках отражает не только современное, но и предшествующие этапы землепользования. В большинстве публикаций выявлено негативное воздействие загрязнения ТМ на микробную биомассу и ферментативную активность почв. Среди ферментов наиболее чувствительна к ингибированию ТМ дегидрогеназа.

При изучении почв парков большинство авторов предпочитают проводить оценку их загрязнения по санитарно-гигиеническим критериям, акцентируя внимание на рисках для здоровья населения. Не отрицая значимость таких работ, следует отметить и важность разработки и применения методов оценки экологического состояния почв с точки зрения поддержания устойчивости зеленых насаждений. Эта оценка должна быть универсальной, применимой для различных объектов городского озеленения в разных климатических условиях и учитывать совокупность физических, химических и биологических свойств. К числу таких универсальных показателей относятся гранулометрический состав, мощность гумусированного слоя, плотность сложения слоя 0–20 см, степень насыщенности влагой (в про-

центах от полной влагоемкости), температура слоя 0–20 см, электропроводность порового раствора, рН, дыхание в стандартизованных условиях [34, 111, 114].

Почвенный покров парков уникален тем, что внутри городской среды в его составе могут сохраняться природные или слабо измененные человеком почвы. Таким образом, в парках сохраняется не только биологическое, но и почвенное разнообразие городских экосистем. При этом почвенная фауна в парках городов мира изучена недостаточно, однако имеющиеся данные свидетельствуют о ее пониженном видовом разнообразии в антропогенных почвах по сравнению с почвами природных экосистем. Для поддержания сообществ мезофауны в почвах парков важнейшую роль играют наличие слоя подстилки и характеристики гумусового горизонта. В отличие от фауны, разнообразие микрофлоры в антропогенных почвах нередко оказывается больше, чем в природных сообществах, так как различные нарушения увеличивают количество потенциальных экологических ниш для микроорганизмов. В целом можно отметить, что назрела необходимость сопряженного изучения почв, растений и почвенной биоты, и их функциональных взаимосвязей в парках, что позволило бы ответить на целый ряд важных вопросов: сколько времени требуется для достижения равновесия между почвами, почвенными и растительными сообществами во вновь созданных парках? Как микроорганизмы в почвах влияют на устойчивость древесных насаждений в условиях урбаногенной нагрузки? Какую роль в этих процессах играет почвенная фауна? Жизненное состояние растений и видовое разнообразие, и численность почвенных организмов (бактерий, грибов, беспозвоночных) могут, в свою очередь, служить индикаторами оптимального экосистемного функционирования почв в парках.

Еще один насущный вопрос: как обеспечить полноценное функционирование в экосистемах парков почв (почвоподобных тел), сконструированных человеком? При таком конструировании рекомендуется создавать плодородный поверхностный горизонт достаточной мощности, контролировать состав используемых отходов, особенно органических, и подбирать конструкцию с оптимальными водно-физическими свойствами [122]. Контроль количества и качества органического вещества в почвогрунтах, применяемых при создании плодородного слоя и рекультивации почв, важен и с точки зрения поддержания баланса углерода в городских экосистемах [4]. Рекомендуется максимально бережно относиться к сохранившимся в городе функционирующим почвам, поскольку заселение вновь созданных конструкторземов почвенной биотой до природного уровня и стабилизация их свойств занимают десятилетия.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-14-50242. The reported study was funded by RFBR, project number 20-14-50242.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Анциферова О.А., Мурачева Л.С.* К характеристике почв городских парков Калининграда // Вестник Рос. гос. ун-та им. И. Канта. 2009. Вып. 7. С. 83–90.
2. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю.* Методологические основы классификации почв мегаполисов на примере г. Санкт-Петербурга // Вестник С.-Петербурга. ун-та. 2013. Сер. 3. Вып. 2. С. 115–122.
3. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю.* Принципы создания почвенной карты мегаполиса (на примере Санкт-Петербурга) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 790–802.
4. *Брянская И.П., Васенев В.И., Брыкова Р.А., Маркелова В.Н., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В.* Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1537–1546. <https://doi.org/10.31857/S0032180X20120047>
5. *Васенев В.И., Ван Ауденховен А.П., Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191.
6. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация) / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
7. *Горбов С.Н., Безуглова О.С.* Специфика органического вещества почв Ростова-на-Дону // Почвоведение. 2014. № 8. С. 953–962.
8. ГОСТ 28329-89. Озеленение городов. Термины и определения. Дата введения 1 января 1991 г.
9. *Долотов В.А., Пономарева В.В.* К характеристике почв ленинградского Летнего сада // Почвоведение. 1982. № 9. С. 134–138.
10. *Егорова Л.Н.* Потенциально патогенные грибы в почвах городских парков и скверов Владивостока // Успехи медицинской микологии. 2014. Т. XII. Гл. 2. С. 95–98.
11. *Жарикова Е.А.* Оценка основных свойств почв лесных и парковых территорий города Владивостока // Земледелие, почвоведение и агрохимия. 2012. № 1(26). С. 40–46.
12. *Капелькина Л.П., Мельничук И.А., Часовская В.В.* Почвы Летнего сада // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. 2007. Вып. 180. С. 86–95.
13. Классификация и диагностика почв России / Авторы и составители: Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
14. *Ковязин Н.Ф., Усков И.Б., Державин Л.М.* Парковые экосистемы Санкт-Петербурга различной степени урбанизации и агрохимические свойства их почв // Агрохимия. 2010. № 3. С. 58–66.
15. *Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Пирогова О.С.* Фототрофные микроорганизмы городских парков // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 1. С. 63–68.
16. *Лысак Л.В., Лапыгина Е.В.* Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114.
17. *Мартыненко И.А., Прокофьева Т.В., Строганова М.Н.* Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 69–89.
18. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А.* Почвы и почвенный покров парков Петергофа / Под ред. Б.Ф. Апарина. СПб.: Филологический факультет СПбГУ, 2012. 96 с.
19. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Горбунова В.С., Шешукова А.А.* Почвы и почвенный покров Павловского парка. СПб.: Серебряный век, 2019. 98 с.
20. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Горбунова В.С., Шешукова А.А.* Почвы Павловского парка (Санкт-Петербург) // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1285–1294.
21. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Кореневит В.А.* Почвы Летнего сада (Санкт-Петербург) // Почвоведение. 2017. № 6. С. 643–651.
22. *Матинян Н.Н., Гостинцева Е.В., Бахматова К.А.* Почвы и почвенный покров садов и парков Фрунзенского района Санкт-Петербурга. СПб.: Нестор-История, 2015. 80 с.
23. *Парамонова Т.А., Тишкина Э.В., Краснов С.Ф., Толстихин Д.О.* Структура почвенного покрова и основные свойства почв природного парка Воробьевы горы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. 2010. № 1. С. 24–34.
24. *Полякова А.Ю.* Агрохимические свойства почв Дворцового парка Гатчины // Агрофизика. 2019. № 2. С. 32–37. <https://doi.org/10.25695/AGRPH.2019.02.05>
25. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Накавина Е.Н., Свищева Н.И.* Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.
26. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И.* Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070.
27. *Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А.* Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.
28. *Прокофьева Т.В., Попутников В.О.* Антропогенная трансформация почв парка Покровское-

- Стрешнево (Москва) и прилегающих жилых кварталов // Почвоведение. 2010. № 6. С. 748–758.
29. Прокофьева Т.В., Розанова М.С., Попутников В.О. Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. № 3. С. 302–314.
 30. Рахлеева А.А., Строганова М.Н. Состав и структура почвенной мезофауны парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. Сборник статей. М: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 152–172.
 31. Семенов И.Н., Королева Т.В. Международные системы нормирования содержания химических элементов в почвах: принципы и методы (обзор) // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1259–1268.
 32. Семенов В.М. Метабаркодинг и метагеномика в почвенно-экологических исследованиях: успехи, проблемы и возможности // Журн. общей биологии. 2019. Т. 80. № 6. С. 403–417. <https://doi.org/10.1134/S004445961906006X>
 33. Сизова М.Г., Вальков В.Ф., Евсюков А.П. Мезофауна как показатель степени нарушенности почв урбанизированных территорий // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2011. № 2. С. 64–68.
 34. Смагин А.В. Теория и практика конструирования почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2012. 544 с.
 35. Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мяжкова А.Д., Курбатова А.С. Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение. 2006. № 5. С. 603–615.
 36. Стома Г.В., Манучарова Н.А., Белокопытова Н.А. Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России // Почвоведение. 2020. № 6. С. 703–715.
 37. Строганова М.Н., Агаркова М.Г. Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере юго-западной части г. Москвы) // Вестник МГУ. Сер. 17. 1992. № 7. С. 16–24.
 38. Строганова М.Н., Мяжкова А.Д., Прокофьева Т.В. Городские почвы: генезис, классификация, функции // Почва. Город. Экология. М.: Изд-во Фонд “За экономическую грамотность”, 1997. С. 15–85.
 39. Терехова В.А., Пукальчик М.А., Яковлев А.С. “Триадный” подход к экологической оценке городских почв // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1145–1152.
 40. Тишкина Э.В., Парамонова Т.А., Краснов С.Ф., Толстихин Д.О. Оценка современного уровня загрязнения почв природного парка Воробьевы горы приоритетными экотоксикантами // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. 2010. № 1. С. 43–51.
 41. Чупина В.И. Антропогенные почвы ботанических садов (обзор) // Почвоведение. 2020. № 4. С. 495–506.
 42. Beroigui M., Naylo A., Walczak M., Hafidi M., Charzyński M., Świtoniak M., Różański S., Boularban A. Physicochemical and microbiological properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // Catena. 2020. V. 194. P. 104673. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673>
 43. Bielińska E., Kołodziej B., Sugier D. Relationship between organic carbon content and the activity of selected enzymes in urban soils under different anthropogenic influence // J. Geochem. Exploration. 2013. V. 129. P. 52–56. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.019>
 44. Blume H.-P. Classification of soils in urban agglomerations // Catena. 1989. V. 16. P. 269–275.
 45. Bouchez T., Bliux A.L., Dequiedt S. et al. Molecular microbiology methods for environmental diagnosis // Environ. Chem. Lett. 2016. V. 14. P. 423–441. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1>
 46. Braun B., Böckelmann U., Grohmann E., Szewzyk U. Polyphasic characterization of the bacterial community in an urban soil profile with in situ and culture-dependent methods // Applied Soil Ecology. 2006. V. 31. P. 267–279. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.05.003>
 47. Brtnický M., Pecina V., Hladký J., Radzemska M., Koudelková A., Kimánek M., Richtera L., Adamková D., Eibl J., Galiová M.V., Báláková L., Kynický J., Smolíková V., Houška J., Vaverková M.D. Assessment of phytotoxicity, environmental and health risks of historical urban park soils // Chemosphere. 2019. V. 220. P. 678–686. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.188>
 48. Burghardt W., Morel J.-L., Zhang G.-L. Development of the soil research about urban, traffic, mining and military areas (SUITMA) // Soil Science Plant Nutrition. 2015. V. 61. P. 3–21. <https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1046136>
 49. Burt R., Hernandez L., Shaw R., Tunstead R., Ferguson R., Peaslee S. Trace element concentration and speciation in selected urban soils in New York City // Environ. Monitoring and Assessment. 2014. V. 186. P. 195–215. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3366-1>
 50. Canedoli C., Ferrè C., Abu El Khair D., Padoa-Schioppa E., Comolli R. Soil organic carbon stock in different urban land uses: high stock evidence in urban parks // Urban Ecosystems. 2020. V. 23. P. 159–171. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00901-6>
 51. Carpintero S., Reyes-López J. Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain // Entomological Science. 2014. V. 17. P. 41–51. <https://doi.org/10.1111/ens.12027>
 52. Chambers L.G., Chin Y.P., Filippelli G.M., Gardner C.B., Herndon E.M., Long D.T., Lyons W.B., Macpherson J.L., McElmurry S.P., McLean C.E., Moore J., Moyer R.P., Neumann K., Nezat C.A., Soderberg K., Teutsch N., Widom E. Developing the scientific framework for urban geochemistry // Appl. Geochem. 2016. V. 67. P. 1–20. <https://doi.org/j.apgeochem.2016.01.005>
 53. Charlop-Powers Z., Pregitzer C.C., Lemetre C., Ternei M.A., Maniko J., Hover B.M., Calle P.J., McGuire k.L., Garbarino J., Forgione H.M., Charlop-Powers S., Brady S.F. Urban park soil microbiomes are a rich reservoir of natural product biosynthetic diversity // PNAS. 2016. V. 113. № 51. P. 14811–14816. <https://doi.org/10.1073/pnas.1615581113>
 54. Charzyński P., Hulisz P., Bednarek R. (eds.). Technogenic Soils of Poland. Polish Society of Soil Science. Torun, 2013. 358 p.

55. *Dąbkowska-Naskręt H., Rózański S., Bartkowiak A.* Forms and mobility of trace elements in soils of park areas from the city of Bydgoszcz, north Poland // *Soil Science Annual*. 2016. V. 67(2). P. 73–78. <https://doi.org/10.1515/ssa-2016-0010>
56. *Dao L., Morrison H., Zhang H., Zhang Ch.* Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland // *Environ. Geochem. Health*. 2014. V. 36. P. 333–343. <https://doi.org/10.1007/s10653-013-9553-8>
57. *Deeb M., Groffman P.M., Blouin M., Egendorf S.P., Vergnes A., Vasenev V., Cao D.L., Walsh D., Morin T., Sére G.* Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations // *Soil*. 2020. V. 6. P. 413–434. <https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020>
58. *De Kimpe C.R., Morel J.-L.* Urban soil management: a growing concern // *Soil Science*. 2000. V. 165. P. 31–40.
59. *Doran J.W., Parkin T.B.* Defining and assessing soil quality // *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment*. Special Publication № 35. Soil Science Society of America, Madison, WI. 1994. P. 3–21.
60. *Dorokhova M.F.* Biodiversity of algae and cyanobacteria in soils of Moscow // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 135–144. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1>
61. *Dreij K., Lundin L., Le Bihanic F., Lundstedt S.* Polycyclic aromatic compounds in urban soils of Stockholm City: Occurrence, sources and human health risk assessment // *Environ. Research*. 2020. V. 182. P. 108989. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108989>
62. *Galbraith J.M.* Human-altered and human-transported (HAHT) soils in the US soil classification system // *Soil Science Plant Nutrition*. 2018. V. 64(2). P. 190–199. <https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1442682>
63. *Galuškova I., Mihaljevič M., Borůvka L., Drábek O., Frůhauf M., Němeček K.* Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech Republic // *J. Geochem. Exploration*. 2014. V. 147. P. 215–221. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.022>
64. *Gąsiorek M., Kowalska J., Mazurek R., Pająk M.* Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland) // *Chemosphere*. 2017. V. 179. P. 148–158. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03106>
65. *Gerasimova M.I., Bezuglova O.S.* Functional-environmental and properties-oriented approaches in classifying urban soils // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 4–10. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1>
66. *Greinert A.* The heterogeneity of urban soils in the light of their properties // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 151. P. 1725–1737. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6>
67. *Greinert A., Kostecki J.* Anthropogenic materials as bedrock of Urban Technosols // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services*. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 11–20. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1>
68. *Gu Y.-G., Gao Y.-P., Lin Q.* Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou // *Appl. Geochem*. 2016. V. 67. P. 52–58. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.004>
69. *Hagmann D.F., Goodey N.M., Mathieu C., Evans J., Aronson M.F.J., Gallagher F., Krumins J.A.* Effect of metal contamination on microbial enzymatic activity in soil // *Soil Biol. Biochem*. 2015. V. 91. P. 291–297. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.012>
70. *Hendrix P.F., Callahan M.A. Jr., Drake J.M., Huang C.-Y., James S.W., Snyder B.A., Zhang W.* Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms // *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst*. 2008. V. 39. P. 593–613. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426>
71. *Hollis J.M.* The classification of soils in urban areas // *Soils in the urban environment*. Oxford, Boston: Blackwell Scientific Publications, 1991.
72. *Horvát A., Szűcs P., Bidló A.* Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 1825–1835. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0991-4>
73. *Hou E. Q., Xiang H. M., Li J. L., Li J., Wen D. Z.* Soil acidification and heavy metals in urban parks as affected by reconstruction intensity in a humid subtropical environment // *Pedosphere*. 2015. V. 25(1) P. 82–92. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(14\)60078-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60078-3)
74. *Howard J.* Anthropogenic Soils. Springer International Publishing AG, 2017. 237 p. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-54331-4>
75. *Hui N., Jumpponen A., Francini G., Kotze D.J., Liu X., Romantchuk M., Strommer R., Setälä H.* Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate // *Environ. Microbiol*. 2017. V. 19(3). P. 1281–1295. <https://doi.org/10.1111/1462-2920.13660>
76. *Hung W.-C., Hernandez-Cira M., Jimenez K., Elston I., Jay J.A.* Preliminary assessment of lead concentrations in topsoil of 100 parks in Los Angeles, California // *Appl. Geochem*. 2018. V. 99. P. 13–21. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.10.003>
77. *Huot H., Joyner J., Córdoba A., Shaw R.K., Wilson M.A., Walker R., Muth T.R., Cheng Z.* Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities // *J. Soils Sediments*. 2017. V. 17. P. 393–407. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1552-9>
78. *Islam M.S., Ahmed M.K., Al-Mamun M.H., Eaton D.W.* Human and ecological risks of metals in soils under different land-use types in an urban environment of Bangladesh // *Pedosphere*. 2020. V. 30(2). P. 201–213. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(17\)60395-3](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60395-3)
79. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudayarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // *Soil Environ. Res.* 2020. V. 15(1). P. 1–10. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-0250-1>

- ron. 2019. V. 38(1). P. 31–41.
<https://doi.org/10.25252/SE/1961524>
80. IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 181 p.
 81. Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M. Organisms as ecosystem engineers // *Oikos*. 1994. V. 69(3). P. 373–386.
 82. Kawai N., Murata T., Watanabe M., Tanaka H. Influence of historical manmade alterations on soil-forming processes in a former imperial estate (Shroganogoryouchi), the Institute for nature study: Development of a soil evaluation technique and importance of inventory construction for urban green areas // *Soil Science Plant Nutrition*. 2015. V. 61. Sup. 1. P. 55–69.
<https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1048662>
 83. Kleber T., Krzyżaniak M., Świerk D., Haenel A., Galecka S. How does the content of nutrients in soil affect the health status of trees in city parks? // *PLOS ONE*. 2019. V. 14(9). E0221514.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221514>
 84. Lee C.-S.I., Li X., Shi W., Cheung Sh.Ch., Thornton I. Metal contamination in urban, suburban and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistic // *Sci. Total Environ*. 2006. V. 356. P. 45–61.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.024>
 85. Lehmann A., Stahr K. Nature and significance of anthropogenic urban soils // *J. Soils and Sediments*. 2007. V. 7. № 4. P. 247–260.
<https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235>
 86. Lin L., Chen Y., Qu L., Zhang Y., Ma K. Cd heavy metal and plants, rather than soil nutrient conditions, affect soil arbuscular mycorrhizal fungal diversity in green spaces during urbanization // *Sci. Total Environ*. 2020. V. 726. P. 138594.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138594>
 87. Lukasik A., Szuszkiewicz M., Magiera T. Impact of artifacts on topsoil magnetic susceptibility enhancement in urban parks of the Upper Silesian conurbation datasets // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 1836–1846.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0966-5>
 88. Luo X.-S., Ding J., Xu B., Wang Y.-J., Li H.-B., Yu S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessment of heavy metals in urban park soils // *Sci. Total Environ*. 2012. V. 424. P. 88–96.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053>
 89. Luo X.-S., Yu S., Zhu Y., Li X.D. Trace metal contamination in urban soils of China // *Sci. Total Environ*. 2012. V. 421–422. P. 17–30.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.020>
 90. Madrid L., Diaz-Barrientos E., Ruiz-Cortés E., Reinoso R., Biasioli M., Davidson S.M., Duarte A.S., Crëman H., Hossack I., Hursthouse A.S., Kralj T., Ljung K., Ottabong E., Rodrigues S., Urquhart G.J., Ajmone-Marsan F. Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities // *J. Environ. Monit*. 2006. V. 8. P. 1158–1165.
<https://doi.org/10.1039/b607980f>
 91. Maksimova E., Abakumov E. Alluviated soils of Saint Petersburg city // *Вестник С.-Петербург. ун-та. Сер. 3*. 2015. Вып. 4. С. 93–102.
 92. Marfenina O., Lysak L., Ivanova A., Glushakova A., Kachalkin A., Nikolaeva V., Karlsen A., Tepeeva A. Biodiversity in urban soils: threats and opportunities (on the example of cultivated microorganisms) // *Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas (SUITMA 9)* 22–26 May 2017, Moscow. Abstracts. P. 109–111.
 93. Matinian N.N., Bakhmatova K.A. Urban soils of Saint Petersburg (Russia). *Europäische Akademie der Naturwissenschaften, Hannover*, 2016. 28 p.
 94. Matinian N.N., Bakhmatova K.A., Sheshukova A.A. Anthropogenic and natural soils of urban and suburban parks of Saint Petersburg, Russia // *Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography*, 2019. P. 212–220.
<https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1>
 95. Meng Y., Cave M., Zhang C. Spatial distribution patterns of phosphorus in top-soils of Greater London Authority area and their natural and anthropogenic factors // *Appl. Geochem*. 2018. V. 88. P. 213–220.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.024>
 96. Mihaljevič M., Galušková I., Strnad L., Majer V. Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic // *J. Geochem. Exploration*. 2013. V. 124. P. 212–217.
<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.008>
 97. Milano V., Cortet J., Baldantoni D., Bellino A., Dubs F., Nahmani J., Strumia S. Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization, management and soil characteristics // *Appl. Soil Ecology*. 2017. V. 119. P. 428–437.
<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.022>
 98. Morel J.L., Chenu C., Lorenz K. Ecosystems services provided by soils of urban, industrial, traffic and military areas (SUITMAs) // *J. Soils Sediments*. 2015. V. 15. P. 1659–1666.
<https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0>
 99. Naylo A., Pereira S.I.A., Benidire L., El Khalil H., Castro P.M., Ouvrard S., Schwartz C., Boularbah A. Trace and major element contents, microbial communities, and enzymatic activities of urban soils of Marrakech city along an anthropization gradient // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 2153–2165.
<https://doi.org/10.1007/s11368-018-2221-y>
 100. Nehls T., Rokia S., Mekiffer B., Schwartz C., Wessolek G. Contribution of bricks to urban soil properties // *J. Soils Sediments*. 2012. V. 13. P. 575–584.
<https://doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0>
 101. Nezafat C.A., Hatch S.A., Uecker T. Heavy metal content in urban residential and park soils: A case study in Spokane, Washington, USA // *Appl. Geochem*. 2017. V. 78. P. 186–193.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.12.018>
 102. Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A. Microbial activities and trace element contents in an urban soil // *Environ. Monit. Assess*. 2010. V. 165. P. 193–203.
<https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1>
 103. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L. Altered resources, disturbance, and heterogeneity: A framework for comparing urban and non-urban soils // *Urban Ecosystems*. 2009. V. 12. P. 23–44.
<https://doi.org/10.1007/s11252-008-0047-x>

104. Polyakov V., Reznichenko O., Kostecki J., Abakumov E. Ecotoxicological state and pollution status of alluvial soils of Saint Petersburg, Russian Federation // *Soil Science Annual*. 2020. V. 71(3). P. 221–235. <https://doi.org/10.37501/soilsa/127089>
105. Poňavič M., Wittingerová Z., Čoupek P., Buda J. Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic // *J. Geochem. Exploration*. 2018. V. 187. P. 118–130. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.008>
106. Pruvost C., Mathieu J., Nunan N., Gigon A., Pando N., Lerch T.Z., Blouin M. Tree growth and macrofauna colonization in Technosols constructed from recycled urban wastes // *Ecol. Eng.* 2020. V. 153. P. 105886. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105886>
107. Qu Y., Gong Y., Ma J., Wei H., Liu Q., Liu L., Wu H., Yang S., Chen Y. Potential sources, influencing factors, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface soil of urban parks in Beijing, China // *Environ. Pollut.* 2020. V. 260. P. 114016. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114016>
108. Ramirez K.S., Leff J.W., Barberán A., Bates S.T., Betley J., Crowther T.W., Kelly E.F., Oldfield E.E., Shaw E.A., Steenbock C., Bradford M.A., Wall D.H., Fierer N. Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City's Central Park are similar to those observed globally // *Proceedings of the Royal Society B*. 2014. V. 281. P. 20141988. <https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1988>
109. Rate A.W. Multielement geochemistry identifies the spatial pattern of soil and sediment contamination in an urban parkland, Western Australia // *Sci. Total Environ.* 2018. V. 627. P. 1106–1120. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.332>
110. Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Khakimova R.R., Hajiaghaeva R., Stoorvogel J.J., Dovletyarova E.A. Spatial variability of soil properties in the urban park before and after reconstruction // *Soil Environ.* 2017. V. 36(2). P. 155–165. <https://doi.org/10.25252/SE/17/51219>
111. Schindelbeck R., van Es H.M., Abawi G.S., Wolfe D.W., Whitlow T.L., Gugino B.K., Idowu O.J., Moebius-Clune B.N. Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management // *Landscape Urban Planning*. 2008. V. 88. P. 73–80. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.006>
112. Setälä S., Francini G., Allen J.A., Jumpponen A., Hui N., Kotze D.J. Urban parks provide ecosystem services by retaining metals and nutrients in soils // *Environ. Pollut.* 2017. V. 231. P. 451–461. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.010>
113. Smetak K.M., Johnson-Maynard J.L., Lloyd J.E. Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems // *Appl. Soil Ecology*. 2007. V. 37. P. 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004>
114. Vasenev V.I., Smagin A.V., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Gavrilenko E.G., Prokofeva T.V., Paltseva A., Stoorvogel J.J., Gosse D.D., Valentini R. Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management // *Adaptive Soil Management: from Theory to Practices*. P. 359–409. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_18
115. Vergnes A., Blouin M., Muratet A., Lerch T.Z., Mendez-Millan M., Rouelle-Casrec M., Dubs F. Initial condition during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity // *Landscape Urban Planning*. 2017. V. 159. P. 32–41. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002>
116. Voronina L.P., Morachevskaya E.V., Akishina M.M., Kozlova O.N. Evaluation of environmental health of the Kolomenskoye park under anthropogenic pressure from Moscow City // *J. Soils Sediments*. 2019. V. 19. P. 3226–3234. <https://doi.org/10.1007/s11368-018-1985-4>
117. Wang M., Markert B., Shen W., Chen W., Peng C., Ouyang Z. Microbial biomass and enzyme activities of urban soils in Beijing // *Environ. Sci. Pollut. Research*. 2011. V. 18. P. 958–967. <https://doi.org/10.1007/s11356-011-0445-0>
118. Wang X., Wu J., Kumari D. Composition and functional genes analysis of bacterial communities from urban parks of Shanghai, China and their role in ecosystem functionality // *Landscape Urban Planning*. 2018. V. 177. P. 83–91. <https://doi.org/10.1016/j.landurbanplan.2018.05.003>
119. Wessolek G., Toland A. Devil in the Sand – the Case of Teufelsberg Berlin and Cultural Ecosystem Services Provided by Urban Soils // *Soils within Cities*. IUSS Working Group SUITMA. Catena Soil Sciences. Stuttgart, 2017. P. 231–240.
120. Yan B., Lu Q., He J., Qi Y., Fu G., Xiao N., Li J. Composition and interaction frequencies in soil bacterial communities change in association with urban park age in Beijing // *Pedobiologia – J. Soil Ecology*. 2021. V. 84. P. 150699. <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150699>
121. Yang L., Yuan L., Peng K., Wu S. Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China // *Catena*. 2014. V. 115. P. 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.008>
122. Yilmaz D., Cannavo P., Séré G., Vidal-Beaudet L., Legret M., Damas O., Peyneau P.-E. Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening // *J. Soils Sediments*. 2018. V. 18. P. 442–455. <https://doi.org/10.1007/s11368-016-1524-0>
123. Yuangen Y., Campbell C.D., Clark L., Cameron C.M., Paterson E. Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils // *Chemosphere*. 2006. V. 63. P. 1942–1952. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.009>
124. Zhang J., Wang X., Wu J., Kumari D. Fungal community composition analysis of 24 different urban parks in Shanghai, China // *Urban Ecosystems*. 2019. 22. P. 855–863. <https://doi.org/10.1007/s11252-019-00867-5>
125. Zhao L., Yan Y., Yu R., Hu G., Cheng Y., Huang H. Source apportionment and health risk of the bioavailable and residual fractions of heavy metals in the park soils in a coastal city of China using a receptor model combined with Pb isotopes // *Catena*. 2020. V. 194. P. 104736. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020>

Anthropogenic Soils of Urban Parks (Review)**K. A. Bakhmatova^{1, *}, N. N. Matinian¹, and A. A. Sheshukova¹**¹ Saint Petersburg University, Saint Petersburg, 199034 Russia

*e-mail: k.bahmatova@spbu.ru

Urban parks provide a range of ecosystem services and support a healthy urban environment. Soils are directly involved in biogeochemical cycles and maintenance of biodiversity in parks. The properties of park soils and the modes of their functioning are determined by the interaction of zonal and anthropogenic factors, such as the history of the park, the duration of its existence, ways of soil transformation or technology of soil construction, and the composition of plantations. Therefore, the soil cover of urban parks is heterogeneous and combines natural and anthropogenic components. Urbostratozems (Urbic Technosol) are common soils of urban parks. The presence of filling material, technogenic inclusions (e.g., construction waste) in these soils, leads to the soil alkalization and heterogeneity of physical and chemical properties in the soil profile. The complex soil cover composition and the heterogeneity of soil properties in urban parks contribute to an increasing in the diversity of soil microbial communities. A great number of studies demonstrate heavy metal (primarily Cu, Pb, Zn) contamination of soils in parks in Moscow, New York, Shanghai, Beijing, Hong Kong, Madrid, Dublin and other cities of the world, with an excess of the natural background and national hygiene standards. The content of heavy metals in soils depends on the duration and intensity of anthropogenic impact and varies greatly within each park. Despite a large number of studies on soil pollution, public health risk assessment methods are still under development. The relationships between park soils, vegetation and soil biota also require further study. The associated study of soils and biological communities of parks is a promising area of research and will contribute to the development of measures to maintain the sustainability of urban ecosystems. The combined study of soils and biological communities in parks is a promising area of research and will contribute to the development of measures to maintain the sustainability of urban ecosystems.

Keywords: heavy metals, soil biota, enzymatic activity of soil, urbostratozem, Urbic Technosol