

УДК 631.48:546.6:574.4

ОРГАНИЧЕСКОЕ ВЕЩЕСТВО В ГОРОДСКИХ ПОЧВАХ (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

© 2015 г. Ю. Н. Водяницкий

Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы, 1
e-mail: yu.vodyan@mail.ru

Поступила в редакцию 20.04.2014 г.

Влияние города на запасы органического вещества в почве неоднозначно, в одних частях города они могут сокращаться, в других — возрастать по сравнению с фоном. Накоплению органического вещества способствуют поступление аэральных органических поллютантов, замедление минерализации растительных остатков под влиянием загрязнения, увеличение продуктивности растительности за счет повышенной температуры, высокого содержания в воздухе углекислого газа и ухода за зелеными зонами: покрытие дерном значительных площадей в городах, внесение торфа, устройство орошения и осушения почв.

Ключевые слова: урбанизация, поллютанты, запасы органического вещества.

DOI: 10.7868/S0032180X15080110

ВВЕДЕНИЕ

Изучение городских почв в связи с ростом урбанизации в мире приобретает все большую актуальность. Уже в 1996 г. большая часть населения жила в городах [56]. Площадь городов в США (исключая Аляску и Гавайи) с 1969 по 1994 гг. увеличилась вдвое. В мире городские площади ежегодно расширяются на 476 тыс. га [56]. Экологическая ситуация в городе резко отличается от фоновой. Воздушные выпадения распространяются далеко за городскую черту. Поэтому не только городские, но и пригородные почвы отличны от фоновых [54]. В результате город сильно влияет на региональные и, возможно, глобальные системы [2, 22, 53].

В городских почвах выше значения pH, часто легче гранулометрический состав, больше плотность, меняется и минералогический состав почв, увеличивается содержание карбонатов и оксидов железа [7, 13]. В городских почвах, особенно, промышленных за счет органических поллютантов увеличивается содержание углерода [44]. В городских условиях изменяются биогеохимические циклы C и N [2, 11, 18, 69].

В пределах одного города свойства почв варьируют, но есть общая тенденция. В тех местах, где плотность почвы повышена, отмечается недостаточное содержание доступной влаги, элементов питания, органического углерода [53]. В других частях города содержание Ca, K, Mg и P достигает оптимума, принятого для садовых почв, а количество органического вещества превосходит фоновый уровень [53]. Даже увеличение

значений pH и уплотнение почвы проявляются не во всех городах мира [39].

Важным является изменение содержания и состава органического вещества в городских почвах. Оно во многом зависит от истории конкретного города и ведения ландшафтного хозяйства в его черте [36]. Варьирование свойств определяется не только степенью загрязнения почв, но и результатом озеленения, когда улицы и парки засаживаются экзотическими растениями и деревьями, изменяющими цикл питания элементов и состав почвенных микроорганизмов [19, 20, 53]. Например, территория Москвы относится к подзоне южной тайги, но естественная растительность сохранилась фрагментарно, а доминируют привнесенные виды: клен, липа [2].

Влияние города на запасы почвенного углерода неоднозначно, они могут увеличиваться или уменьшаться по сравнению с фоном в разных городах. Выявлены потери органического углерода в почвах г. София, Болгария [25]. Гораздо больше примеров обогащенности городских почв углеродом: Москва [7, 13], Штутгарт и Росток, Германия [43], Балтимор, США [53] и др.

Факторов, препятствующих накоплению углерода в почвах, несколько. Во-первых, содержание углерода (за счет запасов углерода микробной биомассы) сокращается из-за уплотнения почв тяжелой техникой при строительстве городских объектов. В парках почва уплотняется из-за большого числа отдыхающих людей. Во-вторых, с газонов убирают листья, что сокращает возврат угле-

рода в почву [56]. В-третьих, в условиях сильного химического загрязнения снижается плодородие городских почв, что не благоприятно для растительности на газонах.

Накопление органического вещества в городе зависит от других факторов. Во-первых, содержание органического вещества увеличивается за счет поступления органических поллютантов. Они попадают в городскую почву как в виде тонких аэральных частиц, так и в составе мусора. Среди аэральных выпадений наибольшее значение имеют углистые частицы, сажа и другие продукты неполного сгорания твердого и жидкого топлива [16, 43, 70]. В состав органического мусора попадают пищевые отбросы, осадки сточных вод, пластик. Во-вторых, городские почвы обогащаются углеродом за счет замедления минерализации растительных остатков под влиянием загрязнения тяжелыми металлами [4–6]. В-третьих, в городе увеличивается продуктивность растительности за счет повышенной температуры, высокого содержания в воздухе углекислого газа и ухода за зелеными зонами. Все это способствует накоплению органического вещества в городских почвах по сравнению с близлежащими нативными землями. Поэтому городские почвы справедливо рассматривают как территорию накопления запасов углерода [42].

Традиционно экологи расценивают деятельность человека как деструктивную, разрушающую природные системы [53]. Но забота о городских парках, лесах и газонах ведет к улучшению экологического состояния почв, к росту запасов органического вещества, зачастую, превышающих, запасы в пахотных и целинных почвах [53].

Исследованию органического вещества городских почв посвящено много работ, которые требуют анализа и систематизации.

Цель работы — обобщить сведения о содержании органического вещества в городских почвах.

ОБЕДНЕНИЕ ГОРОДСКИХ ПОЧВ ОРГАНИЧЕСКИМ ВЕЩЕСТВОМ

Изменение содержания органического вещества во многом зависит от истории города. Одна из причин обеднения органическим веществом — переуплотнение городских почв.

В США предложено простое деление городских почв по стадиям эволюции [51], хотя оно недостаточно для характеристики развития почв во всех городах, особенно в промышленных странах Европы и Азии. В данной классификации почвы разделяют на две группы, в зависимости от этапа городского строительства [51]. Объекты первой группы испытывают мощное деструктивное действие на начальном этапе строительства, когда почвы перемешиваются настолько, что изменяет-

ся почвенный профиль, удаляется гумусовый слой: почвы этой группы органическое вещество теряют. Почвы второй группы эволюционируют на последующем этапе развития города под воздействием длительных процессов: аэральных городских выпадений, внесения удобрений, пестицидов, регулирования водного режима и других мер.

Процессы эволюции почв в старых, промышленных городах систематизировать гораздо сложнее, отчасти из-за разнообразия поллютантов, которые могут быть как органического, так и неорганического происхождения и действовать разнонаправлено.

Для строительства зданий и дорог используют тяжелую технику, которая разрушает почвенные агрегаты, уплотняет упаковку частиц и снижает пористость. У 2/3 образцов почв в новых городах США плотность превышает 1.6 г/см³ [36, 67], значение, считающееся предельным для роста корней [62]. Уплотнение почвы подавляет активность микроорганизмов, снижается содержание микробной биомассы. Например, в индустриальном районе г. Балтимор, США в почвах с плотностью 1.41 г/см³ содержится в среднем всего 27.4 г/кг органического вещества, тогда как в жилом районе с низкой плотностью застройки с плотностью 1.22 г/см³ содержание органического вещества достигает 39.9 г/кг [56]. Обобщенные данные для Балтимора приведены на рис. 1. Видно, что в городе при увеличении плотности уменьшается содержание почвенного органического вещества.

Эволюция почв в местах новостроек детально изучена в городах США: Москва, шт. Айдахо и Пульман, шт. Вашингтон [62]. Почвы в старых микрорайонах (со средним возрастом 64 года) благополучнее почв в молодых микрорайонах (средний возраст 9 лет). Средняя плотность молодых городских почв в новых микрорайонах достигает 1.73 г/см³, тогда как в старых она в среднем составляет 1.41 г/см³ [62]. Таким образом, со временем структура городской почвы восстанавливается, и ее плотность приближается к нативной, существовавшей до начала техногенного уплотнения. Улучшаются и другие показатели. Содержание микробного азота меняется по годам, но в почвах старых районов оно достоверно больше ($P < 0.0001$), чем в почвах молодых районов: 51.1–54.0 против 14–16.5 мг N/кг. Одновременно на старых участках в почвах газонов возрастает доля микробного углерода по сравнению с почвой на новых участках. За счет длительного внесения удобрений заметно увеличивается содержание доступного фосфора: с 27.6 до 74.3 мг/кг. В метровой толще содержание углерода в почве на старых участках достигает в среднем 14.7 против 9.6 кг C/м² — на новых. Следовательно, со временем увеличение содержания органического углерода ведет к восстановлению почвенной структуры.

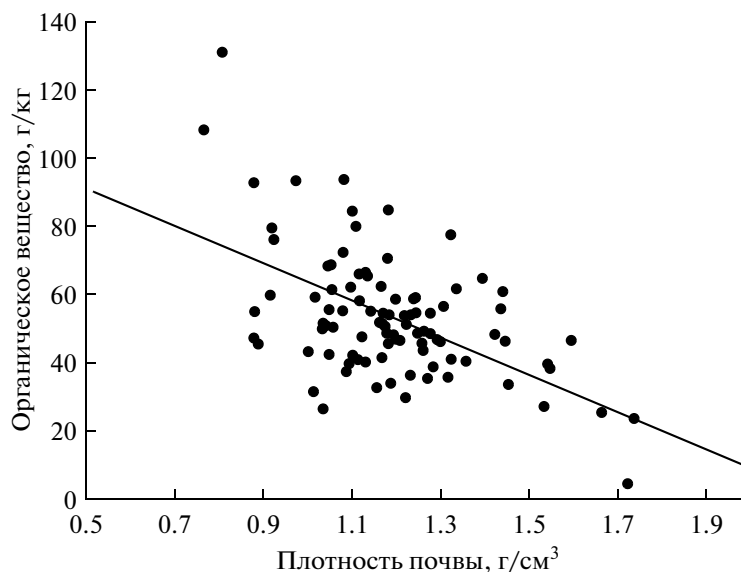


Рис. 1. Зависимость содержания органического вещества в слое 0–15 см от плотности почвы, г. Балтимор, США (по [56]).

Плодородие городских почв значительно снижается из-за потерь гумусового слоя при строительстве и планировке территории. За счет скалывания поверхности гумус может быть погребен на глубину до 3 м. Наибольшие потери гумуса обнаружены в почвах на крутых склонах [58].

Еще один важный фактор — уборка листьев в городских парках [59]. Это мероприятие может быть причиной сокращения содержания органического вещества в городских почвах [25, 37]. Наконец, плодородие городских почв уменьшается из-за сильного химического загрязнения [56].

ОБОГАЩЕНИЕ ГОРОДСКИХ ПОЧВ ОРГАНИЧЕСКИМ ВЕЩЕСТВОМ

Поступление аэрального антропогенного углерода. Большую долю среди аэрогенных поллютантов составляет элементарный углерод, попадающий в городскую почву в составе обуглероженных отходов, графита, сажи, частиц угля [65, 66]. Элементарный углерод представляет собой высокоустойчивое вещество [22], источник которого — продукты неполного окисления и пиролиза твердого или жидкого топлива. Элементарный углерод включает разные формы: от частично обугленного органического материала до графитизированных частиц сажи [43, 66].

Аэрогенные углеродсодержащие частицы различаются как по количеству $C_{орг}$, так и по реакционной способности, выраженной через удельную поверхность частиц. У частиц черного углерода, полученного из измельченной резины, максимально содержание $C_{орг}$ (95%), эти частицы очень активны: их удельная поверхность состав-

ляет $156 \text{ м}^2/\text{г}$. В “стандартной” дизельной саже содержание $C_{орг}$ 81%, эти частицы также высоко активны: их удельная поверхность $108 \text{ м}^2/\text{г}$ [30].

В образце городской пыли, собранной в течение года в Вашингтоне, США, содержание углерода значительно ниже: 19%, а частицы пыли менее активны: их удельная поверхность всего $4.5 \text{ м}^2/\text{г}$. Часть городской пыли содержит магнитные сферы, состоящие в основном из магнетита, попадая в почву, они сильно увеличивают ее магнитную восприимчивость [3, 45]. Так как магнитные сферы поступают вместе с другими поллютантами, в частности с тяжелыми металлами, магнитная восприимчивость почв способна выполнять важную индикационную функцию: ее величину широко используют для мониторинга загрязнения городских почв тяжелыми металлами [3, 45].

Кроме того, по величине магнитной восприимчивости можно судить о загрязнении городских почв экзогенным органическим веществом. Это установлено в ходе анализа городской высокомагнитной пыли в г. Вулвергемптон, Великобритания [63]. Городская пыль обогащена органическим веществом. На улице с большим автомобильным движением магнитная восприимчивость пыли в среднем достигала $1112 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, а содержание в пыли $C_{орг}$ составляло 26%; в спальном районе магнитная восприимчивость пыли всего $155 \times 10^{-8} \text{ м}^3/\text{кг}$, а содержание в пыли $C_{орг}$ 14%. Коэффициент корреляции Спирмана в зависимости от содержания органического углерода и магнитной восприимчивости почв ($n = 216$) составляет $r = 0.56$, он достоверен при $P < 0.001$. Таким образом, по величине магнитной восприимчивости можно оценивать загрязненность городских

почв не только тяжелыми металлами, но и антропогенным органическим веществом. Подчеркнем, что характер связи С орг от магнитной восприимчивости варьирует в зависимости от источника загрязнения. Его надо устанавливать, не только для каждого города, но и для разных участков в пределах одного города [63].

У аэрогенных поллютантов обычно сложный состав, включающий как неорганические, так и органические вещества. Их влияние выявляют при анализе трансект, проложенных через городские и нативные участки. В трансекте городские — нативные леса в Нью-Йорке и его окрестностях в 1989 г. определяли содержание углерода и тяжелых металлов в почвах [56]. Углерода, меди и свинца больше всего накопилось в лесных почвах в черте города: $9.7 \pm 0.33\%$ С орг, 31.6 ± 1.14 мг Cu/кг и 110 ± 1.14 мг Pb/кг; в почвах пригородных лесов этих элементов было достоверно меньше: $8.3 \pm 0.26\%$ С орг, 16 ± 0.68 мг Cu/кг и 36.7 ± 2.06 мг Pb/кг; и совсем мало в почвах фоновых лесов: $7.3 \pm 0.43\%$ С орг, 14.8 ± 1.94 мг Cu/кг и 26.9 ± 0.86 мг Pb/кг. Степень загрязнения городских почв аэральными тяжелыми металлами-биофилами коррелирует с их загрязнением органическими поллютантами.

В германском г. Штутгарт изучали содержание углерода в почвах городских садов и на участках сильного загрязнения. В почвах городских садов содержание С орг варьировало от 2.8 до 5.4, в среднем 3.4%, тогда как на загрязненных участках оно составляло 1.1–11.3, в среднем 7.9% [43].

В некоторых городах угольная пыль представляет серьезную проблему [64]. В Европе, где долгие годы добывали уголь для целей энергетики, в почву попадала не только угольная зола, но и угольная пыль. В г. Галль и его окрестностях, Восточная Германия, почвы, загрязненные угольной пылью, значительно обогащены техногенным органическим углеродом. Если в полуметровой толще фоновой почвы содержалось $2.1\text{--}2.3\%$ С орг, то в загрязненной почве его количество возросло до $13.0\text{--}14.1\%$, то есть около 85% всего углерода имеет техногенную природу [64]. Частицы экзогенного углерода отличаются от природных крупными размерами. В загрязненной почве больше всего углерода (36%) сконцентрировано во фракции тонкого песка и 18% в илистой фракции, тогда как во фракции тонкого песка нативной почвы находится всего 5% С орг, а основная его доля (60%) сосредоточена в илистой фракции. В силу относительно больших размеров частицы угля медленно разрушаются в почве.

Особо неблагоприятные условия сложились в г. Воркута, где почвообразование идет на углисто-аргиллитовом насыпном грунте. Кроме того, почвы здесь загрязнены аэралью угольной пылью,

все вместе приводит к повышенному содержанию углерода в почве (до 10–20%) [9].

Сейчас загрязнение почв угольными отходами усиливается в Азии, где в ряде стран (Китае, Индии) дешевый уголь составляет основу теплоэнергетики.

Влияние на почвы городского воздуха разнообразно. С одной стороны, на растительность воздействует повышенная температура городского воздуха; она выше за счет тепла, исходящего от асфальта летом и жилых зданий и предприятий зимой. Этот температурный эффект в городах создает “острова тепла” (heat island) [50]. Особенно ощутимо превышение фоновых температур в начале ночи, прирост может достигать $2\text{--}3^\circ\text{C}$ [17]. Но в парках и городских лесах температура воздуха и почвы ниже, чем в городских кварталах с высокой долей “запечатанных” почв [34, 50]. В жаркое лето в парках и городских лесах снижение температуры улучшает экологические условия для обитателей почвы.

В городах, возведенных в пустыне, возникает “эффект оазиса”, поскольку температура в них ночью выше, а днем ниже, чем в окружающей пустыне [17]. Это способствует росту растительности в городе, что непосредственно сказывается на увеличении запасов углерода в городской почве.

С другой стороны, оказывает влияние и специфический состав городского воздуха: содержание CO_2 в здесь достигает 520 ppm [33], тогда как глобальная концентрация всего 379 ppm [52]. Повышенное содержание углекислого газа благоприятствует вегетации в городе.

То же относится к азоту. Его потребление дубами в городском лесу Нью-Йорка было на 50–100% больше, чем в нативном лесу [44]. Азот поступает в почву в виде нитратов совместно с частицами пыли, обогащенными Ca^{2+} и Mg^{2+} , которые вызывают подщелачивание городских почв. Обогащение азотом обнаружено на участках леса в Луисвилле и агломерации Лос-Анджелеса, США [29]. Аэральные выпадения в городских лесах США ускоряют трансформацию азота в лесных ценозах [28, 41]. Например, в почвах городских лесов Нью-Йорка больше скорость нитрификации, содержание доступных нитратов и меньше скорость деструкции опада, чем в почве фоновых лесов [21]. Параллельно с увеличением нитрификации в городских почвах сокращается выделение опасного парникового газа метана CH_4 [31].

Влияние почвенных организмов на накопление органического углерода. Влияние организмов на запасы углерода в городских почвах хорошо изучено на примере деструкции опада. Это идеальный критерий состояния экосистемы, так как опад интегрирует действие различных абиотических и биологических

факторов. Именно деструкция опада определяет регенерацию растительного сообщества [26].

На всем протяжении трансекты, проложенной от Нью-Йорка к графству Личфилд в шт. Коннектикут, США [46], изучали действие различных факторов на биологические сообщества в дубовых лесах. В сильнозагрязненном городе ухудшается качество листового опада как источника доступного органического вещества. Скорость деструкции подстилки уменьшается, а запасы листового опада достоверно увеличиваются [46, 56]. В городских лесах уменьшаются популяции грибов и микроскопических артропод по сравнению с нативным лесом [59].

Сильно загрязнены те города, где работают или работали мощные металлургические заводы без полной очистки аэральных выбросов. В России это Череповец, Норильск, Чусовой, Ревда и др. В Свердловской обл. в городах Ревда и Красноуральск более 70 лет работают крупные медеплавильные заводы [4, 6]. Влияние тяжелых металлов и серы привело к резкому сокращению численности дождевых червей [5]. Вокруг завода червей в почве вообще не осталось, хотя в фоновых лесах их численность составляет 550 шт./м². Уменьшилась скорость разложения целлюлозы и возросла мощность опада. Ухудшение биологического состояния почв отмечено и в г. Красноуральск.

На слабозагрязненных территориях при незначительном превышении фонового содержания тяжелых металлов увеличивается роль положительных антропогенных факторов, например, за счет изменения структур популяций и общего роста численности и биомассы червей в городе, а также инвазии чужеродных видов. В результате значительно увеличивается количество и масса червей в городских лесах по сравнению с почвами в лесах, удаленных от города. В городском лесу на площади в 1 м² содержится 25 червей или 2.16 г массы, против 2 червей или 0.05 г массы в удаленном от города лесу [68]. Повышенная скорость минерализации подстилки и увеличение содержания органического вещества на глубине являются результатом активности червей в городской почве. Часто в почвах городских ухоженных лесов содержится больше углерода, чем в почвах нативного леса [56].

Есть данные об изменении состава биоты в почвах городских газонов [15]. Так, изменился состав микроорганизмов в почвах под газонами в городах северной части шт. Колорадо, США [39]. Масса бактерий и грибов была вдвое больше, чем в почве некосимой степи и втрое больше, чем в почве на пшеничном поле. Это положительно отразилось на запасах органического углерода и общего азота. Содержание органического углерода в слое 0–15 см в городском газоне составляло 4758 ± 272 г/м², тогда как в почве некосимой степи 2852 ± 287 г/м² и всего 1847 ± 418 г/м² в почве на

Накопление углерода, г С/(м² год)

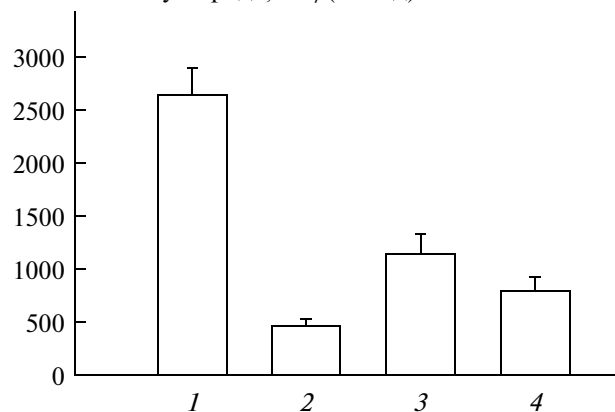


Рис. 2. Ежегодное накопление углерода в почвах разного использования: 1 – городская почва, 2 – поле пшеницы, 3 – поле кукурузы, 4 – некосимая степь, по [39].

пшеничном поле (рис. 2). Увеличились и запасы общего азота в городских почвах: его содержание в слое 0–15 см в городском газоне составляло 465 ± 34 г/м², тогда как в почве некосимой степи 282 ± 28 и 233 ± 18 г/м² на пшеничном поле.

Влияние металлов и серы на накопление органического вещества в городских почвах. Тяжелые металлы ингибируют организмы, занимающиеся деструкцией растительных остатков и опада. Действие тяжелых металлов изучено во многих городах. Изменения в качестве и количестве опада согласуются с накоплением на поверхности тяжелых металлов: Pb, Cu, Ni [46]. В Нью-Йорке содержание этих металлов втрое превышает количество в нативном лесу [57]. Еще большее загрязнен г. Чикаго, США, где на городской территории содержание тяжелых металлов достигало 75 мг Cu/кг и 400 Pb/кг, что в пять раз больше, чем в фоновом лесу [35]. В городском лесу заметно замедляется скорость минерализации опада.

В средних городах вблизи старых крупных предприятий, долго работавших без фильтров, загрязненность почв тяжелыми металлами достигает высокого уровня. Такая ситуация сложилась в г. Ревда Свердловской обл. [4, 5]. Здесь почвы сильно загрязнены тяжелыми металлами: на расстоянии до 3 км от медеплавильного завода содержится 134–137 мг Cu/кг и 106–324 мг Pb/кг, тогда как в фоновой почве соответственно: 14–45 и 16–26 мг/кг. Загрязненность почв тяжелыми металлами сказывается на круговороте углерода. Скорость минерализации “метализированной” подстилки замедляется, и ее мощность резко возрастает по сравнению с незагрязненной. Это отчетливо проявляется на графике зависимости мощности подстилки от расстояния от завода (рис. 3). Мощность

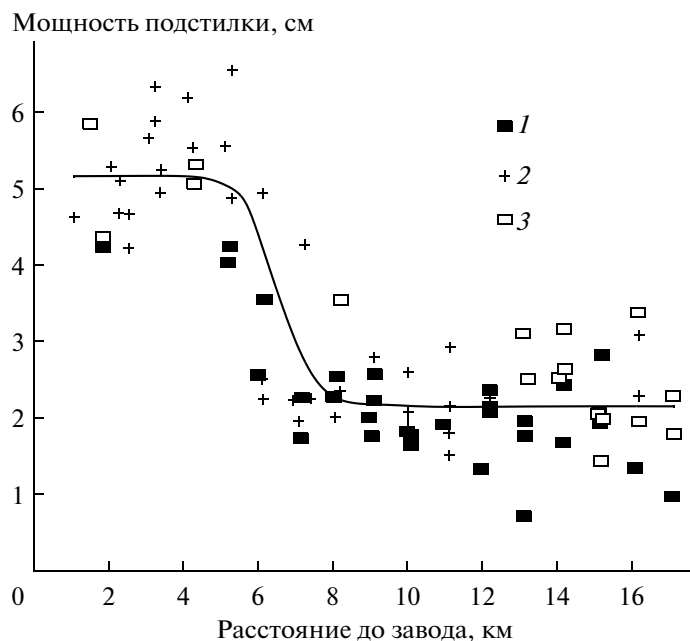


Рис. 3. Изменение мощности подстилки в зависимости от удаления от медеплавильного завода, г. Ревда: 1 — березняки, 2 — пихто-ельники, 3 — сосняки; аппроксимирующая зависимость — логистическая кривая, по [4].

загрязненной подстилки возрастает в 2.7–3.9 раз по сравнению с чистой. Толщина подстилки прямо коррелирует с содержанием в ней Cu, Pb, Cd и Zn.

На примере комбината “Североникель”, загрязняющего округу тяжелыми металлами (в первую очередь никелем), а также серой, показано, что уменьшение почвенного дыхания идет не только за счет смены типа почв в результате их деградации, но и за счет прямого нарастающего загрязнения тяжелыми металлами и серой [11]. Сера, проникая в почву, обогащает гуминовые кислоты, как это установлено для почв лесопарка Ростова-на-Дону [8].

Действие легких металлов как поллютантов не так вредно. Хотя в зоне аэральных выбросов алюминиевого завода у продуктов разложения растительных остатков увеличивается зольность (в основном за счет алюминия), но интенсивность разложения растительных остатков меняется не существенно [10].

Развитие озеленения в городах. Забота о плодородии почв ведет к увеличению запасов углерода в городской черте [23]. Особенно это ощутимо в городах, развивающихся в неблагоприятных условиях, например, в аридной зоне, где полив городских почв приводит к улучшению состояния зеленых насаждений по сравнению со скудным фоном. Это указывает на необходимость усиленной заботы о молодых почвах, развивающихся в городе на ранее бесплодных отложениях. Озеленению во многих странах уделяют большое внимание.

Типичный путь — обустройство газонов на нарушенных участках. В городских агломерациях США газонами покрыты 39% площади спальных районов, 6% деловых и 14% коммерческих районов, в сумме 59% [49]. В целом в США площадь городских газонов составляет 16.4 ± 3.9 млн га [48]. Уход за газонами включает внесение пестицидов, минеральных удобрений (в первую очередь фосфора) и полив, а также регулярное скашивание травы. В США в городах ежегодно вносятся 16 млн кг пестицидов [58]. Дозы удобрений (исключая азотные) такие же или даже выше, как для сельскохозяйственных культур. Чистая продукция растительности на искусственных газонах в городах Висконсина, Калифорнии и Мериленда составляет $1.0\text{--}1.7$ кг/м² в год, основная часть органического вещества подземная [27]. В некоторых городах продуктивность газонов не превышает $0.6\text{--}0.7$ кг/м² в год [37].

В Москве также отмечают пророст содержания органического вещества в почвах селитебной зоны. Это связано с внесением в почву компостов за последние 7–10 лет, поливом газонов и другими мерами [12, 14]. В московских конструктоземах в среднем содержится в 1.5 раза больше С орг, чем в естественных почвах: 4.37 против 2.89% [1]. Это обусловлено внесением торфопесчаных смесей с исходно высоким содержанием органического вещества.

На площадках для гольфа ежегодный прирост запаса углерода составляет $0.9\text{--}1.1$ т/га, тогда как на неухоженных газонах — всего 0.33 т/га [61].

В условиях, когда газоны получают те же нормы удобрений, что и пахотные почвы, роль газонов в биогеохимических циклах С и N более стабильна, тогда как из-за вспашки пахотные почвы теряют много углерода и азота [58, 61].

Главный природный потребитель метана — почвенные анаэробные бактерии, использующие CH_4 как источник энергии и углерода для построения клеток. Эти бактерии чувствительны к поступлению азота и развиваются в переувлажненных почвах. Превращение природных экосистем в городские влияет на бюджет метана. В городских лесах г. Балтимор, США эмиссия метана составляла 0.23 мг/м^2 в сутки и снижалась до нуля в почвах городских газонов, тогда как в фоновых лесах в среднем она равна 1.68 мг/м^2 в сутки [33].

Кратко отметим меры, направляемые на повышение плодородия городских почв. Среди них заселение дождевых червей, внесение торфа, устройство орошения и осушения почв [23, 56]. Городское озеленение должно ориентироваться на максимальное накопление углерода в почвах, предотвращая его поступление в атмосферу [37].

Но накопление углерода в городских почвах в условиях недостаточно развитого озеленения может увеличивать опасность роста эмиссии парниковых газов [2].

Пул углерода в городских почвах. Запасы углерода часто подсчитывают на единицу площади в метровой толще (в кг/м^2). Этот показатель называют “плотность содержания углерода”. В работе [55] приведены данные о запасах содержания углерода некоторых городов мира, интервал значений весьма велик. Большие запасы углерода $13.9\text{--}20.4 \text{ кг/м}^2$ отмечены на площадках для гольфа в Нью-Йорке и в спальнях районах Чикаго: $14.1\text{--}18.5 \text{ кг/м}^2$. Но в почвах на намытых и на насыпных грунтах Нью-Йорка запасы углерода гораздо меньше: $1.4\text{--}6.9 \text{ кг/м}^2$.

Характерно различие в изменении почвенных запасов органического вещества в крупных городах разных климатических зон США: Балтиморе, Мериленд и Денвере, Колорадо [60]. В Балтиморе на атлантическом побережье в теплом умеренном климате, с суммой годовых осадков 1050 мм произрастают лиственные леса. Здесь на задернованном газоне и в городском лесу плотность содержания углерода в 1.5 раза больше, чем в почве фонового леса. Напротив, в Денвере климат более сухой, сумма годовых осадков $300\text{--}400 \text{ мм}$, город возведен в степи. Денвер расширяется за счет окружающей степи, здесь наблюдается интересная тенденция. В молодых районах, застроенных менее 25 лет, запасы углерода в почве газонов незначительно превышают на фоновые значения. Но в более старых районах (>25 лет) за счет длительного ухода запасы углерода возрастают зна-

чительно, на треть. Считается, что при хорошем уходе покрытие дерном газонов дает одинаковое накопление почвенного углерода, независимо от климатической зоны [60]. Разница в том, что уход за газоном в аридной зоне обходится дороже, чем в гумидной.

Важные результаты получены при изучении почв в трех городах северной части шт. Огайо, США. Исследовали влияние возраста застройки и расстояния от автомобильных дорог на содержание углерода в почвах газонов [51]. Фактор возраста положительно влияет на запасы почвенного органического вещества в основном за счет длительного озеленения: в почвах старой части города (более 50 лет) содержание углерода и азота больше, чем в почвах недавней застройки (до 10 лет). Влияют и аэральные выбросы: почвы газонов вблизи автодорог обогащены С, N, Са по сравнению с газонами вдали от дорог, независимо от возраста застройки.

Влияние техногенного углерода заметно в почвах Москвы [2]. Для большинства районов города средняя величина содержания углерода в почвах убывает в ряду: промышленная зона ($2.8 \pm 0.8\%$) → селитебная зона ($2.1 \pm 0.8\%$) → рекреационная зона ($1.9 \pm 0.6\%$). Если повышенное содержание в селитебной зоне можно объяснить уходом за газонами, то в промышленной зоне — поступлением техногенного углерода.

На рис. 4 показана примерная схема изменения во времени запасов почвенного органического углерода при переводе нативных почв в пахотные, а затем в городские. Изменение содержания органического углерода на первом этапе зависит от региона: для пахотных почв в умеренном климате она уменьшается по сравнению с нативными почвами, но в пустынях, наоборот — возрастает. На втором этапе при урбанизации запасы органического углерода увеличиваются во всех почвах, независимо от климатических зон [53].

На севере шт. Колорадо, США учитывали вклад земель разного пользования в суммарную наземную первичную продукцию и почвенное дыхание [39]. Городские земли занимают 10.2% площади, причем 3.8% запечатаны и не участвуют в получении растительной продукции и дыхании почвы. Зато остальные 6.4%, занятые газонами, дают 29.6% всей растительной продукции, а почвы обеспечивают 22.6% всего дыхания. Для сравнения почвы, под посевами пшеницы, занимают примерно ту же площадь (7.6%), но дают только 2.5% всей растительной продукции и обеспечивают 4.8% дыхания.

В табл. 1 приведены данные по запасам углерода в метровой толще почв и общие запасы углерода в городах, лесных и пахотных почвах северо-восточных и среднеатлантических штатах США по данным работы [56]. Как видно, запасы углерода в

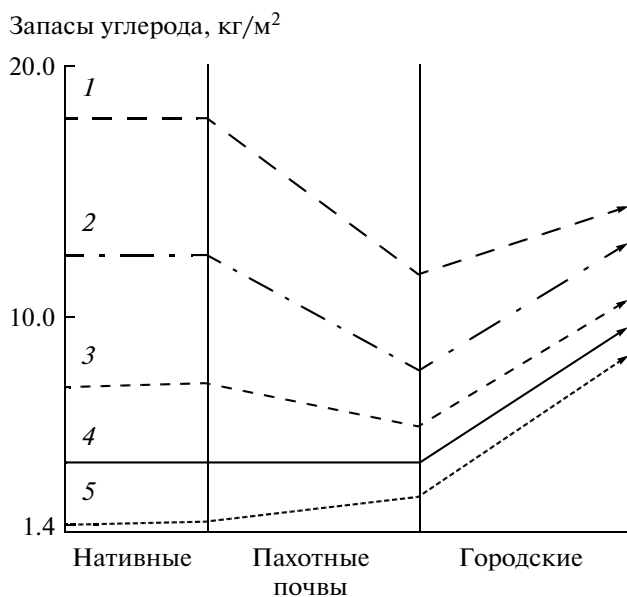


Рис. 4. Схема изменения во времени запасов почвенного органического углерода при переводе нативных почв в пахотные, а затем в городские по зонам: 1 — бореальные леса, 2 — степь, 3 — влажные тропические леса, 4 — теплые умеренные леса, 5 — пустыни, по [53].

городских почвах США достигает 8.2 кг/м^2 , тогда как его плотность во всех почвах страны (исключая Аляску и Гавайские острова) всего 6.8 кг/м^2 . Таким образом, городские почвы, занимающие 3.3% территории страны, закрепляют 4.2% почвенного углерода. Если учесть, что в городах примерно 1/3 площади запечатана и не участвует в цикле уг-

лерода, то очевидно, что роль городских газонов, парков и лесов в биогеохимическом цикле еще больше.

В табл. 2 приведены запасы почвенного углерода в некоторых географических зонах по сравнению таковыми в городских почвах и почвах мира [56]. В городских почвах всего сосредоточено $107 \times 10^{14} \text{ г}$ углерода или 0.7% мировых запасов. Эти подсчеты можно рассматривать только как ориентировочные, в них не учитывается влияние города на пригороды и окружающие нативные районы, например, за счет аэральных выпадений частиц углерода, которые распространяются за городскую черту. С учетом этого косвенного влияния запасы углерода в почвах, подверженных антропогенному воздействию, могут быть больше. И наконец, надо подчеркнуть, что с развитием урбанизации и расширением затрат на озеленение в городах, запасы почвенного углерода постоянно увеличиваются. Особенно сильный прирост дает урбанизация аридных и полуаридных территорий [47].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Изучение городских почв приобретает большую актуальность в связи с ростом урбанизации в мире. По сравнению с фоном экологическая ситуация в городе резко изменяется, на нее влияют повышенная температура воздуха и почвы, иной состав воздуха, аэральные выпадения, изменение гидрологического режима и др. Город влияет на почвы и за пределами своей территории. Антропогенное развитие городских ландшафтов сказыв-

Таблица 1. Запасы углерода в городах, лесных и пахотных почвах северо-восточных и среднеатлантических штатах США [56]

Регион/использование почвы	Площадь, $\times 10^{10} \text{ м}^2$	Запасы углерода в толще 1 м, кг/м^2	Запасы углерода, $\times 10^{14} \text{ г}$
Северо-восточный			
леса	20.81	16.2	33.7
пашни		6.0	
Среднеатлантический			
леса	20.29	11.2	22.7
пашни		4.2	
Города			
спальные районы	6.35	15.5 ± 1.20	9.84
промышленные районы	7.34	9.4 ± 1.40	6.90
другие районы	18.37	5.14	9.46
намытый грунт		3.8 ± 0.34	
насыпной грунт		3.8 ± 0.99	
восстановленные почвы		17.2 ± 3.34	
Все городские почвы США	30.06	8.2	26.28
Все почвы США	915.9	6.8	619.15

Таблица 2. Запасы углерода в метровой толще почв в некоторых географических зонах, городских почвах и почвах мира [56]

Группа почв	Площадь, $\times 10^{12}$ м ²	Запасы углерода, $\times 10^{14}$ г
Бореальные влажные леса	6.9	1332
Умеренно холодные леса	3.4	432
Умеренно теплые леса	8.6	611
Умеренная степь	3.9	296
Умеренно холодная степь	9.0	1197
Тропические влажные леса	5.3	604
Ветленты	2.8	2024
Города	1.3	107
Все почвы мира		15000

ваются на почвенных запасах органического вещества.

Запасы органического вещества в почвах населенных пунктов могут возрастать или сокращаться по сравнению с фоном, как в разных городах, так и черте одного города. На начальном этапе застройки или в условиях сильного загрязнения, или без ухода за зелеными зонами, содержание органического углерода в почвах уменьшается. В парках почва уплотняется из-за рекреационной нагрузки. Уборка листьев с газонов сокращает возврат углерода в почву. В условиях сильного загрязнения уменьшается плодородие городских почв.

Напротив, в городах с развитым озеленением, а также при значительном аэральном выпадении органических поллютантов, содержание органического вещества в почвах увеличивается. Кроме того, городские почвы обогащаются углеродом за счет замедления минерализации растительных остатков под влиянием загрязнения, что способствует повышению концентрации связанного углерода. При этом в городских лесах уменьшаются популяции грибов и микроскопических артропод по сравнению с загородным лесом. Наконец, в городе увеличивается продуктивность растительности за счет повышенной температуры, высокого содержания в воздухе углекислого газа и ухода за зелеными зонами. Забота о плодородии почв, ведет к росту запасов углерода в городских почвах. Это ощутимо в городах, развивающихся в неблагоприятных природных условиях, особенно, в аридной зоне, где полив приводит к расцвету зеленых насаждений по сравнению со скудным фоном. Улучшает плодородие городских почв внесение торфа, минеральных удобрений, пестицидов, устройство орошения и осушения.

Преобразование ландшафтов в городские увеличивает запасы почвенного углерода.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Васенев В.И., Ананьева Н.Д., Макаров О.А. Особенности экологического функционирования конструкторов на территории Москвы и Московской области // Почвоведение. 2012. № 2. С. 224–235.
2. Васенев В.И., Прокофьева Т.В., Макаров О.А. Разработка подхода к оценке запасов почвенного органического углерода мегаполиса и малого населенного пункта // Почвоведение. 2013. № 6. С. 725–736. DOI: 10.7868/S0032180X13060117.
3. Водяницкий Ю.Н. Минералы железа в городских почвах // Почвоведение. 2010. № 12. С. 1519–1526.
4. Воробейчик Е.Л. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения // Экология. 1995. № 4. С. 278–284.
5. Воробейчик Е.Л. Население дождевых червей (*Lumbricidae*) лесов Среднего Урала в условиях загрязнения выбросами медеплавильных комбинатов // Экология. 1998. № 2. С. 102–108.
6. Воробейчик Е.Л. Реакция лесной подстилки и ее связь с почвенной биотой при токсическом загрязнении // Лесоведение. 2003. № 2. С. 32–42.
7. Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
8. Горбов С.Н., Безуглова О.С. Элементный состав гуминовых кислот почв урбанизированных территорий (на примере Ростова-на-Дону) // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1316–1324. DOI: 10.7868/S0032180X13090025.
9. Дымов А.А., Каверин Д.А., Габов Д.Н. Свойства почв и почвоподобных тел г. Воркута // Почвоведение. 2013. № 2. С. 240–248. DOI: 10.7868/S0032180X1305002X.
10. Евдокимова Г.А., Переверзев В.Н., Мозгова Н.П. Трансформация растительных остатков в почве в зоне воздействия аэротехногенных выбросов алюминиевого завода // Почвоведение. 2013. № 8. С. 1005–1015. DOI: 10.7868/S0032180X13060038.
11. Кадулин М.С., Коцник Г.Н. Эмиссия CO₂ почвами в зоне влияния горно-металлургического комбината “Североникель” в Кольской субарктике // Почвоведение. 2013. № 11. С. 1387–1396. DOI: 10.7868/S0032180X13110063.
12. 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. DOI: 10.7868/S0032180X13030076.
13. Савич В.И., Федорин Ю.В., Химица Е.Г. и др. Почвы мегаполисов, их экологическая оценка, использование и создание (на примере г. Москвы). М.: Агробизнесцентр, 2007. 652 с.
14. Экологические функции городских почв / Отв. ред. А.С. Курбатова, В.Н. Башкин. М.—Смоленск: Маджента, 2003. 232 с.
15. Beyer L., Blume H.-P., Elsner D.C., Willnow A. Soil organic matter and microbial activity in urban soils // Sci. Total. Environ. 1995. V. 168. P. 267–278.

16. *Beyer L., Kahle P., Kretschmer H., Wu Q.* Soil organic matter composition of man-impacted urban soil in North Germany // *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 2001. V. 164. P. 359–364.
17. *Brazel A., Selover N., Vose R., Heisler G.* The tale of two climates – Baltimore and Phoenix urban LTER sites // *Climate Res.* 2000. V. 15. P. 123–135.
18. *Byrne L.B.* Habitat structure: a fundamental concept and framework for urban soil ecology // *Urban Ecosyst.* 2007. V. 10. P. 255–274.
19. *Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Grove J.M.* Integrative approaches to investigating human-natural systems: The Baltimore ecosystem study // *Natures Sci. Soc.* 2006. V. 14. P. 1–14.
20. *Cadenasso M.L., Pickett S.T.A., Schwarz K.* Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification // *Front. Ecology Environ.* 2007. V. 5. P. 80–88.
21. *Carriero M.M., Pouyat R.V., Tripler C.* Nitrogen and carbon cycling in forest along urban-rural gradients in two cities // *Ecology of Cities and Towns: a Comparative Approach.* Cambridge, 2009. P. 308–328.
22. *Collins J.P., Kinzing A., Grimm N.B., Fagan W.F.* A new urban ecology // *Am. Scientist.* 2000. V. 88. P. 416–425.
23. *De Kimpe C.R., Morel J.-L.* Urban soil management: a growing concern // *Soil Sci.* 2000. V. 165. P. 31–40.
24. *Derenne S., Largeau C.* A review of some important families refractory macromolecules: composition, origin, and fate in soils and sediments // *Soil Sci.* 2001. V. 166. P. 833–847.
25. *Doichinova V., Zhiyanski M., Hursthouse A.* Impact of urbanization on soil characteristics // *Environ. Chem. Lett.* 2006. V. 3. P. 160–163.
26. *Facelli J., Pickett S.T.A.* The dynamics of litter // *Bot. Rev.* 1990. V. 57. P. 2–32.
27. *Falk J.H.* The primary productivity of lawns in a temperate environment // *J. Appl. Ecology.* 1980. V. 17. P. 689–696.
28. *Fenn M.E.* Increased site fertility and litter decomposition rate in high pollution sites in the San Bernardino Mountains // *Forest Sci.* 1991. V. 37. P. 1163–1181.
29. *Fenn M.E., Bytnerowicz A.* Dry deposition of nitrogen and sulfur to ponderosa and Jeffrey pine in the San Bernardino National Forest in southern California // *Environ. Pollut.* 1993. V. 81. P. 277–285.
30. *Fernandes M.B., Skjtemstad J.O., Johnson B.B., Wells J.D., Brooks P.* Characterization of carbonaceous combustion residues. I. Morphological, elemental and spectroscopic features // *Chemosphere.* 2003. V. 51. P. 785–795.
31. *Goldman M.B., Groffman P.M., Pouyat R.V., McDonnell M.J., Pickett S.T.A.* CH₄ uptake and N availability in forests soils along an urban to rural gradient // *Soil Biol. Biochem.* 1995. V. 27. P. 281–286.
32. *Groffman P., Law N.L., Belt K.T., Band L.E., Fisher G.T.* Nitrogen fluxes and retention in urban watershed ecosystems // *Ecosystems.* 2004. V. 7. P. 393–403.
33. *Groffman P.M., Pouyat R.V.* Methane uptake in urban forests and lawns // *Environ. Sci. Technol.* 2009. V. 43. P. 5229–5235.
34. *Hidalgo J., Pigeon G., Masson V.* Urban-breeze circulation during the Capitoul experiment: observational data analysis approach // *Meteor. Atmosph. Physics.* 2008. V. 102. P. 223–241.
35. *Inman J.C., Parker G.R.* Decomposition and heavy metal dynamics of forest litter in northwest Indiana // *Environ. Poll.* 1978. V. 17. P. 34–51.
36. *Jim C.Y.* Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside in relation to urban tree growth // *Urban Ecosyst.* 1988. V. 2. P. 171–181.
37. *Jo H.K., McPherson E.G.* Carbon storage and flux in urban residential green space // *J. Environ. Management.* 1995. V. 45. P. 109–133.
38. *Kaye J.P., Burke I.C., Mosier A.R., Guerschman J.P.* Methane and nitrous oxide fluxes from urban soils to the atmosphere // *Ecol. Applicat.* 2004. V. 14. P. 975–981.
39. *Kaye J.P., McCulley R.L., Burke I.C.* Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems // *Global Change Biology.* 2005. V. 11. P. 575–587.
40. *Koerner B., Klopatek J.* Anthropogenic and natural CO₂ emission sources in an arid urban environment // *Environ. Pollut.* 2002. V. 116. P. 45–51.
41. *Kuperman R.G.* Litter decomposition and nutrient dynamics in oak-hickory forests along a historic gradient of nitrogen and sulfur deposition // *Soil Biol. Biochem.* 1999. V. 31. P. 237–244.
42. *Lorenz K., Lal R.* Biogeochemical C and N cycles in urban soils // *Environ. Intern.* 2000. V. 35. P. 1–8.
43. *Lorenz K., Preston C.M., Kandeler E.* Soil organic matter in urban soils: Estimation of elemental carbon by thermal oxidation and characterization of organic matter by solid-state ¹³C nuclear magnetic resonance spectroscopy // *Geoderma.* 2006. V. 130. P. 312–323.
44. *Lovett G.M., Traynor M.N., Pouyat R.V., Carreiro M.M., Zhu W., Baxter J.W.* Atmospheric deposition to oak forests along an urban-rural gradient // *Environ. Sci. Technol.* 2000. V. 34. P. 4294–4300.
45. *Magiera T., Strzyszcz Z., Rachwal M.* Mapping particulate pollution loads using soil magnetometry in urban forests in the Upper Silesia industrial region, Poland // *Forest Ecol. Manag.* 2007. V. 248. P. 36–42.
46. *McDonnell M.J., Pickett S.T.A., Groffman P., Bohlen P. et al.* Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient // *Urban Ecosyst.* 1997. V. 1. P. 21–36.
47. *Milesi C., Elvidge C.D., Nemani R.R. et al.* Assessing the impact of urban land development on net primary productivity in the southeastern United States // *Remote Sensing Environ.* 2003. V. 86. P. 401–410.
48. *Milesi C., Running S.W., Elvidge C.D., Dietz J.B., Tuttle B.T., Nemani R.R.* Mapping and modeling the biogeochemical cycling of turf grasses in the United States // *Environ. Manag.* 2005. V. 36. P. 426–438.
49. *Nowak D.J., Rowntree R.A., McPherson E.G., Sisinni S.M., Kerkmann E.R., Stevens J.C.* Measuring and analyzing urban tree cover // *Landscape Urban Plann.* 1996. V. 36. P. 49–57.
50. *Oke T.R.* The micrometeorology of the urban forest // *Quart. J. Royal Meteor. Soc.* 1990. V. 324. P. 335–349.

51. Park S.-J., Cheng Z.C., Yang H., Morris E.E. et al. Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas // *Urban Ecosyst.* 2010. V. 13. P. 483–497.
52. Pataki D.E., Xu T., Luo Y.Q., Ehleringer J.R. Inferring biogenic and anthropogenic carbon dioxide sources across an urban to rural gradient // *Oecologia.* 2007. V. 152. P. 307–322.
53. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Groffmann P.N. et al. Beyond urban legends: an emerging framework of urban ecology, as illustrated by the Baltimore ecosystem study // *BioScience.* 2008. V. 58. P. 139–150.
54. Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Nilon C.H. et al. Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical, and socioeconomic components of metropolitan areas // *Ann. Rev. Ecology System.* 2001. V. 32. P. 127–157.
55. Post W.M., Emanuel W.R., Zinke P.J., Stangenberger A.G. Soil carbon pools and world life zones // *Nature.* 1982. V. 298. P. 156–159.
56. Pouyat R., Groffman P., Yesilonis I., Hernandez L. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems // *Environ. Pollut.* 2002. V. 116. P. 107–118.
57. Pouyat R.V., McDonnell M.J. Heavy metal accumulation in forest soils along an urban-rural gradient in southeastern New York // *Water Air Soil Poll.* 1991. V. 57–58. P. 797–807.
58. Pouyat R.V., Pataki D.E., Belt K.T., Groffman P.M., Hom J., Band L.E. Effects of urban land-use change on biogeochemical cycles // *Terrestrial ecosystems in a changing world.* Berlin, Heidelberg: Springer, 2007. P. 45–58.
59. Pouyat R.V., Parmelee R.W., Carriero M.M. Environmental effects of forest soil-invertebrate and fungal densities in oak stands an urban-rural land use gradient // *Pedobiologia.* 1994. V. 38. P. 385–399.
60. Pouyat R.V., Yesilonis I.D., Golubiewski N.E. A comparison of soil organic carbon stocks between residential turf grass and native soil // *Urban Ecosyst.* 2009. V. 12. P. 45–62.
61. Qian Y.L., Follett R.F. Assessing soil carbon sequestration in turfgrass systems using long-term soil testing data // *Agron. J.* 2002. V. 94. P. 930–935.
62. Scharenbroch B.C., Lloyd V.E., Johnson-Maynard J.L. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties // *Pedobiologia.* 2005. V. 49. P. 283–296.
63. Schilton V.F., Booth C.A., Smith J.P., Giess P., Mitchell D.J., Williams C.D. Magnetic properties of urban street and their relationship with organic matter content in the West Midlands, UK // *Atmos. Environ.* 2005. V. 39. P. 3651–3659.
64. Schmidt M.W.I., Knicker H., Hatcher P.G., Kogel-Knabner I. Impact of browncoal dust on the organic matter in particle-size fractions of a Mollisol // *Org. Geochem.* 1996. V. 25. P. 29–39.
65. Schmidt M.W.I., Noack A.G. Black carbon in soils and sediments: analysis, distribution, implication, and current challenges // *Glob. Biogeochem. Cycles.* 2000. V. 14. P. 777–793.
66. Schmidt M.W.I., Skjemstad J.O., Czimeczik C.i., Glaser B., Prentice K.M., Gelinas Y., Kuhlbusch T.A.J. Comparative analysis of black carbon in soils // *Glob. Biogeochem. Cycles.* 2001. V. 15. P. 163–167.
67. Short J.R., Fanning D.S., McIntosh M.S., Foss J.E., Patterson J.C. Soils of mall in Washington, DC. I. Statistical summary of properties // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1986. V. 50. P. 699–705.
68. Steinberg D.A., Pouyat R., Parmelee R.W., Groffman P.M. Earthworm abundance and nitrogen rates along an urban-rural land use gradient // *Soil Biol. Biochem.* 1997. V. 29. P. 427–430.
69. Tratalos J., Fuller R.A., Warren P.H., Davies R.G., Gaston K.J. Urban form, biodiversity potential and ecosystem services // *Landscape Urban Plan.* 2007. V. 83. P. 308–17.
70. Wu Q., Blume H.-P., Beyer L., Schleub U. Method for characterization of inert organic carbon in urbic Anthrosols // *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 1999. V. 30. P. 1497–1506.