

УДК 631.4

ОЦЕНКА ЗАГРЯЗНЕНИЯ ГОРОДСКОЙ ПОЧВЕННО-РАСТИТЕЛЬНОЙ СИСТЕМЫ С ПРИМЕНЕНИЕМ ИНТЕГРАЛЬНЫХ ПОКАЗАТЕЛЕЙ

©2024 г. А. П. Хаустов^{а, *} (<https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>),
М. М. Редина^а (<https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>)

^аРоссийский университет дружбы народов имени Патриса Лумумбы,
ул. Миклухо-Маклая, 6, Москва, 117198 Россия

*e-mail: khaustov-ap@rudn.ru

Поступила в редакцию 08.01.2024 г.

После доработки 16.04.2024 г.

Принята к публикации 17.04.2024 г.

Рассмотрено распределение интегральных показателей загрязнения компонентов почвенно-растительной системы полициклическими ароматическими углеводородами на городской территории. Объект изучения — антропогенно-измененный природный комплекс кампуса РУДН и прилегающего Юго-западного лесопарка (г. Москва), включая почвы (Albic Retisols (Ochric)) и местные растительные виды. Основной источник загрязнений — автотранспортная нагрузка. Воздействие от пяти участков автодорог, окружающих и пересекающих территорию, формируют специфическую картину распространения загрязнителей, что демонстрируется на примере маркерных соединений — полициклических ароматических углеводородов. В качестве ориентировочно безопасного уровня загрязненности почв и растительности рассчитаны фоновые концентрации индивидуальных полиаренов в средах, определяемые методом динамических фазовых портретов. Выявлено локальное перераспределение зон загрязнения при миграции полиаренов из снежного покрова в почвы, затем в корневые системы и надземные части растительности. Предложенный методический подход, основанный на применении интегральных показателей, позволяет оценивать степень пораженности экосистем комплексом приоритетных загрязнителей.

Ключевые слова: суммарный индекс загрязнения, полициклические ароматические углеводороды, Albic Retisols (Ochric), автотранспорт

DOI: 10.31857/S0032180X24090084, EDN: WLVIFP

ВВЕДЕНИЕ

Транспортная нагрузка — один из ведущих факторов загрязнения городских почвенно-растительных комплексов. По данным докладов о состоянии окружающей среды в г. Москве вклад транспорта в загрязнение атмосферы составляет более 83% [4, 5]. Среди выбросов — газообразные вещества и твердые частицы, с которыми ассоциирован комплекс соединений, представляющих опасность для здоровья человека и городских экосистем. В частности, это токсичные канцерогенные соединения, например, полициклические ароматические углеводороды (ПАУ, или полиарены).

Группа ПАУ насчитывает более 200 соединений с двумя и более бензольными кольцами в структуре молекулы. Они плохо растворимы в воде, липофильны, что объясняет их преимущественную миграцию с твердыми частицами. В международной

практике в объектах окружающей среды контролируют 16 соединений ПАУ (список ЕРА [33]); в настоящей статье рассмотрены 14 из них¹. Наиболее репрезентативным (с точки зрения токсичности, накопления, миграции и трансформаций в окружающей среде) считается поведение бенз(а)пирена — одного из наиболее токсичных представителей ПАУ. Ориентируясь на его свойства, разрабатывают нормативы загрязненности сред всем комплексом полиаренов. Однако такой подход справедливо подвергается критике: все соединения полиаренов уникальны по характеру миграции, генезису и аккумуляции в средах.

¹ ПАУ: нафталин (Naph), флуорен (Fluorene), фенантрен (Phen), антрацен (An), флуорантен (Flu), пирен (Py), бенз(а)антрацен (BaA), хризен (Chr), бенз(б)флуорантен (BbFlu), бенз(к)флуорантен (BkFlu), бенз(а)пирен (BaP), дибенз(а, h)антрацен (DbA), бенз(г, h, i)перилен (Bghi), инденопирен (IP)

Помимо относительной стабильности в окружающей среде и подтвержденных токсических, канцерогенных и мутагенных свойств, с исследовательской точки зрения их анализ необходим в связи с маркерной ролью этих соединений. Присутствие ПАУ в объектах окружающей среды, кроме природных процессов, обусловлено техногенными поступлениями (привязка к определенным типам производства), а различные сочетания концентраций ПАУ свидетельствуют о характере источника загрязнения [16, 22–24, 26–34, 36]. Источник ПАУ идентифицируется на основе индикаторных соотношений: рассчитываются соотношения концентраций изомеров ПАУ, присутствующих в изучаемых объектах. Так, преобладание концентрации В[b]Flu над В[k]Flu свидетельствует о том, что источник загрязнения – автотранспорт, работающий на сжигаемом топливе. Соотношения могут говорить также о пирогенном (сжигание при температуре более 300°C) или петрогенном источниках ПАУ (более низкие температуры формирования); о нахождении источника в городской черте или за пределами города и др. В связи с этим в предлагаемой статье рассматриваются именно данные соединения – 14 ПАУ из списка ЕРА.

При анализе уровня загрязнения отдельных природных сред набором соединений применяются комплексные индексы загрязнения. Для почв такие индексы разработаны и апробированы (например, суммарный показатель загрязнения Z_c), но для растительности их не предложено. Очевидно, это связано с разнообразием (спецификой) накопления соединений в растительных организмах различных систематических групп и отдельных видов, и даже в разных органах растений. В этой связи предлагается подход, основанный на сравнении выявленной концентрации вещества с фоновыми их содержаниями в растениях тех же видов. Отказ от использования ПДК в настоящем исследовании обусловлен тем, что ПДК по своей сути должны быть индивидуальны для каждого биологического вида, а для растений в настоящее время ПДК обоснованы лишь для некоторых пород древесных видов [12]. В России они применялись в ограниченный период времени в порядке эксперимента и в настоящее время не действуют. Особенно дискуссионно применение ПДК для загрязнителей, концентрации которых находятся за пределами чувствительности аналитических методов. В частности, это касается стойких органических загрязнителей (диоксинов, фуранов, многих ПАУ). Но наиболее важно, что при использовании ПДК не учитывается взаимодействие веществ, приводящее к образованию вторичных токсичных соединений, метаболитов и продуктов трансформации. В связи с этим, предпочтительно оценивать степень загрязнения сред по отношению к фоновым значениям.

Цель работы – определить пространственную изменчивость загрязнения взаимодействующих компонентов экосистемы (снежный покров–почвы–корни–надземные части растений) на основе единого подхода к расчету суммарных показателей их загрязнения в импактных функциональных зонах исследуемой территории в условиях автотранспортных нагрузок.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Рассматривается состояние урбоэкосистемы на территории кампуса Российского университета дружбы народов имени Патриса Лумумбы и прилегающей части Юго-западного лесопарка. Несмотря на расположение объекта исследования в относительно экологически благополучной части города, территория подвержена воздействию автотрасс с суммарной интенсивностью движения около 40 млн автомобилей в год. В результате почвенно-растительная система загрязняется целым комплексом веществ, содержащихся в выхлопах автомобилей и побочных продуктах их эксплуатации. По предварительным расчетам только твердых частиц поступает в атмосферу около 320 т/год [16]. Оседающие твердые частицы содержат на поверхности ассоциированные с ними загрязнители, которые и представляют токсическую и канцерогенную опасность. В частности, это ПАУ (219.6 кг/год), по данным о распространении которых достаточно уверенно выделяются зоны влияния источников загрязнений [11, 21, 27, 28, 32]. Для оценки нагрузок на территорию с 2017 г. действует система экологического мониторинга кампуса, а территория рассматривается как импактный полигон, на котором уверенно выявляются эффекты транспортных нагрузок. Схема контроля предполагает высокую частоту отбора проб и жесткие требования к информации (в том числе маркеры миграции поллютантов по данным одних и тех же выборок, требования к аналитическим определениям в различных средах). Это дает возможность минимизации ошибок интерпретации данных и сопоставимость пространственных оценок взаимодействия компонентов экосистемы статистическими методами.

Территория является социально значимой и подпадает под действие руководящих документов по оценке риска для здоровья населения (Р 2.1.10.3986-23), главное требование которого – учет способности веществ к межсредовым (пространственным) распределениям. Это предполагает оценку структурных взаимодействий компонентов экосистемы территории на основе выявления одних и тех же структурных форм в площадных схемах (пространственная вариабельность по [4]).

Зонирование территории проведено на основе данных о пространственном распространении ПАУ в почвах, корневых и надземных частях

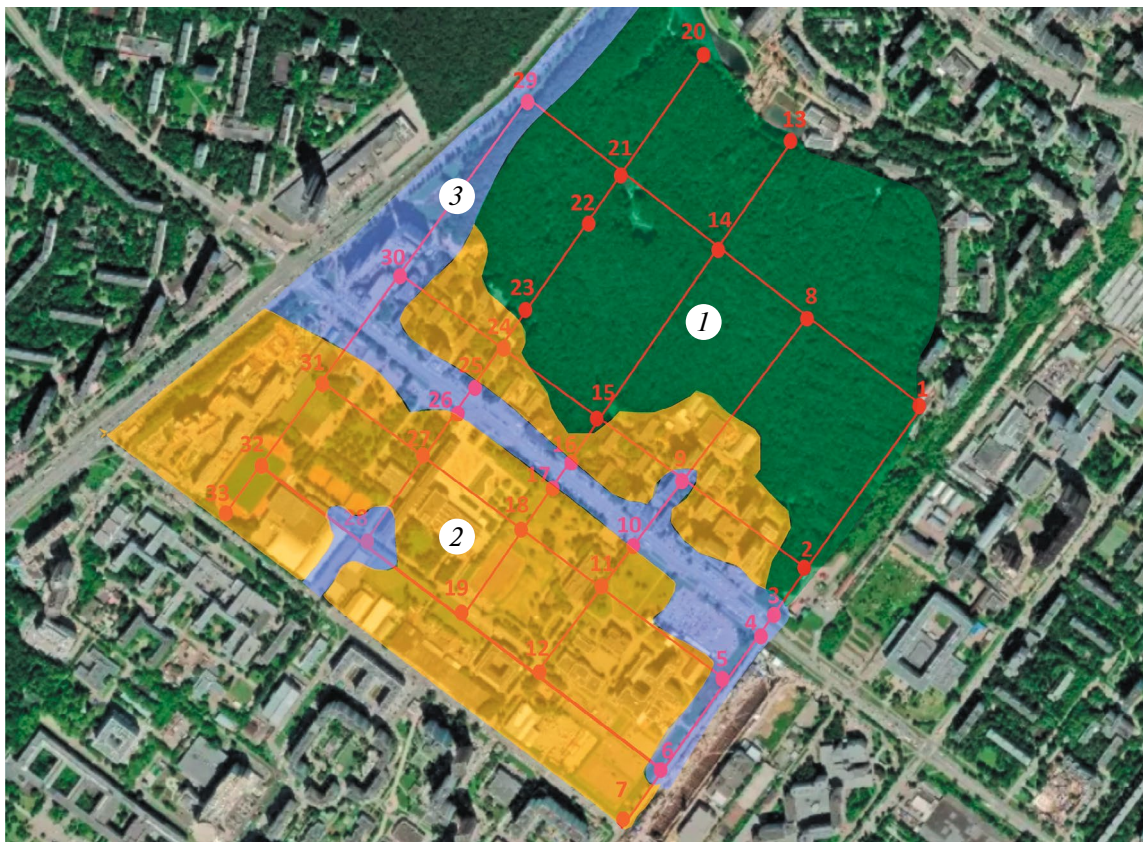


Рис. 1. Схема функционального зонирования, точки отбора проб и участки автодорог на исследуемой территории: 1 – лесопарковая зона, 2 – социально-административная зона, 3 – транспортная зона.

Таблица 1. Среднее содержание ПАУ в средах на исследуемой территории, мкг/кг

Показатель	Naph	Fluorene	Phen	An	Flu	Py	BaA	Chr	Bbflu	BkFlu	BaP	DbA	Bghi	IP	ΣПАУ
Лесная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.0	0.0	0.2	0.1	0.5	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	1.1
$C_{\text{почв}}$	28.7	3.6	33.7	1.7	35.4	30.0	10.7	16.4	17.0	6.3	10.9	0.7	8.4	0.0	203.4
$C_{\text{корни}}$	52.6	8.0	44.7	2.4	16.9	10.0	4.0	5.2	4.6	2.2	4.2	0.5	2.4	0.0	157.5
$C_{\text{стебель}}$	43.7	10.0	78.9	4.2	21.1	16.7	4.4	7.0	6.8	2.7	3.7	0.7	7.0	2.2	209.1
Социально-административная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.0	0.0	0.1	0.0	0.4	0.1	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.7
$C_{\text{почв}}$	19.8	2.2	22.4	2.3	23.9	31.2	12.3	14.4	22.7	8.1	18.2	0.8	13.4	1.7	193.3
$C_{\text{корни}}$	48.1	8.8	51.3	3.7	34.9	32.9	15.5	16.2	21.6	8.8	18.0	1.8	16.5	4.3	282.4
$C_{\text{стебель}}$	37.1	8.7	65.5	3.3	25.0	22.2	7.7	14.0	12.7	5.4	7.1	1.4	11.3	3.8	225.1
Транспортная зона															
$C_{\text{снег}}$	0.02	0.01	0.19	0.02	1.15	0.46	0.01	0.05	0.07	0.02	0.04	0.01	0.07	0.02	2.14
$C_{\text{почв}}$	34.0	11.4	126.9	34.6	389.9	399.8	222.5	190.1	294.6	105.3	271.2	13.1	178.1	194.3	2465.7
$C_{\text{корни}}$	63.4	10.4	62.9	5.1	50.9	50.1	21.9	27.5	38.3	14.7	27.6	2.4	38.7	17.6	431.6
$C_{\text{стебель}}$	60.5	10.4	79.6	5.5	53.5	49.0	21.1	25.8	31.0	12.7	24.9	1.9	30.3	21.9	428.0

растительности [21]. Выделены транспортная, социально-административная и лесопарковая зоны с различающимися режимами миграции и накопления полиаренов (рис. 1, табл. 1). Преобладание маркерных ПАУ в этих зонах обусловлено выбросами транспорта [11, 27].

Отбор, подготовка и анализ проб снежного покрова, почвы и растительности проводили в соответствии с действующими нормативами и руководствами. Детальная информация о соответствующих методах представлена в работах [29–31]. Отбор проб проводили на 33 точках регулярной сети экологического мониторинга, действующей в РУДН с 2017 г. снежный покров территории имел высоту до 50 см в лесопарковой зоне; отбор проб проводили во второй декаде марта, что позволило оценить накопление ПАУ за весь период наличия снежного покрова.

Почвы на территории лесопарка преимущественно дерново-средне-сильноурбоподзолистые слабо-средненарушенные на моренном покровном суглинке (в соответствии с [25] Albic Retisols (Ochric)); на территории кампуса – в разной степени нарушенные урбаноземы гумусированные слабо-среднемощные на моренном покровном суглинке [20] согласно международной классификации. Отбор производили в осенний период с глубины до 10–15 см. Так как именно в этом слое наиболее активны биогеохимические процессы миграции и трансформации поллютантов [1–3, 7, 8, 22, 23].

Растительные виды – мятлик луговой (*Poa pratensis*), произрастающий в районе лесопарка, и красная овсяница (*Festuca rubra*), произрастающая вдоль автотрасс и административной зоны кампуса – наиболее типичные представители травянистой растительности, распространенные на исследуемой территории, относятся к близким систематическим группам.

Пробы корней и надземных частей растительности (*Poa pratensis* и *Festuca rubra*) отбирали согласно ГОСТ 27262-87. Пробы почв изымали в соответствии с ГОСТ 17.4.3.01-2017 методом “конверта” из поверхностного слоя почвы, глубина изъятия 5–10 см. Отбор проб снега проводили по специально рассчитанной равномерной сетке на участках 5 × 5 м методом “конверта” согласно руководствам РД 52.04.186-89, РД 52.04.86-89 (ч. 2), М 02-902-143-07. Пробы отбирали на всю мощность снегоотборниками из химически стойкого полимерного материала. Затем для каждой точки отбора составляли сборную пробу массой не менее 1 кг, которую помещали в специальные контейнеры из химически стойкого полимерного материала. По мере таяния проб воду фильтровали на фильтры “синяя лента”, упаковывали в стеклянную посуду и помещали в холодильник.

Методы химического анализа почв. Компонентный анализ проб почв и растительности на содержание ПАУ проводился согласно ПНД Ф 16.1:2.2.2:3. 39-03 “Методика выполнения измерений массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, твердых отходов и донных отложений методом высокоэффективной жидкостной хроматографии (ВЭЖХ) с использованием жидкостного хроматографа Люмахром с флуориметрическим детектированием” методом ВЭЖХ. ПАУ из проб почв и растений извлекали методом экстракции субкритическими растворителями с помощью системы ASE-350 (Dionex Corporation, США).

Навеску 1 г представительной и воздушно-сухой пробы изучаемого материала (почвы, растения) помещали в экстракционную ячейку и трижды экстрагировали смесью хлористый метилен : ацетон (1 : 1) при температуре и давлении в ячейке 100°C и 1600 psi (11031 кПа) соответственно. Полученные экстракты концентрировали в аппарате Кудерна–Даниша (температура в термостате 70°C), затем добавляли 3 см³ гексана и вновь упаривали до полного удаления хлористого метилена и ацетона. Концентрированный экстракт из пробы объемом 3 см³ очищали от полярных соединений методом колоночной хроматографии на оксиде алюминия II степени активности по Брокману. В качестве элюента использовали 50 см³ смеси гексан : хлористый метилен (4 : 1). Элюат концентрировали в аппарате Кудерна–Даниша при температуре в термостате 85°C до объема 5 см³, затем добавляли 3 см³ ацетонитрила и вновь упаривали при температуре 90°C до полного удаления гексана. Концентрированный экстракт анализировали на содержание ПАУ [21].

Концентрации ПАУ в пробах почв и растительности анализировали с использованием жидкостного хроматографа Люмахром ООО Люмекс с пламенно-ионизационным FID детектором, колонка Supelco, LC_PAN 5 мкм (25 см × 2.1 мм), термостатированная при 30°C, подвижная фаза – ацетонитрил–вода. Весь аналитический объем работ по определению концентраций ПАУ выполняли на базе Института биологии Коми НЦ УрО РАН (г. Сыктывкар). В результате идентифицированы 14 ПАУ. Границы относительной погрешности в зависимости от диапазона измерений (при вероятности $P = 0.95, \pm\delta, \%$) составляют для нафталина – 16–50, флуорена – 18–40, фенантрена – 20–50, антрацена – 18–50, флуорантена, пирена – 18–46, бенз(а)антрацена – 20–42, хризена – 22–52, бенз[b]флуорантена – 22–42, бенз[k]флуорантена – 18–48, бенз[a]пирена – 18–50, дибенз[a,h]антрацена – 20–48, бенз[ghi]перилена, индено[1,2,3-cd]пирена – 22–44%.

Анализ проб снега проводили в аккредитованном испытательном центре НОРТЕСТ (г. Москва) в соответствии с методикой ПНД Ф 14. 1:2.4.70-96. Массовые концентрации ПАУ определяли методом

высокоэффективной жидкостной хроматографии с флуоресцентной детекцией после экстракции из водной пробы гексаном и концентрирования экстракта путем выпаривания. Методика предназначена для количественного химического анализа различных типов воды с целью измерения массовых концентраций ПАУ. Этот метод может быть использован для анализа образцов снежного покрова и талой воды. Анализы проводили с использованием жидкостного хроматографа LC-20 Prominence Shimadzu, спектрофлуориметрического детектора RF-10AXL.

Интегральные показатели загрязнения сред Z_c для рассмотренных сред рассчитывали в соответствии с МУ 2.1.7.730-99 “Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест” (1999) по формуле:

$$Z_{c \text{ почва}} = \sum(K_{ci} + \dots + K_{cn}) - (n - 1),$$

$$K_i = C_i / C_{\text{фон } i},$$

где n – число определяемых суммируемых веществ; C_i – концентрация i -го вещества; $C_{\text{фон } i}$ – его фоновая концентрация; K_{ci} – коэффициент концентрации i -го компонента загрязнения.

Отметим, что наиболее ранние методические документы, в которых представлен данный метод оценки загрязненности сред – это разработанные Ревичем с соав. методические рекомендации [15, 16]. Первоначально суммарный показатель рекомендован для оценки загрязненности сред тяжелыми металлами. Предельные значения для урбейной загрязненности определены для последующего отображения этой информации на картах: было указано, что интервалы градаций между изолиниями принимаются в арифметической пропорции (2, 4, 6, 8, 10...), но при построении карт выделяются четыре уровня загрязнения. По своей сути величина Z_c представляет собой статистическую характеристику уровня загрязнения среды комплексом веществ. В настоящее время в нормативно-методическом документе “Методические указания по оценке городских почв при разработке градостроительной и архитектурно-строительной документации” (2003) приводится расширенная версия критериев оценки уровня химического загрязнения почвы (со ссылкой на СанПиН 2.1.7.1287-03). При этом указания на то, что в расчете Z_c могут участвовать лишь металлы, отсутствуют.

В расчете участвовали 14 ПАУ. Аналогичным образом рассчитаны Z_c для корней и надземных частей растений. Согласно [19], в расчете Z_c учтены только ПАУ, концентрации которых превышают фоновые значения.

Определение фоновых значений концентраций полиаренов. Значения $C_{\text{фон } i}$ определяли на основе метода динамических фазовых портретов. При его реализации для геохимических систем строится

диаграмма пространства состояний (фазовая плоскость или “портрет”), одной из координат которой является скорость роста концентраций, по другой оси – их фиксированные значения.

Особенность импактных зон мониторинга – сильные воздействия на окружающую среду в локальном масштабе в зонах, где осуществляется деятельность, связанная с повышенными экологическими рисками; следствие этого – большие перепады значений между минимальными и максимальными концентрациями загрязнителей. Для настоящей задачи особенность – чрезвычайно низкие регламентированные концентрации (ПДК) контролируемых веществ, а для некоторых ПАУ – отсутствие ПДК. Поэтому фоновые значения показателей приобретают основополагающие значения при критериальных оценках загрязнения. Требуется высокая плотность точек опробования и существенные отклонения выборок полей концентраций ПАУ от нормального статистического распределения.

При определении фоновых значений простое усреднение в условиях недостаточности информации о структурной неустойчивости компонентов экосистемы приводит к грубейшим ошибкам. В связи с этим необходимо использование более эффективного подхода.

Суть метода фазовых портретов состоит в анализе траектории изменения какого-либо параметра в координатах X и dX/dt , где X – значение исследуемого параметра, а dX/dt – скорость его изменения. Траектории позволяют выявить устойчивые и неустойчивые состояния системы, временные характеристики, значения параметра того или иного состояния, а также критические точки (показывают переход из одного состояния в другое). Для оценок $C_{\text{фон}}$ каждого индивидуального ПАУ в снежном покрове, почве, корневых и надземных частях растений построены фазовые портреты на основе случайной выборки концентраций в фоновой (лесопарковой) зоне исследуемой территории. Методика предполагает предварительное неоднократное избавление от экстремальных значений с учетом 95% доверительных интервалов [10, 13]. Далее были отстроены графики фазовых портретов. Циклические траектории характеризуют параметры состояния экосистем; при наличии нескольких циклов выделяется один из них с минимальной площадью, из которого выходят неустойчивые траектории, и к которому они возвращаются. Этот предельный цикл представляет собой устойчивый аттрактор, который дает толчок развития систем. Графические построения могут быть аппроксимированы различными функциями; применяли сплайн-функции для координат C_i и $\Delta C_i = C_i - C_{i-1}$ и линейные – для определения значений фона $C_{\text{фон } i}$ как пересечения с осью абсцисс.

Для урбоэкосистем полученные таким образом величины $C_{\text{фон}}$ не отражают “физиологически” допустимый уровень нагрузок или состояние почв на незагрязненной территории. Рассчитанные значения $C_{\text{фон}}$ характеризуют сложившуюся обстановку (техногенную нагрузку), поскольку абсолютно чистых (“первозданных”) территорий в мегаполисе не существует. Тем не менее, полученные значения характеризуют состояние сред в относительно чистой лесопарковой зоне (фоновая территория). В качестве примера приведем график для определения $C_{\text{фон почв}}$ для An (рис. 2).

Отметим, что метод динамических фазовых портретов чаще применяется для анализа временных рядов. Однако в настоящем случае рассматривается пространственная динамика. Такой подход правомерен: при условии, что пространственные поля заданы в узлах регулярной равномерной сетки, к ним признается возможным применять практически все методы анализа временных рядов.

Анализ данных проведен методами корреляционного анализа с применением программного комплекса Statistica 8.

Картографирование результатов анализа проведено с применением Surfer 15.0 Golden Software (метод кригинга для интерполяции данных).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Оценка фоновых концентраций полиаренов. Результаты расчета фоновых концентраций ПАУ в средах приведены в табл. 2. Для сравнения в таблице представлены данные из обзора [35], где оценивались содержания ПАУ в почвах средних широт различных регионов мира. Показаны средние и медианные (в скобках) значения, характерные для лесных зон и для городских территорий. Также приводятся данные о загрязненности почв Москвы, опубликованные в работе [11].

В целом среди всего комплекса ПАУ в фоновой (лесопарковой) зоне преобладают легкие полиарены, однако и здесь выражено влияние автотранспорта (более чем двукратное преобладание Bbflu над BkFlu). По сравнению с территориями, по которым приводятся данные в зарубежном обзоре [35], рассмотренная в настоящей статье фоновая лесопарковая зона оказалась значительно менее загрязненной. Так, 4-кольцевые ПАУ An, Flu, Py, BaA, 5-кольцевой BkFlu и 6-кольцевой Bghi присутствуют в концентрациях ниже медианных значений для лесов. Ни одно из рассчитанных фоновых значений не превышает пределы концентраций для лесов. Это подтверждает, что выбранная для исследования территория действительно может

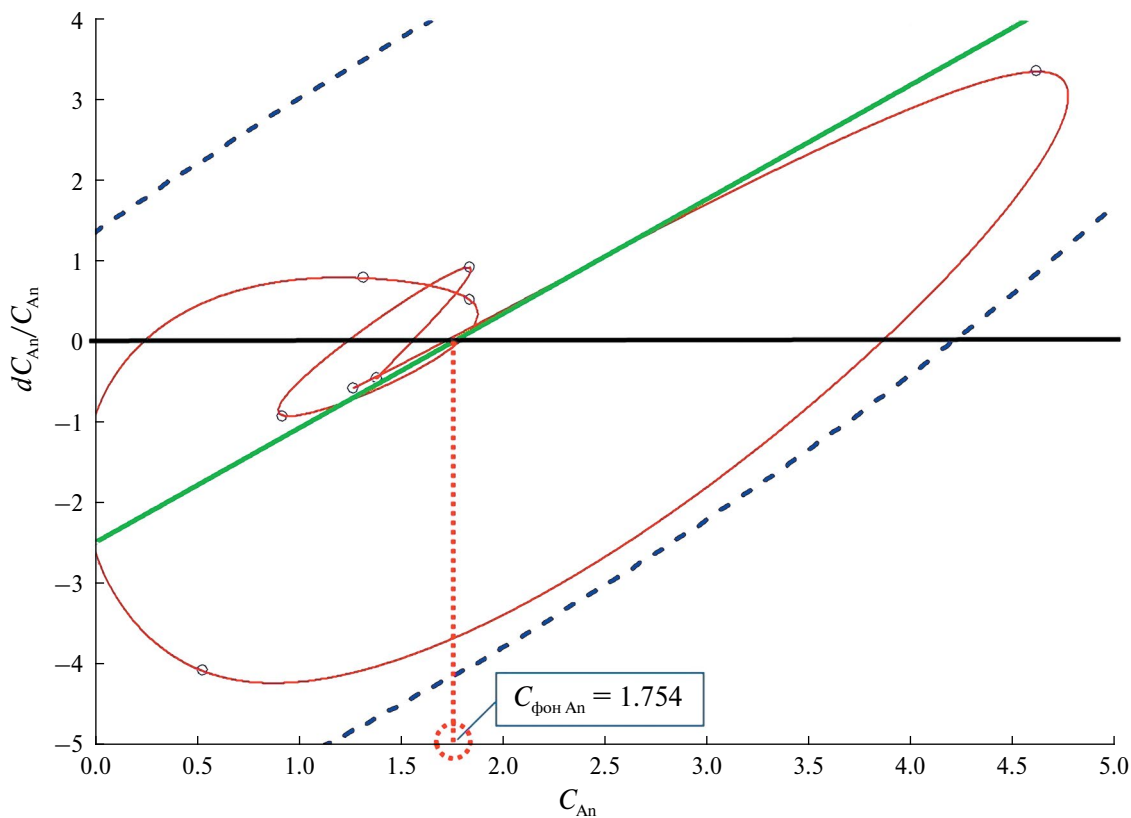


Рис. 2. Пример определения фоновой концентрации An в почвах методом динамических фазовых портретов.

Таблица 2. Фоновые концентрации полиаренов в средах на исследуемой территории, мкг/кг

ПАУ	$C_{\text{фон почв}}$	$C_{\text{почв лес}}$	$C_{\text{почв город}}$	$C_{\text{почв фон [8]}}$	$C_{\text{почв город [8]}}$	$C_{\text{фон корни}}$	$C_{\text{фон стебли}}$	$C_{\text{фон снег}}$
		среднее (медиана), по [29]						
Naph	28.9	33 (20)	39 (17)	—	—	52.3	45.9	(0.019)*
Fluorene	3.71	6.9 (2.8)	23 (1.8)	—	—	8.13	10.6	(0.0059)**
Phen	31.9	60 (29)	190 (37)	—	—	46.6	80.5	0.014
An	1.75	8.6 (3.4)	58 (18)	—	—	2.54	4.37	0.00063
Flu	34.0	118 (59)	805 (273)	—	33,9	16.9	21.3	0.034
Py	30.0	72 (36)	593 (155)	8.3	927	10.55	17.5	0.011
BaA	10.8	43 (15)	437 (92)	4.2	40.0	4.03	4.83	0.0021
Chr	15.7	21 (10)	278 (53)	—	—	5.28	7.54	0.0063
Bbflu	16.5	34 (17)	456 (80)	—	—	4.56	7.47	0.0064
BkFlu	6.33	20 (11)	236 (30)	6.5	312	2.23	2.98	0.0021
BaP	10.9	19 (10)	350 (88)	3.4	644	4.35	4.16	0.0063
DbA	0.63	10 (4)	55 (12)	—	—	0.36	0.82	(0.0059)**
Bghi	7.90	28 (23)	370 (91)	5.7	95	1.87	7.74	0.0052
IP	н/о	14 (9)	387 (76)	—	—	н/о	2.55	(0.019)*

* Ниже предела обнаружения 0.02 мкг/кг.

** Ниже предела обнаружения 0.006 мкг/кг.

рассматриваться как фоновая, несмотря на свое расположение в городе. Сопоставление фоновых концентраций ПАУ в средах не позволяет сделать вывод о более выраженном загрязнении какой-либо одной среды. Очевидно, что концентрации ПАУ в снежном покрове значительно ниже, чем в почвах или растительности. Однако в самих почвах и растительности максимумы накопления полиаренов приходятся на совершенно разные точки наблюдений, и выраженного “наследования” загрязненности от среды к среде для одной и той же точки нет.

Далее для всей выборки данных и для функциональных зон исследуемой территории были рассчитаны величины интегральных показателей загрязнения с учетом полученных значений фона.

Распределение величин интегрального индекса загрязнений сред по территории

Результаты расчета величины Z_c для снежного покрова приведены на рис. 3а. Как видно, повышенные концентрации ПАУ и, соответственно, Z_c приурочены к автотрассам, а также объектам транспортной инфраструктуры. В то же время и лесная, и социально-административная зоны характеризуются в целом допустимыми уровнями загрязненности ($Z_c < 16$). Отметим, что последнее соотношение применяется как универсальное для почв и других сред без должного теоретического

обоснования. Тем не менее, существенное загрязнение снежного покрова за период его стояния является объективным показателем аэрогенного загрязнения от автотранспорта, поскольку обладает выраженными депонирующими свойствами. Наибольшие накопления поллютантов имеют территории у перекрестка и автобусных остановок на пересечении ул. Миклухо-Маклая и Ленинского проспекта. По данным расчетов интенсивности движения транспорта в этом районе зафиксирован максимум (более 35 млн/год).

Интегральный показатель загрязнения почв демонстрирует более сложный характер пространственного распределения (рис. 3б). Как и в случае снежного покрова, выражены локальные максимумы $Z_{c \text{ почв}}$ — повышенные уровни загрязнения почвенного покрова в точках влияния автотрасс и транспортной инфраструктуры. Вклад в загрязнение вносят, вероятно, и объекты ЖКХ (точка 1, максимально близкая к жилой застройке; возможно, влияние сжигания отходов или рекреации — незаконное разведение огня). Но в целом уровни загрязненности лесопарковой и большей части социально-административной зоны допустимые.

Накопление ПАУ в корневых частях растительности (рис. 3с) наследует характер пространственного распределения $Z_{c \text{ почв}}$. Сохраняются локальные максимумы в районах точках 1, 10 и 28, однако

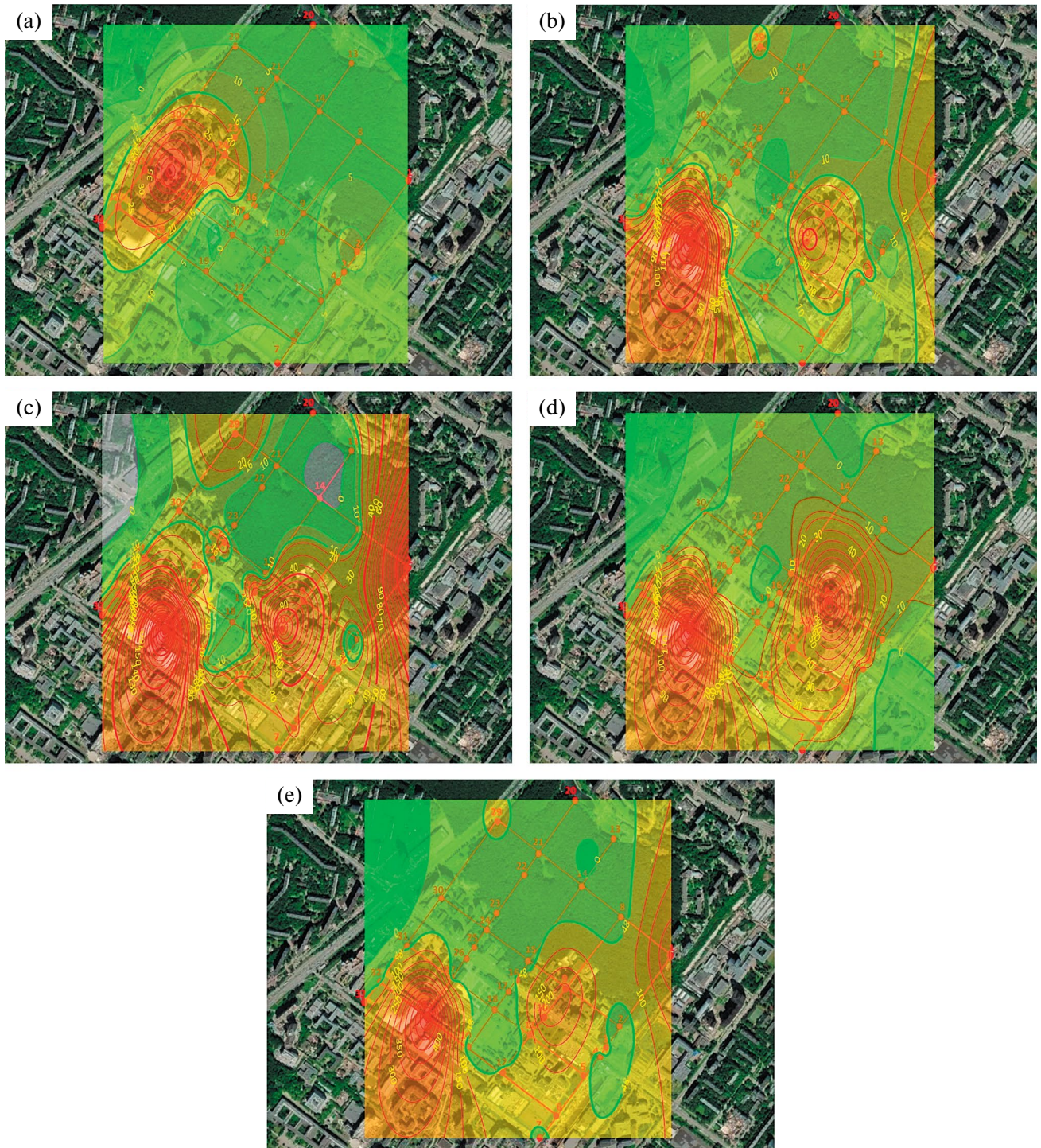


Рис. 3. Показатели Z_c снежного покрова (а), почв (б), корневой (с), надземной частей (д) растительности и интегральный индекс (е). Цветом обозначены уровни загрязнения: градациями зеленого – допустимые уровни; градациями красного – превышения допустимого уровня.

появляются и новые максимумы – в зоне транспортного загрязнения (точки 16, 26, 29) в социально-административной зоне (точка 24). Выраженный минимум загрязнения характерен для центральных частей лесопарка (естественная

растительность) и социально-административной (культивируемая растительность, искусственное орошение) зон. Это свидетельствует о наличии более интенсивных процессов самоочищения почв за счет естественных биоценозов.

Распределение величины интегрального показателя в Z_c для надземных частей растений на исследуемой территории (рис. 3d) частично повторяет картину, характерную для почв, однако размер зоны с допустимыми уровнями загрязнения здесь больше. В частности, даже часть транспортной зоны с весьма высокой интенсивностью движения (Ленинский проспект) оказывается в зоне допустимых нагрузок с $Z_{c \text{ стебли}} < 16$. Локальные максимумы в точках 9 и 28 сохраняются.

Оценка суммарного загрязнения сред. В суммарную оценку были включены Z_c для почв, корневых частей растений и надземных частей. Исходя из того, что в качестве опасного уровня для каждой из сред рассматривалось значение $Z_c > 16$, для суммарного показателя $Z_{c \text{ сумм}}$ выделено критическое значение $Z_{c \text{ сумм}} > 48$. Подчеркнем, что это условная граница; ее официального обоснования не существует. На рис. 3е приведено пространственное распределение величины $Z_{c \text{ сумм}}$. В то же время оценка суммарного загрязнения территории по индивидуальным показателям для сред приводится и в других работах, например, в [18].

По суммарной характеристике $Z_{c \text{ сумм}} < 48$ выделяется зона допустимых нагрузок в центральных частях лесной зоны и по окраинам социально-административной зоны. Но если эта оценка оправдана, как и максимумы $Z_{c \text{ сумм}}$ в зонах максимального загрязнения почв, то определение западной части изучаемой территории (транспортной зоны) как условно чистой зоны выглядит неоднозначно: эта территория подвергается влиянию атмосферного переноса загрязнения со стороны Ленинского проспекта (участок 2 с весьма интенсивным движением). Вероятным объяснением может быть то, что между собственно территорией кампуса и участком автотрассы присутствуют здания, препятствующие непосредственному поступлению ПАУ с Ленинского проспекта. Лишь выхлопы и твердые частицы, преодолевающие этот барьер, попадают на изучаемую территорию. В дополнение к этому благополучное состояние растительности поддерживается комплексом ландшафтных работ в кампусе, постоянным уходом за территорией.

Величины Z_c в функциональных зонах изучаемой территории. Обоснованные значения фоновых концентраций позволяют выделить репрезентативные точки для проведения оперативного мониторинга. Наименее загрязненные точки 14, 23 и 17 характеризуют фоновые значения, по отношению к которым можно проследить динамику накопления поллютантов в пределах выделенных функциональных зон. Данные табл. 3 демонстрируют заметные различия интегральных индексов загрязнения в функциональных зонах. Однако наблюдаются значительные вариации показателей Z_c (например, $Z_{c \text{ почв}}$ в транспортной зоне).

Видно, что повышенными значениями Z_c характеризуются все компоненты почвенно-растительной системы, а также корневые части растительности в социально-административной зоне. При этом значение суммарного показателя загрязнения в социально-административной зоне значительно превышает условно безопасный уровень и составляет 49.7, что объясняется вкладом $Z_{c \text{ корень}}$. Но лидирует транспортная зона, причем по всем показателям и компонентам системы. При таких уровнях загрязнения потенциал самоочищения должен быть давно исчерпан.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Распределение значений концентраций ПАУ по площади кампуса обусловлено синергетическими процессами, протекающими в системе атмосфера–почва–растения, с наложением импульсных нагрузок от потоков автотранспорта в виде аэрогенных выбросов.

Максимальные нагрузки испытывают территории на расстоянии 100–150 м от автотрасс. Накопление ПАУ свидетельствует о коренном преобразовании структурных переходов в системе атмосфера–почвы–растения. Подтверждением этому – высокие значения Z_c , превышающие значения для фоновых территорий в 10 раз и более.

Аккумуляции ПАУ в надземных частях растений обусловлена их выборочным поступлением через корневую систему из почвы и осаждением из

Таблица 3. Значения интегрального показателя Z_c в функциональных зонах

Точки	Z_c снег	Z_c почв	Z_c корень	Z_c стебель	Z_c сумма
Лесопарковая зона	$\frac{1.0-12.4}{4.8}$	$\frac{0.0-26.6}{5.8}$	$\frac{0.0-22.7}{5.1}$	$\frac{0.0-17.1}{4.1}$	$\frac{2.4-66.4}{15.0}$
Социально-административная зона	$\frac{1.0-9.5}{4.0}$	$\frac{1.1-46.3}{6.8}$	$\frac{1.2-200.8}{33.5}$	$\frac{0.0-37.1}{9.4}$	$\frac{2.3-264.1}{49.7}$
Транспортная зона	$\frac{1.0-54.9}{13.3}$	$\frac{0.0-1796.9}{178.9}$	$\frac{2.7-266.3}{61.7}$	$\frac{0.0-192.7}{35.9}$	$\frac{3.8-2018.3}{276.5}$

* Выделены значения выше допустимого уровня загрязнения (пояснения в тексте).

атмосферы непосредственно на надземные части растений.

Работы по обоснованию допустимых уровней загрязнения почвенно-растительных систем весьма актуальны, но еще далеки от завершения. В этих условиях в качестве выхода обоснованы величины фоновых концентраций полиаренов на основе метода динамических фазовых портретов.

Рассчитанные фоновые концентрации для городской почвенно-растительной системы находятся в пределах, характерных для почв лесных участков умеренных широт (а для шести из 14 рассмотренных ПАУ эти концентрации оказались ниже). Таким образом, применение полученных фоновых уровней загрязнения позволяет решить проблему оценок уровней загрязненности территорий.

Расчет интегральных показателей загрязнения Z_c для сред показал существенные различия уровней загрязнения в трех рассмотренных зонах. В лесопарковой зоне средние значения Z_c изменяются от 1.0 для снега до 0 для надземных частей растений. В социально-административной зоне максимум загрязнения приходится на корневые части растений, а в транспортной зоне на почвы. Во всех трех зонах интегральный показатель загрязнения надземных частей растений был ниже, чем для корневых частей, что указывает на фильтрующую роль корней по отношению к потокам поллютантов.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы 202700-0-000 “Разработка методического, информационно-аналитического и IT-сопровождения для мониторинга состояния окружающей среды территорий и для ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций” (Федеральное государственное автономное образовательное учреждение высшего образования “Российский университет дружбы народов имени Патриса Лумумбы”).

СОБЛЮДЕНИЕ ЭТИЧЕСКИХ СТАНДАРТОВ

В данной работе отсутствуют исследования человека или животных.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агапкина Г.И., Ефименко Е.С., Бродский Е.С. и др. Приоритетные органические загрязнители в почве дендропарка Ботанического сада МГУ имени М. В. Ломоносова. Сообщение 2. Особенности вертикального распределения полициклических

ароматических углеводородов в профиле урбо-дерново-подзолистой почвы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17, почвоведение. 2015. № 3. С. 37–45.

2. Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М., Яковлева Е.В. Полициклические ароматические углеводороды в почвах техногенных ландшафтов // Геохимия. 2010. № 6. С. 606–610.
3. Дерябкина И.Г., Сушкова С.Н., Антоненко Е.М., Минкина Т.М., Дудникова Т.С., Попилешко Я.А. Анализ содержания и распределения бенз(а)пирена в черноземе обыкновенном ботанического сада ЮФУ. // Устойчивое развитие территорий: теория и практика. 2018. С. 160–163.
4. Дмитриев Е.А. Математическая статистика в почвоведении. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1972. 292 с.
5. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2022 году» / Под ред. А.О. Кульбачевского. Москва, 2023. 276 с.
6. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2021 году» / Под ред. А.О. Кульбачевского. Москва, 2022. 234 с.
7. Дудникова Т.С., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Антоненко Е.М., Барбашев А.И., Попилешко Я.А., Лобзенко И.П. Анализ содержания полициклических ароматических углеводородов в различных типах почв импактной зоны Новочеркасской ГРЭС // Материалы по изучению русских почв. М., 2020. С. 28–34.
8. Константинова Е.Ю., Сушкова С.Н., Минкина Т.М., Антоненко Е.М., Константинов А.О., Хорошавин В.Ю. Полициклические ароматические углеводороды в почвах промышленных и селитебных зон Тюмени // Известия Томского политех. ун-та. Инжиниринг георесурсов. 2018. № 329. С. 66–79.
9. Нартов А.С. Определение ПДК полиароматических углеводородов в почве с использованием индекса общего токсического воздействия // Научные исследования в современном мире: теория, методология, практика. 2019. С. 212–216.
10. Никерина Н.В., Задонская О.В. Применение метода динамических фазовых портретов для оценки природных фоновых концентраций в реке Нева // Сб. докл. междунар. научн. конференции памяти выдающегося русского ученого Юрия Борисовича Виноградова “Четвертые Виноградовские чтения. Гидрология: от познания к мировоззрению”. СПб.: Изд-во ВВМ, 2020. С. 973–978.
11. Никифорова Е.М., Кошелева Н.Е. Полициклические ароматические углеводороды в городских почвах (Москва, Восточный округ) // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1114–1127.
12. Предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе зон произрастания лесобразующих древесных пород. Утв. Рослесхозом, Минприроды РФ 10.05.1995.

13. Разработка научно-обоснованных рекомендаций по расчету фоновых концентраций химических веществ в речных водах России с учетом специфики природно-территориальных комплексов, а также антропогенного воздействия // Отчет о НИР по этапу 2 договора № 63-НИР/ФЦП-2016 от 18.04.2016. Рук. Л.И. Минина. Ростов-на-Дону, 2016. 179 с.
14. Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С. Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов металлами по их содержанию в снежном покрове и почве. М.: ИМГРЭ, 1990. 17 с.
15. Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С., Сорокина Е.П. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами. М.: ИМГРЭ, 1982. 111 с.
16. Редина М.М., Хаустов А.П. Предварительные результаты оценки транспортной нагрузки на кампус РУДН и Юго-Западный лесопарк // Вестник Российского университета дружбы народов. Сер. Экология и безопасность жизнедеятельности. 2022. Т. 30. № 1. С. 86–91. <https://doi.org/10.22363/2313-2310-2022-30-1-86-91>
17. Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л.: Гидрометеиздат, 1988. 226 с.
18. Рунова Е.М., Гаврилин И.И., Гаврилина М.К. Комплексная оценка экологического состояния древесных растений урбоэкосистемы Братска по интегральному показателю устойчивости // Хвойные бореальной зоны. 2012. № 29. С. 312–315.
19. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. и др. Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990 335 с.
20. Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В., Губанков А.А. Почвенная карта Москвы (с пояснительным текстом) // Экологический атлас Москвы. М.: АБФ/АВФ, 2000.
21. Хаустов А.П., Кенжин Ж.Д., Редина М.М., Алейникова А.М. Распределение полициклических ароматических углеводородов в почвенно-растительной системе под влиянием транспортных нагрузок городской среды // Почвоведение. 2021. № 7. С. 871–883. <https://doi.org/10.31857/S0032180X21070066>
22. Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Безносиков В.А., Кондратенко Б.М. Полициклические ароматические углеводороды в почвах и растениях нижнего яруса южной кустарниковой тундры в условиях техногенеза // Почвоведение. 2014. № 6. С. 685–696.
23. Яковлева Е.В., Габов Д.Н., Василевич Р.С., Гончарова Н.Н. Участие растений в формировании состава полициклических ароматических углеводородов торфяников // Почвоведение. 2020. №. 3. С. 316–329.
24. Boehm P.D. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // Environ. Forensics. 1964. Academic Press. P. 313–337.
25. 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 № 106. Update 2015. FAO, Rome, 2015.
26. Hartwell J.C. Survey of Compounds Which Have Been Tested for Carcinogenic Activity. U. S. Gov't. Printing Office. Washington, D. C. 1951.
27. Khaustov A., Redina M. Justification of geochemical markers of the soil–plant system state for a local model of traffic pressure // Arab. J. Geosci. 2021. V. 14(24). <https://doi.org/10.1007/s12517-021-08868-5>
28. Khaustov A., Redina M. Geochemical Markers Based on Concentration Ratios of PAH in Oils and Oil-Polluted Areas // Geochem. Int. 2017. V. 55(1). P. 98–107.
29. Khaustov A., Redina M. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Snow Cover of Moscow (Case Study of the RUDN University Campus) // Polycyclic Aromatic Compounds. <https://doi.org/10.1080/10406638.2019.1645707>
30. Khaustov A., Redina M. Anisotropy of the polyarenes distribution in the urban soil–plant systems under the conditions of transport pollution // Appl. Geochem. 2022. V. 143. P. 105383. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2022.105383>
31. Khaustov A., Redina M., Kenzhin Zh. Thermodynamic assessments of the migration and accumulation of PAHs in the soil–plant system // Arab. J. Geosci. 2022. V. 15. P. 1463. <https://doi.org/10.1007/s12517-022-10730-1>
32. Mackay D., Shiu W.Y., Lee S.C. Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. CRC press, 2006. <https://doi.org/10.1201/9781420044393>
33. Priority pollutant list. <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf>.
34. Sakari M. Depositional history of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Reconstruction of petroleum pollution record in Peninsular Malaysia. IntechOpen // Organic pollutants ten years after the Stockholm convention. Environmental and Analytical Update / Ed. Puzyn T., Mostrag-Szlichtyng. A. InTech., 2012. P. 135–162.
35. Wilcke W. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil—A review // J. Plant Nutrition Soil Sci. 2000. V. 163. P. 229–248.
36. Yunker M.B., Macdonald R.W., Vingarzan R. et al. PAHs in the Fraser River Basin: a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition // Org. Geochem. 2002. V. 33. P. 489–515.

Assessment of the Transport Load on the Soil-Plant System Based on Integrated Indicators of Pollution of Natural Environments

A. P. Khaustov^{1, *}, and M. M. Redina¹

¹*People's Friendship University of Russia named after Patrice Lumumba, Moscow, 117198 Russia*

**e-mail: khaustov-ap@rudn.ru*

The distribution of integral indicators of contamination of components of the soil-plant system with polycyclic aromatic hydrocarbons in the urban area is considered. The object of study is an anthropogenically modified natural complex of the RUDN University campus and the adjacent South-Western Forest Park (Moscow), including soils (Albic Retisols (Ochric)) and common plant species. The main pollution source is traffic load. Emissions from five sections of roads surrounding and crossing the territory form a specific picture of the distribution of pollutants, which is demonstrated by the example of marker compounds – polycyclic aromatic hydrocarbons. As an approximate safe level of contamination of soils and vegetation, background concentrations of individual polyarenes in environments, determined by the method of dynamic phase portraits, were calculated. A local redistribution of contamination zones was revealed during the migration of polyarenes from snow into soils, then into root systems and above-ground parts of vegetation. The proposed methodological approach, based on the use of integral indicators, allows us to assess the degree of damage to ecosystems by a complex of priority pollutants.

Keywords: integrated pollution indicators, polycyclic aromatic hydrocarbons, Albic Retisols (Ochric), transport