

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130

УДК 595.575

Научная статья

Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН

М.М. Редина^{1*}, А.П. Хаустов¹, С. Ли²,
Ж.Д. Кенжин¹, П.Ю. Силаева¹

¹Российский университет дружбы народов,

Российская Федерация, 117198, Москва, ул. Миклухо-Маклая, 6

²Lanzhou University,

Китайская Народная Республика, Ганьсу, Ланьчжоу, Чэнгуань, Tianshui South Rd, 222

*redina-mm@rudn.ru

Аннотация. Рассмотрены характеристики опасности загрязнения городских почв полициклическими ароматическими углеводородами (нафталин (Naph), антрацен (An), фенантрен (Phen), пирен (Py), флуорантен (Flu), хризен (Chr), бенз(а)антрацен (BaA), бенз(а)пирен (BaP), бенз(б)флуорантен (BbFlu), бенз(к)флуорантен (BkFlu), дибенз(аh)-антарцен (Dba), бенз(ghi)перилен (Bghi), индено(1,2,3-сd)пирен). На примере данных мониторинга территории кампуса РУДН и прилегающего Юго-Западного лесопарка демонстрируются современные подходы к оценке опасности уровней загрязненности и экологического риска загрязнения почв (показатели RQ , суммарная относительная токсичность по BaP, канцерогенный риск, репрезентативные ПАУ). На основе критического анализа показателей загрязненности предлагаются оптимальные подходы к оценкам опасности присутствия полиаренов в почвах городских территорий. Идентифицированы ведущие источники загрязнения. Описываются различные уровни экологической опасности загрязнений почв полиаренами в различных функциональных зонах анализируемой территории. Обосновывается необходимость разработки экосистемных нормативов для городских природных комплексов с учетом индивидуальных особенностей почв, роли почвенной микробиоты, специфики использования территории и особенностей источников загрязнения.

Ключевые слова: экологический риск, почвы, загрязнение, полициклические ароматические углеводороды

Введение

Комфортность городской среды предполагает уровень загрязненности, как минимум не угрожающий здоровью. Контроль состояния городского атмосферного воздуха, водных объектов, почв, растительности, осуществляемый службами мониторинга, – один из инструментов управления качеством окружающей среды. Оценки риска здоровью населения в связи с повышен-

ными уровнями загрязнения – основа для принятия решений о возможности использования территорий по определенному назначению. В зарубежной практике экологического нормирования уже более 25 лет применяется дифференцированный подход к установлению показателей качества территорий различного назначения. В частности, широко известны нидерландские нормативы качества почв, дифференцированные ПДК для почв Италии и др.

В центре внимания данной статьи – полициклические ароматические углеводороды как загрязнители городских почв. Это маркерные вещества; их наличие указывает на источник загрязнения – определенный технологический или природный процесс [1]. Различают источники пирогенные (связанные с горением углеродсодержащих материалов), петрогенные (для них не свойственно высокотемпературное горение) и биогенные (продукты жизнедеятельности организмов. Так, для источников, наиболее часто присутствующих в городской среде, наиболее значимыми маркерами являются пирен, бенз(б)флуорантен, индено(1,2,3-сд)пирен, бенз(а)пирен (который считается наиболее представительным из всей группы ПАУ, характерным для процессов сгорания материалов). Несмотря на то, что ВаР традиционно считается представительным (проявляющим в целом те же свойства, что и прочие ПАУ), его поведение далеко не всегда аналогично поведению остальных полиаренов. В связи с этим при анализе загрязненности природных сред данной группой веществ чаще рассматривают их комплекс, а соотношения концентраций ПАУ являются индикаторными и позволяют установить источник загрязнения: определенная комбинация концентраций загрязнителей характерна для того или иного источника.

Для Москвы основным источником загрязнений атмосферного воздуха (а вместе с ним – почв, благодаря атмосферным выпадениям) является транспорт. Среди основных компонентов выбросов – продукты сгорания топлива, выбросы, обусловленные добавками к бензину (включая тяжелые металлы), широкий спектр органических соединений, а также твердые частицы (результат истирания шин, разрушения дорожного полотна и частицы грунта). Практически все компоненты выбросов в той или иной степени опасны для состояния здоровья.

В предлагаемой статье демонстрируется оценка состояния почвенно-растительного покрова на территории кампуса РУДН и в прилегающем Юго-Западном лесопарке. Территория расположена на юго-западе Москвы, в относительно комфортной части города. Однако, несмотря на отсутствие крупной промышленности, состояние природных комплексов находится под угрозой по причине высокой транспортной активности. Рассматриваемая территория окружена автодорогами с высокой интенсивностью движения: Ленинский проспект, загруженный ежедневно практически круглосуточно; улица Миклухо-Маклая, соединяющая две станции метро радиальных веток (Беляево и Юго-Западная); улицы Академика Анохина и Саморы Машела. В связи с этим представляют не только научный, но и практический интерес оценки транспортной нагрузки, построенные на методологии оценки экологических рисков. При этом на практике используются различные подходы к оценкам, в той или иной степени детально учитывающие специфику загрязнения.

Объекты исследования

Объект исследования – почвенно-растительный покров на территории кампуса РУДН и прилегающего Юго-Западного лесопарка. Использованные материалы получены в ходе проекта по экологическому мониторингу данной территории. Наблюдения начаты в 2017 г. при поддержке руководства университета [2–5]. Замеры концентраций загрязняющих веществ, уровней шума, электромагнитных излучений, радиационного фона, оценки состояния растительности, загрязненности почв и снежного покрова и другие измерения проводятся на тридцати трех точках регулярной сети мониторинга. К настоящему времени получено более 3500 данных. Проект позволил сформировать модели распространения выбросов вдоль автомобильных дорог, выявить зоны влияния транспорта, оценить последствия загрязнений для растительности. Закономерный следующий этап оценки – выявление рисков для населения в связи со сложившимся состоянием окружающей среды и ведущих факторов изменения экологической обстановки.

Состояние атмосферного воздуха анализировалось по наличию выбросов основных компонентов загрязнения: оксиды азота, оксиды углерода, углеводороды предельные (УВ), а также твердых частиц. В итоге были определены наиболее опасные для формирования атмосферных загрязнений условия. Оценки экологического риска для неблагоприятных метеоситуаций показали, что имеется вероятность превышений предельно-допустимых концентраций ряда загрязняющих веществ [6].

Учитывая, что именно атмосферные выпадения являются ведущим источником поступления загрязнений в почвы и растительные организмы, очевидно, следует ожидать повышенной нагрузки на экосистему кампуса. В данной статье оцениваются риски загрязнения почв на территории кампуса. В качестве исходных данных для оценки взяты концентрации ПАУ в почвах на тридцати трех точках мониторинга территории. Полученные модели распределения концентраций ПАУ в почвах верифицировались оценками состояния растительности и оценками потоков CO₂ на рассматриваемой территории.

Методы

Концентрации ПАУ определялись по результатам анализа состояния почвенного покрова. Пробы отбирались и анализировались согласно действующим методикам, аналогично работам, представленным в [7]. Анализ проводился в лаборатории Института биологии Коми НЦ УрО РАН [8].

Концентрации CO₂ как показатели дыхания почв определялись с помощью портативного газоанализатора ГАНК-4.

Для идентификации источников загрязнения использованы индикаторные отношения ПАУ (табл. 1). Соотношения позволяют отнести ПАУ к петрогенным (не подвергавшимся высокотемпературным преобразованиям) либо пирогенным, определить предположительный источник, удаленность источника от центральных городских районов (с высокой интенсивностью движения) и др.

Практика применения индикаторных соотношений показывает, что данные величины с определенной степенью достоверности позволяют иденти-

фицировать источники поступления не только ПАУ, но и загрязнителей, которые они «сопровождают» в потоке. Несмотря на возможные ошибки определений [1], использование *комплекса* индикаторных соотношений позволяет обеспечить удовлетворительную достоверность идентификации источника.

Уровень загрязненности почв ПАУ определялся в соответствии с градациями, предложенными в работе Б. Малишевски-Кордыбах [9]:

- при $\Sigma\text{ПАУ} < 200$ мкг/кг почвы считаются незагрязненными;
- при $\Sigma\text{ПАУ} = 200\text{--}600$ мкг/кг почвы признаются средне загрязненными;
- при $\Sigma\text{ПАУ} > 1000$ мкг/кг почва признается сильно загрязненной.

Таблица 1

Индикаторные соотношения ПАУ [10–14]

Значение для петрогенных ПАУ	Значение для пирогенных ПАУ
Фенантрен/антрацен (Ph/An)	
Ph/An > 10,0	Ph/An < 10,0. Ph/A \approx 3,0 при горении дерева и угля
Антрацен/(сумма изомеров массой 178), An/(Ph + An) или An/178	
An/(Ph + An) > 0,10 \Rightarrow дизельное масло, сланцевое масло, уголь и некоторые образцы сырой нефти	An/(Ph + An) < 0,10 \Rightarrow лигнит, выбросы дизельного топлива и мазута
Флуорантен/пирен, Flu/Py	
Flu/Py > 1,0 [15]. Flu/Py < 0,4 [16–18]	Flu/Py < 1 \Rightarrow пирогенные источники. Flu/Py < 1,4 сжигание угля. Flu/Py < 1,0 сжигание древесины. Flu/Py > 0,4 сжигание
Флуорантен/(флуорантен + пирен), Fl/(Fl + Py)	
Flu/(Flu + Py) < 0,50 \Rightarrow большинство НП и продуктов их сгорания	Flu/(Flu + Py) > 0,50 \Rightarrow сжигание керосина и травы, большинства углей и древесины; креозот
Бенз(а)антрацен/(бенз(а)антрацен + хризен (трифенилен)), BaA/228	
BaA/228 < 0,20	BaA/228 > 0,50 ПАУ – продукт сжигания. BaA/228 > 0,35
Бенз(а)пирен/бенз(g,h,i)перилен	
	BaP/Bghi > 0,6 транспортные выбросы
Индено(1,2,3-cd)пирен/индено (1,2,3-cd)пирен + бенз(ghi)перилен, IP/(IP + Bghi)	
IP/(IP + Bghi) \leq 0,20	IP/IP + Bghi > 0,5 сжигание травы, древесной сажи, древесины и угля, кустарниковые пожары. IP/IP + Bghi < 0,5 пожары в саванне; продукты сгорания нефтепродуктов и сырой нефти
Сумма пирена и флуорантена к сумме хризена и фенантрена (Py + Flu)/(Chr + Ph)	
< 0,5	> 0,5
Соотношение концентраций низкомолекулярных (НМ) и высокомолекулярных (ВМ) ПАУ	
НМ/ВМ > 1,0	НМ/ВМ < 1,0
Метилфенантрен и фенантрен (MP/P)	
MP/P > 4,0 – моторное масло	\approx 1,0 пробы уличной и городской пыли; 2 ... 6 (сжигание ископаемого топлива, технология прямого впрыска)
Сумма метилфлуорантена и метилперилена к флуорантену (Mflu + MPy)/Flu	
(MFI + MPy)/FI > 1	(MFI + MPy)/FI < 1

Table 1

PAHs indicators ratios [10–14]	
Values for the petrogenic PAHs	Values for the pyrogenic PAHs
Phenanthrene/anthracene (Ph/An)	
Ph/An > 10	Ph/An < 10. Ph/A ≈ 3 wood and coal burning
Anthracene/(sum of isomers of the molecular weight 178), An/(Ph + An) or An/178	
An/(Ph + An) > 0,10 ⇒ diesel oil, shale oil, coal, some samples of the crude oil	An/(Ph + An) < 0,10 ⇒ lignite, the emissions of diesel fuel and fuel oil
Fluoranthene/pyrene, Flu/Py	
Fl/Py > 1 [15]. Fl/Py < 0,4 [16–18]	Fl/Py < 1 ⇒ pyrogenic sources. Fl/Py < 1,4 coal burning. Fl/Py < 1,0 wood combustion. Fl/Py > 0,4 combustion
Fluoranthene/(fluoranthene + pyrene), Fl/(Fl + Py)	
Fl/(Fl + Py) < 0,50 ⇒ most oil products and products of their combustion	Fl/(Fl + Py) > 0,50 ⇒ burning of kerosene and herbs, most coal and wood; creosote
Benzo(a)anthracene/(benzo(a)anthracene + chrysene (triphenylene)), BaA/228	
BaA/228 < 0,20	BaA/228 > 0,50 ПАУ – combustion products. BaA/228 > 0,35
Benz(a)pyrene/Benz(g,h,i)perylene	
	BaP/Bghi > 0.6 transport emissions
Indeno(1,2,3-cd)pyrene/Indeno(1,2,3-cd)pyrene + benzo(ghi)perilen, IP/(IP + Bghi)	
IP/(IP + Bghi) ≈ 0,20	IP/IP + Bghi > 0,5 burning of grass, wood soot, creosote, wood and coal, bushfires. IP/IP + Bghi < 0,5 savannah burning; combustion of petroleum products and crude oil
Sum of pyrene and fluorantene/sume of chrysene and phenantrene (Py + Flu)/(Chr + Ph)	
<0,5	>0,5
The concentration ratio of low molecular weight (LMW) and high molecular weight (HMW) PAH	
LMW/HMW > 1	LMW/HMW < 1
Metilfenantren and phenanthrene (MP/P)	
MP/P > 4,0 – motor oil	≈ 1,0 streets and urban dust samples; 2 ... 6 (burning of fossil fuels, direct injection technology)
Sum of metilfluoranthene and metilperilen to fluoranten (Mflu + MPy)/Flu	
(MFI + MPy)/FI > 1	(MFI + MPy)/FI < 1

Отметим, однако, что указанные уровни загрязнения автором работы предлагалось использовать для земель сельскохозяйственного назначения, поэтому для парковых территорий данная шкала может применяться лишь с большой долей условности.

Оценки экологических рисков, обусловленных загрязнением компонентов окружающей среды, возможны на основе нескольких подходов, различающихся по реципиенту риска (потенциальной жертве загрязнения): организм человека, состояние экосистемы. Рассматриваются риск возникновения определенных нежелательных эффектов у объекта воздействия (например, канцерогенный риск), риск распространения загрязнений в сопредельные среды, риск экономических потерь в связи с загрязнение и др.

В нашем случае апробирован подход к оценке риска загрязнения по методике, детально представленной в [15; 16]. Риск предложено оценивать на основе коэффициента риска RQ с учетом факторов эквивалентной токсичности:

$$RQ = C_{\text{ПАУ}} / C_{\text{QV}},$$

где $C_{\text{ПАУ}}$ – концентрация индивидуального ПАУ в почвах; C_{QV} – соответствующее критическое значение качества почв: это могут быть NC (незначительные концентрации, ниже которых возникновение побочных эффектов в окружающей среде считается незначительным) и предельно-допустимые концентрации, при этом NC принимается по [19] как ПДК/800.

Таким образом, для комплекса из шестнадцати ПАУ (включенных ЕРА в широко используемый список приоритетных для контроля веществ [20]) оценка проводится по формулам

$$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(NC)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(NC)}, RQ_{i(NC)} \geq 1;$$

$$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(ПДК)} = \sum_{i=1}^{16} RQ_{i(ПДК)}, RQ_{i(ПДК)} \geq 1.$$

Величины $RQ_{(NC)}$ и $RQ_{(MPC)}$ отдельных ПАУ, которые были не менее 1, суммируются для расчета $RQ_{\Sigma\text{РАН}(NC)}$ и $RQ_{\Sigma\text{РАН}(ПДК)}$ для всего комплекса ПАУ. Классификация экологического риска приведена в табл. 1. $RQ_{(NC)} < 1,0$ указывает, что значимость (опасность загрязнения) отдельных ПАУ может быть незначительной; $RQ_{(ПДК)} > 1,0$ – загрязнение индивидуальных ПАУ представляет серьезный риск; $RQ_{(NC)} > 1,0$ и $RQ_{(ПДК)} < 1,0$ – загрязнение индивидуальными ПАУ представляет умеренный риск.

Таблица 2

Классификация уровней экологического риска индивидуальных ПАУ и суммы ПАУ по показателям RQ [16]

Индивидуальные ПАУ			ΣПАУ		
Риск	$RQ_{(NC)}$	$RQ_{(ПДК)}$	Риск	$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(NC)}$	$RQ_{\Sigma\text{ПАУ}(ПДК)}$
Риск отсутствует	0	–	Риск отсутствует	=0	–
			Низкий риск	$\geq 1; < 800$	=0
Умеренный риск	≥ 1	< 1	Умеренный риск 1	≥ 800	=0
			Умеренный риск 2	< 800	≥ 1
Высокий риск	–	≥ 1	Высокий риск	≥ 800	≥ 1

Table 2

Classification of the ecological risk levels of individual PAHs and ΣPAHs based on the RQ indicators [16]

Individual PAHs			ΣPAH		
Risk	$RQ_{(NC)}$	$RQ_{(ПДК)}$	Risk	$RQ_{\Sigma\text{РАН}(NC)}$	$RQ_{\Sigma\text{РАН}(MPC)}$
No risk	0	–	No risk	=0	
			Low risk	$\geq 1; < 800$	=0
Moderate	≥ 1	< 1	Moderate 1	≥ 800	=0
			Moderate 2	< 800	≥ 1
High risk		≥ 1	High risk	≥ 800	≥ 1

Таким образом, в данном случае риск представляет собой не вероятность наступления события некоторого масштаба (обнаружения концентрации, превышающей предельно допустимую или максимальную незначущую величину), а количественную оценку опасности существующего загрязнения

относительно «критических уровней» (ПДК и *NC*). Очевидно, это и обусловило введение уровня $RQ = 0$ (отсутствие риска): с учетом тотальной распространенности ПАУ в природе признать их полное отсутствие в той или иной среде вряд ли допустимо. Строго говоря, можно утверждать не об отсутствии, а о невозможности обнаружения (концентрации ниже уровня детектирования). Подтверждение этому – вероятность значительных аналитических погрешностей и ошибок при отборе, хранении и подготовке проб (вплоть до невозможности обнаружения ПАУ в пробе).

Еще один из подходов к определению экологического риска в связи с загрязнением почв – оценки канцерогенного риска. При этом принимаются во внимание различные пути поступления канцерогенов в организм: с вдыхаемым воздухом, пищевыми продуктами, через кожный покров.

$$ILCRS_{Ingestion} = CS \cdot (CSF_{Ingestion} \cdot (BW/70)^{1/3} \cdot IR_{soil} \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot cf),$$

$$ILCRS_{Dermal} = CS \cdot (CSF_{Dermal} \cdot (BW/70)^{1/3} SA \cdot AF \cdot ABS \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot cf),$$

$$ILCRS_{Inhalation} = CS \cdot (CSF_{Inhalation} \cdot (BW/70)^{1/3} IR_{air} \cdot EF \cdot ED) / (BW \cdot AT \cdot PEF \cdot cf),$$

где *CS* концентрация ПАУ в почвах (мг/кг), полученная пересчетом концентраций ПАУ с учетом эквивалентной токсичности относительно ВаР [21]; *CSF* – фактор канцерогенности (мг·кг/сут), основанный на канцерогенности ВаР: *CSF_{Ingestion}*, *CSF_{Dermal}* и *CSF_{Inhalation}* для ВаР принимаются равными 7,3, 25 и 3,85 мг·кг/сут соответственно [22]; *BW* – вес тела, кг, равный условно 70 кг; *AT* – средняя продолжительность жизни, условно 70 лет; *EF* – частота воздействия, дней/год; *ED* – продолжительность воздействия, лет; *IR_{soil}* – доля поступления с поглощением, кг/день; *IR_{air}* – доля ингаляционного поступления, м³/день; *SA* – поверхностное воздействие на кожу, см²/день; *cf* – пересчетный коэффициент, 10⁶; *AF* – фактор адгезии кожи, принимается 0,00001 кг/см²; *ABS* – адсорбируемая кожей фракция [23; 24], 1,326109 м³/кг.

Суммарный риск оценивается суммированием трех перечисленных составляющих.

Однако, учитывая тип рассматриваемой территории (парковая территория, административная и жилая зоны), вряд ли такие оценки представляются целесообразными: поступление с пищевыми продуктами, выращенными на территории, исключено полностью; время вдыхания ограничивается временем пребывания непосредственно на рассматриваемой территории, при условии отсутствия снегового покрова (то есть в среднем за год) это время будет составлять в любом случае не более 1 ч/сут, что отразится в величине *ED* и на величине перкутанного поступления. Таким образом, оценка, основанная на представленном подходе, вряд ли способна отразить реальные последствия загрязнения почв, тем более что «объект риска» при расчете по данным формулам – не основной получатель нежелательных эффектов: человек присутствует на загрязненной территории только незначительную часть времени на протяжении суток.

Таким образом, с точки зрения сохранности городских экосистем гораздо больший интерес представляли бы оценки риска, в центре внимания которых – сами городские экосистемы (растительности, почвы с микробиотой и др.). Но в этом случае возникает проблема выбора критических (допустимых) уровней нагрузок: ПДК, применяемые в практике экологического нормирования, являются санитарно-гигиеническими и ориентированы, прежде всего, на состояние здоровья человека. ПДК загрязняющих веществ, учитывающие состояние растительности, разрабатывались и внедрялись в 1990-х гг. лишь в порядке эксперимента. Это были нормативы концентраций наиболее распространенных загрязняющих веществ (не ПАУ!) для наиболее распространенных растительных видов ПДК-АЛ [25]. Однако даже небольшая городская экосистема – это множество взаимосвязанных видов организмов, для каждого из которых невозможно установить отдельную ПДК каждого из более трех миллионов загрязнителей, существующих в природе. В связи с этим уже несколько десятилетий обсуждается проблема экосистемного нормирования, когда в центре внимания – состояние целой экосистемы [26].

В результате для оценки опасности загрязнения почвенного покрова полиаренами был выбран подход на основе величин RQ . Однако определенные затруднения вызвал поиск ПДК полиаренов для почв.

В связи с практически полным отсутствием ПДК ПАУ в почвах в России (за исключением ПДК бенз(а)пирена, для которого установлена концентрация ПДК, единая для всей территории страны, вне зависимости от типа почв и вида землепользования) в качестве ориентиров были взяты ПДК для территорий парков, принятые в Италии и Нидерландах [19; 27]. Отметим, что, несмотря на детализацию видов землепользования (в данном случае – выделение в отдельную категорию парковых территорий), речь идет о гигиеническом нормировании, установлении безопасных уровней воздействия с учетом специфики восприятия организмом человека.

Подчеркнем, что использованные нами значения ПДК являются санитарно-гигиеническими показателями. Их разработка предполагает установление критических уровней реакции на воздействия, которые будут безопасны прежде всего для организма человека. В качестве детального примера установления ПДК полиаренов в почвах можно привести методику [19]: определение норматива начинается с моделирования на основе подхода QSAR (установление взаимосвязи структуры вещества и его свойств) – определяется потенциальная опасность вещества в водной среде, а затем следуют подтверждения на основе экотоксикологических экспериментов и разработка нормативов ПДК почв и ПДК в донных отложениях.

Полученные оценки уровней риска сопоставлялись с классификацией по табл. 1.

Пространственное распределение величин риска загрязнения почв визуализировалось с помощью ГИС-пакета Surfer 15 (методы – обратных взвешенных расстояний, кригинг). Данные методы широко используются в практике и представлены в специальной и учебной литературе.

Полученные оценки верифицировались сопоставлением с модельными и натурными данными о суммарном антропогенном давлении на территорию кампуса при загрязнении атмосферы.

Результаты и обсуждение

Анализ концентраций ПАУ на тридцати трех точках мониторинга позволил выявить две точки с аномально высокими значениями сумм ПАУ (т. 9 с Σ ПАУ = 23,936 мкг/кг и т. 28 с Σ ПАУ = 2,542 мкг/кг). На прочих точках концентрации ПАУ варьировали в пределах от 0,039 до 0,817 мкг/кг. Таким образом, следуя классификации Б. Малишевской-Кардыбах, практически на всей территории кампуса загрязнение почв ПАУ возможно отнести к категории *незагрязненных*. Однако, как уже указывалось, данная классификация не предназначена для оценок состояния городских почв или почв парковых зон, поэтому оценку можно рассматривать как предварительную.

Пространственное распределение Σ ПАУ на территории кампуса (в единицах нг/кг сухого веса) представлено на рис. 1.

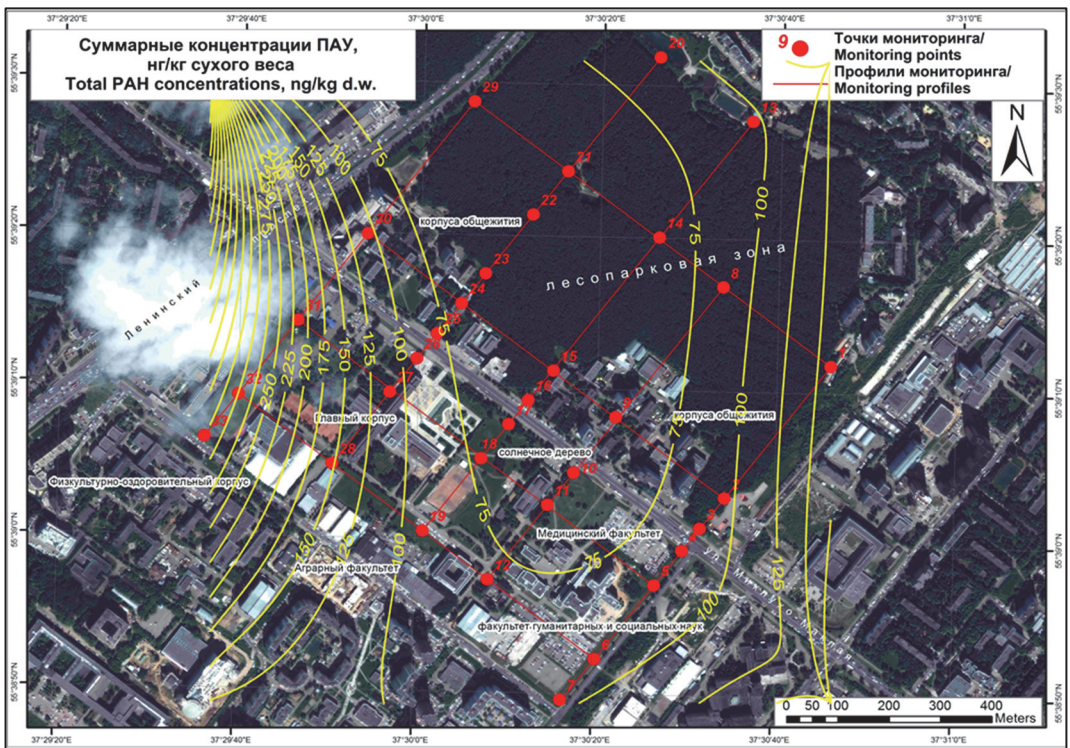


Рис. 1. Пространственное распределение концентраций Σ ПАУ
[Figure 1. Spatial distribution of Σ PAHs]

Как видно из схемы, максимальные уровни загрязнений «приурочены» к окраинным точкам исследуемой территории. При этом точки, находящиеся на территории лесопарка, характеризуются минимальными уровнями загрязнения, а интенсивность загрязнения явно убывает по мере удаления от основного источника – Ленинского проспекта. Данное распределение – косвенное, но весомое подтверждение вклада именно автотранспорта в формирование загрязнения территории ПАУ. Это не только непосредственно выбросы ПАУ с выхлопными газами автомобилей, но и ПАУ, оседающие на частицах шин, истирающихся при движении. Отметим, что аналогичные картины распространения загрязнений при неблагоприятных метеоусловиях были получены при моделировании рассеяния газовых примесей и твердых частиц PM_{10} ,

PM_{2.5} от автомагистрали. Оценки, проведенные в [2; 6], практически совпадают с пространственными вариациями содержаний ПАУ в почвенном покрове.

Еще одним подтверждением транспортного источника поступления ПАУ в почвы стали значения индикаторных соотношений ПАУ:

- соотношение Flu/(Flu + Py) для 90 % точек свидетельствует о пирогенном характере загрязнения, что соответствует транспортным выбросам;
- соотношение BaA/BaA + Chr подтверждает пирогенное происхождение ПАУ для 82 % точек;
- по соотношению Phen/An на 61 % точек наблюдалось пирогенное загрязнение;
- соотношение BaP/Bghi (индикатор транспортного воздействия) подтвердило выхлопы двигателей как основной источник загрязнений для 54 % точек.

Еще одно доказательство техногенного происхождения ПАУ в почвенном покрове – распределение долей индивидуальных полиаренов в ΣПАУ на точках наблюдений. Традиционно в составе ассоциаций ПАУ в случае техногенного загрязнения преобладают высокомолекулярные полиарены (5–6 ароматических колец). С этой точки зрения показательны различия состава ассоциаций ПАУ на наиболее «естественной» т. 14 (центральная часть лесопарковой зоны) и на т. 29 (максимально близка к Ленинскому проспекту). Диаграммы распределения ПАУ (рис. 2) демонстрируют значительные различия в режимах их накопления.

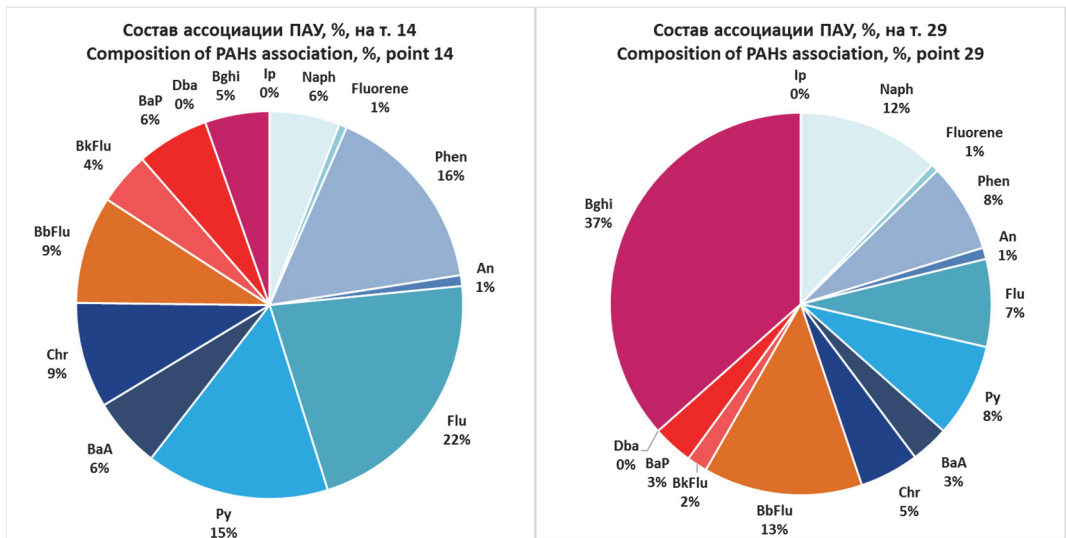


Рис. 2. Состав ассоциаций ПАУ на загрязненной и относительно чистой территориях
[Figure 2. Composition of PAHs association on the polluted and relatively clear territories]

Так, для т. 29 очевидно преобладание 5–6-кольцевых ПАУ. Среди них соотношение долей BbFlu и BkFlu полностью соответствует условиям распространения ПАУ от транспортных источников при их миграции в воздушной среде. Так, в работе [28] оценена миграция ПАУ на пылевых частицах: на территории с транспортной нагрузкой концентрации BbFlu более чем в два раза превышали концентрации BkFlu, адсорбированных на частицах PM_{2.5} и PM₁₀; та же картина была характерна для фоновых территорий.

Однако преобладающим ПАУ в зоне транспортной нагрузки стал Bghi: 37 % вклада в ΣПАУ. Источником этого полиарена является в нашем случае, очевидно, деятельность автотранспорта [29]. Природная генерация Bghi почвами (вместе с Act, Py, Dba, Naph) доказывалась, например, в [30; 31]. Однако для этого необходимы восстановительные условия и наличие сильной обводненности почвенных горизонтов. Поскольку таких геохимических обстановок на изучаемой территории нет, единственным источником остается автотранспорт (выхлопы ДВС).

Перечисленные «тяжелые» ПАУ входят в список канцерогенных, хотя и не превышают по своей опасности ВаР, традиционно являющийся «эталонным токсичности».

Значения ΣПАУ и различные комбинации полиаренов внутри ассоциации на каждой точке обуславливают различные уровни рисков, определяемых по $RQ_{\text{ПДК}}$ (табл. 2).

Оценки рисков загрязнения почв индивидуальными ПАУ показали наличие $RQ_{\text{ПДК}} > 1$ на четырех точках:

$$- \text{т. 1: } RQ_{\text{BbFlu}} = RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 2,63;$$

$$- \text{т. 9: } RQ_{\text{Naph}} = 1,16; RQ_{\text{Phen}} = 2,36; RQ_{\text{An}} = 3,05; RQ_{\text{Flu}} = 1,55; RQ_{\text{BaA}} = 8,98; RQ_{\text{BbFlu}} = 27,67; RQ_{\text{BaP}} = 9,81; RQ_{\text{DBa}} = 1,24; RQ_{\text{IP}} = 19,15; RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 75;$$

$$- \text{т. 10: } RQ_{\text{BbFlu}} = RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 1,13;$$

$$- \text{т. 28: } RQ_{\text{BbFlu}} = 3,92; RQ_{\text{BaP}} = 1,68; RQ_{\text{IP}} = 3,05; RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}} = 8,66.$$

Перечисленные точки приурочены к объектам по обслуживанию транспортных средств, местам расположения парковок. Для них уровень риска, рассчитанный по отношению к ПДК, определяется как «высокий». Суммарные оценки загрязненности почв на этих точках также свидетельствуют о высоком уровне загрязнения.

Однако это лишь четыре точки из тридцати трех, причем по отношению к остальным пунктам мониторинга т. 9 и 28 выглядят явно аномальными. Оценить «поле риска» на рассматриваемой территории всего лишь по четырем точкам становится затруднительным. Поэтому оценка пространственного распределения показателя RQ на территории кампуса далее проведена с некоторым отступлением от оригинальной методики [16]: были просуммированы значения $RQ_{\text{ПАУ(ПДК)}}$ для всех рассмотренных четырнадцати ПАУ (а не только для тех, где наблюдалось $RQ_{\text{ПАУ}} \geq 1$), то есть получены оценки $RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}}$ для всех тридцати трех точек по всему спектру ПАУ, независимо от их генезиса (рис. 3).

Минимальные значения характеристики суммарного риска загрязнения почв ПАУ характерны для парковой зоны. Точки, расположенные вблизи Ленинского проспекта, характеризуются более высокими значениями риска (различия – до восьми раз даже с учетом сглаживания при аппроксимации). Однако суммирование значений RQ не позволяет подчеркнуть техногенный характер загрязнения (выделить техногенную составляющую в суммарной величине RQ) благодаря учету всего спектра ПАУ. Поэтому нами выбран яркий представитель ПАУ техногенного генезиса, связанный с активностью транспорта, – BbFlu. Обращаясь к рис. 2, можно отметить, что соотношение BbFlu и BkFlu в различных зонах кампуса близко к распределениям, выявленным в [32]. BbFlu представляет также интерес и сам по себе, как выраженный канцероген и геохимический маркер (рис. 4).

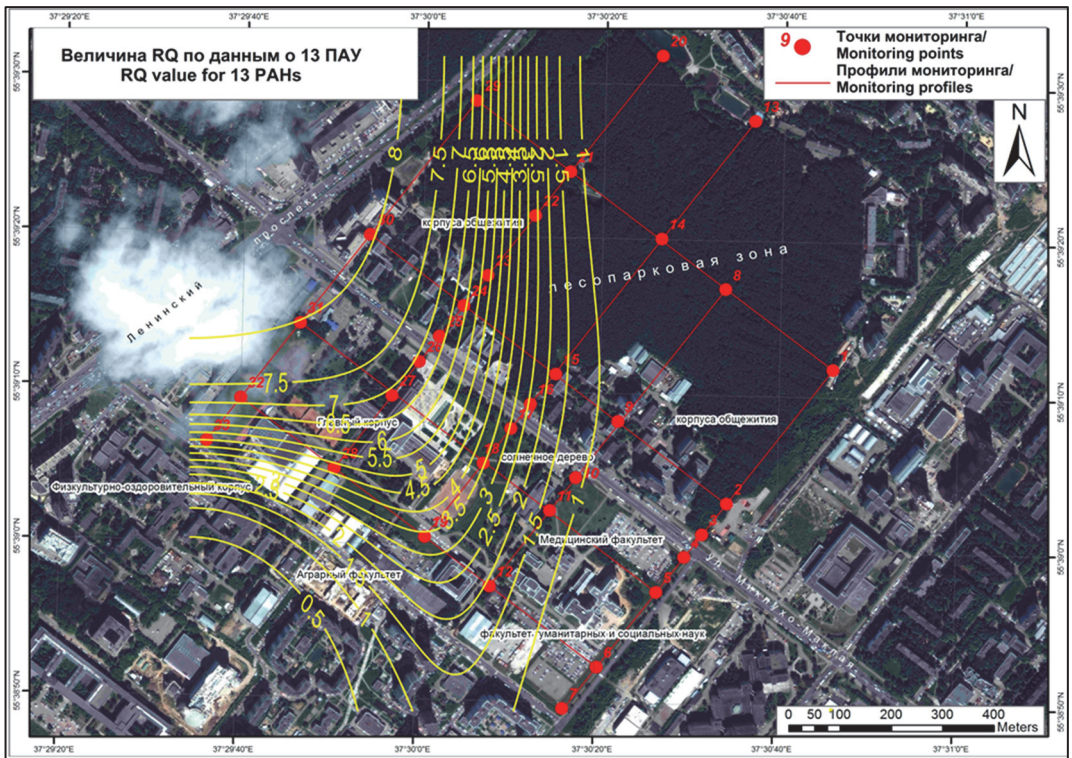


Рис. 3. Распределение суммарного показателя опасности загрязнения почв $RQ_{\Sigma PAH(ПДК)}$ [Figure 3. Distribution of the total indicator of hazard of soil pollution $RQ_{\Sigma PAH(MPC)}$]

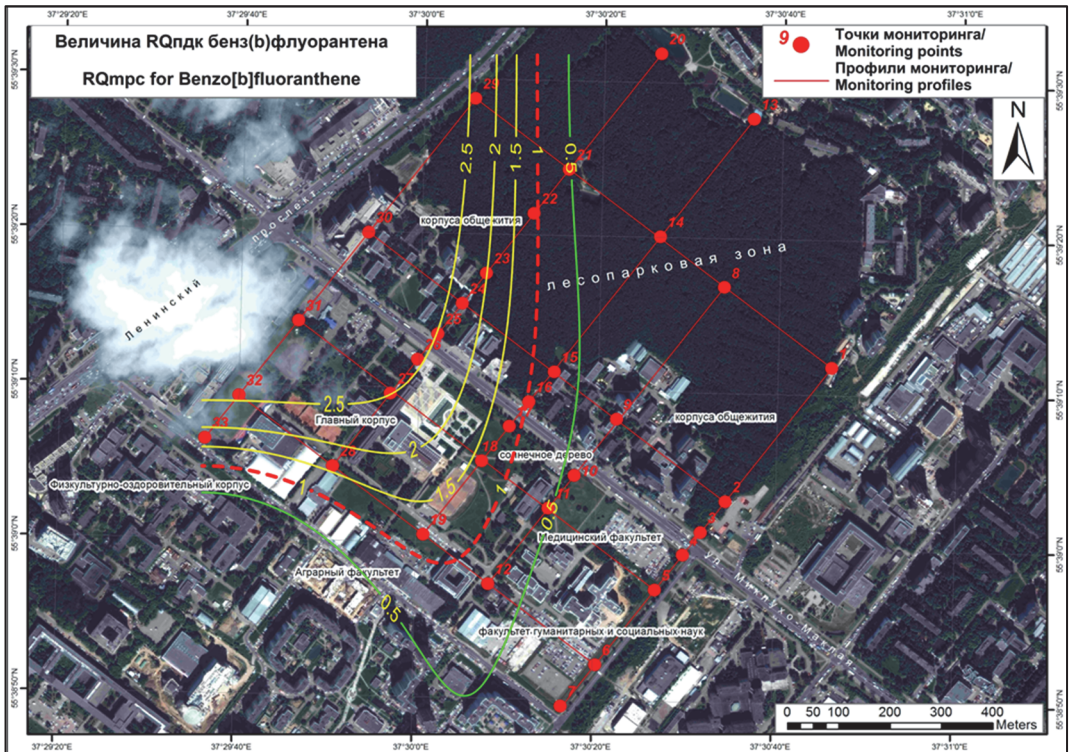


Рис. 4. Пространственное распределение показателя риска загрязнения почв бенз(б)флуорантеном [Figure 4. Spatial distribution of the risk indicator for soil contamination by benzo[b]fluoranthene]

На схеме видна зона, где характеристика $RQ < 1$: это большая часть лесопарковой зоны и территории кампуса. Такая конфигурация поля концентраций также подтверждает ведущую роль атмосферного переноса ПАУ от автомагистралей: основным источником является Ленинский проспект, а с учетом преобладания потоков воздушных масс с северо-востока на юго-запад вполне объяснимо смещение зоны загрязнения по направлению к югу от ул. Миклухо-Маклая и к востоку от Ленинского проспекта. Можно отметить, что пространственные распределения концентраций BbFlu и величины $RQ_{\Sigma\text{ПАУ(ПДК)}}$ сходны.

Оценка суммарной относительной токсичности всего комплекса ПАУ для почв рассматриваемой территории (на основе указанной токсичности по BaP) приведена на рис. 5. При расчете итогового показателя учтены концентрации всех четырнадцати рассмотренных полиаренов.

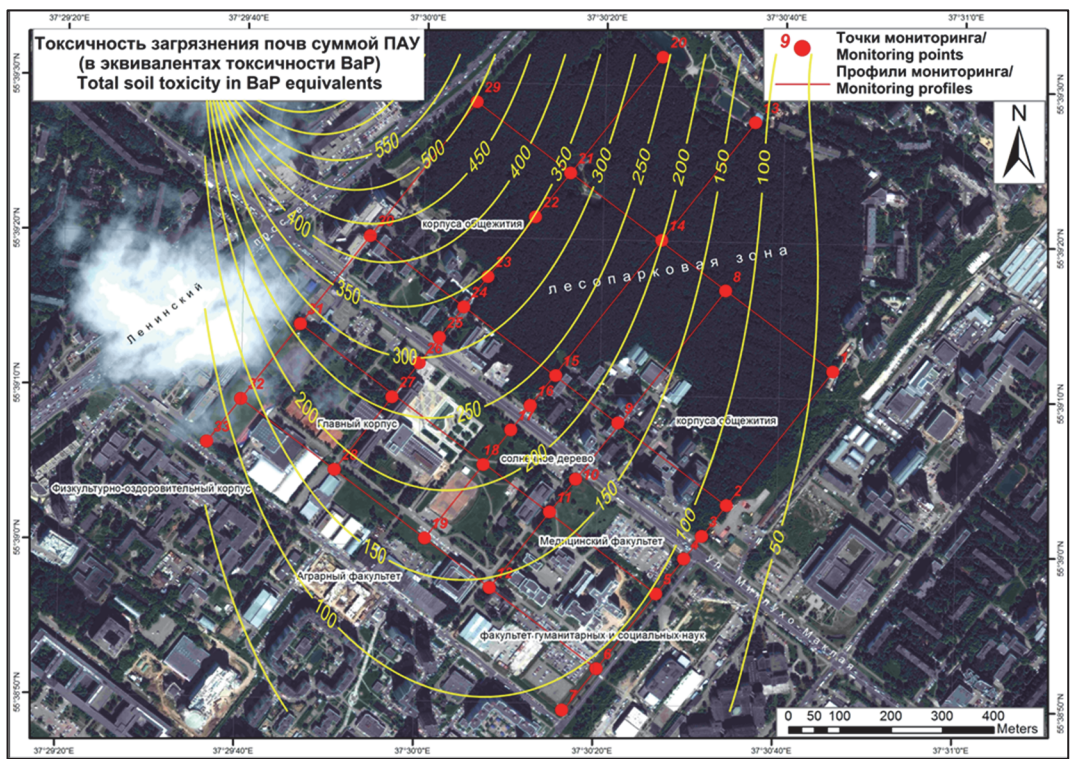


Рис. 5. Распределение характеристики суммарной токсичности (в эквивалентах к BaP)
[Figure 5. Distribution of characteristics of total toxicity (in equivalents to BaP)]

Как видно из рис. 5, несмотря на различные соотношения ПАУ на точках наблюдений (рис. 2 – преобладание полиаренов, более или менее токсичных по сравнению с BaP), в целом картина распределения показателя токсичности вновь соответствует пространственному распределению основных потоков эмиссий загрязняющих веществ от транспортных источников, а также оценкам на основе RQ .

Подчеркнем, что полученные оценки пространственного распределения ПАУ в почвенном покрове требуют дальнейших наблюдений.

В частности, при прогнозировании степени опасности загрязнений необходимо принимать во внимание комплекс факторов накопления ПАУ и процессы

самоочищения почв. Значительная роль при этом должна отводиться оценкам состояния почвенной микробиоты, включая ее способность к деградации полиаренов и, соответственно, регулированию состояния экосистем в целом [17; 18].

Отдельная проблема связана с отсутствием адекватных отечественных норм состояния почвенного покрова (ПДК ПАУ). Несмотря на то что зарубежная практика нормирования ориентирована на «индивидуальный подход» (установление ПДК для отдельных ПАУ, для разных типов почв и разных типов землепользования), в отечественной практике наиболее часто применяются лишь ПДК бенз(а)пирена как «репрезентативного представителя» всей группы ПАУ. Использованные нами в данной работе нормативы ПДК разрабатывались для территорий парков (Италия) и населенных мест (Каталония). Безусловно, для городских территорий необходимо создание специализированных нормативов, а оптимальным решением (хотя и весьма трудоемким) стала бы разработка экосистемных норм с учетом специфики реципиентов загрязнения – почв и биоты в составе городских экосистем. Однако для этого необходимо определять маркерные соединения-загрязнители, репрезентативные индикаторные виды, анализировать сочетание факторов, оказывающих влияние на устойчивость индивидуальных экосистем, и собственные механизмы их устойчивости (вероятность самоочищения компонентов).

Следует также подчеркнуть, что точность оценок рисков обусловлена возможными ошибками их аналитических определений, нарушением методик отбора и хранения проб почв.

В связи с этим полученные результаты можно рассматривать как «отправной пункт» для разработки методики оценки рисков загрязнения почв на городских территориях.

Заключение

Проведенные оценки рисков загрязненности территории кампуса РУДН и прилегающего лесопарка в рамках проекта по экологическому мониторингу позволяют сделать следующие выводы.

Основным источником загрязнения почв на рассматриваемой территории является автомобильный транспорт – источник газообразных выбросов, а также пылевых частиц, на которых транспортируются ПАУ. Это подтверждается индикаторными соотношениями полиаренов, а также преобладанием в ассоциации ПАУ пирогенных соединений и непосредственно «автотранспортных» маркеров (Bghi, BbFlu).

Ведущим фактором транспорта ПАУ является атмосферный перенос (в нашем случае – на относительно небольшие расстояния). Сопоставление результатов моделирования распространения ПАУ в почвах и моделей рассеивания выбросов (NO₂, SO₂, твердые частицы) при неблагоприятных условиях показывает хорошее совпадение пространственной вариации концентраций этих веществ.

Минимальные значения рисков загрязнения почв индивидуальными ПАУ характерны для лесопарковой зоны; окраинные зоны рассмотренной территории характеризуются значительно меньшими значениями *RQ*. Достоинство данного показателя – учет относительной опасности индивидуальных

полиаренов благодаря соотношению концентрации с ПДК. Однако значительные сложности вызваны отсутствием специфических значений ПДК_{почв} индивидуальных полиаренов, которые учитывали бы тип почв и преобладающий вид землепользования.

Выявленные аномально высокие значения показателя RQ подтверждают выводы о преимущественно транспортном источнике загрязнения почв: т. 1, 9, 10, 28 связаны с транспортной инфраструктурой. Здесь расположены сервисные объекты (т. 9, 28), гараж (т. 1), парковка (т. 10). Однако для остальной территории величины рисков можно оценить как допустимые практически по всему комплексу ПАУ.

В целом дальнейшее развитие системы наблюдений за экологической ситуацией на территории кампуса и прилегающего Юго-Западного лесопарка требует детализации схемы наблюдений. Учитывая аэрогенное поступление ПАУ в почвы и различный «режим» загрязнения в разных зонах кампуса, выделенных ранее в [2; 6], необходимо дополнительное обоснование норм ПДК для оценки качества почв.

И наконец, крайне важным этапом дальнейших исследований должна стать оценка рисков для растительности на территории кампуса в связи с влиянием транспортной нагрузки. Растительные организмы подвергаются давлению как со стороны загрязненных почв, так и за счет потоков загрязнений из атмосферы. В связи с этим необходима оценка интенсивности потоков ПАУ между этими компонентами, а также установление безопасных для растительности уровней загрязнения почв и атмосферы. Итогом этих исследований должна стать разработка экосистемных нормативов загрязненности для локальной территории с учетом комплекса факторов поступления полиаренов в рассмотренную экосистему и механизмов ее самоочищения. Во внимание должны быть приняты, в частности, особенности накопления ПАУ в снежном покрове, процессы деструкции ПАУ микробиотой и под влиянием абиотических факторов (фотолиз и др.), специфика поведения биологических видов на изучаемой территории (накопление полиаренов, «буферная» роль ризосферы).

Список литературы / References

- [1] Khaustov AP, Redina MM. Geochemical Markers Based on Concentration Ratios of PAH in Oils and Oil-Polluted Areas. *Geochemistry International*. 2017;55(1):98–107.
- [2] Boeva DV, Khaustov AP. Assessment of the vehicles impact on the RUDN University campus. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2018;26(4):419–430. (In Russ.)
Боева Д.В., Хаустов А.П. Оценка влияния автотранспорта на территорию кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2018. № 4. С. 419–430.
- [3] Khaustov AP, Redina MM, Aleinikova AM, Mamadzhанov RKh, Silaeva PYu. The project of environmental monitoring of the campus of the Peoples' Friendship University of Russia. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2017;25(4):562–584. (In Russ.)
Хаустов А.П., Редина М.М., Алейникова А.М., Мамаджанов Р.Х., Силаева П.Ю. Проект экологического мониторинга кампуса Российского университета дружбы народов // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2017. Т. 25. № 4. С. 562–584.
- [4] Khaustov A, Redina M. Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Snow Cover of Moscow (Case Study of the RUDN University Campus). *Polycyclic Aromatic Com-*

- pounds (p. 1–13). Available from: <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10406638.2019.1645707> (accessed: 29.07.2019).
- [5] Khaustov A, Redina M, Aleinikova A, Mamadzhyanov R. Green campus of the green university: the RUDN University experience. *Proceedings of 17th International Multidisciplinary Scientific GeoConference SGEM2017 (29 June – 5 July, 2017)*. 2017;17(54):65–72.
- [6] Silaeva PYu, Khaustov AP. Transport load on the RUDN University campus. *Potapov Readings – 2019*. Moscow: MISI – MGSU Publ.; 2019. p. 142–146. (In Russ.)
Силаева П.Ю., Хаустов А.П. Транспортная нагрузка на кампус РУДН // Потаповские чтения – 2019. М.: Изд-во МИСИ – МГСУ, 2019. С. 142–146.
- [7] Khaustov AP, Redina MM, Yakovleva EV. Groundwater occurrences as geochemical system-forming objects (interpretation based on PAH distribution). *Geoecology. Engineering geology. Hydrogeology. Geocryology*. 2018;(3):3–17. (In Russ.)
Хаустов А.П., Редина М.М., Яковлева Е.В. Водопроявления подземных вод как геохимические системообразующие объекты (интерпретация на основе распределения ПАУ) // Геоэкология. Инженерная геология. Гидрогеология. Геокриология. 2018. № 3. С. 3–17.
- [8] Khaustov A, Redina M, Kenzhin Zh, Gabov D, Yakovleva E. Identification of the state of the soil-plant systems on the RUDN University campus (based on PAH concentrations). *E3S Web of Conferences. EDP Sciences*. 2020;169(01015):1–6.
- [9] Maliszewska-Kordybach B. Polycyclic aromatic hydrocarbons in agricultural soils in Poland: preliminary proposals for criteria to evaluate the level of soil contamination. *Appl. Geochem*. 1996;11:121–127.
- [10] Rovinsky FYa, Teplitskaya TA, Alekseeva TA. *Fonovyi monitoring polititsiklicheskih aromaticheskikh uglevodorodov [Baseline monitoring of polycyclic aromatic hydrocarbons]*. Leningrad: Gidrometeoizdat Publ.; 1988. (In Russ.)
Ровинский Ф.Я., Теплицкая Т.А., Алексеева Т.А. ФОНОВЫЙ МОНИТОРИНГ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИХ АРОМАТИЧЕСКИХ УГЛЕВОДОРОДОВ. Л.: Гидрометеоиздат, 1988.
- [11] Sakari M. Depositional History of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons: Reconstruction of Petroleum Pollution Record in Peninsular Malaysia. In: Puzyn T, Mostrag-Szlichtyng A (eds.) *Organic Pollutants Ten Years After the Stockholm Convention – Environmental and Analytical Update*. 2012. Available from: <http://www.intechopen.com/books/organic-pollutants-ten-years-after-the-stockholm-conventionenvironmental-and-analytical-update/depositional-history-of-polycyclic-aromatic-hydrocarbons-reconstructionof-petroleum-pollution-recor> (accessed: 20.12.2019).
- [12] Soclo HH, Garrigues P, Ewald M. Origin of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) in Coastal Marine Sediments: Case Studies in Cotonou (Benin) and Aquitaine (France) areas. *Mar. Pollut. Bull*. 2000;40:387–396.
- [13] Ţigănuş D, Coatu V, Lazăr L, et al. Identification of the Sources of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sediments from the Romanian Black Sea Sector. *Cercetări Marine*. 2010;43:187–196.
- [14] Yunker MB, Macdonald RW, Vingarzan R, et al. PAHs in the Fraser River Basin: a Critical Appraisal of PAH Ratios as Indicators of PAH Source and Composition. *Organic Geochemistry*. 2002;33:489–515.
- [15] Kalf DF, Crommentuijn T, Van De Plassche EJ. Environmental quality objectives for 10 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *Ecotoxicol. Environ. Saf*. 1997;36:89–97.
- [16] Cao ZG, Liu JL, Luan Y, et al. Distribution and ecosystem risk assessment of polycyclic aromatic hydrocarbons in the Luan River, China. *Ecotoxicology*. 2010;19:827–837.
- [17] Han H, Rafiq MK, Zhou T, Xu R, Mašek O, Li X. A critical review of clay-based composites with enhanced adsorption performance for metal and organic pollutants. *Journal of Hazardous Materials*. 2019;369:780–796.
- [18] Huang H, Wu K, Khan A, Jiang Y, Ling Z, Liu P, et al. A novel *Pseudomonas gessardii* strain LZ-E simultaneously degrades naphthalene and reduces hexavalent chromium. *Bioresource technology*. 2016;207:370–378.

- [19] Kalf DF, Crommentuijn GH, Posthumus R. *Integrated environmental quality objectives for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)*. Report no. 679101018. Bilthoven: National Institute of Public Health and the Environment; 1995.
- [20] *Priority Pollutant List*. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/priority-pollutant-list-epa.pdf> (accessed: 10.01.2020).
- [21] Liao CM, Chiang KC. Probabilistic risk assessment for personal exposure to carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons in Taiwanese temples. *Chemosphere*. 2006;63:1610–1619.
- [22] Wang Z, Chen JW, Qiao XL, Yang P, Tian FL, et al. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons from urban to rural soils: a case study in Dalian, China. *Chemosphere*. 2007;68:965–971.
- [23] Peng C, Chen WP, Liao XL, Wang ME, Ouyang ZY, et al. Polycyclic aromatic hydrocarbons in urban soils of Beijing: status, sources, distribution and potential risk. *Environmental Pollution*. 2011;159:802–808.
- [24] USEPA. *Provisional Guidance for Quantitative Risk Assessment of PAHUS Environmental Protection Agency*. EPA/600/R-93/089. 1993.
- [25] *Normativy kachestva okruzhayushchei prirodnoi sredy. Predel'no dopustimye kontsentratsii zagryaznyayushchikh veshchestv v atmosfernom vozdukh zon proizrastaniya lesobrazuyushchikh drevesnykh porod [Environmental quality standards. Maximum permissible concentration of pollutants in the air of the growing zones of forest-forming tree species]*: approved on May 10, 1995, by Rosleskhoz and Ministry of Natural Resources. Available from: <https://base.garant.ru/2155840/> (accessed: 22.12.2019). (In Russ.)
Нормативы качества окружающей природной среды. Предельно допустимые концентрации загрязняющих веществ в атмосферном воздухе зон произрастания лесобразующих древесных пород: утв. 10.05.1995 г. Рослесхозом и Минприроды. URL: <https://base.garant.ru/2155840/> (дата обращения: 22.12.2019).
- [26] Vorobeychik EL. *Ekologicheskoe normirovanie toksicheskikh nagruzok na nazemnye ekosistemy [Ecological regulation of toxic loads on terrestrial ecosystems]* (Abstract of the Dissertation of the Candidate of Biological Sciences). Yekaterinburg; 2003. (In Russ.)
Воробейчик Е.Л. Экологическое нормирование токсических нагрузок на наземные экосистемы: автореф. дис. ... д. б. н. Екатеринбург, 2003.
- [27] Orecchio S. Contamination from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the soil of a botanic garden localized next to a former manufacturing gas plant in Palermo (Italy). *Journal of Hazardous Materials*. 2010;180(1–3):590–601.
- [28] Slezakova K, Castro D, Pereira MC, Morais S, et al. Influence of Traffic Emissions on the Carcinogenic Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Outdoor Breathable Particles. *Journal of the Air & Waste Management Association*. 2010;60(4):393–401.
- [29] Wang Z, Fingas M, Shu YY, Sigouin L, Laudriault M, Lambert P, Turpin R, Campagna P, Mullin J. Quantitative characterization of PAHs in burn residue and soot samples and differentiation of pyrogenic PAHs from petrogenic PAHs – the 1994 mobile burn study. *Environmental Science and Technology*. 1999;33:3100–3109.
- [30] Atanassova I, Brummer GW. Polycyclic aromatic hydrocarbons of anthropogenic and biopedogenic origin in a colluviated hydromorphic soil of Western Europe. *Geoderma*. 2004;120:27–34.
- [31] Thiele S, Brummer GW. Bioformation of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil under oxygen deficient conditions. *Soil Biology and Biochemistry*. 2002;34:733–735.
- [32] Shestova EV, Nikiforov EM, Kosheleva NE, Timofeev IV. Contamination of soils of Severobaikalsk City with polycyclic aromatic hydrocarbons. *Reports of Russian Scientific and Technical Society of Radio Engineering, Electronics and Communication named after A.S. Popov*. Moscow; 2019. p. 281–285. (In Russ.)
Шестова Е.В., Никуфорова Е.М., Кошелева Н.Е., Тимофеев И.В. Загрязнение полициклическими ароматическими углеводородами почв города Северобайкальска // Доклады Российского научно-технического общества радиотехники, электроники и связи имени А.С. Попова. М., 2019. С. 281–285.

История статьи:

Дата поступления в редакцию: 20.02.2020

Дата принятия к печати: 08.03.2020

Для цитирования:

Редина М.М., Хаустов А.П., Ли С., Кенжин Ж.Д., Силаева П.Ю. Показатели опасности загрязнения городских почв полициклическими углеводородами на примере результатов мониторинга кампуса РУДН // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. 2020. Т. 28. № 2. С. 112–130. <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130>

Сведения об авторах:

Редина Маргарита Михайловна, доктор экономических наук, доцент, заведующая кафедрой прикладной экологии Российского университета дружбы народов. IStina ResearcherID (IRID): 425375, Scopus Author ID: 36640654900, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>. E-mail: redina-mm@rudn.ru

Хаустов Александр Петрович, заслуженный работник высшей школы Российской Федерации, доктор геолого-минералогических наук, профессор кафедры прикладной экологии Российского университета дружбы народов. eLIBRARY SPIN-код: 7358-5798, AuthorID: 65823, IStinaResearcherID (IRID): 11610477, ResearcherID: G-4029-2014, Scopus Author ID: 15837185200, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>. E-mail: khaustov-ap@rudn.ru

Ли Сянкай, доктор биологии, профессор Школы наук о жизни Университета Ланжоу. E-mail: xkli@lzu.edu.cn

Кенжин Жандос Даудович, аспирант кафедры прикладной экологии экологического факультета Российского университета дружбы народов. ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0001-9655-8049>. E-mail: kenzhin-zhd@rudn.ru

Силаева Полина Юрьевна, старший преподаватель кафедры прикладной экологии Российского университета дружбы народов. eLIBRARY SPIN-код: 6986-0890, IStina ResearcherID (IRID): 11620907, Scopus Author ID: 57205163679, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-7090-481X>. E-mail: silaeva-pyu@rudn.ru

DOI 10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130

Scientific article

Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus

Margarita M. Redina^{1*}, Alexander P. Khaustov¹, Xiangkai Li², Zhandos D. Kenzhin¹, Polina Yu. Silaeva¹

¹*Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University),
6 Miklukho-Maklaya St, Moscow, 117198, Russian Federation*

²*Lanzhou University,*

222 Tianshui South Rd, Chengguan Qu, Lanzhou Shi, Gansu Sheng, People's Republic of China

**redina-mm@rudn.ru*

Abstract. The characteristics of the hazard of urban soils pollution by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) are considered: naphthalene (Naph), anthracene (An), phenanthrene (Phen), pyrene (Py), fluoranthene (Flu), chrysene (Chr), benzo(a)anthracene (BaA),

benzo[a]pyrene (BaP), benzo[b]fluoranthene (BbFlu), benzo[k]fluoranthene (BkFlu), dibenzo[ah]anthracene (DBa), benzo[ghi]perylene (Bghi), indeno[1,2,3-c,d]pyrene). On the example of monitoring data on the RUDN University campus and the adjacent South-West Forest Park, modern approaches to assessing the hazard of pollution levels and the environmental risk of soil pollution are demonstrated: *RQ* indicators, total relative toxicity in comparison to BaP, carcinogenic risk, behavior of the representative PAHs. On the basis of a critical analysis of the pollution indicators, the optimal approaches to assessing the danger of the presence of polyarenes in the soils of urban areas are demonstrated. The leading sources of pollution (influence of vehicles) were identified. Different levels of environmental hazard of polyarene soil contamination in different functional zones of the analyzed territory are demonstrated: relatively clear territory in the middle zone of the park and a specific configuration of the pollution field on the rest of the territory. The necessity of developing ecosystem standards for urban natural complexes is justified, taking into account the individual characteristics of soils, the role of soil microbiota, the specificity of the use of the territory and the characteristics of pollution sources.

Keywords: environmental risk, soil, pollution, polycyclic aromatic hydrocarbons

Article history:

Received: 22.02.2020

Revised: 08.03.2020

For citation:

Redina MM, Khaustov AP, Li X, Kenzhin ZhD, Silaeva PYu. Hazard indicators of urban soil contamination with polycyclic hydrocarbons on the example of monitoring results of the RUDN campus. *RUDN Journal of Ecology and Life Safety*. 2020;28(2):112–130. (In Russ.) <http://dx.doi.org/10.22363/2313-2310-2020-28-2-112-130>

Bio notes:

Margarita M. Redina, Dr.Sc. (Econ.), Associate Professor, Head of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). Istina ResearcherID (IRID): 425375, Scopus Author ID: 36640654900, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-3169-0142>. E-mail: redina-mm@rudn.ru

Alexander P. Khaustov, Honored Worker of the Higher School of the Russian Federation, Dr.Sc.(Geol.), Professor of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). eLIBRARY SPIN-code: 7358-5798, AuthorID: 65823, IstinaResearcherID (IRID): 11610477, ResearcherID: G-4029-2014, Scopus Author ID: 15837185200, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-5338-3960>. E-mail: khaustov-ap@rudn.ru;

Xiangkai Li, Doctor of Biology, Professor at the School of Life Sciences of the Lanzhou University, 22. E-mail: xkli@lzu.edu.cn

Zhandos D. Kenzhin, postgraduate student of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). E-mail: kenzhin-zhd@rudn.ru

Polina Yu. Silaeva, senior lecturer of the Department of Applied Ecology of the Peoples' Friendship University of Russia (RUDN University). eLIBRARY SPIN-code: 6986-0890, IstinaResearcherID (IRID): 11620907, Scopus Author ID: 57205163679, ORCID iD: <https://orcid.org/0000-0002-7090-481X> E-mail: silaeva-pyu@rudn.ru