

УДК [504.43+504.73].054: 547.912

ОЦЕНКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТУНДРОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ ПОЛИЦИКЛИЧЕСКИМИ АРОМАТИЧЕСКИМИ УГЛЕВОДОРОДАМИ

Е. В. Яковлева, В. А. Безносиков

Институт биологии Коми научного центра УрО РАН
Россия, 167982, Сыктывкар, Коммунистическая, 28
E-mail: kaleeva@ib.komisc.ru

Поступила в редакцию 20.05.15 г.

Оценка показателей загрязнения тундровых фитоценозов полициклическими ароматическими углеводородами. – Яковлева Е. В., Безносиков В. А. – В органогенном горизонте почв и растениях южной кустарниковой тундры, на фоновом участке и в районе действия угольной шахты было идентифицировано 14 структур полициклических ароматических углеводородов (ПАУ). Полиарены в почвах и растениях были представлены в основном легкими структурами. На фоновом и загрязненном участке наибольшее содержание ПАУ было отмечено во мхах *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* и травянистых растениях *Deschampsia caespitosa*, *Festuca ovina*. Установлено, что биоаккумуляция ПАУ в растениях во многом связана с их физиологическими особенностями. На основании расчета коэффициента биологического поглощения выделено 4 группы растений с разной способностью к биоаккумуляции ПАУ. Установлено, что токсикологическая активность полиаренов как для почв, так и для растений фоновой и загрязненной участка определялась тяжелыми ПАУ. Максимальные значения токсикологической активности ПАУ выявлены для мхов и травянистых растений, минимальные – для кустарниковых форм. Выявлено, что ПАУ на исследуемых участках имеют главным образом петрогенное происхождение.

Ключевые слова: показатели загрязнения, полициклические ароматические углеводороды, почвы, растения.

Assessment of indices of tundra phytocoenosis pollution with polycyclic aromatic hydrocarbons. – Yakovleva E. V. and Beznosikov V. A. – 14 structures of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) were identified in the organogenic soil horizon and plants of the south shrub tundra belt, at a background plot and at a coal mine. The polyarenes in soils and plants were mainly represented by light structures. On the background and polluted areas, mosses of *Pleurozium schreberi*, *Polytrichum commune* and grasses of *Deschampsia caespitosa*, *Festuca ovina* contained the highest PAH amounts. PAH bioaccumulation in plants is mainly dependent on their physiological features. 4 plant groups with different PAH bioaccumulation capabilities were identified on the basis of the calculated biological absorption coefficient. The toxicological activity of polyarenes for both soils and plants at the background and polluted areas was determined by heavy PAHs. The highest values of toxicological activity were observed for mosses and grassy plants whilst the lowest values were for shrubs. PAHs at the plots under study are mainly of petrogenic origin.

Key words: pollution indices, polycyclic aromatic hydrocarbons, soils, plants.

DOI: 10.18500/1684-7318-2016-3-352-366

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время существует множество показателей, позволяющих оценить загрязнение природных экосистем различного рода загрязнителями, в том числе и полиаренами. ПАУ внесены в список приоритетных загрязнителей Европейского

сообщества (Jian et al., 2004) и представляют собой соединения, основным элементом структуры которых является бензольное кольцо. Выделяют легкие 2 – 4 – ядерные структуры ПАУ и тяжелые 5–6 – ядерные структуры. По отношению к живым организмам полиарены, в большей степени тяжелые, проявляют канцерогенные, мутагенные и другие токсичные свойства (Nielsen et al., 1996; Bispo et al., 1999).

В последние десятилетия в связи с быстрым развитием промышленности во всем мире усиливается загрязнение окружающей среды ПАУ. В настоящее время все больше внимания уделяется оценке состояния арктических регионов. Экосистемы Арктики наряду с высоким ресурсным потенциалом характеризуются низкой устойчивостью к разного рода антропогенным воздействиям. В тундровой зоне европейского северо-востока России широко распространена добыча каменного угля. Установлено, что развитие угольной промышленности оказывает негативное влияние на здоровье населения, что во многом связано с повышенным содержанием полиаренов в каменном угле (Li et al., 2012). В связи с вышесказанным исследование накопления полиаренов в фитоценозах тундровой зоны становится актуальной задачей современных экологических исследований. Необходима комплексная оценка загрязнения окружающей среды в зонах действия угольных шахт с применением различных подходов и показателей уровня загрязнения. В настоящее время подобные исследования единичны для различных регионов России, а для тундровой зоны отсутствуют.

При комплексных исследованиях состояния окружающей среды ряда районов Южного Прибайкалья установлено значительное накопление ПАУ в растительном покрове вблизи алюминиевого завода (Белых, 2005). В качестве основного исследованного показателя автором был выбран коэффициент биологического поглощения (КБП), на основании которого выделено 3 группы растений по шкале интенсивности накопления химических элементов. Группа сильного захвата – наземные растения, группа слабого захвата – зерновые культуры и очень слабого захвата – корнеклубнеплоды. В дальнейшем Л. И. Белых (2009) были разработаны стандартизированные КБП ПАУ для злаков и ботвы картофеля, основанные на том, что накопление ПАУ в растениях зависит от концентрации полиаренов в почве. По данным этого автора, с увеличением концентрации вещества в почве наблюдается экспоненциальное уменьшение КБП.

Другой показатель, характеризующий уровень загрязнения среды полиаренами, – использование индикаторных соотношений индивидуальных ПАУ – позволяет идентифицировать генезис обнаруженных полиаренов. Разработкой таких критериев активно занимаются А. П. Хаустов и М. М. Редина (2012). Как наиболее адекватный критерий авторами был выделен расчет соотношений антрацен/(антрацен+фенантрен) и флуорантен/(флуорантен+пирен). Данный критерий позволяет более точно идентифицировать источники ПАУ по их генезису. Авторами отмечено, что проблема идентификации природы загрязнений осложняется тем, что ПАУ формируются во многих природных и техногенных процессах. С точки зрения генезиса условно ПАУ подразделяют на пирогенные, образовавшиеся в результате различных процессов горения, биогенные – петрогенные, не связанные с горением, образующиеся в результате долгих геохимических процессов.

В связи с повышенной токсичностью полиаренов одним из важнейших критериев оценки воздействия ПАУ на окружающую среду является суммарная токсикологическая активность – ТΣПАУ (Nisbet et al., 1992). В модельном эксперименте по выращиванию *Tradescantia (clon 02)* на почве, загрязненной бенз[а]пиреном, ТΣПАУ в почвах и растениях определялась в основном тяжелыми углеводородами. Для растений отмечали более высокие значения ТΣПАУ, чем для почвы, на которой они выращивались. ТΣПАУ в растениях и почве увеличивалась с повышением уровня загрязнения почвы бенз[а]пиреном, что приводило к различного рода нарушениям: на морфологическом, физиологическом и генетическом уровнях (Яковлева и др., 2011). Данным критерием пользуются и зарубежные коллеги. Так, оценка уровня ТΣПАУ в донных отложениях в заливе Чуанчжоу (Китай) не позволила выявить значительного загрязнения в данном районе (Yang et al., 2013).

Исследования накопления полиаренов в различных объектах окружающей среды в тундровой зоне ограничены. Имеются данные о содержании бенз[а]пирена в городских почвах г. Воркута (Дымов и др., 2013). Существует ряд работ, посвященных накоплению ПАУ в почвах южной кустарниковой подзоны (Габов, Безносовых, 2014). Авторами выявлено, что основное количество ПАУ сосредоточено в органогенных горизонтах, с максимумом их содержания в наиболее разложившейся нижней части гумусового горизонта. Данный факт обуславливает наш выбор органогенного горизонта почвы в качестве объекта исследования. Некоторые особенности накопления полиаренов растениями нижнего яруса южной кустарниковой тундры под воздействием шахты закрытого типа освещены в работе Е. В. Яковлевой с соавторами (2014).

Целью данной работы является исследование процессов аккумуляции полиаренов в растениях тундровой зоны под влиянием угледобывающего предприятия открытого типа и оценка уровня загрязнения тундровых экосистем полиаренами с использованием различных показателей.

МАТЕРИАЛ И МЕТОДЫ

Проведены исследования содержания ПАУ в органогенных горизонтах тундровых поверхностно-глеевых почв и разных видах растений южной кустарниковой тундры. Исследования были проведены в Большеземельской тундре (Воркутинский район Республики Коми) с распространением массивно-островной многолетней мерзлоты. Растения отбирали на фоновом участке (урочище Нерусовой-мусюр) и в районе действия угольной шахты «Юнь-Яга», работа которой основана на открытом способе добычи угля. Для отбора растений на каждом участке были заложены 3 пробных площадки (Родин и др., 1968). На каждой площадке (100×50 см) проводили пробоотбор почв органогенного горизонта и основных видов растений. Для кустарников отдельно анализировали корни, стебли, листья, кору и ветви растений, для кустарничков – корни, стебли и листья, для трав – наземную и подземную часть. Образцы почв и растений высушивали при комнатной температуре, измельчали и проводили химический анализ на содержание полиаренов.

В ходе проведения исследований на фоновом и загрязненном участках было отобрано по 9 видов растений следующих групп: кустарники – *Salix lanata* Lin-

ОЦЕНКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТУНДРОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ

naeus (ива шерстистая) и *Betula nana* Linnaeus (карликовая березка); травянистые растения – *Festuca ovina* Linnaeus (овсяница овечья), *Deschampsia caespitosa* Linnaeus (щучка дернистая), *Pyrola rotundifolia* Linnaeus (грушанка круглолистная); кустарнички – *Vaccinium vitis-idaea* Linnaeus (брусника), *Vaccinium uliginosum* Linnaeus (голубика), мхи – *Pleurozium schreberi* Bridel-Brideri и *Polytrichum commune* Linnaeus.

В основу определения ПАУ в угле и почвах положены методики US EPA 8310, ПНД Ф 16.1:2.2. 2:3. 39-03 (2003), и работа Д. Н. Габова с соавторами (2008). Для контроля точности использовали Standard Reference Material 1944 «New York/New Jersey Waterway Sediment» (National Institute of Standards & Technology, USA). Определение содержания ПАУ в растениях проводили с помощью «Методики выделения углеводородных компонентов нефти из растений» (Яковлева и др., 2008) с использованием стандартного образца Certified reference material BCR-683 (European commission community bureau of reference). Определение содержания ПАУ в почвах и растениях осуществляли методом обращенно-фазовой ВЭЖХ в градиентном режиме и спектрофлуориметрическим детектированием («Люма-хром», фирма «Люмэкс», Россия). Идентификацию ПАУ проводили по времени удерживания и сравнения спектров флуоресценции, выходящих из колонки компонентов, со спектрами стандартных ПАУ. Количественный анализ ПАУ определяли методом внешнего стандарта.

На основе полученных данных была рассчитана суммарная токсикологическая активность ПАУ для исследуемых почв и растений. ТΣПАУ рассчитывали по формуле:

$$T\Sigma \text{ ПАУ} = \sum_{i=1}^n K\text{ТПАУ}_i \times \omega(\text{ПАУ})_i, \quad (1)$$

где $\Sigma K\text{ТПАУ}_i$ – коэффициент токсичности i -того ПАУ относительно бенз[а]пирена (Nisbet et al., 1992), $\omega(\text{ПАУ})_i$ – массовая доля i -того ПАУ в объекте, мг/г.

Коэффициенты токсичности ПАУ относительно бенз[а]пирена: фенантрен (0.001), антрацен (0.01), флуорантен (0.001), пирен (0.001), хризен (0.01), бенз[б]флуорантен (0.1), бенз[к]флуорантен (0.1), бенз[а]пирен (1), дибенз[а, h]антрацен (1), бенз[г, h, i]перилен (0.01). Для расчета коэффициентов токсичности использовали показатели ЛД₅₀, характеризующие основную токсичность.

Суммарный показатель химического загрязнения характеризует степень химического загрязнения почв обследуемых территорий различных классов опасности (табл. 1). Показатель определяется как сумма коэффициентов концентраций отдельных компонентов загрязнения по формуле

$$Z_c = Kc_i + \dots + Kc_n - (n - 1), \quad (2)$$

где n – число определяемых элементов; Kc_i – коэффициент концентрации i -того загрязняющего компонента, равный частному от деления массовой доли i -того вещества в загрязненной и «фоновой» почве (Критерии оценки..., 1992).

Оценка КБП ПАУ проводилась по существующей шкале интенсивности поглощения химических элементов Б. Б. Польшова и А. И. Перельмана (Белых, 2005), в которой выделены 4 уровня накопления отдельных компонентов: при зна-

чениях КБП от 0.6 и более – сильное накопление, 0.35 – 0.6 – среднее накопление, 0.1 – 0.35 – слабое накопление и 0.0007 – 0.1 – очень слабое накопление.

Таблица 1

Критерии экологического состояния почв территорий

Экологическое состояние почв селитебных территорий	Экологическое бедствие	Чрезвычайная экологическая ситуация	Сильное загрязнение территорий	Удовлетворительная ситуация
Суммарный показатель химического загрязнения почв (Z_c)	> 128	32–128	16–32	< 16

Для оценки техногенности ПАУ использовали показатели, представленные А. П. Хаустовым и М. М. Рединой (2012). Пиролитическое происхождение загрязнения идентифицируется по соотношениям Фенантрен/антрацен < 10, Флуорантен/пирен > 1, Флуорантен/(флуорантен+пирен) > 0.5, Антрацен/(антрацен+фенантрен) > 0.1, (Пирен+флуорантен)/(хризен+фенантрен) > 0.5. При значениях соотношений Фенантрен/антрацен > 10, Флуорантен/пирен < 1, Флуорантен/(флуорантен+пирен) < 0.4, Антрацен/(антрацен+фенантрен) < 0.1, (Пирен+флуорантен)/(хризен+фенантрен) < 0.5 можно говорить о петрогенном происхождении загрязнения.

Статистическую обработку для оценки достоверности расхождений средних данных проводили при помощи *t*-критерия Стьюдента для $P = 0.95$. Для проведения кластерного анализа использовали программу Statistica-6. При построении дендрограммы сходства для объединения данных применяли метод Варда, в качестве способа определения сходства использовали Евклидово расстояние.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

В угле шахты «Юнь-яга», почвах и растениях исследованных участков были идентифицированы 14 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[а]антрацен, бензо[к]флуорантен, бенз[а]пирен, бенз[ghi]перилен, бензо[b]флуорантен, дибенз[a,h]антрацен и инденопирен (рис. 1). Уголь шахты Юнь-яга содержал значительные количества полиаренов, представленных в основном легкими структурами: нафталином, флуорантеном и фенантреном. Поступление угольной пыли в природные биоценозы приводило к загрязнению их компонентов (почв, растений и др.).

В составе ПАУ почв фоновых и загрязненных участков значительную часть представляли легкие полиарены, их доля составляла 83 – 91% от общей суммы ПАУ в почвах (рис. 2). На загрязненном участке 70% от суммарного содержания ПАУ приходилось на нафталин, флуорен и фенантрен (преобладавшие в выбросах). Для почв фонового участка это значение составляло 48%. Общее содержание полиаренов в почвах на загрязненном участке превышало фоновые значения в 4 раза. Наибольшие кратности превышения были отмечены как для легких полиаренов: нафталина, флуорена, фенантрена – в 4 – 8 раз, так и для тяжелых ПАУ: дибенз[a,h]антрацена и инденопирена – в 4 – 9 раз. Кратности превышения для

остальных ПАУ составляли 2 – 3 раза. Повышенные содержания легких полиаренов в угле не приводили к резкому увеличению их содержания в почвах загрязненного участка. Такое явление может быть обусловлено высокой скоростью разложения легких полиаренов в почве. Рядом авторов установлено, что культуры различных микроорганизмов могут эффективно трансформировать исключительно низкомолекулярные ПАУ, в то время как высокомолекулярные полиарены окисляют слабо или не окисляют совсем (Coulon et al., 2005). Легкие ПАУ, поступившие с угольной пылью в почву, подвергались частичной или полной трансформации, что снижало их содержание в почве.

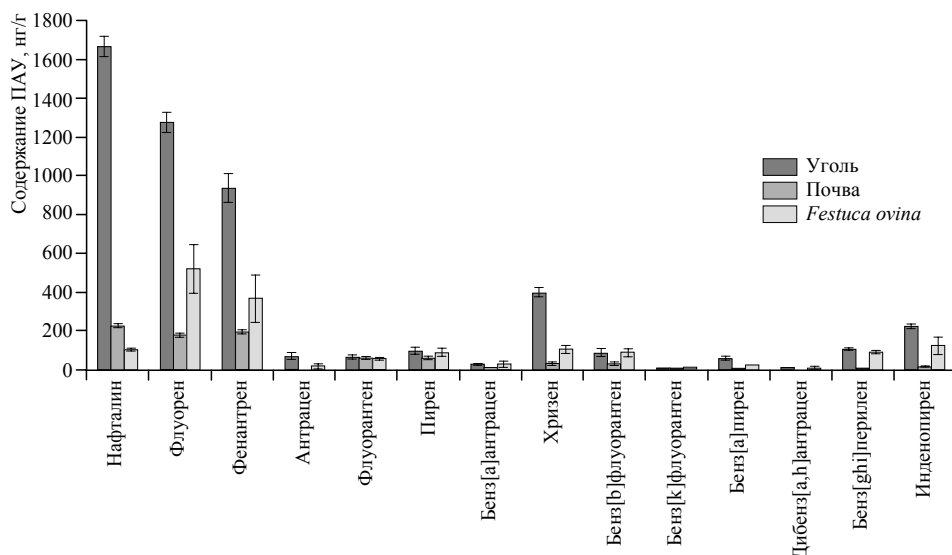


Рис. 1. Содержание индивидуальных ПАУ в угле шахты Юнь-яга, органогенном горизонте почв и *F. ovina* на загрязненном участке, нг/г

В растениях фонового и техногенного участков ПАУ также были представлены преимущественно легкими структурами, такими как нафталин, флуорен и фенантрен – их доля от общей суммы ПАУ в растениях составляло 76 – 99% (табл. 2). Это согласуется с данными, полученными С. Bryselbout с соавторами (2000) при исследовании накопления полиаренов в мятлике обыкновенном вдоль шоссе.

Вследствие повышенной растворимости низкомолекулярные ПАУ имеют более легкий доступ в клетку. В растениях фоновых участков содержатся значительные количества легких полиаренов. Высокое содержание ПАУ в растениях, вероятно, связано с тем, что легкие ПАУ являются необходимыми компонентами растений, участвующими в процессах обмена веществ (Ровинский и др., 1988). На фоновом и загрязненном участках наибольшее содержание ПАУ было отмечено во мхах *P. schreberi*, *P. commune* и травянистых растениях: *D. caespitosa*, *F. ovina*. Наименьшим содержанием ПАУ отличались растения верхнего яруса *B. nana* и *S. lanata*. Для загрязненного участка характерно повышение содержания полиаре-

нов в растениях по сравнению с фоновыми значениями. Максимальные кратности превышения фоновых значений в 3 – 4 раза характерны для *P. rotundifolia* и *P. schreberi*. Для остальных растений кратности превышения составляют приблизительно 2 раза. Следует отметить, что наибольшие кратности превышения содержания ПАУ в растениях загрязненного участка характерны для тяжелых ПАУ (бенз[а]пирена, бенз[ghi]перилена, дибенз[а,h]антрацена, инденопирена, бензо[б]флуорантена, бензо[к]флуорантена). Для этих соединений, за исключением бенз[а]пирена и бенз[ghi]перилена, наблюдали значительное повышение содержания и в почве. Бенз[а]пирен и бенз[ghi]перилен могли попадать в растения с атмосферными аэрозолями, так как в значительных количествах содержались в угле. Легкие полиарены могут образовываться в процессе жизнедеятельности растений. Тяжелые ПАУ в естественных условиях при отсутствии загрязнения содержатся в растениях в минимальных количествах.

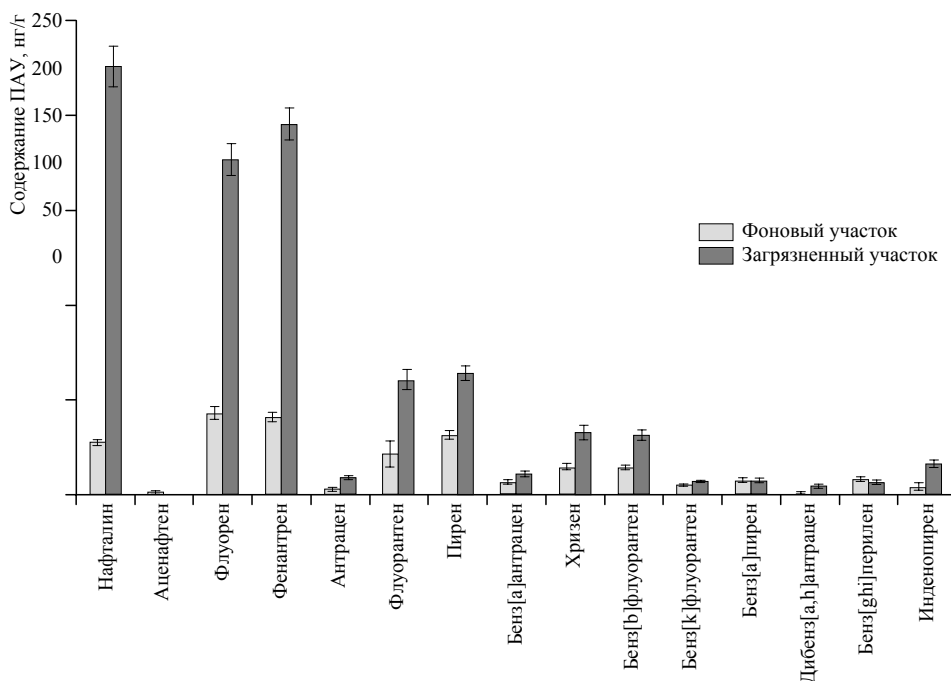


Рис. 2. Содержание индивидуальных ПАУ в органическом горизонте почв фонового и загрязненного участков, нг/г

Биоаккумуляция ПАУ в растениях во многом связана с их физиологическими особенностями, что подтверждается результатами кластерного анализа (рис. 3). Наибольшее сходство в поглощении ПАУ было характерно для кустарниковых видов (*B. nana* и *S. lanata*), которые могли накапливать незначительное количество

Таблица 2

Содержание полиаренов в растениях разных видов на фоновом и загрязненном участке, нг/г ($n = 3$, $P = 0.95$)

ПАУ	<i>Plauozium schreberi</i>		<i>Polytrichum commune</i>		<i>Festuca ovina</i>		<i>Deschampsia caespitosa</i>		<i>Pyrola rotundifolia</i>		<i>Vaccinium uliginosum</i>		<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		<i>Salix lanata</i>		<i>Betula nana</i>	
	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б	А	Б
Нафталин	131.2 44.4	139.4 17.8	97.6 24.6	100.7 4.8	152.2 6.1	106.2 3.3	54.9 19.7	168.9 21.4	48.9 16.4	195.6 31.3	40.3 10.2	32.7 8.2	49.0 15.3	31.8 11.2	40.2 14.9	41.8 11.8	59.2 8.0	40.6 12.4
Флуорен	2.7 1.2	634.7 124.7	9.0 3.4	347.0 80.8	8.1 2.5	518.9 155.8	1.6 0.5	489.2 58.3	0.0 0.0	398.5 63.8	3.8 0.4	217.2 54.3	7.0 1.3	309.0 109.2	0.8 0.2	48.6 16.1	0.8 1.5	84.9 19.9
Фенантрен	175.7 11.0	515.1 77.5	221.6 41.9	247.4 59.5	390.6 53.9	367.2 87.1	993.0 180.4	385.6 38.0	144.2 43.3	263.3 42.1	84.5 14.5	56.6 14.1	373.5 123.5	174.9 21.8	95.2 25.6	21.1 2.7	82.7 21.2	31.8 1.6
Антрацен	113.9 19.8	45.6 16.2	103.6 12.2	18.2 7.7	121.6 22.9	16.5 5.9	50.7 7.7	53.5 0.7	82.5 17.4	8.6 1.4	43.1 11.0	2.8 0.7	152.3 49.8	0.5 0.2	24.5 3.4	1.9 0.3	25.0 10.2	1.4 0.4
Флуорантен	3.1 0.1	164.2 44.4	7.2 3.0	44.5 11.5	5.3 0.9	53.0 9.9	7.1 5.3	175.1 6.7	1.6 0.0	41.5 6.6	2.2 0.4	9.7 2.4	7.6 1.5	30.7 10.9	2.0 0.4	3.8 1.0	2.0 0.6	5.9 1.2
Пирен	30.6 9.3	203.0 62.9	23.8 4.1	75.2 1.9	19.6 2.2	91.4 28.7	9.4 2.2	157.8 7.9	14.5 6.1	0.0 3.1	10.6 2.3	6.3 1.1	44.6 6.4	1.0 0.6	0.6 2.3	3.5 0.2	4.6 1.1	5.7 0.3
Бенз[а]антрацен	17.8 4.8	55.0 12.7	21.9 3.6	21.0 1.1	23.1 8.8	27.7 10.6	21.1 6.7	42.8 3.9	15.0 4.7	19.4 3.1	12.9 2.3	4.2 1.1	22.2 6.4	1.6 0.6	7.4 2.3	1.7 0.2	9.3 1.1	1.7 0.3
Хризен	6.0 1.8	177.0 29.9	4.5 0.9	88.3 19.7	20.9 5.9	105.4 13.2	21.8 3.2	130.3 17.6	1.6 0.5	59.5 9.5	1.3 0.5	11.7 2.9	2.3 0.9	33.6 11.9	0.3 0.0	3.2 0.9	1.1 0.1	5.0 2.7
Бенз[б]флуорантен	40.0 6.9	152.5 10.9	19.0 2.8	58.8 1.8	19.5 4.5	89.4 27.3	7.5 2.4	83.1 15.8	11.1 3.6	0.0 0.0	5.9 1.4	14.9 3.7	13.2 3.4	67.2 23.8	3.4 0.2	1.9 0.5	4.2 0.6	2.8 1.2
Бенз[к]флуорантен	18.9 4.7	11.8 2.4	22.2 6.2	6.5 0.8	10.6 1.2	8.3 0.3	0.0 0.0	11.1 2.1	5.9 1.1	8.6 1.4	5.3 1.6	14.0 4.4	0.9 0.3	0.4 0.2	1.0 0.2	5.6 1.9	0.7 0.3	0.7 0.3
Бенз[а]пирен	3.1 1.3	54.9 4.4	2.7 0.7	13.8 0.7	1.9 0.4	23.8 0.7	8.9 2.2	45.8 1.4	15.1 0.5	15.1 2.4	0.6 1.6	6.3 1.1	2.9 1.2	3.5 1.2	1.0 0.1	0.7 0.1	0.7 0.1	0.6 0.2
Дибенз[а,h]антрацен	10.0 2.2	24.1 7.3	8.0 0.8	14.0 1.4	6.8 1.3	6.6 3.6	2.4 0.6	10.4 2.0	1.3 0.6	0.0 0.0	1.9 0.4	7.0 1.8	3.9 1.3	0.0 0.0	0.4 0.0	0.0 0.0	0.5 0.3	1.2 0.8
Бенз[ghi]перилен	4.1 2.0	204.1 77.0	0.4 0.2	90.1 19.0	2.5 1.3	90.1 17.2	0.0 0.0	159.6 17.2	4.0 1.1	0.0 0.0	0.0 0.0	26.3 6.6	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	1.8 0.9	0.0 0.0	2.7 0.6
Инденопирен	4.8 1.4	147.0 31.3	13.4 5.8	82.8 18.2	3.4 1.3	127.4 28.4	12.4 3.2	126.8 17.5	12.2 2.7	0.0 0.0	0.0 9.6	38.5 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	0.0 0.0	1.9 1.0	0.0 0.0	1.3 0.5

Примечание. А – фоновый участок, Б – загрязненный участок; в числителе – среднее значение, в знаменателе – стандартное отклонение среднего.

полиаренов из атмосферы и характеризовались наименьшим накоплением полиаренов по сравнению с другими исследованными растениями. Высокая степень сходства выявлена для кустарничков (*V. vitis-idaea* и *V. uliginosum*) и для травянистых растений с мощной

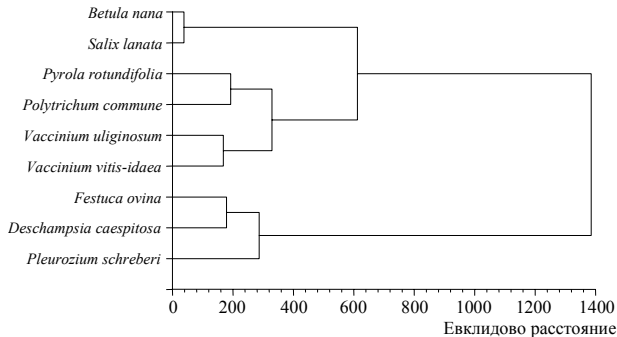


Рис. 3. Диаграмма сходства в накоплении полиаренов разными видами растений в зоне действия шахты «Юнь-яга», метод Варда

Довольно высокая степень сходства в поглощении ПАУ выявлена у *P. commune* и *P. rotundifolia*. Оба растения низкорослые с маломощной подземной частью, характеризуются повышенным накоплением полиаренов, вероятно, поглощают ПАУ в равной степени из почвы и атмосферы. Дендрограмма отражает некоторую степень сходства в накоплении ПАУ *P. commune* и *P. rotundifolia* с накоплением полиаренов растениями кустарничковых форм.

Закономерности накопления полиаренов в *P. schreberi* близки к таковым у травянистых растений. По-видимому, большой вклад в содержание ПАУ в *P. schreberi* вносит их поступление из почвы.

Для оценки эффективности поглощения ПАУ растениями из почвы нами был использован КБП, представляющий собой частное от деления содержания индивидуальных ПАУ в растительной пробе на содержание в органогенном горизонте почвы. На основании расчета КБП все исследованные виды растений можно разделить на группы. Первая группа – мхи *P. schreberi*, *P. commune* и *F. ovina*, для них характерно сильное накопление ПАУ как на фоновых, так и на загрязненных участках (табл. 3). Вторая группа – травянистые растения *P. rotundifolia* и *D. caespitosa*, для них на фоновых участках характерно сильное накопление некоторых ПАУ, относительно ряда полиаренов данные растения отличаются средним и даже слабым накоплением. При повышении содержания ПАУ на загрязненных участках накопление полиаренов данными видами растений усиливается, и уровень накопления всех ПАУ может быть оценен как сильное накопление. Кустарники *V. uliginosum* и *V. vitis-idaea* отличаются сильным накоплением в основном легких полиаренов на фоновом и загрязненном участках.

Такое явление во многом связано с проницаемостью мембран растительных клеток, тяжелые ПАУ менее растворимы в воде и поэтому при низких концентрациях в почве в небольшом количестве транспортируются в растения через корневую

Таблица 3
Коэффициенты биологического поглощения растений разных видов на фоновом и загрязненном участке ($n = 3$, $P = 0.95$)

ПАУ	<i>Pleurozium schreberi</i>		<i>Polytrichum commune</i>		<i>Festuca ovina</i>		<i>Deschampsia caespitosa</i>		<i>Pyrola rotundifolia</i>		<i>Vaccinium uliginosum</i>		<i>Vaccinium vitis-idaea</i>		<i>Salix lanata</i>		<i>Betula nana</i>	
	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б	A	Б
Нафталин	4.8	0.6	3.5	0.4	5.5	0.5	2.0	0.7	1.8	0.9	1.5	0.1	1.8	0.1	1.5	0.2	2.1	0.4
Флуорен	4.1	3.6	5.1	2.0	9.1	2.9	23.1	2.8	3.4	2.3	2.0	1.2	8.7	1.7	2.2	0.3	1.9	1.0
Фенантрен	2.8	2.6	2.5	1.3	3.0	1.9	1.2	2.0	2.0	1.3	1.1	0.3	3.7	0.9	0.6	0.1	0.6	0.3
Антрацен	1.1	5.2	2.5	2.1	1.8	1.9	2.4	6.1	0.5	1.0	0.8	0.3	2.6	0.1	0.7	0.2	0.7	0.3
Флуорантен	1.4	2.7	1.1	0.7	0.9	0.9	0.4	2.9	0.7	0.7	0.5	0.2	2.1	0.5	0.0	0.1	0.2	0.2
Пирен	0.6	3.2	0.7	1.2	0.7	1.4	0.7	2.5	0.5	0.0	0.4	0.1	0.7	0.0	0.2	0.1	0.3	0.2
Бенз[а]антрацен	0.9	5.0	0.7	1.9	3.1	2.5	3.2	3.9	0.2	1.7	0.2	0.4	0.3	0.1	0.0	0.2	0.2	0.3
Хризен	2.7	5.3	1.3	2.7	1.3	3.2	0.5	3.9	0.8	1.8	0.4	0.4	0.9	1.0	0.2	0.1	0.3	0.3
Бенз[б]флуорантен	1.3	4.8	1.5	1.9	0.7	2.8	0.0	2.6	0.4	0.0	0.4	0.5	1.0	2.1	0.0	0.1	0.4	0.2
Бенз[к]флуорантен	0.6	1.7	0.5	0.9	0.4	1.2	1.7	1.6	0.3	1.2	0.1	0.2	0.6	0.1	0.1	0.1	0.1	0.2
Бенз[а]пирен	1.3	7.3	1.0	1.8	0.9	3.2	0.3	6.1	0.2	2.0	0.2	0.8	0.5	0.5	0.1	0.1	0.1	0.2
Дибенз[а,h]антрацен	8.7	5.6	0.8	3.3	5.4	1.5	0.0	2.4	8.7	0.0	2.2	1.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
Бенз[ghi]перилен	0.6	31.6	1.7	14.0	0.4	14.0	1.6	24.7	1.5	0.0	0.1	4.1	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.8
Инденопирен	1.1	9.0	1.4	5.1	0.0	7.8	0.3	7.8	0.0	0.0	0.3	2.4	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.2

Примечание. А – фоновый участок, Б – загрязненный участок; 0.6 и более – сильное накопление, 0.35 – 0.6 – среднее накопление, 0.1 – 0.35 – слабое накопление, 0.0007 – 0.1 – очень слабое накопление.

систему. Отмечали снижение КБП некоторых легких ПАУ на загрязненных участках по сравнению с фоновыми. На загрязненных участках выявлено повышенное накопление тяжелых полиаренов.

Наименьшими КБП ПАУ отличались растения верхнего яруса *S. lanata* и *B. nana*, для них на фоновом участке характерно сильное поглощение легких ПАУ: нафталина, аценафтена, флуорена, фенантрена, антрацена. Для остальных ПАУ поглощение можно оценить как среднее и слабое – для *B. nana*, слабое или очень слабое – для *S. lanata*. На загрязненных участках кустарники отличались слабым и очень слабым поглощением всех ПАУ.

Возможно, снижение накопления полиаренов растениями объясняется включением защитных функций растений в ответ на повышенные концентрации загрязнителей в окружающей среде. Известно, что при повышенных концентрациях ПАУ в почве они могут обволакивать корень растения, что препятствует дальнейшему поглощению полиаренов из почвы.

Согласно средним значениям КБП наибольшей способностью к накоплению ПАУ из почвы отличались *P. schreberi*, *P. commune*, *F. ovina* и *D. caespitosa*, значения КБП для которых составили 2 – 6 единиц, именно эти растения характеризовались максимальным содержанием полиаренов на фоновом и загрязненном участке (рис. 4).

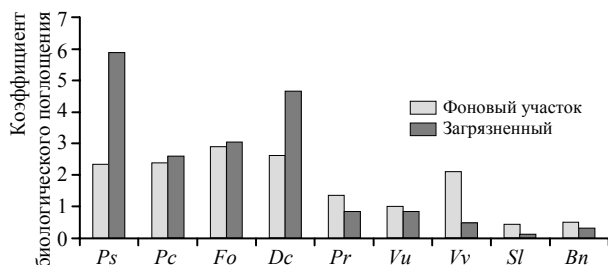


Рис. 4. Средние значения коэффициентов биологического поглощения: *Ps* – *Pleurozium schreberi*, *Pc* – *Polytrichum commune*, *Fo* – *Festuca ovina*, *Dc* – *Deschampsia caespitosa*, *Pr* – *Pyrola rotundifolia*, *Vu* – *Vaccinium uliginosum*, *Vv* – *Vaccinium vitis-idaea*, *Sl* – *Salix lanata*, *Bn* – *Betula nana*

степени загрязнения объектов природной среды (рис. 5). ТΣПАУ почв и таких растений, как *P. schreberi*, *P. commune*, *F. ovina* на фоновом участке была практически одинакова и достигала значений 17 – 18. Для *D. caespitosa*, которая также отличалась высокой поглотительной способностью относительно ПАУ, ТΣПАУ не столь велика, что, вероятно, связано с менее активной биоаккумуляцией тяжелых ПАУ по сравнению с *P. schreberi*, *P. commune*, *F. ovina*. В целом почвы и растения фонового участка характеризовались близкими и относительно невысокими значениями ТΣПАУ.

Установлено, что ТΣПАУ как для почв, так и для растений определялась тяжелыми ПАУ. Вклад 5,6-ядерных полиаренов в ТΣПАУ составлял 59 – 94% для почв и растений фонового участка и 84 – 96% – для загрязненного. На долю

Расчет суммарного показателя загрязнения почв зоны действия угольной шахты «Юнь-яг» полиаренами ($Z_c = 48$) позволяет характеризовать данный участок как территорию с чрезвычайной экологической ситуацией относительно ПАУ.

На основании полученных результатов была рассчитана ТΣПАУ – чувствительная экологическая характеристика для анализа

ОЦЕНКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТУНДРОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ

бенз[а]пирена в первом случае приходилось 20 – 67%, во втором – 29 – 80%, при этом его массовая доля в сумме ПАУ не превышала для растений 2.2%, а для почвы – 3.5%. Значительное увеличение в содержания тяжелых ПАУ в почвах и растениях на загрязненном участке приводило к повышению уровня их ТΣПАУ в 2 раза для почв, в 3 – 14 раз для растений.

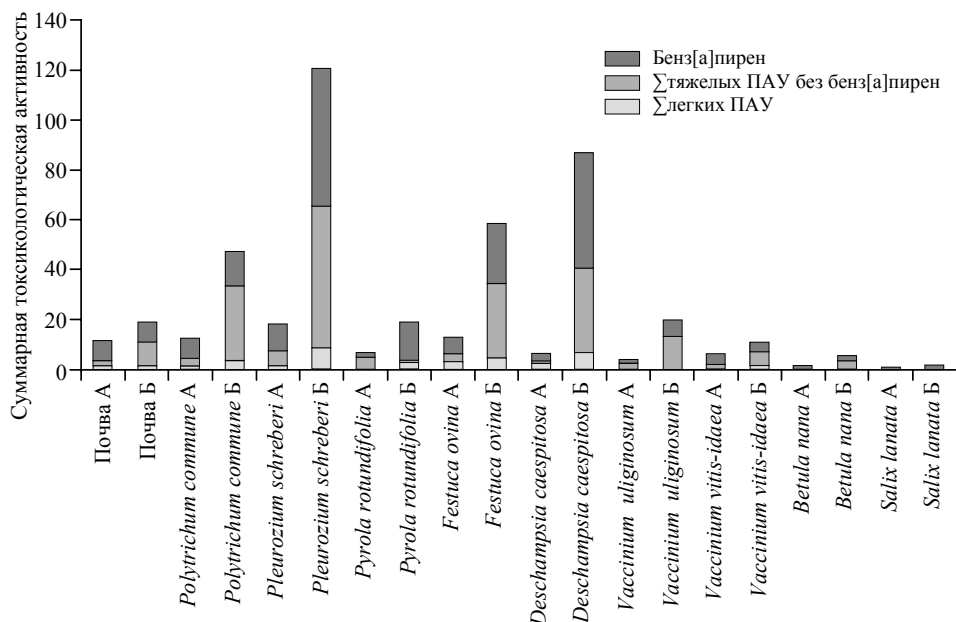


Рис. 5. Суммарная токсикологическая активность почв и растений фонового (А) и загрязненного (Б) участка

Следует отметить, что ТΣПАУ кустарниковых форм была минимальна и почта не отличалась от фоновых значений, что объясняется их низкой аккумулятивной способностью. Наибольшие значения ТΣПАУ отмечены для *P. schreberi*, *P. commune*, *F. ovina* и *D. caespitosa*, отличавшихся наибольшим накоплением ПАУ. *D. caespitosa* в условиях загрязнения активно накапливала тяжелые полиарены, их вклад в ТΣПАУ вырос на 20% по сравнению с фоновым участком.

Повышение содержания тяжелых ПАУ в районе действия угольной шахты ведет к активному накоплению их растениями. Значительные количества тяжелых ПАУ не свойственны живой природе, поэтому активное накопление таких высокотоксичных соединений может приводить к различным тератогенным, токсичным и мутагенным эффектам у растений. Показано, что уже при значениях ТΣПАУ 15 – 25 в растениях *Tradescantia* (clon 02) проявляются различного рода изменения (Яковлева и др., 2011). Токсичность легких ПАУ невелика, но в больших количествах они также могут быть опасны для растений.

Для почв и растений фоновых и антропогенно нарушенных участков были проанализированы критерии оценки техногенности исследуемых ПАУ (табл. 4). Полученные соотношения позволяют констатировать, что ПАУ на исследуемых участках имеют петрогенное происхождение. В фитоценозах зоны воздействия угледобывающей шахты «Юнь-яга» основной источник ПАУ – угольная пыль. В почве и растениях фонового участка ПАУ могли образоваться в результате педогенных процессов и процессов жизнедеятельности растений, а также за счет дальнего переноса частиц угольной пыли из районов расположения угольных шахт. Дополнительного привноса ПАУ от процессов сжигания разного вида топлива на исследуемых участках согласно используемым соотношениям не выявлено.

Таблица 4

Соотношения отдельных ПАУ для почв и растений фонового и аэротехногенно загрязненного участка

Соотношения ПАУ	Почва		<i>Pyrola rotundifolia</i>		<i>Vaccinium uliginosum</i>		<i>Polytrichum commune</i>		<i>Festuca ovina</i>		<i>Pleurozium schreberi</i>	
	Фон	Шахта	Фон	Шахта	Фон	Шахта	Фон	Шахта	Фон	Шахта	Фон	Шахта
А	13.79	22.25	51.17	30.60	19.28	20.01	23.01	22.26	14.32	13.56	36.75	11.29
Б	0.07	0.04	0.02	0.03	0.05	0.05	0.04	0.04	0.07	0.07	0.03	0.08
В	0.68	0.95	0.96	0.00	0.82	1.53	0.85	0.58	1.09	0.59	1.71	0.81
Г	0.96	0.54	0.32	0.13	0.48	0.23	0.30	0.31	0.37	0.36	0.31	0.53
Д	0.41	0.49	0.49	1.00	0.45	0.60	0.46	0.37	0.52	0.37	0.63	0.45

Примечание. А – соотношение Фенантрен/антрацен, Б – Флуорантен/пирен, В – флуорантен/(флуорантен+пирен), Г – антрацен/(антрацен+фенантрен), Д – (пирен+флуорантен)/(хризен+фенантрен).

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Методом высокоэффективной жидкостной хроматографии в органогенных горизонтах почв и растениях южной кустарниковой тундры на фоновом участке и в районе действия угольной шахты «Юнь-яга» было идентифицировано 14 структур ПАУ: нафталин, флуорен, фенантрен, антрацен, флуорантен, пирен, хризен, бенз[а]антрацен, бензо[к]флуорантен, бенз[а]пирен, бенз[ghi]перилен, бензо[б]флуорантен, дибенз[а,h]антрацен и инденопирен. ПАУ в почвах и растениях были представлены в основном легкими структурами. Содержание полиаренов в органогенных горизонтах почв загрязненного участка превышало фоновые значения в 4 раза. Среди растений максимальные кратности превышения фоновых значений в 3 – 4 раза выявлены для *P. rotundifolia* и *P. schreberi*. На фоновом и загрязненном участке наибольшее содержание ПАУ было отмечено во мхах *P. schreberi*, *P. commune* и травянистых растениях: *D. caespitosa* и *F. ovina*. Наименьшим содержанием ПАУ отличались растения верхнего яруса *B. nana* и *S. lanata*. Результаты кластерного анализа свидетельствуют о том, что биоаккумуляция ПАУ в растениях во многом связана с их физиологическими особенностями, наибольшая степень сходства обнаружена у видов одинаковых жизненных форм. На основании расчета коэффициента биологического поглощения выделено 4 группы растений с разной способностью к биоаккумуляции ПАУ: 1 – виды, способные к активной аккумуляции всех ПАУ в условиях загрязнения и при его

ОЦЕНКА ПОКАЗАТЕЛЕЙ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТУНДРОВЫХ ФИТОЦЕНОЗОВ

отсутствии; 2 – виды, активно накапливающие полиарены лишь в условиях загрязнения; 3 – виды с повышенной способностью к биоаккумуляции легких полиаренов и 4 – виды с низкой способностью к биоаккумуляции. Установлено, что токсикологическая активность полиаренов почв и растений исследуемых участков определялась высокомолекулярными ПАУ. Их токсикологическая активность в зоне действия шахты «Юнь-яга» по сравнению с фоновыми участками возрастает в 2 раза для почв и в 3 – 14 раз – для растений. Максимальные значения токсикологической активности этих ПАУ выявлены для мхов и травянистых растений, минимальные – для кустарниковых форм. ПАУ на исследуемых участках имеют петрогенное происхождение. Основным источником ПАУ на загрязненном участке – угольная пыль. В почве и растениях фонового участка ПАУ могли образовываться как в результате педогенных процессов, так и за счет дальнего переноса частиц угольной пыли из районов расположения угольных шахт.

Работа выполнена при финансовой поддержке Программы УрО РАН (проект № 15-2-4-5, № гос. рег. 115082010009).

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

Белых Л. И. Полициклические ароматические углеводороды в природно-техногенных средах Южного Прибайкалья // *Геоэкология. Инженерная геология, Гидрогеология. Геокриология.* 2005. № 6. С. 539 – 551.

Белых Л. И. Распределение полициклических ароматических углеводородов в системе почва – растение // *Почвоведение.* 2009. № 9. С. 1083 – 1089.

Габов Д. Н., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Яковлева Е. В. Закономерности формирования полициклических ароматических углеводородов в почвах северной и средней тайги // *Почвоведение.* 2008. № 11. С. 1134 – 1143.

Габов Д. Н., Безносиков В. А. Полициклические ароматические углеводороды в тундровых почвах республики коми // *Почвоведение.* 2014. № 1. С. 30 – 38.

Дымов А. А., Каверин Д. А., Габов Д. Н. Свойства почв и почвоподобных тел г. Воркута // *Почвоведение.* 2013. № 2. С. 240 – 248.

Критерии оценки экологической обстановки территорий для выявления зон чрезвычайной экологической ситуации и зон экологического бедствия / Министерство природных ресурсов РФ. М., 1992. 68 с.

ПНД Ф 16.1:2.2. 2:3. 39-03. МВИ массовой доли бенз(а)пирена в пробах почв, грунтов, донных отложений и твердых отходов методом ВЭЖХ с использованием жидкостного хроматографа «Люмахром». М., 2003. 27 с.

Ровинский Ф. Я., Теплицкая Т. А., Алексеева Т. А. Фоновый мониторинг полициклических ароматических углеводородов. Л. : Гидрометеиздат, 1988. 224 с.

Родин Л. Е., Ремцов Н. П., Базилевич Н. И. Методические указания к изучению динамики и биологического круговорота в фитоценозах. Л. : Наука. Ленингр. отд-ние, 1968. 143 с.

Хаустов А. П., Редина М. М. Трансформация нефтепродуктов как источник токсичных загрязнений природных сред // *Экология и промышленность России.* 2012. № 12. С. 38 – 44.

Яковлева Е. В., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Габов Д. Н., Василевич М. И. Биоаккумуляция полициклических ароматических углеводородов в системе почва – растение // *Агрохимия.* 2008. № 9. С. 66 – 74.

Яковлева Е. В., Безносиков В. А., Кондратенко Б. М., Хомиченко А. А. Генотоксические эффекты в растениях *Tradescantia (clon 02)* индуцированные бенз[а]пиреном // *Сиб. экол. журн.* 2011. № 6. С. 805 – 812.

Яковлева Е. В., Габов Д. Н., Безносовых 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.

Bispo A., Jourdain M. J., Jauzein M. Toxicity and genotoxicity of industrial soils polluted by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) // Organic Geochemistry. 1999. Vol. 30, № 8. P. 947 – 952.

Bryselbout C., Henner P., Carsignol J., Lichtfouse E. Polycyclic aromatic hydrocarbons in highway plants and soils. Evidence for a local distillation effect // Analusis. 2000. Vol. 28, № 4. P. 290 – 293.

Coulon F., Pelletier E., Gourhant L., Delille D. Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil // Chemosphere. 2005. Vol. 58, № 10. P. 1439 – 1448.

Jian Y., Wang L., Peter P. F., Yu H. T. Photomutagenicity of 16 polycyclic aromatic hydrocarbons from the US EPA priority pollutant list // Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis. 2004. Vol. 557, № 1. P. 99 – 108.

Li W., Chen B., Ding X. Environment and Reproductive Health in China : Challenges and Opportunities // Environmental Health Perspectives. 2012. Vol. 120, № 5. P. A184 – A185.

Nielsen T., Jorgensen H. E., Larsen J. C., Poulsen M. City air pollution of polycyclic aromatic hydrocarbons and other mutagens : occurrence, sources and health effects // The Science of the Total Environment. 1996. Vol. 189 – 190. P. 41 – 49.

Nisbet I. S., La Goy P. K. Toxic equivalency factors (TEFs) for polycyclic aromatic hydrocarbon(PAH) // Regulatory toxicology and Pharmacology. 1992. Vol. 16, № 3. P. 290 – 300.

Yang D., Qi S., Zhang Y., Xing X., Liu H., Qu C., Liu J., Li F. Levels, sources and potential risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in multimedia environment along the Jinjiang River mainstream to Quanzhou Bay, China // Marine Pollution Bull. 2013. Vol. 76, № 1 – 2. P. 298 – 306.