

Сравнительный анализ эффективности методов биоиндикации при мониторинговых исследованиях состояния окружающей среды в Санкт-Петербурге*

М. Г. Опекунова¹, А. Р. Никулина¹,
И. В. Смешко², В. С. Кириченко¹

¹ Санкт-Петербургский государственный университет,

Российская Федерация, 199034, Санкт-Петербург, Университетская наб., 7–9

² Тихоокеанский государственный университет,

Российская Федерация, 680035, Хабаровск, ул. Тихоокеанская, 136

Для цитирования: Опекунова, М. Г., Никулина, А. Р., Смешко, И. В., Кириченко, В. С. (2023). Сравнительный анализ эффективности методов биоиндикации при мониторинговых исследованиях состояния окружающей среды в Санкт-Петербурге. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле*, 68 (2), 331–356. <https://doi.org/10.21638/spbu07.2023.207>

Целью исследований стала оценка эффективности методов биоиндикации при определении состояния окружающей среды на территории Санкт-Петербурга на примере Василеостровского и Пушкинского районов. Изучено содержание химических элементов в почвогрунтах, коре тополя *Populus balsamifera*, листьях *Tilia cordata* и *Betula pendula*, моховых (*Sphagnum angustifolium*) и лишайниковых (*Cladonia stellaris*) ловушках, рассчитан интегральный показатель флуктуирующей асимметрии (ИПФА) листьев липы *T. cordata* и березы *B. pendula*, проведено биотестирование почв с использованием *Daphnia magna* и *Chlorella vulgaris*. Установлено, что основными источниками загрязнения городской среды являются автомобильный транспорт, Балтийский завод в Василеостровском районе и промышленные зоны «Шушары» и «Пушкинская» в Пушкинском районе. Территория парковой зоны Пушкинского района может рассматриваться в качестве условно-фоновой при экологическом мониторинге. Рекомендовано использование флуктуирующей асимметрии листьев древесных пород в биоиндикационных исследованиях только совместно с результатами химического анализа. Кора тополя представляется наиболее удобным биоиндикатором для оценки загрязнения окружающей среды в течение длительного периода, химический состав листьев древесных пород (липы *T. cordata* и березы *B. pendula*) отражает информацию о поступлении поллютантов в течение одного вегетационного периода, анализ химического состава моховых и лишайниковых ловушек позволяет установить поступление загрязняющих веществ за сравнительно короткий период времени и идентифицировать источники загрязнения. Для оценки экологического состояния окружающей среды на основе функции желательности Харрингтона разработан интегральный биоиндикационный показатель (BIP — bioindication integral parameter), учитывающий степень трансформации отдельных компонентов окружающей среды (изменение химического состава растений относительно кларковых (фоновых) значений, проявление флуктуирующей асимметрии листьев древесных пород по сравнению с нормой) под воздействием антропогенной

* Исследование выполнено при поддержке гранта РФФИ № 19-05-00508. Исследования проведены при поддержке государственного задания «Скрининг ключевых индикаторов экологического состояния крупных промышленных агломераций (на примере Санкт-Петербурга)».

нагрузки. Показана эффективность применения VIP для геоэкологической оценки состояния окружающей среды в городах.

Ключевые слова: биоиндикация, биотестирование, металлы, почвогрунты, интегральный биоиндикационный показатель, функция желательности Харрингтона, корка *Populus balsamifera* Vieb., листья *Tilia cordata* L., листья *Betula pendula* Roth., флуктуирующая асимметрия листьев.

1. Введение

Загрязнение городской среды определяется множеством причин и источников — автотранспортом, предприятиями индустрии, энергетики и др., которые формируют комплексные полиэлементные техногенные геохимические аномалии. Среди факторов среды обитания, оказывающих негативное влияние на здоровье людей, основным остается загрязнение атмосферного воздуха, а воздействие химических факторов (загрязнение воздуха, питьевой воды, почвы) на заболеваемость населения достигает 53.85 %¹.

По состоянию на 2020 г. уровень загрязнения воздуха в г. Санкт-Петербурге оценивается как «низкий» (Беляев и Серебрицкий, 2021). Однако еще в 2014 г. он входил в число городов с высоким и очень высоким загрязнением воздуха (Серебрицкий, 2015). Оценка качества окружающей среды в мегаполисе является базисом для принятия решений по снижению негативного воздействия на здоровье населения.

Система традиционных геофизических методов оценки качества окружающей среды, используемая в РФ, зачастую не дает объективной информации о загрязнении (Касимов и Власов, 2015; Водяницкий, 2017). В настоящее время одним из перспективных направлений в оценке окружающей среды признана биоиндикация — метод, основанный на изучении реакции живых организмов на воздействие загрязнения (Шуберт, 1988; Уфимцева и Терехина, 2005; Kord and Kord, 2011; Aslan et al., 2011; Oklo and Asemave, 2012; Fares et al., 2014; Опекунова, 2013; и др.). Биоиндикаторы суммируют все без исключения биологически важные данные об окружающей среде и отражают ее состояние в целом. Благодаря аккумуляции они реагируют даже на слабые изменения, постоянно находятся в среде и отражают как хроническое загрязнение, так и залповые выбросы. Анализ состояния зеленых насаждений — доступный и дешевый метод оценки окружающей среды в условиях города, однако выбор показательного и достоверного индикатора остается задачей, требующей глубоких знаний и практического опыта.

В настоящее время данные о состоянии атмосферного воздуха в Санкт-Петербурге получают путем интервального отбора проб на станциях автоматического мониторинга, последующего их анализа в лаборатории на наличие ограниченного списка веществ и сравнения концентраций веществ с предельно допустимыми концентрациями (ПДК). При таком методе многие токсичные вещества в малых концентрациях, в том числе тяжелые металлы, просто не измеряются из-за сложности и дороговизны определения их наличия инструментальными методами.

¹ Министерство природных ресурсов и экологии РФ (2021). Государственный доклад о состоянии и об охране окружающей среды Российской Федерации в 2020 году. М.: Минприроды России; МГУ им. М. В. Ломоносова.

Кратковременные и залповые выбросы могут быть не зарегистрированы по причине периодичности отбора проб. Кроме того, ограниченное количество станций мониторинга (например, в Василеостровском и Пушкинском районах — по одной станции) не позволяет выявить локальные источники загрязнения и получить детальную картину распределения поллютантов.

Информационный базис, на основе которого принимаются управленческие решения в области экологии, составляет ограниченный объем данных. Ситуацию может изменить внедрение методов биоиндикации, достоверность которых подтверждается многочисленными примерами использования и хорошо изучена теоретически в России и за рубежом. Эти методы включают не только изучение биоты в естественных условиях ее обитания (Уфимцева и Терехина, 2005), но и предполагают проведение различного рода экспериментальных и лабораторных исследований (Alekseeva-Popova et al., 2015). Специфическим индикатором, позволяющим установить источник загрязнения, является химический состав растений, который определяется как внутренними биологическими особенностями видов (Alekseeva-Popova and Drozdova, 2013), так и химизмом среды обитания (Баргальи, 2005). Для оценки загрязнения городской среды широко используется корка древесных пород (Ataabadi et al., 2010; Fares et al., 2014). В том числе в качестве надежных индикаторов загрязнения рекомендованы корка сосны черной *Pinus nigra* L. (Coskun, 2006), калабрийской сосны *Pinus brutia* Ten (Baslar et al., 2009), сосны обыкновенной *Pinus sylvestris* L. и дуба черешчатого *Quercus robur* L. (Klosinska and Tulik, 2011), тополя бальзамического *Populus balsamifera* L. (Опекунова и др., 2011; 2015; Копылова, 2012), тополя лавролистного *Populus laurifolia* Ledeb., лиственницы сибирской *Larix sibirica* Ledeb. (Кошелева и др., 2012) и др. Высокой индикаторной значимостью характеризуются также мхи и лишайники (Бязров, 2002; Анищенко и др., 2015; Baptista et al., 2008; Aslan et al., 2011). Надежным методом, свидетельствующим о реакции биоты на поступления поллютантов в почву, является биотестирование (Бардина и др., 2014; Опекунов и др., 2020; Vuzmakov et al., 2021). Для диагностики трансформации ландшафтов широко применяются геоинформационные технологии (Горохова и др., 2010).

Флуктуирующая асимметрия (ФА) листьев древесных растений используется для определения экологического состояния окружающей среды. К преимуществам метода стоит отнести простоту инструментария, оперативность и дешевизну (Захаров и др., 2000). Сложности использования ФА связаны с трудоемкостью измерений, необходимостью применения точного статистического аппарата для анализа результатов и неоднозначностью интерпретации полученных данных, поскольку нередко ведущую роль в формировании морфологического облика растений играют микроклиматические условия — температурный, ветровой и световой режимы (Лайус и др., 2009; Kozlov, 2017). Кроме того, показатели ФА могут претерпевать значительные флуктуации в разные годы. Увеличение ФА закономерно происходит на барьерах «зеленые насаждения — открытое пространство» (Graham, 2021) и «зеленые насаждения — берег водного объекта» (Опекунова и Башарин, 2014).

Надежными индикаторами представляются физико-химические параметры компонентов среды, в том числе зольность листьев и корки деревьев, концентрации химических элементов (ХЭ) в почвах и тканях растений. Многолетние исследования свидетельствуют о высокой эффективности определения концентраций

ХЭ в системе «почва — растение» для индикации загрязнения окружающей среды (Опекунова и др., 2011; Опекунова и Кошелева, 2015; Уфимцева и Терехина, 2017; Опекунова и др., 2022). Проведение факторного анализа методом главных компонент (МГК) позволяет выявить основные факторы, вносящие вклад в загрязнение территории. При химическом анализе компонентов среды важную роль играет выбор биоиндикатора — вида растения и его органов (корка, листья) для последующего химического анализа (Опекунова, 2013).

Цель исследования — определение наиболее эффективных методов биоиндикации для оценки качества окружающей среды города в условиях многофакторного и поликомпонентного загрязнения.

В связи с поставленной целью авторами были решены следующие задачи:

- 1) произведен обзор антропогенного воздействия и выявлены основные источники загрязнения исследованной территории;
- 2) определено валовое содержание и концентрации подвижных форм химических элементов в почвогрунтах;
- 3) методами биотестирования установлена токсичность почвогрунтов;
- 4) изучен химический состав корки тополя *Populus balsamifera* L., листьев липы *Tilia cordata* L. и березы *Betula pendula* Roth.;
- 5) оценена степень флуктуирующей асимметрии листьев *T. cordata* и *B. pendula*;
- 6) разработан интегральный биоиндикационный показатель с использованием функции желательности Харрингтона.

Объектом исследования стал Санкт-Петербург — многомиллионный мегаполис и крупный промышленный центр, качество атмосферного воздуха в котором определяют выбросы автотранспорта и стационарных источников — теплоэлектростанций и промышленных предприятий. До середины 1980-х годов в воздухе города отмечалось высокое содержание оксидов азота и углерода, диоксида серы и тяжелых металлов. Затем наблюдалось уменьшение концентраций практически по всем загрязняющим веществам, вызванное снижением антропогенной нагрузки в связи с экономическим кризисом, так что к концу 1990-х годов качество воздуха улучшилось. Однако с начала 2000-х годов на фоне снижения суммарных выбросов загрязняющих веществ произошло увеличение доли выбросов от автотранспорта. Наряду с этим в период с 2009 по 2017 г. объем суммарных выбросов от стационарных источников увеличился с 50.4 тыс. т в 2009 г. до 87.3 тыс. т в 2017 г., в настоящее время наблюдается сокращение выбросов с 83.9 тыс. т в 2018 г. до 67 тыс. т в 2020 г. (Беляев и Серебрицкий, 2021).

Помимо влияния выбросов городских стационарных источников и автотранспорта, значительно загрязняют воздух Санкт-Петербурга выбросы предприятий Западной Европы, достигающие территории города с трансграничным переносом. Согласно розе ветров, город чаще продувается ветрами юго-западных (21 %) и западных направлений (23 %), приносящими загрязненный воздух от европейских источников.

По уровню загрязнения окружающей среды Василеостровский район считается одним из самых неблагополучных в городе (Цыпленков, 1994; Горький и Петрова, 2006; Опекунова и др., 2011; 2015; Уфимцева и Терехина, 2014; Беляев и Серебрицкий, 2021). Территория острова отличается правильной планировкой улиц и плотной жилой застройкой. Площадь зеленых насаждений (на январь 2021 г. со-

ставляла 118 га) в последние годы снижается. Так, на январь 1997 г. зеленые насаждения занимали 402 га, на январь 2009 г. — 206 га, на январь 2016 г. — 132 га (Беляев и Серебрицкий, 2021).

Промышленная застройка также имеет высокую плотность, причем большинство предприятий сосредоточено в старой промзоне южной части Васильевского острова (ВО). Наиболее крупные из 48 действующих предприятий — Балтийский судостроительный завод, завод им. Н. Г. Козицкого, Петербургский завод прецизионных сплавов, а также ряд приборостроительных заводов.

Основными источниками загрязнения окружающей среды на территории Пушкинского района (ПР) являются сельскохозяйственные предприятия, несанкционированные свалки, промышленные зоны «Шушары» и «Пушкинская (Восточная)», автомобильный и железнодорожный транспорт, военный аэродром и объекты инфраструктуры аэропорта «Пулково». В районе зарегистрировано 400 производственных предприятий машиностроительной, полиграфической, пищевой, автомобильной, оборонной отраслей промышленности, из них 19 крупных и средних. Общая площадь промышленных зон района составляет 2614 га. Пушкинский район считается одним из наименее загрязненных в Санкт-Петербурге, здесь отмечены значения суммарного показателя загрязнения почв (Z_c), соответствующие «допустимому» уровню загрязнения (Беляев и Серебрицкий, 2021). Одновременно с этим на территории ПР велика площадь зеленых насаждений — 17 624 тыс. м², а промышленное освоение района производится активно лишь в последние несколько лет².

2. Методы исследования

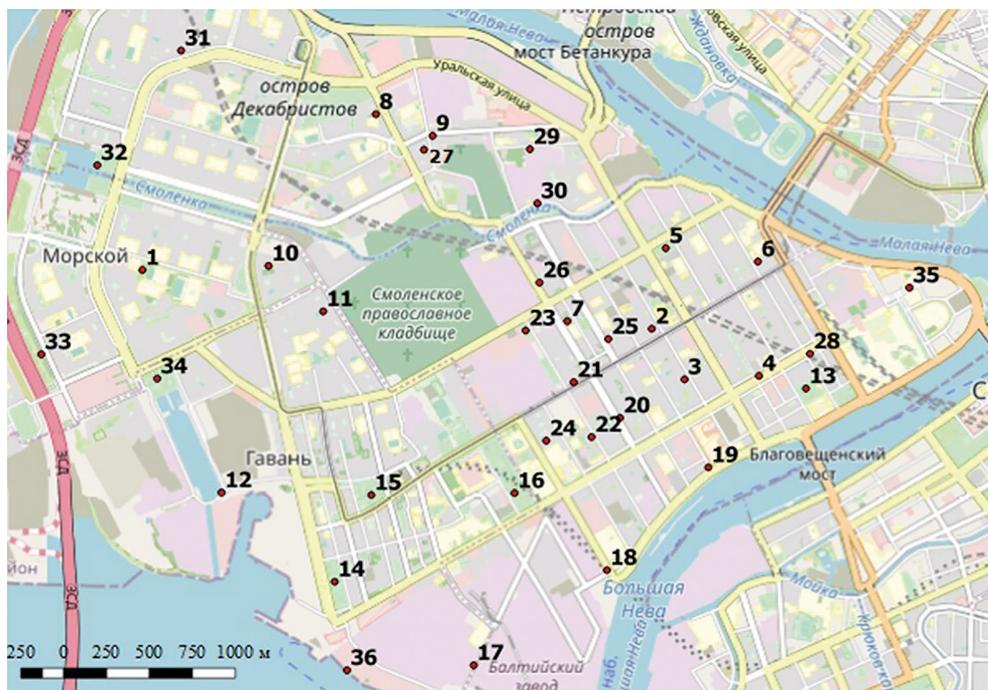
Геоэкологические исследования проводились на сети станций мониторинга (СМ) в Василеостровском и Пушкинском районах г. Санкт-Петербурга (рис. 1) в 2016–2021 гг. (Опекунова и др., 2011; Опекунова и Кошелева, 2015; Опекунова и др., 2022). Для оценки состояния окружающей среды на каждой СМ давалась характеристика застройки, объектов инфраструктуры, локальных источников загрязнения и интенсивности движения автотранспорта. Большое внимание уделялось состоянию зеленых насаждений: изучался видовой состав растительности, определялись наличие суховершинности и класс хлороза листьев липы *T. cordata*.

На СМ производился отбор проб почвогрунтов (далее — почв), корки *P. balsamifera*, листьев *T. cordata* и *B. pendula*, были установлены моховые (*Sphagnum angustifolium*) и лишайниковые (*Cladonia stellaris*) ловушки (Сенькин и др., 2000; Опекунова и др., 2011). Пробы грунта отбирались из верхнего горизонта методом конверта; корка тополя — по возможности, с 3–5 деревьев со средней высоты 1.3 м по всей окружности ствола; листья — с 10 одновозрастных деревьев на разных столах света и ветвях различной высоты.

Измерение морфометрических параметров листьев осуществлялось для 20 экземпляров с каждой СМ по четырем парным морфологическим признакам, интегральный показатель флуктуирующей асимметрии (ИПФА) рассчитывался как

² Администрация Пушкинского района Санкт-Петербурга. Отдел экономического развития (2019). Паспорт Пушкинского района Санкт-Петербурга. СПб.: Администрация Пушкинского района Санкт-Петербурга, 61.

а



б

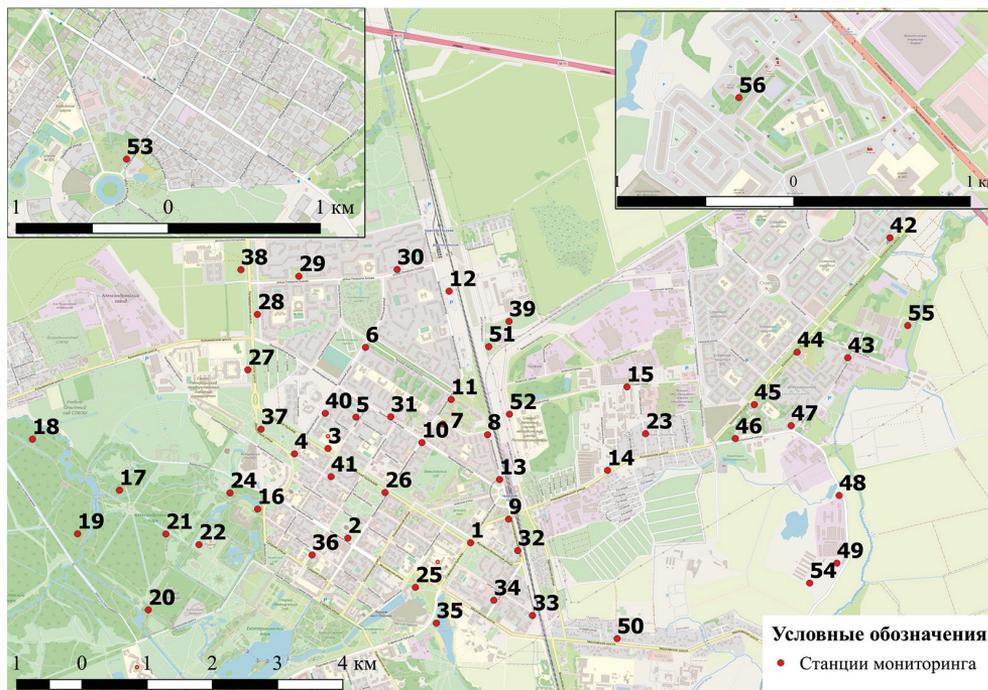


Рис. 1. Схема расположения станций мониторинга на территории Василеостровского (а) и Пушкинского (б) районов Санкт-Петербурга. Составлено на основе OpenStreetMap

среднеарифметическое по всем параметрам для всех листьев, измерения и интерпретацию результатов производили в соответствии с указаниями (Захаров и др., 2000; Опекунова и Башарин, 2014).

Анализ рН, зольности корки и концентраций в ней сульфатов, подготовка проб к химическому анализу, а также биотестирование почв с использованием *Daphnia magna* и *Chlorella vulgaris* осуществлены в лаборатории физико-химического анализа Санкт-Петербургского университета согласно лабораторным методикам³ (Опекунова и др., 2015), определение валового содержания металлов (Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Sb, Sc, Sr, V, Zn) с полным кислотным разложением проб почв выполнено методом масс-спектрометрии с индуктивно-связанной плазмой (ИСП-МС) на приборе ELAN 6100 DRC в Центральной лаборатории ВСЕГЕИ им. А. П. Карпинского. Содержание подвижных форм химических элементов в почвах и валовое содержание ХЭ в растениях (Ba, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, K, Mn, Na, Ni, Pb, Sr, Ti, V, Zn) определено в ресурсном центре «Методы анализа состава вещества» СПбГУ, аналитик В. Н. Григорьян.

Суммарный показатель загрязнения почв вычислялся по формуле

$$Z_c = \sum \frac{C_i}{\text{ПДК}} - (n-1),$$

где C_i — концентрация i -го ХЭ в почве; n — общее количество ХЭ, используемых в расчетах⁴.

Коэффициент подвижности ХЭ в почвах рассчитывался как отношение концентраций подвижных форм элементов к их валовому содержанию. Коэффициент биологического поглощения A_x — как отношение концентраций ХЭ в растениях к валовому содержанию в почве; коэффициент биогеохимической подвижности B_x — как отношение концентрации ХЭ в растениях к содержанию подвижных форм ХЭ в почве (Касимов и др., 2014).

Для оценки состояния окружающей среды в городах был рассчитан интегральный биоиндикационный показатель VIP с использованием функции желательности Харрингтона (Опекунов и Опекунова, 2014), который учитывает степень превышения концентраций ХЭ в растениях по сравнению с кларком (Добровольский, 1998) и изменение ИПФА относительно нормы, равной 0.040 (Захаров и др., 2000). Весовым коэффициентам на ВО присвоены следующие значения: корка тополя $\alpha_{кт}$, лишайник $\alpha_{л}$ — по 0.3; листья липы $\alpha_{лл}$ и их ИПФА ($\alpha_{фАл}$) — по 0.2; в ПР весовые коэффициенты имеют значения: $\alpha_{кт}$, $\alpha_{л}$ и мох $\alpha_{м}$ — по 0.2; $\alpha_{лл}$ и листья березы $\alpha_{лб}$, а также их ИПФА ($\alpha_{фАл}$ и $\alpha_{фАб}$) — по 0.1.

³ Токсикологические методы контроля. Методика измерений количества *Daphnia magna Straus* для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления методом прямого счета (2014). Федеральная служба по надзору в сфере природопользования. М.; Токсикологические методы контроля. Методика измерений оптической плотности культуры водоросли хлорелла (*Chlorella vulgaris Beijer*) для определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из грунтов, почв, осадков сточных вод, отходов производства и потребления (2014). Федеральная служба по надзору в сфере природопользования. М.

⁴ Санитарные правила и нормы САНПИН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания» (2021). Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора. М.

Математическая обработка результатов осуществлена с использованием описательной статистики в программе Excel. Многомерный статистический анализ геохимических данных проведен на основе факторного анализа методом главных компонент в программном пакете Statistica.

3. Результаты исследований

3.1. Химический состав почвогрунтов

Почвы ВО характеризуются нейтральной реакцией среды с pH 7.41 (размах выборки 6.35–8.13), что объясняется влиянием промышленных предприятий и ТЭЦ, в выбросах которых содержатся подщелачивающие вещества (Ильин, 1991), а также применением песчано-солевой смеси в зимний период, использованием извести в штукатурке зданий, выветриванием строительных конструкций и пр.

В валовом содержании ХЭ в почвах ВО наблюдаются существенные различия, обусловленные воздействием локальных источников загрязнения и особенностями функциональных зон, в которых расположены СМ (табл. 1, приложения 2.1, 2.3⁵). Большинство проб характеризуются высокими концентрациями Pb, Zn, Co, Cu, Fe и Ba с превышениями нормативов в 6–13 раз.

Таблица 1. Статистические параметры валового содержания некоторых ХЭ в почвогрунтах Василеостровского ($n=28$, в числителе) и Пушкинского ($n=41$, в знаменателе) районов

Параметры		Среднее	Min	Max	ПДК/ОДК	Кларк	
Классы опасности ХЭ в почве	I	Cd	0.47 ± 0.24 0.39 ± 0.06	0.25 0.21	3.3 1.0	2.0	0.35
		Pb	116 ± 27 56 ± 17.1	41 16.8	376 50	130	12.0
		Zn	408 ± 107 150 ± 28	111 50	1470 429	220	90
	II	Co	13.5 ± 2.1 7.9 ± 0.64	5.1 3.6	30 14.2	–	8.0
		Cr	47 ± 8.2 42 ± 4.4	16.1 6.8	125 82	–	70
		Cu	110 ± 27 37 ± 7.2	29 14.8	369 157	132	30
		Ni	26 ± 3.9 16.0 ± 1.2	9.9 8.8	61 25	80	50
	III	Ba	779 ± 35 585 ± 28	643 423	988 852	–	500
		Mn	550 ± 56 471 ± 33	250 200	850 674	1500	1000
	без кл. опасности	Fe	28200 ± 3100 26400 ± 2500	12700 15200	50200 52300	–	40000

Примечание. Кларки указаны в соответствии с Требованиями к геохимической основе государственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1:1000000 (новая редакция) (2005).

⁵ Здесь и далее приложения 2.1–2.13 можно найти по электронному адресу: <https://escjournal.spbu.ru/article/view/14419/10598>. Приложения даны в авторской редакции.

В содержании подвижных форм ХЭ в почвах выявлена высокая вариабельность: концентрации Co, Cr, Mn, Ti, Fe, Ba, V ниже нормативов (приложение 2.2). Для большинства проб характерно превышение ПДК Pb, Zn и Cd. Наибольшая подвижность характерна для Cd (до 96 % от валового содержания), а наименьшая — для Fe (0.1 %) и Cr (0.3 %).

По общему уровню загрязнения почвогрунтов выделяются СМ, расположенные рядом с Балтийским заводом и АЗС. Металлами-индикаторами загрязнения от автотранспорта и промышленных предприятий являются Cu, Ni, Zn и Pb. Так, в почвогрунтах вблизи автомагистралей и крупных перекрестков отмечено накопление подвижных форм Pb (превышения ПДК в 2.5–6 раз), Zn (в 1.5 раза), что объясняется загрязнением при истирании автомобильных покрышек и выхлопными газами автомобилей в период, когда Pb использовался в качестве антидетонационных присадок. Концентрации подвижных форм Cu и Ni, входящих в состав антикоррозионных покрытий автомобилей, превышают ПДК в 1.5 и 3 раза соответственно на 23-й линии ВО (СМ 18), в 33 раза ПДК Cu превышена на Новосмоленской набережной (СМ 32).

В Академическом саду при Академии художеств, где практикуются будущие художники, концентрации подвижных форм Cd в почве в 5.4 раза выше норматива, что согласуется с высоким валовым содержанием этого металла в почвах, обнаруженным в ходе проведенных исследований, и с результатами анализа почв в предыдущие годы (Опекунова и др., 2011). Хроническое загрязнение почвогрунтов объясняется применением практически во всех видах живописи кадмиевых красок, содержащих в своем составе сернистый кадмий.

Суммарный показатель загрязнения Zc в среднем для территории ВО составил 64, что соответствует «опасной» категории загрязнения почв. Высокие значения Zc характерны для почв промышленной зоны (Zc = 65) и площадок, находящихся на перекрестках и улицах с интенсивным движением (Zc = 66). Наименьший показатель получен для почв закрытых дворов-колодцев (Zc = 35), в которых практически отсутствует нагрузка от автомобильного транспорта и расположенных рядом автодорог; в почвах парков он увеличивается до 40.

Для почв ПР характерна нейтральная и слабощелочная реакция (рН от 6.9 до 8.1) при среднем значении рН 7.6. Валовое содержание ХЭ сильно варьирует (табл. 1). Так, некоторые СМ (7, 5, 8, 10, 15; рис. 1, б) характеризуются повышенными концентрациями Pb, Zn, Cu относительно кларков⁶ (Требования..., 2005) и ОДК⁷. Концентрации большинства ХЭ в почвах ПР сопоставимы с кларками, отмечена обедненность почв Cr (в 1.7–2.1 раза), Fe (1.5), Mn (1.6–2), Ni (3), Sr (1.7–2.4), V (2) по сравнению с кларковыми значениями. Суммарный показатель загрязнения Zc не превышает 3, что указывает на низкий уровень загрязнения территории. Почвы парков г. Пушкина отличаются более низкими концентрациями ХЭ в почвах по

⁶ Требования к геохимической основе государственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1:1000000 (новая редакция) (2005). Министерство природных ресурсов Российской Федерации. Федеральное агентство по недропользованию. М.: ИМГРЭ.

⁷ Санитарные правила и нормы САНПИН 1.2.3685-21 «Гигиенические нормативы и требования к обеспечению безопасности и (или) безвредности для человека факторов среды обитания» (2021).

сравнению с ВО, что позволяет использовать данную территорию в качестве условно-фоновой при проведении мониторинга.

МГК (приложение 2.13) отразил преобладание фактора подстилающей горной породы в формировании химического состава почв ПР (вес фактора 59.9%). На ВО влияние подстилающих пород снижается до 43.6%. Аэротехногенное загрязнение в ПР вносит вклад на уровне 26.0%. Среди агентов аэротехногенного загрязнения можно выделить две группы ХЭ: Pb, Cu, Zn, Ba — индикаторы загрязнения атмосферного воздуха в результате эксплуатации автотранспорта и Fe, Mn, Cr, Zn — металлы, поступающие главным образом в результате деятельности промышленных предприятий. На ВО вклад от перечисленных групп ХЭ составляет 23.5 и 16.5% соответственно.

3.2. Химический анализ корки *Populus balsamifera*

Надежным индикатором поступления в атмосферный воздух SO_2 , CO, HF, HCl, H_2S , NO_x является кислотность корки древесных пород, рН которой при выпадении кислотных осадков может снижаться до 3.5–4.0 и менее (Опекунова и др., 2015). На исследованной территории кислотность корки тополя составляет в среднем 6.43 ± 0.25 и 6.64 ± 0.19 в Василеостровском и Пушкинском районах соответственно. Более высокие показатели отмечены вблизи жилых строений и во внутренних дворах, что связано с подщелачивающим эффектом городских построек и закрытым дворовым пространством.

Индикатором нарушений в массообмене растений служит возрастание их зольности (Опекунова и др., 2015). Зольность корки тополя находится в диапазоне 4.98–9.27%, что хорошо согласуется с литературными данными (Уфимцева и Терехина, 2017). На ВО зольность в среднем равна $8.87 \pm 0.77\%$, в то время как в г. Пушкине ее значения возрастают до 10.06 ± 1.04 (приложение 2.4). Обращают на себя внимание высокие показатели зольности (более 10%) на СМ с интенсивным автомобильным движением и большим количеством гаражей. Наименьшая зольность (5.5–8.3%) отмечена в закрытых дворах и на площадках с зелеными насаждениями. При увеличении зольности корки возрастает величина рН ($r=0.51$).

Анализ химического состава корки *P. balsamifera* на ВО показал повсеместные превышения кларков (Добровольский, 1998) для большинства ХЭ, за исключением Co, Mn и Ti, что указывает на высокий уровень загрязнения (приложения 2.5 и 2.6). В ПР превышения кларков отмечены для Cd, Co, Fe, Pb, Zn, концентрации Cd и Pb тем не менее ниже в два раза по сравнению с ВО. Корка тополя вблизи автодорог (а в ПР и около железной дороги), АЗС отличается превышениями кларков Cd в 3.7–20 раз, Pb — в 4–11 раз, Zn — в 2.6–18 раз. Накопление Cr, V, Cd, Co в корке наблюдается около промышленных предприятий на ВО — Балтийского завода и Меховой фабрики «Рот-Фронт» (в 14, 16–18, 29 и 30 раз соответственно). В закрытых дворах снижаются концентрации практически всех ХЭ, однако их концентрации выше кларков (Cd в 4–10 раз; Co до 3 раз; Fe до 1.5 раз; Pb в 1.6–4 раза; Zn в 2.6–6 раз).

Ведущая роль автотранспорта в загрязнении атмосферного воздуха в Санкт-Петербурге подтверждается накоплением ХЭ на СМ с интенсивным автомобильным движением. Превышены кларки Ba, Cd, Co, Cu, Fe, Ni, Pb, V, Zn, индуцирую-

щих загрязнение выхлопными газами, продуктами истирания резины и коррозии металла.

Данные о концентрациях ХЭ в корке *P. balsamifera* и почвогрунтах согласуются между собой, что подтверждает эффективность использования корки тополя для фитоиндикации. СМ с высокими концентрациями металлов в почвах характеризуются повышенными содержаниями тех же ХЭ в корке тополя (обнаружены значимые коэффициенты парной корреляции для Cd — 0.42; Ni — 0.44, $p=0.05$). Большой сопоставимостью отличаются концентрации подвижных форм ХЭ в почвах и содержание металлов в корке тополя (на ВО коэффициенты парной корреляции равны для V — 0.42; Cd — 0.64; Zn — 0.76, $p=0.05$).

МГК указывает на ведущую роль аэротехногенного загрязнения (74.5 % на ВО и 71.0 % в ПР) в формировании химического состава корки тополя. ХЭ — индикаторами выступают Cd, Co, Cr, Ni, Pb, Ba, Cu, Mn. Химический состав почв оказывает меньшее влияние (10.9 % на ВО и 15.4 % в ПР) с доминированием Zn, Fe, Mn. Подкисление корки тополя атмосферными осадками, содержащими оксиды серы, определяет химический состав корки на ВО на 4.1 %.

3.3. Химический анализ листьев *Tilia cordata* и *Betula pendula*

В Василеостровском районе значения зольности листьев липы не коррелируют ($r=-0.04$, $p=0.05$) с зольностью корки тополя, хотя средние значения примерно сопоставимы (8.87 % у тополя против 9.29 % у липы). Листья отличаются гораздо меньшими концентрациями ряда ХЭ по сравнению с коркой, поскольку поступление ХЭ происходит за один сезон (приложение 2.7): концентрации V ниже в 26 раз; Pb — в 13.6 раза; Cd — в 16 раз; Zn — в 5.7 раза; Cr — в 4 раза; Ni — в 2.8 раза; Ti — в 2.3 раза; Fe — в 2 раза. По ряду ХЭ получена математически достоверная зависимость между содержанием их в листьях *T. cordata* и концентрацией в почве: коэффициенты корреляции для валового содержания Cd и Cr составили 0.66 и 0.63 соответственно (критическое значение 0.36 при $p=0.05$); для подвижных форм: Cr — 0.50; Ni — 0.66. По результатам корреляционного анализа можно сделать вывод, что при накоплении в почвах Cr (как валовое содержание, так и подвижные формы) в листьях увеличиваются содержания Cr, Fe, Ni, V и Zn — кроны деревьев выступают биогеохимическим барьером на пути ХЭ — индикаторов антропогенного воздействия. При высоких концентрациях Pb и Zn в почвах в листьях снижается содержание Mn ($r=-0.51$), Sr (-0.44) и Ti (-0.41).

В Пушкинском районе зольность листьев липы изменяется от 5.71 до 11.50 % при среднем значении 9 %. Зольность листьев березы несколько меньше и составляет в среднем 7.80 % (предел варьирования 4.43–12.02 %). Повышенные значения отмечены на СМ, находящихся вблизи железнодорожных путей, автодорог с интенсивным движением, самые низкие показатели — в Александровском парке (4.43–5.63 %).

В листьях липы *T. cordata* концентрации большинства ХЭ не превышают кларки (приложение 2.8). Увеличение содержаний Cu, Fe, Pb, Sr, Zn в 1.5–6.6 раза наблюдается на СМ по улицам Железнодорожная, Ленинградская и по Петербургскому шоссе. Наибольший Zc для листьев липы (13.1) получен на СМ 32 (ул. Железнодорожная, 8), здесь вследствие близости к железной и автодорогам повышены

концентрации Cu (в 1.7 раза), Fe (в 1.9 раза), Ba (в 2.2 раза), Zn (в 4.8 раза), Pb (в 6.6 раза) относительно кларков. СМ, расположенные в Александровском парке, являются условно фоновыми при проведении экологического мониторинга, концентрации ХЭ там ниже по сравнению со станциями в городских кварталах.

Betula pendula характеризуется ярко выраженными биогеохимическими особенностями — концентрации Ba (в 2.4 раза), Cd (в 8.1 раза), Zn (в 5.9 раза) превышают кларки, а рассчитанные Zc в ряде случаев больше аналогичных коэффициентов для листьев липы в 2–10 раз (табл. 2, приложение 2.9), что хорошо согласуется с литературными данными (Иванова, 2012; Ветчинникова и др., 2013).

Таблица 2. Показатели суммарного загрязнения, рассчитанные для различных компонентов среды

Параметр		Суммарные показатели загрязнения Zc						
		Валовое содержание ХЭ в почве	Подвижные формы ХЭ в почве	ХЭ в корке <i>P. balsamifera</i>	ХЭ в листьях <i>T. cordata</i>	ХЭ в листьях <i>B. pendula</i>	ХЭ в <i>S. stellaris</i>	ХЭ в <i>S. angustifolium</i>
Обобщенная выборка	среднее min–max	$\frac{2.5}{1.1-6.7}$	$\frac{4.7}{1.1-33.1}$	$\frac{22.0}{5.3-48.6}$	$\frac{2.9}{1.1-13.1}$	$\frac{8.8}{3.3-22.5}$	$\frac{24.3}{5.2-57.2}$	$\frac{43.1}{6.2-96.1}$
Василе-островский район	среднее min–max	$\frac{2.6}{1.1-6.7}$	$\frac{4.7}{1.1-33.1}$	$\frac{26.5}{5.3-48.6}$	$\frac{2.6}{1.2-5.8}$	н/д	$\frac{20.2}{11.0-33.0}$	н/д
Пушкинский район	среднее min–max	$\frac{2.0}{1.2-3.4}$	н/д	$\frac{17.9}{6.7-38.2}$	$\frac{3.3}{1.1-13.1}$	$\frac{8.8}{3.3-22.5}$	$\frac{28.9}{5.2-57.2}$	$\frac{43.1}{6.2-96.1}$

Примечание. Отсутствие данных в таблице обозначено н/д.

Расчеты A_x и B_x для листьев отразили высокую разнородность выборок. Для ВО характерны чрезвычайно низкие A_x : значения больше 1 получены только для Cd в корке тополя, а в среднем составляют 1.65 при максимуме 4.00 (СМ 17). В ПР ряд ХЭ (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn) в меньшей степени вовлечен в биогеохимический круговорот, значения A_x для листьев липы меньше в два раза по сравнению с ВО. Значения A_x подтвердили высокую аккумуляционную способность листьев березы (Ba в 3.2 раза; Cd в 10.9 раза; Sr в 211 раз; V в 11.8 раза; Zn в 4.7 раза), что хорошо согласуется с литературными данными (Иванова, 2012; Ветчинникова и др., 2013). Накопление Co, Cr, Fe, Pb сопоставимо с аналогичными значениями для листьев *T. cordata*. Листья липы выступают лучшими аккумуляторами Cu, Mn, Ni (концентрации выше в 1.5–2.5 раза).

Практически по всем ХЭ прослеживается слабая зависимость изменений концентраций в почве и в листьях, это дает основание предполагать, что основным источником загрязнения древесных растений являются приземные слои воздуха, включая выхлопные газы автотранспорта. Пространственное распределение условно чистых и загрязненных участков отличается мозаичностью. Наиболее чистыми в ПР являются СМ в Александровском парке, увеличение концентраций ХЭ наблюдается на СМ 4, 5, 14, 23 и 28 (см. рис. 1, б). На территории Пушкинского района необходимо контролировать поступление в атмосферный воздух Ba, Ca, K,

Fe и Sr, источниками которых могут быть автосборочный завод Toyota, железная дорога, а также шоссе с интенсивным движением и частыми светофорами и единственный бытовой мусор.

В эколого-геохимических исследованиях в качестве индикаторов нарушений широко применяются соотношения концентраций элементов в органах растений. Для Василеостровского и Пушкинского районов соотношение концентраций Fe/Mn в листьях *T. cordata* колеблется около 10.2 и 5.8 соответственно; в листьях *B. pendula* в ПР — 5.6; тогда как норма находится на уровне 3–4 (Кабата-Пендиас и Пендиас, 1989). Показатель Pb/Mn характеризует соотношение техногенного и биофильного элементов (Касимов и др., 2014); в ПР это соотношение меньше практически в пять раз по сравнению с ВО (0.006 против 0.029), что указывает на относительно чистые условия в Пушкинском районе по сравнению с промышленным центром города.

Факторный анализ (приложение 2.13) выявил высокую степень влияния аэро-техногенного загрязнения (ХЭ — индикаторы: Cd, Cr, Ni, Pb, Ti, V, Cu, Ba, Mn, Zn и Sr) на химический состав листьев (на ВО 77.1 %, в ПР 53.8 — 58.3 %). Породный фактор проявляется через накопление Fe, Na, K и Zn (вес 11.4–16.2 %).

3.4. Морфологические биоиндикационные показатели

В Василеостровском районе флуктуирующая асимметрия (ФА) листьев *T. cordata* указывает на V уровень (Захаров и др., 2000) загрязнения («очень грязно»), величина интегрального показателя варьирует от 0.039 ± 0.013 на Железноводской ул. (СМ 9) до 0.169 ± 0.034 в Опочининском саду (СМ 14). Уровень в III балла ФА присвоен СМ в северо-западной части района. Наибольшая ФА характерна для открытых пространств с оживленными автомагистралями и промышленными предприятиями; наименьшая — для центральной части района.

Отмечено увеличение степени хлороза и ФА листьев липы по мере приближения к источникам загрязнения атмосферного воздуха. Коэффициент ранговой корреляции между этими параметрами составил 0.13 ($p=0.05$); это связано с тем, что ИПФА отражает реакцию деревьев на изменение окружающей среды в течение более длительного времени, не позволяя установить мгновенную реакцию растений, в то время как хлороз может проявляться в течение нескольких часов/дней после того или иного воздействия.

Хлороз листьев липы согласуется с накоплением Ba, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Ti (r_s от 0.42 до 0.77) и зольностью корки тополя ($r_s=0.34$). ФА предпочтительно рассматривать как интегральный показатель нарушений, происходящих в организмах, поскольку она практически не обнаруживает устойчивых связей с концентрациями ХЭ (за исключением Cr). Основными источниками, влияющими на подкисление почв и фитомассы в условиях городской среды, являются оксиды S и N. В ходе проведенных исследований не обнаружено значимой корреляции между содержанием ХЭ и рН почв и корки тополя, что указывает на низкий вклад подкисляющих выбросов в многокомпонентное загрязнение городской среды. Значительный вклад в повышение зольности корки вносят Cu, Mn и Zn, коэффициенты парной корреляции равны 0.41, 0.47 и 0.61 ($p=0.05$) соответственно.

Значения ФА листьев липы на территории Пушкинского района существенно изменяются в зависимости от внешних факторов воздействия от 0.0002

до 0.031 при среднем значении 0.010, что соответствует отличному состоянию окружающей среды (Захаров и др., 2000). Аналогичные значения получены для березы — от 0.0002 до 0.030 при среднем 0.010. Самые высокие показатели зафиксированы на ул. Ленинградская, 47 (СМ 31); ул. Генерала Хазова, 6 (СМ 29); пересечение ул. Магазейная, 2 и ул. Школьная, 1 (СМ 4), что связано с локальными источниками загрязнения — свалками бытового мусора и наличием АЗС. На примере ПР показано, что при понижении рН корки тополя асимметрия листьев *B. pendula* и *T. cordata* увеличивается ($r = -0.64$ и -0.73 соответственно). ФА в значительной степени согласуется с накоплением Cr (r для корки тополя — 0.78; для листьев липы — 0.75) в растениях.

Вместе с тем полученные значения ИПФА для липы и березы не отличаются высокой степенью сходимости ($r = 0.18$). Асимметрия листьев *B. pendula* в большей степени соотносится с концентрациями Co ($r = 0.71$), в то время как ФА *T. cordata* согласуется с накоплением Cr в корке тополя ($r = 0.75$). Кроме того, при повышении зольности корки тополя ($r = -0.87$) и концентраций Co ($r = -0.57$) значения ИПФА *B. pendula* уменьшались. ИПФА *T. cordata* также уменьшались при увеличении зольности ($r = -0.77$) и концентраций Ni (-0.85) в корке тополя.

В связи с вышеизложенным применение ФА можно рекомендовать в качестве одного из методов для оценки состояния окружающей среды в городах только вместе с рассмотрением химического состава компонентов среды.

3.5. Химический анализ лишайниковых *Cladonia stellaris* и моховых *Sphagnum angustifolium* ловушек

Анализ средних значений содержания ХЭ в *C. stellaris* на ВО после экспонирования отразил увеличение концентраций Cr в 16 раз; Zn в 2.4 раза; Cu, Fe в 2 раза; Mn в 1.6 раза (приложение 2.10). В Пушкинском районе, кроме того, аккумулировался Pb — увеличение концентраций в 15 раз, Cr — в 11 раз, Fe — в 3 раза, Mn — 2 раза, Cu и Zn — в 1.5 раза (приложение 2.11). Содержания Ni, Co и Cd изменились незначительно. *Sphagnum angustifolium* проявил большую способность к накоплению ХЭ в г. Пушкине (приложение 2.12). Так, концентрации Pb возросли в 32 раза, Fe — в 4.5 раза, Cr — в 3 раза, Cu, Mn и Co — в 2 раза. Содержания Zn, Cd и Ni изменились незначительно. Наибольшая кратность увеличения концентраций ХЭ характерна для СМ около крупных автодорог (Колпинское, Московское шоссе и шоссе Подбельского), а также на участках в частном секторе (ул. 2-я Краснофлотская).

Исследования показали, что при экологическом мониторинге показательно использовать как моховые, так и лишайниковые ловушки. Вместе с тем корреляционный анализ отразил невысокую степень сопоставимости результатов: значимые коэффициенты корреляции Пирсона ($p = 0.05$) получены для пар Mn (*S. angustifolium*) — Co (*C. stellaris*) $r = 0.53$; Fe (*S. angustifolium*) — Zn (*C. stellaris*) $r = 0.48$. Поэтому использование двух тест-объектов необходимо для составления максимально полной картины о загрязнении окружающей среды. Факторный анализ (приложение 2.13) подтвердил доминирование загрязнения атмосферного воздуха в формировании химического состава лишайниковых (вес фактора 87.2% на ВО и 90.6% в ПР) и моховых (вес фактора 68.1%) «ловушек».

3.6. Биотестирование почвогрунтов

Результаты биотестирования свидетельствуют о невысокой степени токсичности городских почвогрунтов (смертность дафний около 20%, отклонения оптической плотности хлореллы на уровне –20%). В то же время отмечен участок с высокой токсичностью почв — СМ 10, ул. Беринга, 38 (смертность дафний 100% уже через 24 ч эксперимента, отклонения оптической плотности хлореллы –70%), однако на данной СМ не превышены ПДК ХЭ в почвах; возможно, подобные отклонения связаны с высокими концентрациями нефтепродуктов, вызывающих гибель дафний уже в первые 24 ч наблюдений. Кроме того, на СМ 10 Зс корки тополя (36.4) и лишайника (28.0) одни из наибольших, что может указывать на аэротехногенный путь поступления поллютантов. Не токсичны пробы со СМ 2, 4, 5, 20, 22, 26, 30 и 34–36, где нормативы ХЭ в почвах не превышены или превышены незначительно. Результаты биотестирования с использованием двух тест-объектов сопоставимы между собой: коэффициенты корреляции между отклонениями хлореллы и смертностью дафний через 24/48 ч равны 0.83 и 0.86 ($p=0.05$) соответственно, сходимость результатов между 24- и 48-часовой экспозицией дафний — на уровне 0.97.

Таким образом, изученные почвы характеризуются умеренной степенью токсичности. Ведущими факторами увеличения токсичности проб служат выбросы от автотранспорта. Биотестирование позволяет обнаружить отклонения от нормы даже в случаях, когда результаты химического анализа не указывают на накопление поллютантов.

4. Обсуждение результатов

Сопряженный анализ химического состава почв, растений и биотестирования позволил выделить наиболее загрязненные территории. На ВО загрязнение всех компонентов среды наблюдается на ул. Беринга, 38 (СМ 10), в Опочининском саду (СМ 14), парке «Василеостровец» (СМ 16); на пересечении Малого пр. и 19-й линии ВО (СМ 23). Морфологические показатели липы указывают на высокий уровень загрязнения на 11-й линии, 36 (СМ 2); пр. КИМа, 26 (СМ 8); Среднем пр., 69 (СМ 21). Основными источниками загрязнения являются автомобильный транспорт и Балтийский завод.

В Пушкинском районе наиболее загрязненные СМ расположены на Петербургском шоссе, 11 (СМ 28); пересечении ул. Магазейной, 2 и ул. Школьной, 1 (СМ 4). Условно фоновыми являются СМ в Александровском парке. Экологическое состояние окружающей среды в ПР характеризуется как благоприятное при относительно низком уровне загрязнения атмосферного воздуха.

Факторный анализ подтвердил меньшее воздействие загрязнения атмосферного воздуха на формирование химического состава компонентов среды в ПР по сравнению с ВО (приложение 2.12).

Анализ пространственного распределения элементов показал, что наибольшее загрязнение почвогрунтов, корки *P. balsamifera*, листьев *T. cordata* и *B. pendula* характерно для территорий, примыкающих к автомагистралям и перекресткам. Таким образом, можно сделать вывод о преобладающем значении автотранспорта как источника загрязняющих веществ в городе, что согласуется с литературными

данными (Горький и Петрова, 2006; Серебрицкий, 2015; Беляев, Серебрицкий, 2021; Терехина и др., 2017; Уфимцева и Терехина, 2005; 2014; 2017) и результатами предыдущих работ (Опекунова и др., 2011; 2015; 2022). Выявлено несколько локальных очагов загрязнения, в основном расположенных на территории старых промышленных зон, вблизи действующих предприятий.

Корреляционный анализ не выявил значимой связи между ИПФА листьев липы и накоплением ХЭ в почвах и растениях. Поэтому применение данного метода возможно только в комплексе с химическим анализом биоиндикаторов и почв.

Сравнение химического состава различных видов и органов растений показало существенную вариабельность накопления ХЭ. Если зольность растений и концентрации Ba, Cu, Mn в корке тополя и листьях липы сопоставимы, то содержания Cr, Fe, Ni, Ti и Zn выше в корке *P. balsamifera* в 2–5.5 раз; Cd, Pb и V — в 14–26 раз. Подобные различия прежде всего связаны с тем, что корка тополя отражает загрязнение окружающей среды за многие годы, тогда как листья древесных пород характеризуют поступления ХЭ в течение одного вегетационного периода (Уфимцева и Терехина, 2017). *P. balsamifera* представляется наиболее удобным биоиндикатором в городских условиях за счет широкой распространенности в зеленых насаждениях, высокой способности к аккумуляции ХЭ и простоты отбора корки для химического анализа (Опекунова и др., 2011; Копылова, 2012). Некоторыми исследователями (Уфимцева и Терехина, 2017; Терехина и др., 2017) в качестве оптимального индикатора загрязнения атмосферного воздуха указывалась корка липы, однако ХЭ — индикаторы техногенного загрязнения городов (Zn, Cd) в большей степени накапливаются в тканях тополя.

При анализе химического состава листьев деревьев важно выбрать оптимальную древесную породу с повсеместным распространением в городе и умеренной чувствительностью к высоким концентрациям ХЭ, чтобы листья в достаточной степени аккумулировали поллютанты и одновременно при этом не происходило угнетения растения (Уфимцева и Терехина, 2005; 2017). В этом отношении *T. cordata* и *B. pendula*, широко используемые для озеленения парков Санкт-Петербурга, являются оптимальными биоиндикаторами; однако в центральной части города березы встречаются редко, что может создавать трудности при отборе проб.

Определение поступления ХЭ в атмосферный воздух за определенный (относительно короткий) период времени удобно проводить с помощью моховых и лишайниковых ловушек, поскольку данные тест-объекты обладают высокой способностью к аккумуляции поллютантов (Бязров, 2002; Анищенко и др., 2015; Aslan et al., 2011). Однако проведение эксперимента осложняют трудности установки и сохранения ловушек (в том числе различные их повреждения). Использование метода ловушек при интегральном мониторинге различных компонентов среды позволяет обнаружить участки с преимущественным аэротехногенным загрязнением и выявить ХЭ-индикаторы данного воздействия. *S. angustifolium* проявляет большую способность к накоплению металлов по сравнению с *C. stellaris*.

Биотестирование целесообразно проводить для выделения наиболее токсичных проб из обобщенной выборки и направления их на химический анализ.

Тест-объекты реагируют на комплекс факторов, каждый из которых в отдельности может не наносить вреда организму. При этом результаты биотестирования, в отличие от физико-химических параметров компонентов среды, наглядно отражают реакцию живых систем на состояние окружающей среды (Бардина и др., 2014; Terehova, 2022).

Для корректного сравнения степени подверженности территорий химическому загрязнению возможно использование различных коэффициентов, в том числе Z_c — суммарного показателя загрязнения почв (Саеи и Смирнова, 1983) и его аналогов для растений. Сравнительный анализ различных вариаций Z_c (табл. 2) показал низкую корреляционную связь между индексами, что связано с различными путями поступления и аккумуляции поллютантов компонентами окружающей среды. Так, моховые «ловушки» накапливали металлы на тех СМ, где концентрации ХЭ в корке тополя и листьях березы являлись одними из наименьших ($r = -0.52$ и -1.00 соответственно). Вместе с тем коэффициент парной корреляции Z_c «*C. alpestris* — листья *B. pendula*» равен 1. В связи с вышеизложенным можно рекомендовать в случае применения Z_c рассчитывать индексы либо для всех рассматриваемых компонентов окружающей среды с целью оценки поликомпонентного загрязнения, либо при расчете одного индекса (например, только суммарного показателя загрязнения почв) ориентироваться на степень загрязнения конкретной среды (в данном случае — почвы), поскольку возникают сложности с экстраполяцией имеющейся информации на иные компоненты экосистем.

Показательно использование коэффициента подвижности, который позволяет определить степень вовлеченности ХЭ в биогеохимический круговорот, их доступность для растений и транслокации по трофическим цепям к консументам; выявить основные поллютанты и индцировать источники антропогенного воздействия. Представление об интенсивности биологического поглощения ХЭ дает соответствующий коэффициент A_x . Коэффициент биогеохимической подвижности V_x отражает доступность элементов питания растениям и степень использования ими подвижных форм ХЭ, содержащихся в почве (Касимов и др., 2014).

Выявление степени участия тех или иных ХЭ в биогеохимическом круговороте возможно с помощью построения рядов концентрации ХЭ (K_k — отношение содержания ХЭ в компонентах среды к кларку/фону, рис. 2).

Предложенный показатель VIP характеризуется сопоставимостью с результатами химического анализа почв. Согласно принятой шкале (Опекунов и Опекунова, 2014) в исследованных районах отмечается в целом низкий уровень химического загрязнения (табл. 3). По отдельным показателям диагностирован низкий ($VIP = 0.63-0.80$) и средний ($VIP = 0.37-0.63$) уровень загрязнения. Коэффициент корреляции Пирсона между VIP и частным показателем $PP_{\text{пвал}}$ (валовое содержание ХЭ в почвах) составляет 0.63 на ВО и 0.56 в ПР. На условно-фоновых СМ в Пушкинском районе, на удалении от источников загрязнения (промышленные предприятия, автомобильные дороги и пр.) значения биоиндикационного показателя и частных показателей увеличиваются, это иллюстрирует уместность и надежность применения VIP при оценке состояния окружающей среды (табл. 3).

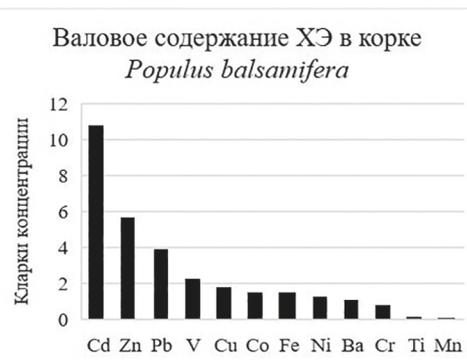
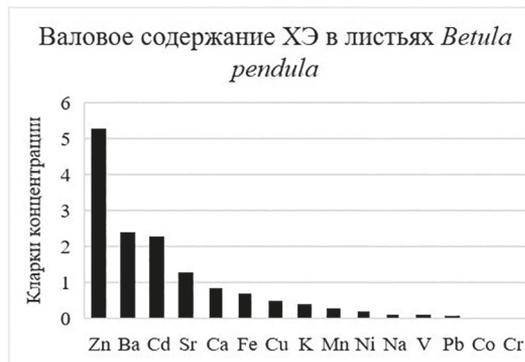
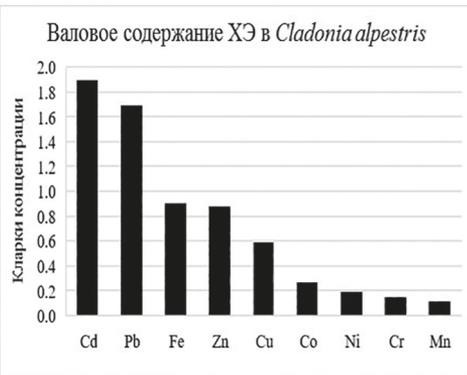
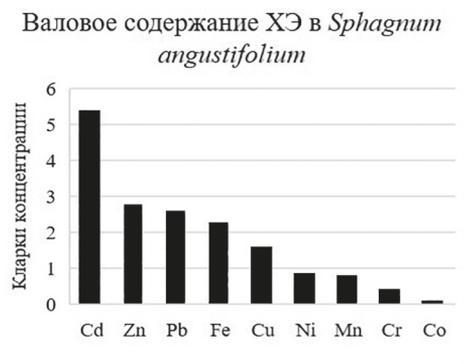
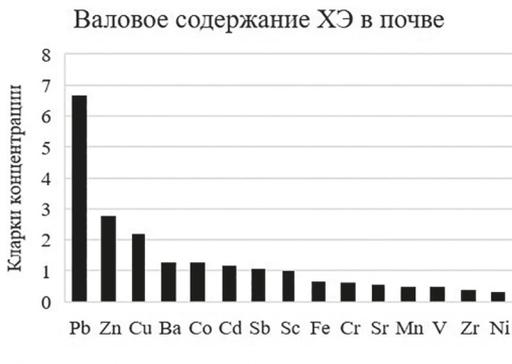


Рис. 2. Ряды концентрации ХЭ в различных компонентах среды в Санкт-Петербурге. В качестве кларковых значений использованы: (Требования к геохимической основе..., 2005⁸; Добровольский, 1998)

⁸ Требования к геохимической основе государственной геологической карты Российской Федерации масштаба 1:1000000 (новая редакция) (2005). Министерство природных ресурсов Российской Федерации. Федеральное агентство по недропользованию. М.: ИМГРЭ.

Таблица 3. Средние значения частных (покомпонентных) и интегрального биоиндикационного показателей

Показатели	Василеостровский район	Пушкинский район	
		Обобщенная выборка	Условно-фоновые СМ
Корка <i>Populus balsamifera</i> (РР _к)	0.57 (0.39–0.75)	0.59 (0.38–0.75)	0.75 (0.75–0.75)
Листья <i>Tilia cordata</i> (РР _{лл})	0.87 (0.79–0.91)	0.88 (0.74–0.93)	0.89 (0.84–0.93)
ИПФА листья <i>Tilia cordata</i> (РР _{ФЛлл})	0.66 (0.43–0.81)	0.95 (0.84–1.00)	0.94 (0.84–0.99)
Листья <i>Betula pendula</i> (РР _{лб})	н/д	0.82 (0.69–0.90)	0.84 (0.79–0.90)
ИПФА листья <i>Betula pendula</i> (РР _{ФЛлб})	н/д	0.94 (0.85–1.00)	0.95 (0.87–1.00)
Лишайник <i>Cladonia stellaris</i> (РР _л)	0.86 (0.82–0.89)	0.85 (0.77–0.89)	0.85 (0.85–0.85)
Мох <i>Sphagnum angustifolium</i> (РР _м)	н/д	0.68 (0.49–0.78)	н/д
Интегральный показатель VIP	0.83 (0.45–0.95)	0.93 (0.70–0.99)	0.97 (0.89–0.99)

5. Заключение

Проведенные исследования показали, что методы биоиндикации эффективны при выполнении экологического мониторинга в городах, при этом для интегральной оценки экологического состояния территории важно использовать комплекс методов (определять химический состав почв и растений, выявлять морфологические признаки, проводить биотестирование). В ряде случаев растения оказываются лучшими аккумуляторами поллютантов, поступающих из атмосферного воздуха, по сравнению с почвами, поскольку кроны и стволы деревьев выступают естественным биогеохимическим барьером на пути движения воздушных масс. Кроме того, подсыпка питательного грунта на газоны нивелирует зависимость химического состава почв с загрязнением окружающей среды. Вместе с тем при мониторинге экологического состояния городов важно применять комплексное изучение урбоэкосистем методами биоиндикации с обязательным определением концентраций ХЭ в почвах (валовое содержание и подвижные формы), поскольку значительная часть ХЭ поступает в растения из почвы, и без информации о ее химическом составе невозможен грамотный анализ биогеохимических процессов в системе «почва — растение».

Наиболее эффективными биоиндикаторами представляются корка тополя для рассмотрения поступления ХЭ в окружающую среду на протяжении многих лет и моховые/лишайниковые ловушки для оценки поступления ХЭ в течение сравнительно непродолжительного периода времени. Оценка ФА листьев возможна только при одновременном химическом анализе биоиндикаторов и почв. Биотестиро-

вание позволяет оценить токсичность проб для организмов, отражая интегральное воздействие всех экологических факторов, что особенно ценно при анализе состояния окружающей среды.

Предложенный интегральный биоиндикационный показатель может быть использован при проведении локального мониторинга, геоэкологических и ландшафтно-геохимических исследованиях, рассматривающих химический состав нескольких компонентов окружающей среды; показана эффективность использования VIP при мониторинге в условиях городов. Данный метод позволяет комплексно рассмотреть экологическое состояние территории, учитывая данные по каждому компоненту ПТК, с подбором соответствующих весовых коэффициентов, которые могут «настраиваться» в соответствии с конкретными ландшафтно-геохимическими и географическими условиями.

Литература

- Анищенко, Л. Н., Сковородникова, Н. А., Борздыко, Е. В. (2015). Химическая лишеноиндикация как основа биомониторинга воздуха в антропогенных экосистемах. *Фундаментальные исследования*, 2, 2144–2148.
- Баргальи, Р. (2005). *Биогеохимия наземных растений*. М.: ГЕОС.
- Бардина, Т. В., Чугунова, М. В., Капелькина, Л. П., Бардина, В. И. (2014). Биологическая оценка токсичности городских почв в почвенно-экологическом мониторинге. *Экология урбанизированных территорий*, 2, 87–91.
- Беляев, Д. С. и Серебрицкий, И. А., под ред. (2021). *Доклад об экологической ситуации в Санкт-Петербурге в 2020 году*. Правительство Санкт-Петербурга. Ижевск: ООО «ПРИНТ».
- Бязров, Л. Г. (2002). *Лишайники в экологическом мониторинге*. М.: Научный мир.
- Ветчинникова, Л. В., Кузнецова, Т. Ю., Титов, А. Ф. (2013). Особенности накопления тяжелых металлов в листьях древесных растений на урбанизированных территориях в условиях Севера. *Труды Карельского научного центра РАН*, 3, 68–73.
- Водяницкий, Ю. Н. (2017). Оценка суммарной токсикологической загрязненности почв тяжелыми металлами и металлоидами. *Агрохимия*, 2, 56–63.
- Горохова, И. Н., Куприянова, Е. И., Прокуронов, И. Б., Харитонов, В. А. (2010). Биоиндикация и мониторинг экологического состояния мегаполисов с использованием геоинформационных технологий (на примере Москвы). *Экология промышленного производства*, 1, 13–16.
- Горький, А. В. и Петрова, Е. А. (2006). Загрязнение почв Санкт-Петербурга тяжелыми металлами. *Сайт Российского геоэкологического центра*. [online] Доступно на: <http://www.rgec.ru/articles/>. [Дата доступа 15.12.2021].
- Добровольский, В. В. (1998). *Основы биогеохимии*. М.: Высшая школа.
- Захаров, В. М., Баранов, А. С., Борисов, В. И., Валецкий, А. В., Кряжева, Н. Г., Чистякова, Е. К., Чубинишвили, А. Т. (2000). *Здоровье среды: методика оценки*. М.: Центр экологической политики России.
- Иванова, Р. Р. (2012). Оценка состояния окружающей среды по содержанию тяжелых металлов в почве и растительности города. *Научный журнал КубГАУ*, 81 (07), 1–10.
- Ильин, В. Б. (1991). *Тяжелые металлы в системе почва — растение*. Новосибирск: Наука.
- Кабата-Пендиас, А. и Пендиас, Х. (1989). *Микроэлементы в почвах и растениях*. М.: Мир.
- Касимов, Н. С., Битюкова, В. Р., Малхазова, С. М., Кошелева, Н. Е., Никифорова, Е. М., Шартова, Н. В., Власов, Д. В., Тимонин, С. А., Крайнов, В. Н. (2014). *Регионы и города России: интегральная оценка экологического состояния*. М.: ИП Филимонов М. В.
- Касимов, Н. С. и Власов, Д. В. (2015). Кларки химических элементов как эталоны сравнения в экогеохимии. *Вестник Московского университета. География*, 2, 7–17.
- Копылова, Л. В. (2012). Оценка уровня загрязнения почв тяжелыми металлами и интенсивность поглощения их древесными растениями. *Ученые записки ЗабГГПУ*, 1 (42), 70–75.

- Кошелева, Н. Е., Касимов, Н. С., Сорокина, О. И., Гунин, П. Д. (2012). Геохимия техногенных ландшафтов г. Улан-Батор. В: *Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М. А. Глазовской*. М.: АПР, 207–235.
- Лайус, Д. Л., Грэм, Д. Х., Католикова, М. В., Юрцева, А. О. (2009). Флуктуирующая асимметрия и случайная фенотипическая изменчивость в популяционных исследованиях: история, достижения, проблемы. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Биология*, 3, 98–110.
- Опекунова, М. Г. (2013). *Диагностика техногенной трансформации ландшафтов на основе биоиндикации*. Дис. ... д-ра геогр. наук. Санкт-Петербургский государственный университет.
- Опекунова, М. Г., Арестова, И. Ю., Елсукова, Е. Ю., Шейнерман, Н. А. (2015). *Методы физико-химического анализа почв и растений: метод. указания*. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та.
- Опекунова, М. Г. и Башарин, Р. А. (2014). Применение флуктуирующей асимметрии листьев березы (*Betula pubescens Ehrh*) для оценки загрязнения окружающей среды в районе Костомукши. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Геология. География*, 3, 58–70.
- Опекунова, М. Г., Захарян, Л. С., Вокуева, О. В., Константинова, А. Ф. (2011). Экологический мониторинг загрязнения Василеостровского района Санкт-Петербурга с использованием тополя бальзамического (*Populus balsamifera L.*). *Известия РГО*, 1434 (2), 31–44.
- Опекунова, М. Г. и Кошелева, Д. И. (2015). Экологический мониторинг загрязнения Василеостровского района Санкт-Петербурга с использованием методов фитоиндикации. В: *Экологические проблемы промышленных городов: сборник научных трудов по материалам 7-й Всероссийской научно-практической конференции с международным участием, Саратов, 08–10 апреля 2015 года*. Саратов: Саратовский государственный технический университет им. Ю. А. Гагарина, 160–163.
- Опекунов, А. Ю., Митрофанова, Е. С., Спасский, В. В., Опекунова, М. Г., Шейнерман, Н. А., Чернышова, А. В. (2020). Химический состав и токсичность донных отложений малых водотоков Санкт-Петербурга. *Водные ресурсы*, 47 (2), 196–207. <https://doi.org/10.31857/S032105962002011X>
- Опекунова, М. Г., Никулина, А. Р., Лутовинова, Д. Д., Мельник, А. В., Дергилева, Е. В., Грантовская, М. В., Вольнова, Т. Н. (2022). Сравнительный анализ результатов мониторинговых исследований состояния окружающей среды в Василеостровском районе Санкт-Петербурга с применением методов биоиндикации. В: *Охрана окружающей среды — основа безопасности страны: сб. ст. по мат-лам Междунар. науч. экол. конф. Краснодар: КубГАУ*, 378–381.
- Опекунов, А. Ю. и Опекунова, М. Г. (2014). Интегральная оценка загрязнения ландшафта с использованием функции желательности Харрингтона. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Геология. География*, 4, 101–113.
- Саэт, Ю. Е. и Смирнова, Р. С. (1983). Геохимические принципы выявления зон воздействия промышленных выбросов в городских агломерациях. *Вопросы географии*, 120, 45–55.
- Сенькин, О. В., Опекунова, М. Г., Щербаков, В. М. (2000). *Ландшафтно-экологическое картографирование и экологическая оценка нарушенных территорий с применением методов биоиндикации: учеб.-метод. пособие*. СПб.: Изд-во С.-Петерб. ун-та.
- Серебрицкий, И. А., под ред. (2015). *Доклад об экологической ситуации в Санкт-Петербурге в 2014 году*. Правительство Санкт-Петербурга. СПб.: ООО «Дитон».
- Терехина, Н. В., Семёнов, О. М., Фирсов, Г. А. (2017). Экологическое состояние почв и основных древесных пород в Ботаническом саду Ботанического института им. В. Л. Комарова РАН. *Социально-экологические технологии*, 3, 33–50.
- Уфимцева, М. Д. и Терехина, Н. В. (2005). *Фитоиндикация экологического состояния урбогеосистем Санкт-Петербурга*. СПб.: Наука.
- Уфимцева, М. Д. и Терехина, Н. В. (2014). Эколого-геохимическая оценка состояния почв исторического центра Санкт-Петербурга. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Геология. География*, 2, 122–136.
- Уфимцева, М. Д. и Терехина, Н. В. (2017). Оценка экологического состояния Центрального района Санкт-Петербурга на основе эофитоиндикации. *Вестник Санкт-Петербургского университета. Науки о Земле*, 62 (2), 209–217. <https://doi.org/10.21638/11701/spbu07.2017.206>
- Цыпленков, В. П. (1994). Почвы садов и парков Санкт-Петербурга. *Жизнь и Безопасность*, 3–4, 55–59.
- Шуберт, Р. (1988). *Биоиндикация загрязнений наземных экосистем*. М.: Мир.

- Alekseeva-Popova, N. V., Drozdova, I. V., Kalimova, I. B. (2015). Accumulation of heavy metals by North Caucasian plant species of the Cruciferae family in regards to phytoremediation. *Geochemistry International*, 53 (5), 456–463. <https://dx.doi.org/10.1134/S0016702915030027>
- Alexeeva-Popova, N. V. and Drozdova, I. V. (2013). Micronutrient composition of plants in the Polar Urals under contrasting geochemical conditions. *Russian Journal of Ecology*, 44 (2), 100–107. <https://dx.doi.org/10.1134/S1067413613020033>
- Aslan, A., Çiçek, A., Yazici, K., Karagöz, Y., Turan, M., Akku, F., Yildirim, O.S. (2011). The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (7), 1698–1706. <https://dx.doi.org/10.5897/AJAR10.331>
- Ataabadi, M., Hoodaji, M., Najafi, P. (2010). Heavy metals biomonitoring by plants grown in an industrial area of Isfahan' Mobarakeh steel company. *Journal of Environmental Studies*, 35 (52), 25–27.
- Baptista, M. S., Teresa, M., Vasconcelos, S. D., Carbral, J. P., Freitas, C. M., Pacheco, A. M. G. (2008). Copper, nickel, lead in lichens and tree bark transplants over different period of time. *Environ. Pollut*, 151 (2), 408–413.
- Baslar, S., Dogan, Y., Durkan, N., Bag, H. (2009). Biomonitoring of zinc and manganese in bark of Turkish red pine of western Anatolia. *Journal of Environmental Biology*, 30 (5), 831–834.
- Buzmakov, S. A., Andreev, D. N., Nazarov, A. V., Dzjuba, E. A., Shestakov, I. E., Kujukina, M. S., El'kin, A. A., Egorova, D. O., Hotjanovskaja, Ju. V. (2021). Responses of different test objects to experimental soil contamination with crude oil. *Russian Journal of Ecology*, 52 (4), 267–274. <https://dx.doi.org/10.1134/S1067413621040056>
- Coskun, M. (2006). Toxic metals in the Austrian pine (*Pinus nigra*) bark in the Thrace region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121, 173–179. <https://dx.doi.org/10.1007/s10661-005-9113-5>
- Fares, M. A., Yusoff, Z., Masdar, N. D., Salmi, M. D. H., Kamal, M. L., Hamzah, Z. (2014). Tree barks as bioindicator for organic and inorganic pollutants: a preliminary study. *Jurnal Intelek*, 9 (1), 16–22.
- Graham, J. H. (2021). Fluctuating asymmetry and developmental instability, a guide to best practice. *Symmetry*, 13 (1), 1–8. <https://dx.doi.org/10.3390/sym13010009>
- Klosinska, T. and Tulik, M. (2011). The concentration of heavy metals in trees bark and preferences of deer's nutrition. *Forestry and Wood Technology*, 74, 183–186.
- Kord, B. and Kord, B. (2011). Heavy metal levels in Pine (*Pinus eldarica* Medw.) tree barks as indicators of atmospheric pollution. *BioResources*, 6 (2), 927–935.
- Kozlov, M. V. (2017). Plant studies on fluctuating asymmetry in Russia: Mythology and methodology. *Russian Journal of Ecology*, 48 (1), 3–12. <https://doi.org/10.1134/S1067413617010106>
- Oklo, D. A. and Asemave, K. (2012). Heavy metal contents of tree barks as indicator of pollution in Makurdi Metropolis, Benue State — Nigeria. *International Journal of Toxicology and Applied Pharmacology*, 2 (4), 45–48.
- Terehova, V. A. (2022). Biotesting of Soil Ecotoxicity in Case of Chemical Contamination: Modern Approaches to Integration for Environmental Assessment (a Review). *Eurasian Soil Science*, 55 (5), 601–612. <https://doi.org/10.1134/S106422932205009X>

Статья поступила в редакцию 25 сентября 2022 г.

Статья рекомендована к печати 20 марта 2023 г.

Контактная информация:

Опекунова Марина Германовна — m.opkunova@mail.ru

Никулина Анна Романовна — anna.2001-nik@mail.ru

Смешко Ирина Викторовна — i.v.smeshko@mail.ru

Кириченко Валерия Сергеевна — valeria-riccera@mail.ru

Comparative analysis of the effectiveness of bioindication methods in monitoring environmental studies in St. Petersburg*

M. G. Opekunova¹, A. R. Nikulina¹, I. V. Smeshko², V. S. Kirichenko¹

¹ St. Petersburg State University,

7–9, Universitetskaya nab., St. Petersburg, 199034, Russian Federation

² Pacific State University,

136, Tikhoookeanskaya ul., Khabarovsk, 680035, Russian Federation

For citation: Opekunova, M. G., Nikulina, A. R., Smeshko, I. V., Kirichenko, V. S. (2023). Comparative analysis of the effectiveness of bioindication methods in monitoring environmental studies in St. Petersburg. *Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences*, 68 (2), 331–356. <https://doi.org/10.21638/spbu07.2023.207> (In Russian)

The purpose of the research is to evaluate the effectiveness of bioindication methods in determining the state of the environment in St. Petersburg on the example of Vasileostrovsky and Pushkinsky districts. The content of chemical elements in soils, poplar bark *Populus balsamifera*, *Tilia cordata* and *Betula pendula* leaves, moss (*Sphagnum angustifolium*) and lichen (*Cladonia stellaris*) traps was studied, the integral index of fluctuating asymmetry of linden leaves *T. cordata* and birch *B. pendula* was calculated, soil biotesting using *Daphnia magna* and *Chlorella vulgaris* was carried out. It is established that the main sources of pollution of the urban environment are motor transport, the Baltic plant in Vasileostrovsky district and the industrial zones “Shushary” and “Pushkinskaya” in Pushkin district. The territory of the park zone of the Pushkin district can be considered as a conditional background for environmental monitoring. The use of fluctuating asymmetry of tree species leaves in bioindication studies is recommended only in conjunction with the results of chemical analysis. Poplar bark seems to be the most convenient bioindicator for assessing environmental pollution over a long period, the chemical composition of the leaves of tree species (linden *T. cordata* and birch *B. pendula*) reflects information about the intake of pollutants during one growing season, analysis of the chemical composition of moss and lichen traps allows you to determine the intake of pollutants in a relatively short period of time and identify sources of pollution. To assess the ecological state of the urban environment on the basis of the Harrington desirability function, an integral bioindication parameter (BIP) has been developed, taking into account the degree of transformation of individual environmental components under the influence of anthropogenic load: a change in the chemical composition of plants relative to clark (background) values; the manifestation of fluctuating asymmetry of tree species leaves compared to the norm. The effectiveness of BIP application for geoecological assessment of the state of the environment in cities is shown.

Keywords: bioindication, biotesting, metals, soils, integral bioindication parameter, Harrington's desirability function, *Populus balsamifera* Bieb. crust, *Tilia cordata* L. leaves, *Betula pendula* Roth. leaves, fluctuating leaf asymmetry.

References

Alexeeva-Popova, N. V. and Drozdova, I. V. (2013). Micronutrient composition of plants in the Polar Urals under contrasting geochemical conditions. *Russian Journal of Ecology*, 44 (2), 100–107. <https://dx.doi.org/10.1134/S1067413613020033>

* The research was carried out with the support of the Russian Foundation for Basic Research grant no. 19-05-00508 “Screening of key indicators of the ecological state of large industrial agglomerations (on the example of St. Petersburg)”.

- Alekseeva-Popova, N. V., Drozdova, I. V., Kalimova, I. B. (2015). Accumulation of heavy metals by North Caucasian plant species of the Cruciferae family in regards to phytoremediation. *Geochemistry International*, 53 (5), 456–463. <https://dx.doi.org/10.1134/S0016702915030027>
- Anishhenko, L. N., Skovorodnikova, N. A., Borzdyko, E. V. (2015). The peculiarities of accumulation of heavy metals by plants and lichens in the conditions of combined anthropogenic load. *Fundamental research Publ.*, 2, 2144–2148. (In Russian)
- Aslan, A., Çiçek, A., Yazici, K., Karagöz, Y., Turan, M., Akku, F., Yildirim, O. S. (2011). The assessment of lichens as bioindicator of heavy metal pollution from motor vehicles activities. *African Journal of Agricultural Research*, 6 (7), 1698–1706. <https://dx.doi.org/10.5897/AJAR10.331>
- Ataabadi, M., Hoodaji, M., Najafi, P. (2010). Heavy metals biomonitoring by plants grown in an industrial area of Isfahan' Mobarakeh steel company. *Journal of Environmental Studies*, 35 (52), 25–27.
- Baptista, M. S., Teresa, M., Vasconcelos, S. D., Carbral, J. P., Freitas, C. M., Pacheco, A. M. G. (2008). Copper, nickel, lead in lichens and tree bark transplants over different period of time. *Environ. Pollut.*, 151 (2), 408–413.
- Bardina, T. V., Chugunova, M. V., Kapel'kina, L. P., Bardina, V. I. (2014). Biological assessment of city soils toxicity in soil-ecological monitoring. *Jekologija urbanizirovannyh territorij*, 2, 87–91. (In Russian)
- Bargal'i, R. (2005). *Biogeochemistry of terrestrial plants*. Moscow: GEOS Publ. (In Russian)
- Baslar, S., Dogan, Y., Durkan, N., Bag, H. (2009). Biomonitoring of zinc and manganese in bark of Turkish red pine of western Anatolia. *Journal of Environmental Biology*, 30 (5), 831–834.
- Beljaev, D. S. and Serebrickij, I. A., eds (2021). *Report on the environmental situation in St. Petersburg in 2020*. The Government of St. Petersburg. Izhevsk: OOO "PRINT" Publ. (In Russian)
- Bjazrov, L. G. (2002). *Lichens in environmental monitoring*. Moscow: Nauchnyi mir Publ. (In Russian)
- Buzmakov, S. A., Andreev, D. N., Nazarov, A. V., Dzjuba, E. A., Shestakov, I. E., Kujukina, M. S., El'kin, A. A., Egorova, D. O., Hotjanovskaja, Ju. V. (2021). Responses of different test objects to experimental soil contamination with crude oil. *Russian Journal of Ecology*, 52 (4), 267–274. <https://dx.doi.org/10.1134/S1067413621040056>
- Coskun, M. (2006). Toxic metals in the Austrian pine (*Pinus nigra*) bark in the Thrace region, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 121, 173–179. <https://dx.doi.org/10.1007/s10661-005-9113-5>
- Cyplenkov, V. P. (1994). Soils of gardens and parks of St. Petersburg. *Zhizn' i Bezopasnost'*, 3–4, 55–59. (In Russian)
- Dobrovol'skij, V. V. (1998). *Fundamentals of biogeochemistry*. Moscow: Vysshaya shkola Publ. (In Russian)
- Fares, M. A., Yusoff, Z., Masdar, N. D., Salmi, M. D. H., Kamal, M. L., Hamzah, Z. (2014). Tree barks as bioindicator for organic and inorganic pollutants: a preliminary study. *Jurnal Intelek*, 9 (1), 16–22.
- Gor'kij, A. V. and Petrova, E. A. (2006). Soil pollution of St. Petersburg with heavy metals. *Website of the Russian Geocological Center Publ.* [online] Available at: <http://www.rgec.ru/articles/>. [Accessed 15.12.2021]. (In Russian)
- Gorohova, I. N., Kuprijanova, E. I., Prokuronov, I. B., Haritonov, V. A. (2010). Bioindication and monitoring Moscow geotopological structure with use geoinformation technologies. *Ekologija promyshlennogo proizvodstva*, 1, 13–16. (In Russian)
- Graham, J. H. (2021). Fluctuating asymmetry and developmental instability, a guide to best practice. *Symmetry*, 13 (1), 1–8. <https://dx.doi.org/10.3390/sym13010009>
- Il'in, V. B. (1991). *Heavy metals in the soil-crop system*. Novosibirsk: Nauka Publ. (In Russian)
- Ivanova, R. R. (2012). Assessment of environmental conditions on the basis of heavy metal concentration in urban soil and vegetation. *Nauchnyj zhurnal KubGAU*, 81 (7), 1–10. (In Russian)
- Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (1989). *Trace elements in soils and plants*. Moscow: Mir Publ. (In Russian)
- Kasimov, N. S., Bitjukova, V. R., Malhazova, S. M., Kosheleva, N. E., Nikiforova, E. M., Shartova, N. V., Vlasov, D. V., Timonin, S. A., Krajnov, V. N. (2014). *Regions and cities of Russia: integral assessment of the ecological state*. Moscow: IP Filimonov M. V. Publ. (In Russian)
- Kasimov, N. S. and Vlasov, D. V. (2015). Clarkes of chemical elements as comparison standards in ecogeochemistry. *Vestnik of the Moscow University. Geography*, 2, 7–17. (In Russian)
- Klosinska, T. and Tulik, M. (2011). The concentration of heavy metals in trees bark and preferences of deer's nutrition. *Forestry and Wood Technology*, 74, 183–186.
- Kopylova, L. V. (2012). Assessing the level of soil contamination with heavy metals and the intensity of their absorption by woody plants. *Uchenye zapiski ZabGGPU Publ.*, 1 (42), 70–75. (In Russian)

- Kord, B. and Kord, B. (2011). Heavy metal levels in Pine (*Pinus eldarica* Medw.) tree barks as indicators of atmospheric pollution. *BioResources*, 6 (2), 927–935.
- Kosheleva, N. E., Kasimov, N. S., Sorokina, O. I., Gunin, P. D. (2012). Geochemistry of technogenic landscapes of Ulaanbaatar. In: *Geokhimiia landshaftov i geografiia pochv. 100 let so dnia rozhdeniia M. A. Glazovskoi*. Moscow: APR Publ., 207–235. (In Russian)
- Kozlov, M. V. (2017). Plant studies on fluctuating asymmetry in Russia: Mythology and methodology. *Russian Journal of Ecology*, 48 (1), 3–12. <https://doi.org/10.1134/S1067413617010106>
- Lajus, D. L., Grjem, D. H., Katolikova, M. V., Jurceva, A. O. (2009). Fluctuating asymmetry and random phenotypic variability in population studies: history, achievements, problems. *Vestnik of Saint Petersburg University. Biology*, 3, 98–110. (In Russian)
- Oklo, D. A. and Asemave, K. (2012). Heavy metal contents of tree barks as indicator of pollution in Makurdi Metropolis, Benue State — Nigeria. *International Journal of Toxicology and Applied Pharmacology*, 2 (4), 45–48.
- Opekunova, M. G. (2013). *Diagnostics of technogenic transformation of landscapes based on bioindication*. PhD thesis. St. Petersburg State University Publ. (In Russian)
- Opekunova, M. G., Arestova, I. Ju., Elsukova, E. Ju., Shejnerman, N. A. (2015). *Methods of physico-chemical analysis of soils and plants: method. instructions*. St. Petersburg: St. Petersburg University Press. (In Russian)
- Opekunova, M. G. and Basharin, R. A. (2014). Application of fluctuating asymmetry of birch leaves (*Betula pubescens* Ehrh.) to assess the environmental pollution in the Kostomuksha area. *Vestnik of Saint Petersburg University. Geology. Geography*, 3, 58–70. (In Russian)
- Opekunova, M. G. and Kosheleva, D. I. (2015). Environmental monitoring of Vasileostrovsky district of St. Petersburg. In: *Ekologicheskie problemy promyshlennykh gorodov: sbornik nauchnykh trudov po materialam 7-i Vserossiiskoi nauchno-prakticheskoi konferentsii s mezhdunarodnym uchastiem, Saratov, 08–10 aprelia 2015 goda*. Yuri Gagarin State Technical University of Saratov Press, 160–163. (In Russian)
- Opekunov, A. Yu., Mitrofanova, E. S., Spassky, V. V., Opekunova, M. G., Shejnerman, N. A., Chernyshova, A. V. (2020). Chemical composition and toxicity of bottom sediments of small watercourses of St. Petersburg. *Water Resources*, 47 (2), 196–207. (In Russian)
- Opekunova, M. G., Nikulina, A. R., Lutovinova, D. D., Mel'nik, A. V., Dergileva, E. V., Grantovskaja, M. V., Vol'nova, T. N. (2022). Comparative analysis of the results of environmental monitoring in the Vasileostrovsky district of St. Petersburg using the bioindication methods. In: *Ohrana okruzhaiushhei sredy — osnova bezopasnosti strany: sb. statei po materialam Mezhdunar. nauch. ekol. konf. Krasnodar: KubGAU Publ.*, 378–381. (In Russian)
- Opekunov, A. Ju. and Opekunova, M. G. (2014). Total evaluation of landscape pollution using Harrington's desirability function. *Vestnik of Saint Petersburg University. Geology. Geography*, 4, 101–113. (In Russian)
- Opekunova, M. G., Zaharjan, L. S., Vokueva, O. V., Konstantinova, A. F. (2011). Ecological monitoring of pollution on the territory of Vasilievsky island, Saint-Petersburg, using the data on *Populus balsamifera*. *Izvestiia RGO*, 1434 (2), 31–44. (In Russian)
- Saet, Ju. E. and Smirnova, R. S. (1983). Geochemical principles of identification of zones of impact of industrial emissions in urban agglomerations. *Voprosy geografii*, 120, 45–55. (In Russian)
- Sen'kin, O. V., Opekunova, M. G., Shherbakov, V. M. (2000). *Landscape-ecological mapping and ecological assessment of disturbed territories using bioindication methods: Educational method. stipend*. St. Petersburg: St. Petersburg University Press. (In Russian)
- Serebrickij, I. A., ed. (2015). *Report on the environmental situation in St. Petersburg in 2014*. The Government of St. Petersburg. St. Petersburg: OOO "Diton" Publ. (In Russian)
- Shubert, R. (1988). *Bioindication of pollution of terrestrial ecosystems*. Moscow: Mir Publ. (In Russian)
- Terehina, N. V., Semjonov, O. M., Firsov, G. A. (2017). Ecological condition of soils and basic tree species in the Botanical garden of the Komarov Botanical institute RAS. *Sotsial'no-ekologicheskie tekhnologii*, 3, 33–50. (In Russian)
- Terehova, V. A. (2022). Biotesting of Soil Ecotoxicity in Case of Chemical Contamination: Modern Approaches to Integration for Environmental Assessment (a Review). *Eurasian Soil Science*, 55 (5), 601–612. <https://doi.org/10.1134/S106422932205009X>
- Ufimceva, M. D. and Terehina, N. V. (2005). *Phyto-indication of the ecological state of urban geosystems of St. Petersburg*. St. Petersburg: Nauka Publ. (In Russian)

- Ufimceva, M. D. and Terehina, N. V. (2014). Ecological-geochemical assessment of soil condition in historical center of St. Petersburg. *Vestnik of Saint Petersburg University. Geology. Geography*, 2, 122–136. (In Russian)
- Ufimceva, M. D. and Terehina, N. V. (2017). Assessment of the ecological status of the Central district (Saint-Petersburg) on the basis of ecophytoindication. *Vestnik of Saint Petersburg University. Earth Sciences*, 62 (2), 209–217. <https://doi.org/10.21638/11701/spbu07.2017.206> (In Russian)
- Vetchinnikova, L. V., Kuznecova, T. Ju., Titov, A. F. (2013). Patterns of heavy metal accumulation in leaves of trees in urban areas in the North. *Trudy Karelskogo nauchnogo tsentra RAN*, 3, 68–73. (In Russian)
- Vodjanickij, Ju. N. (2017). The evaluation of total toxicological contamination of soils with heavy metals and metalloids. *Agrohimiia*, 2, 56–63. (In Russian)
- Zaharov, V. M., Baranov, A. S., Borisov, V. I., Valeckij, A. V., Krjazheva, N. G., Chistjakova, E. K., Chubinishvili, A. T. (2000). *Environmental health: assessment methodology*. Moscow: Tsentr ekologicheskoi politiki Rossii Publ. (In Russian)

Received: September 25, 2022

Accepted: March 20, 2023

Authors' information:

Marina G. Opekunova — m.opekunova@mail.ru

Anna R. Nikulina — anna.2001-nik@mail.ru

Irina V. Smeshko — i.v.smeshko@mail.ru

Valeria S. Kirichenko — valeria-riccera@mail.ru