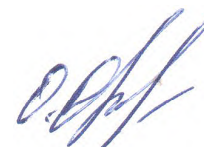


ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ АВТОНОМНОЕ ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ
УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«РОССИЙСКИЙ УНИВЕРСИТЕТ ДРУЖБЫ НАРОДОВ»

На правах рукописи



РОМЗАЙКИНА ОЛЬГА НИКОЛАЕВНА

**АНАЛИЗ ПРОСТРАНСТВЕННОГО РАЗНООБРАЗИЯ ЭКОСИСТЕМНЫХ
СЕРВИСОВ ГОРОДСКИХ ПОЧВ В УСЛОВИЯХ МОСКОВСКОГО
МЕГАПОЛИСА**

Специальность: 03.02.08— экология

ДИССЕРТАЦИЯ

на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:
кандидат биологических наук, PhD
Васенев Вячеслав Иванович

Москва – 2021

ОГЛАВЛЕНИЕ

	Стр.
ВВЕДЕНИЕ	5
ГЛАВА I. Экологические функции и экосистемные сервисы городских почв	11
<i>1.1 Традиционные подходы к оценке почв и земель</i>	11
<i>1.2 Экологические функции почв</i>	13
<i>1.3 Развитие концепции экосистемных сервисов</i>	16
<i>1.4 Почвенные экосистемные сервисы</i>	21
<i>1.5 Городские почвы: особенности образования и функционирования</i>	25
<i>1.6 Экосистемные сервисы городских почв</i>	27
<i>1.6.1 Особенности экосистемных сервисов городских почв</i>	27
<i>1.6.2 Экосистемный сервис аккумуляции углерода</i>	29
<i>1.6.3 Экосистемный сервис геохимического барьера для тяжелых металлов</i>	31
<i>1.6.4 Пространственная оценка экосистемных сервисов городских почв</i>	32
ГЛАВА II. Объекты и методы исследования	34
2.1 Общая природно-географическая характеристика Московского мегаполиса, особенности условий образования и функционирования почв на разных пространственных уровнях исследования	34
<i>2.1.1. Характеристика и факторы неоднородности почв университетского кампуса (локальный уровень)</i>	35
<i>2.1.2. Природные и антропогенные факторы неоднородности городских почв г. Москва (городской уровень)</i>	36
<i>2.1.3. Почвенно-географическая характеристика, история землепользования и факторы неоднородности почв Новой Москвы (субрегиональный уровень)</i>	39
2.2 Методология и методы исследования	42
<i>2.2.1 Полевые исследования.</i>	42
<i>2.2.2 Анализ физико-химических свойств</i>	42
<i>2.2.3 Анализ микробиологических свойств</i>	43
<i>2.2.4 Методика оценки рисков загрязнения</i>	44

2.2.5 Индикаторы и методы оценки экосистемных сервисов	46
2.2.6 Статистическая обработка	49
2.2.7 Пространственный анализ и моделирование	49
ГЛАВА III. Анализ неоднородности экосистемных сервисов почв университетского кампуса на основании лабораторных и экспресс-методов	51
3.1 Результаты съемки с БПЛА территории кампуса РУДН	51
3.2 Характеристика почвенных свойств кампуса РУДН	52
3.3 Оценка уровня загрязнения тяжелыми металлами на локальном уровне	54
3.3.1 Пространственный анализ содержания тяжёлых металлов в почвах кампуса РУДН	54
3.3.2 Преимущества и ограничения экспресс-методов оценки в сравнении с химико-аналитическими	55
3.3.3 Лабораторные эксперименты с дозированным загрязнением и калибровка результатов экспресс-метода	56
3.3.4 Полевое обследование кампуса РУДН и его верификация по химико-аналитическому методу	57
3.4 Оценка экосистемных сервисов почв кампуса РУДН (локальный уровень)	60
3.4.1. Эффективность сервиса геохимического барьера	60
3.4.2. Эффективность сервиса аккумуляции углерода почвами	61
ГЛАВА IV. Пространственные закономерности экосистемных сервисов почв различных функциональных зон Москвы (городской уровень)	64
4.1 Свойства городских почв Москвы	64
4.2 Интегральная оценка уровня загрязнения почв на уровне города	66
4.3 Картографирование загрязнения и геохимических барьеров	69
4.4 Пространственное моделирование экосистемных сервисов почв г. Москвы	73
4.4.1. Эффективность экосистемного сервиса геохимического барьера	73
4.4.2. Эффективность экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами	75
ГЛАВА V. Влияние урбанизации на экосистемные сервисы почв Новой Москвы (субрегиональный уровень)	79

5.1 Оценка динамики урбанизации на субрегиональном уровне	79
5.1.1 Основные изменения землепользования на территории Новой Москвы.	79
5.1.2 Динамика запечатывания типов почв Новой Москвы	81
5.2 Характеристика почв субрегионального уровня исследования	84
5.2.1 Физико-химические свойства почв	84
5.2.2 Микробиологическая активность почв субрегионального уровня.	85
5.2.3. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв Новой Москвы	86
5.3 Оценка экосистемных сервисов почв Новой Москвы	88
5.3.1. Эффективность экосистемного сервиса геохимического барьера Новой Москвы	88
5.3.2. Эффективность экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами Новой Москвы	90
ГЛАВА VI. Применение оценки экосистемных сервисов почв для задач устойчивого развития города: перспективы и ограничения	92
6.1 Особенности оценки почвенных свойств на разных пространственных уровнях	92
6.2 Перспективы практического применения подходов к оценке экосистемных сервисов для задач развития городских территорий	97
6.2.1. Практика оценки экосистемных сервисов на локальном уровне.	97
6.2.2. Перспективы применения экосистемных сервисов для задач почвенного экологического мониторинга на уровне города.	99
6.2.3. Анализ экосистемных сервисов почв для прогнозирования устойчивого развития урбанизированных территории Новой Москвы.	102
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	105
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	108
Список сокращений	133

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность работы. Урбанизация приводит к значительным и часто необратимым изменениям окружающей среды, включая климат, растительность и почву (Sharma et al, 2016; Pickett et al., 2011). Городские почвы формируются в условиях постоянного антропогенного воздействия (запечатывание, загрязнение, переуплотнение, засоление, перемешивание и перемещение верхних горизонтов) и существенно отличаются от естественных аналогов по свойствам, процессам и функциям (Lehman and Stahr, 2010; Vasenev et al., 2017; Мосина, 2002; Мосина и др., 2014). Изначально городские почвы изучались в контексте их загрязнения, деградации и сопряженных с этим рисков для здоровья населения (Курбатова и др., 2004; 2003; Poggio and Vrscaj, 2009; Wei and Yang, 2010; Мосина и др., 2012; Яшин и др., 2014). Современные концепции устойчивого развития, напротив, основное внимание уделяют роли почв в устойчивом функционировании городских экосистем как основы для обеспечения качества жизни в городе (Teixeira da Silva et al., 2018; Васенев и др., 2018; Calzolari et al., 2020). Наиболее востребованным современным эколого-экономическим подходом к анализу окружающей среды и ее компонентов является концепция экосистемных сервисов (услуг) (МА, 2003; TEEB, 2010; Haines-Young and Potschin-Young, 2018). Несмотря на то, что изначально почвенным экосистемным сервисам не уделялось достаточного внимания (Breure et al., 2012), во многих современных исследованиях подход успешно применяется для оценки почвенных ресурсов (Robinson et al., 2013; Dominati et al., 2014), расчета ущерба от деградации (Цветнов и др., 2019, 2021), поддержки принятия решений в сфере рационального природопользования (Blanchart et al., 2018). Оценка экосистемных сервисов городских почв осложняется отсутствием объективных индикаторов для качественной и количественной оценки, а также высокой пространственной неоднородностью городских почв. Которая, в свою очередь, обусловлена сложным сочетанием естественных и антропогенных факторов, а их набор и степень проявления меняется в зависимости от пространственного уровня анализа. Московский мегаполис, где реконструкция, реновация и расширение

территории имеет практически перманентный характер, представляется наиболее перспективным объектом исследования пространственных закономерностей экосистемных сервисов городских почв как важной составляющей прогнозирования устойчивости урбоэкосистем с учетом различных сценариев развития территории и глобальных изменений.

Степень разработанности темы. Ключевая роль почвы в городской экосистеме подчеркивается в отечественных работах: Строгонова и др., 1997; Герасимова и др., 2003; Прокофьева и др., 2014; Васенев и др., 2018; Соколов и Черников, 1999; Черников и др., 2000; Яшин и др., 2014; Савич и др., 2012; и зарубежных трудах: Pouyat et al., 2006; Zhou et al., 2015; Teixeira da Silva et al., 2018; Paltseva et al., 2018; Calzorari et al., 2020. При этом, помимо развития учения о почвенных экологических функциях (Апарин, 1996; Добровольский и Никитин, 1990; Савич и др., 2002), глобальное значение почв отражено и в концепции экосистемных сервисов (Costanza et al., 1997; МЕА, 2005; ТЕЕВ, 2010, Haines-Young and Potschin, 2013; CICES, 2017). На фоне глобальной урбанизации экосистемные сервисы городских почв приобретают особую актуальность в обеспечении устойчивого развития городской среды (Dominati et al., 2010; Morel et al., 2015; Adhikari & Hartemink, 2016; Levin et al., 2017).

В представленной работе на основе литературного обзора разработаны методы пространственной оценки двух ключевых экосистемных сервисов городских почв: аккумуляции углерода (Яшин и др., 1996; Черников, 1987; Lal, 2004; Blum, 2005; Kaye et al., 2005; Pouyat et al., 2006, 2015; Lorenz & Lal, 2009; 2015; Beesley, 2012; Weissert et al., 2016; Vasenev and Kuzyakov, 2018) и геохимического барьера (Раскатов и др., 2002; Кошелева и др., 2015; Richards et al., 2000; McGrath et al., 2001; Van Kamp et al., 2003; He et al., 2005; EC, 2006; Chen et al., 2007; Gosse et al., 2017; Slukovskaya et al., 2019; Paltseva et al., 2020).

Цель работы – анализ и экологическая оценка экосистемных сервисов городских почв Московского мегаполиса на различных пространственных уровнях (от локального до субрегионального).

Задачи исследования:

1. Изучить существующие подходы экологической оценки экосистемных сервисов почв, их классификации, индикаторы и методы пространственного анализа и картирования на основе современных геоинформационных технологий.
2. Проанализировать свойства и экологические функции городских почв, включая параметры устойчивости органического углерода, загрязнение тяжелыми металлами и буферную способность как основу для оценки их экосистемных сервисов на локальном, городском и субрегиональном уровнях.
3. Используя современные методы экспресс-анализа, оценить пространственную неоднородность экосистемных сервисов городских почв на локальном уровне на примере университетского кампуса.
4. Дать экологическую оценку факторам пространственного разнообразия экосистемных сервисов почв Москвы (в границах до 2012 г.).
5. Оценить влияние истории землепользования и современного функционального зонирования на изменение свойств и экосистемных сервисов почв ТиНАО г. Москва (Новой Москвы).
6. Провести сравнительный анализ факторов пространственной неоднородности экосистемных сервисов городских почв и опыта применения геоинформационных технологий в их оценке для информационного обеспечения принятия решений по устойчивому развитию почвенных ресурсов города.

Объект и предмет исследования. *Объектом* исследования являлись городские почвы Московского мегаполиса, изученные на разных пространственных уровнях. *Предметом* исследования стали физико-химические и микробиологические свойства городских почв, разработанные на их основе индикаторы экосистемных сервисов городских почв и факторы их пространственного разнообразия, включая естественные (климат, рельеф, растительность, фоновые почвы) и антропогенные (запечатанность, загрязнение, функциональное и историческое зонирование).

Научная новизна. В работе предложены почвенно-экологические индикаторы для пространственного анализа и оценки экосистемных сервисов

городских почв, что является необходимым связующим звеном между локальными исследованиями отдельных свойств городских почв и оценок экосистемных сервисов, основанных преимущественно на косвенных факторах (тип землепользования и характеристики земной поверхности). Выявлены основные факторы пространственной неоднородности экосистемных сервисов на локальном (тип растительности, функциональное зонирование, мероприятия по содержанию зеленых насаждений, удаленность от основных дорог), городском (запечатанность, эффект городского острова тепла) и субрегиональном (история землепользования, функциональное зонирование, удаленность от центра) уровнях. Показано, что существующие подходы к экологическому нормированию не всегда объективно позволяют оценить экосистемные сервисы городских почв, в частности, недооценивают их способностью служить геохимическим барьером для тяжелых металлов, но переоценивают устойчивость органического вещества.

Теоретическая и практическая значимость. Полученные экспериментальные результаты формируют более объективное представление о свойствах, экологических функциях и экосистемных сервисах городских почв и закономерностях их пространственного распределения. Данные могут быть ценным дополнением как к существующим подходам оценки экосистемных сервисов (например, TEEB, CICES), так и к субрегиональным и глобальным моделям почвенных свойств (S-world, WISE), в которых информация о городских почвах, как правило, очень ограничена. Практическое применение результатов работы может позволить дополнить и скорректировать существующие подходы к мониторингу, оценке и нормированию городских почв, в частности, их пространственной экстраполяции с учетом неоднородности территории Московского мегаполиса. Разработанные подходы к пространственному анализу и картографированию экосистемных сервисов городских почв могут быть востребованы для решения задач поддержания и улучшения качества городской среды органами местного самоуправления поселений и городских округов, в частности, задач оценки устойчивости и комфортности городской среды (распоряжение Правительства РФ от 5 ноября 2019 г 7 № 2624-р).

Методология и методы исследования. Методология исследований основана на разработке подходов к оценке экосистемных сервисов городских почв. Исследования включали в себя проведение полевых работ, лабораторных анализов физико-химических и микробиологических свойств почв, статистическую обработку полученных данных, пространственный анализ на основе ГИС-методов, а также анализ и обобщение полученных результатов. В полном объеме объекты и методы исследования отражены в главе 2.2.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Аккумуляция (секвестрации) углерода и геохимический барьер поглощения тяжелых металлов – ключевые экосистемные услуги городских почв, экологическая оценка которых необходима для поддержки принятия решений в сфере устойчивого развития города.

2. Существующие практики экологического нормирования почв Москвы без учета эффективности экосистемного сервиса геохимического барьера могут привести к завышению рисков загрязнения в центральной части города и их занижению в лесопарковых зонах на окраинах.

3. Пространственная оценка сервиса аккумуляции углерода отражает повышенные риски потенциальной эмиссии парниковых газов почвенными конструкциями на основе торфо-песчаных смесей в селитебных и рекреационных зонах г. Москвы под воздействием городского острова тепла.

Степень достоверности и апробация результатов. Результаты исследований основаны на экспериментальных данных, полученных автором на базе научного центра «Смарт технологии устойчивого развития городской среды в условиях глобальных изменений» АТИ РУДН для представительной выборки с использованием методов полевого и лабораторного анализа, статистической и геостатистической обработки. Материалы работы были представлены *на российских и международных конференциях*: XX, XXII и XXIII Докучаевские молодежные чтения (Санкт-Петербург, 2017, 2019, 2020); XXV Pedometrics 2017 conference (Вагенинген, Нидерланды, 2017); V конференции «Математическое моделирование в экологии «ЭкоМатМод-2017» (Пушино, 2017); VII конференции

«Индикация состояния окружающей среды: теория, практика, образование» (Москва, 2018); SSC (Москва, 2018); 9-м и 10-м международных конгрессах Soils of SUITMA в Москве (2017) и Сеуле, Южная Корея (2019).

Публикации. По материалам диссертации опубликовано 24 работы: 10 статей в научных журналах (из них 9 – включены в международные базы цитирования Scopus и Web of Science, 2 – рекомендованы ВАК), 1 методическое пособие и 13 тезисов в сборниках отечественных и международных конференций.

Личный вклад автора. Автор изучил и обобщил литературные и нормативные данные, связанные с темой диссертационного исследования, выполнил все полевые измерения, отбор почвенных образцов и их лабораторные анализы, а также работы по статистической обработке и анализу данных, расчету индикаторов для оценки экосистемных сервисов, разработке и составлению карт при помощи ГИС-методов.

Структура и объем диссертации. Диссертация включает введение, обзор литературы (Глава I), описание объектов и методов исследования (Глава II), результаты и их обсуждение (Главы III - VI), заключение, список литературы. Диссертация изложена на 133 страницах, содержит 20 таблиц и 40 рисунков. Список литературы включает 223 источника, из них 79 – отечественные и 144 – иностранные.

Благодарности. Автор выражает огромную благодарность научному руководителю В.И. Васеневу за помощь на всех этапах выполнения исследования и бесценный опыт в подготовке научных публикаций и докладов конференций. Автор признателен за советы и обсуждение результатов Р.А. Брыковой и К.В. Иващенко, а также коллектив центра «Смарт технологии устойчивого развития городской среды в условиях глобальных изменений» АТИ РУДН за помощь и всестороннюю поддержку. Работа выполнена при поддержке проекта РУДН «Аспирант полного дня», реализуемой в рамках программы «5-100». Исследования на различных этапах частично финансировалась за счет средств грантов РФФИ № 18-35-20052 мол_а_вед и № 19-29-05187 мк и гранта РНФ № 19-77-30012.

ГЛАВА I. Экологические функции и экосистемные сервисы городских почв.

1.1 Традиционные подходы к оценке почв и земель

Почва - один из ключевых компонентов природных, природно-антропогенных и антропогенных экосистем (Ковда, 1985; Glanz, 1995; Добровольский, Никитин, 1990, 2000, 2012; Blum, 2005). Как объект юридических и экономических взаимоотношений почва рассматривается в более широком контексте, являясь частью земель. Помимо почвенного покрова земли характеризуются пространством, рельефом, климатом, растительностью, недрами и водами (ГОСТ 26640-85). Таким образом, оценки почв и земель неразрывно связаны, так как почва является одним из компонентов, влияющих на стоимостную и качественную характеристику земель, которые в свою очередь являются основой хозяйственной и иной деятельности.

Первые подходы к оценке качества почв и их плодородия были разработаны еще в конце XIX века В.В. Докучаевым. Основные параметры оценки, включая содержание органического вещества, питательных веществ и влагоемкость остались неизменными и вошли в методики бонитировки почв и оценки почвенно-экологического индекса. Система бонитировки почвенных ресурсов, разработанная в 1958 году С.С. Соболевым, позволяет оценить потенциальную способность почвы к получению максимально возможного урожая. Для оценки бонитета почв помимо основных почвенных свойств учитываются данные о рельефе, климате, ландшафте и местных особенностях территории (например, солонцеватость, оглеение, засоление и т.д.) (Апарин и др., 2002; Богатырев и др., 2017).

До 1970-х годов почвенные ресурсы рассматривались в большей степени как средство производства сельскохозяйственной продукции (Ковда, 1973; 1975; 1981; Добровольский, 1979) и являлась единственным компонентом биосферы без нормирования содержания загрязняющих веществ. Этот подход лег в основу и экономической оценки почв, связанной в первую очередь с определением кадастровой стоимости сельскохозяйственных земель (Макаров и др., 2017; Савич и др., 2003; Карманов, 1991). В зависимости от категории земель вклад

почвенного компонента в кадастровой стоимости варьировал от значительного (для земель сельскохозяйственного назначения) до практически нулевого (земли поселений). В отличие от оценки почв, оценка земель в первую очередь ориентирована на территориальные единицы, а стоимостные оценки учитываются для задач территориального районирования (Сизов, 2013; Богатырев, 2017).

Увеличение антропогенной нагрузки и сопутствующие риски загрязнения привели к формированию санитарно-эпидемиологической оценки и нормированию качества почвы. Осложняющими факторами в разработке нормативов в области охраны окружающей среды является многокомпонентность почвы, неоднородность накопления загрязняющих веществ, характеризующаяся буферной способностью почвы, а также большим количеством смежных факторов, таких как рельеф, водный режим и хозяйственная деятельность. Существующие подходы к нормированию представляют собой оценку почвы относительно фоновое содержание, предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно допустимых концентраций (ОДК), в которых не учитывается тип и устойчивость почвы, функциональная принадлежность и характер использования земель (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2511-09, МУ 2.1.7.730-99). Методика оценки ущерба от захламления, загрязнения и деградации земель, утвержденная в 1999 году, включает в себя работы на рекультивацию и изыскания, а также коэффициенты для различных типов землепользования, однако, не учитывает упущенную выгоду, что в значительной степени занижает фактический ущерб (589-ПП).

Более широкую и комплексную оценку почвенные ресурсы получили после появления учения о почвенных функциях и концепции экосистемных сервисов. Большое внимание стало уделяться оценке устойчивости почвы и ландшафтов в целом, к числу таких работ относятся российские и зарубежные исследования эколого-геохимической чувствительности и устойчивости к техногенным воздействиям (Глазовская, 1997; 1999), определения геохимического барьера (Перельман, 1989; Алексеенко и Алексеенко, 2003; Кошелева и др., 2015) и буферной емкости почв (Савич, 1979), оценку «здоровья» почв (Doran and Parkin,

1996; Sojka and Upchurch, 1999), включая и их микробиологическую часть (Звягинцев и др., 1976; Кожевин, 1989; Wardle and Giller, 1996; Ohtonen et al., 1997; Ананьева, 2003).

Вместе с развитием этих учений возросла и значимость почвы в экосистеме. Так, например, в 1992 году американские исследователи Дрегне и Чоу оценили ущерб лишь от потери продуктивности земель в 42 миллиарда долларов в год на глобальном уровне (Dregne and Chou, 1992), однако, после расширения спектра почвенных экосистемных сервисов и функций, ущерб от деградации земель увеличился от сотен миллиардов до десятков триллионов долларов (LADA, 2020; Costanza et al., 2014).

1.2 Экологические функции почв

Традиционный подход оценки физико-химических свойств почв предполагает сравнение с санитарно-гигиеническими нормативами (ГН 2.1.7.2511-09, СП-11-102-97, МУ-2.1.7.730-99) и эталонами качества (Булгаков и Карманов, 2002; Bastida et al., 2008). Такой подход представляет собой оценку ограниченного перечня показателей и, главным образом, сфокусирован на воздействии почвы на здоровье человека, недооценивая участие почвы в глобальных экологических процессах: сохранении биоразнообразия, регуляции водного баланса, депонировании углерода и др (Dominati et al., 2010; Vasenev et al., 2018). Чтобы оценить глобальную роль почвы для окружающей среды и человека необходимо использовать интегральные и междисциплинарные подходы к оценке процессов и функций, а не отдельных показателей (Karlen et al., 1997, Nortcliff, 2002; Васенев, 2011). Поэтому, появление концепции экологических функций почв в начале 1970-х годов стало значимым шагом к переходу от традиционного взгляда на почву как ресурса для производства сельскохозяйственной продукции и источника загрязнения к оценке почвы как ключевого компонента биосферы (Ковда, 1973; 1975; 1981; Добровольский, 1979). Развитие нового подхода сконцентрировало работу на выделении и изучении глобальной роли почв в первую очередь, например, «обеспечение существования

жизни на Земле» и «обеспечение постоянного взаимодействия большого геологического и малого биологического круговоротов» (Ковда и Розанов, 1988).

Российское учение об экологических функциях почв определяет их как *роль почв и почвенных процессов в экосистемах, их сохранении и развитии* (Добровольский и Никитин, 1986; 2012), что позволяет рассматривать их со стороны воздействия почвы на факторы почвообразования. Согласно работе Добровольского и Никитина (2012) классификация экологических функций почв насчитывает 32 функции, включая 16 глобальных (взаимодействие почвы и окружающей среды) и 16 биогеоценотических (взаимодействие почвы и ландшафта) (Табл. 1).

Таблица 1 Российская классификация экологических функций почв
(Добровольский и Никитин, 2012; Васенев и др., 2018)

1. Биогеоценотические функции			
1.1. Физические	1.2. Химические и физико-химические	1.3. Информационные	1.4. Целостные
1.1.1. Жизненное пространство	1.2.1. Источник элементов питания	1.3.1. Сигнал для ряда сезонных и других биологических процессов	1.4.1. Аккумуляция и трансформация вещества и энергии
1.1.2. Жилище и убежище	1.2.2. Стимулятор и ингибитор биохимических и других процессов	1.3.2. Регуляция численности состава и структуры биоценозов	1.4.2. Санитарная функция
1.1.3. Механическая опора	1.2.3. Депо влаги, элементов питания и энергии	1.3.3. Пусковой механизм некоторых сукцессий	1.4.3. Буферный и защитный биогеоценотический экран
1.1.4. Депо семян и других зачатков	1.2.4. Сорбция веществ и микроорганизмов	1.3.4. «Память» биогеоценоза	1.4.4. Условия существования и эволюции организмов
2. Глобальные функции			
2.1. Литосферные	2.2. Гидросферные	2.3. Атмосферные	2.4. Биотносферные
2.1.1. Биохимическое преобразование верхних слоев литосферы	2.2.1. Трансформация поверхностных вод в грунтовые	2.3.1. Поглощение и отражение солнечной радиации	2.4.1. Среда обитания, аккумулятор и источник
2.1.2. Источник вещества для образования минералов, пород, полезных ископаемых	2.2.2. Участие в формировании речного стока	2.3.2. Регулирование влагооборота атмосферы	2.4.2. Связующее звено биологического и геологического круговоротов, планетарная мембрана
2.1.3. Передача аккумулированной солнечной энергии в глубокие части	2.2.3. Фактор биопродуктивности водоемов за счет приносимых	2.3.3. Источник твердого вещества и микроорганизмов, поступающих в	2.4.3. Защитный барьер и условие нормального функционирования биосферы, этносферы и

литосферы	почвенных соединений	атмосферу	социосферы
2.1.4. Защита литосферы от чрезмерной эрозии и условие ее нормального развития	2.2.4. Сорбционный защищающий от загрязнения барьер акваторий	2.3.4. Поглощение и удержание некоторых газов от ухода в космическое пространство; регулирование газового режима атмосферы	2.4.4. Фактор биологической эволюции, этногенеза и эволюции общества

Европейская и американская школы отличаются более прикладным вектором исследования, определяя функции почв как воздействие почвенных процессов на окружающую среду и человека (Nortcliff, 2002; European Soil Strategy, 2006). Такой подход позволил применять анализ функций почв не только в природоохранных целях (Чернова, 1995; Добровольский и Никитин, 2000; Апарин, 2007), но и в административных и экономических вопросах по оценке земель и планированию землепользования (Karlen et al., 2003; Vrsaj et al., 2008; Sang et al, 2014). При этом, европейские и американские исследования подразделяют функции почв на экологические и «неэкологические» (Blum, 2005) или естественные и «полезные для человека» (BBodSchG, 1998), а общее количество функций составляет 6-7 видов в зависимости от классификации.

Несмотря на различия российской и зарубежных школ в количестве функций и подходах к их изучению, классификации имеют строго определенные аналоги (Табл. 2) за исключением «неэкологических» (Blum, 2005) и «полезных для человека» (BBodSchG, 1998) функций, т.к. основное внимание в российской классификации уделяется взаимодействию почвы и ландшафта (на биогеоценотическом уровне) или почвы и окружающей среды (на глобальном уровне), а не взаимному влиянию почв и человека, как в случае с европейскими и американскими классификациями. Помимо этого, к несоответствию классификаций привело научное обособление и юридическое закрепление понятий *почвы как природного тела* и *земли как территории* (пространственного базиса размещения человека и производимых объектов) (Макаров, 2003). Поэтому функции «основа для инфраструктуры» и «источник полезных ископаемых и строительных материалов» не имеют аналогов в российском учении.

Таблица 2. Функции почв в России, относящиеся к иностранным классификациям (Васенев и др., 2018)

Blum, 2005	BBodSchG, 1998	Andrews et al., 2004	Соответствующие функции из российской классификации¹
<i>Экологические функции:</i>	<i>Природные функции</i>		
Защита человека и окружающей среды	Участие в циклах водообмена и питательных веществ	Круговорот питательных веществ	1.2.1; 1.4.1; 2.1.2; 2.2.2; 2.3.1; 2.3.4;
	Регулирование баланса и защита подземных вод	Круговорот воды	1.2.4; 1.4.2; 1.4.3; 2.1.1; 2.2.1; 2.2.4; 2.3.2; 2.4.2;
		Фильтрация и буферизация	
		Сопротивление и устойчивость	
Продуцирование биомассы	Основа жизни и среды обитания людей, животных, растений и почвенных организмов	Биологическое разнообразие и среда обитания	1.1.1; 1.1.2; 1.1.3; 1.2.3; 1.3.1; 1.3.2; 1.3.3; 2.2.3; 2.4.1;
Общий резерв			1.1.4; 1.2.2; 1.4.4; 2.3.3; 2.4.3; 2.4.4
<i>Неэкологические функции:</i>	<i>Функции, полезные для человека</i>		
Физическая основа человеческой деятельности	Земельные участки для поселений и отдыха	Физическая стабильность и механическая опора	
	Земельные участки сельскохозяйственного и лесохозяйственного назначения		
Источник сырья	Источник строительных материалов и сырья		2.1.3; 2.1.4
	Земельные участки для других видов хозяйственного и общественного пользования, транспорта, а также для снабжения, обеспечения и утилизации		
Культурное наследие	Накопление и сохранение артефактов		1.3.4

¹ номера функций из Табл. 1

1.3 Развитие концепции экосистемных сервисов

Концепция экосистемных сервисов (ЭС) пришла на смену экстенсивной политике бесплатных природных благ в середине 1950-х годов. Первое упоминание об экосистемных сервисах (ecosystem services) прозвучало в конце

60-х годов XX века в работах американских экономистов (King, 1966; Helliwell, 1969). Определение термину «Экосистемные сервисы (услуги)» как выгоды, которую человек напрямую или косвенно может получить от экосистемы, было дано в работе «The value of the world's ecosystem services and natural capital» (Constanza et al., 1997), набравшей более 25 тысяч цитирований, после которой концепция экосистемных сервисов начала активно продвигаться в научном сообществе и на политической арене. Работа Constanza et al., 1997 отмечает значительную недооцененность мирового природного капитала. В статье авторы выделили 17 экосистемных сервисов (Табл. 3) и оценили их общую стоимость для каждого из 16 биомов от 16 до 54 трлн. \$ в год, таким образом, средняя стоимость экосистемных сервисов планеты на тот период составила 33 трлн. \$ в год (при суммарном ВВП в 18 трлн. \$ в год). Оценка природного капитала в работе была показана не только с целью утилитарного подсчета, но и со стороны его недоучтенной роли в политической и экономической жизни государств, и возможном «дефиците» и удорожании экосистемных сервисов при отсутствии их оценки в стратегиях принятия решений (Vasenev et al., 2018).

Таблица 3. Экосистемные сервисы и индикаторы на основе работы
Constanza et al., 1997 (Васенев и др., 2018)

№	Экосистемный сервис	Экосистемная функция	Примеры
1	Газовое регулирование	Регулирование химического состава атмосферы	Баланс CO ₂ /O ₂ , уровень O ₃ для защиты от ультрафиолетовых лучей и содержание оксидов серы (SO _x).
2	Регулирование климата	Регулирование глобальной температуры, осадков и других биологически опосредованных климатических процессов при формировании облаков.	Регулирование парниковых газов, производство диметилсульфида, влияющего на облакообразование.
3	Регулирование стихийных бедствий	Емкость, демпфирование и целостность экосистем при реагировании на колебания окружающей среды.	Защита от штормов, борьба с наводнениями, восстановление после засух и другие аспекты реагирования среды обитания на изменчивость окружающей среды.

4	Регулирование водного режима	Регулирование гидрологических потоков.	Обеспечение водой сельскохозяйственных и промышленных процессов или транспорта.
5	Водоснабжение	Хранение воды и поддержание ее уровня.	Обеспечение водой водосборных бассейнов, водохранилищ и водоносных горизонтов.
6	Борьба с эрозией и удержание осадков	Защита почвы в экосистеме.	Предотвращение потери почвы в результате водной и ветровой эрозии или других процессов удаления.
7	Почвообразование	Процессы формирования почвы.	Выветривание горных пород и накопление органического материала.
8	Круговорот питательных элементов	Хранение, внутренний круговорот, продуцирование питательных веществ.	Фиксация азота и фосфора и другие питательных элементов.
9	Переработка отходов	Восстановление подвижных форм питательных веществ и удаление или разложение вчужеродных.	Переработка отходов, контроль загрязнения, детоксикация.
10	Опыление	Движение цветочных гамет.	Обеспечение опылителей для размножения популяций растений.
11	Контроль популяций	Трофико-динамическое регулирование популяций.	Контроль популяции хищников и травоядных.
12	Рефугиум	Временная среда обитания видов.	Питомники и заповедники, местообитание мигрирующих видов, региональные местообитания местных промысловых видов или места зимовки.
13	Производство продуктов питания	Часть валовой первичной продукции, извлекаемая в виде продовольствия.	Производство рыбы, дичи, сельскохозяйственных культур, орехов, фруктов путем охоты, собирательства, натурального хозяйства или рыбной ловли.
14	Обеспечение сырьем	Часть валовой первичной продукции, добываемой в виде сырья.	Производство пиломатериалов, топлива или кормов.
15	Генетические ресурсы	Источники уникальных биологических материалов и продуктов.	Медицина, продукты для материаловедения, гены устойчивости к возбудителям болезней растений и вредителям

			сельскохозяйственных культур, декоративные виды (домашние животные и садовые сорта растений).
16	Рекреационные ресурсы	Предоставление возможностей для проведения досуга.	Эко-туризм, спортивная рыбалка и другие виды активного отдыха на свежем воздухе.
17	Культурные ресурсы	Возможность некоммерческого использования природы	Эстетические, художественные, образовательные, духовные и/или научные ценности экосистем.

В рамках развития этой концепции с начала 2000-х годов основная работа американских и европейских экономистов была нацелена на разработку методик, которые позволили бы оценить блага экосистемы, не имеющих цены, например, регулирование климата и обезвреживание отходов (Krieger, 2001).

В 2005 году концептуальная рабочая группа опубликовала доклад «Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment» (Оценка экосистем на пороге тысячелетия), где были представлены 20 экосистемных сервисов, разбитых на 4 категорий: *поддерживающие*, необходимые для производства всех других экосистемных сервисов; *обеспечивающие*, предоставляющие продукты от экосистемы; *регулирующие*, контролирующие экосистемные процессы, и культурные, обеспечивающие нематериальные блага от экосистемы (МА, 2003). В работе специалисты подробно проиллюстрировали как экосистемные сервисы прямо и косвенно влияют на благосостояние людей, благодаря чему происходит постоянная взаимосвязь человека и экосистемы в свободе и выборе (Рис.1). После публикации работы на русском языке, термин «экосистемные сервисы (услуги)» начал применяться не только в американских и западных исследованиях, но и в российских (Медведева, 2007; Тишков, 2010; Бобылева и др., 2013).



Рис. 1 Экосистемные сервисы (услуги) и их связь с благосостоянием общества (МА, 2003; Васенев и др., 2018).

Международный проект «The Economics of Ecosystems and Biodiversity» (ТЕЕВ, 2010) ориентирован на экономические оценки экосистем, в том числе и почвенного компонента, в отечественной практике оценка экосистемных сервисов начинает активно применяться для задач оценки земельных ресурсов или ущерба от деградации почв (Медведева, 2012; Макаров и др., 2017), а также в лесном хозяйстве (Касимов, 2015).

Несмотря на то, что классификация экосистемных сервисов несколько менялась и расширялась за последние пару десятилетий (De Groot et al., 2002; МЕА, 2005; ТЕЕВ, 2010), она по-прежнему включает в себя четыре категории: производственные/обеспечивающие; регулирующие; жизнеобеспечивающие/поддерживающие и культурные/информационные сервисы (Jónsson and

Davíðsdóttir, 2016). Последний вариант международной классификации экосистемных сервисов (International Classification of Ecosystem Services (CICES)), подготовленной Европейским агентством по окружающей среде (Haines-Young and Potschin, 2013), представляет собой наиболее полную и широкую систему учета (более 90 экосистемных сервисов), но при этом исключает жизнеобеспечивающие/ поддерживающие сервисы с целью исключения двойного учета природного капитала с другими категориями сервисов. Это стало поводом для критики такого подхода в связи с уменьшением роли социально-экономических факторов за счет увеличения экологического уклона классификации (Schwilch et al., 2016). В России, как правило, используется классификация группы по «Оценке экосистем на пороге тысячелетия» (МЕА, 2003). В международной практике (Van Oudenhoven et al., 2012; Shroter et al., 2014; Greiner et al., 2017) наиболее часто концепция применяется для оценки и картирования природных ресурсов (Crossman et al., 2013; Mako et al., 2017), а также для аналитической работы в области альтернативных сценариев землепользования (Maes et al., 2012; Willemen et al., 2016). Среди наиболее известных случаев использования подхода экосистемных сервисов в международной эколого-экономической и политической практике – судебные разбирательства по компенсации ущерба от разлива нефти в Мексиканском заливе («Committee on..., 2013).

1.4 Почвенные экосистемные сервисы

Долгое время концепции экосистемных сервисов и экологических функций почв развивались автономно. В связи с этим, роль почв в реализации экосистемных сервисов оставалась недооцененной несмотря на то, что западная модель экологических функций почв была нацелена на практическое применение (Daily et al., 1997; Balmford et al., 2002). В процессе перехода концепции экосистемных сервисов от теории к практическому применению и разработки качественных и количественных подходов к их оценке, роль почвенных свойств и функций возросла, что отразилось в уточненных и дополненных современных

классификациях (CICES, 2017). Результатом такой интеграции стало и увеличение количества работ по изучению роли почвы в качестве поддерживающих (обеспечивающих) экосистемных сервисов и появление термина почвенных (‘soil-based’) экосистемных сервисов (Dominati et al., 2010; Bouma, 2014). На сегодняшний день существует большое количество публикаций о взаимосвязи экологических функций почв и экосистемных сервисов, однако, все они представляют частные исследования (Paul and Clark, 1996; Zhao et al., 1997; Juarez et al., 2013). Разработать единую схему, объединяющую обе концепции, до сих пор не удастся. Основной причиной является сложные и разноплановые (прямые и косвенные) связи почв с экосистемными сервисами. Например, при сопоставлении экологических функций (Blum, 2005; Добровольский и др., 2012) и экосистемных сервисов по классификации TEEB для большинства функций выявлено от двух до четырех связей, а для каждого сервиса - до восьми связей для (Рис. 2).

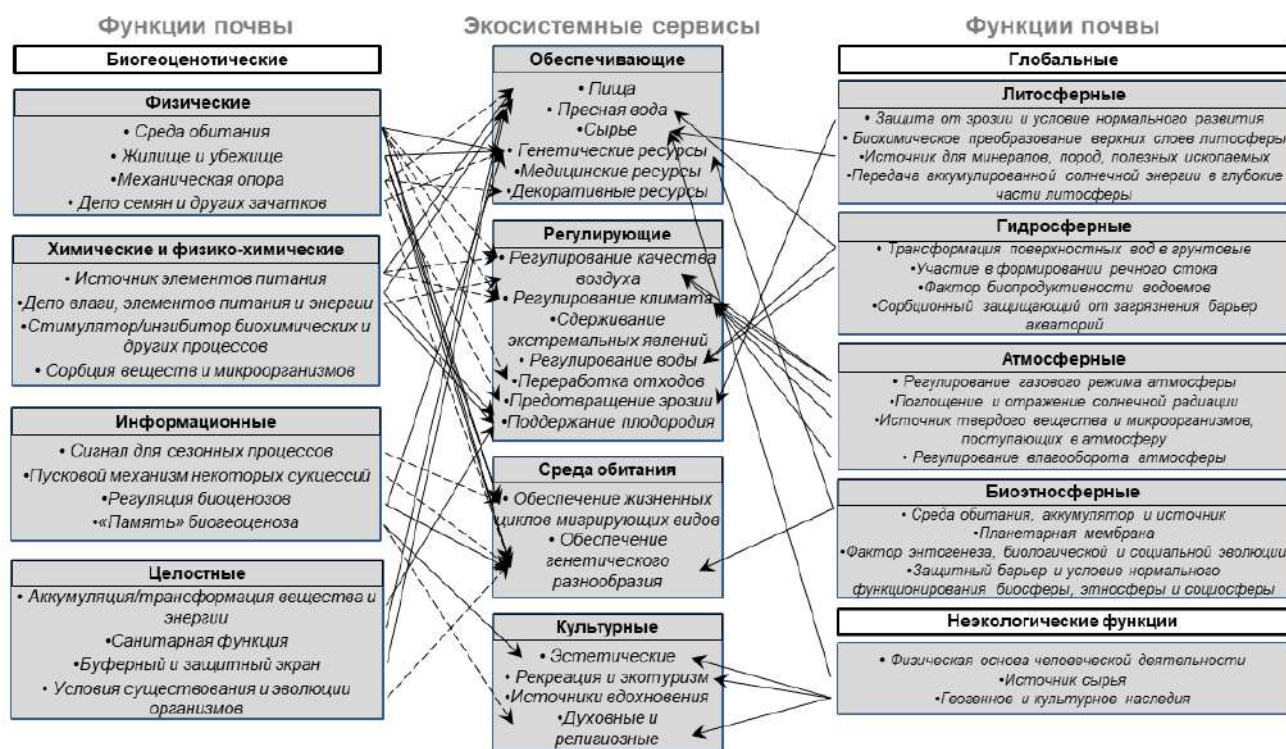


Рис. 2. Взаимосвязи между экологическими функциями почв и экосистемными сервисами (Васенев и др., 2018).

На сегодняшний день наиболее интересными и полными схемами, отражающими связи функций почв и экосистемных сервисов почв, представляются рамочная схема Dominati et al., 2010 (Рис.3) и схема «цветка» (Adhikari and Hartemink, 2016) (Рис. 4). В работе Dominati et al., 2010 основная роль почв отдается поддерживавшим процессам. Роль почвы здесь рассматривается не в контексте «сервисов», а в контексте «процессов», нацеленным на установление равновесия и поддержание природного капитала. К основным категориям таких процессов автор относит круговорот питательных веществ и воды, а также биологическую активность.

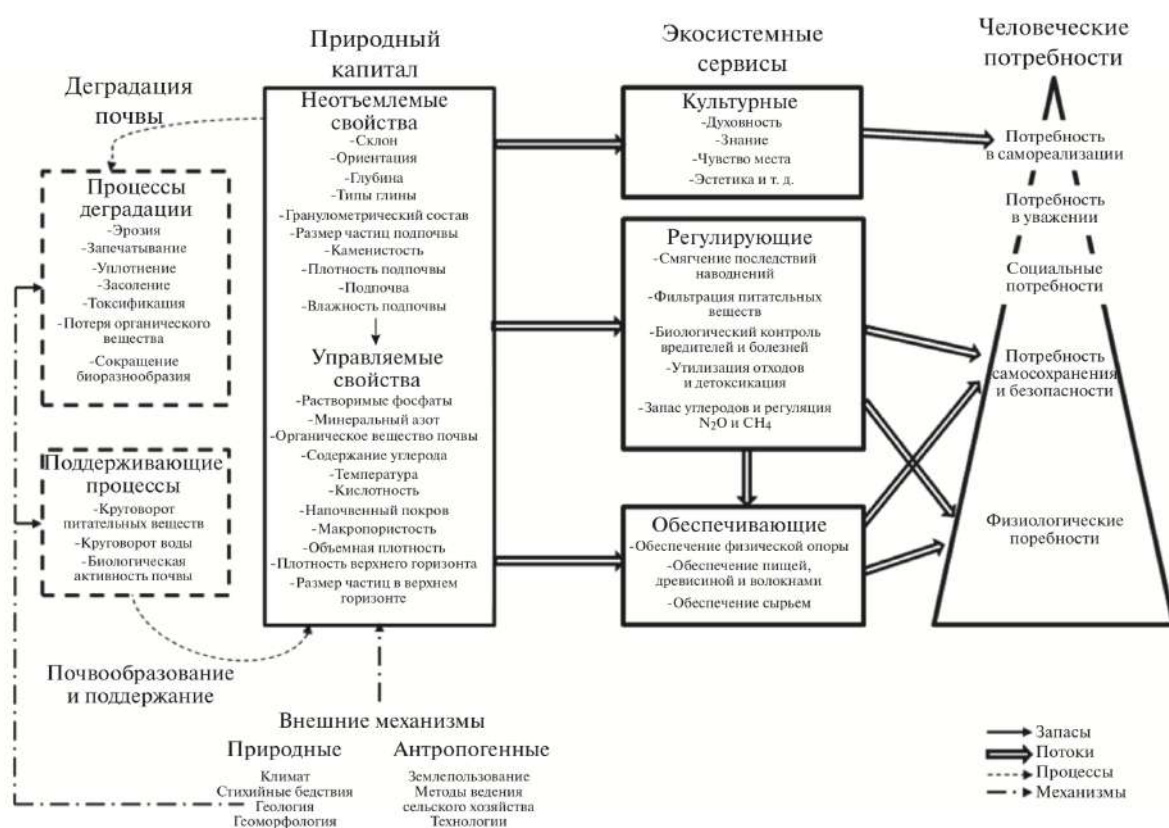


Рис. 3. Рамочная схема обеспечения экосистемных сервисов за счет почвенных ресурсов по Dominati et al., 2010 (Васенев и др., 2018).

В исследовании Adhikari and Hartemink, 2016 связи между почвой и экосистемными сервисами были показаны через функции почвы. В заключении авторы подчеркнули, что для дальнейшего повышения роли почв в концепции необходим междисциплинарный подход, а дальнейшие исследования должны

быть сосредоточены на значении безопасности почв в устойчивой экологической политике и управлении.

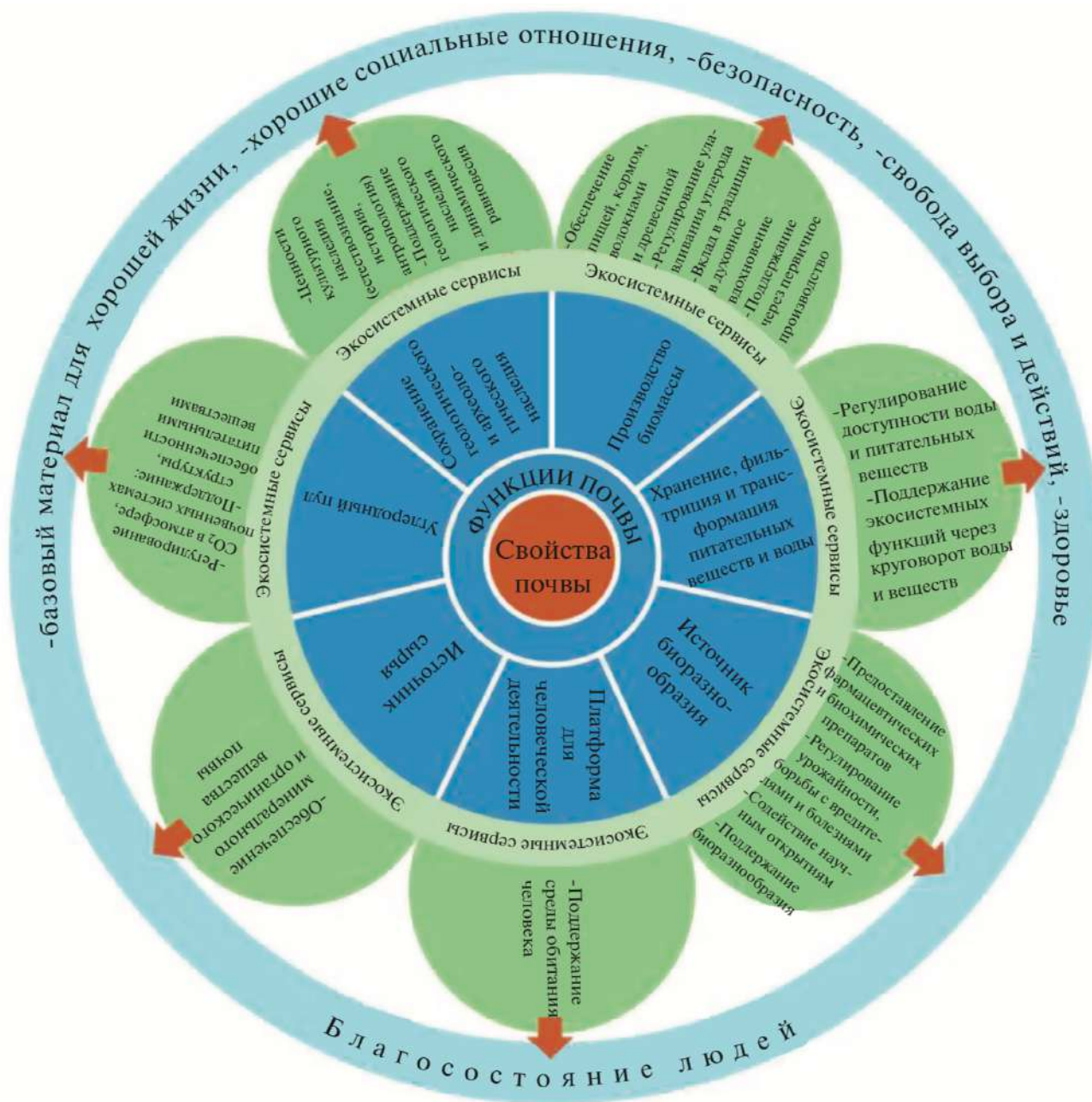


Рис. 4. Концептуальная схема взаимосвязи почвенных свойств и экосистемных сервисов через функции почв по Adhikari and Hartemink, 2016.

Среди российских публикаций можно выделить подход в работе Бондаренко (2016), объединяющий функции почв и экосистемные сервисы на биогеоценотическом и глобальном уровнях. Однако, предложенные модели позволяют соотнести функции почв к подходящим сервисам, но не предлагают поэтапный подход для их анализа и оценки. Наиболее подходящей для этих целей

является «каскадная» модель, позволяющая объединить свойства почв, их экологические функции и экосистемные сервисы, а также возможные варианты практического применения результатов такой оценки (Рис. 5).

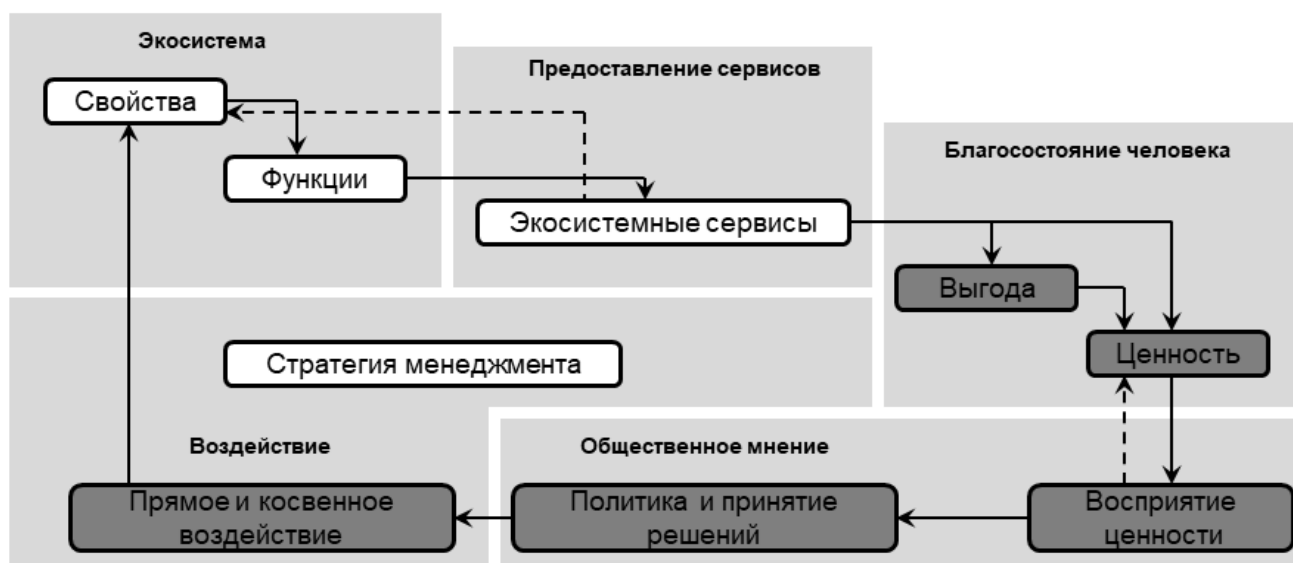


Рис. 5. Схема оценки свойств почв, функций почв и экосистемных сервисов для принятия решений по каскадной модели (основано на Greiner et al., 2017 и Haines-Young and Potschin, 2013).

Однако, глобальные и региональные исследования, как правило, оценивают роль почв в реализации экосистемных сервисов для естественных экосистем и агроэкосистем и практически не учитывают роль городских почв (Morel et al., 2015).

1.5 Городские почвы: особенности образования и функционирования

Сложность оценки экосистемных сервисов городских почв связана не только с их пестротой и динамикой, но и со сложившимся восприятием почв города как загрязненных, переуплотненных, обладающих низкой микробиологической активностью, другими словами, сильно деградированных почв (Курбатова и др., 2004; McKinney, 2006). Вопреки этому мнению городские почвы часто выполняют функции и сервисы наравне с фоновыми почвами, а иногда и выше, и могут отличаться высоким разнообразием микроорганизмов и беспозвоночных. А благодаря продвижению и растущему интересу к современным концепциям

устойчивого развития городов, к которым относятся «экологически устойчивый город» (Pickett et al., 2008), «город минимальных эмиссий» (Raciti et al., 2011) и «климатически адаптированный город» (Reeve, 2012)), акцент внимания для урбоэкосистем начал смещаться именно на экологические функции и сервисы, которые городские почвы могут обеспечить (Pataki et al., 2011; Смагин, 2012; Васенев и др., 2012). Такое повышение интереса к городским почвам приводит к разработке новых подходов количественной и пространственной оценки, а также к применению опыта фундаментальных исследований на практике, так как в большинстве случаев оценка в городских условиях нацелена на реализацию решений по развитию и повышению качества жизни (Morel et al., 2015; O'Riordan et al., 2021).

Разработка классификации городских почв, изучение процессов почвообразования, а также разработка подходов к их оценке и нормированию являются актуальными задачами не только для ученых и экологов, но и для политических деятелей, архитекторов и инженерно-изыскательных компаний, в связи с нарастающими темпами урбанизации и преобладанием городского населения над сельскими жителями (Pickett et al., 2011; Seto, 2011; UN, 2008; 2011; FAO, 2013). Городские почвы в урбоэкосистеме выполняют функцию связующего компонента между атмосферой, зелеными насаждениями и грунтовыми водами, и оказывают определяющее воздействие на состояние окружающей среды и здоровье горожан (Vrscaj et al., 2008; Morel et al., 2015).

К основной особенности городских почв относится то, что они развиваются под влиянием природных и антропогенных факторов почвообразования, который выражается не только в функциональном зонировании территории, но и воздействует на все остальные факторы (Строгонова и др., 1997; Прокофьева и др., 2004). Таким образом, в городских почвах идут те же почвообразовательные процессы, что и в природных почвах, включая образование и накопление гумуса, перераспределение в профиле частиц различного диаметра, новообразование минералов и др.; только в других сочетаниях и приводят они к другому результату (Прокофьева и др., 2004). Именно от степени антропогенного

воздействия зависит состояние почв в городе и степень нарушенности: например, участки городского леса максимально приближены к естественным зональным почвам, но наряду с ними могут соседствовать запечатанные пространства (Pouyat и др. 2009; Morel et al., 2017), включающие запечатанные почвы (Scalenghe and Marsan, 2009), сильно нарушенные почвы без структуры (Short et al., 1986), а также конструктороземы благоустроенных общественных и селитебных пространств (Trammell et al., 2016) и сконструированные почвы зеленых крыш и посадок (например, Grabosky et al., 2002).

Методы управления также вносят свой вклад в уникальность городских почв и ее биоты и микробного сообщества. Например, орошение может компенсировать недостаток влаги в почве как серьезное ограничение участка для почвенной биоты, а пестициды могут изменять баланс флоры (Szlavecz et al. 2018). Уплотнение почвы ухудшает условия для жизни и развития многих почвенных организмов, хотя некоторые таксономические группы (например, дождевые черви и муравьи могут выживать под непроницаемыми поверхностями или тротуарами (Youngsteadt et al., 2015). Мероприятия по уходу и содержанию, такие как уборка старой опавшей листвы и веток, лишают многие виды укрытий и пищевых ресурсов, в то время как компостирование и мульчирование создают новые (Burrow, 2018; Madre et al., 2013).

Таким образом, роль почв в экосистеме города сложна и разнообразна. Несмотря на высокий уровень нарушенности, характерный для большинства городских почв, их потенциал для обеспечения условий жизни растений и микроорганизмов, регулирования гидрологических и биогеохимических циклов не уступает почвам естественных и сельскохозяйственных территорий (Pouyat et al. 2010). Однако, адекватная оценка их экологических функций требует учета специфики городских условий.

1.6 Экосистемные сервисы городских почв.

1.6.1 Особенности экосистемных сервисов городских почв. Сильный импульс в области исследования роли городских почв в эффективности экосистемных

сервисов был дан после публикации работы «Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs)» (Morel et al., 2015), где было рассмотрено 17 экосистемных сервисов и приведена оценка потенциала их реализации городскими почвами по четырем различным группам: квазиприродные (vegetated pseudo-natural), сконструированные (vegetated engineered), почвы заброшенных территорий (dumping sites) и запечатанные (sealed) почвы. Помимо сервисов, городские почвы также выполняют функции диссервисов (disservices), т.е. оказывают негативное воздействие на экосистему, например, через запечатывание или загрязнение (Рис. 6). При этом, в зависимости от функционального назначения одни и те же группы почв выполняют как сервисы, так и обратные им диссервисы. Например, запечатывание почв приводит к уменьшению фильтрации и тем самым увеличивает риск затопления территории, однако, вместе благодаря грамотной организации поверхностного стока при устройстве дорожно-тропиночной сети риск затопления таких территорий снижается. В тоже время разные группы городских почв могут противоположно воздействовать на экосистему. Например, конструктороземы положительно воздействуют на глобальный климат в связи с высокой эффективностью функции депонирования углерода, при этом высокая эмиссия метана группы почв свалок воздействует отрицательно.

Вместе с изменением отношения к роли городских почв, фокус по изучению их функций и сервисов также сместился. Изначально городские почвы изучались в контексте их загрязнения, деградации и сопряженных с этим рисков для здоровья населения (Курбатова и др., 2004; 2003; Poggio and Vrscaj, 2009; Wei and Yang, 2010). Современные же концепции устойчивого развития, напротив, основное внимание уделяют роли почвы в устойчивом функционировании городских экосистем, как основы для обеспечения качества жизни в городе (Teixeira da Silva et al., 2018; Васенев и др., 2018; Calzolari et al., 2020). Стоит отметить, что более 2/3 современных исследований экосистемных сервисов городских почв посвящены регулирующим сервисам (O'Riordan et al., 2021), а к ведущим экосистемным сервисам городских почв, которые нашли свое место в

глобальной классификации экосистемных сервисов, можно отнести снижение загрязнения и воздействие на глобальный климат (Lorenz and Shaw, 2017).

Сервисы Диссервисы	Квазиприродные почвы	Сконструированные почвы	Почвы заброшенных территорий	Запечатанные почвы
Обеспечивающие	Производство продуктов питания	Производство продуктов питания	Производство сырья, древесины и волокон	Обеспечение пресной водой
	Производство сырья, древесины и волокон	Производство сырья, древесины и волокон	Источник полезных ископаемых	
	Источник полезных ископаемых	Обеспечение пресной водой	Загрязнение воды	
Регулирующие	Хранение запасов воды	Хранение запасов воды	Хранение запасов воды	Хранение запасов воды
	Контроль стока и затоплений	Контроль стока и затоплений	Контроль стока и затоплений	Повышение риска затоплений
	Ослабление загрязнения	Ослабление загрязнения	Ослабление загрязнения	Ослабление загрязнения
	Поддержание глобального климата	Поддержание глобального климата	Поддержание глобального климата	Поддержание глобального климата
	Поддержание местного климата	Поддержание местного климата	Поддержание местного климата	Повышение эффекта "теплового острова"
	Поддержание биоразнообразия	Поддержание биоразнообразия	Поддержание биоразнообразия	
		Поддержание интродуцентов		
	Очистка воздуха	Очистка воздуха	Очистка воздуха	
	Контроль уровня шума	Контроль уровня шума	Контроль уровня шума	Контроль уровня шума
			Выщелачивание токсинов	
			Выбросы парниковых газов	
Культурные	Рекреация и туризм	Рекреация и туризм		
	Архив человеческой истории	Архив человеческой истории	Архив человеческой истории	Архив человеческой истории
	Ландшафт	Ландшафт	Ландшафт	Ландшафт
	Образование	Образование	Образование	Образование

Рис. 6. Рамочная классификация сервисов и диссервисов городских почв (на основе Morel et al., 2015).

1.6.2 Экосистемный сервис аккумуляции углерода. Наиболее часто используемыми сервисами в экологической и экономической оценке являются регулирующие сервисы, снижающие негативное воздействие на климат (ТЕЕВ, 2010). Важнейшую роль в этом процессе выполняет такая экологическая функция почвы как депонирование углерода (Blum, 2005; Dominati и др., 2014). Вместе с этим, основным биогенным источником выбросов CO₂ в атмосферу также

является почва (Houghton et al., 2003), при этом, вклад микробного дыхания в этот процесс колеблется от 40 до 90% для различных биомов (Hanson et al., 2000; Ananyeva et al., 2020).

Функции депонирования углерода и его минерализации хорошо изучены и посчитаны для естественных территорий и агроэкосистем (Lorenz & Lal, 2009; Davies et al., 2011; Lal et al., 2012). При этом, в традиционных экологических исследованиях запасы углерода в городских почвах считаются пренебрежительно малыми (Jobbagy and Jackson, 2000; Jim & Chen, 2009; Herrmann et al., 2017), однако, большинство современных исследований сходятся во мнении, что запасы углерода в пределах городских территорий не только сопоставимы, но и могут превышать природные и сельскохозяйственные экосистемы (Pouyat et al., 2006; Lorenz and Lal, 2008, 2015; Vasenev and Kuzyakov, 2018). В то же время выбросы углерода из городских почв также высоки (Kaye et al., 2005; Decina et al., 2016), а устойчивость запасов углерода в городских почвах сомнительна (Sarzhhanov et al., 2017).

Соотношение запасов углерода почв и способности к его минерализации через микробное дыхание позволяет оценить экосистемный сервис аккумуляции углерода почв по константе биодеструкции (k) и времени оборачиваемости (T) углерода (Smagin et al., 2018). Помимо экологической оценки значимость этого сервиса для городских территорий очень высока, так как его оценка позволяет разработать последовательность решений в политике благоустройства и поддержания городской зеленой инфраструктуры. Например, обрезка и внесение удобрений может интенсифицировать процессы роста и уплотнения биомассы и, следовательно, увеличить запасы углерода в почве. Однако некоторые почвогрунты, используемые в городском озеленении (например, торф, композиты, органические отходы и т.д.), подвергаются интенсивной минерализации через микробное дыхание (Beesley, 2012; Schepeleva et al., 2017). Поэтому результаты оценки сервиса аккумуляции углерода могут стать базой для решения задач экологического проектирования территорий и планирования городов, в частности, уменьшения доли фрагментированных участков городских газонов в пользу

укрупненных ареалов древесно–кустарниковых насаждений, а в случае невозможности изменения функционального зонирования, эффективность сервиса может стать обоснованием при подборе устойчивых грунтов с оптимальными почвенными свойствами.

1.6.3 Экосистемный сервис геохимического барьера для тяжелых металлов. Среди всех прямых антропогенных воздействий на почву загрязнение, вероятно, является наиболее изученным. Многочисленные исследовательские работы посвящены влиянию загрязнения на микробиологическую активность почвы (Castaldi et al., 2004; Vasenev et al., 2013), биомассу растительности и химический состав (McGrath et al., 2001; He et al., 2005; Gosse et al., 2017). Однако в городах наибольшее внимание уделяется контрэффекту загрязненных почв на здоровье человека (Bityukova et al., 2000; Poggio et al., 2008).

В тоже время, экосистемный сервис ослабления загрязнения тяжелыми металлами (ТМ) был предложен в работе Morel et al. (2015) в качестве одного из регулирующих экосистемных сервисов городских почв, так как почвы и в городских условиях могут являться геохимическими барьерами благодаря способности почв к иммобилизации и буферизации тяжелых металлов (Кошелева и др., 2015; Adhikari & Hartemink, 2016; Levin et al, 2017; Slukovskaya et al., 2019). Этот сервис можно оценить, учитывая как текущий уровень загрязнения тяжелыми металлами и металлоидами, так и свойства и режимы почвы, влияющие на мобильность и доступность тяжелых металлов (Poggio & Vrcaj, 2009; Luo et al., 2011). Содержание органического углерода в почве и реакция среды (рН) определяют кислотно-основные и биогеохимические механизмы закрепления, что в совокупности с гранулометрическим составом является важнейшими факторами мобильности тяжелых металлов (Глазовская, 2012). Сложное и нелинейное воздействие этих факторов на подвижность тяжелых металлов и их комбинаций рассматривается для оценки городских почв как геохимических барьеров тяжелых металлов (Richards et al., 2000; Plyaskina and Ladonin, 2009).

Большинство крупных городов проводят регулярные изыскания по мониторингу почв, направленные на оценку и контроль качества. Данные о

загрязнении ТМ, о которых сообщают общественности природоохранные органы, обычно ограничиваются средними значениями по административным единицам (районам или округам) в сравнении с нормативами ПДК (Кульбачевский, 2017). Однако, при таком подходе не учитываются пространственные закономерности городских почв и эффективности геохимического барьера. В отсутствие такой информации результаты мониторинга почв могут либо упускать из виду, либо преувеличивать риски для здоровья, связанные с загрязнением тяжелыми металлами.

1.6.4 Пространственная оценка экосистемных сервисов городских почв.

Подход к оценке экосистемных сервисов городских почв и картированию различных категорий в таких исследованиях отличается не только по воздействующим факторам, но и, зачастую, по конечным потребителям информации. С начала 2000-х значению почв в стратегиях территориального развития и нормативной базе градостроительства и благоустройства крупнейших городов уделяется все большее внимание (Teixeira da Silva et al., 2017). При этом, почва рассматривается не только в качестве территориального ресурса для застройки новых территорий, но и в контексте фактора, влияющего на комфорт и качество жизни населения. К настоящему времени сформировалась потребность в разработках наглядных платформ и доступных ресурсов почвенной информации, ориентированных не только на научных сотрудников и лиц, принимающих решения, но и на городских жителей (Vrščaj et al., 2008; Blanchart et al., 2018). Поэтому именно для городских территорий пространственная оценка экосистемных сервисов городских почв с применением геоинформационных систем (ГИС) становится наиболее востребованным методом анализа и подачи информации. Тесное соседство открытых и закрытых пространств, озелененных и неблагоустроенных кластеров, а также пестрота функциональных зон, усложняют эту задачу, но вместе с тем, учет этих факторов, делает такие исследования наиболее интересными для конечного потребителя и полными для оценки роли городских почв на региональном и глобальном уровнях (Effland and Pouyat, 1997; Roussel et al., 2018; Blanchart et al., 2018).

Среди существующих работ по пространственной оценке экосистемных сервисов городских почв на основе ГИС-методов можно выделить проекты, охватывающие отдельные объекты или районы (например, Russo et al., 2016; Calzolari et al., 2016; Bodnaruk et al., 2017; Matasov et al., 2021), исследования на городском уровне (например, Tokyo Metropolitan Government, 2011; Artmann, 2014; Nedkov et al., 2017; Sobocká et al., 2021; Vasenev et al., 2021), а также региональные и глобальные проекты, представляющие итоговый продукт как открытые платформы (GESSOL, 2012; Urban SMS, 2018; MAES, 2021).

Независимо от масштаба, методологию пространственной оценки объединяет блок аналитической работы по подбору наиболее широкого спектра факторов (растровых и векторных данных), их последующую классификацию, а также использование баз данных (EU, 2015). Также для большинства работ по оценке ЭС городских почв характерен междисциплинарный подход, так как зачастую учитываются не только почвенные данные и факторы почвообразования, но и данные о растительности, качестве воды и воздуха, а также социальные критерии. Поэтому к основным принципам пространственной оценки экосистемных сервисов городских почв можно отнести: 1) определение индикаторов и методов пространственного анализа; 2) анализ параметров устойчивости городских почв; 3) подбор пространственных данных для факторов (предикторов), определяющих экосистемные сервисы почв в условиях города; 4) разработка заключения и рекомендаций по режиму землепользования с учетом пространственной неоднородности. При этом, от выполнения последней задачи зависит прикладная часть и уровень информационного охвата, а объем пространственных данных и их качество будут влиять на полноту и достоверность оценки. Указанные принципы определили методическую основу диссертационного исследования.¹

¹Материалы глав 1.2-1.6 частично ранее опубликованы в работе [10] *Васенев В.И. Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) / В. И. Васенев, А. П. В. Ауденховен, О. Н. Ромзайкина, Р. А. Гаджиагаева // Почвоведение. – 2018. – № 10. – С. 1177-1191.*

ГЛАВА II. Объекты и методы исследования.

2.1 Общая природно-географическая характеристика Московского мегаполиса, особенности условий образования и функционирования почв на разных пространственных уровнях исследования.

Московский мегаполис расположен в центре Восточно-Европейской равнины на реке Москве, в междуречье Оки и Волги. Климат умеренно континентальный со среднегодовой температурой + 5,8 °С и средним количеством осадков - 600 мм. Мегаполис располагается в зоне южной тайги, но городской растительности (в особенности в границах до 2012 г.) преобладают интродуцированные виды (например, Липа мелколистная (*Tilia cordata*), Тополь бальзамический (*Populus balsamifera*), Клён ясенелистный (*Acer negundo* L.), Каштан конский обыкновенный (*Aesculus hippocastanum* L.), Береза повислая (*Betula pendula*) и т. д.). Естественные зональные дерново-подзолистые почвы также в значительной степени замещены техногенно-нарушенными городскими почвами или искусственными почвоподобными образованиями (Герасимова и др., 2003; Прокофьева и др., 2011, 2014).

Объектами исследования являлись городские почвы (урбостратоземы и урбо-стратифицированные дерново-подзолистые почвы по КПР (2004)) Московского мегаполиса, их свойства и экосистемные сервисы, изученные на локальном, городском и субрегиональном уровнях (Таб. 4).

Таблица 4 Характеристика объектов исследования

Объект	Пространственный уровень	Площадь, км ²	Фактор разнообразия	Год обследования	Кол-во точек
Кампус РУДН	Локальный	0.4	Тип растительности, расстояние до источников антропогенной нагрузки	2020	30
Москва (в границах до 2012 г.)	Городской	1070	Запечатанность, функциональное зонирование	2018	224
ТиНАО	Субрегиональный	1480	Землепользование	2018-2019	74

2.1.1. Характеристика и факторы неоднородности почв университетского кампуса (локальный уровень). Основной пространственной особенностью университетских кампусов по всему Миру является сочетание различных типов растительности и функциональных зон, а также факторов антропогенной нагрузки и степени ее проявления. Благодаря этому университетские кампусы часто становятся объектами экологических исследований в городе на локальном уровне как примеры комфортной и оптимизированной городской среды (Chen et al, 2014; Goncharova et al., 2020).

Кампус Российского университета дружбы народов (РУДН) находится на территории Обручевского района Юго-Западного административного округа (ЮЗАО) г. Москвы вблизи одной из крупнейшей транспортной магистрали города - Ленинского проспекта и непосредственно граничит с менее загруженными улицами Миклухо-Маклая и Саморы Машела. Округ расположен на Теплостанской возвышенности моренной равнины, именно на территории округа находятся самая высокая отметка города, а преобладающие юго-западные ветра и большое количество рекреационных массивов делают округ одним из самых экологически-благоприятных для жизни в городе.

Почвенный покров кампуса РУДН сформирован на моренных и покровных суглинках, для территории характерны слабо- и средне-гумусированные урбаноземы, которые также покрывают основную часть селитебной зоны округа, помимо экраноземов и реплантоземов в новостройках (Ильина, 2000). Основная часть древесной растительности представлена видами, хорошо приспособленными к городским условиям: Липа мелколистная (*Tilia cordata*) - 23.3%, Березы повислая (*Betula pendula*) и пушистая (*Betula pubescens*) – 14.7%, Клены ясенелистные (*Acer negundo*) и остролистные (*Acer platanoides*) – 14.5%, небольшую долю составляют виды осин, ив и яблонь. Хвойные породы деревьев (ели и сосны) занимают в общей сложности 5% от общей численности древесно-кустарниковой растительности. Также на территории расположены массивы из декоративных хвойных (Можжевельник казацкий (*Juniperus sabina*)) и лиственных

кустарников: Кизильник блестящий (*Cotoneaster lucidus*), Барбарис Тунберга (*Berberis thunbergii*), Дерен белый (*Cornus alba*) и др.

Почвенный отбор образцов проходил в 2020 году. На основе данных БПЛА для незапечатанных территорий были выделены следующие категории территории по типам растительности: газон (11) деревья (11) и кустарники (8). Координаты отбора образцов были определены рандомизированным методом на основе различного расстояния между точками и дальности от автомобильных дорог, зданий и парковок (Рис. 7).

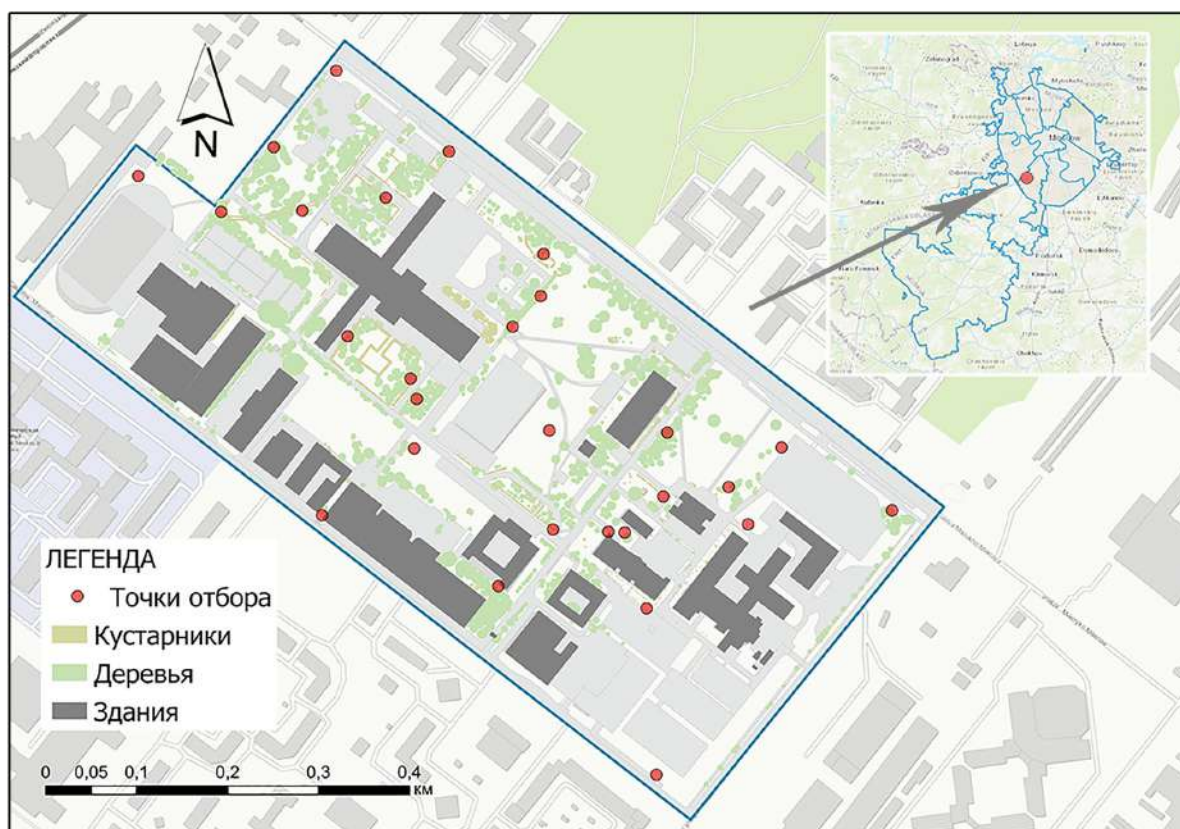


Рис. 7. Схема отбора почвенных образцов на территории кампуса РУДН.

2.1.2 Природные и антропогенные факторы неоднородности городских почв г. Москва (городской уровень). Территория г. Москва (в границах до 2012 г.) относится к двум ландшафтно-геоморфологическим областям: восточная часть с абсолютными высотами 175-185 м - к Мещерской низменности, а северо-западная, западная части с абсолютными высотными отметками 165-175м – к Смоленско-Московской возвышенности. Южная часть с максимальными

высотами до 253 м относится к подрайону Теплостанской возвышенности Москворецко-Окской равнины. Помимо этого, большую часть города занимает пойма Москвы-реки с надпойменными террасами (120-160 м а.в.) (Ильина, 2000). В южной, юго-западной и частично в северной частях города почвенный покров (ПП) сформирован на моренных и покровных суглинках, частично перекрытых опесчаненными техногенными отложениями. Также в южной и северной частях на древней плоской водно-ледниковой равнине описаны почвы на песчано-супесчаных и легкосуглинистых отложениях. ПП надпойменных террас р. Москвы, занимающих значительную часть города, формируется на песчано-супесчаных отложениях, местами перекрытых покровными суглинками. Естественные почвы сохранились только на территории крупных особо охраняемых природных территорий (ООПТ) города, а большую часть почвенного покрова в настоящий момент составляют различные антропогенные почвы и почвоподобные образования: урбаноземы, техноземы, экраноземы, реплантоземы и конструктороземы (Герасимова и др., 2003; Прокофьева, 2004; Прокофьева и др., 2011).

Сочетание различных функциональных зон является одной из причин пестроты и разнообразия городских почв, усложняющих их пространственную оценку. Для того, чтобы учесть высокое пространственное разнообразие городских почв, в 2018 году было обследовано 224 точки, равномерно распределенных в черте города и включающие различные функциональные зоны: рекреационная (54), селитебная (79), общественная (64), промышленная (27). (Рис. 8). Влияние автотранспорта на почвенные свойства и экосистемные сервисы почв, в каждой функциональной зоне было оценено благодаря отбору почвенных образцов на разном расстоянии от дорог. В итоге треть общей выборки составили объекты, расположенные на расстоянии 50 м от дороги, в том числе 8% - на расстоянии 10 м и 13% - на расстоянии от 10 до 30 м.

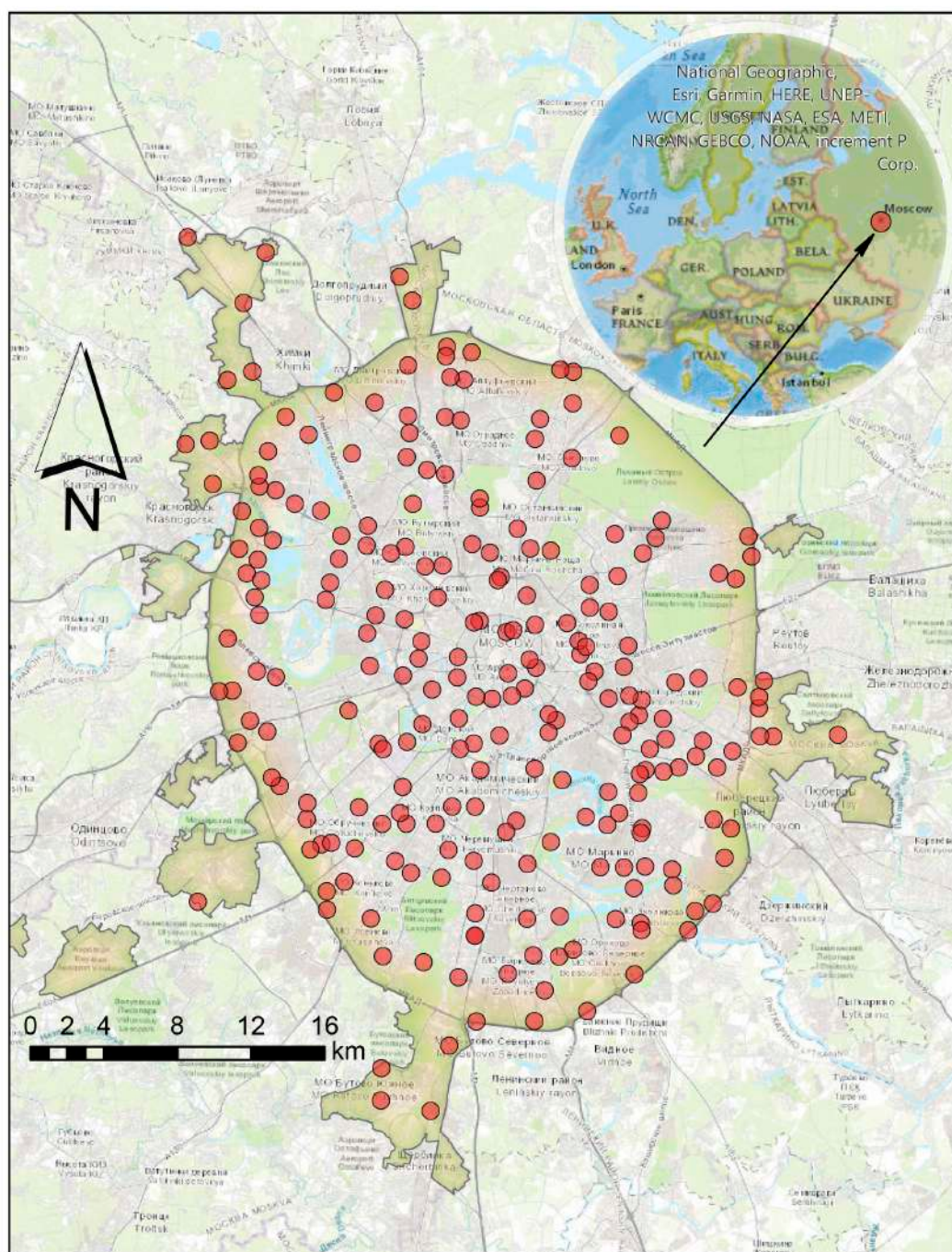


Рис. 8. Схема пробоотбора на городском уровне исследования.

Таким образом, схема пробоотбора учитывает не только на почвы с разной степенью нарушенности, но и на расположение основных источников загрязнения Москвы –автотранспорта и промышленных объектов (Фурсов, 2020). При этом медь, цинк, свинец и кадмий, были традиционно представлены как доминирующие ТМ в г. Москве (Обухов и Лепнева, 1987; Гладков, 2007;

Кульбачевский, 2017), однако недавние исследования с использованием атомно - эмиссионной спектроскопии раскрывают более широкий спектр загрязняющих веществ, включая мышьяк, вольфрам, висмут и молибден (Касимов и др., 2016; Kosheleva et al., 2018).

Наряду с загрязнением и регулярными мероприятиями по изменению почвенных конструкций для задач озеленения и благоустройства, запечатанность территорий, является еще одним проявлением антропогенного фактора, влияющего на почвообразование в условиях городских территорий. Большие площади и неравномерность асфальтово-бетонных пространств приводят к изменению поверхностного стока и температурного режима, а также снижению газообмена с атмосферой. Средняя запечатанность Москвы по результатам анализа OSM- данных в старых границах города составляет 48.8%, при этом, в отдельных округах САО и ЦАО она достигает 60.9 % и 67.8% соответственно, но для округов с обширными зелеными массивами процент запечатанности в несколько раз ниже: 37.6% для СЗАО и 35.9 % для ЮЗАО. Схема отбора проб охватывала только открытые (незапечатанные) участки, однако влияние запечатанности учитывалось косвенно - через расстояния от точки отбора проб до ближайших запечатанных поверхностей: зданий, автомобильных дорог и парковок, а также пешеходных и велосипедных дорожек.

2.1.3. Почвенно-географическая характеристика, история землепользования и факторы неоднородности почв Новой Москвы (субрегиональный уровень). На субрегиональном уровне были рассмотрены почвы Троицкого и Новомосковского административных округов (Новая Москва), включая новые (созданные после 2012 г.) и старые (созданные до 2012 г.) селитебные и рекреационные зоны населенных пунктов. В качестве фона были включены 9 точек исследования дерново-подзолистых (Albic Retisols) лесных и залежных экосистем Новой Москвы, а также 4 точки исследования агро-дерново-подзолистых почв на территории действующих агроландшафтов и кормовых угодий.

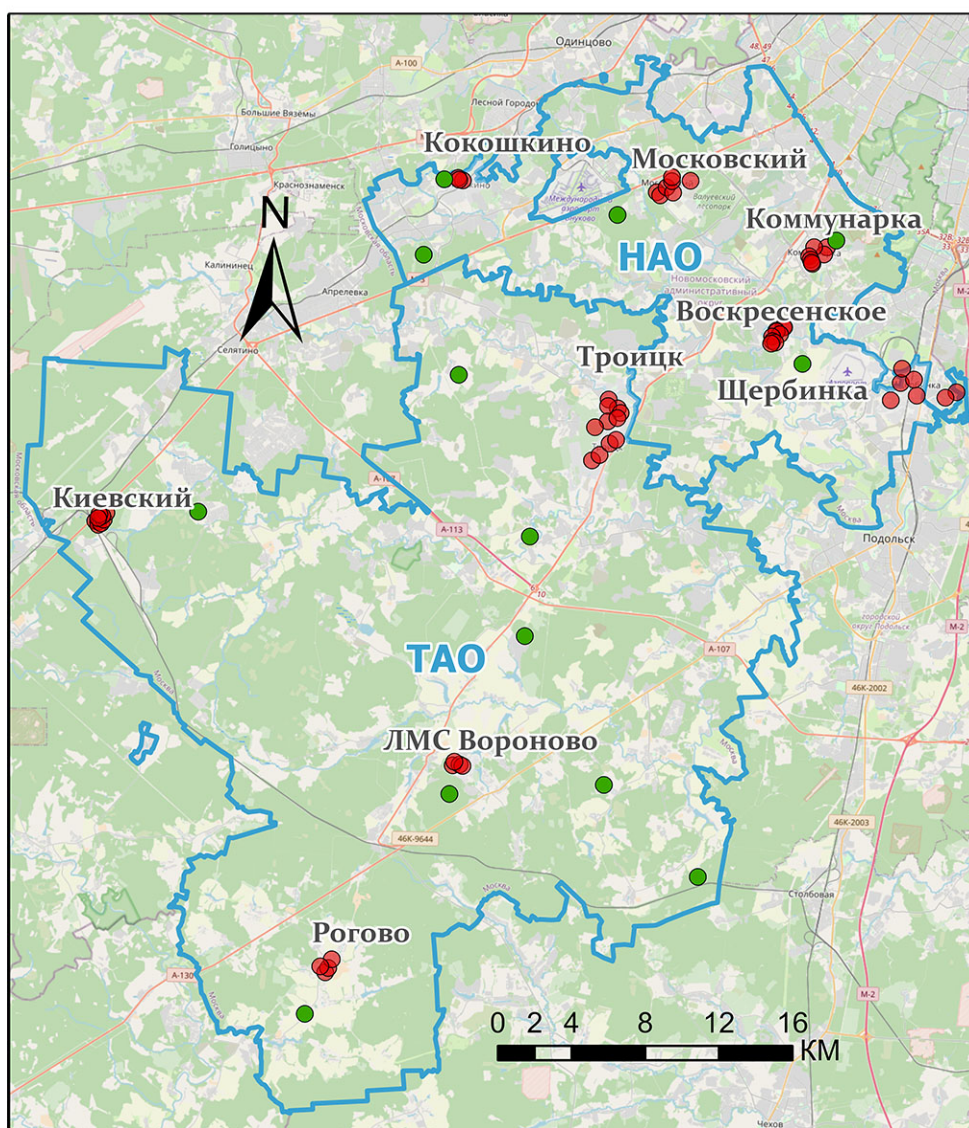


Рис. 9 Схема пробоотбора в Новой Москве: красные цветом выделены точки внутри населенных пунктов, зеленым-фоновых территорий.

Новая Москва (Троицкий и Новомосковский административные округа) образована в 2012 году путем присоединения к черте Москвы Троицкого административного округа (1084.3 км², 108.6 тыс. человек) и Новомосковского административного округа (361.4 км², 200.1 тыс. человек) (<http://nmao.ru/>). До 2012 года территории районов входили в состав Московской области, включали несколько городов и исторически были популярным рекреационным направлением. В результате в населенных пунктах Новой Москвы преобладают частный сектор и малоэтажная застройка. Новая Москва считается «зеленой зоной» мегаполиса. Промышленный сектор новых административных округов

развит слабо, а природные курорты, научно-исследовательские центры и агропромышленные комплексы, напротив, составляют преобладающие направления на карте функционального зонирования после территорий, покрытых лесом.

Новая Москва расположена на территории Москворецко-Окской равнины и Долинного комплекса Смоленско-Московской возвышенности (Макарова и Григорьева, 2018). Холмистые равнины являются основным типом рельефа региона (Вагнер и Манучарянц, 2003). Климат умеренно-континентальный со средней температурой января -8°C и июля $+19^{\circ}\text{C}$, что в целом, на 1-2 градуса ниже, чем на городском уровне исследования. Среднегодовое количество осадков составляет 600 -800 мм, две трети выпадают в виде дождя и одна треть - в виде снега. Средняя высота снежного покрова 30–50 см. Новая Москва относится к подзоне южной тайги, чаще всего встречаются смешанные и широколиственные леса, в хвойных лесах преобладают ели. Среди почв преобладают дерново-подзолистые почвы с аллювиальными почвами в долинах рек и торфяными почвами на болотах (Колосова и Чурилова, 2004).

По результатам анализа топографических карт и OSM данных с 1971 года запечатанность территории увеличилась в 6.7 раз, но не смотря на высокие темпы роста, к 2017 году она достигла 14.5% для всей территории, а почти 40% территории Новой Москвы до сих пор занимают леса.

Выбор разномасштабных объектов позволил изучить факторы пространственного разнообразия экосистемных сервисов городских почв, влияние которых проявляется на различных пространственных уровнях. На локальном уровне изучено влияние типа растительности, организации территории, мероприятий по уходу и содержанию. На уровне города в качестве основных факторов пространственной неоднородности изучены запечатанность территории, функциональное и историческое зонирование. Неоднородность почвенного покрова, история землепользования, размер и возраст поселений дополнили перечень факторов, изученных на субрегиональном уровне на примере Новой

Москвы, как значительной территории, испытывающую интенсивную урбанизацию в период с 2012 года до настоящего времени.

2.2 Методология и методы исследования

2.2.1 Полевые исследования. Выбор участков обследования осуществлялся по стратифицированному рандомизированному методу - внутри каждой категории (тип растительности, функциональная зона и т.п.) участки для отбора проб выбирались случайным образом. Выборка для каждого фактора варьировала от 5 до 30 точек в зависимости от масштаба исследования. На каждом участке смешанные почвенные образцы отбирались бурением с площадки 2×2 м методом конверта. Образцы для анализа химических свойств отбирались по горизонтам до глубины 50 см с последующим пересчетом показателей по мощностям 0-10 см, 10-30 см, 30-50 см. Почвенные пробы для микробиологического анализа отбирались в слое 0-10 см. Образцы для определения плотности почв отбирали с поверхности методом кольца по Качинскому. Для каждой точки проводилось полевое определение гранулометрического состава (метод Захарова), цвета (с использованием шкалы Мансела) и геопривязка в системе WGS 84 (GPS Garmin eTrex 10). Съемка с беспилотного летального аппарата DJI Mavic 2 PRO с камерой Hasselblad для локального уровня была проведена на высоте 50 м, снимающей в ближнем инфракрасном спектре (NIR) и видимом спектре (RGB).

2.2.2 Анализ физико-химических свойств. Все образцы высушивали на воздухе и просеивали после удаления фрагментов корней и растений. Гранулометрический состав определяли методом пипетки (Шеин и Карпачевский, 2007), *плотность* – весовым методом после высушивания почвы (объем образца 500 см³, естественное сложение; 105°C, 8 ч). *Содержание общего углерода* – методом высокотемпературного каталитического сжигания на анализаторе Elementar vario TOC select при температуре 950°C, *содержание органического углерода (C_{org})* - бихроматным окислением с последующим титриметрическим анализом (Воробьева, 1998), рН_{Н2О} - потенциометрическим методом (ЭКОТЕСТ - 2000, электрод сравнения и электрод “Эком-рН”). *Валовое содержание тяжелых*

металлов (ТМ), включая Ni, Cu, Zn, Pb, Cd, Mn и As было измерено методом атомно-эмиссионной спектрометрии с индуктивно связанной плазмой (ICP OES) с микроволновым разложением 0.25 г почвенного образца, растертого до 0.5 мм и смеси 3 мл HNO₃ + 2 мл HF + 1 мл HCl + 5 мл H₂O, а для определения Hg использовался анализатор RA-915 с префиксом распыления RP-91C (М-МВИ-80-2008). На локальном уровне дополнительно к лабораторному анализу применялся экспресс-метод анализа содержания ТМ с использованием портативного рентген-флуоресцентного анализатора (pXRF Olympus Vanta). Измерения проводились в 3 повторностях с экспозицией 60 секунд после высушивания до воздушно-сухого состояния, гомогенизации и измельчения до размера частиц менее 2 мм.

2.2.3 Анализ микробиологических свойств. Микробиологические показатели измеряли после предварительной инкубации образцов в течение 7 суток при постоянной температуре 22°C и условиях 50-60% полной влагоемкости для просушенных и измельченных до 1 мм образцов. *Субстрат-индуцированное дыхание (СИД)* определяли по регистрации начального максимального выделения CO₂ из обогащенной глюкозой почвы (Anderson and Domsh, 1978). Навеску почвы 1 г (для торфа 0.5 г) помещали во флакон (15 мл), добавляли раствор глюкозы (0.1 мл г⁻¹, 5 мг глюкозы г⁻¹), герметично закрывали и инкубировали при 22°C в течение 3-5 ч. Затем определяли концентрацию CO₂ в газовой фазе флакона методом газовой хроматографии (Кристалл 2000). *Углерод микробной биомассы С_{мик}* (мкг С г⁻¹) определяли по формуле: СИД × 40.04 + 0.37 (Anderson and Domsh, 1978) с учетом концентрации CO₂ в газовой фазе флакона, ее объема, навески образца и времени его инкубации. *Базальное дыхание (БД)* почвы измеряли в образце почвы, инкубированном 24 ч при 22°C (Ananyeva et al., 2008) с добавлением в почву дистиллированной воды (0.1 мл г⁻¹) вместо глюкозы. БД выражали в мкг CO₂-С г⁻¹ ч⁻¹ и рассчитывали также на единицу площади почвы (г CO₂ м⁻² сут⁻¹) с учетом плотности ее верхнего 10-ти см слоя. *Микробный метаболический коэффициент* (удельное дыхание почвенных микроорганизмов) определяли по отношению БД / С_{мик} = qCO_2 (мкг С-CO₂ мг⁻¹С_{мик} ч⁻¹).

2.2.4 Методика оценки рисков загрязнения. Комплексное загрязнение ТМ оценивалось по интегральным индексам, которые широко используются в российской и международной практике оценки качества почвы и экологического контроля: суммарный показатель загрязнения - Z_c (МУ-2.1.7.730-99, 2013), индекс загрязнения - $PI_{Nemerow}$ (Inengite et al., 2015) и индекс экологических рисков - PERI (Lim et al., 2008; Weissmannova and Pavlovsky, 2017).

Индекс Z_c был рассчитан на основе Формулы 1 для семи рассматриваемых ТМ:

$$Z_c = \sum K_{Ci} - (n-1), \quad (\text{Формула 1})$$

где K_{Ci} – коэффициент концентрации i -го загрязнителя;

n - количество загрязняющих веществ.

Коэффициенты концентрации (K_{Ci}) рассчитывали как отношение концентрации ТМ к фоновой норме на основе Формулы 2.

$$K_{Ci} = C_i / C_b, \quad (\text{Формула 2})$$

где C_i - фактическое содержание i -го ТМ в почвах, мг/кг;

C_b – фоновая концентрация i -го ТМ в почвах мг/кг, которая была принята на основе национального стандарта СП 11-102-97 (1997): Ni (6), Cu (8), Zn (28), Pb (6), Cd (0.05), As (10.5), Mn (1500), Hg (0.05) в качестве фонового содержания для супесчаных и песчаных дерново-подзолистых почв и Ni (20), Cu (15), Zn (45), Pb (15), Cd (0.12), As (12.2), Mn (1500), Hg (0.1) для суглинистых и глинистых дерново-подзолистых почв.

Расчет индекса Z_c используется для ранжирования городских почв на основе уровня загрязнения (от допустимого уровня с $Z_c < 16$ до чрезвычайно опасного с $Z_c > 128$). Выделенные категории загрязнения ограничивают использование почвы (например, для игровых площадок) или инициируют мероприятия по удалению и замены загрязненной почвы (Табл.5).

Таблица 5 Категории загрязнения (на основе МУ-2.1.7.730-99 , 2013)

Уровень загрязнения	Zc	Характеристика загрязнения
1. Допустимый	<16	Содержание веществ в почве превышает естественные базовые показатели, но ниже предельно допустимой концентрации (ПДК).
2. Умеренно опасный	16-32	Содержание химических веществ превышает их ПДК при лимитирующем общесанитарном, миграционном водном и миграционном воздушном показателях вредности, но ниже допустимого уровня по транслокационному показателю. Не рекомендуется для игровых площадок, детских садов, и школ.
3. Очень опасный	32-128	Содержание веществ превышает ПДК при предельном транслокационном показателе опасности. Контакт почвы с уязвимыми социальными группами (дети, беременные женщины и пожилые люди) должен быть исключен.
4. Чрезвычайно опасный	> 128	Содержание веществ в почве выше , чем ПДК для всех индикаторов опасности. Рекомендуется удаление загрязненных почв и восстановление почвы .

Индекс загрязнения $PI_{Nemerow}$ был рассчитан на основе Формулы 3.

$$PI_{Nemerow} = \sqrt{\frac{\left(\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n PI\right)^2 + PI_{max}^2}{n}} \quad (\text{Формула 3})$$

где PI - индекс загрязнения для отдельного тяжелого металла,

PI_{max} — максимальное значение PI среди всех тяжелых металлов,

n - количество изученных тяжелых металлов.

Индекс загрязнения для отдельного тяжелого металла (PI) (≤ 1 - низкое загрязнение, $1-3$ - умеренное загрязнение; ≥ 3 - сильное загрязнение) был рассчитан на основе Формулы 4.

$$PI = \frac{C_i}{B}$$

(Формула 4)

где C_i - фактическое содержание i -го ТМ в почвах, мг/кг;

B – геохимический фон (мг/кг) в соответствии с Kabata-Pendias (2011): Ni (29), Cu (38.9), Zn (70), Pb (27), Cd (0.41), As (0.67) Mn (488), Hg (0.07) (Kowalska et al., 2018) .

Кроме того, были рассчитаны суммарный индекс загрязнения (PI_{Sum}) и интегрированный пороговый индекс загрязнения (IPI) как среднее значение PI для 8 тяжелых металлов. На основании IPI загрязнение оценивалось как низкое ($IPI \leq 1$), умеренное ($1 < IPI < 2$) или высокое ($IPI \geq 2$). Согласно оценкам PI_{Nemerow} были выделены пять категорий загрязнения городских почв тяжелыми металлами: $\leq 0,7$ - чистые; 0,7-1 – пороговые значения; 1-2 - легкое загрязнение; 2-3 - умеренное загрязнение; ≥ 3 - сильное загрязнение.

Оценка потенциального экологического риска (PERI, или RI) была рассчитана по Формуле 5. Индекс основан на расчете трех показателей: индекс фактора экологического риска - E_r^i (Формула 6), индекс токсического отклика - T_r^i принят в соответствии с Hakanson (1980): Ni (5), Cu (5), Zn (1), Pb (5), Cd (30), В (10), Mn (1), Hg (40) и PI (Kowalska et al., 2018) .

$$PERI = \sum_{i=1}^n E_r^i$$

(Формула 5)

$$E_r^i = T_r^i * PI$$

(Формула 6)

PERI подразделяется на следующие уровни риска: минимальный (<150), умеренный (от 150 до 300), высокий (от 300 до 600) и очень высокий (> 600).

2.2.5 *Индикаторы и методы оценки экосистемных сервисов.* Полученные данные о физико-химических и микробиологических свойствах почв

использовались для оценки двух регулирующих экосистемных сервисов по классификации, предложенной в работе Morel et al. (2015) для почв городских и техногенных территорий (SUITMA): 1) эффективность аккумуляции углерода и 2) эффективность геохимического барьера для загрязнения ТМ.

Эффективность аккумуляции углерода оценивали по константе биодеструкции (k) и времени оборачиваемости (T), рассчитанным на основании отношения БД к содержанию углерода в слое 0-10 см (Raich and Schlesinger, 1992; Smagin et al., 2018). Для оценки экосистемного сервиса использовалась трехбалльная шкала на основе параметра T : 1 балл (высокая эффективность) - для $10 < T < 30$; 2 балла (средняя эффективность) – для $5 < T < 10$ и $30 < T < 60$; 3 балла (низкая эффективность) – для $T < 5$ и $T > 60$. Диапазон от 10 до 30 лет принят в качестве оптимума, поскольку включает медиану нормального распределения параметра T для всей выборки результатов исследования, т.е. характеризует наиболее типичное значения показателя для изученных городских почв Москвы. При этом диапазон включает значения, полученные для ненарушенных лесных экосистем Москвы и Московской области (Сусьян и др., 2009; Визирская, 2014; Иващенко, 2017), которые можно считать эталонными. Значения T ниже оптимальных свидетельствуют о низкой устойчивости запасов углерода и высоких экологических рисков эмиссии парниковых газов за счет быстрой минерализации (Shchepeleva et al, 2017; Smagin et al., 2018), в то время как значения выше оптимальных могут указывать на низкую микробную доступность и низкую эффективность вовлечения углерода в биологический круговорот (Kuzuakov and Blagodatskaya, 2015).

Эффективность геохимического барьера оценивали на основании двух параметров: 1) загрязнение ТМ и мышьяком и 2) буферной способности, рассчитанной на основе гранулометрического состава, кислотности почвы и содержания органического вещества. Каждый из параметров оценивался по 3-балльной шкале. Загрязнение ТМ оценивалось на основе фоновой концентрации для Московской области (СП 11-102-97, 1997) и ориентировочно допустимых концентраций (ОДК): 1 балл (низкое загрязнение) - содержание ТМ $\leq$ фон; 2

балла (среднее загрязнение) - фон > содержание ТМ $\leq$ ОДК; 3 балла (высокое загрязнение) – содержание ТМ > ОДК. Для оценки буферной способности почв гранулометрический состав, pH и $C_{орг}$ также были оценены по 3-балльной шкале. На основе общего предположения об иммобилизирующем воздействии физической глины на ТМ (Antoniadis et al., 2017) гранулометрический состава был оценен следующим образом: 1 балл (высокая буферная способность) - для торфа и глины, 2 балла (средняя буферная способность) - для суглинка, 3 балла (низкая буферная способность) - для супеси и песка. Комплексный эффект pH и $C_{орг}$ на подвижность каждого отдельного ТМ был оценен на основе детального литературного обзора, оценки в баллах обобщены в Таблице 6.

Таблица 6 Балльная оценка почвенных свойств (сочетание значений pH и $C_{орг}$) как параметров буферной способности почв к загрязнению отдельными тяжелыми металлами и мышьяком*

Металл	pH<5.5 $C_{орг}<4$	pH<5.5 $C_{орг}>4$	5.5<pH<7.5 $C_{орг}<4$	5.5<pH<7.5 $C_{орг}>4$	pH>7.5 $C_{орг}<4$	pH>7.5 $C_{орг}>4$
Ni	2	2	1	1	1	1
Cu	3	3	1	1	2	2
Zn	3	3	2	2	1	1
Pb	2	1.5	1	0.5	1	0.5
Cd	3	2.5	2	1.5	1	0.5
As	2	1.5	2	1.5	3	2.5
Hg	3	3	2	2	2	2

*На основании данных источников: Новиков и Ахметова (2018); Кошелева и др. (2015); Kabata-Pendias (2011); Rotting et al. (2006); Gustafsson, Pechová, & Berggren (2003); Morin et al. (1999); Глазовская (1997); Scokart, Meeus-Verdinne, & De Borger (1983).

Итоговая оценка сервиса формирования геохимического барьера рассчитана как среднее гармоническое изученных параметров загрязнения и буферной

способности (Romzauskina et al., 2021). 1, 2 и 3 балла соответствуют высокой, средней и низкой эффективности геохимического барьера соответственно

2.2.6 Статистическая обработка. Измерения физико-химических свойств выполняли в двух повторностях, измерение СИД и БД - в трех. Для сравнения средних значений двух выборок использовали критерий Стьюдента (t критерий), 3-х и более независимых выборок (функциональные зоны, землепользования, размер поселения) – однофакторный дисперсионный анализ (one-way ANOVA) с последующим попарным множественным сравнением (критерий Тьюки). Взаимосвязь между физико-химическими и микробиологическими свойствами почв и их экосистемными сервисами оценивали на основе корреляции и регрессионного анализа. Статистическая обработка экспериментальных данных и их визуализация выполнена в программной среде R 3.5.1. и STATISTICA 8.

2.2.7 Пространственный анализ и моделирование. Выбор локаций точек пробоотбора проводился на основе разновременных снимков Google Earth, а также топографических карт 1971, 1980 и 1990 для субрегионального уровня с последующей привязкой и векторизацией (оцифровкой). Степень запечатанности и функциональное зонирование современной территории оценивалось на основе данных Open Street Map (OSM) с использованием инструментов геообработки и буферизации линейных объектов. Картосхемы и карты почвенных свойств и экосистемных сервисов были разработаны для незапечатанных территорий на каждом пространственном уровне для верхнего горизонта 0-10 см.

Для обнаружения верхушек деревьев на снимках БПЛА использовался алгоритм Variable Window Filter (VWF). Для нахождения и определения форм кроны использован алгоритм Marker-Controlled Watershed Segmentation (MCWS). В результате выполнения алгоритма ForestTools, были получены векторные данные с точными формами крон и геопривязкой каждого дерева.

Пространственный анализ и моделирование были основаны на принципах цифровой почвенной картографии (Digital Soil Mapping, DSM), объединяющей методы интерполяции и экстраполяции (McBratney et al., 2003). Интерполяцию проводили по методу обратных взвешенных расстояний (IDW). Для

экстраполяции проводили анализ зависимости моделируемой переменной (индикатора экосистемных сервисов) и независимых пространственных факторов (предикторов) по генерализованной модели регрессии (GLM). Для различных уровней учитывались следующие пространственные факторы: (рельеф (DEM SRTM), температура (мезоклиматическая модель COSMO-CLM), тип растительности (дешифрирование снимка Sentinel-2A MSI), история землепользования, функциональное зонирование, запечатанность и расстояние до дорог разных категорий (все по данным OSM и дистанционного зондирования), возраст застройки (data.nextgis.com/ru/moredata/). Конкретные факторы подбирались под каждую модель GLM методом обратной ступенчатой регрессии. Значимость факторов в полной модели проверялась по t-критерию и изменению скорректированного коэффициента детерминации (R^2_{adj}) при последовательном исключении незначимых факторов. Полученные уравнения регрессии использовались для построения карт экосистемных сервисов городских почв (разрешение 30 м), используя инструмент «Калькулятор раstra». Пространственный анализ и моделирование проводились в программах ArcGIS Pro 2.5 и Quantum GIS 2.18.

На локальном уровне валидация проводилась методом кросс-валидации, на городском и субрегиональном — по разнице между смоделированными значениями карт и значениями независимой выборки (30% от общей выборки), оцененной средней ошибкой (ME), коэффициентом корреляции Пирсона (r) и коэффициентом детерминации R^2 , а также средним квадратным отклонением (MSD) (Gaugh et al., 2003).

ГЛАВА III. Анализ неоднородности экосистемных сервисов почв университетского кампуса на основании лабораторных и экспресс-методов

3.1 Результаты съемки с БПЛА территории кампуса РУДН

Для кампуса Российского университета дружбы народов характерна хорошо развитая зеленая инфраструктура, благодаря чему он ежегодно признается самым «зеленым» университетом России в рейтинговой таблице UI Green Metrics и входит в 50 наиболее экологически устойчивых учебных заведений Мира.

Результаты обработки снимков съемки с беспилотного летательного аппарата (БПЛА) в сентябре 2019 года подтвердили достаточно высокий процент открытых пространств, который составил 48.3 %, предварительная оценка по OSM данным показала процент запечатанности 43.5%. Благодаря оценке высотности зеленой инфраструктуры и сегментирования контуров крон деревьев были выделены границы основных типов растительности: газон, деревья и кустарники (Рис. 10).

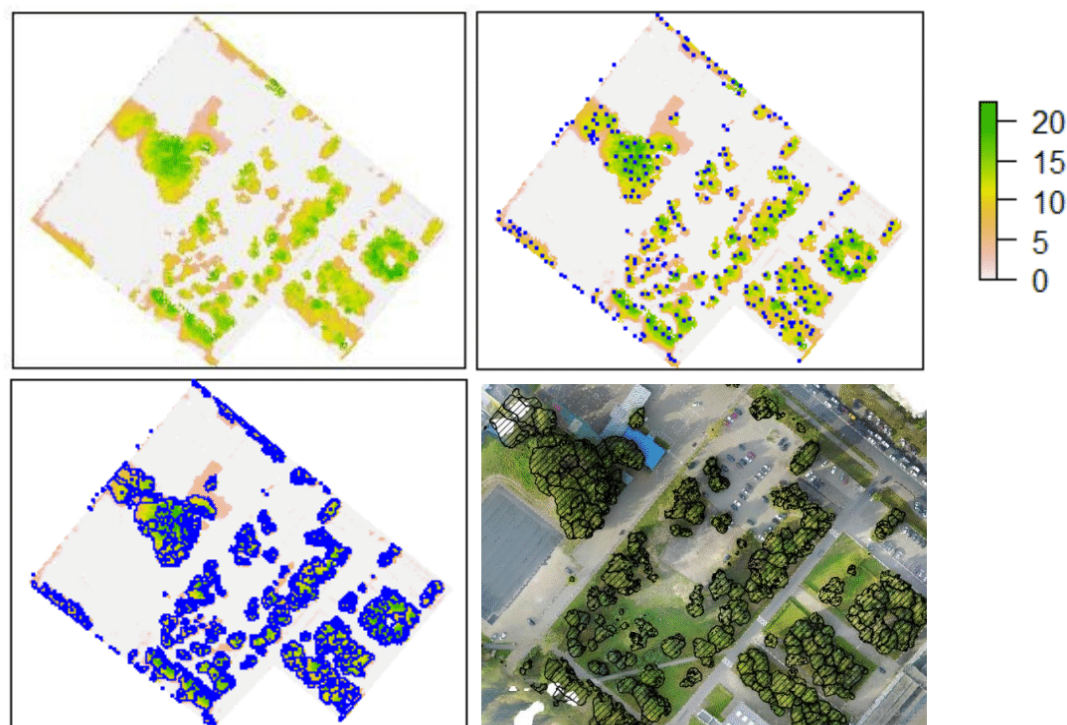


Рис. 10. Сегментирование контуров крон деревьев из модели высоты купола, полученной при обработке снимков БПЛА.

Последующие результаты пространственной оценки показали, что 28.4 % открытых пространств занимают деревья (по границам крон), 1.0 % открытых пространств приходится на кустарники, а наибольшую часть открытой территории занимают газоны - 68.7 %. Остальная часть территории приходится на клумбы и цветники однолетних и многолетних растений (Табл. 7).

Таблица 7. Оценка баланса территории кампуса РУДН

Тип территории	Площадь, м.кв	%	% в группе	Кол-во, шт
Общая площадь	347314.91	100.00		
Запечатанная:	179502.51	51.68		
Здания и сооружения	63402.60	18.26	35.32	
Автомобильные дороги, пешеходные дорожки, парковки и площадки	116099.91	33.43	64.68	
Открытая:	167812.40	48.32		
газоны:	163235.50	47.00		
газон разнотравный	163235.50	47.00	100.00	
кустарники:	4100.0	0.57		260
кустарники стриженные	3522.0	1.01	85.91	
кустарники естественной формы	578.0	0.17	14.09	
деревья:	47844.3	13.77		1707
кроны	47770.0	13.75	98.55	
стволы	74.3	0.02	1.45	
цветники:	402.6	0.12		24
цветники однолетние	234.0	0.07	58.12	
многолетние	168.6	0.05	41.88	

Итоговые векторные слои, полученные в ходе работы со снимками территории кампуса РУДН, были использованы на дальнейших этапах исследования как для проверки регрессионной модели эффективности экосистемных сервисов, так и для определения точек отбора почвенных образцов.

3.2 Характеристика свойств почв кампуса РУДН

Для открытой территории кампуса РУДН были отобраны и описаны почвы (n=30), характерные для участков с доминированием трех типов растительности:

газонов, кустарников и деревьев. Запечатанные территории, которые составили 51.7% от общей площади, в почвенное обследование с отбором образцов не были включены.

В ходе описания почвенных шурфов на глубину 50 см было определено, что почвы кампуса РУДН соответствуют рекреаземам и реплантоземам по классификации городских почв (Прокофьева и др., 2011). Верхний слой (0-10 см) был представлен преимущественно легким и средним суглинком с реакцией среды от нейтральной до щелочной и содержанием органического углерода от 2 до 3.5%, при этом значимых отличий между обследованными типами растительности по указанным показателям не наблюдалось (Рис.11).

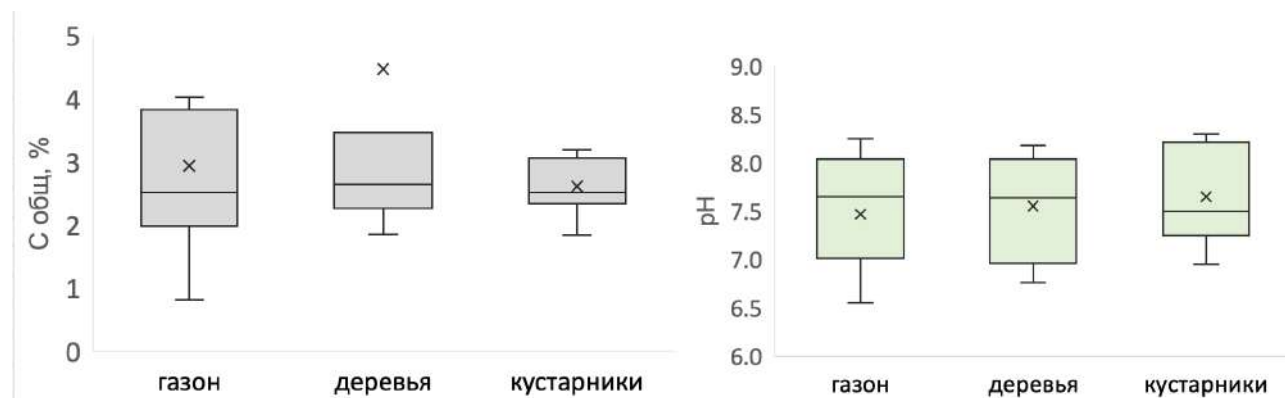


Рис. 11 Содержание общего углерода и кислотность почвы на территории кампуса РУДН для трех типов покрытий: газон, деревья и кустарники.

В отличие от предыдущих показателей, базальное дыхание на территории кампуса РУДН несколько отличалось по типам растительности. Для газонов и кустарников отмечены схожие значения – 0.95 ± 0.51 и 0.94 ± 0.31 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$, а средние значения для деревьев оказались выше в 2 раза (1.90 ± 1.48 мкг $\text{CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$). В сравнении с показателями активности базального дыхания на других объектах исследования, почвы под деревьями соответствуют фоновых лесным почвам Новой Москвы, а газоны и кустарники - городским селитебным зонам (Рис. 12).

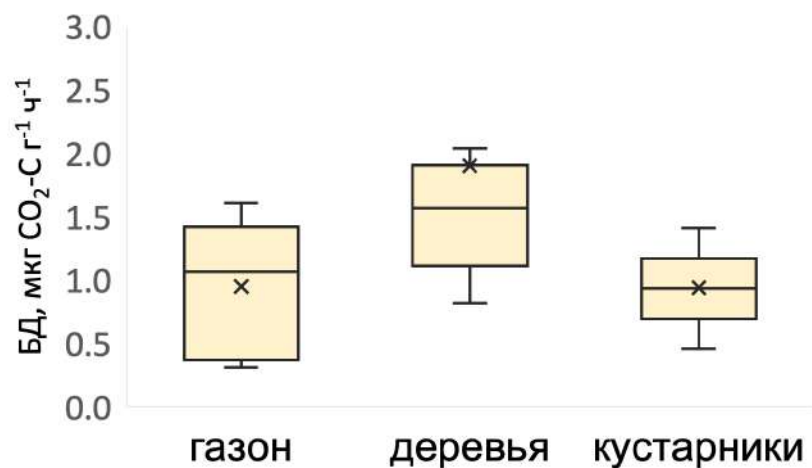


Рис. 12 Базальное дыхание для различных типов растительности на территории кампуса РУДН.

3.3 Оценка уровня загрязнения тяжёлыми металлами на локальном уровне

3.3.1 Характеристика уровня загрязнения тяжёлыми металлами кампуса РУДН. Преобладающими загрязняющими элементами на локальном уровне исследования являются цинк, никель и кадмий (Табл. 8). Вблизи территории нет крупных промышленных центров, поэтому можно предположить, что основными источниками загрязнения этими металлами почв для локального уровня являются автотранспорт, в том числе связанные с ним процессы истирания асфальтового покрытия и деталей автомобилей. Этот фактор более наглядно представлен при пространственном анализе загрязнения. Распределение уровня загрязнения по типам растительности схоже по всем исследуемым тяжёлым металлам, за исключением Zn, где наиболее загрязненными оказались территории под деревьями, тогда как в других случаях выделялись зоны кустарников. Такое распределение может быть связано не столько с типом растительности, сколько с функциональным зонированием территории и пространственным распределением растительности по территории (Рис. 7). Как правило, в парадных и входных зонах расположены миксбордеры из кустарников вблизи автомобильных дорог, а деревья, помимо декоративных куртин на территории кампуса, выполняют экранизирующую функцию вдоль проезжей части.

Таблица 8 Валовое содержание тяжелых металлов в почве в горизонте 0-10 см (среднее значение $\pm$ стандартное отклонение) на территории кампуса РУДН.

Выделенные значение показывают превышение ПДК.

Тип	Cu	Pb	Zn	Ni
газон	30.87 $\pm$ 12.77	24.28 $\pm$ 8.15	91.67$\pm$37.20	28.25$\pm$4.92
деревья	29.88 $\pm$ 15.42	23.72 $\pm$ 10.76	154.85$\pm$138.71	31.56$\pm$6.81
кустарники	39.51$\pm$29.44	38.33$\pm$29.85	137.50$\pm$86.34	40.41$\pm$24.63
Тип	Cd	Mn	Hg	
газон	3.85$\pm$0.41	607.84 $\pm$ 235.73	< 0.001	
деревья	4.32$\pm$0.70	728.66 $\pm$ 234.18	0.003 $\pm$ 0.003	
кустарники	4.07$\pm$0.42	533.23 $\pm$ 230.59	0.002 $\pm$ 0.001	

На заключительном этапе оценки уровня загрязнения были рассчитаны интегральные индексы. По результатам этой оценки суммарный показатель загрязнения Z_c варьировал для большинства точек в пределах от 30 до 40, что соответствует среднему и высокому уровню загрязнения, а IPI -1.2 $\pm$ 0.4 и $PI_{Nemerow}$ - 0.8 $\pm$ 0.5, что соответствует низкому уровню загрязнения и практически незагрязненным почвам.

3.3.2 Преимущества и ограничения экспресс-методов оценки в сравнении с химико-аналитическими. Сравнение методов обнаружения по результатам определения для 6 тяжелых металлов (Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Mn) показало незначимые различия по т-критерию Стьюдента для всех объектов. Наибольшая корреляция была показана для хрома (R^2 0.80), а наименьшая - для никеля (R^2 0.47), при этом концентрации большинства элементов различались в пределах 30%, что соответствует погрешности метода определения на ICP OES, для никеля же отмечено превышение значений рXRF в 2 раза (Табл. 9). Кадмий и ртуть не были использованы для исследования в связи с концентрациями образцов ниже порога определения.

Таблица 9 Валовые концентраций тяжелых металлов (среднее $\pm$ стандартное отклонение) для локального уровня исследования.

Метод	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb
pXRF	74 $\pm$ 18	621 $\pm$ 112	55 $\pm$ 15	42 $\pm$ 12	134 $\pm$ 108	33 $\pm$ 12
ICP	55.82 $\pm$ 17.52	641.35 $\pm$ 241.44	32.71 $\pm$ 13.51	33.10 $\pm$ 18.69	129.32 $\pm$ 99.71	27.98 $\pm$ 17.26

Использование прибора для определения уровня превышения ПДК показало точность в 90% случаях на территории со средним и высоким уровнем загрязнения, для низких концентраций тяжелых металлов оценка превышения ПДК по pXRF соответствовала ICP OES в 40% случаях в связи с завышением показаний при обнаружении экспресс-методом.

Для оценки точности определения комплексного загрязнения были использованы международные индексы IPI, PISum, $PI_{Nemerow}$ и PERI для 6 тяжелых металлов и мышьяка. Сравнение результатов, полученных с помощью двух методов определения валового содержания тяжелых металлов, показало, что разница между рассчитанными индексами по двум методам не превышает 20%. При этом категории загрязнения для обоих методов измерений тяжелых металлов совпадают: средний уровень загрязнения по оценке IPI и низкий для $PI_{Nemerow}$ и PERI (Табл. 10).

Таблица 10 Соотношение комплексных индексов загрязнения при определении тяжелых металлов двумя методами определения.

Метод	IPI	PISum	$PI_{Nemerow}$	PERI
pXRF	1.44 $\pm$ 0.42	8.66 $\pm$ 2.52	1.03 $\pm$ 0.58	61.46 $\pm$ 14.08
ICP	1.27 $\pm$ 0.44	7.01 $\pm$ 2.62	0.84 $\pm$ 0.53	45.80 $\pm$ 15.89

3.3.3 Лабораторные эксперименты с дозированным загрязнением и калибровка результатов экспресс-метода. Для подбора коэффициентов пересчета измерений pXRF была составлена база данных эталонных значений

(стандартные образцы для низких и высоких концентраций - * и образцы, измеренные на ICP) и соответствующих значений рXRF, включая данные по другим экспериментам в рамках работы по гранту РНФ № 19-77-30012. Результаты измерений были разбиты на группы с учетом различного гранулометрического состава: песок, суглинок, торф. Поправочные коэффициенты для каждого отдельного элемента представляют собой частное от деления значений по рXRF на значения по ICP. Итоговые значения были сгруппированы по промежуткам концентраций эталонных значений: 1*, 2.5*, 10, 25, 100, 250, 1000*, 2500*, 10000* в мг/кг.

3.3.4 Полевое обследование кампуса РУДН и его верификация по химико-аналитическому методу. Картосхемы распределения тяжелых металлов для территории кампуса РУДН были построены в программном обеспечении ArcGIS Pro 2.5 методом обратных взвешенных расстояний с последующей перекрестной валидацией точек (R^2 0.76-0.92). Указанные картосхемы были построены для трех вариантов определения тяжелых металлов: по результатам измерений на рXRF и ICP OES, а также по результатам пересчитанных измерений на рXRF с учетом поправочных коэффициентов в зависимости от эталонных значений и гранулометрического состава.

Анализ содержания тяжелых металлов (Cr, Cu, Ni, Zn, Pb, Mn) с использованием экспресс-метода рXRF выявил закономерности пространственного распределения, в частности локальные аномалии в зоне, прилегающей к ул. Миклухо-Маклая, и у парковки, где концентрации Ni превышали ПДК в 4 раза. Валовое содержание Ni по методу рXRF на всей территории находится выше уровня ПДК, а также превышает максимальные значения ОДК для суглинистых почв (60 мг/кг). Результаты анализа почв на ICP, показывают в 2 раза более низкие значения содержания металла на исследованной территории, чем предыдущий метод определения. Картосхема, построенная по результатам измерений рXRF с учетом поправочного коэффициента, в целом показывает картину, аналогичную данным, полученным с помощью метода ICP OES. При общем снижении уровня содержания никеля сохраняется

пространственный тренд областей с превышениями и максимальными значениями (Рис.13).

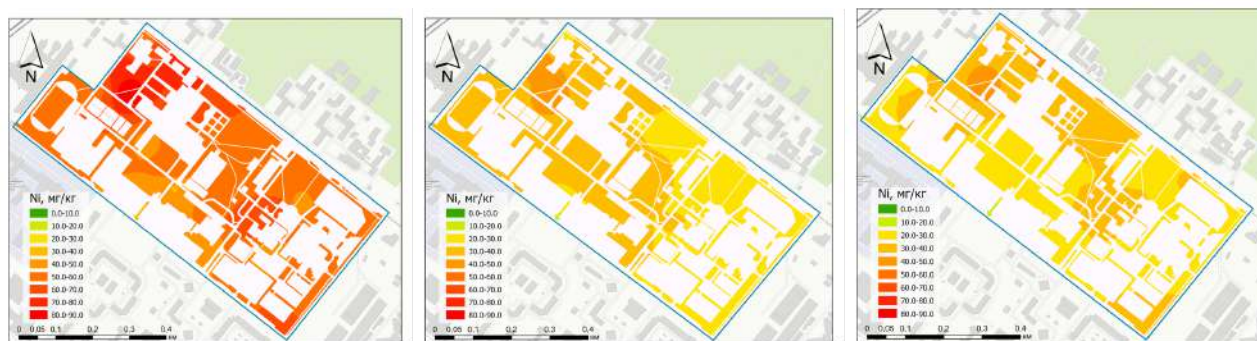


Рис. 13. Картосхемы пространственного распределения Ni (ПДК 20 мг/кг) на территории кампуса РУДН на основе разных методов оценки: рXRF, ICP и скорректированного рXRF (слева направо).

При учете поправочного коэффициента в результатах измерений рXRF для никеля на территории кампуса РУДН, медиана, а также интервальный размах точек, показали высокий уровень сходимости с данными ICP OES (Рис. 14).

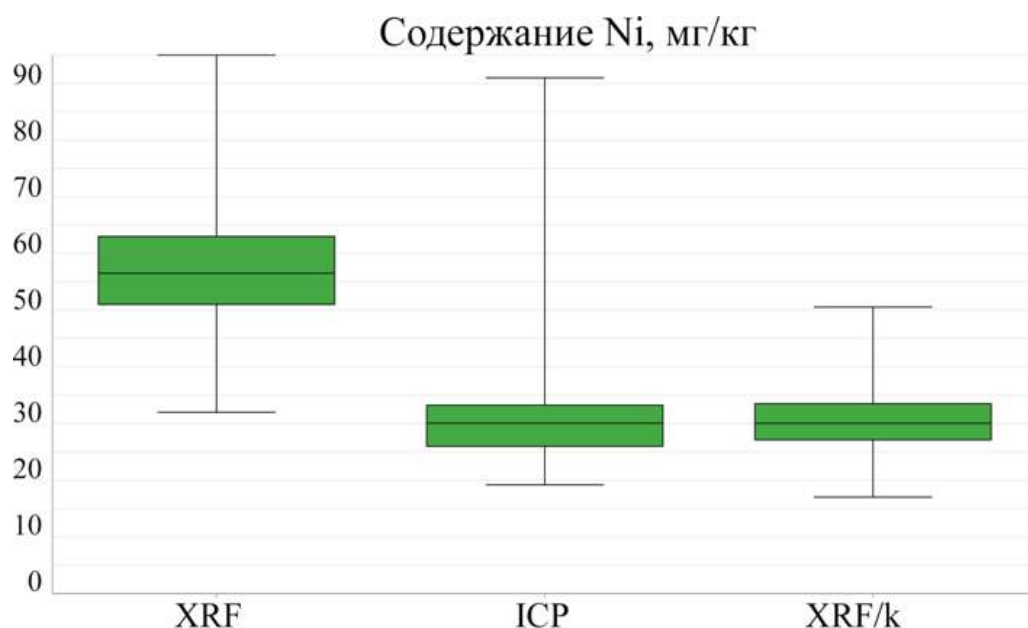


Рис. 14. Сравнение значений картосхем распределения никеля (ПДК 20 мг/кг) на территории РУДН для трех вариантов данных: значения рXRF, результаты ICP, измерения рXRF с учетом поправочного коэффициента k.

Пространственное распределение меди на территории кампуса РУДН имеет схожие закономерности. Карты, построенные по значениям рXRF и ICP схожи по областям максимальных и минимальных значений, однако видно, что без

пересчета на поправочные коэффициенты значения рXRF показывают более высокие значения в 1.5-2 раза (Рис. 15).

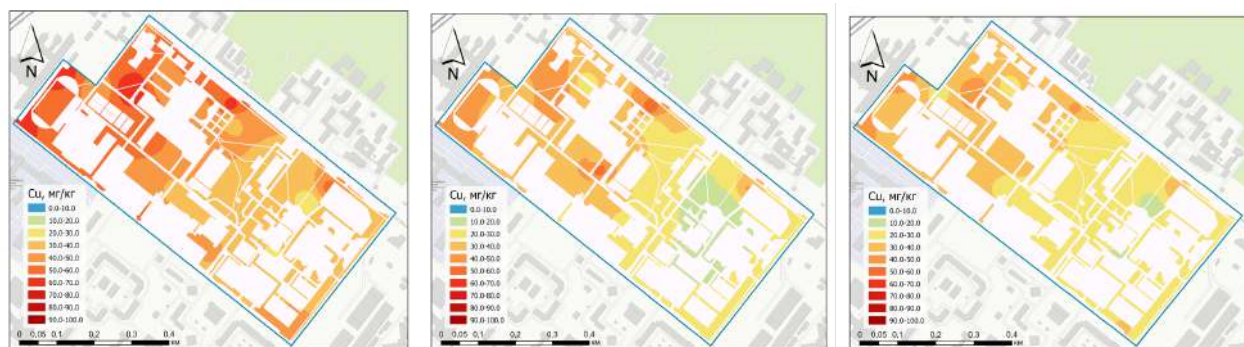


Рис. 15. Картосхемы пространственного распределения Cu (ПДК 33 мг/кг) на территории кампуса РУДН на основе разных методов оценки: рXRF, ICP и скорректированного рXRF (слева направо).

При пересчете результатов, медианы значений, как и основная часть карты схожи со значениями ISP OES, интервальный размах точек становится уже для значений с учетом поправочных коэффициентов, но находится в пределах значений ICP OES (рис. 16).

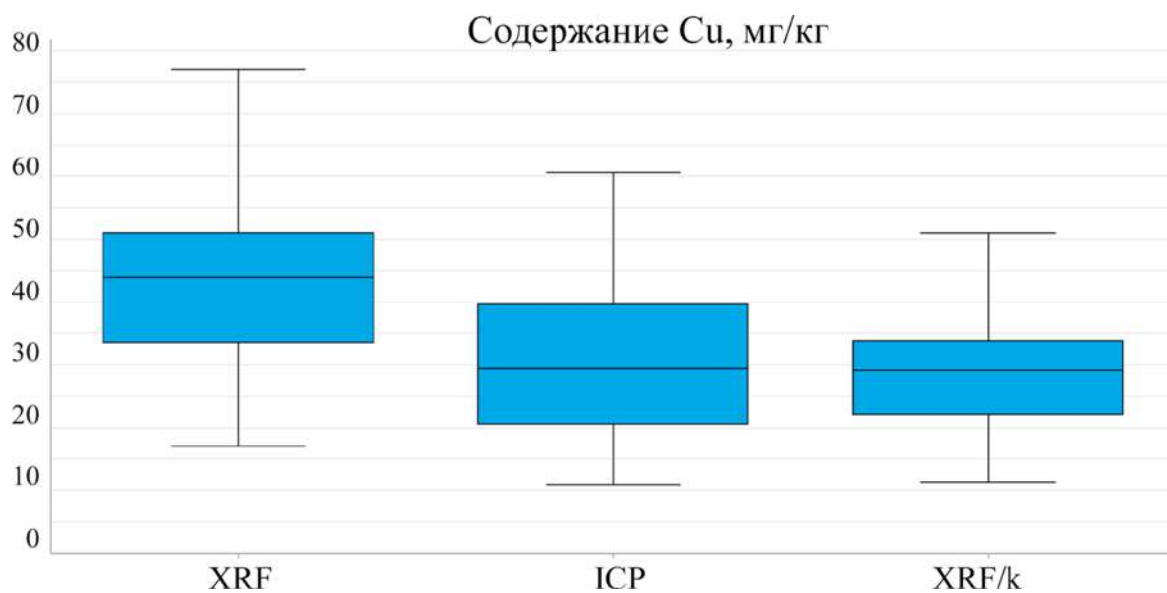


Рис. 16. Сравнение значений картосхем распределения меди (ПДК 33 мг/кг) на территории РУДН для трех вариантов данных: значения рXRF, результаты ICP, измерения рXRF с учетом поправочного коэффициента k.

Таким образом, при использовании поправочных коэффициентов измерения рXRF медианы значений концентраций для макроэлементов сходятся с эталонными значениями ICP OES. Интервальный размах точек более вариативен

для низких концентраций, чем для высоких, что объясняется более высокой точностью pXRF на высоких концентрациях из предыдущих экспериментов. Использование данных pXRF для достоверного пространственного анализа и определение пространственных аномалий (зон с максимальными и минимальными концентрациями) наиболее достоверно при пересчете значений на поправочные коэффициенты. Точность данных pXRF с учетом поправочных коэффициентов тем выше, чем выше количество повторностей для каждой точки. Использование данных для достоверного анализа возможно при использовании значений трех и более повторностей.

3.4 Оценка экосистемных сервисов почв кампуса РУДН (локальный уровень)

3.4.1. Эффективность сервиса геохимического барьера. Физико-химические свойства почвы кампуса РУДН определили ее высокую буферную способность, что в совокупности позволило оценить эффективность геохимического барьера на высоком уровне в диапазоне 1.2 – 1.7 баллов, несмотря на то, что уровень загрязнения территории по показателю Z_c соответствовал среднему и высокому. Различия между устойчивостью почв в точках отбора для газонов (1.5 ± 0.1), деревьев (1.6 ± 0.2) и кустарников (1.6 ± 0.1) оказались незначимы, как и в случае с почвенными свойствами, определяющими буферную способность в этом исследовании (Рис. 11).

Анализ общих линейных моделей не выявил зависимостей с пространственными факторами (рельеф, температуры почвы и воздуха, расстояние до дорог и площадок, типы растительности) для объекта такого масштаба, поэтому итоговая карта была построена методом интерполяции (IDW). При этом, коэффициент детерминации R^2 (0.82) показал высокую степень достоверности итоговой картосхемы (Рис. 17). Пространственная оценка экосистемного сервиса геохимического барьера наглядно отображает, что более высокая эффективность ЭС характерна для центральной и юго-восточной части

кампуса, где при меньших концентрациях ТМ было отмечено более высокое содержание углерода в верхних горизонтах.



Рис 17. Картограмма эффективности экосистемного сервиса геохимического барьера почв на территории кампуса РУДН.

3.4.2. Эффективность сервиса аккумуляции углерода почвами. Для пространственного анализа и оценки второго сервиса были использованы картограммы и данные по содержанию органического углерода и скорости его разложения. Пространственный анализ этих компонентов наглядно показал, как территории с наиболее высоким содержанием органического углерода компенсируется более высокой активностью базального дыхания почвенных микроорганизмов (Рис. 18). Оценка времени показала, что запасы углерода в почвах кампуса РУДН достаточно устойчивы – для большей части точек Т находится в оптимальном диапазоне от 10 до 30 лет. Исключение составляет зона

с низкой микробной доступностью углерода, примыкающая к автомобильной мастерской и складским помещениям (Рис. 19).

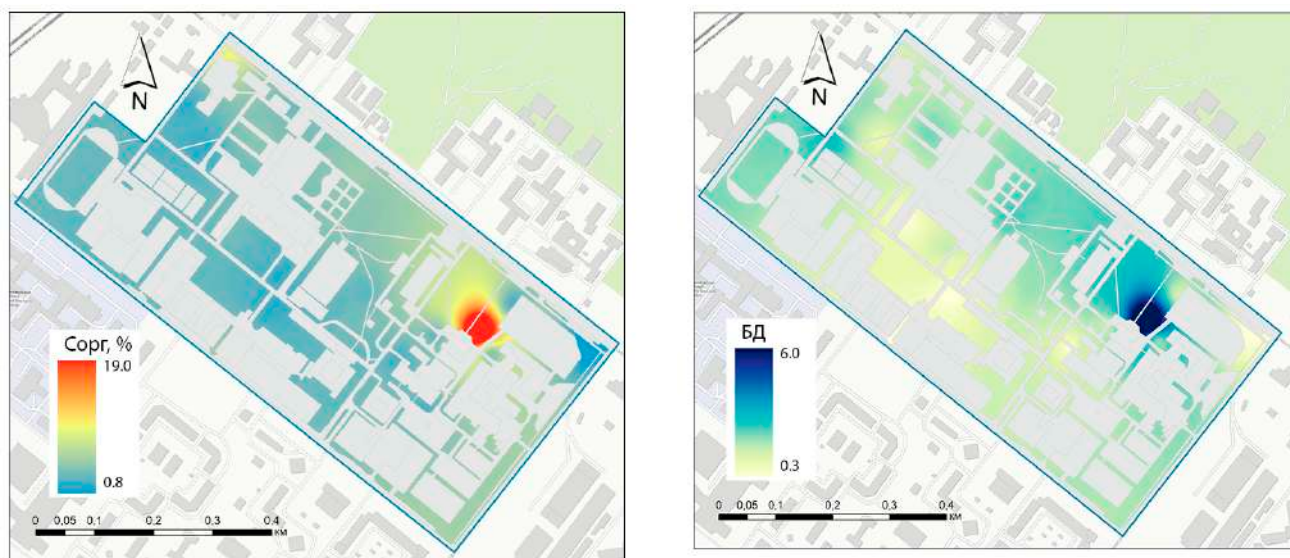


Рис. 18. Картограммы распределения содержания органического углерода, % (слева) и базального дыхания, $\text{мкг CO}_2\text{-C г}^{-1} \text{ч}^{-1}$ (справа) на территории кампуса РУДН.

Итоговая карта сервиса аккумуляции углерода почвами кампуса РУДН была построена на основе картограмм Сорг и БД в модуле растрового калькулятора с последующей переклассификацией показателя периода оборачиваемости (Т). Выбранный метод построения картограммы показал хорошую степень достоверности ($R^2=0.75$) по результатам перекрестной валидации карты. При оценке эффективности сервиса для различных типов растительности выявлено, что зоны с кустарниковой растительностью характеризуются наилучшей эффективностью сервиса -1.2 ± 0.6 . Для деревьев этот показатель на порядок ниже -1.7 ± 0.3 , а газоны показали наибольшую вариативность оценки -1.5 ± 1.1 . Несмотря на это, тип растительности не оказал значимого влияния в линейных моделях. В то же время, пространственный анализ эффективности сервиса показала, что именно близость к источникам антропогенной нагрузки (элементы дорожно-тропиночной сети, автомастерская, проезжая часть) приводит к снижению оценки на 0.3-0.5 балла (Рис. 19).

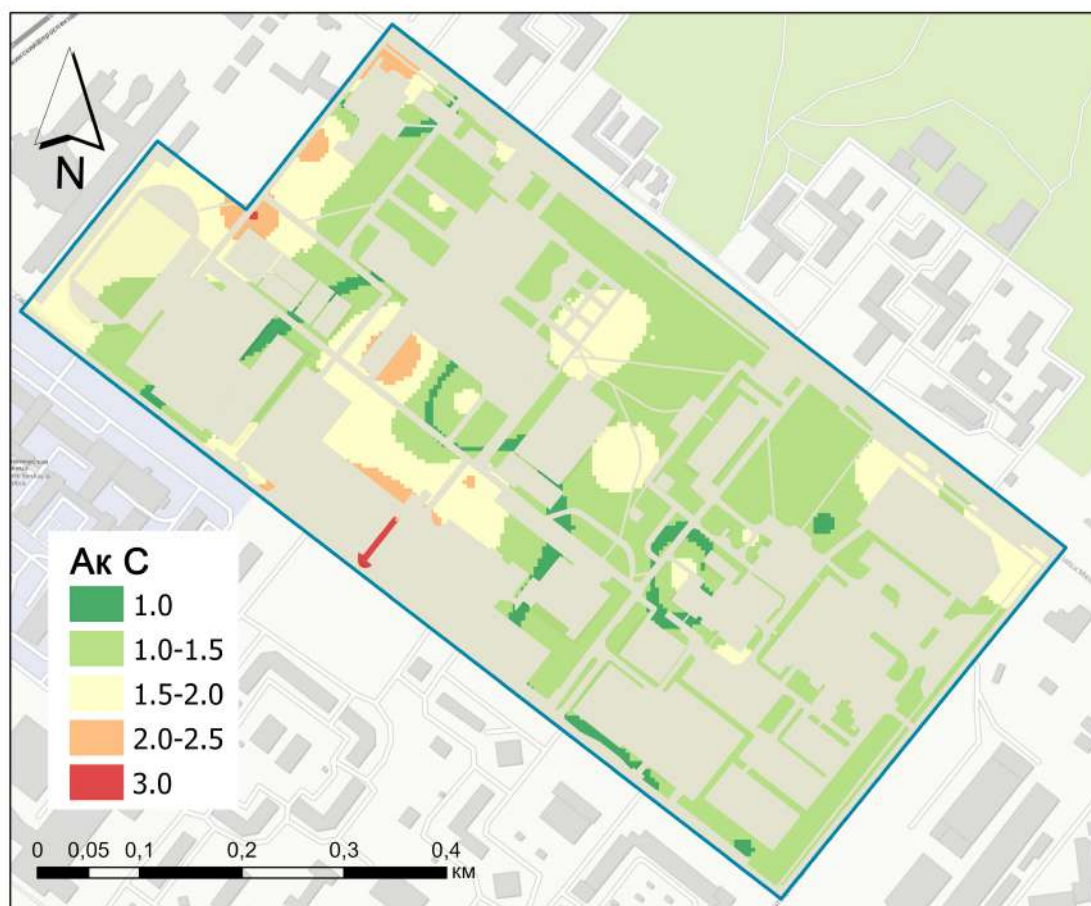


Рис 19. Картограмма эффективности экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами территории кампуса РУДН.

Высокая оценка сервиса аккумуляции углерода почвами на территории кампуса РУДН позволяет сделать вывод о том, что территории с подобным содержанием Сорг (2.5-3.5%) являются оптимальными в условиях города. Использование субстратов с такими характеристиками при реконструкциях и новом благоустройстве позволит создавать более устойчивые городские ландшафты. Также стоит отметить, что для изученных в работе тяжелых металлов, содержание Сорг ниже 4 % при характерной для города реакции среды (от нейтральной до щелочной) также является наилучшим показателем для повышения эффективности сервиса геохимического барьера почвы.

ГЛАВА IV. Пространственные закономерности экосистемных сервисов почв различных функциональных зон Москвы (городской уровень)

4.1 Свойства городских почв Москвы

Для оценки экосистемных сервисов почв на городском уровне были проанализированы и изучены почвы на 224 точках, равномерно распределённых по объекту исследования и характеризующих различные функциональные зоны города. При высокой неоднородности почвенного покрова мегаполиса в промышленных, селитебных и общественных зонах доминировали рекреаземы, репланотоземы и собственно урбаноземы, а в рекреационных зонах и лесопарках – урбо-дерново-подзолистые почвы. Содержание $C_{орг}$ и pH почв лесопарков было значимо ниже, чем для других функциональных зон, где преобладали нейтральные и слабощелочные почвы со средним содержанием органического углерода от 5.5% для промышленных зон и до 8.6% в зонах общественных пространств. При этом, в отдельных локациях содержание $C_{орг}$ в верхнем горизонте достигало 40%, что значительно превышает не только фоновые, но и нормативные значения (СП-514). По гранулометрическому составу преобладали легкосуглинистые и супесчаные почвы (Рис. 20).

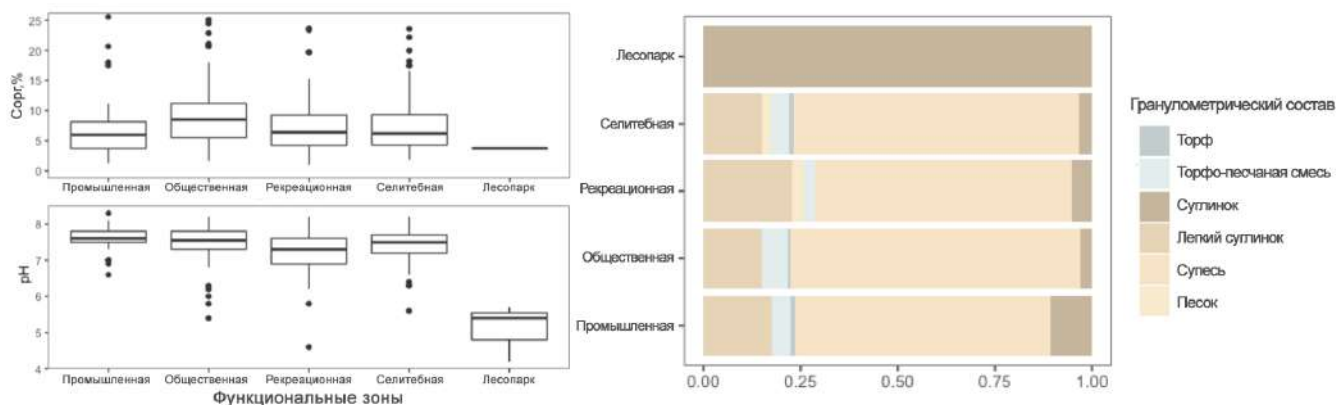


Рис. 20 Содержание органического углерода, кислотность и гранулометрический состав почв для разных функциональных зон Москвы для горизонта 0-10 см.

Содержание тяжелых металлов и мышьяка в почвах Москвы варьировало в широких пределах - коэффициент вариации (CV) был выше 50%, а для Cd - 183%. Для As, Cu, Zn, Cd, Pb и Hg доверительный интервал 95% включал значения ОДК, что свидетельствует о потенциальном риске загрязнения для окружающей среды

и здоровья населения. Наиболее высокие показатели среднего содержания Zn, Pb и Cd показаны для территорий промышленных и общественных зон (Рис.21).

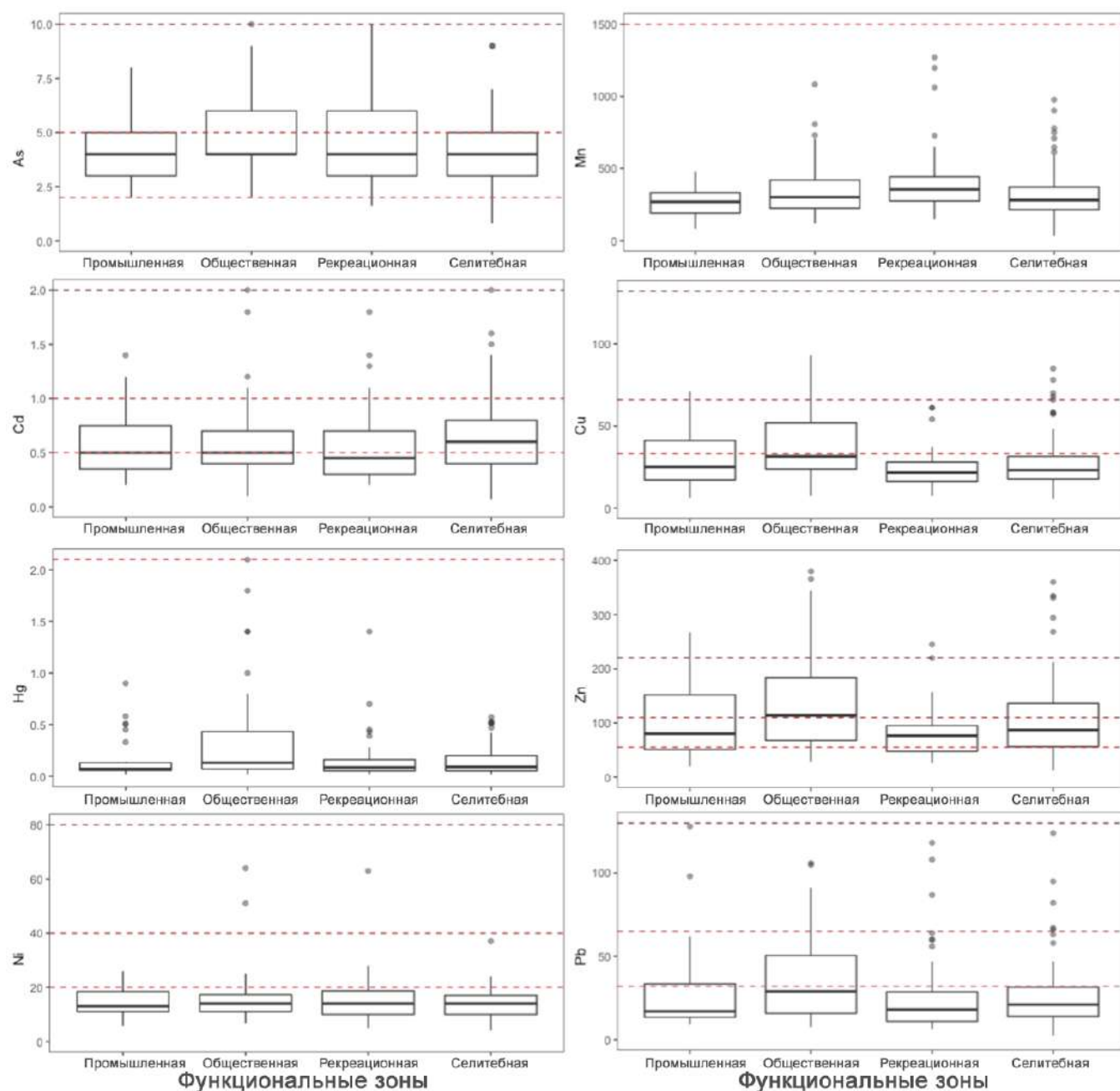


Рис. 21 Содержание тяжелых металлов (мг/кг) в разных функциональных зонах города Москвы в горизонте 0-10 см. Красная линия представляет собой предельно допустимую концентрацию (ПДК).

В почвах лесопарков содержание Zn, Cd, Pb и Hg было значимо ниже, а Mn и As – выше, чем в других зонах. В большинстве точек обследования показано

комплексное загрязнение несколькими ТМ, при этом значимые положительные корреляции между концентрациями разных металлов (например, $r = 0,76$ для Zn и Cu; $r = 0,72$ для Cu и Cd; $r = 0,75$ для Ni и Cd) могут указывать на сходные источники загрязнения. В целом, ситуация с загрязнением в Москве является типичной для крупных мегаполисов, однако, стоит отметить, что средние концентрации Pb, Cu и Zn в Москве были на 30-50% выше по сравнению с жилыми районами в Пекине (Wei & Yang, 2010) и на 50-70% ниже, чем в общественных и общественных садах Нью-Йорка. (Cheng et al., 2015; Paltseva et al., 2020).

Базальное дыхание варьировало от 0.1 до 2.5 мкг $\text{CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ ч}^{-1}$, составляя в среднем 0.7 ± 0.5 мкг $\text{CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ ч}^{-1}$. Наиболее высокие средние значения показаны для лесопарков и рекреационных зон, что соответствует закономерностям, выявленных в предыдущих исследованиях в Москве (Васенев и др., 2012; Ivashchenko et al., 2019).

4.2 Интегральная оценка уровня загрязнения на городском уровне

Как отдельные тяжелые металлы, так и пять интегральных показателей подтвердили высокую пространственную неоднородность уровня загрязнения почвы в горизонте 0-10 см. Средние значения индексов PERI и $\text{PI}_{\text{Nemerow}}$ показали умеренные риски и незначительное загрязнение соответственно (Рис.22). Среднее значение Zс также показало умеренные риски с возможным ограничением использования земли для детских площадок, детских садов и школ. Индексы, усредненные для разных функциональных зон, показали новые закономерности по сравнению с распределением отдельных ТМ. Индексы PI не выявили существенной разницы между функциональными зонами, но отличались между тяжелыми металлами. Самые низкие значения были показаны для Ni и Mn. Наибольшие значения отмечены для мышьяка для всех функциональных зон, особенно высокие значения получены для городских лесов и общественных мест. Высокие уровни загрязнения Hg также были выявлены на территориях общественных пространств. Интегральные индексы были более чувствительны к

функциональному зонированию. Все исследованные индексы показали сильное загрязнение в зонах общественных пространств. Высокие риски загрязнения были также зарегистрированы в промышленных зонах по индексу IPI и Zc (Рис. 22).

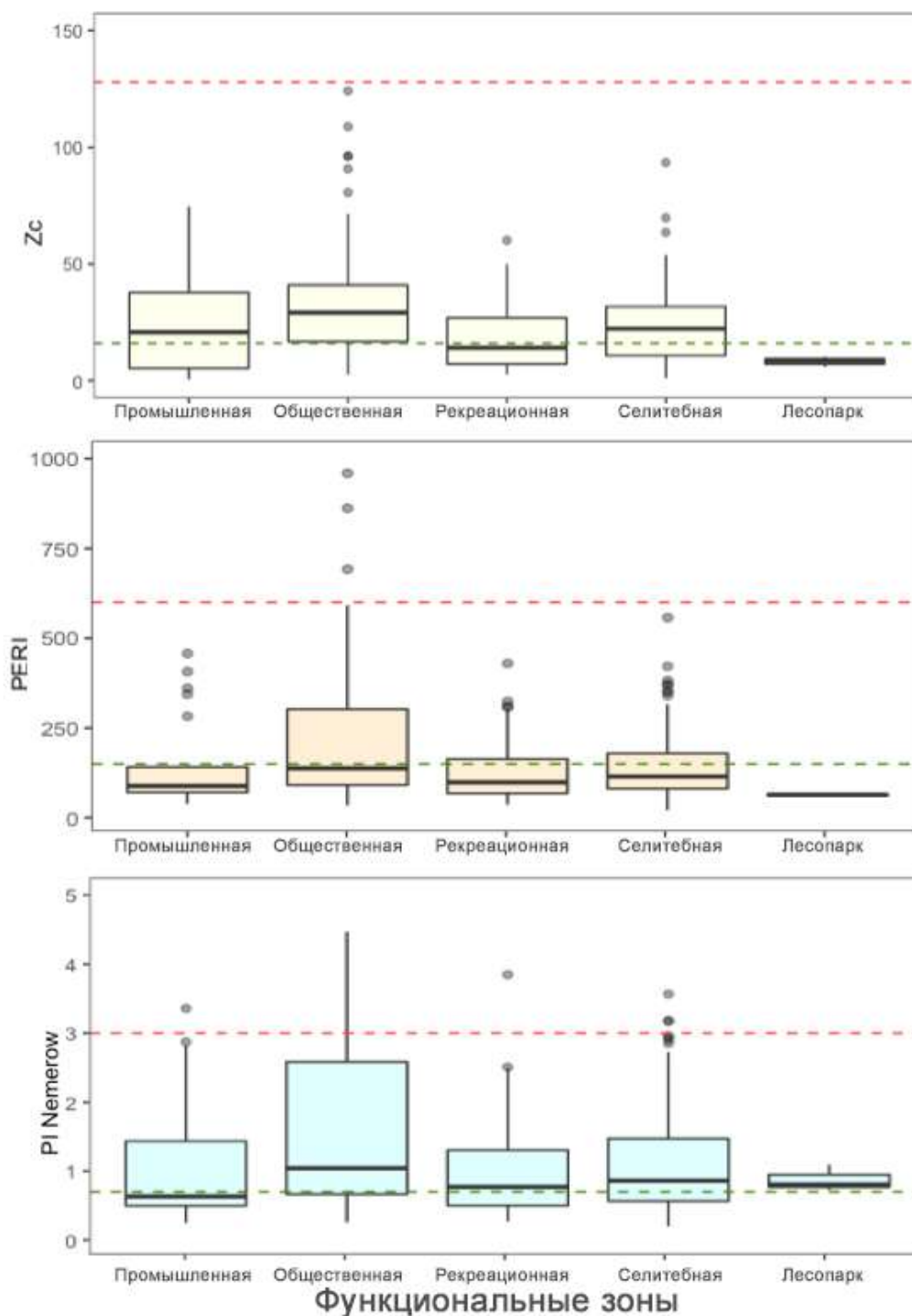


Рис. 22 Сравнение интегральных индексов оценки уровня загрязнения на городском уровне.

Результаты оценки международных индексов PI_{sum} , PI_{Avg} , $PERI$, $PI_{Nemerow}$ и Zc говорят о том, что городские почвы г. Москвы подвергались комплексному загрязнению ТМ и мышьяком. Все индексы показали наименьшие риски загрязнения городских лесов и зеленых зон окраин и высокие риски загрязнения в промышленных и общественных зонах, несмотря на различные пространственные схемы, полученные для отдельных ТМ (Табл. 11).

Таблица 11 Показатели загрязнения почвы (курсивом обозначен умеренный уровень загрязнения, жирным шрифтом - чрезмерный уровень загрязнения, $\pm$ стандартное отклонение).

Функциональные зоны	PI							
	As	Cu	Zn	Mn	Ni	Cd	Pb	Hg
Промышленная	6.2 $\pm$ 2.5	<i>1.1</i> $\pm$ 1.4	<i>1.7</i> $\pm$ 1.9	0.5 $\pm$ 0.2	0.6 $\pm$ 0.5	2.6 $\pm$ 6.3	<i>1.1</i> $\pm$ 1.1	2.5 $\pm$ 3.2
Общественная	7.5 $\pm$ 4.2	<i>1.2</i> $\pm$ 1.0	<i>2.1</i> $\pm$ 1.5	0.7 $\pm$ 0.4	0.5 $\pm$ 0.3	<i>1.8</i> $\pm$ 3.6	<i>1.6</i> $\pm$ 1.6	5.1 $\pm$ 7.4
Рекреационная	6.8 $\pm$ 2.6	0.7 $\pm$ 0.9	<i>1.3</i> $\pm$ 1.3	0.8 $\pm$ 0.5	0.5 $\pm$ 0.3	<i>1.8</i> $\pm$ 3.7	<i>1.0</i> $\pm$ 0.9	2.3 $\pm$ 3.2
Селитебная	6.8 $\pm$ 4.1	0.8 $\pm$ 0.6	<i>1.6</i> $\pm$ 1.2	0.7 $\pm$ 0.4	0.5 $\pm$ 0.2	<i>1.6</i> $\pm$ 1.1	<i>1.1</i> $\pm$ 1.2	2.1 $\pm$ 2.0
Лесопарки	10.7 $\pm$ 0.5	<i>1.6</i> $\pm$ 1.2	0.9 $\pm$ 0.1	<i>1.5</i> $\pm$ 0.2	0.8 $\pm$ 0.1	0.7 $\pm$ 0.2	0.7 $\pm$ 0.1	0.6 $\pm$ 0.1
Функциональные зоны	Интегральные индексы							
	PI_{sum}	IPI	$PI_{Nemerow}$	PERI		Zc		
Промышленная	16.3	2.0	2.8 $\pm$ 2.3	256.6 $\pm$ 319.2		35.7 $\pm$ 71.4		
Общественная	20.4	2.6	3.7 $\pm$ 2.8	352.8 $\pm$ 352.0		37.4 $\pm$ 43.6		
Рекреационная	15.4	<i>1.9</i>	2.8 $\pm$ 1.5	228.8 $\pm$ 242.9		24.3 $\pm$ 44.8		
Селитебная	15.1	<i>1.9</i>	2.7 $\pm$ 1.5	213.9 $\pm$ 113.1		23.8 $\pm$ 17.0		
Лесопарки	17.7	2.2	4.1 $\pm$ 0.2	170.8 $\pm$ 5.3		8.2 $\pm$ 2.2		

Высокое значение индекса PI_{Nemerow} для лесопарковых зон стало единственным исключением, которое можно объяснить высокой концентрацией As , наблюдаемой на территориях городских лесов. В целом, оценка комплексного загрязнения для различных функциональных зон в данном исследовании хорошо согласуется с другими результатами исследований, где аналогичный подход был реализован в таких российских городах, как Красноярск (Коротченко и Мучкина, 2016) и Пермь (Васильев и Лобанова, 2015).

4.3 Картографирование загрязнения и геохимических барьеров

Оценка пространственных закономерностей геохимических барьеров почвы для городского уровня проводилась в несколько этапов: 1) картирование уровня загрязнения каждым металлом; 2) картирование буферной емкости почвы с учетом влияния гранулометрического состава, pH и содержания органического вещества на иммобилизацию для каждого отдельно исследуемого тяжелого металла и мышьяка; 3) разработка карты экосистемного сервиса геохимического барьера почвы посредством объединения в построенных карт на предыдущих этапах для каждого отдельного тяжелого металла и мышьяка. 4) на заключительном этапе посредством наложения была построена комплексная карта экосистемного сервиса ГХБ почв, показывающая общую эффективность почвы на городском уровне.

Принцип пространственной оценки геохимического барьера, иллюстрирующий каждый этап картирования, представлен для меди на рисунке 23. Как видно из примера, центральная и северная части Москвы характеризуются уровнем загрязнения меди выше санитарно-гигиенических нормативов, а большая часть территории находится в зоне, превышающей фоновые значения (Рис. 23, А). Буферная емкость почвы, рассчитанная на основе pH и Сорг, очень низкая, так как оптимум иммобилизации Cu приходится на диапазон pH от 5.5 до 7.5 (Табл. 6), а основной положительный эффект оказывает гранулометрический состав почвы (Рис. 23, В). Учитывая все эти факторы, можно оценить эффективность

городских почв Москвы как геохимического барьера для меди при текущем уровне загрязнения для большей части территории как среднюю (Рис. 23, Г).

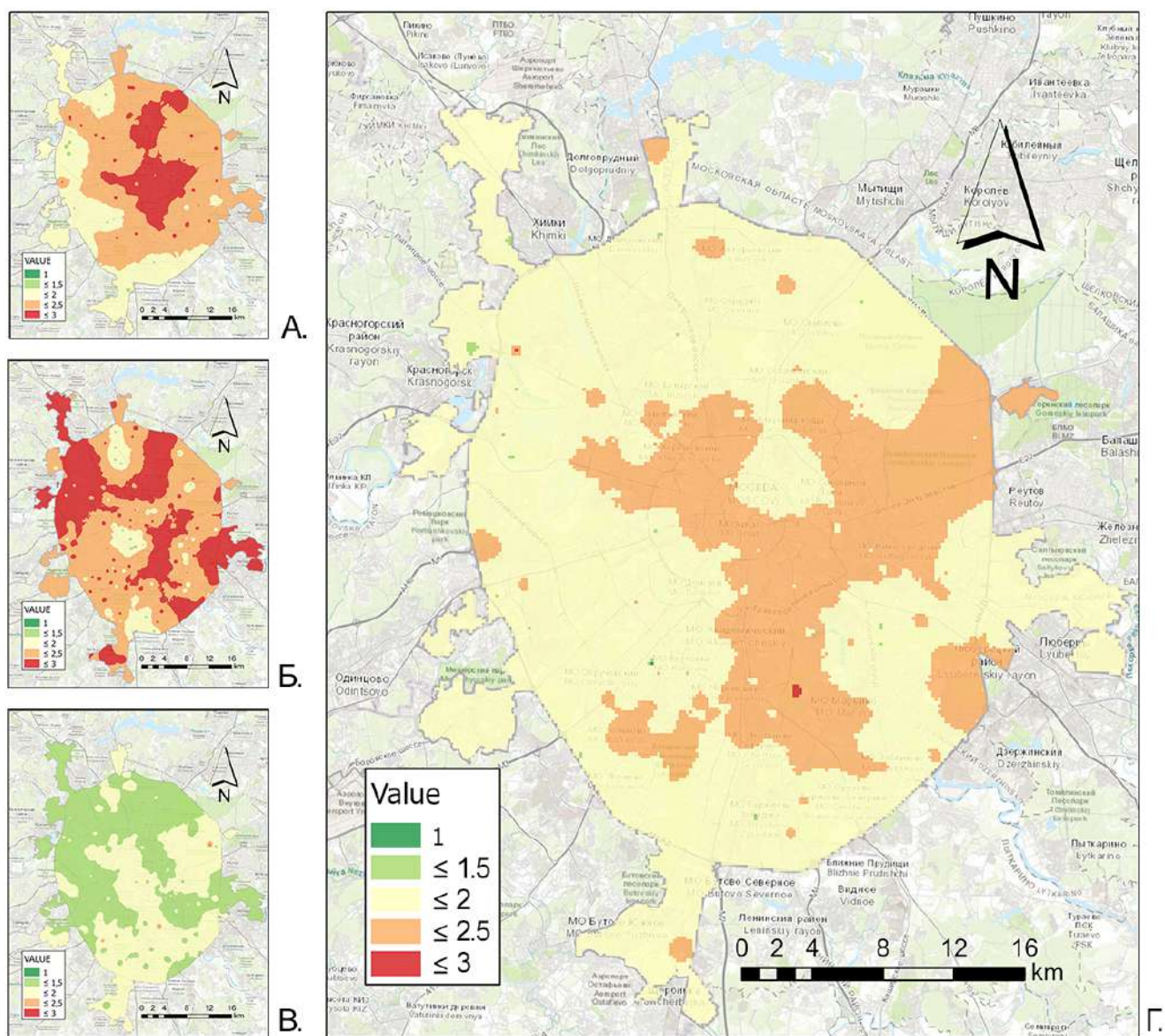


Рис. 23 Пошаговый анализ и картирование геохимических барьеров почвы (на примере Cu): А. Карта уровня загрязнения Cu (в сравнении с фоном и ОДК).

Б. Карта буферной емкости почвы на основе pH и Сорг. В. Карта буферной емкости почвы на основе гранулометрического состава почвы. Г. Итоговая карта почвенного геохимического барьера меди в городе Москва.

Для большинства ТМ пространственное распределение уровней загрязнения показало четкий градиент от центра города к границам. Дополнительные очаги

загрязнения некоторыми ТМ были зарегистрированы на востоке (Hg и As) и на севере и северо-востоке (Pb, Cu и Zn), где плотность автомобильных дорог наиболее высокая, а большая часть промышленных зон локализована на смежной территории. Полигоны с низким уровнем загрязнения в основном совпадали с городскими лесами, парками и ООПТ.

Геохимические барьеры на городском уровне исследования различались между отдельными ТМ по средним значениям и пространственным закономерностям. Городские почвы в Москве более эффективно справляются с загрязнением никелем (Ni) и свинцом (Pb) по сравнению с цинком (Zn), кадмием (Cd) и мышьяком (As). Локализация очагов с самой сильной и самой слабой производительностью ГХБ для разных тяжелых металлов также не всегда совпадала. Например, значения, соответствующие наибольшим рискам загрязнения, наблюдались на северо-востоке города для Zn и Cd, на юго-западе для Ni и на востоке - для As (Рис. 24). В первую очередь это связано с тем, что в отличие от эффекта гранулометрического состава почвы, который имеет единую оценку для всех представленных компонентов загрязнения и связан с более высокой способностью удержания ТМ глинистыми частицами (Luo, 2011), влияние pH почвы и Сорг более сложное и варьируется среди разных металлов. Многие ТМ (например, Pb, Cu, Zn и Ni) в основном подвижны в кислой среде, тогда как наибольшее накопление связано с нейтральной реакцией почвы (Sauve et al., 1998; Kabata-Pendias, 2011). Между тем, подвижность и токсичность As наиболее выражены в щелочных почвах (Kader et al., 2016; Berasaluce et al., 2019).

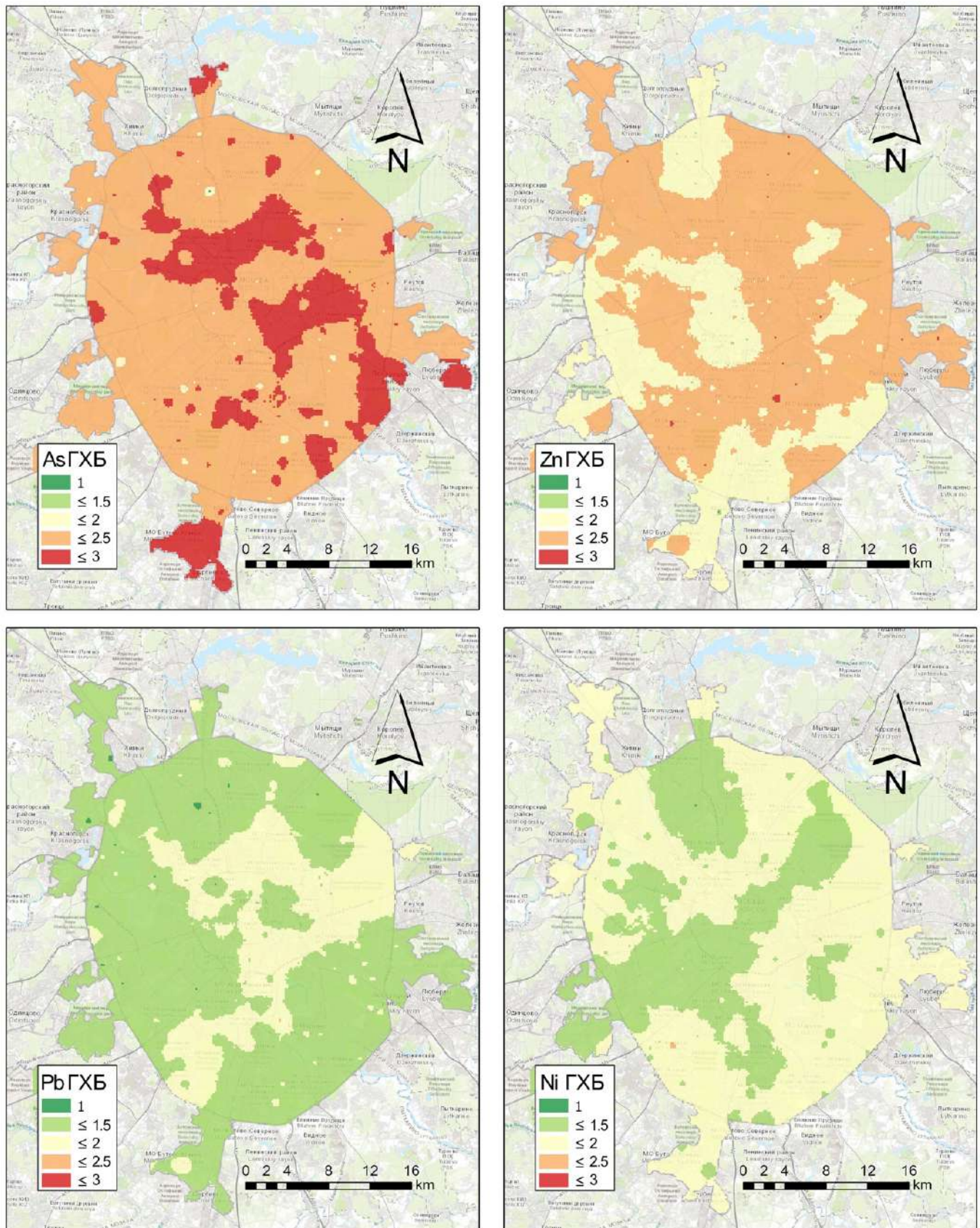


Рис. 24 Геохимические барьеры городских почв Москвы для As, Zn, Pb, и Ni.

4.4 Пространственное моделирование экосистемных сервисов почв г. Москвы

Пространственный анализ и моделирование экосистемных сервисов городских почв на данном уровне исследования включал как интерполяцию (карты отдельных ТМ и гранулометрического состава) на основе полученных экспериментальных данных, так и экстраполяцию (карты $S_{орг}$, рН и БД).

4.3.1. Эффективность экосистемного сервиса геохимического барьера.

Анализ пространственных закономерностей эффективности геохимического барьера показывает зоны с наименьшей эффективностью в восточной части города вблизи центра, а также некоторых индустриальных и лесопарковых зон на севере и северо-западе. Стоит отметить, что для центра города показана средняя эффективность, как и для большей части города. Таким образом, повышенный уровень загрязнения в ЦАО частично компенсируется высокой буферной способностью почвы округа. В тоже время низкая буферная способность почв для некоторых зеленых зон, напротив, является недостаточной для выполнения экосистемного сервиса геохимического барьера на высоком уровне даже при незначительном уровне загрязнения (Рис. 25). Эти же результаты подтвердились при анализе полученных пространственных данных для различных округов города Москва (Табл. 12). В целом, значения для разных округов, включая худшие показатели эффективности для ЦАО и СВАО и наилучшую эффективность почв ЗАО, располагаются в одном промежутке классификации, соответствующему эффективности выше среднего.

Северо-западные районы города можно считать наиболее безопасными в связи с наилучшими показателями и уровня загрязнения, и буферной способности почвы (Рис. 25).

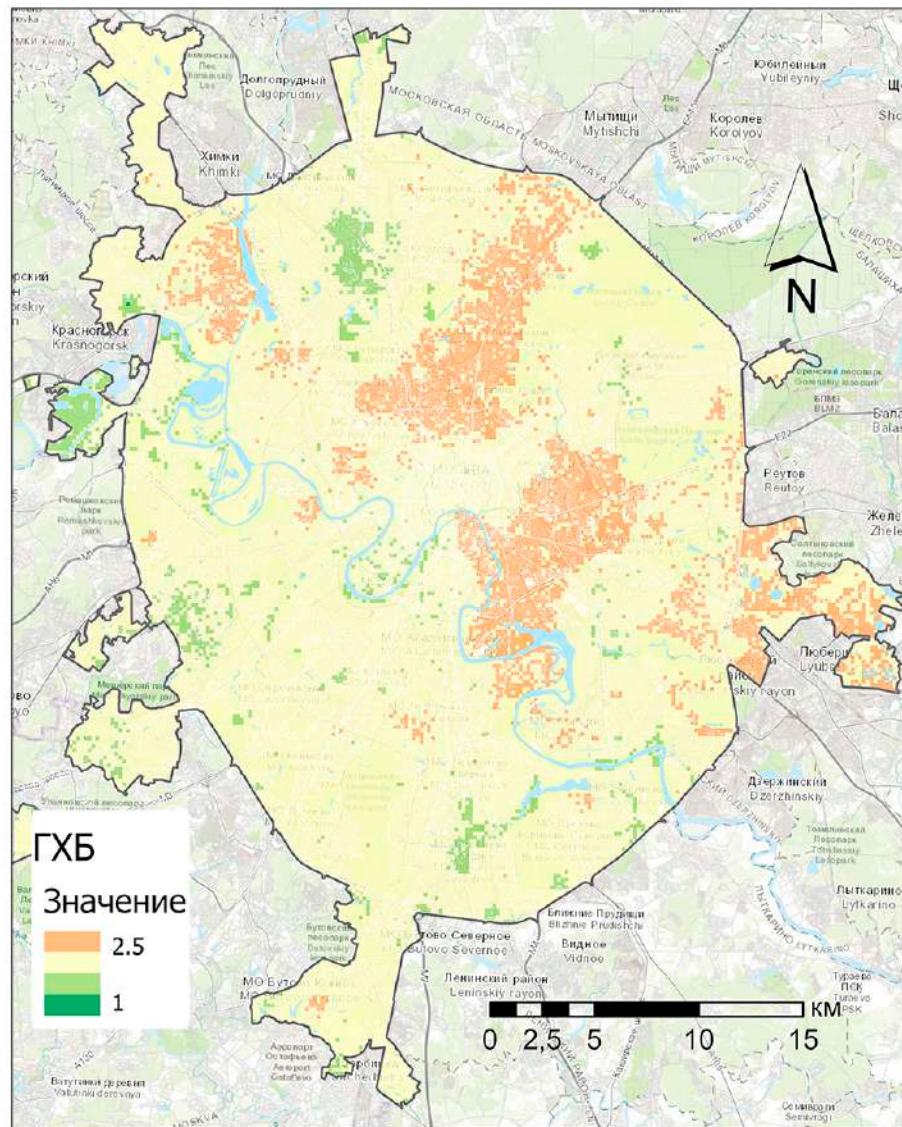


Рис. 25 Картосхема эффективности сервиса аккумуляции углерода (слева) и сервиса геохимического барьера (справа) на уровне города в слое 0-10 см.

Пространственное исследование эффективности экосистемного сервиса ГХБ на городском уровне потребовало использование более сложных подходов цифровой почвенной картографии, чем на локальном уровне. Помимо масштаба объекта исследования и большим разнообразием факторов (предикторов), позволяющих проводить построение карты методом экстраполяции данных, городской уровень исследования отличается еще и качеством органического углерода в городских почвах, который очень отличается от природного (Lorenz & Lal, 2015; Vasenev & Kuzyakov, 2018). Верхний горизонт почвы наиболее

благоустроенных городских объектов обычно состоит из искусственных органических материалов, включая торф и торфо-песчаные смеси. Устойчивость этих материалов к минерализации довольно низкая, а их способность связывать металлы и обездвиживать их в течение длительного периода мало изучена в настоящее время.

Хотя на способность почвы буферизовать и иммобилизовать металлы влияют различные свойства, процессы и режимы, кислотность почвы, содержание органического углерода и гранулометрический состав, которые использовались в этом исследовании в качестве определяющих компонентов ГХБ, являются наиболее признанными. Данные факторы рассматриваются и в научных исследованиях (например, Slukovskaya et al., 2019), и применяются в методах управления почвенными ресурсами (Vasenev et al., 2017) и нормативных актах (ГН-2.1.7.2042-06, 2010). Что касается достоверности результатов, то полученная карта слегка недооценила лабораторные результаты ($ME = -0,02$; $RMSE = 0,08$), однако параметры валидации ($r = 0,98$; $R^2 = 0.96$) подтверждают высокую точность пространственного прогноза для всей территории города. Валидация на основе контрольной выборки точек (30%) для карт распределения тяжелых металлов и мышьяка, выполненных методом интерполяции (IDW), показала коэффициенты детерминации R^2 от 0.4 до 0.9.

4.3.2. Эффективность экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами. Оценка эффективности аккумуляции углерода (аппроксимированная по параметру T) для городского уровня исследования подтверждает предположение о низкой устойчивости запасов углерода в городских почвах и почвенных конструкциях (Shchepeleva et al., 2017; Smagin et al., 2018). Оптимальные значения показаны для лесопарков и рекреационных зон, удаленных от центра, в то время как для центральной части города доминировали значения ниже оптимальных (2.13 ± 0.51 для ЦАО). Для ЮЗАО и ЗАО показаны наиболее эффективные значения экосистемного сервиса – 1.70 ± 0.49 и 1.86 ± 0.45 соответственно (Табл. 12). К низкой эффективности экосистемного сервиса относятся территории не только с малым периодом T , но и значения выше 60 лет (часть 2.2.5 *Индикаторы*

и методы оценки экосистемных сервисов). Поэтому пойменная и восточная части города также находятся в зоне с оценкой экосистемного сервиса ниже среднего.

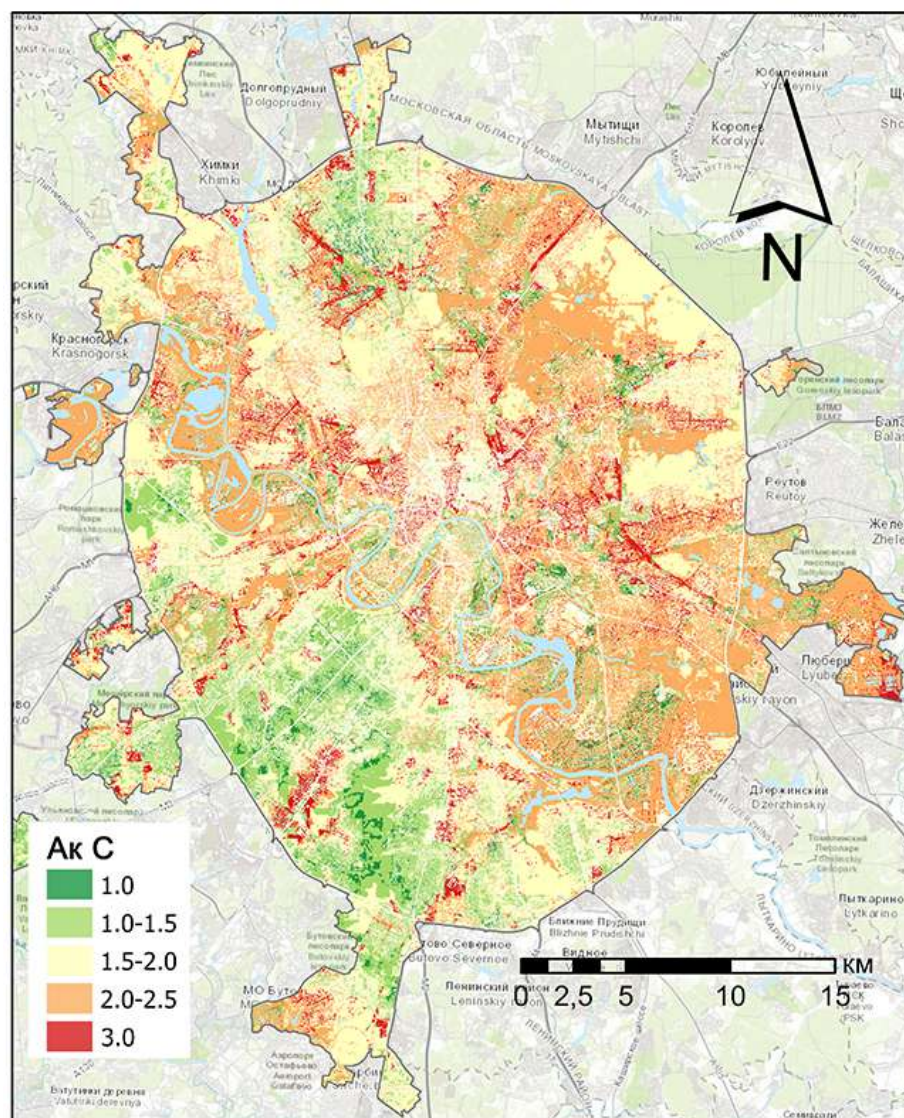


Рис. 26 Картограмма эффективности сервиса аккумуляции углерода на городском уровне исследования для слоя 0-10 см.

Стоит отметить, что наименьшие значения периода оборачиваемости органического углерода (T), как и низкая эффективность экосистемного сервиса, показаны для небольших скверов и дворовых территорий в центре города, где высокое содержание C_{org} совпадает с наиболее высокими средними температурами, обусловленными городским островом тепла (Varentsov et al., 2020), стимулирующими минерализацию органического вещества. Эти «пятна» низкой эффективности аккумуляции углерода представляют значительный

экологический риск повышенных эмиссии CO_2 , особенно в жаркий летний период (Рис 27).

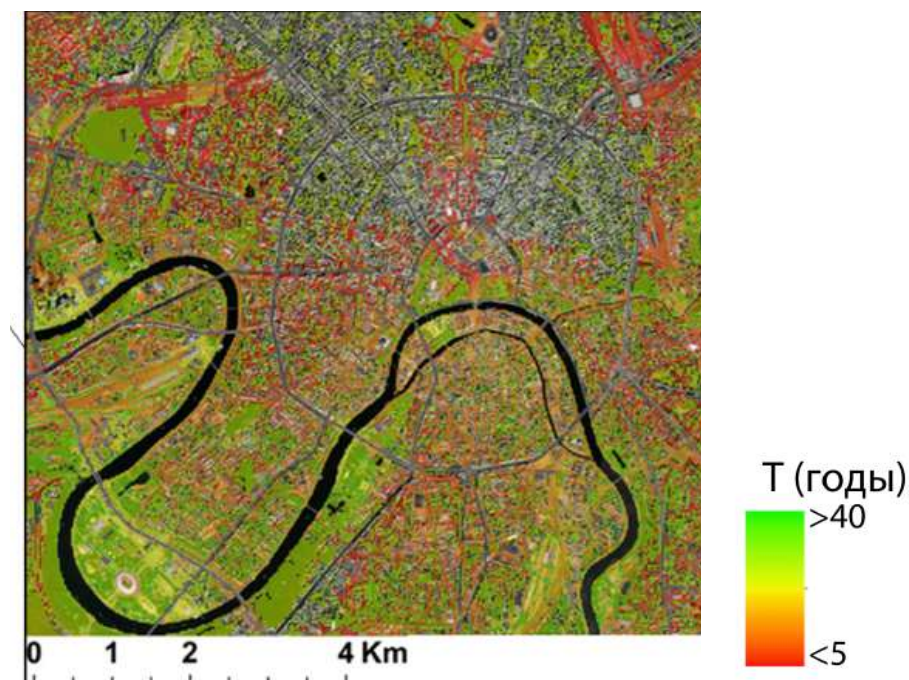


Рис. 27 Фрагмент распределения показателя оборачиваемости органического вещества (Т) для ЦАО г. Москвы, иллюстрирующий неоднородность показателя.

Таблица 12 Оценка эффективности экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами и геохимического барьера почв в горизонте 0-10 см для разных административных округов г.Москвы на основе пространственных данных (среднее значение $\pm$ стандартное отклонение).

Административный округ	ЭС аккумуляции углерода почвами	ЭС геохимического барьера почв
ЦАО	2.13 ± 0.51	1.92 ± 0.11
САО	2.05 ± 0.41	1.83 ± 0.13
СВАО	2.06 ± 0.41	1.92 ± 0.12
СЗАО	2.07 ± 0.38	1.87 ± 0.12
ВАО	2.07 ± 0.35	1.86 ± 0.13
ЗАО	1.86 ± 0.45	1.79 ± 0.10
ЮЗАО	1.70 ± 0.49	1.83 ± 0.08
ЮВАО	2.09 ± 0.45	1.91 ± 0.13
ЮАО	1.93 ± 0.44	1.84 ± 0.11

Коэффициенты детерминации R^2_{adj} для генерализованной модели регрессии, используемой для экстраполяции карт базального дыхания и содержания органического углерода, были статистически значимы ($p < 0.05$) и составили 0.45 и 0.11, что подтверждает высокую пространственную неоднородность городских почв и комплексность факторов, которые на них влияют. Основными пространственными факторами (предикторами), вошедшими в модели для всех показателей, были рельеф, расстояние до основных дорог и историческое зонирование, а также тип поверхности.

ГЛАВА V. Влияние урбанизации на экосистемные сервисы почв Новой Москвы (субрегиональный уровень)

5.1 Оценка динамики урбанизации на субрегиональном уровне

5.1.1 Основные изменения землепользования на территории Новой Москвы.

Новая Москва – уникальный объект, где на значительной площади идет стремительная урбанизация, а существенная территория бывших пахотных и залежных земель уже занята новыми рекреационными и селитебными территориями. В рамках итогового этапа исследований был проведен сравнительный анализ почв старых и новых селитебных и рекреационных зон различных населенных пунктов, вошедших в состав Новой Москвы в сравнении с фоновыми почвами.

В ходе анализа топографической карты 1980-го года в масштабе 1:100 000 и открытых современных источников OSM были выявлены основные направления развития урбанизации и их функционального назначения, а также изменения типов землепользования (для не урбанизированных территорий). В результате было выделено 10 категорий землепользования, включая 4 функциональные зоны внутри населенных пунктов (Рис. 28).

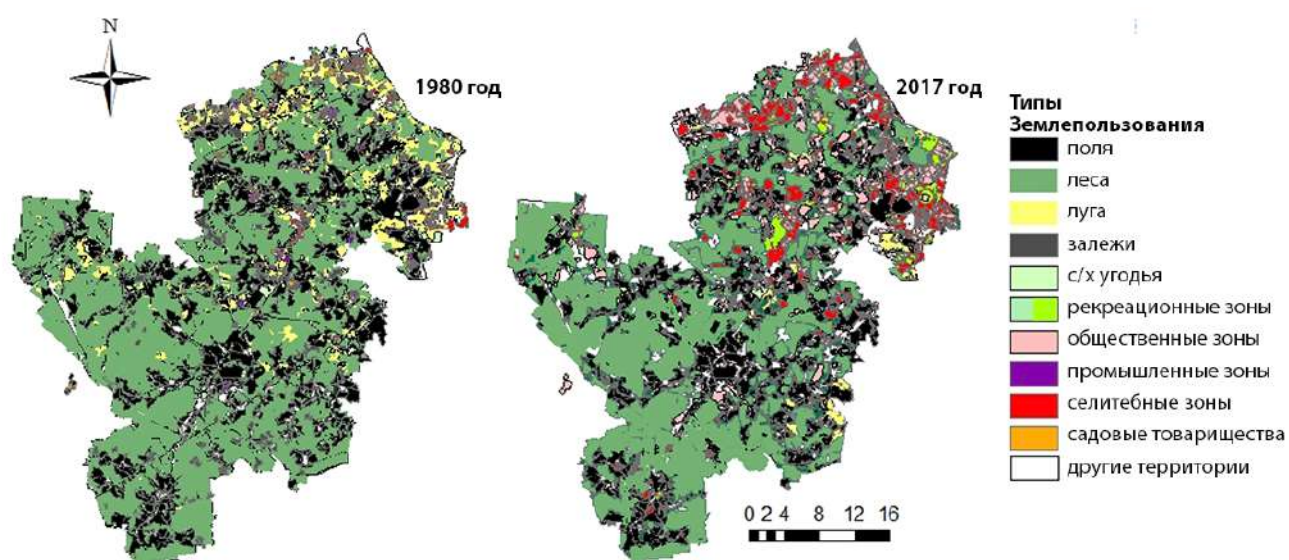


Рис. 28 Картосхема изменения землепользования Новой Москвы с 1980-го года до 2017 года.

Доля урбанизированных территорий Новой Москвы с 1980 года по 2017 год увеличилась на 280 км², из которых более 80% пришлось на селитебные зоны и общественные зоны, а 15% - на рекреационную. Разрастание городов и благоустройство затронуло преимущественно залежи, а также пахотные и лесные территории, доля которых сократилась соответственно на 59%, 15% и 13% по сравнению с 1980 годом. (Рис. 29).

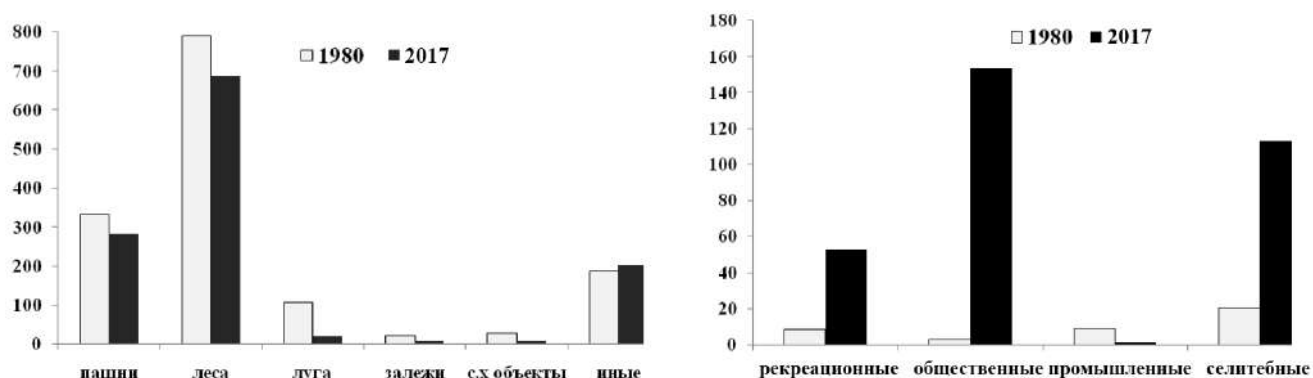


Рис. 29 Площадная оценка (км²) изменения баланса типов землепользования с 1980 г. по 2017г. для территории Новой Москвы.

Что касается отдельных направлений урбанизации, то наиболее значительные изменения претерпели селитебные зоны и общественные пространства, увеличив свою площадь на 96 км² и 70 км² соответственно. Рекреационные зоны увеличились на 18 км² преимущественно за счет благоустройства ближайших лесных территорий и перевода их в статус лесопарков и скверов. Более 70% новых урбанизированных территорий Троицкого и Новомосковского административных округов были образованы в радиусе 30 км от границ Московской кольцевой автомобильной дороги (МКАД), другими словами, от границ территории Москвы до 2012 года (Рис. 30).

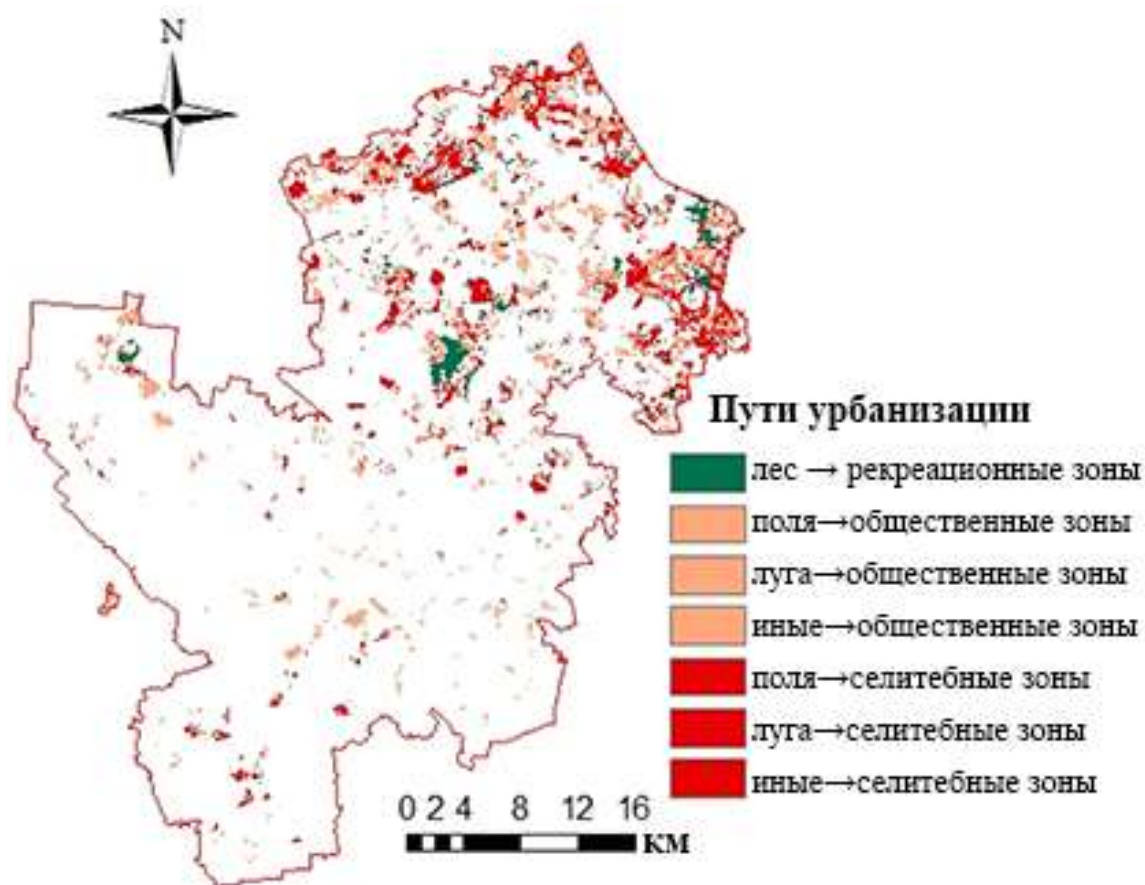


Рис. 30 Изменения типов землепользования Новой Москвы с 1980г. по 2017г.

5.1.2 Динамика запечатывания типов почв Новой Москвы. Для оценки запечатывания почв Новой Москвы дополнительно были оцифрованы топографическая карта Генштаба СССР по Московской области в масштабе 1:500 000, 1971г. и почвенная карта Московской области в масштабе 1:300 000, 1985г.

По результатам обработки материалов для трех этапов застройки (1971г., 1990г., 2017г.) были выявлено, что общий процент запечатанности территории современного ТиНАО увеличился в 6.7 раз (Рис. 31). При этом, площадь зданий и сооружений увеличилась в 5.6 раз (с 0.8% до 4.5 %), а дорог – в 7.7 раз (с 1.3 % до 10.0%). Таким образом, примерно каждые пятнадцать лет площадь запечатанной поверхности увеличивалась на 70%. Несмотря на отмеченные высокие темпы застройки запечатанность Новой Москвы на 2017 год составляла 14.5 %, что в 4 раза ниже среднего значения для «старой» Москвы.

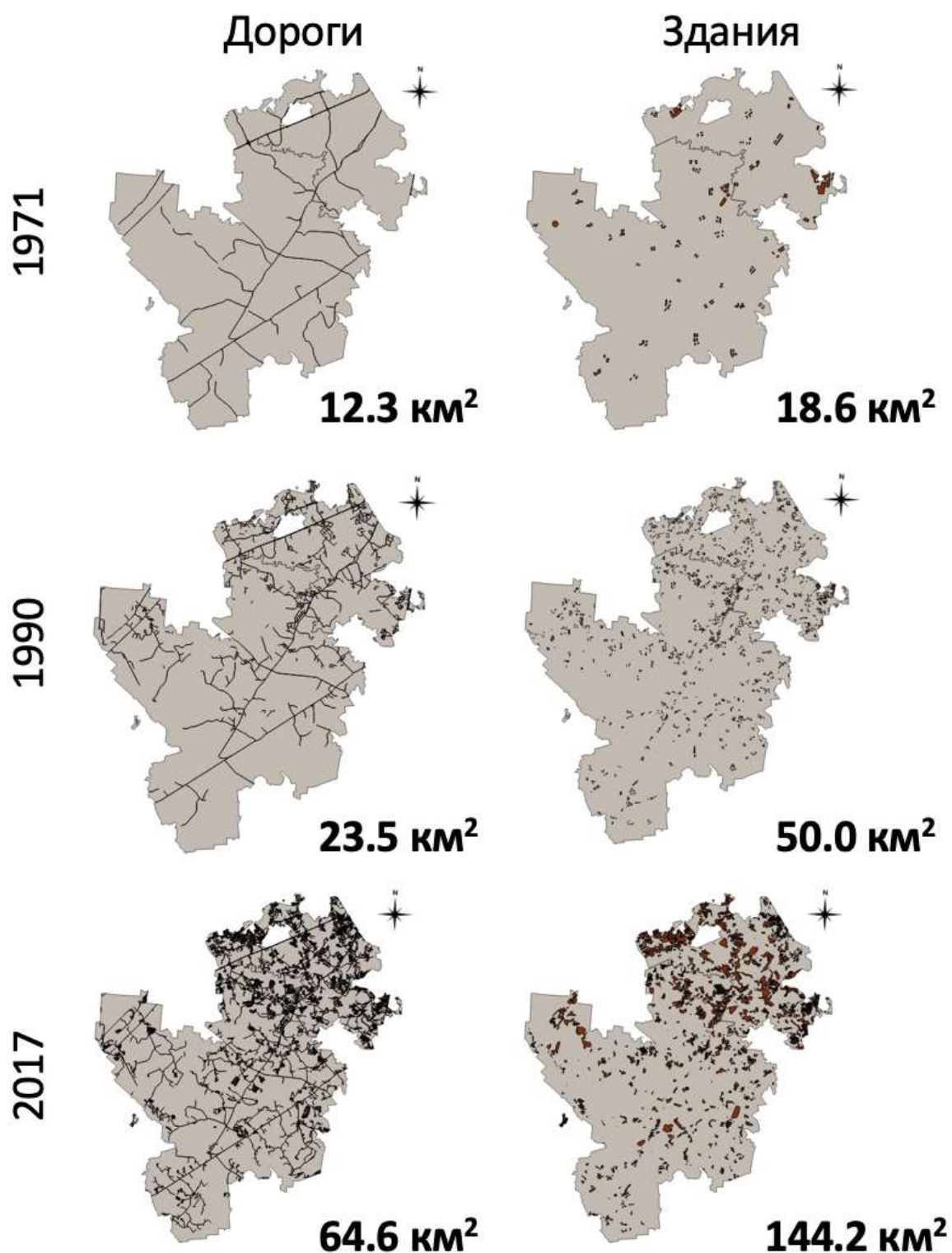


Рис. 31 Динамика запечатывания территории субрегионального уровня исследования по данным ГИС-исследования.

По результатам оцифровки почвенной карты для современных границ Новой Москвы было выявлено, что дерново-слабо и среднеподзолистые (27.4%) и дерново-подзолистые (26.8%) занимают чуть более половины площади новых

округов. Дерново-подзолистые слабоглееватые составляют пятую часть территории, 13.4 % приходится на смытые и намытые почвы оврагов, балок, пойм малых рек и прилегающих склонов (Рис. 32). Остальная часть приходится на аллювиальные луговые кислые (6.8%), дерново-подзолистые глееватые и глеевые (4.0%), а также торфянисто- и торфяно-подзолистые оглеенные (0.2%). Что касается динамики запечатывания почв, то в 1990 году каждый из подтипов почвы потерял около 5%, тогда как торфянистые почвы потеряли почти 13%. Динамика запечатывания площадей в период 1990-2017 гг. была сложной и включала также обратные процессы: доля запечатанности торфянистых почв уменьшилась в 3 раза, в связи с реорганизацией тепличных комплексов (по данным оцифрованных топографических карт). Процент потери площадей варьировал от 4 до 12% для различных подтипов, самые высокие значения были отмечены для аллювиальных луговых почв - 12% (Romzaykina et al., 2020).



Рис. 32 Динамика запечатывания почв Новой Москвы

Данные об изменении землепользования и запечатывании территории были использованы также и для распределения точек отбора, которые включали в себя

старые и новые рекреационные зоны, старые и новые селитебные зоны, леса, залежи и поля. Помимо этого, растриванные изображения оцифрованных и обработанных данных были использованы при подборе модели построения карт почвенных свойств и экосистемных сервисов Новой Москвы методом экстраполяции.

5.2 Характеристика почв субрегионального уровня исследования

5.2.1 Физико-химические свойства почв. Для почв населенных пунктов Новой Москвы характерна нейтральная и слабощелочная реакция среды: рН варьирует от 6.1 до 7.8, что в среднем на единицу выше, чем для фоновых лесных территорий. Содержание $C_{орг}$ в городских почвах также на 30-50% выше, чем для фоновых территорий. Для верхних горизонтов на территориях поселений по гранулометрическому составу характерны легкий суглинок и супеси, вниз по профилю до 50 см отмечено утяжеление до глины, кроме старых рекреационных зон. Для селитебных зон характерны более высокие средние значения рН и $C_{орг}$, чем для рекреационных. Как правило, содержание $C_{орг}$ в новых селитебных зонах было выше для слоя 0-10 см и ниже для слоя 10-30 см, чем в старых, в то время как для рекреационных зон значимых отличий не выявлено (Табл. 13). Наибольшее варьирование показателей отмечено для территорий внутри поселений, чем для фоновых участков и полей. Помимо этого, показатели почвенных свойств по различным населенным пунктам также отличались друг от друга, поэтому при оценке почвенных свойств в городе необходимо учитывать не только функциональную зону, но и расположение объекта, мероприятия по благоустройству и историю землепользования, такой подход и был использован в пространственном анализе территории и построении картосхем почвенных свойств.

Таблица 13. Физико-химические свойства почв Новой Москвы: фоновые территории (залежь, лес), поле, рекреационные новые (РекН) и старые (РекС), селитебные новые (СелН) и старые (СелС). Результаты представлены сверху вниз

для горизонтов 0-10 см, 10-30 см, 30-50 см. Для гранулометрического состава приведены наиболее часто встречаемые показатели: ЛС-легкий суглинок, СС-средний суглинок, ТС-тяжелый суглинок.

ФЗ	Гранулометрический состав	pH _{H2O}	C общ, %
Залежь/ Фон	ЛС	7.1±0.1	2.49±1.63
	ЛС	7.0±0.1	3.84±4.11
	СС	6.2±1.1	0.27±0.13
Лес/ Фон	ЛС	5.1±0.2	3.11±1.57
	Супесь	5.2±0.3	1.83±1.49
	Супесь	5.2±0.3	1.77±2.49
Поле	Суглинок	5.9±1.2	1.38±0.14
	ЛС	5.0±1.1	0.83±0.62
	СС	6.0±1.0	2.54±2.87
РекН	ЛС	7.5±0.5	4.19±2.84
	Супесь; Глина	7.5±0.5	2.13±2.69
	Песок; Глина	7.6±0.6	4.35±5.47
РекС	ЛС	6.9±0.9	4.17±2.37
	Супесь; ЛС	7.0±1.0	3.71±5.79
	ЛС	6.9±1.1	4.71±3.99
СелН	ЛС; Супесь	7.6±0.4	3.30±2.31
	Песок; ЛС	7.8±0.4	2.88±3.52
	ТС; Глина	7.6±0.9	3.57±2.32
СелС	Супесь; ЛС	7.5±0.4	4.27±3.32
	ЛС	7.8±0.4	6.05±5.75
	СС; Глина	7.8±0.3	2.62±1.84

5.2.2 Микробиологическая активность почв субрегионального уровня. Максимальные значения $S_{\text{мик}}$ и БД показаны для наименее нарушенных лесных и старых рекреационных зон. Средние значения рекреационных зон выше, чем селитебных, а новых – ниже, чем старых (Рис. 33). Таким образом, негативное влияние антропогенной нагрузки на микробиологическую активность почв, показано и на субрегиональном уровне.

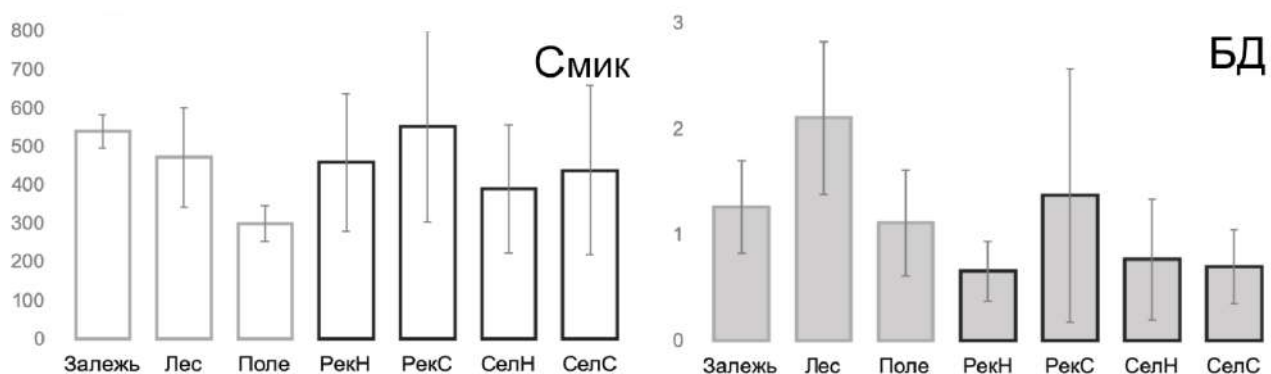


Рис. 33 Микробиологические свойства почв разных функциональных зон Новой Москвы. Единицы измерения для С мик - мкг С г⁻¹, БД - мкг СО₂-С г⁻¹ ч⁻¹.

5.2.3. Оценка загрязнения тяжелыми металлами почв Новой Москвы. Среднее содержание ТМ не превышало нормативных значений для фоновых почв, в то время как для городских почв содержание одного или нескольких ТМ превышало ОДК в 87 % случаев (Табл. 15).

Таблица 15. Валовые концентрации тяжелых металлов в почвах Новой Москвы: фоновые территории (залежь, лес), поле, рекреационные новые (РекН) и старые (РекС), селитебные новые (СелН) и старые (СелС). Результаты представлены сверху вниз для горизонтов 0-10 см, 10-30 см, 30-50 см.

ФЗ	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Mn, мг/кг	Ni, мг/кг	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг	Hg, мг/кг
Залежь/ Фон	10.03±3.64	60.75±17.61	457.6±308.1	21.90±4.67	1.51±1.46	16.22±4.78	0.032±0.045
	10.89±2.42	61.49±16.56	421.4±256.8	22.95±6.15	1.52±1.44	16.00±5.09	0.032±0.045
	14.27±0.10	49.76±2.32	356.9±61.3	27.48±3.79	0.93±0.72	9.30±0.99	0.078±0.110
Лес/ Фон	5.48±2.60	64.08±37.41	880.1±346.7	21.51±2.91	0.79±0.58	11.91±1.99	0.030±0.086
	6.29±3.23	55.74±31.53	652.9±245.3	20.29±2.00	0.71±0.50	9.66±2.10	0.029±0.071
	8.00±3.40	53.77±27.19	479.9±201.9	23.72±3.39	0.67±0.35	10.15±3.59	0.030±0.054
Поле	5.99±2.87	46.50±12.76	387.2±248.2	18.74±5.54	0.97±0.79	12.58±1.02	0.031±0.053
	5.86±2.81	47.14±14.59	424.4±249.4	19.17±4.89	0.84±0.60	10.62±2.10	0.024±0.023
	6.00±1.46	48.42±15.65	454.8±203.8	20.17±4.31	0.72±0.42	8.25±2.89	0.018±0.031
РекН	16.06±10.83	133.48±113.19	318.6±154.7	16.14±6.20	3.29±6.20	17.78±20.20	0.086±0.083
	11.97±6.58	107.67±63.15	356.9±223.3	17.55±5.60	1.32±1.31	14.00±8.99	0.177±0.245
	11.66±5.38	89.18±42.25	354.2±216.1	19.09±6.02	1.09±1.07	14.69±6.09	0.170±0.337
РекС	11.18±3.67	139.52±122.84	371.1±181.7	16.51±6.12	2.21±1.15	12.85±5.97	0.219±0.558
	11.33±4.40	121.37±71.79	387.6±232.0	16.71±8.04	1.77±0.91	14.55±8.16	0.111±0.112
	11.84±3.74	113.54±59.43	288.1±96.1	17.46±6.16	1.83±0.91	9.86±4.95	0.120±0.178
СелН	11.31±8.29	123.39±91.06	196.2±82.8	12.98±5.36	2.00±1.19	8.61±6.24	0.120±0.157
	10.34±11.18	132.35±236.53	213.0±101.5	13.70±5.67	1.99±1.59	7.05±4.69	0.168±0.436
	10.08±4.31	107.82±108.49	181.6±27.5	13.36±5.63	2.39±1.29	9.12±5.00	0.142±0.361
СелС	12.05±5.33	129.43±75.25	287.3±97.8	15.67±5.06	2.33±1.65	14.35±13.33	0.196±0.235
	15.01±9.41	149.69±101.34	344.8±124.4	17.71±8.12	2.26±1.06	15.26±12.66	0.143±0.115
	12.18±4.39	129.11±86.51	385.2±146.1	19.13±6.28	2.33±1.27	12.65±8.68	0.082±0.061

Индекс Z_c для городских почв соответствует умеренному уровню загрязнения, а для новых рекреационных и старых селитебных в верхнем (0-10 см) слое среднее значение превышает границу опасного уровня. Среди отдельных поселений наиболее высокие значения Z_c показаны для населенных пунктов с высокой плотностью автомобильной и железнодорожной сетей - пос. Кокошкино (44.5 ± 35.4) в Северо-Западной части ТиНАО и г. Щербинка (46.1 ± 19.4) в Восточной части ТиНАО, для этих населенных пунктов уровень загрязнения по показателю Z_c достиг опасного уровня (Рис. 34).

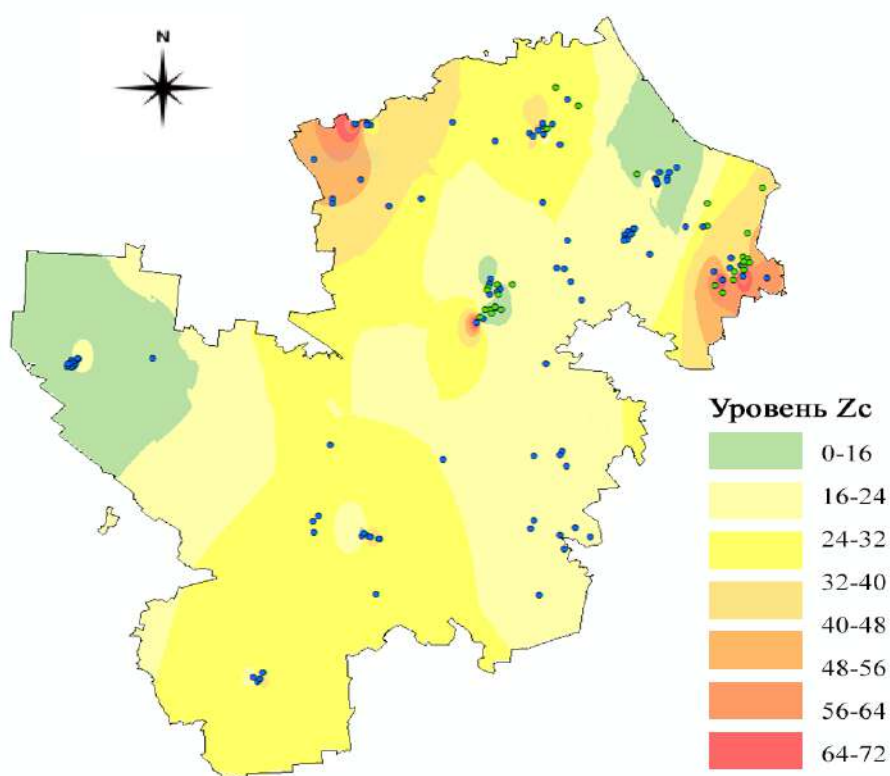


Рис. 34 Картосхема распределения показателя Z_c . Очаги опасного уровня загрязнения слева- п. Кокошкино, справа- г. Щербинка.

Уровень экологических рисков по оценке PERI для большинства населенных пунктов находится в опасном диапазоне от 300 до 600, а для пос. Московского он достигает максимальных значений по округу (833.5 ± 532.6), что в первую очередь связано с высокими значениями кадмия. В целом, для поселений, расположенных ближе к Москве и больших по площади, характерны большие превышения показателей по всем исследованным индексам загрязнения.

5.3 Оценка экосистемных сервисов почв Новой Москвы

5.3.1. *Эффективность экосистемного сервиса геохимического барьера Новой Москвы.* Среднее значение экосистемного сервиса геохимического барьера почв Новой Москвы составляет 1.4 балла, что говорит о высокой эффективности почв и характеризует субрегиональный уровень исследования устойчивым к загрязнению. Стоит отметить, что для фоновых территорий и полей экосистемный сервис ГХБ менее эффективен, чем для городской части, причем для новых рекреационных и селитебных зон оценка несколько выше, чем для остальных территорий (Табл. 16). Такая оценка связана не только с низким уровнем загрязнения, но и с благоприятными почвенными свойствами нового округа: содержание органического углерода, нейтральная реакция среды и суглинистый гранулометрический состав определили более высокую эффективность сервиса для городских почв, чем для лесных, залежных и пахотных земель. При оценке почвенных образцов было также отмечено, что для старых рекреационных зон по всему профилю экосистемный сервис наименее эффективен, а слой 10-30 см для всех типов землепользования в городе справляется с иммобилизацией тяжелых металлов хуже всего. Несмотря на эти особенности, показатели эффективности ЭС геохимического барьера почв Новой Москвы находятся на высоком уровне.

Таблица 16. Экосистемный сервис геохимического барьера почв Новой Москвы для разных слоев (среднее значение $\pm$ стандартное отклонение) и типов землепользования.

Тип землепользования	0-10 см	10-30 см	30-50см
Залежь	1.54 $\pm$ 0.06	1.44 $\pm$ 0.08	1.53 $\pm$ 0.05
Лес	1.75 $\pm$ 0.07	1.66 $\pm$ 0.19	1.53 $\pm$ 0.37
Поле	1.61 $\pm$ 0.16	1.53 $\pm$ 0.10	1.28 $\pm$ 0.10
РекН	1.33 $\pm$ 0.22	1.47 $\pm$ 0.19	1.31 $\pm$ 0.17
РекС	1.46 $\pm$ 0.25	1.51 $\pm$ 0.25	1.40 $\pm$ 0.21
СелН	1.29 $\pm$ 0.22	1.40 $\pm$ 0.18	1.18 $\pm$ 0.10
СелС	1.36 $\pm$ 0.19	1.44 $\pm$ 0.20	1.33 $\pm$ 0.20

Пространственный анализ экосистемного сервиса геохимического барьера почв в слое 0-10 см показал достаточно равномерную картину. Максимальная эффективность экосистемного сервиса, как и в случае с интегральными показателями загрязнения, отмечена для Западной части территории в районе поселения Киевский (Рис. 35).

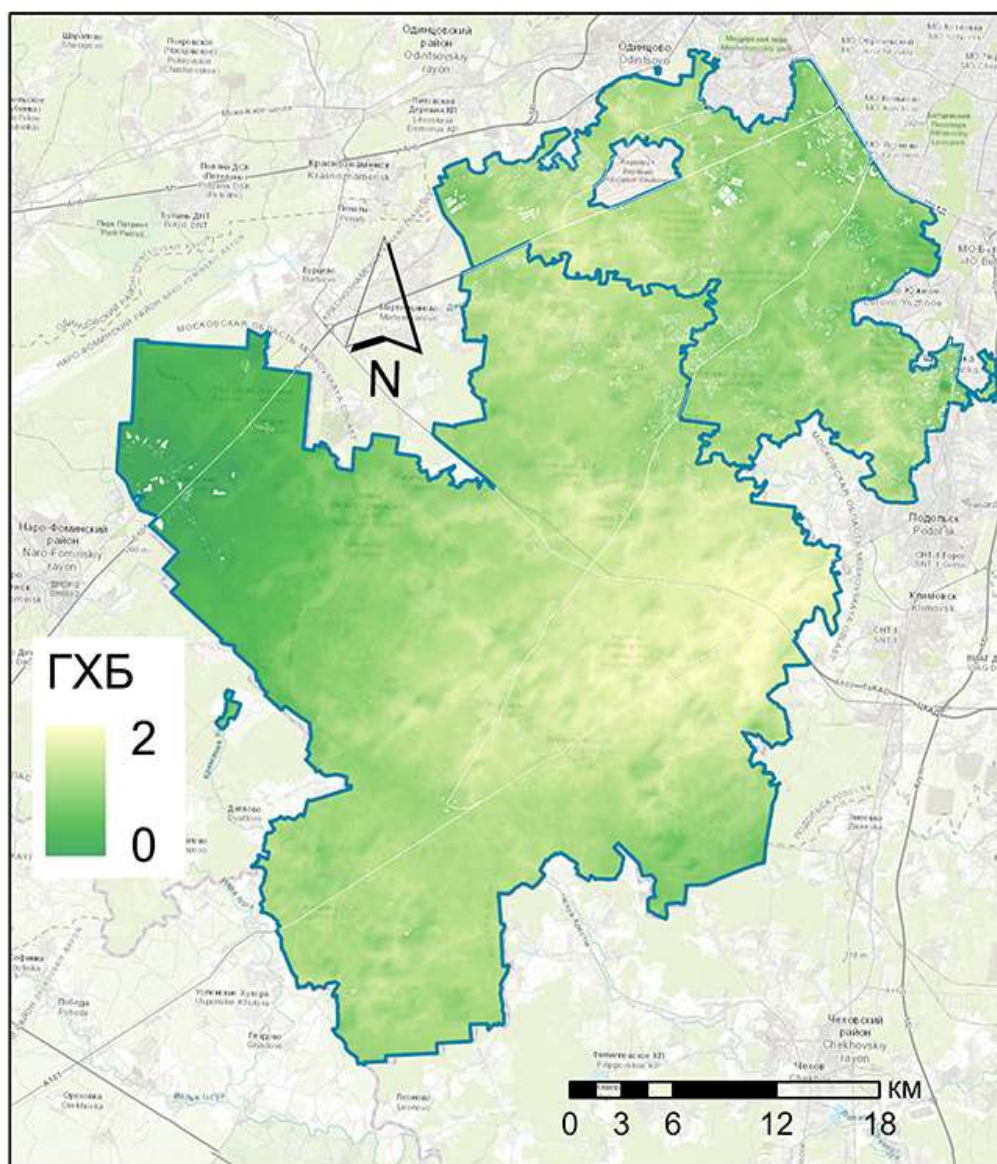


Рис 35. Картосхема эффективности сервиса геохимического барьера на территории ТиНАО в слое 0-10 см.

Ключевыми значимыми предикторами в линейной модели (GLM) оказались рельеф, средняя температура почвы за июль, расстояние до крупных шоссе и железных дорог, а также типы землепользования и функциональное зонирование

внутри поселений, растрованное по данным OSM 2017 года. Значение коэффициента детерминации (R^2_{adj}) для модели при этом составило 0.45.

5.3.2. Эффективность экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами Новой Москвы. Оптимальные средние значения экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами на субрегиональном уровне исследования показаны для фоновых лесов (1.70) и залежей (1.69), а также старых рекреационных зон (1.87 баллов). В селитебных зонах параметр Т превышал фоновые значения, доходя до среднего показателя 43.2 года для новых и старых селитебных зон. Таким образом, низкий период оборачиваемости (<10лет) отразился на снижении показателей эффективности экосистемного сервиса фоновых территорий, а высокий (>30лет) – для городских территорий на субрегиональном уровне (Табл. 17).

Таблица 17 Период оборачиваемости углерода (Т) и экосистемный сервис аккумуляции углерода почвами Новой Москвы (среднее значение $\pm$ стандартное отклонение) для разных типов землепользования.

Тип землепользования	Т, лет	ЭС аккумуляции углерода почвами
Залежь	13.05 $\pm$ 7.16	1.69 $\pm$ 0.42
Лес	13.60 $\pm$ 14.36	1.70 $\pm$ 0.22
Поле	7.50 $\pm$ 8.11	2.51 $\pm$ 0.81
РекН	36.98 $\pm$ 23.66	2.22 $\pm$ 0.68
РекС	28.81 $\pm$ 25.24	1.87 $\pm$ 0.74
СелН	43.27 $\pm$ 52.61	2.42 $\pm$ 0.63
СелС	43.25 $\pm$ 34.40	2.41 $\pm$ 0.62

По сравнению с оценкой предыдущего экосистемного сервиса, карта эффективности аккумуляции углерода более контрастная (Рис. 36). Факторы, определившие неоднородность экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами Новой Москвы, частично совпадают с предыдущим экосистемным сервисом (рельеф, расстояние до основных и железных дорог). Для увеличения

достоверности итоговая карта сервиса была построена в модуле растрового калькулятора ArcGIS Pro 2.5 на основе отдельно смоделированных карт содержания органического углерода и базального дыхания. В обоих случаях для моделей оказались значимы зоны исторической застройки, а для карты содержания углерода еще и типы растительности (газон, деревья, кустарники).

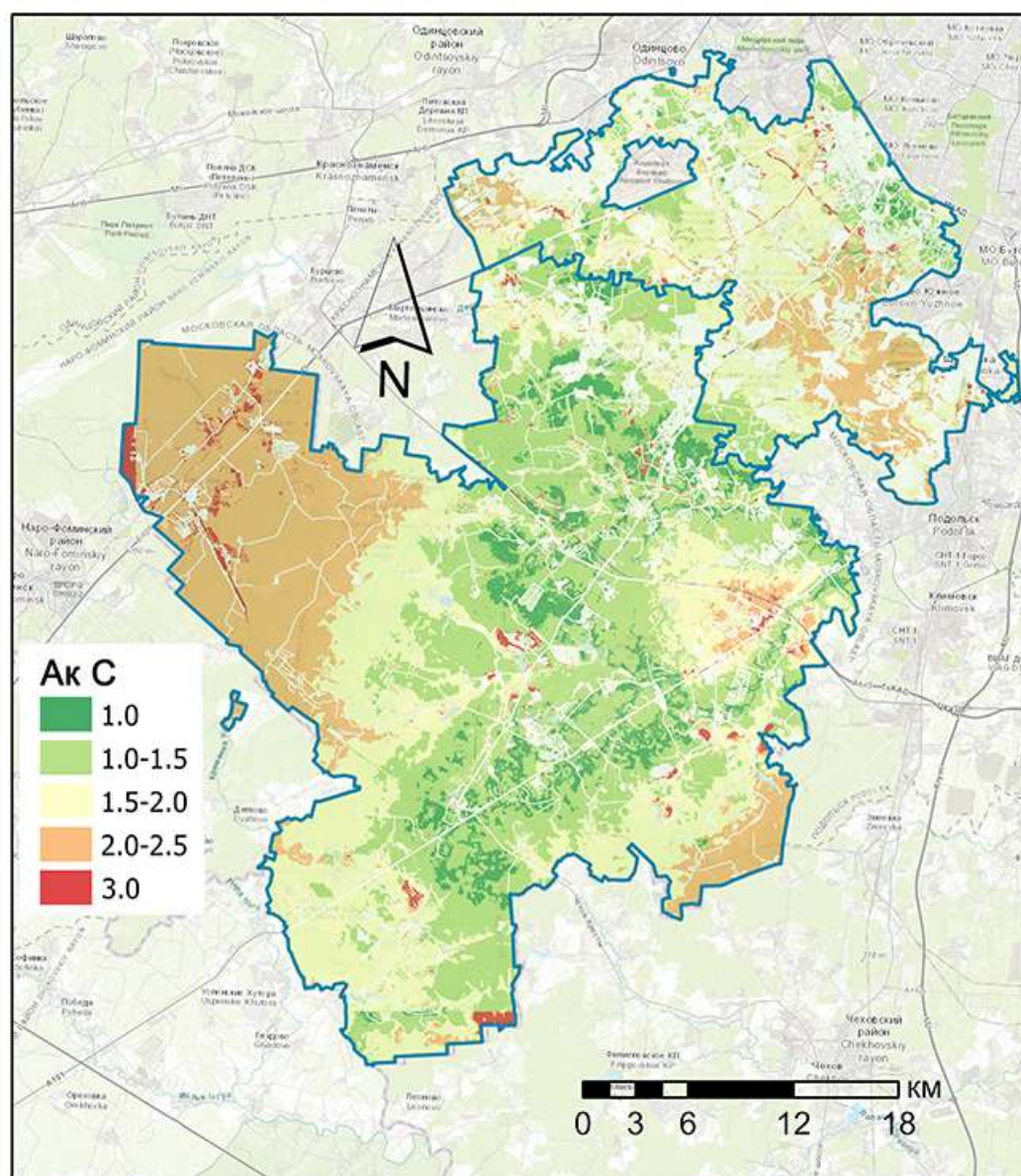


Рис 36. Картосхема эффективности сервиса аккумуляции углерода почвами ТиНАО в слое 0-10 см.

ГЛАВА VI. Применение оценки экосистемных сервисов почв для задач устойчивого развития города: перспективы и ограничения

Важной задачей оценки экосистемных сервисов городских почв является трансляция почвенно-экологической информации в формате, понятном и полезном, для решения прикладных задач в сфере экологического мониторинга, нормирования, проектирования и менеджмента. Востребованность таких данных, перспективы и ограничения их применения для поддержки принятия решений в сфере устойчивого развития города зависят не только от их качества и достоверности, но и от готовности потребителя воспринимать результаты оценки экосистемных сервисов как руководство к действию, альтернативного или дополняющего существующую нормативную базу и сложившуюся систему принятия решений. В заключительной главе рассмотрены факторы неоднородности экосистемных сервисов почв на различных пространственных уровнях, проанализированы преимущества и недостатки разработанного метода в сравнении со стандартными подходами и дана оценка перспективе внедрения оценки экосистемных сервисов городских почв для решения городских задач различных уровней: озеленение и благоустройство, городское планирование и устойчивое развитие.

6.1 Особенности оценки почвенных свойств на разных пространственных уровнях

Общая методика исследования, основанная на последовательном анализе одних и тех же свойств городских почв на разных пространственных уровнях, позволила оценить как меняются пространственные закономерности от уровня к уровню. В частности, понять, будут ли свойства почвы явно более однородными на ограниченном пространстве университетского кампуса, чем в масштабах мегаполиса, превышающего его по площади в десятки тысяч раз, либо высокая пространственная неоднородность является неотъемлемой характеристикой городских почв вне зависимости от уровня обобщения.

Сравнительный анализ значений pH для изученных почв показал очень схожие результаты для всех антропогенно-измененных участков (7.5, 7.4 и 7.3 для

кампуса РУДН, Москвы и Новой Москвы соответственно), в то время как для рекреационных лесопарковых зон в Москве и фоновых территорий Новой Москвы значения были на 1-2 единицы ниже. Разброс (стандартное отклонение) также практически не отличался, немного увеличиваясь от 0.5 для кампуса РУДН и Москвы до 0.6 для Новой Москвы. Более высокая неоднородность показана для $S_{орг}$ и базального дыхания, для которых и средние значения, и дисперсия уменьшались в ряду Москва – Новая Москва – кампус РУДН. Отмечено, что такие факторы пространственной неоднородности как рельеф, функциональное зонирование и возраст (время) застройки оказывали значимое воздействие на формирование запасов $S_{орг}$ и их устойчивость к биодеструкции. На локальном уровне определяющую роль играют мероприятия по благоустройству, содержанию и уходу территории, в частности практика создания почвенных конструкций на основе торфо-песчаных смесей, объемы и свойства используемых смесей, а также время их применения. Для ‘устоявшихся’ участков, которые в меньшей степени испытывают влияние добавок свежих субстратов, определяющую роль начинает играть тип растительности. В частности, и $S_{орг}$, и БД под деревьями были в два раза выше, чем под газонами и кустарниками, что свидетельствует о более активных процессах круговорота углерода (Табл. 18.1). Аналогичные закономерности показаны и для содержания тяжелых металлов и металлоидов. Для кампуса РУДН и для Москвы средние значения и разброс по цинку, никелю и свинцу были близки, хотя факторы неоднородности, безусловно отличались. В пределах Москвы, где транспорт остается основным источником поступления тяжелых металлов в почву, удаленность от крупных дорог, и от центра города в целом, была определяющим фактором. Внутри кампуса РУДН влияние оказывали локальные факторы – расположение парковок, автомастерских, проезжей части. Тем интереснее и неожиданнее, что их воздействие привело к неоднородности, сопоставимой с городским уровнем. Содержание меди, никеля и свинца в почвах Новой Москвы значимо меньше, а цинка и кадмия – сопоставимо с Московскими данными (Табл. 18.2). Этот результат можно объяснить как постепенным проявлением урбанизации в

регионе, так и иными источниками загрязнения (например, полигонами ТКО или применением удобрений и пестицидов).

Таблица 18.1 Сводная таблица характеристики почвенных свойств для трех пространственных уровней исследования в слое 0-10 см
(в скобках указано стандартное отклонение)

ФЗ	Гранулометрический состав	pH _{H2O}	C общ, %	БД, мкг CO ₂ -C г ⁻¹ ч ⁻¹
<i>Локальный уровень исследования (30)</i>				
Газон	Суглинок	7.5 (0.6)	2.94 (1.58)	0.95 (0.51)
Деревья	Суглинок; легкий суглинок	7.5 (0.5)	4.47 (5.10)	1.90 (1.48)
Кустарники	Суглинок	7.6 (0.5)	2.79 (0.66)	0.94 (0.31)
<i>Городской уровень исследования (224)</i>				
Промышленная (Пр)	Легкий суглинок; Супесь	7.6 (0.4)	7.71 (6.04)	2.33 (2.47)
Общественная (О)	Супесь, торфо-песчаная смесь	7.4 (0.5)	9.89 (6.89)	2.14 (1.09)
Рекреационная (Р)	Легкий суглинок; Супесь	7.2 (0.6)	7.62 (5.24)	2.01 (1.27)
Селитебная (С)	Супесь	7.4 (0.4)	8.31 (6.92)	2.47 (1.15)
Лесопарки (Л)	Суглинок	5.1 (0.8)	3.68 (0.21)	1.93 (0.52)
<i>Субрегиональный уровень исследования (74)</i>				
Залежь/ Фон	Легкий суглинок	6.1 (0.4)	2.49 (1.63)	1.27 (0.44)
Лес/ Фон	Легкий суглинок	5.1 (0.2)	3.11 (1.57)	2.11 (0.72)
Поле	Суглинок	5.9 (1.2)	1.38 (0.14)	1.12 (0.50)
РекН	Легкий суглинок	7.5 (0.5)	4.19 (2.84)	0.66 (0.29)
РекС	Легкий суглинок	6.9 (0.9)	4.17 (2.37)	1.38 (1.20)
СелН	Легкий суглинок; Супесь	7.6 (0.4)	3.30 (2.31)	0.77 (0.57)
СелС	Супесь; Легкий суглинок	7.5 (0.4)	4.27 (3.32)	0.70 (0.35)

Таблица 18.2 Сводная таблица содержания тяжелых металлов в почве для трех пространственных уровней исследования в слое 0-10 см
(выделены значения с превышением ПДК)

ФЗ	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Mn, мг/кг	Ni, мг/кг	Cd, мг/кг	Pb, мг/кг	Hg, мг/кг
<i>Локальный уровень исследования (30)</i>							
Газон	30.87±12.77	91.67±37.20	607.8±235.7	28.25±4.92	3.85±0.41	24.28±8.15	< 0.001
Деревья	29.88±15.42	154.85±138.71	728.7±234.2	31.56±6.81	4.32±0.70	23.72±10.76	0.003±0.003
Куст-ники	39.51±29.44	137.50±86.34	533.2±230.6	40.41±24.63	4.07±0.42	38.33±29.85	0.002±0.001
<i>Городской уровень исследования (224)</i>							
Пр	41.59±54.95	121.48±133.85	268.3±103.7	16.39±16.39	1.08±2.60	29.28±28.67	0.174±0.221
О	45.37±38.14	143.77±105.26	334.0±171.3	15.72±15.72	0.75±1.47	42.44±42.15	0.357±0.518
Р	27.91±33.43	91.56±88.25	409.7±237.7	15.08±15.08	0.76±1.52	26.64±24.86	0.160±0.223
С	29.25±23.38	112.03±86.93	325.3±182.3	13.92±13.92	0.64±0.45	29.01±32.10	0.149±0.141
Л	64.00±45.24	64.67±6.67	743.7±79.9	22.27±22.27	0.31±0.08	20.20±2.52	0.040±0.002
<i>Субрегиональный уровень исследования (74)</i>							
Залежь	10.03±3.64	60.75±17.61	457.6±308.1	21.90±4.67	1.51±1.46	16.22±4.78	0.032±0.045
Лес	5.48±2.60	64.08±37.41	880.1±346.7	21.51±2.91	0.79±0.58	11.91±1.99	0.030±0.086
Поле	5.99±2.87	46.50±12.76	387.2±248.2	18.74±5.54	0.97±0.79	12.58±1.02	0.031±0.053
РекН	16.06±10.83	133.48±113.19	318.6±154.7	16.14±6.20	3.29±6.20	17.78±20.20	0.086±0.083
РекС	11.18±3.67	139.52±122.84	371.1±181.7	16.51±6.12	2.21±1.15	12.85±5.97	0.219±0.558
СелН	11.31±8.29	123.39±91.06	196.2±82.8	12.98±5.36	2.00±1.19	8.61±6.24	0.120±0.157
СелС	12.05±5.33	129.43±75.25	287.3±97.8	15.67±5.06	2.33±1.65	14.35±13.33	0.196±0.235

Оценка экосистемных сервисов как интегральный подход применительно к городским почвам должен характеризовать их роль в решение основных проблем городской экологии. Традиционно к таким проблемам относят загрязнение тяжелыми металлами. Как видно из результатов работы, Москва не является исключением, хотя средний уровень загрязнения здесь гораздо ниже, чем во многих других городах России и мира. Другой не менее актуальной проблемой является высокая эмиссия парниковых газов, биогенный компонент которой определяется в первую очередь городскими почвами. Как было показано в исследовании, для Москвы и, особенно, для центральной части, где активное и

практически непрекращающееся благоустройство с использованием большого количества легко минерализующихся органических субстратов сочетается с максимальным проявлением городского острова тепла, проблема устойчивости запасов углерода и эмиссии CO₂ крайне актуальна. Интерпретация результатов анализа свойств почв (табл. 18.1 и 18.2) в контексте качества почв и оценок экосистемных сервисов позволила показать потенциал городских почв в решении экологических проблем мегаполиса, и, с другой стороны, выявить факторы риска низкой эффективности экосистемных сервисов городских почв, локализации таких рисков и факторы, которые их обуславливают.

Городские почвы Москвы в среднем менее устойчивы к загрязнению тяжелыми металлами, чем почвы Новой Москвы. Эта закономерность подтверждается как основными индексами загрязнения (PI_{Nemerow} и Zc), так и оценками экосистемного сервиса геохимического барьера. Для отдельных объектов в Москве (небольшие рекреационные и селитебные зоны в центральной части) также показаны наиболее низкая эффективность сервиса депонирования углерода. Тем не менее, в среднем для Москвы этот показатель оказывается даже выше, чем для Новой Москвы, что обусловлено вкладом крупных рекреационных территорий и старых селитебных зон, в особенности на окраинах, где эффект городского острова тепла менее выражен (Табл. 19).

Таблица 19 Сводная таблица с основными интегральными показателями качества почв и оценкой экосистемных сервисов для трех пространственных уровней исследования в слое 0-10 см (курсивом обозначен умеренный уровень загрязнения, жирным шрифтом - чрезмерный уровень загрязнения)

ФЗ	PI _{Nemerow}	Zc	T, годы	ЭС аккумуляции углерода почвами	ЭС геохимического барьера
Газон	0.6±0.2	33.7 ±4.6	25.23±19.86	1.5±1.1	1.5±0.1
Деревья	1.0±0.7	39.1 ±9.3	13.48±3.71	1.7±0.3	1.6±0.2
Куст-ники	1.0±0.5	33.7 ±17.2	21.04±10.36	1.2±0.6	1.6±0.1

Пр	2.8±2.3	35.7±71.4	15.05±8.44	2.1±0.3	1.6±0.3
О	3.7±2.8	37.4±43.6	18.93±9.55	1.5±0.5	1.8±0.3
Р	2.8±1.5	24.3±44.8	16.02±10.35	1.9±0.2	1.8±0.3
С	2.7±1.5	23.8±17.0	14.00±8.60	2.1±0.4	1.8±0.3
Л	4.1±0.2	8.2±2.2	17.09±10.07	1.8±0.3	2.0±0.4
Залежь	6.5±1.7	15.8±2.7	13.05±7.16	1.7±0.4	1.5±0.1
Лес	2.6±1.9	10.6±7.3	13.60±14.36	1.7±0.2	1.7±0.1
Поле	5.5±2.1	8.5±6.6	7.50±8.11	2.5±0.8	1.6±0.2
РекН	7.0±9.5	35.7±52.3	36.98±23.66	2.2±0.7	1.3±0.2
РекС	6.2±3.5	29.6±19.1	28.81±25.24	1.9±0.7	1.5±0.2
СелН	5.9±3.5	26.9±23.1	43.27±52.61	2.4±0.6	1.3±0.2
СелС	6.9±4.8	36.0±38.5	43.25±34.40	2.4±0.6	1.4±0.2

6.2 Перспективы практического применения подходов к оценке экосистемных сервисов для задач развития городских территорий

6.2.1. Практика оценки экосистемных сервисов на локальном уровне.

Оценка состояния почв и грунтов озелененных территорий на локальном уровне является основой для принятия решений об ограничении использования, расчете ущерба или замене некачественного грунта, а также мероприятий по благоустройству территории. Исследования для небольших территорий и отдельных объектов чаще всего имеют конкретного потребителя результатов, а соответственно четко сформулированные задачи и ожидаемые продукты исследования. С увеличением роли концепции устойчивого развития и продвижением политики бережного потребления, оценка экосистемных сервисов на локальном уровне нашла свое применение при разработке генеральных планов новых парков и микрорайонов (Bodnaruk et al., 2017; Matasov et al., 2021), в проектной, научной (<https://sunlab.rudn.ru>) и образовательной сферах деятельности (<http://3mugis.org>).

Применение подобных комплексных подходов в управлении приведет к более рациональному использованию ресурсов и материальных средств, поскольку рассчитанный ущерб может не соответствовать реальному уровню затрат. В качестве иллюстрации этого предположения была дана экономическая оценка снижению эффективности экосистемных сервисов почв кампуса РУДН в связи с загрязнением тяжелыми металлами. Расчет основан на оценке ущерба от загрязнения почвогрунтов кампуса РУДН тяжелыми металлами в соответствии с методикой исчисления размера вреда, причиненного почвам (Приказ МПРиЭ РФ № 238) на основе уровня загрязнения. Размер ущерба по данной методике составил 38.4 млн рублей при опасном уровне загрязнения по показателю Z_c . Также, на основе среднерыночной стоимости услуг, материалов и инвентаря, была рассчитана среднегодовая стоимость обслуживания 1 га благоустроенной территории с преобладанием газонных покрытий (ПП-743). Стоимость обслуживания варьировала от 400 до 600 тыс. рублей на гектар за вегетационный период в зависимости от наличия мероприятий по локальному ремонту газонных покрытий (не более 100 кв.м. на га в год), что сопоставимо с 7-10 млн. рублей в год для зеленой части кампуса РУДН. Такая оценка может быть основной для принятия решения о проведении мероприятий по озеленению, уходу и содержанию территории, а также позволит оценить экономический эффект от таких мероприятий. Комплекс мероприятий по уходу и благоустройству не нацелен на снижение уровня загрязнения напрямую, однако, с повышением качества почвы и улучшением состояния растений, увеличивается и эффективность экосистемных сервисов. Это хорошо иллюстрирует схема мероприятий по благоустройству кампуса РУДН: участки, где проводились реконструкции газона в 2019-2020 г. на картосхеме соответствуют зонам с высокой эффективностью ЭС аккумуляции углерода и ГХБ (Рис. 37). Однако, было бы целесообразно проводить ежегодные наблюдения показателя в данных локациях, чтобы предупредить возможную деградацию из-за интенсивной минерализации, характерной для почвенных конструкций в Москве (Smagin et al., 2018).

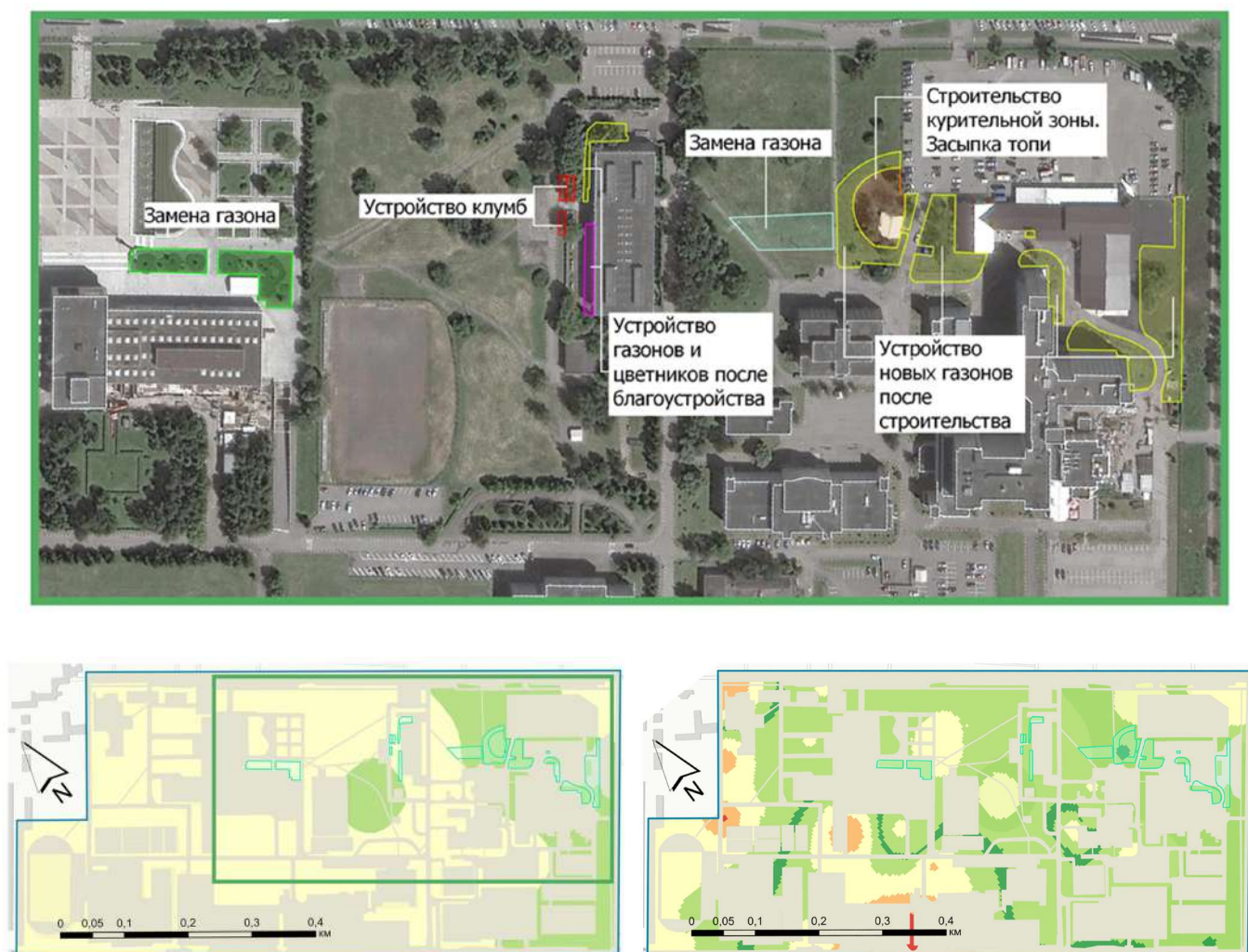


Рис. 37. Сравнение эффективности экосистемных сервисов ГХБ (слева внизу) и аккумуляции углерода почвами (справа внизу) со схемой проделанных работ по реконструкции газонных покрытий на глубину до 10 см за 2019-2020 год на территории РУДН.

6.2.2. *Перспективы применения экосистемных сервисов для задач почвенного экологического мониторинга на уровне города.* Проведенный анализ содержания тяжелых металлов в почвах г. Москва показал превышение фоновых значений (Шишов и Войтович, 2002) и ориентировочно допустимых концентраций (ГН-2.1.7.2042-06, 2010) в 2-5 раз, что в целом совпадает с заключениями предыдущих исследований (Никифорова и Кошелева, 2007; Kosheleva et al., 2015). В то же время, такое превышение является незначительным по сравнению с уровнем загрязнения некоторых промышленных центров России, где концентрации ТМ превышали фоновые значения в 10 раз, например: Орск

(Дубровская, 2013), Абакан (Юдина, 2016), или даже в 100 раз как Норильске (Водяницкий и др., 2011), или пригородах Мончегорска (Slukovskaya et al., 2019). Сравнение уровня загрязнения тяжелыми металлами и металлоидами между городами, расположенными в разных странах, является затруднительным из-за различных фоновых значений и специфики национальных и субрегиональных санитарных правил (Семенков и Королева, 2019; Neaman et al., 2020). Например, средняя концентрация Zn $125.06 \pm 0,83$ мг/кг для Московского мегаполиса в два раза выше государственных нормативов (ГН-2.1.7.2042-06, 2010), но составляет лишь половину от максимально допустимой концентрации в Пекине (Wei & Yang, 2010) и менее одной десятой от рекомендуемого значения в Нью-Йорке (NYSDEC 2006).

В нашем исследовании мы рассмотрели влияние гранулометрического состава, кислотности почвы и содержания органического углерода на иммобилизацию отдельных ТМ и мышьяка на основе опубликованных экспериментальных результатов (Morin et al., 1999; Kabata-Pendias, 2011; Rotting et al 2006) и недавних обзоров (Antoniadis et al., 2017). Однако, показатели эффективности могут несколько измениться, если учитывать и другие важные факторы, определяющие формирование геохимического барьера, в частности окислительно-восстановительный потенциал и емкости катионного обмена (Глазовская, 1997). Несмотря на это, уровень оценки экосистемного сервиса геохимического барьера, пусть и основанный только на части необходимой информации, представляется более перспективным для оценки фактических рисков загрязнения тяжелыми металлами, чем традиционный подход. Сопоставление результатов исследования на уровне Москвы с официальными данными о состоянии почв (Кульбачевский, 2019) показало, что карты загрязнения (по сути превышения санитарно-гигиенических нормативов) и карты устойчивости почв к загрязнению во многом не совпадают. Так, представление о максимальных рисках загрязнения в центральной части города и минимальных в ООПТ не всегда верно, т.к. низкая емкость геохимического барьера повышает риски загрязнения даже при сравнительно небольшом содержании тяжелых

металлов. Целесообразным представляется увеличение точек мониторинга и частоты наблюдений состояния почв на территориях ООПТ (сейчас составляют менее 5% от точек наблюдения ГПБУ «Мосэкомониторинг»), а также корректировка наблюдаемых показателей с учетом буферной способности почв (Рис. 38).

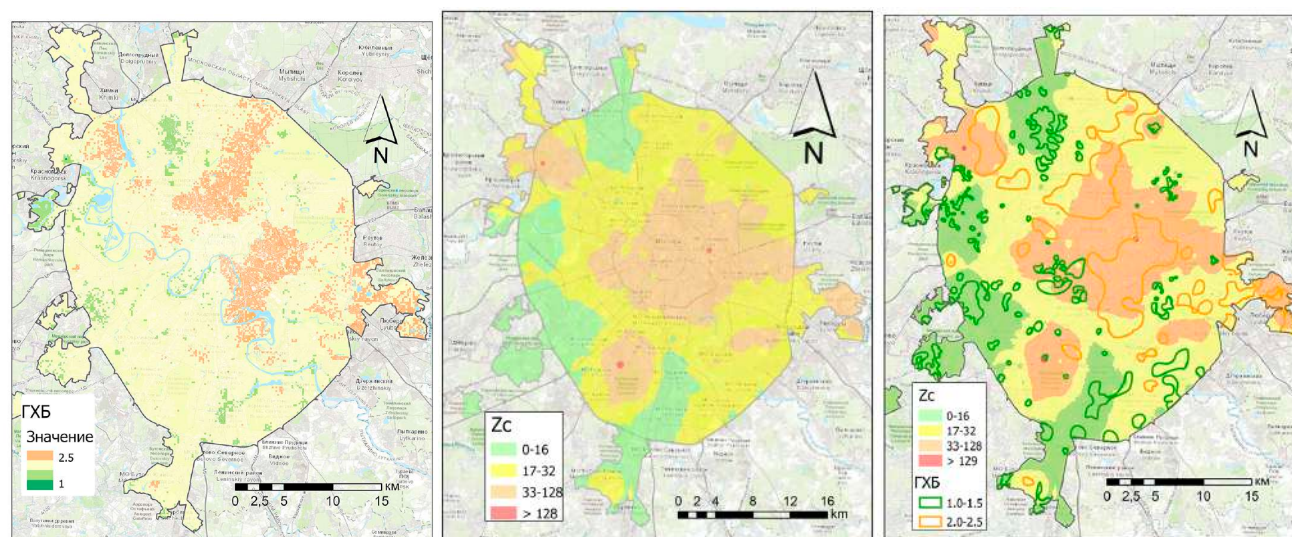


Рис. 38 Пространственное сравнение методов оценки эффективности сервиса ГХБ и суммарного показателя загрязнения (Z_c) на городском уровне.

Картографирование сервиса геохимического барьера позволяет значительно скорректировать локализацию и площади контуров различных рисков загрязнения на территории города. Так, по оценке суммарного показателя загрязнения (Z_c), который традиционно используется в мониторинге и научных исследованиях половина городской территории находится в зоне умеренно опасного загрязнения, в то время как по оценке экосистемного сервиса ГХБ площадь с подобным уровнем выше на 35% (более 300 км²). Увеличение площади территорий с умеренно опасным загрязнением произошло как из-за снижения доли территории с опасным уровнем загрязнения, так и за счет снижения территории с допустимым уровнем более чем в 6 раз (Табл. 20).

Таблица 20. Сравнение пространственной оценки загрязнения по суммарному показателю загрязнения (Z_c) и сервису геохимического барьера

Уровень загрязнения Z_c (сервис ГХБ)	Доля территории по Z_c , %	Доля территории по сервису ГХБ, %
Допустимый (1-1.5)	21.7	3.4
Умеренно опасный (1.5-2.0)	48.2	83.4
Опасный (2.0-2.5)	30.0	13.2
Очень опасный (2.5-3.0)	0.1	0.0

6.2.3. Анализ экосистемных сервисов почв для прогнозирования устойчивого развития урбанизированных территории Новой Москвы. Оценка экосистемных сервисов почв на локальном и городском уровне позволила зафиксировать и переосмыслить сложившуюся экологическую ситуацию. Анализ урбанизированных почв Новой Москвы позволяет делать более масштабные выводы о воздействии урбанизации на почвы и применение этой информации для разработки стратегий устойчивого развития региона. Проведенный анализ почв Новой Москвы показал, что отклонения оценок сервиса эффективности аккумуляции углерода (как в большую, так и в меньшую сторону) характерны для небольших селитебных и рекреационных кластеров, а также участков вдоль дорог, где высокое содержание $C_{орг}$ совпадает с максимальным проявлением городского острова тепла, а, следовательно, высокими рисками интенсивной минерализации. По степени запечатанности территории и фрагментации зеленых насаждений эти участки уже фактически не отличаются от Москвы, соответственно близки и результаты оценки экосистемного сервиса. Отмеченный высокий разброс значений также не удивителен, принимая во внимание разрешенные значения содержания $C_{орг}$ от 4 до 20% (СП-514), что в зависимости от условий может привести как к высоким рискам минерализации, так и наоборот, низкой микробной доступности. В связи с этим, целесообразно скорректировать нормативные значения в соответствии с полученными результатами, для использования более устойчивых почвогрунтов в городском озеленении и благоустройстве. Что касается общей картины исследования, то территории с

более длительным периодом оборачиваемости (Т) преобладали над теми, для которых показатель Т был ниже оптимального. Так, высокие значение (>60 лет) составляют 9% от общего числа точек отбора, а точек с низким значением (<5 лет) лишь 5 % (Рис. 39).

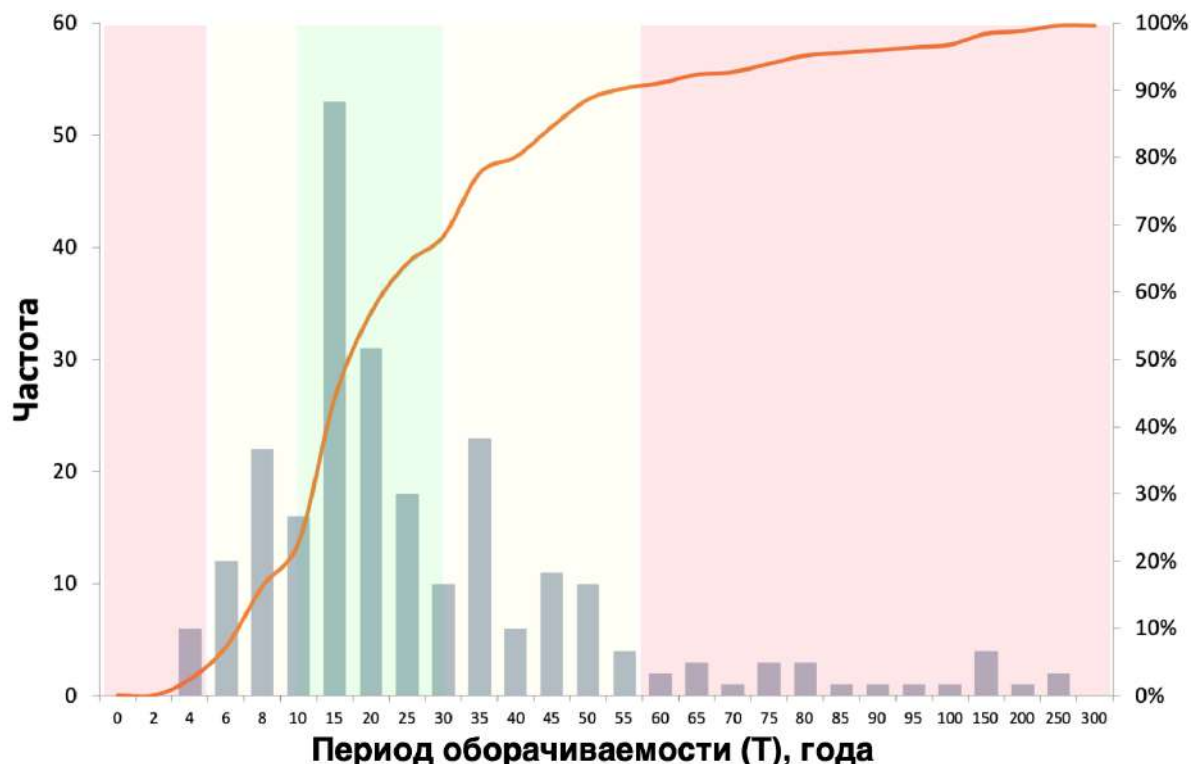


Рис. 39 Кумулятивное распределение величины периода Т в исследованных почвах в сравнении с категориями оценки экосистемного сервиса аккумуляции углерода почвами (красный -3 балла, желтый – 2 балла, зеленый -1 балл).

По основным показателям городские почвы Новой Москвы занимают промежуточное положение между фоновыми территориями и почвами Москвы в границах до 2012 года, что позволяет охарактеризовать Новую Москву как «транзитную стадию» урбанизации и интерпретировать полученные оценки для поддержки принятия решений по устойчивому развитию региона. Однако, основным ограничением для крупномасштабных объектов исследований является объем выборки и качество (например, растровое расширение) материалов исследования. Даже для такого объекта как Новая Москва, различия показателей между отдельными поселениями оказалась выше, чем для усредненные значения для функциональных зон (Рис. 40). Набор значимых предикторов при оценке

линейной модели (GLM) также позволяет сделать вывод о том, что наряду с традиционными факторами, такими как рельеф, температура и растительность, для объектов субрегионального масштаба необходимо учитывать динамику землепользования и параметры, аппроксимирующие антропогенную нагрузку, например, удаленность от федеральных трасс и крупных городов.



Рис. 40 Иллюстрация распределения уровня загрязнения цинком (мг/кг) для различных поселений ТиНАО в сравнении с территорией внутри МКАД, лесами и агроландшафтами.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Цели устойчивого развития формируют новые подходы к восприятию окружающей среды и, в частности, предъявляют новые требования к качеству жизни в городе, основанные в первую очередь на устойчивом функционировании городских экосистем. Экологическая и социально-экономическая роль городских почв в последние годы привлекает все большее внимание научного сообщества, политиков и практиков. Проекты по ландшафтному планированию, экологического проектированию, новые подходы к экологическому нормированию и оценке, основанные на изучении экологических функций и экосистемных сервисов почв становятся все более актуальными как на международном уровне, так и в лучших российских практиках. Формируется запрос на объективные, пространственно-дифференцированные и максимально доступные для широкого круга пользователей данные о городских почвах. С учетом высокой пространственной неоднородности получение таких данных требует и новых методических решений, основанных на ГИС-технологиях и экспресс-методах оценки.

В результате разномасштабного комплексного исследования почв Московского мегаполиса удалось не только охарактеризовать неоднородность их свойств и определяющие ее факторы, но и предложить подходы к качественной и количественной оценке экосистемных сервисов городских почв. Значительное внимание уделено практическому применению разработанных подходов для задач озеленения, благоустройства, экологического мониторинга и ландшафтного проектирования. Особенно интересным представляется исследование экосистемных сервисов почв территорий Новой Москвы с различной историей землепользования и временем урбанизации. Безусловно, два изученных сервиса – эффективность депонирования углерода и геохимический барьер поглощения тяжелых металлов, - не исчерпывают всего потенциала городских почв. Скорее они создают прецедент для дальнейших комплексных исследований городских почв как основы устойчивого развития города и региона.

В результате данного исследования были сделаны следующие выводы:

1. Для экосистемных сервисов городских почв Московского мегаполиса показана высокая пространственная неоднородность (CV от 26% до 40%) на всех уровнях. Статистически значимыми факторами, определившими от 10 до 45% от общей дисперсии, стали рельеф, расстояние от основных дорог и историческое зонирование на уровне города, история и тип землепользования - на уровне региона.
2. Для территории кампуса РУДН средние оценки экосистемных сервисов составили 1.4 (высокая) для аккумуляции углерода и 1.6 (выше среднего) для геохимического барьера, при этом близость к источникам антропогенной нагрузки (дорога, парковка, автомастерская) повышала значение на 0.3-0.5 балла для обоих сервисов.
3. Пространственные закономерности, выявленные с использованием экспресс-метода $pXRF$, значимо коррелируют с лабораторными результатами (ICP-OES), но для корректной оценки абсолютных значений необходимо использовать калибровочные коэффициенты с учетом гранулометрического состава и влажности почв.
4. На уровне города зоны повышенного риска загрязнения, полученные на основании индексов Z_c , $PERI$, $PI_{Neverow}$, не полностью соответствуют зонам различной эффективности сервиса геохимического барьера. Так в центральной части более высокое загрязнение частично компенсируется более высокой буферной способностью из-за высокого содержания $C_{орг}$ и слабощелочной реакции среды. Для ООПТ, наоборот, показана низкая устойчивость даже при невысоких концентрациях тяжелых металлов.
5. Для г. Москва показана эффективность сервиса аккумуляции углерода ниже среднего (2.1 балла), при этом наименьшие значения характерны для центральной части, где повышенное содержание $C_{орг}$ совпадает с наиболее интенсивным проявлением городского острова тепла.
6. Среднее содержание тяжелых металлов в почвах Новой Москвы не превышало нормативных значений для фоновых почв, в то время как для городских почв

содержание одного или нескольких ТМ превышало ОДК в 87 % случаев, а в населенных пунктах с максимальной антропогенной нагрузкой (Щербинка, Московский) показаны высокие риски загрязнения. Новая Москва по свойствам и экосистемным сервисам почв занимает промежуточное положение между естественными территориями и Москвой в границах до 2012 г., при этом отмечается ухудшение средних оценок экосистемных сервисов городских почв по градиенту от периферии к центру.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеенко, В.А. Геохимические барьеры / В.А. Алексеенко, Л.П. Алексеенко. -Москва: Логос, 2003. - 144 стр.
2. Ананьева, Н. Д. Микробиологические аспекты самоочищения и устойчивости почв / Н. Д. Ананьева; Рос. акад. наук. Ин-т физ.-хим. и биол. пробл. почвоведения. – Москва : Наука, 2003. – ISBN 5020064513.
3. Апарин, Б.Ф. Бонитировка почв и основы государственного земельного кадастра: Учеб. пособие / — СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун- та, 2002. — 88 с.
4. Апарин, Б.Ф. Красная книга почв Ленинградской области / Б. Ф. Апарин. Г. А. Касаткина, Н. Н. Матинян, Е. Ю. Сухачева, отв. ред. Б.Ф. Апарин. — СПб.: Аэроплан, 2007. —320 с.
5. Бобылев, С.Н. Индикаторы устойчивого развития Уральского региона / С.Н. Бобылев, С.В. Соловьева, К.С. Ситкина // Экономика региона. – 2013. – № 2(34). – С. 10-17.
6. Бондаренко, Е.В. Опыт учета экосистемных сервисов почв при оценке деградации земель (на примере УО ПЭЦ МГУ): автореф. дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08/ Бондаренко Елена Валерьевна – М., 2016. – 22 с.
7. Вагнер, Б.Б., Манучарянц Б. О. Геология, рельеф и полезные ископаемые Московского региона. — М.: МГПУ, 2003.
8. Васенев В.И. Анализ микробного дыхания и углеродных пулов при функционально-экологической оценке конструкторов Москвы и Московской области: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.13, 03.02.08/ Васенев Вячеслав Иванович – М., 2011. – 149 с.
9. Васенев, В.И. Особенности экологического функционирования конструкторов на территории Москвы и Московской области / В.И. Васенев, Н.Д. Ананьева, О.А. Макаров // Почвоведение. – 2012. – № 2. – С. 224–235.
10. Васенев В.И. Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) /

В. И. Васенев, А. П. В. Ауденховен, О. Н. Ромзайкина, Р. А. Гаджиагаева // Почвоведение. – 2018. – № 10. – С. 1177-1191.

11. Визирская, М.М. Экологическая оценка устойчивости подзолистых почв лесных экосистем к рекреационной нагрузке в условиях Московского мегаполиса (на примере лесной опытной дачи РГАУ-МСХА) / М. М. Визирская, М. В. Тихонова, А. С. Епихина, И. М. Мазиров // Агроэкология. – 2014. – № 2. – С. 14-21.

12. Водяницкий, Ю.Н. Загрязнение почв выбросами предприятий цветной металлургии / Ю. Н. Водяницкий, И. О. Плеханова, Е. В. Прокопович, А. Т. Савичев // Почвоведение. – 2011. – № 2. – С. 240-249.

13. Герасимова, М. И. Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. М. И. Герасимова, М. Н. Строганова, Н. В. Можарова, Т.В. Прокофьева. – Смоленск: Ойкумена, 2003. – 268 с.

14. Глазовская, М. А. Методологические основы оценки эколого-геохимической устойчивости почв к техногенным воздействиям: Методическое пособие. М. А. Глазовская. – М.: Изд-во Моск. ун-та, – 1997. – 102 с.

15. Глазовская, М.А. Проблемы и методы оценки эколого-геохимической устойчивости почв и почвенного покрова к техногенным воздействиям / М. А. Глазовская // Почвоведение. – 1999. – № 1, – С. 114-124.

16. Глазовская, М.А. Геохимические барьеры в почвах: типология, функциональные особенности и экологическое значение. В кн.: Геохимия ландшафтов и география почв. 100 лет со дня рождения М.А. Глазовской / под ред. Н.С. Касимова, М.И. Герасимовой. - М.: АПР, – 2012. С. 26—44.

17. ГН 2.1.7.2041-06 Предельно допустимые концентрации (ПДК) химических веществ в почве: Гигиенические нормативы. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2006.— 15 с.

18. ГН 2.1.7.2511-09 Ориентировочно допустимые концентрации (ОДК) химических веществ в почве. — М.: Федеральный центр гигиены и эпидемиологии Роспотребнадзора, 2009.— 10 с.

19. ГОСТ 26640-85 Земли. Термины и определения. — М.: ИПК Издательство стандартов, 2002. — 6 с.
20. Добровольский, Г.В. О некоторых проблемах генетического почвоведения / Г.В. Добровольский // Почвоведение. — 1979. — № 7. — С. 103–111.
21. Добровольский, Г.В. Экологические функции почвы / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. — 136 с.
22. Добровольский, Г.В. Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Наука, 1990. — 262 с.
23. Добровольский, Г.В. Сохранение почв как незаменимого компонента биосферы / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. — М.: Наука, МАИК “Наука/Интерпериодика”, 2000. — 185 с.
24. Добровольский, Г.В. Экология почв. / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 2006. — 410 с.
25. Добровольский, Г.В. Экология почв. Учение об экологических функциях почв. / Г.В. Добровольский, Е.Д. Никитин. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 2012. — 413 с.
26. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2016 г.» / под ред. А.О. Кульбачевский. — М.: ДПиООС; НИиПИ ИГСП, 2017. — 363 с.
27. Доклад «О состоянии окружающей среды в городе Москве в 2018 г.» / под ред. А.О. Кульбачевский. — М.: ДПиООС; НИиПИ ИГСП: ООО «Студио Арроу», 2019. — 247 с.
28. Дубровская, С. А. Экологогеохимическая характеристика загрязнения городских почв тяжёлыми металлами и нефтепродуктами / С. А. Дубровская // Известия ОГАУ. — 2013. — №1 (39). — С. 167-169.
29. Звягинцев, Д.Г. Экологические проблемы в почвенной микробиологии / Д.Г. Звягинцев, П.А. Кожевин, В.В. Малахов // Общая микробиология. — 1976. — № 5 (37). — С. 691-706.
30. Иващенко, К. В. Обилие и дыхательная активность микробного сообщества почвы при антропогенном преобразовании наземных экосистем : специальность 03.02.03 "Микробиология" : диссертация на соискание ученой

степени кандидата биологических наук / Иващенко Кристина Викторовна. – Пушино, 2017. – 205 с.

31. Ильина, И. Н. Экологический атлас Москвы. / И.Н. Ильина. - М: ГУП НИИПИ Генплана г. Москвы, 2000. 72с.

32. Карманов, И.И. Опыт разработки методики расчетов индексов ценности земель сельскохозяйственного назначения на почвенно- экологической основе / И.И. Карманов, Д.С. Будгаков // Тр. Ин-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова и РАН. – 2003. – № 3. – С. 62.

33. Карта Новой Москвы: Троицкий и Новомосковский округ. – электрон. текстовые данные. – Режим доступа: <https://nmao.ru/granicy-poseleniy-okruga/karta-novoj-moskvy-troickij-i-novomoskovskij-okrug>, свободный.

34. Касимов, Д. В. Некоторые подходы к оценке экосистемных функций (услуг) лесных насаждений в практике природопользования / Д. В. Касимов, В. Д. Касимов. – Москва : Общество с ограниченной ответственностью "Издательство "Мир науки", 2015. – 91 с.

35. Касимов, Н.С. Геохимия ландшафтов Восточной Москвы / Н. С. Касимов, Д. В. Власов, Н. Е. Кошелева, Е. М. Никифорова. – Москва : АПР, 2016. – 276 с.

36. Ковда, В.А. Почвенный покров как компонент биосферы / В.А. Ковда // Вестник Российской академии наук. – 1973. – № 9. – С. 16.

37. Ковда, В.А. Биосфера, почвы и их использование / В.А. Ковда // Почвоведение. – 1975. – № 1. – С. 3.

38. Ковда, В.А. Почвенный покров планеты и жизнь / В.А. Ковда // Известия Российской академии наук. Сер. биологическая. – 1986. – С. 181.

39. Ковда, В.А. Почвоведение. Почва и почвообразование. / В.А. Ковда, Б.Г. Розанов. – М.: Высшая школа, 1988. Ч. 1. – 400 с.

40. Кожевин, П.А. Микробные популяции в природе. / П.А. Кожевин. – М.: Изд-во Моск. Ун-та, 1989. – 175 С.

41. Колосова, Н.Н. Атлас. Московская область / Н.Н. Колосова, Е.А. Чурилова. — М: Просвещение, 2004. –48с.

42. Конюшков, Д. Е. Формирование и развитие концепции экосистемных услуг: обзор зарубежных публикаций / Д. Е. Конюшков // Бюллетень Почвенного института им. В.В. Докучаева. – 2015. – № 80. – С. 26-49.
43. Курбатова, А.С. Экологические функции городских почв / А. С. Курбатова, В. Н. Башкин, Ю. А. Баранникова [и др.]. – Москва : Издательство "Маджента", 2004. – 232 с.
44. Макаров, О.А. Почему нужно оценивать почву? / О.А. Макаров – М.: Изд-во Моск. ун-та, 2003. – 259 с.
45. Макаров, О.А. Экономическая оценка почв: существующий опыт и перспективы развития научного направления / О. А. Макаров, А. С. Яковлев, Е. В. Цветнов [и др.] // АПК: Экономика, управление. – 2017. – № 7. – С. 58-67.
46. Макарова, Н.В. Геоморфологическое районирование территории Москвы в новых границах / Н.В. Макарова, С.В. Григорьева // Геоморфология. – 2018. – №4. – С. 56-68.
47. Медведева, О. Е. Методы стоимостной оценки ценных природных территорий / О. Е. Медведева // Вестник университета. – 2007. – № 1(19). – С. 32-41.
48. Медведева, О.Е. Стоимостная оценка вреда окружающей среде в результате деградации и загрязнения почв / О. Е. Медведева // Вопросы оценки. – 2012. – № 1. – С. 79–90.
49. Мосина Л.В. Антропогенное изменение лесных экосистем в условиях мегаполиса Москва: дис. ... д-р. б. наук: 03.00.16 / Мосина Людмила Владимировна. - М., 2003. - 456 с.
50. Мосина, Л. В. Экологическая опасность загрязнения почвы тяжелыми металлами (на примере свинца) / Л. В. Мосина, Э. А. Довлетярова, С. Ю. Ефремова, Ж. Норвосурэн // Известия Пензенского государственного педагогического университета им. В.Г. Белинского. – 2012. – № 29. – С. 383-386.
51. Мосина, Л. В. Лесная опытная дача РГАУ - МСХА им. К.А. Тимирязева как объект экологического мониторинга лесных и лесопарковых

ландшафтов мегаполиса Москва / Л. В. Мосина, Э. А. Довлетярова, Т. Н. Андриенко. – Москва : Российский университет дружбы народов, 2014. – 221 с.

52. МУ-2.1.7.730-99. Гигиеническая оценка качества почвы населенных мест. — М.: Федеральный центр госсанэпиднадзора Минздрава России, 1999.— 38 с.

53. Никифорова, Е.М. Динамика загрязнения городских почв свинцом (на примере Восточного округа Москвы) / Е.М. Никифорова, Н.Е. Кошелева // Почвоведение. — 2007. — № 8. — С.984-997.

54. Об утверждении Методики оценки размера вреда, причиненного окружающей среде в результате загрязнения, захламления, нарушения (в том числе запечатывания) и иного ухудшения качества городских почв: Постановление Правительства Москвы от 22 июля 2008 года N 589-ПП.

55. Об утверждении Правил создания, содержания и охраны зеленых насаждений и природных сообществ города Москвы: Постановление Правительства Москвы от 10 сентября 2002 г. No 743-ПП // Собрание законодательства. 2002.

56. Перельман, А.И. Геохимия / А.И. Перельман. — М.: Высшая Школа, 1989. — 528 с.

57. Почвы Московской области и их использование т.1. / ред. Л.Л. Шишов, Н.В.Войтович. —СПб: Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 2002 г. — 500 с.

58. Прокофьева, Т. В. Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию / Т. В. Прокофьева, И. А. Мартыненко, Ф. А. Иванников // Почвоведение. — 2011. — № 5. — С. 611-623.

59. Прокофьева, Т. В. Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России / Т. В. Прокофьева, М. И. Герасимова, О. С. Безуглова [и др.] // Почвоведение. — 2014. — № 10. — С. 1155 - 1164.

60. Раскатов, А.В. Транслокация тяжелых металлов в загрязненном агроценозе / А. В. Раскатов, В. А. Черников, А. В. Кузнецов, В. А. Раскатов // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. – 2002. – № 3. – С. 85-100.
61. Савич, В.И. Почвенная экология / В. И. Савич, Н. В. Парахин, В. Г. Сычев [и др.] ; Орловский государственный аграрный университет. – Орел : Орловский государственный аграрный университет имени Н.В. Парахина, 2002. – 546 с.
62. Свод правил: СП-11-102-97 от 15.08.1997. Инженерно-экологические изыскания для строительства. –М.: ПНИИИС Госстроя России, 1997. – 36 с.
63. Семенов, И. Н. Международные системы нормирования содержания химических элементов в почвах: принципы и методы (обзор) / И. Н. Семенов, Т. В. Королева // Почвоведение. – 2019. – № 10. – С. 1259-1268.
64. Сизов, А. П. Современные проблемы землеустройства и кадастров. Ч. 1. Землеустройство : учеб. пособие для студентов магистратуры / А. П. Сизов .— Москва : Изд-во МИИГАиК, 2012 .— 69 с.
65. Смагин, А.В. Теория и практика конструирования почв / А.В. Смагин. — М.: Изд-во Моск. ун-та, 2012. — 544 с.
66. Соколов, О. А. Экологическая безопасность и устойчивое развитие / О. А. Соколов, В. А. Черников. – Пущино : Пущинский Научный центр РАН, 1999. – 164 с.
67. Состояние загрязнения окружающей среды Московского региона 2020: ежегодный сборник информационно-справочных материалов / ред. Н.А. Фурсов. – М.: ФГБУ «Центральное УГМС», 2020. – 39 с.
68. Сусьян, Е.А. Углерод микробной биомассы в профиле лесных почв Южной тайги / Е. А. Сусьян, Н. Д. Ананьева, Е. Г. Гавриленко [и др.] // Почвоведение. – 2009. – № 10. – С. 1233-1240.
69. Теории и методы физики почв / ред. Е.В. Шеин, Ф. Р. И Л.О. Карпачевский. – Тула : Гриф и К, 2007. – 616 с.

70. Тихонова, М. В. Экологическая оценка пространственно-временной изменчивости почвенной эмиссии N₂O и CO₂ на лесном участке фоновом для севера Московского мегаполиса / М. В. Тихонова, М. М. Визирская // Экологический мониторинг, моделирование и проектирование в условиях природных, городских и агроэкосистем, Москва, 01–11 июля 2015 года / Под общей редакцией И.И. Васенева, Р. Валентини. – Москва: Общество с ограниченной ответственностью "Скрипта Манент", 2015. – С. 176-178.

71. Тишков, А. А. Биосферные функции природных экосистем России / А. А. Тишков ; А. А. Тишков; Институт географии РАН. – Москва : Наука, 2005. – 309 с.

72. Тишков, А. А. Биосферные функции и экосистемные услуги ландшафтов степной зоны России / А. А. Тишков // Аридные экосистемы. – 2010. – Т. 16. – № 1(41). – С. 5-15.

73. Черников, В. А. Комплексная оценка гумусового состояния почв / В. А. Черников // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. – 1987. – № 6. – С. 83-94.

74. Черников, В.А. Агроэкология : Рекомендовано Министерством сельского хозяйства и продовольствия Российской Федерации в качестве учебника для студентов высших учебных заведений по агрономическим специальностям / В. А. Черников, Р. М. Алексахин, А. В. Голубев [и др.]. – Москва : Издательство "Колос", 2000. – 536 с.

75. Чернова, О. В. Проект Красной книги почв России / О. В. Чернова // Почвоведение. – 1995. – № 4. – С. 514-519.

76. Щепелева, А.С. Оценка экологических функций газонных урбоэкосистем в северной части мегаполиса Москвы на основе анализа потоков и запасов углерода. автореф. дис. ... канд. биол. наук (03.02.08). – Москва, 2015. – 25с.

77. Юдина, Е.В. Особенности накопления и распределения тяжелых металлов в почвах города Абакана / Е.В. Юдина // Вестник КрасГАУ. – 2016. – №9. – С. 32-39.

78. Яшин, И. М. Экологические аспекты гумусообразования / И. М. Яшин, И. С. Кауричев, В. А. Черников // Известия Тимирязевской сельскохозяйственной академии. – 1996. – № 2. – С. 110-129.
79. Яшин, И.М. Экологическое состояние почв в условиях полевых и лесопарковых экосистем московского мегаполиса / И. М. Яшин, Л. П. Когут, И. С. Прохоров, И. И. Васенев // Агрохимический вестник. – 2014. – № 2. – С. 17-21.
80. Adhikari, K. Linking soils to ecosystem services – A global review / K. Adhikari, A.E. Hartemink // Geoderma. – 2016. – Vol. 262. – P. 101–111.
81. Ananyeva, N.D. Comparative assessment of soil microbial biomass determined by the methods of direct microscopy and substrate-induced respiration / N. D. Ananyeva, E. A. Susyan, L. M. Polyanskaya [et al.] // Microbiology (Mikrobiologiya). – 2008. – Vol. 77. – No 3. – P. 356-364.
82. Ananyeva, N.D. Soil Microbial Respiration in Subtaiga and Forest-Steppe Ecosystems of European Russia: Field and Laboratory Approaches / N. D. Ananyeva, S. V. Sushko, K. V. Ivashchenko, V. I. Vasenev // Eurasian Soil Science. – 2020. – Vol. 53. – No 10. – P. 1492-1501.
83. Anderson, J.P.E. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils / J.P.E. Anderson, K.H. Domsch // Soil Biology and Biochemistry. – 1978. – № 10. – P. 215-221.
84. Andrews, S.S. The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method / S.S. Andrews, D.L. Karlen, C.A. Cambardella // Soil Science Society of America. – 2004. – Vol. 68. – P. 1945–1962.
85. Antoniadis, V. Trace elements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. / V. Antoniadis, E. Levizou, S.M. Shaheen, Y. S. Ok, A. Sebastian, C. Baum, M. N. V. Prasad, W. W. Wenzel, J. Rinklebe // Earth-Science Reviews. – 2017. – № 171. – P. 621-645.
86. Artmann, M. Assessment of soil sealing management responses, strategies, and targets toward ecologically sustainable urban use management / M. Artmann // AMBIO. – 2014. – №43, – P. 530–541

87. Auclerc, A. Ecosystem services provided by soils. Biodiversity / A. Auclerc // Soils within Cities. Global approaches to their sustainable management, Catena Soil Sciences. – Stuttgart, 2017. – P. 213-220.
88. Balmford, A. Ecology – economic reasons for conserving wild nature / A. Balmford, A. Bruner, P. Cooper, R. Costanza, S. Farber, R.E. Green, M. Jenkins, P. Jefferiss, V. Jessamy, J. Madden, K. Munro, N. Myers, S. Naeem, J. Paavola, M. Rayment, S. Rosendo, J. Roughgarden, K. Trumper, R.K. Turner // Science. – 2002. – Vol. 297. – P. 950– 953.
89. Bastida, F. Past, present and future of soil quality indices: A biological perspective / F. Bastida, A. Zsolnay, T. Hernandez, C. Garcia // Geoderma. – 2008. – Vol. 147. – P. 159–171.
90. BBodSchG – Bundes-Bodenschutzgesetz – German Federal Soil Protection Act, published. March, 17. 1998.
91. Beesley, L. Carbon storage and fluxes in existing and newly created urban soils / L. Beesley // Journal of Environmental Management. – 2012. – Vol. 104, – P. 158–165.
92. Bityukova, L. Urban geochemistry: a study of element distributions in the soil of Tallin (Estonia) / L. Bityukova., A. Shogenova, M. Birke // Environmental Geochemistry and Health. – 2000. – Vol. 22. – P. 173–193.
93. Blanchart, A. Towards an operational methodology to optimize ecosystem services provided by urban soils / A. Blanchart, G. Sere, J. Cherel, G. Warot, M. Stas, J.N. Consal`es, C. Schwartz // Landscape Urban Planning.c– 2018. – Vol. 176. – P. 1–9.
94. Blum, W. E. H. Functions of soil for society and environment / W. E. H. Blum // Reviews in Environmental Science and Bio/Technology. – 2005. – Vol. 4. – P. 75–79.
95. Bodnaruk, E.W. Where to plant urban trees? A spatially explicit methodology to explore ecosystem service tradeoffs / E.W. Bodnaruk, Ch. Kroll, Y. Yang, S. Hirabayashi, D. Nowak, Th. Endreny // Landscape and Urban Planning. – 2017. – Vol. 157. – P. 457-467.

96. Bogner, J. Landfills as atmospheric methane sources and sinks / J. Bogner, K. Spokas, E. Burton, R. Sweeney, V. Corona // *Chemosphere*. – 1995. – №9 (31). – P. 4119–4130.
97. Bouma, J. Soil science contributions towards sustainable development goals and their implementation: linking soil functions with ecosystem services / J. Bouma // *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. – 2014. – №2 (177). – P. 111–120.
98. Breure, A.M. Ecosystem services: A useful concept for soil policy making! / A.M. Breure, G.B. De Deyn, E. Dominati, T. Eglin, K. Hedlund, J. Van Orshoven, L. Posthuma // *Current Opinion in Environmental Sustainability*. – 2012. – Vol. 4(5). – P. 578–585.
99. Burrow, C. Influence of connectivity and topsoil management practices of a constructed technosol on pedofauna colonization: a field study / C. Burrow // *Applied Soil Ecology*. – 2018. – Vol. 123. – P. 416–419.
100. Calzolari, C. A methodological framework to assess the multiple contributions of soils to ecosystem services delivery at regional scale/ C. Calzolari, F. Ungaro, N. Filippi, M. Guermandi, F. Malucelli, N. Marchi, F. Staffilani, P. Tarocco // *Geoderma*. – 2016. – Vol. 261. – P. 190–203.
101. Calzolari, C. Assessing soil ecosystem services in urban and peri-urban areas: From urban soils survey to providing support tool for urban planning / C. Calzolari, P. Tarocco, N. Lombardo, N. Marchi, F. Ungaro // *Land Use Policy*. – 2020. – Vol. 99. – 105037.
102. Chen, Y. Influence of urban land development and subsequent soil rehabilitation on soil aggregates, carbon, and hydraulic conductivity / Y. Chen, S.D. Day, A.F. Wick, K.J. McGuire // *Science of Total Environment*. – 2014. – Vol. 494. – P. 329–336.
103. Committee on the effects of the deepwater horizon mississippi canyon-252 oil spill on ecosystem services in the Gulf of Mexico; ocean studies board; division on Earth and life studies; national research council. *An Ecosystem Services Approach to*

Assessing the Impacts of the Deepwater Horizon Oil Spill in the Gulf of Mexico. – Washington (DC): National Academies Press (US), 2013. – 246 p.c

104. Costanza, R. The value of the world's ecosystem services and natural capital / R. Costanza, R. d'Are, R. de Groot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.S. Raskin, P. Sutton, M. van den Belt // *Nature*. – 1997. – Vol. 387. – P. 253–260.

105. Crossman, N.D. A blueprint for mapping and modelling ecosystem services / N.D. Crossman, B. Burkhard, S. Nedkov, L. Willemen, K. Petz, I. Palomo, E.G. Drakou, B. Martí'n-Lopez, T. McPhearson, K. Boyanova, R. Alkemade, B. Egoh, M.B. Dunbar, J. Maes // *Ecosystem Services*. – 2013. – Vol. 4. – P. 4–14.

106. Daily, G.C. Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems / G.C. Daily, P.A. Matson, P.M. Vitousek. – Washington: Island Press, 1997. – P. 132.c

107. Davies, Z. G. Mapping an urban ecosystem service: Quantifying above-ground carbon storage at a city-wide scale / Z. G. Davies, J. L. Edmondson, A. Heinemeyer, J. R. Leake, K. J. Gaston // *Journal of Applied Ecology*. – 2011. – Vol. 48. – P. 1125–1134.

108. De Groot, R.S. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services / R.S. De Groot, M.A. Wilson, R.M.J. Boumans // *Ecological Economics*. – 2002. – Vol. 41. – P. 393–408.

109. Decina, S.M. Soil respiration contributes substantially to urban carbon fluxes in the greater Boston area / S.M. Decina, L.R. Huttyra, C.K. Gately, J.M. Getson, A.B. Reinmann, A.G. Short Gianotty, P.H. Templer // *Environment Pollution*. – 2016. – Vol. 212, – P. 433–439.

110. Dominati, E. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils / E. Dominati, M. Patterson, A. Mackay // *Ecological Economics*. – 2010. – Vol. 69. – P. 1858–1868.

111. Dominati, E. A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agro-ecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand / E. Dominati, A. Mackay, S. Green, M. Patterson // *Ecological Economics*. – 2014. – Vol. 100. – P. 119–129.

112. Doran, J.W. Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set / J.W. Doran, A.J. Jones // *Methods For Assessing Soil Quality*. – Madison, USA: Soil Science Society of America Inc, 1996. – P. 25–37.
113. Dregne, H. E. Global desertification dimensions and costs / H. E. Dregne, N.-T. Chou // *Degradation and Restoration of Arid Lands*. – Lubbock, USA: International Center for Arid and Semi- arid Land Studies, 1992. – P. 249–282.
114. Effland, W.R. The genesis, classification, and mapping of soils in urban areas / W.R. Effland, R.V. Pouyat // *Urban Ecosystems*. – 1997. – Vol. 1 – P. 217–228.
115. European Commission. LIFE building up Europe's green infrastructure. Addressing connectivity and enhancing ecosystem functions, Luxembourg: European Union, 2010. – 57 p.
116. European Union EU. Mapping and assessment of urban ecosystems and their services / red.: S. M. Rocha, G. Zulian, J. Maes, M. Thijssen // *JRC Technical reports*. – 2015. Source Municipality of Padova. – 30 p.
117. FAO. How to Feed the World in 2050. – 2013. – 35 p.
118. Gauch, H.G. Model evaluation by comparison of model-based predictions and measured values / H.G. Gauch, J.T.G. Hwang, G.W. Fick // *Agronomy Journal*. – 2003. – Vol. 95. – P. 1442–1446.
119. GESSOL. Soil quality assessment for spatial planning in urban and peri-urban areas. The provence coal field case study // red. S. Robert. – Marsel, France: Faculté des sciences de Luminy, 2012. – 11 p.
120. Glanz, J. T. Saving Our Soil: Solutions for Sustaining Earth's Vital Resource // J. T. Glanz. – Boulder, USA: Johnson Books, 1995. – 182 p.
121. Goncharova, O. Temporal dynamics, drivers, and components of soil respiration in urban forest ecosystems / O. Goncharova, G. Matyshak, M. Udovenko, O. Semenyuk, H. Epstein, A. Bobrik // *Catena*. – 2020. – Vol. 185. – 104299 p.
122. Grabosky, J. Preliminary findings from measuring street tree shoot growth in two skeletal soil installations compared to tree lawn plantings / J. Grabosky, N. Bassuk, B.Z. Marranca // *Journal of Arboriculture*. – 2002. – Vol. 28. – P. 106–108.

123. Greiner, L. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services / L. Greiner, A. Keller, A. Grêt-Regamey, A. Paprit // *Land Use Policy*. – 2017. – Vol. 69. – P. 224–237.
124. Haines-Young, R.H. Common international classification of ecosystem services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012 / R.H. Haines-Young, M.B. Potschin // *Report to the European Environment Agency: EEA Framework Contract No 866 EEA/IEA/09/003*, 2013. – 34 p.
125. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Hakanson // *Water Research*. – 1980. – Vol. 14(8). P. 975–1001.
126. Hanson, P.J. Assessment of elemental contamination in estuarine and coastal environments based on geochemical and statistical modeling of sediments / P.J. Hanson, D.W. Evans, D.R. Colby, V.S. Zdanowicz // *Marine Environment*. – 1993. – Vol. 36. – P. 237-266.
127. He, Zh. & Yang, Xiaoe & Stoffella, Peter. (2005). Trace Elements in Agroecosystems and Impacts on the Environment / Zh. He, X. Yang, P. Stoffella // *Journal of trace elements in medicine and biology*. – 2005. – Vol. 19. – P. 125-40.
128. Helliwell, D.R. Valuation of wildlife resources / D.R. Helliwell // *Regional Studies*. – 1969. – Vol. 3. – P. 41–49.
129. Herrmann, D.L. Vacant urban lot soils and their potential to support ecosystem services / D.L. Herrmann, W.D. Shuster, A.S. Garmestani // *Plant and Soil* – 2017. – Vol. 413 (1–2). – P. 45–57.
130. Houghton, R.A. Why are estimates of the terrestrial C balance so different? / R.A. Houghton // *Global Change Biology*. – 2003. – Vol. 9. – P. 500–509.
131. Inengite, A.K. Application of pollution indices for the assessment of heavy metal pollution in flood impacted soil / A.K. Inengite, C.Y. Abasi, C. Walter // *International Research Journal of Pure and Applied Chemistry*. – 2015. – Vol. 8 (3). – 175e189.
132. Jim, C.Y. Ecosystem services and valuation of urban forests in China / C.Y. Jim, W.Y. Chen // *Cities*. – 2009. – Vol. 26. – P. 187–194.

133. Jobbagy, E.G. The vertical distribution of soil organic carbon and its relation to climate and vegetation / E.G. Jobbagy, R.B. Jackson // *Ecological Application*. – 2000. – Vol. 10. – P. 423–436.
134. Jonsson, J.Ö.G. Classification and valuation of soil ecosystem services / J.Ö.G. Jonsson, B. Davidsdottir // *Agricultural Systems*. – 2016. – Vol. 145. – P. 24–38.
135. Juarez, S. Effects of different soil structures on the decomposition of native and added organic carbon / S. Juarez, N. Nunan, A.-C. Duday, V. Pouteau, S. Schmidt, S. Hapca, R. Falconer, W. Otten, C. Chenu // *European Journal of Soil Biology*. – 2013. – Vol. 58. – P. 81–90.
136. Kabata-Pendias, A. Trace elements of soils and plants / A. Kabata-Pendias. – Boca Raton: CRC press, Taylor & Francis Group, 2011. – 867 p.
137. Karlen, D.L. Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation / D.L. Karlen, M.J. Mausbach, J.W. Doran., R.G. Cline, R.F. Harris., G.E. Schuman // *Soil Science Society of America Journal*. – 1997. – Vol. 61. – P. 4–10.
138. Karlen, D.L. Soil quality: Why and how? / D.L. Karlen, C.A. Ditzler, S.S. Andrews // *Journal of Soil Water Conservation*. – 2003. – Vol. 58 (4). – P. 171–179.
139. Kaye, J.P. Carbon fluxes, nitrogen cycling, and soil microbial communities in adjacent urban, native and agricultural ecosystems / J.P. Kaye, R.L. McCulley, I.C. Burkez // *Global Change Biology*. – 2005. – Vol. 11. – P. 575–587.
140. King, R.T. Wildlife and man / R.T. King // *New York Conservationist*. – 1966. – Vol. 20 (6). – P. 8–11.
141. Kosheleva, N. E. Factors of the accumulation of heavy metals and metalloids at geochemical barriers in urban soils / N. E. Kosheleva, N. S. Kasimov, D. V. Vlasov // *Eurasian Soil Science*. – 2015. – Vol. 48. – No 5. – P. 476-492.
142. Kosheleva, N.E. Contamination of urban soils with heavy metals in Moscow as affected by building development / N.E. Kosheleva, D.V. Vlasov, I.D. Korlyakov, N.S. Kasimov // *Science of the Total Environment*. – 2018. – Vol. 636. – P. 854-863.
143. Kowalska, J. B. Pollution indices as useful tools for the comprehensive evaluation of the degree of soil contamination—A review / J. B. Kowalska, R. Mazurek,

M. Gąsiorek, T. Zaleski // *Environmental Geochemistry and Health*. – 2018. – Vol. 40(6). – P. 2395–2420.

144. Krieger, D. The economic value of forest ecosystem services: a Review // D. Krieger. – Washington, USA: The Wilderness Society, 2001. – 31 p.

145. Kuzyakov, Y. Microbial hotspots and hot moments in soil: Concept & review / Y. Kuzyakov, Ev. Blagodatskaya // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2015. – Vol. 83. – P. 184-199.

146. LADA. Land assessment and impacts, UN Food and Agriculture Organization. – Режим доступа: <http://www.fao.org/land-water/land/land-assessment/en/>, свободный.

147. Lal, R. Agricultural activities and the global carbon cycle / R. Lal // *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. – 2004. – Vol. 70. – P. 103–116.

148. Lal, R. Carbon Sequestration in Urban Ecosystems// R. Lal, B. Augustin. – Dordrecht: Springer, 2012. – 388 p.

149. Lim, H. S. Heavy metal contamination and health risk assessment in the vicinity of the abandoned Songcheon Au–Ag mine in Korea / H. S. Lim, J. S. Lee, H. T. Chon, M. Sager // *Journal of Geochemical Exploration*. – 2008. – Vol. 96(2–3), P. 223–230.

150. Lorenz, K. Biogeochemical C and N cycles in urban soils / K. Lorenz, R. Lal // *Environment International*. – 2008. – Vol. 35. – P. 1–8.

151. Lorenz, K. Carbon Dynamics in Urban Soils / K. Lorenz, R. Lal // *Soil Carbon Sequestration and the Greenhouse Effect*. – Madison, USA: Soil Science Society of America, 2009. – 236 p.

152. Lorenz, K., Managing soil carbon stocks to enhance the resilience of urban ecosystems / K. Lorenz, R. Lal // *Carbon Management*. – 2015. – Vol.6 (1–2). – P. 35–50.

153. Lorenz, K. Regulating services provided by urban soils. Carbon storage in urban soils / K. Lorenz, R. Shaw. – Stuttgart: Catena-Schweizerbart, 2017. – 255 p.

154. Luo, X.S. Incorporating bioaccessibility into human health risk assessments of heavy metals in urban park soils / X.S. Luo, J. Ding, B. Xu, Y.J. Wang, H.B. Li, S. Yu // *Science of Total Environment*. – 2012. – Vol. 424. – P. 88e96.
155. Madre, F. A comparison of 3 types of green roof as habitats for arthropods / F. Madre, A. Vergnes, N. Machon, P. Clergeau // *Ecological Engineering*. – 2013. – Vol. 57. – P. 109–117.
156. Maes, J. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union / J. Maes, B. Egoh, L. Willemen, C. Lique, P. Vihervaara, J.P. Schägner, B. Grizzetti, E.G. Drakou, A.L. Notte, G. Zulian, F. Bouraoui, M. Luisa Paracchini, L. Braat, G. Bidoglio // *Ecosystem Services*. – 2012. – Vol. 1 (1). – P. 31–39.
157. MAES. Biodiversity information system for Europe: project 2021 – Режим доступа: <https://biodiversity.europa.eu>, свободный.
158. Mako, A. Mapping the storing and filtering capacity of European soils / A. Mako, M. Kocsis, G. Barna, G. Toth // *Technical Report (EUR 28392 EN)*. – Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2017. – 54 p.
159. Matasov, V. et al. Ecosystem Services Approach for Landscaping Project: The Case of Metropolia Residential Complex / V. Matasov et al. // *Advanced Technologies for Sustainable Development of Urban Green Infrastructure. SSC 2020*. – Cham. Switzerland: Springer Geography. Springer, 2021.
160. McBratney, A.B. On digital soil mapping / A.B. McBratney, M.L. Mendonca Santos, B. Minasny // *Geoderma*. – 2003. – Vol. 117. – P. 3–52.
161. McGrath, S.P. Plant and rhizosphere process involved in phytoremediation of metal-contaminated soils / S.P. McGrath, F.J. Zhao, E. Lombi // *Plant and Soil*. – 2001. – Vol. 232(1/2). – P. 207–214.
162. McKinney, M.L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization / M.L. McKinney // *Biological Conservation*. – 2006. – Vol. 127. – P. 247–260.
163. MEA – Millennium Ecosystem Assessment. Ecosystems and human well-being: a framework for assessment. – Washington DC: Island Press, 2003. – 155 p.

164. Morel, J.L. Ecosystem services provided by soils of urban, industrial, traffic, mining, and military areas (SUITMAs) / J.L. Morel, C.Chenu, K. Lorenz // *Journal of Soils and Sediments*. – 2015. – Vol. 15 (8). – P. 1659–1666.
165. Morel, J.L. The challenges for soils in the urban environment / J.L. Morel, W. Burghardt, K.-H.J. Kim // *Soils within cities—global approaches to their sustainable management—composition, properties, and functions of soils of the urban environment*. – Stuttgart: Schweizerbart Soil Sciences, 2017. – 1–6
166. Morin, G. XAFS determination of the chemical form of lead in smelter-contaminated soils and mine tailings: Importance of adsorption process / G. Morin, J.D. Ostergren, F. Juillot, P. Ildefonse, G. Calas, J.E. Brown // *American Mineralogist*. – 1999. – Vol. 84. – P. 420-434.
167. Neaman, A. Chilean regulations on metal-polluted soils: The need to advance from adapting foreign laws towards developing sovereign legislation / A. Neaman, P. Valenzuela, J. Tapia-Gatica, I. Selles, A.A. Novoselov, E. A. Dovletyarova, J. W. Stuckey. *Environmental Research*. – 2020. – Vol. 185(March). – P. 109429.
168. Nedkov, S. Mapping and assessment of urban ecosystem condition and services using integrated index of spatial structure / S. Nedkov, M. Zhiyansk, S. Dimitrov, B. Borisov, A. Popov, I. Ihtimanski, R. Yaneva, P. Nikolov, S. Bratanova-Doncheva // *One Ecosystem*. – 2017. – Vol. 2. – P. e14499.
169. Nortcliff, S. Standardization of soil quality attributes / S. Nortcliff // *Agriculture, Ecosystems Environment*. – 2002. – Vol. 88. – P. 161–168.
170. NYCRR 6 Part 375 - Environmental Remediation Programs. New York: New York State Department of Environmental Conservation. NYSDEC, 2006. –85 p.
171. O'Riordan, R. The ecosystem services of urban soils: A review / R. O'Riordan, J. Davies, C. Stevens, J. N. Quinton, Ch. Boyko // *Geoderma*. – 2021. – Vol. 395. – 115076.
172. Ohtonen, R. Ecological theories in soil biology / R. Ohtonen, S. Aikio, H. Vare // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1997. – Vol. 29 (11/12). – P. 1613-1619.

173. Paltseva, A. Remediation of an urban garden with elevated levels of soil contamination / A. Paltseva, Zh. Cheng, S. Egendorf, P. Groffman, Peter // *Science of The Total Environment*. – 2020. – Vol. 722. – P. 137965.

174. Pataki, D.E. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions / D.E. Pataki, M.M. Carreiro, J. Cherrier, N.E. Grulke, V. Jennings, S. Pincet, R.V. Pouyat, T.H. Whitlow, W.C. Zipperer // *Frontiers in Ecology and the Environment*. – 2011. – Vol. 9. – P. 27–36.

175. Paul, E. Soil as a habitat for organisms and their reactions // *Soil Microbiology and Biochemistry* / E. Paul, F. Clark. – N.Y., USA: Academic Press, – 1996. – P. 12–32.

176. Pickett, S.T.A.. Beyond urban legends: an emerging framework of urban ecology, as illustrated by the Baltimore Ecosystem Study / S.T.A. Pickett, M.L. Cadenasso., J.M. Grove, P.M. Groffman, L.E. Band, C.G. Boone, M.A. Wilson // *BioScience*. – 2008. – Vol. 58. – P. 139–150.

177. Pickett, S. T. A. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress / S. T. A. Pickett, M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. G. Boone, P.M. Groffman, E. Irwin, P. Warren. // *Journal of Environmental Management*. – 2011. – Vol. 92. – P. 331– 362.

178. Piotrowska-Długosz, A. The impact of the soil sealing degree on microbial biomass, enzymatic activity, and physicochemical properties in the Ekranic Technosols of Toruń (Poland) / A. Piotrowska-Długosz, P. Charzyński // *Journal of Soils and Sediments*. – 2015. – Vol. 15(1). – P. 47–59.

179. Plyaskina, O.V. Heavy metal pollution of urban soils / O.V. Plyaskina, D.V. Ladonin // *Eurasian Soil Science*. – 2009. – Vol. 42 (7). – P. 816-823.

180. Poggio, L. Metals pollution and human bioaccessibility of topsoils in Grugliasco (Italy) / L. Poggio, B. Vrščaj, R. Schulin, E. Hepperle, F. Ajmone Marsan // *Environmental Pollution*. – 2008. – Vol. 157. – P. 680–689.

181. Poggio, L. A GIS-based human health risk assessment for urban green space planning—An example from Grugliasco (Italy) / L. Poggio, B. Vrščaj // *Science of The Total Environment*. – 2009. – Vol. 407. – P. 5961-5970.

182. Pouyat, R. Carbon Storage by Urban Soils in the United States / R. Pouyat, I. Yesilonis, D. Nowak // *Journal of environmental quality*. – 2006. – Vol 35. – P. 1566-1575.
183. Pouyat, R.V. A global comparison of surface soil characteristics across five cities: a test of the urban ecosystem convergence hypothesis / R.V. Pouyat, I.D. Yesilonis, M. Dombos, K. Szlavecz, H. Setälä, S. Cilliers, S. Yarwood // *Soil Science*. – 2015. – Vol. 180 (4/5). – P. 136–145.
184. Raciti, S. Accumulation of Carbon and Nitrogen in Residential Soils with Different Land-Use Histories / S. Raciti, P. Groffman, J. Jenkins, R. Pouyat, T. Fahey, S. Pickett, M. Cadenasso // *Ecosystems*. – 2011. – Vol. 14. – P. 287–297.
185. Richards, B.K. Effect of sludge-processing mode, soil texture and soil pH on metal mobility in undisturbed soil columns under accelerated loading / B.K. Richards, T.S. Steenhuis, J.H. Peverly, M.B. McBride // *Environmental Pollution*. – 2000. – Vol. 2. – P. 327-346.
186. Robinson, D.A., Natural capital and ecosystem services, developing an appropriate soils framework as a basis for valuation / D.A. Robinson, N. Hockley, D.M. Cooper, B.A. Emmett, A.M. Keith, I. Lebron, B. Reynolds, E. Tipping, A.M. Tye, C.W. Watts, W.R. Whalley, H.I.J. Black, G.P. Warren, J.S. Robinson // *Soil Biology and Biochemistry*. – 2013. – Vol. 57. P. – 1023–1033.
187. Romzaykina, O. The Effect of Sealing on Soil Carbon Stocks in New Moscow / O. Romzaykina, V. Vasenev, D. Andrianova, A. Neaman, D. Gosse // In: Vasenev V., Dovletyarova E., Cheng Z., Valentini R., Calfapietra C. (eds) *Green Technologies and Infrastructure to Enhance Urban Ecosystem Services*. SSC 2018. Cham: Springer Geography, 2020. – P. 29-36.
188. Rotting, T.S. Use of caustic magnesia to remove cadmium, nickel, and cobalt from water in passive treatment systems: column experiments / T.S. Rotting, J. Cama, C. Ayora, J-L. Cortina, J. de Pablo // *Environmental Science & Technology*. – 2006. – Vol. 40(20). – 6438-6443.
189. Roussel, F. Testing the applicability of ecosystem services mapping methods for peri-urban contexts: A case study for Paris / F. Roussel, C. J. E. Schulp, P.

H. Verburg, A. J. A. van Teeffelen // *Ecological Indicators*. – 2017. – Vol. 83. – P. 504-514.

190. Russo, A. Quantifying the local-scale ecosystem services provided by urban treed streetscapes in Bolzano, Italy / A. Russo, S. Zerbe // *AIMS Environmental Science*. – 2016. – Vol. 3. – P. 58-76.

191. Sang, L. Rationality and Empirical Analysis of Farmland Spatial Patterns Based on a Grid / L. Sang, J. Hao, Ch. Zhang, D. Zhu, W. Yun // *Sensor Letters*. – 2014. – Vol.12. – P. 730-736

192. Sarzhanov, D.A. Carbon stocks and CO₂ emissions of urban and natural soils in Central Chernozemic region of Russia / D.A. Sarzhanov, V.I. Vasenev, I.I. Vasenev, Y.L. Sotnikova, O.V. Ryzhkov, T. Morin // *Catena*. – 2017. – V. 158. – P. 131–140.

193. Scalenghe, R. The anthropogenic sealing of soils in urban areas / R. Scalenghe, F. Ajmone Marsan, Franco // *Landscape and Urban Planning*. – 2009. – Vol. 90. – P. 1-10.

194. Schroter, M., Ecosystem Services as a Contested Concept: a Synthesis of Critique and Counter-Arguments / M. Schroter, E.H. van der Zanden, van, A.P. Oudenhoven, R.P. Remme, H.M. Serna-Chavez, R.S. de Groot, P. Opdam // *Conservation Letters*. – 2014. – Vol. 7. – P. 514-523.

195. Schwilch, G. Operationalizing ecosystem services for the mitigation of soil threats: a proposed framework / G. Schwilch, L. Bernet, L. Fleskens, E.Giannakis, J. Leventon, T. Maranon, J. Mills, C. Short, J. Stolte, H. van Delden, S. Verzandvoort // *Ecological Indicators*. – 2016. – Vol. 67. – P. 586–597.

196. Seto, K.C. A Meta-analysis of global urban land expansion / K.C. Seto, M. Fragkias, B. Güneralp, M.K. Reilly // *PLoS ONE*. – 2011. – Vol. 6. – P. e23777.

197. Shchepeleva, A.S. Changes of soil organic carbon stocks and CO₂ emissions at the early stages of urban turf grasses' development / A.S. Shchepeleva, V.I. Vasenev, I.M. Mazirov, I.I. Vasenev, I.S. Prokhorov, D.D. Gosse // *Urban ecosystems*. – 2017. – Vol. 20 (2). – P. 309–321.

198. Short, J.R. Soils of the mall in Washington, DC: I Statistical summary of properties / J.R. Short, D.S. Fanning, J.E. Foss, J.C. Patterson Soil Science Society of American Journal. – 1986. – Vol. 50. – P. 699–705.
199. Silva, M. External Focus of Attention Enhances Children's Learning of a Classical Ballet Pirouette / M. Silva, H. Lessa, S. Chiviacowsky // Journal of dance medicine & science: official publication of the International Association for Dance Medicine & Science. – 2017. – Vol. 21. – P. 179-184.
200. Slukovskaya, M. V. Technosols on mining wastes in the subarctic: Efficiency of remediation under Cu-Ni atmospheric pollution / M. V. Slukovskaya, V. I. Vasenev, K. V. Ivashchenko, D. V. Morev, S. V. Drogobuzhskaya, L. A. Ivanova, I. P. Kremenetskaya // International Soil and Water. Conservation Research. – 2019. – Vol. 7(3). – P. 297–307.
201. Smagin, A. Biodegradation of Some Organic Materials in Soils and Soil Constructions: Experiments, Modeling and Prevention / A. Smagin, N. Sadovnikova, V. Vasenev, M. Smagina. // Materials. – 2018. – Vol. 11. – P. 1889.
202. Sobocká, J. Mapping of urban environmentally sensitive areas in Bratislava city / J. Sobocká, M. Saksa, J. Feranec, D. Szatmári, J. Holec, H. Bobalova Stankova, A. Rášová, Andrea // Journal of Soils and Sediments. – 2021. – Vol. 21. – P. 2059–2070.
203. Soils within Cities / red.: M.J Levin., K.-H.J. Kim, J.L. Morel et al. – Stuttgart: Catena–Schweizerbart, 2017. – 255 p.
204. Sojka, R.E. Reservations Regarding the Soil Quality Concept / R.E. Sojla, D. R. Upchurch // Soil Science Society of America Journal. – 1999. – Vol. 63. – P. 1039-1054
205. SUN Lab in cooperation with Landscape Engineering Guild assessed ecosystem services for a new residential complex in Moscow. – 2020. – Режим доступа: <https://sunlab.rudn.ru/sun-lab-in-cooperation-with-landscape-engineering-guild-assessed-ecosystem-services-for-a-new-residential-complex-in-moscow.html>, свободный.

206. TEEB The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB. Malta: Progress Press, 2010. – 39 p.
207. Tokyo Metropolitan Government. Urban development in Tokyo. Tokyo : Tokyo Metropolitan Government, 2011. – 28 p.
208. Trammell, T.L.E. Plant nitrogen concentration and isotopic composition in residential lawns across seven US cities / T.L.E. Trammell, J. Cavender-Bares, P. Groffman, Sh. Hall, J. Heffernan, S. Hobbie, J. Morse, Chr. Neill, K. Nelson // *Oecologia*. – 2016. – Vol. 181. – P. 271–285.
209. URBAN SMS. Urban Soil Management Strategy. 2018. – Режим доступа: <http://www.eugris.info/displayproject.asp?p=4743&t=URBAN%20SMS%20Urban%20Soil%20Management%20Strategy>, свободный.
210. Van Kamp, I. Urban environmental quality and human well-being: Towards a conceptual framework and demarcation of concepts; a literature study / Van I. Kamp, K. Leidelmeijer, G. Marsman, A. Hollander // *Landscape and Urban Planning*. – 2003. – Vol. 65. – P. 5–18.
211. Van Oudenhoven, A.P.E. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services / A.P.E. Van Oudenhoven K. Petz, R. Alkemade, L. Hein, R.S. De Groot // *Ecological Indicators*. – 2012. – Vol. 21. – P. 110–122.
212. Vasenev, V.I. Urban soil organic carbon and its spatial heterogeneity in comparison with natural and agricultural areas in the Moscow region / V.I. Vasenev, J.J. Stoorvogel, I.I. Vasenev // *Catena*. – 2013. – Vol. 107. – P. 96–102.
213. Vasenev, V.I. Urban Soil's Functions: Monitoring Assessment and Management / V.I. Vasenev, A.V. Smagin, N.D. Ananyeva, K.V. Ivashchenko, E.G. Gavrilenko, T.V. Prokofeva, A. Patlseva, J.J. Stoorvogel, D.D. Gosse, R. Valentini // *Adaptive Soil Management: From Theory to Practices*. – Singapore: Springer Nature, 2017. – P. 359– 409.
214. Vasenev, V. Urban soils as hot spots of anthropogenic carbon accumulation: Review of stocks, mechanisms and driving factors / V. Vasenev, V. Y.

Kuzyakov // *Land Degradation and Development*. – 2018. – Vol. 29(6). – P. 1607–1622.

215. Vasenev, V. Projecting urban heat island effect on the spatial-temporal variation of microbial respiration in urban soils of Moscow megalopolis. / V. Vasenev, M. Varentsov, P. Konstantinov, O. Romzaykina, I. Kanareykina, Y. Dvornikov, V. Manukyan // *Science of The Total Environment*. – 2021. – Vol. 786. – P. 147457.

216. Vrscaj, B. A method for soil environmental quality evaluation for management and planning in urban areas / B. Vrscaj, L. Poggio, F.A. Marsan // *Landscape and Urban Planning*. – 2008. – Vol. 88. – P. 81–94.

217. Wardle, D.A. The quest for a contemporary ecological dimension to soil biology / D.A. Wardle, K.E. Giller // *Soil Biology and Biochemistry*. – 1996. – Vol. 28 (12). – P. 1549-1554.

218. Wei, B. Review article A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China / B. Wei, L. Yang // *Microchemical Journal*. – 2010. . – Vol. 94(2). . – P. 99–107.

219. Weissert, L. F. Variability of soil organic carbon stocks and soil CO₂ efflux across urban land use and soil cover types / L. F. Weissert, J. A. Salmond, L. Schwendenmann // *Geoderma*. – 2016. – Vol. 271. – P. 80–90.

220. Weissmannová, H. D. Indices of soil contamination by heavy metals – methodology of calculation for pollution assessment (minireview) / H. D. Weissmannová, J. Pavlovský // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2017. – Vol. 189(12). – P. 616

221. Willemsen, L. Identifying ecosystem service hotspots for targeting land degradation neutrality investments in south-eastern Africa / L. Willemsen, N.D. Crossman, S. Quatrini, B. Egoh, F.K. Kalaba, B. Mbilinyi, R. de Groot // *Journal of Arid Environment*. – 2017. – Vol. 159. – P. 1–12.

222. Youngsteadt, E. Urbanization Increases Pathogen Pressure on Feral and Managed Honey Bees / E. Youngsteadt, R. Holden Appler, M. Lopez-Urbe, D. Tarpy, S. Frank // *PLoS ONE*. – 2015. – Vol. 10(11). – P. e0142031

223. Zhao B. Influences of soil physical properties on water-supplying capacity / B. Zhao, F. Xu, Q. Zhao // *Pedosphere*. – 1997. – Vol. 7 (4). – P. 367–374.

Список сокращений

БД – базальное дыхание

БПЛА – беспилотный летательный аппарат

ГИС – географическая информационная система

ГХБ – геохимический барьер

ДДЗ – данные дистанционного зондирования

КПР – Классификация Почв России

МКАД – Московская кольцевая автомобильная дорога

ОДК – ориентировочно допустимая концентрация

ООПТ – особо охраняемые природные территории

ПДК – предельно допустимая концентрация

ПП – почвенный покров

ТМ – тяжелый металл

ЦМР – цифровая модель рельефа

ЦПК – цифровая почвенная картография

ЭС – экосистемный сервис

DEM SRTM – Digital Elevation Model Shuttle Radar Topographic Mission

DSM – Digital Soil Mapping

GLM – Generalized Linear Model

IDW – Inverse Distance Weighting

OSM – Open Street Map

pXRF – портативный рентген-флуоресцентный анализатор

SUITMA – Urban Soils – Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas