СОДЕРЖАНИЕ

Номер 1, 2022

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

Предлагаемые изменения в классификации почв России: диагностические признаки и почвообразующие породы

Н. Б. Хитров, М. И. Герасимова 3

Диагностика вулканических почв в различных классификационных системах (обзор)

М. Т. Казинский, И. Н. Семенков 15

Подходы к классификации почв аккумулятивных берегов морей восточного сектора Российской Арктики

С. В. Губин, А. В. Лупачев 25

ФИЗИКА ПОЧВ

Физические свойства почв города Сибай Республики Башкортостан

Я. Т. Суюндуков, М. Б. Суюндукова, О. С. Безуглова, И. К. Хабиров, Р. Ф. Хасанова, И. Н. Семенова, Ю. С. Рафикова, Г. Р. Ильбулова 33

Условия формирования поверхностного стока талых вод на склоновых землях юга Приволжской возвышенности

А. В. Кулик, О. А. Гордиенко 44

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

Биологическая активность и химические свойства тундровых почв Чукотского автономного округа в условиях промышленного загрязнения

Н. В. Фокина, М. В. Корнейкова, В. В. Редькина, В. А. Мязин, Т. А. Сухарева 55

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

Циклы, баланс азота и устойчивость агроэкосистемы при применении органических удобрений (эксперименты с ^{15}N)

А. А. Завалин, О. А. Соколов, Н. Я. Шмырева, С. В. Лукин, А. С. Авилов 68

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

Антропогенные почвы городских парков (обзор)

К. А. Бахматова, Н. Н. Матинян, А. А. Шешукова 77

Нормативы содержания химических элементов в почвах функциональных зон городов (обзор)

И. Н. Семенков, Т. В. Королева 96

Влияние гранулометрического состава на гумусонакопление в почвах сухих степей Тувы

Е. А. Гуркова, Д. А. Соколов 106

Загрязнение почв урбанизированных территорий Байкальского региона

И. А. Белозерцева, И. Б. Воробьева, А. А. Сороковой, Д. Н. Лопатина 119

Особенности современных эрозионно-аккумулятивных процессов на серых лесных почвах ложбин малого водосбора Республики Татарстан

А. Г. Шарифуллин, А. В. Гусаров 133

Contents

No. 1, 2022

Genesis and Geography of Soils

Diagnostic Properties and Soil Forming Materials in the Classification System of Russian Soils
N. B. Khitrov and M. I. Gerasimova 3

Diagnostics of Volcanic Soils: a Review of Classification Schemes
M. T. Kazinskiy and I. N. Semenkov 15

Approaches to the Classification of Soils of the Accumulative Seashore of Russian North-East
S. V. Gubin and A. V. Lupachev 25

Soil Physics

Physical Properties of the Soils of the City of Sibay of the Republic of Bashkortostan
Ya. T. Suyundukov, M. B. Suyundukova, O. S. Bezuglova, I. K. Khabirov, R. F. Khasanova, I. N. Semenova, Yu. S. Rafikova, and G. R. Ilbulova 33

Conditions of Meltwater Surface Runoff Formation on Sloping Lands in the South of the Volga Upland
A. V. Kulik and O. A. Gordienko 44

Soil Biology

Biological Activity and Chemical Properties of Tundra Soils of the Chukotka Autonomous Okrug in Conditions of Anthropogenic Pollution
N. V. Fokina, M. V. Korneykova, V. V. Redkina, V. A. Myazin, and T. A. Sukhareva 55

Agricultural Chemistry and Fertility of Soils

Cycles, Nitrogen Balance and Sustainability of Agroecosystems Using Organic Fertilizers Tagged ^{15}N
A. A. Zavalin, O. A. Sokolov, N. Ya. Shmyreva, S. V. Lukin, and A. S. Awilow 68

Degradation, Rehabilitation, and Conservation of Soils

Anthropogenic Soils of Urban Parks (Review)
K. A. Bakhmatova, N. N. Matinian, and A. A. Sheshukova 77

Guideline Values for the Content of Chemical Elements in Soils of Functional Zones at Cities (Review)
I. N. Semenkov and T. V. Koroleva 96

Influence of Granulometric Composition on Humus Accumulation in Soils of Dry Steppes of Tuva
E. A. Gurkova and D. A. Sokolov 106

Soil Pollution of Urbanized Centers of Bailkal Region (Irkutsk, Ulan-Ude, Ulaanbaatar Cities)
I. A. Belozertseva, I. B. Vorobyeva, A. A. Sorokovoy, and D. N. Lopatina 119

Features of Modern Erosion and Sedimentation on Forest-Steppe Gray Forest Soils within Hollows of a Small Catchment in the Republic of Tatarstan (European Russia)
A. G. Sharifullin and A. V. Gusarov 133

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 3–14

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 641.3

ПРЕДЛАГАЕМЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ В КЛАССИФИКАЦИИ ПОЧВ РОССИИ: ДИАГНОСТИЧЕСКИЕ ПРИЗНАКИ И ПОЧВООБРАЗУЮЩИЕ ПОРОДЫ

© 2022 г. Н. Б. Хитров[a], *, М. И. Герасимова[a], [b]

[a] *Почвенный институт им. В.В. Докучаева, Пыжевский пер., 7, стр. 2, Москва, 119017 Россия*

[b] *Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия*

**e-mail: khitrovnb@gmail.com*

Поступила в редакцию 22.06.2021 г.
После доработки 24.07.2021 г.
Принята к публикации 18.08.2021 г.

В рамках обновления классификации почв России проведены анализ и корректировка ее трех диагностических элементов, представленных в версиях 2004 и 2008 гг.: “Классификации и диагностике почв России” и “Полевом определителе почв России”. Изложению предложенных изменений в составе, определениях и индексации диагностических горизонтов посвящена статья в № 8, 2021 журнала “Почвоведение”, данная статья является ее продолжением. В отличие от порядка представления горизонтов, схема описания диагностических признаков сохранена прежней, уточнены общие критерии их выделения, введено 20 новых признаков, для конкретных признаков даны более строгие формулировки и усовершенствована индексация. Новым подходом к диагностическим признакам является их дифференциация по таксономическому положению на уровнях подтипа и рода. Открытость классификационной системы допускает расширение количества признаков по мере необходимости, а также снятие ограничений по приуроченности признаков к определенным типам почв. Предлагается ввести раздел классификации “Почвообразующие породы и субстраты”, сформулировать определения и ввести антропогенные грунты. Как и в случае диагностических горизонтов, предложения основаны на обширном материале – полевом, литературном, обсуждением с коллегами, обращением к международной почвенной классификации. Приводится обновленный список признаков.

Ключевые слова: диагностика почв, генетические группы признаков, таксономический уровень признаков

DOI: 10.31857/S0032180X22010087

ВВЕДЕНИЕ

Закономерные изменения со временем базовых почвенных классификаций, не нарушающие их принципов, касаются в большей степени диагностических элементов не самого высокого уровня. В ходе проведенного ранее обновления системы диагностических горизонтов [18], как основы или “каркаса” классификации и диагностики почв России (КиДПР), был почти полностью сохранен прежний набор горизонтов и их сущность, а изменения касались корректировки критериев, дополнений и уточнений формулировок определений, порядка и пунктов описания. Напомним, что типы почв диагностируются по комбинациям диагностических горизонтов, а подтипы – по добавленным к этим горизонтам генетическим признакам; единицы выше типа – отделы, имеют обычно общий для всех почв отдела диагностический горизонт [8, 10, 14].

Признаки выполняют в классификации таксономическую функцию представления подтипов – простых и сложных соответственно, если признак один или если их несколько. Они идентифицируют таксоны, следовательно, целесообразнее называть их диагностическими, как и горизонты, вместо названия “генетические” в предыдущих вариантах классификации [8, 10, 14]. Заметим, что не все признаки являются результатом почвенных процессов, но все признаки выполняют определенную диагностическую функцию.

В отношении диагностических признаков, как элементов более низкого уровня, чем горизонты, предлагаемых изменений оказалось больше, что связано с накоплением новой информации, позволяющей детализировать свойства почв, с одной стороны, и со структурой классификации, не нарушаемой введением/исключением или модификацией какого-либо признака, с другой стороны. Положение диагностических признаков различно в вариантах классификаций 2004 и 2008; в первом варианте каждый тип почв имел определенный набор признаков, и обнаружение “нового” признака в профиле почвы, не входящего в типовой список, вызывал вопросы. В следующем варианте списки признаков приводились не для

каждого типа, а для всего отдела, то есть “жесткой привязки” к типу уже не было. Более того, на съезде почвоведов в Белгороде, состоявшемся в 2016 г., высказывались предложения считать возможным свободное использование подтиповых признаков для почв любого отдела (и ствола) независимо от их локализации в определенном горизонте и/или профиле почвы.

В общем виде диагностические признаки представляют собой особые комбинации свойств почвы, которые не отражены диагностическими горизонтами по причине их неполной выраженности или недостаточности в качестве критериев идентификации горизонтов. В профиле признаки относятся к какому-либо диагностическому горизонту [10, 14], однако не исключены ситуации, когда признак может относиться к другому компоненту профиля: горизонту без диагностического значения, например, переходному, или к почвообразующей породе.

Вместе с тем характер и степень выраженности почвенных свойств, длительность/эфемерность их существования, качественные характеристики, проявляющиеся по-разному в диагностическом горизонте, предполагают целесообразность учета свойств, диагностирующих признаки, не на одном таксономическом уровне. Приведем примеры таких свойств. Проявление тиксотропности в криоземах, предлагаемой посетителями сайта в качестве генетического признака, зависит от влажности и может не наблюдаться в относительно сухие годы (С.В. Губин, устное сообщение); свойства лесных почв, пройденных пожарами, меняются в течение первых 10 лет [7]; эфемерность солевых новообразований на поверхности почвы отмечал еще В.А. Ковда. Из этого следует, что уровень подтипа, отражающего стабильные и существенные почвенные свойства, в таких случаях оказывается слишком высоким, неадекватным обозначаемому им временному явлению.

Приведенные соображения о диагностических признаках показывают целесообразность внесения ряда изменений и дополнений в их представление в классификации. Они заключаются в уточнении формулировок определений, дифференциации признаков по значимости, введения новых признаков, а также индексации и положения диагностических признаков в формулах профиля. Предлагаемые решения, изложенные в статье, как и предыдущая работа по диагностическим горизонтам – неизбежный этап в совершенствовании современной классификации почв России.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Основным объектом рассмотрения являются диагностические признаки, имеющиеся в “Полевом определителе почв России” – их определения, индексы и таксономические функции [14, с. 59–74]. Второй объект – “Некоторые обозначения, используемые в формулах профиля типов и подтипов почв”, по существу – почвообразующие и подстилающие породы, так неопределенно названные во всех версиях классификации [8, 10, 14].

Предлагаемые изменения основываются на анализе литературных материалов, содержащих морфологические описания конкретных почвенных профилей, консультациях со специалистами и обсуждении со студентами полевых материалов, дискуссиях на разрезах во время полевых научных экскурсий; авторы стремились к максимальной объективности, как анализа, так и предложений, не считая приоритетными какие-либо индивидуальные концептуальные подходы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Диагностические признаки. Диагностические признаки представляют собой определенные морфологические элементы в почвенных горизонтах, как в виде отдельных обособленных образований, так и участков в горизонте, отличающиеся от вмещающей почвенной массы окраской, структурой, сложением, гранулометрическим составом, или формой границ. Иногда признаки выделяются по аналитическим характеристикам. Поскольку признакам предназначена таксономическая функция, она вводится в определение, слегка модифицированное по сравнению с имеющимся в классификации [10, 14].

Определение. *Диагностический признак* – сочетание свойств и состава генетического почвенного горизонта или его части, определенному комплексу параметров которого в классификационной системе придается специальное значение для идентификации класса четвертого (подтип) или пятого (род) таксономического уровня.

Диагностические признаки отражают: (а) результаты протекания почвенных процессов, интенсивность которых недостаточна для формирования диагностического горизонта; (б) модификации строения и/или состава диагностического горизонта; (в) наличие разного рода новообразований; (г) проявления современных гидротермических режимов в свойствах почв; (д) результаты естественной и антропогенной эволюции почв; (е) свойства почв, унаследованные от почвообразующих пород.

Как отмечалось выше, термин “диагностический признак” введен вместо ранее использованного термина “генетический почвенный признак”, который имеет более широкую трактовку, может по-разному восприниматься в силу возможных различий в понимании его генезиса; кроме того, не всякий конкретный признак обязательно используется в классификации.

Ниже рассматриваются предлагаемые изменения в блоке диагностических признаков: разделение признаков по таксономическому значению, корректировка определений признаков, использованных в двух последних версиях классификации почв России [10, 14], добавление новых признаков, модификация индексов и упорядочивание их использования при написании в формуле профиля (табл. 1).

Таксономический статус диагностических признаков. Классификация почв России имеет 8 таксономических уровней. Наличие диагностических горизонтов и/или их системы служат критериями для таксономических категорий ствола, отдела и типа почв, признаков – для категории подтипа.

Предлагается использовать диагностические признаки на уровне не только подтипа, но и рода почв. Уровень подтипа предполагает наличие диагностических признаков, связанных, главным образом, с модификациями горизонтов, новообразованиями, антропогенными воздействиями. Например, широко используются такие признаки, как модификации альфегумусового диагностического горизонта BHF: гумусово-иллювиальная BH и железисто-иллювиальная BF, признаки, отражающие недостаточность выполнения диагностического критерия горизонта: глееватый (g), квазиглееватый (q), солонцеватый (sn), слитизированный (v), грубогумусированный (ao), элювиированный (el), глинисто-иллювиированный (i) и др. Подтиповые признаки, отражают наличие в верхних и срединных диагностических горизонтах устойчивых во времени новообразований оксидов и гидроксидов железа и марганца, карбонатов, гипса. Примеры: cf – криогенно-ожелезненный; nn – конкреционно-отбеленный; mc – мицелярно-карбонатный; nc – сегрегационно-карбонатный; ic – натечнокарбонатный; cs – гипссодержащий и др. К собственно подтиповым относятся признаки, введенные в систему за счет понижения таксономического статуса некоторых бывших диагностических горизонтов [18].

В классификации почв России таксономический уровень рода (пятый уровень) выделяется по некоторым аналитическим показателям [8, 10], и не включен в полевую диагностику [14]. По наличию карбонатов, гипса, степени насыщенности основаниями есть по два рода [8, с. 266]; для солончаков и засоленных почв роды отражают химизм засоления [8, с. 267]. Представляется целесообразным вернуться к этой категории, используя опыт классификации почв СССР [8], а именно, в дополнение к указанным выше аналитическим показателям учитывать ясно различимые в профиле почвы морфологические особенности разного генезиса.

Предлагается на уровне рода выделять признаки, представляющие следующие группы свойств, процессов и явлений: неустойчивые лабильные особенности почвы с характерными временами в пределах первого десятка лет; признаки, унаследованные почвой от почвообразующей породы; антропогенные свойства, включая постагрогенные; частные проявления общего свойства и/или процессов [3]. К лабильным относятся различного рода корки (солевые, водорослевые), плотное переплетение почвенной массы корневыми системами (дернина), сохраняющееся под травянистым растительным покровом со значительным участием злаков, к породным – необычные тона окраски, свойственные почвообразующей породе и прослеживающиеся в почвенном профиле, к антропогенным – глинистые корки на поверхности пашни.

Как упоминалось выше, не все признаки, имеющиеся в классификации почв России, адекватны подтиповому уровню по содержанию и сохранности в профиле свойств, использованных в диагностическом критерии. Например, миграционно-карбонатный признак lc представляет лабильные формы карбонатов, исчезающие при увлажнении почвы; он отражает сезонную миграцию растворов и может быть идентифицирован только в летний период и не каждый год [1, 11].

Относительно устойчивые карбонатные новообразования (прожилки, трубочки, белоглазка, натечные бородки) являются обязательным элементом диагностики аккумулятивно-карбонатного горизонта BCA в различных почвах. Вместе с тем каждый вид новообразований имеет генетическую специфику и, соответственно, более узкий спектр сочетаний факторов почвообразования по сравнению с таковыми для диагностического горизонта BCA. Следовательно, вид карбонатного новообразования отражает модификации горизонта BCA, которые целесообразно учитывать на уровне подтипа почвы, что и принято для черноземов [8, 10, 14]. С другой стороны, карбонатные новообразования встречаются не только в черноземах, но и в других почвах, где они тоже имеют подтиповой статус, но не как модификации горизонта, а как вариант новообразований. Например, в темногумусовых щебнистых почвах под горностепными биоценозами вторичные карбонаты представлены натечными формами на обломках пород обычно в переходном к породе горизонте. Горизонт BCA отсутствует, тип почвы – темногумусовая, подтип – натечнокарбонатная.

Некоторые признаки отражают частные проявления более общего свойства, например, признак “криотурбированный” представлен тремя вариантами мерзлотных механических перемещений твердофазного материала, результаты которых целесообразно отнести на уровень рода: криосортированный, криоабрадированный и криостратифицированный [2]. Первый фиксирует сортиров-

Таблица 1. Список диагностических признаков разного таксономического уровня, имеющихся в классификации, измененных и новых

Признаки в верхней части почвенного профиля	
ao – Грубогумусированный	kp – Агрокорковый
h – Перегнойный	akl – С корково-подкорковым микропрофилем
dt – Деструктивно-торфяный	pb – Агроэродированный
ot – Оторфованный	agr – Агрогетерогенный
RAj – *стратифицированный светлый	tur – *Турбированный
RAy – *стратифицированный серый	d – Переуплотненный
RAu – *стратифицированный темный	ad – Агропереуплотненный
rh – Гумусово-стратифицированный	ae – Эолово-аккумулятивный
r – Стратифицированный	aq – Водно-аккумулятивный
rz – **Дернинный**	
Признаки разрушения и потери вещества	
e – Оподзоленный	ye – Языковатый
el – Элювиированный	yu – Темноязыковатый
ek – Контактно-осветленный	be – Останцовый
e-hf – С микропрофилем подзола	
Признаки миграции, сегрегации и аккумуляции (гидр)оксидов железа и гумусовых соединений в срединных и нижних горизонтах	
BH – Иллювиально-гумусовый	gr – Железисто-гранулированный
BF – Иллювиально-железистый	an – Охристый
f – Ожелезненный	g – Глееватый
ff – Псевдофибровый	q – Квазиглееватый
fn – *Оруденелый	ox – Оксиглееватый
nn – Конкреционно-отбеленный	**wox – Аэробно-водонасыщенный**
cf – Криогенно-ожелезненный	hi – Потечно-гумусовый
Признаки дифференциации, миграции, переорганизации минеральной массы срединных горизонтов	
i – Глинисто-иллювиированный	m – Метаморфизованный
iu – Темнокутанный	sn – Солонцеватый
td – Глинисто-дифференцированный	v – Слитизированный
tf – Глинофибровый	
Присутствие и формы педогенных карбонатов	
ca – *Карбонатный	dc – Диффузно-карбонатный
lc – Миграционно-карбонатный	ic – Натечно-карбонатный
nc – Сегрегационно-карбонатный	ml – *Мергелистый
Присутствие и формы аккумуляции гипса и легкорастворимых солей	
cs – Гипссодержащий	s – Засоленный
cs° – Гипссодержащий мучнистый	**ks – Солевая корка**
cs◊ – Гипссодержащий кристаллический	
Криогенные признаки	
⊥ – Мерзлотный	crm – Криометаморфизованный
@ – Криотурбированный. **Криосортированный. Криоабрадированный. Криостратифицированный**	**cro – Органо-надмерзлотно-аккумулятивный**
ocr – Криогомогенный	**tx – Тиксотропный**
Признаки природной и антропогенной эволюции/трансформации	
hh – Со вторым гумусовым горизонтом (ВГГ)	pr – Проградированный

Таблица 1. Окончание

pyr – Пирогенный. **Минеральный. Торфяный**	ur – Урбистратифицированный
pa – Постагрогенный	**urt – Урбиторфяный**
ad – Агропереуплотненный	x – Химически загрязненный
Породные признаки	
ok – Остаточно-карбонатный	u – Темноцветный
ocs – Остаточно-гипсовый	lb – Литобарьерный
lit – Литохромный. Красноцветный. Пестроцветный. Зеленоцветный	**sk – Скелетный**

Примечание. Без изменений, * измененные, **новые;** уровни: подтип, род.

ку мелкозема и щебня, например, каменные многоугольники или скопления обломков в профиле, второй – поверхность почвы пятна на деградированных бугорках пучения, третий – почву пятна, образованную излиянием жидкой почвенной массы на поверхность.

В итоге диагностические признаки на уровне рода, сохраняя свои аналитические критерии, могут характеризовать динамические ряды, механизмы процессов, частные или временные особенности почвенного профиля [3].

Введение новых признаков производится по разным причинам. Выше упоминались некоторые отсутствовавшие ранее признаки, связанные с радикальным предложением расширить категорию рода. В основном они предназначены для более подробного отражения подтиповых признаков. Для удобства изложения разделим вновь вводимые подтиповые признаки на две группы: признаки, связанные с изменением представлений о диагностических горизонтах и собственно новые признаки, вводимые для обозначения отсутствовавших свойств почв и явлений в предыдущих версиях классификации.

Признаки, связанные с диагностическими горизонтами. Во всех вариантах классификации часть подтиповых признаков выделены за неполное соответствие критериям диагностических горизонтов (например, глееватый, солонцеватый, метаморфизованный и др.). В предыдущей статье [18] обосновано понижение статуса 4 диагностических горизонтов до уровня признака.

Гидрогенные горизонты в классификации [8, 14], рудяковый и мергелистый, тесно связаны с глеевым или квазиглеевым диагностическими горизонтами, где они представляют собой, соответственно, интенсивную железистую или карбонатную пропитку или новообразования с высокой концентрацией вещества. Часто они встречаются в виде отдельных крупных морфонов или прослоек. Рудяковый горизонт часто содержит фрагменты сцементированных гумусово-марганцево-железистых конкреций (“рудяки” или “болотная руда”), мергелистый – интенсивную пропитку карбонатами кальция и магния (“луговой мергель”). Как горизонты эти образования редко используются в диагностике типа, и были переведены в соответствующие существующие подтиповые признаки *fn* и *ml*, расширив их объемы [18].

Производным от горизонта признаком является признак “x” – химически загрязненный, диагностируемый исключительно аналитически [8]. Горизонт “X” идентифицируется по превышениям ПДК, но сами ПДК не являются строго унифицированными, поскольку рассчитываются для разных компонентов биогеоценоза, по разным химическим элементам и соединениям, в том числе по радиационному загрязнению. Существуют и региональные ПДК для субъектов РФ. Такая неопределенность ограничивает его использование как диагностического критерия горизонта, не говоря даже о его неприемлемости в полевой диагностике. Исходя из приведенных соображений, горизонт “X” переведен в признак “x”, который может быть идентифицирован в любом горизонте почвы, находящейся в сфере влияния источника загрязнения, хотя почти все исследования по загрязнению почв ограничиваются анализом верхних горизонтов. Конкретные методы оценки пороговых значений ПДК и их выбора (отдельных загрязнителей или суммарного показателя) как диагностического критерия этого признака требуют разработки. В данный момент предполагается, что признак идентифицирует определенный уровень загрязнения, а его конкретные причины, то есть тип или группа загрязнителей, могут относиться к уровню рода по аналогии с ранее отмеченными аналитическими критериями рода для природных почв [8, 10].

Неоднородные горизонты средней части профиля общей мощностью более 40 см, представленные смесью фрагментов нескольких горизонтов исходной почвы, перемешанных механически, в предыдущих версиях КиДПР назывались турбированными TUR. Поскольку фрагменты исходных почвенных горизонтов остаются узнаваемыми, то есть не создается нового твердофазного материала с существенно иными свойствами,

предлагается перевести горизонт TUR в признак tur, и перемешивание горизонтов будет отражаться не на типовом, а на подтиповом уровне. Механизмы перемешивания могут быть как природными, в основном, зоогенными, так и антропогенными. Для механических нарушений исключительно верхних горизонтов сохраняется признак tr.

Признаки *модификаций диагностических горизонтов* не вызывали возражений в предыдущих вариантах КиДПР: горизонты-признаки BH и BF представляют подтипы иллювиально-гумусовых и иллювиально-железистых, соответственно, подзолов или подбуров [8, 10, 14]. Предлагается экстраполировать этот опыт и на некоторые другие горизонты и признаки.

В предыдущих версиях КиДПР [8, 10] солонцовый горизонт, имеющий буро-коричневую окраску, обозначался индексом BSN. В версии 2008 г. был дополнительно введен горизонт ASN – темносолонцовый, имеющий черную окраску граней структурных отдельностей [14]. Поскольку горизонты BSN и ASN отличаются цветом кутан, а по остальным диагностическим характеристикам одинаковы, предлагается использовать единый индекс SN, а черные солонцовые горизонты отличать с помощью нового дополнительного признака iu – темнокутанный, то есть SNiu (солонцовый темнокутанный)[1]. Присутствие горизонта SNiu в профиле позволяет выделить в разных типах солонцов темнокутанные подтипы. По свойствам они приблизительно соответствуют подтипам “черноземные” в разных типах солонцов классификации почв СССР [9]. В итоге солонцы с черными от гумусово-глинистых кутан солонцовыми горизонтами приобретают генетически ясное таксономическое положение подтипа.

Предлагается изменить статус стратифицированных горизонтов, различающихся характером аккумулируемого материала. В классификации почв России имеется 3 стратифицированных горизонта: RU, RY, RJ, представляющих собой намытые или навеянные толщи мощностью более 40 см, и состоящих, соответственно, из материала темно-, серо- или светлогумусового горизонтов. Обсуждение реального использования диагностических стратифицированных горизонтов показало, что целесообразнее перевести их на уровень признаков как модификации соответствующих горизонтов. В названии и индексе сохраняется указание на свойства аккумулированного материала: органо-минеральный материал перемещен (R), в основном, это материал гумусового горизонта (A), но с указанием преобладающего типа материала гумусового горизонта в названии, например, стратифицированный темногумусовый, и в индексе: RAu. При меньшей мощности стратифицированной толщи (5–40 см) выделяются аккумулятивно-субстратные признаки r – стратифицированный и rh – гумусово-стратифицированный без разделения последнего по гумусированности.

Добавление новых признаков, не связанных с изменением статуса или модификаций диагностических горизонтов. Количество диагностических признаков может быть большим, но ограниченным в соответствии со здравым смыслом. Предложения пользователей на сайте и в обсуждениях обычно ориентированы на введение новых признаков, а исключений, уже имеющихся в разных версиях классификации, не обнаружено. Напомним, что в отличие от предложений по введению диагностических горизонтов, создающих новые типы почв по правилам КиДПР, новые признаки легко вписываются в систему, не изменяя ее правил, и их может быть много. Однако, чтобы не усложнять классификацию, некоторые подтиповые признаки могут быть перемещены на уровень рода. Примерно таким же образом решается проблема организации большого объема информации без ее потерь в Международной классификации почв WRB, где 186 квалификаторов разнесены по 32 реферативным группам почв с соблюдением иерархии квалификаторов по предписанным правилам [20].

Квалификаторы WRB по содержанию близки диагностическим признакам КиДПР: “не дотягивающие” до горизонта или представляющие дополнительный для данной почвы горизонт (раньше не использованный в ключе), особые свойства (например, орнитогенный, сульфидный, новый) или материалы (отбеленный – Albic, озерный – Limnic), редко – собственно почвообразующие породы (табл. 2). При известной субъективности проведенной группировки квалификаторов, очевидно, что их наибольшая часть связана с горизонтами: критерий квалификатора формулируется просто: “имеет горизонт...” обычно в пределах верхнего метра. Горизонты используются потому, что они уже выполнили свою диагностическую функцию раньше в ключе, то есть не могут идентифицировать реферативную группу, но присутствуют в профиле и должны быть введены в название почвы. Другой вариант введения горизонтов в квалификаторы – модификации горизонтов: горизонт присутствует в профиле, но имеет какие-либо отклонения от “центрального образа”, содержащегося в определении в химическом составе, мощности, положении в профиле. Относительно мало квалификаторов представляют новообразования и свойства пород.

По мере поступления новой информации о почвах количество диагностических признаков возрастает в разных версиях классификации почв России: 35, 54, 64 соответственно в версиях 1997,

[1] Признак “темнокутанный” вводится по предложению С.В. Лойко для фиксации гумусово-глинистых кутан в срединных горизонтах.

Таблица 2. Диагностические признаки в отечественных и зарубежных классификациях

Классификация	Диагностические признаки					
	модификации горизонтов	недостаточность свойств* для выделения горизонта	новообразования	свойства пород	прочие	всего
КиДПР, 2004 [7]	2	18	16	3	20	58
КиДПР, 2008 [13]	4	20	17	3	19	63
WRB**, 2014 [20]		2	2	5	4	13
WRB***, 2014 [20]	30	46	11	27	72	186
Soil Taxonomy, 1999 [22]			5	12	10	27
Chinese Soil Taxonomy, 2001 [19]		7		10	8	25
Référenciel pédologique, 1995 [21]		26	16	5	186	233
Предлагается в КиДПР, 2021	5	20	21	8	23	77

* Для WRB в эту группу введены горизонты, которые не вошли в основное определение реферативной группы.
** В таблицу внесены сведения только о диагностических свойствах (diagnostic properties), перечисленных в главе 3 [20].
*** Подсчет проведен по списку квалификаторов [20, с. 111–130].

2004 и 2008 гг. и 77 в предлагаемой обновленной версии.

Главная причина введения новых диагностических признаков – выявление не вошедших в классификацию свойств почв, обнаруженных при ее использовании специалистами в разных регионах. Так, для сибирских текстурно-дифференцированных почв подтайги и южной тайги С.В. Лойко предложил признаки: *глинофибровый* и *темнокутанный* [12]. Сразу обратим внимание, оба признака имеют существенно более широкий ареал встречаемости, что определяет целесообразность их введения в классификацию.

В почвах Восточно-Сибирских тундр С.В. Губиным и А.В. Лупачевым изучено своеобразное явление накопления органических остатков в трещинно-полигональных комплексах, представленное признаком *органо-надмерзлотно-аккумулятивный* [6, 13].

В результате анализа литературных материалов и обсуждения свойств почв тундровых комплексов предложено ввести признаки, характеризующие генетически разные компоненты комплексов, называющиеся в общем виде почвами пятен [15]. Коррадированные почвы пятен пучения бугорковатых комплексов было предложено называть *криоабрадированными* (глееземы или абрадированные криоземы). Почвы, сформировавшиеся путем излияния субстрата на поверхность преимущественно в трещинно-полигональных комплексах, определены как *криостратифицированные*. К широко распространенным криогенным явлениям в щебнисто-мелкоземистых почвах относится мерзлотная сортировка твердой фазы по крупности частиц, как на склонах, так и на относительно ровной поверхности в виде каменных полос, колец – многоугольников, а также скопления обломочного материала в профиле почвы; эти явления обозначаются признаком *криосортированный* [2]. Для криогенных суглинистых почв предложен признак *тиксотропный*, который может быть обнаружен только при описании в натуре. Таксономическую иерархию криогенных признаков можно представить следующим образом. В качестве подтипового целесообразен признак *криотурбированный* (cr в [8] и @[2] [14]), остальные признаки могут использоваться на уровне рода, как временные, фиксирующие состояние почвы в момент наблюдения.

В почвах, содержащих новообразованный гипс, для почв Джизакской степени в Узбекистане выделяли особые гипсовые горизонты по преобладающим морфологическим его формам [19]. В настоящей версии классификации предлагается на уровне рода отмечать две заметно отличающиеся формы гипса, характеризующие условия его формирования: (1) мучнистые и (2) мелкокристаллические скопления и прожилки. Первые отражают кратковременные условия поступления растворов, насыщенных по гипсу, быстрое высыхание горизонта за счет потребления воды растениями или испарения и образование множества очень мелких кристаллов гипса, которые в скоплениях выглядят как белая мука. Образование мелкокристаллических форм гипсовых новообразований, хорошо различимых невооруженным глазом, обусловлено более длительным периодом нахождения горизонта в увлажненном состоянии за счет компенсации расхода воды ее постепенным притоком (обычно снизу от грунто-

[2] Предпочтительнее использовать индекс @.

вых вод или верховодки), что создает благоприятные условия для роста кристаллов гипса за счет поступающих ионов кальция и сульфатов.

К непостоянным признакам добавлены новые, отражающие состояния почв или неустойчивые во времени свойства: *аэробно-водонасыщенный* (*wox*): при влажности почвы выше наименьшей влагоемкости отсутствуют признаки оглеения (аналог квалификатора Oxyaquic в WRB), *с солевой коркой* (*ks*) в солончаках и солончаковых почвах, *агрокорковый* (*kp*) признак *с глинистой коркой* на поверхности пашни, *дернинный* (*rz*) в естественных и реградированных почвах или в сукцессионном ряду восстановления лесной растительности на вырубках и другие [7].

К диагностическим признакам рода относятся также частные характеристики и детали подтипового свойства почвы. Приведем примеры, связанные с почвообразующей породой, создающей особый облик и строение почвенного профиля: двучленные отложения, породы с особой окраской (красной, пестрой, черной или иной), которые в других случаях могут быть связаны и с педогенезом – рубефикацией, гумусонакоплением, оглеением и др. Отражением породных особенностей почвенных профилей являются имеющиеся в классификации признаки: *остаточно-карбонатный* (*ok*) [8, 14], *литобарьерный* (*lb*) [8] *темноцветный* (*u*) и *красноцветный* (*ro*) [14], которые служат для идентификации соответствующих подтипов почв. Предложено сохранить темноцветный признак для подтипа (например, для почв на шунгитах), а для хроматических почвообразующих пород: красных, зеленых, пятнистых красно-желто-белых, использовать подтиповой почвенный признак *литохромный* (*lit*) с разделением на роды по одному из этих цветов.

Особенность состава почвообразующих пород, существенно влияющая на свойства почв, учитывается на уровне подтипа для карбонатных пород остаточно-карбонатным признаком (*ok*) и новым *остаточно-гипсовым* (*ocs*)*;* каждый имеет по 2 породных рода: на плотных осадочных породах (известняк, доломит, гипс) и на рыхлых (дисперсные субстраты с карбонатной и гипсовой основой, например, карбонатная и гипсовая гажа).

К имевшимся породным подтиповым признакам добавлен признак *скелетный* (*sk*) при содержании скелета, превышающим половину объема материала горизонта.

Важным аспектом, определяющим таксономический уровень признака, является его положение в почвенном профиле: по мере смещения верхней границы признака в нижнюю часть почвенного профиля, влияние признака на развитие биоценоза и почвенные процессы верхней части профиля заметно уменьшается, что целесообразно отразить в классификации почв изменением его таксономического уровня. По этой причине один и тот же диагностический признак в зависимости от глубины его нахождения в профиле можно рассматривать на разных уровнях: подтипа и рода. В качестве условной границы целесообразно принять глубину появления признака в профиле 1 м. Тогда положение верхней границы признака в горизонтах на глубине от 0 до 1 м будет основанием для диагностики подтипа с одноименным признаку названием, а глубже – рода со сложносоставным названием из слова “глубоко-” и названия признака. Например, подтип глееватый и род глубокоглееватый, подтип слитизированный и род глубокослитизированный и др. Как известно, количественные критерии используются во всех отечественных классификациях на уровне вида, но в данном случае предлагается сделать исключение из этого правила в силу изложенных выше соображений. Кроме того, глубокое положение признака как бы приближает его к почвообразующей породе – одного из традиционных критериев рода.

Сравнение количества и соотношений диагностических признаков в наиболее известных в мире классификационных системах показало значительный разброс, как их общего количества, так и распределения по группам. При всей условности последнего очевидно, что доля признаков, производных от горизонтов, выше всего в отечественных системах и в международной в варианте подсчета квалификаторов. Для КиДПР также характерны модификации горизонтов как подтиповые признаки. Признаки, связанные со свойствами пород, составляют почти половину в американской [22] и китайской [19] системах, в предлагаемом варианте КиДПР их количество также увеличилось по сравнению с существующими версиями.

По общему количеству признаков резко выделяется французская система [21], где признаки не имеют жестких критериев и представляют разнообразные явления: состав глинистых минералов, свойства поглощающего комплекса, формы рельефа и генезис отложений, климат, разнообразные антропогенные воздействия, включая виды землепользования. Среди них близкими к российской системе оказываются признаки, отражающие почвообразующие процессы, например, педоморфный признак – приобретение почвообразующими породами облика почвенных горизонтов, соответствующий метаморфическому, признаки, отражающие иллювиирование глины и характеристики текстурного горизонта.

Корректировка определений диагностических признаков, как и создание новых определений, ориентированы на уточнение критериев диагностики и возможно более ясного отделения от показателей, идентифицирующих горизонты. Последнее особенно важно для признаков, отража-

ющих менее выраженную степень проявления процессов почвообразования, по сравнению с диагностическими горизонтами (грубогумусированные, солонцеватые, глееватые); вводятся количественные показатели, главным образом, в отношении мощности горизонтов и обилия важных характеристик. Например, полное покрытие кутанами всех агрегатов в солонцовом горизонте SN и частичное покрытие кутанами некоторых агрегатов в солонцеватом горизонте – признак sn. Они проведены с учетом новой информации о свойствах почв, особенно агрогенных и городских. Диагностические элементы для городских почв вводились по материалам коллективного обсуждения [16].

Определения диагностических признаков кратки, в отличие от определений горизонтов, и в большинстве случаев завершаются указанием таксономического статуса признака – идентификация подтипа или рода.

Порядок перечисления признаков в классификации в целом соответствует их группировке, но не является строгим, исходя из огромного разнообразия почв и строения почвенных профилей. Более существенны *правила локализации* признаков в профиле почвы и *последовательность написания* признаков в формуле профиля[3]. Наиболее обычным вариантом представления признаков является их добавление к названиям диагностических горизонтов, следовательно, написание индекса признака латиницей строчными буквами после индекса горизонта в виде заглавных букв. Однако возможно добавление признаков к почвообразующей или подстилающей породе, а также к недиагностическим горизонтам: переходным или вариантам диагностических горизонтов. В случаях с породами такими признаками бывают признаки оглеения, засоления, карбонатности; к недиагностическим горизонтам добавляют самые разные признаки [6]. Независимость помещения признаков в любую часть профиля особенно важна для почв с короткими простыми профилями – стволов первичного почвообразования и синлитогенного.

Индексы признаков в формулах профилей почв. При наличии нескольких признаков рекомендуется придерживаться следующих правил написания их индексов. Индексы пишутся справа от индекса горизонта через запятую без пробелов, и желательно не больше 5–7 индексов; сначала даются индексы подтипов, потом – индексы рода. Перечень подтиповых индексов начинается с “процессных”, наиболее близких генезису горизонта, затем – индексы других (налагающихся) процессов, после чего – индексы, имеющиеся в вышележащих горизонтах. Последние позиции в подтиповом ряду могут занимать эволюционные и породные признаки.

Примеры индексации признаков в формуле профиля:

Криозем серогумусовый грубогумусированный глееватый: **O**–**AY**ao–ABg–**CR**g[4].

Подзолистая грубогумусированная глееватая почва с микропрофилем подзола: **O**ao–**EL**e-hf–(**EL**)–**BEL**– **BT**g–C.

Темно-серая элювиированная глееватая со вторым гумусовым горизонтом: **AU**–**AU**el–**AU**el,hh–**BEL**g–**BT**g–C.

Агрочернозем мицелярный глубококвазиглееватый: **PN**–**AU**–ABca–Bca–**BCA**mc–BCca,q–Cca,q.

Солонец квазиглееватый сегрегационный гипссодержащий: **SEL**–**SN**q–Bca,q–**BCA**nc,q,cs–BCca,q,cs–Cca,q,cs.

Почвообразующие, подстилающие породы и субстраты. По существу, в классификации почвообразующим породам уделено много внимания, формально разделение по породам и их соотношению с почвообразованием происходит на высшем таксономическом уровне стволов; детализация свойств пород представлена на последнем уровне; выделение многих горизонтов и признаков осуществлено “на фоне” почвообразующих пород.

Однако в описании блоков системы КиДПР породы скрыты под весьма неудачным туманным заголовком “Некоторые обозначения, используемые в формулах профиля типов и подтипов почв” [8, 10, 14], и количество их, на наш взгляд, недостаточно.

Предлагается выделить раздел классификации “Почвообразующие породы и субстраты”, на таком же уровне как диагностические горизонты и диагностические признаки и дополнить его необходимой информацией.

Помимо рыхлой почвообразующей (C) и подстилающей (D) пород, коры выветривания (CLM), органогенной (TT) и плотной породы (R), имеющихся в “Полевом определителе...”, предлагается ввести в раздел следующие объекты с краткими определениями:

• плотная подстилающая порода (RD), которая имеет иные свойства, прежде всего, состав и сложение, и сменяет почвообразующую породу, рыхлую или плотную;

• плотная карбонатная порода: известняки и доломиты (RCA);

• дисперсная карбонатная (более 20–30%) порода (CCA);

• плотный гипс (RCS);

[3] Оба правила находятся в процессе формулирования, но их необходимость очевидна по большому количеству вопросов специалистов и необходимости их определенности для баз данных.

[4] Полужирным шрифтом в формуле профиля выделены индексы горизонтов, диагностирующих тип почвы.

• гипсоносная (более 20–30%) мелкокристаллическая дисперсная порода (CCS);

• лед (ICE);

• многолетнемерзлая порода (PMF);

• высокотемпературные рыхлые породы (>40–50°C) в зоне влияния гидротермальных источников (C°);

• культурный слой (KC)[5];

• техногенные субстраты разной природы и свойств, на которых формируются почвы (ТГ);

• техногенные поверхностные образования разного происхождения (ТПО) по [8, 14];

• в определение “Аллювиальные слоистые отложения” добавить “озерные и приморские” с индексом ≈.

Некоторые из перечисленных субстратов могут разделяться по своим свойствам на более низком уровне аналогичном уровню разряда для почв. Так, разделение ТПО сделано Тонконоговым [8, 14], техногенные субстраты частично разделялись на группы Прокофьевой с соавт. [16], многолетнемерзлые породы и температурные субстраты могут иметь дифференцирующие их температурные показатели. Условные обозначения для отражения генезиса и некоторых свойств пород дополнены пунктом: грубообломочные отложения с малым содержанием мелкозема (C^{Δ}), характерные для арктических и горных территорий [5]. В разделе также перечислены 14 показателей для идентификации литологической неоднородности – смены пород.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Несмотря на видимую ясность таксономической функции и содержания диагностических (ранее генетических) признаков в классификации почв России, успешно и широко используемых, предложен ряд дополнений и уточнений по сравнению с последним вариантом классификации – “Полевым определителем...” [14]. Именно признаки, их состав, содержание и представление в разных изданиях классификации, изменяются больше других ее элементов. В статье сформулированы дополнения к имеющемуся в “Полевом определителе...” вводному разделу о признаках как модификациях диагностических горизонтов и подходах к их выделению [14, с. 59]. Как показывает опыт, категория “малые горизонты” оказалась неудачной, не используется и была исключена. Сама категория признаков была переименована из “генетических” в “диагностические”, что точнее отражает их статус.

В результате проведенного критического анализа раздела классификации, посвященного диагностическим признакам, приняты решения в отношении их состава, таксономического положения, формулировок определений и формы представления в полевых описаниях и названиях почв.

Количество признаков увеличилось за счет введения новых, обнаруженных в ходе исследований последнего времени или ранее не учтенных в классификации. Несколько признаков стали результатом “разукрупнения” диагностических горизонтов.

Среди вновь введенных и частично среди прежних признаков имеются признаки, отражающие состояние почвы на момент наблюдения, которое может не быть постоянным, и таксономическая функция признака в таком случае понижается: признак используется на уровне рода. Время существования таких признаков, как правило, составляет первые годы, и даже сезоны года, или достигает нескольких десятков лет. Возврат к категории рода вызвал необходимость расширения критериев ее выделения. Они включают уже имеющиеся в версии 2004 г. аналитические показатели, свойства почв, связанные с особенностями почвообразующих пород, разные детали проявления почвенных процессов, например, в криоземах.

Корректировка определений диагностических признаков незначительна и ориентирована на возможно более ясное отделение от диагностических горизонтов, для чего уточнены и добавлены количественные показатели, главным образом, в отношении мощности горизонтов и обилия характеристик.

Формальные аспекты представления признаков – их индексация в профиле и порядок написания в формулах подтипов почв не рассматривались в предыдущих версиях классификации. Идентификация и локализация признаков в профиле (в том числе в недиагностических горизонтах) обсуждались в статье, опубликованной в журнале в 2013 г. [4]. Они предполагают максимально подробное отражение свойств почв. При написании формулы профиля приходится сокращать число индексов до 2–4 на горизонт, оставляя наиболее ясно выраженные и имеющие наибольшее таксономическое значение; в полевых описаниях почв ограничения могут не быть жесткими.

Расширен список почвообразующих и подстилающих пород и субстратов, определяющих особенности почвообразования.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы выражают благодарность С.В. Горячкину, С.В. Губину, А.П. Жидкину, С.В. Лойко, А.В. Лупачеву за советы и обсуждение.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках темы НИР № 1.4 Географического ф-та МГУ им. М.В. Ломоносова “При-

[5] Определение КС дано по [16].

родные и антропогенные изменения ландшафтно-геохимических и почвенных систем" и при поддержке Российской Федерации (соглашение с Минобрнауки РФ № 075-15-2020-805 от 02 октября 2020 г.).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Авдеева Т.Н., Маркина Л.Г.* Эволюция пахотных черноземов Курской области // Почвоведение: аспекты, проблемы, решения. Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 2003. С. 72–76.
2. *Ананко Т.В., Герасимова М.И., Конюшков Д.Е.* Арктические и тундровые почвы на новой цифровой почвенной карте России масштаба 1 : 2.5 млн // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. Вып. 101. С. 46–75. https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-46-75
3. *Герасимова М.И.* Нужен ли уровень рода в классификации почв России? // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2018. Вып. 95. С. 90–98. https://doi.org/10.19047/0136-1694-2018-95-90-98
4. *Герасимова М.И., Лебедева И.И., Хитров Н.Б.* Индексация почвенных горизонтов: состояние вопроса, проблемы и предложения // Почвоведение. 2013. № 5. С. 627–639. https://doi.org/10.7868/S0032180X13050031
5. *Горячкин С.В.* Почвенный покров Севера (структура, генезис, экология, эволюция). М.: ГЕОС, 2010. 414 с.
6. *Губин С.В., Лупачев А.В.* Роль пятнообразования в формировании и развитии криоземов приморских низменностей севера Якутии // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1283–1295. https://doi.org/10.7868/S0032180X17110077
7. *Исаченкова Л.Б.* Изменение свойств дерново-подзолистых почв в сукцессионных рядах восстановления широколиственно-хвойных лесов (на примере юго-западного Подмосковья). Автореф. дис. ... канд. геогр. н. М., 2007. 24 с.
8. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 341 с.
9. Классификации и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
10. Классификация почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1997. 231 с.
11. *Лойко С.В.* Закономерности формирования почвенного покрова предгорных ландшафтов Томь-Яйского междуречья. Автореф. дис. ... канд. биол. н. Томск, 2012. 22 с.
12. *Лупачев А.В., Губин С.В.* Органогенные надмерзлотно-аккумулятивные горизонты криоземов тундр севера Якутии // Почвоведение. 2012. № 1. С. 57–68.
13. *Лебедева И.И., Овечкин С.В.* Карбонатный профиль восточно-европейских черноземов // Почвоведение: аспекты, проблемы, решения. Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 2003. С. 34–54.
14. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
15. Почвенная карта РСФСР масштаба 1 : 2.5 млн / Под ред. В.М. Фридланда. М.: ГУГК, 1988.16 л.
16. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е.* Включение городских почв и почвоподобных образований в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164. https://doi.org/10.7868/S0032180X14100104
17. *Сычева С.А., Леонова Н.Б., Пустовойтов К.Е., Седов С.Н., Чичагова О.А.* Культурные слои как память об антропогенном почвообразовании и седиментогенезе // Память почв: Почва как память биосферно-геосферно-антропосферных взаимодействий. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. С. 651–674.
18. *Хитров Н.Б., Герасимова М.И.* Диагностические горизонты в классификации почв России: версия 2021 г. // Почвоведение. 2021. № 8. С. 899–910. https://doi.org/10.31857/S0032180X21080098
19. *Ямнова И.А., Панкова Е.И.* Гипсовые новообразования и формирующие их почвообразовательные процессы // Почвоведение. 2013. № 12. С. 1423–1436. https://doi.org/10.7868/S0032180X13120125
20. Chinese Soil Taxonomy. Beijing-N.Y., Sc. Press, 2001. 203 p.
21. *IUSS Working Group WRB.* 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome.
22. Référenciel pédologique. Paris: INRA, 1995. Перевод с франц.: Почвенный справочник. Смоленск: Ойкумена, 2000. 288 с.
23. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Agric. Handbook 436. Washington, DC: USDA, NRCS, 1999. 871 p.

Diagnostic Properties and Soil Forming Materials in the Classification System of Russian Soils

N. B. Khitrov[1, *] and M. I. Gerasimova[1, 2]

[1] Dokuchaev Soil Science Institute, Moscow, 119017 Russia

[2] Faculty of Geography, Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia

**e-mail: khitrovnb@gmail.com*

As part of updating the classification system of soils of Russia, analysis and revision were performed for its three diagnostic elements – horizons, properties and materials – as they are in the versions of 2004 and 2008: "Classification and Diagnostics of Soils of Russia" and "Field Guide for Russian Soils". Our paper

on the proposed changes in the composition, definitions and indexing of diagnostic horizons was submitted to this journal (No. 8, 2021), and the paper on diagnostic properties is its continuation. Unlike the descriptions of horizons, the scheme for describing diagnostic properties (qualifiers) has been preserved the same, although some criteria for their identification have been clarified, 20 new qualifiers have been introduced; some definitions and the indices have been improved. New was the approach to diagnostic properties-qualifiers in terms of their taxonomic functions: they were specified for the levels of subtype and genus. The open character of the system allows the expansion of the number of qualifiers if required, as well as the removal of restrictions on their confinement to certain soil types, which was one of the frequent suggestions of users. It is proposed to introduce a special section in the classification system: "Soil-forming rocks and substrates", to formulate brief definitions of each one there, and to introduce human-affected and artificial materials. As in the case of the diagnostic horizons, the proposals are based on extensive material – field data, publications, discussion with colleagues, and addressing to the international soil classification. An updated list of qualifiers is attached.

Keywords: soil diagnostics, genetic groups of properties, taxonomic level of properties

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 15–24

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.44

ДИАГНОСТИКА ВУЛКАНИЧЕСКИХ ПОЧВ В РАЗЛИЧНЫХ КЛАССИФИКАЦИОННЫХ СИСТЕМАХ (ОБЗОР)[1]

© 2022 г. М. Т. Казинский[a], И. Н. Семенков[a], *

[a] *МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия*

******e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

Поступила в редакцию 15.03.2021 г.
После доработки 06.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Рассмотрены и обобщены подходы к выделению вулканических почв в классификациях России, США, Новой Зеландии и FAO-WRB. В классификации почв России диагностическим критерием полнопрофильных вулканических почв является специфичный горизонт BAN с плотностью менее 1 г/см^3, внутренней псевдотиксотропией, икряной структурой, высоким содержанием оксалаторастворимых Al (10–15%), Fe (2–6%) и Si (4–7%), а также гумуса. В системах WRB (Andosols) и Soil Taxonomy (Andisols) вулканические почвы диагностируют по наличию высокого содержания аллофанов и/или органо-минеральных комплексов Al и Fe – так называемых плохо упорядоченных веществ, а также низкой плотности (менее 0.9 г/см^3) и высокой фиксации фосфора. В Новозеландской классификации к вулканическим (на самом высоком иерархическом уровне – аллофановым и пемзовым – Allophanic и Pumice Soils) относят почвы, сформированные на изверженных породах с низкой плотностью, высоким содержанием вулканического песка и крупнозема и высокой фиксацией фосфора. Надежная диагностика вулканических почв в полевых условиях возможна в классификациях России и Новой Зеландии. В подходах WRB и Soil Taxonomy обязательна уточняющая лабораторная диагностика. Прямая корреляция названий вулканических почв возможна лишь на высоком иерархическом уровне: из новозеландских почвенных порядков и подпорядков и российских отделов и типов в реферативную почвенную группу Andosols по WRB и почвенную группу Andisols по Soil Taxonomy и между двумя последними. Хотя для надежности необходимо обладать морфологическими описаниями конкретных профилей и результатами аналитических исследований из-за различий в применяемых пороговых значениях. Для адекватного перевода названий почв из одной классификационной системы в другую, как правило, необходимо обращаться к их морфологическим и химическим свойствам.

Ключевые слова: вулканические почвы, Andosols, аллофаны, тефра, пирокластический материал, выветривание, Камчатка, диагностика почв

DOI: 10.31857/S0032180X22010075

ВВЕДЕНИЕ

Поступающие на поверхность почвы рыхлый пирокластический материал и другие продукты вулканической деятельности формируют слои мощностью от долей до десятков сантиметров. В результате циклических погребений почв образуется сложный слоистый полигенетический профиль, состоящий из нескольких наложенных друг на друга элементарных профилей. Таким образом, в районах современной вулканической активности выделяется еще один фактор почвообразования – вулканическая деятельность [17] и существуют предпосылки для диагностики вулканических почв на основе наличия собственно вулканического материала в профиле или специфичных свойств. Однако в российской классификации [10] диагностические критерии выделения отдела вулканических почв по горизонту BAN пока слабо проработаны.

Почвы, сформированные под влиянием вулканической деятельности, занимают более 11000 км^2 поверхности суши [16, 22]. Несмотря на развитие в условиях от полярного до экваториального климата, во многих классификациях почв их выделяют как отдельную группу на наивысшем иерархическом уровне, что отражает высокую степень самобытности. Например, в классификации почв России [10] отдел вулканических почв характеризуется большим таксономическим расстоянием от других почвенных отделов даже внутри ствола синлитогенного почвообразования [18].

[1] К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизированных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22010075.

В российской классификации [9, 15] вулканические почвы выделяют на уровне одноименного отдела внутри ствола постлитогенного почвообразования, а также двух типов (слоисто-пепловых почв) отдела слаборазвитых. Кроме того, среди подбуров и подзолов выделяют охристые подтипы по яркой окраске железисто-гумусовых пленок, покрывающих поверхности минеральных зерен и агрегатов, и высокому содержанию гумуса (2–5%) и аморфных оксидов Fe (1.5–3%) и Al (2–6%) в срединном горизонте, формирующемся на продуктах выветривания, содержащих вулканическое стекло.

Термин “Andosols”, широко используемый в зарубежных классификациях, восходит к японскому сочетанию “темная почва”, так как самобытность почв на вулканических породах впервые была показана японскими специалистами [31, 35]. Однако современная японская классификация почв базируется на американских подходах [31], поэтому в настоящем обзоре мы ее не рассматриваем. В американской Soil Taxonomy [29, 36] почвы на вулканическом субстрате выделяют в ранге порядка (Soil Orders) как Andisols и подгрупп (Subgroups) Vitri(xer)andic внутри больших групп (Great Groups) 5 из 12 порядков: Alfisols, Aridisols, Gelisols, Inceptisols, Mollisols. Таким образом, по Soil Taxonomy лишь в Histosols, Oxisols, Spodosols, Ultisols и Vertisols не предполагается значимого влияния вулканического материала на свойства почв. Подгруппу Vitrandic выделяют в случаях наличия в почве одного или нескольких горизонтов мощностью более 18 см в верхней (до 75 см) части профиля, удовлетворяющих хотя бы одному критерию: 1 – содержание более 66% крупнозема, образующего >35% объема почвы и состоящего из вулканического пепла (cinders), пемзы или пемзоподобных фрагментов; 2 – фракция частиц диаметром 0.02–2 мм составляет ≥30% мелкозема, состоит на ≥5% из вулканического стекла при повышенном[2] содержании оксалаторастворимых Al и Fe. То есть почвы подгруппы Vitrandic формируются на хорошо выветрелом вулканическом материале. Почвы подгруппы Vitrixerandic формируются в более сухих условиях, нежели Vitrandic: весь их профиль остается сухим на протяжении ≥3/4 времени года (нормального по гидротермическим условиям), когда температура почвы на глубине 50 см составляет ≥5°C, а влажностной режим (soil moisture regime) соответствует нижней границе xeric.

В WRB [16] Andosols выделяют как десятую реферативную почвенную группу (**РПГ**). Как один из главных квалификаторов Andic и Vitric есть в Histosols и Podzols (один из нижних квалификаторов, то есть в названии почвы будет стоять далеко от названия РПГ), а также в Cambisols (один из средних квалификаторов). Квалификатор Tephric как главный рекомендован для Histosols, Regosols, Arenosols и Cambisols (табл. S1). Все 3 упомянутых квалификатора используются как дополнительные в половине РПГ.

В новозеландской классификации [26] вулканическим почвам соответствуют порядки Аллофановых[3] (Allophanic) и Пемзовых почв (Pumice) из 15-ти таксономических единиц наивысшего уровня. Кроме того, среди оставшихся 13-ти почвенных порядков выделяют подпорядок Tephric среди порядков Recent и Raw Soils, группу Allophanic и Vertic внутри Brown и Melanic Soils соответственно, а также Mafic среди порядков Brown и Melanic Soils. Последние почвы развиваются преимущественно на слабовыветрелых и реже средне- и сильновыветрелых эффузивных породах основного состава (обломки мафических минералов занимают ≥5% объема почвы).

Цель работы – сравнительный анализ диагностики и классификации вулканических почв. Мы сфокусировались на классификациях почв России, FAO-WRB, США и Новой Зеландии, где реализованы наиболее сильно отличающиеся подходы к выделению вулканических почв. Почвы, переходные к вулканическим или с признаками, отражающими формирование на эффузивном материале, в настоящем обзоре детально не рассмотрены, так как основное внимание посвящено признакам, наиболее ярко проявляющимся в центральном образе – наиболее развитых вулканических почвах.

ВУЛКАНИЧЕСКИЕ ПОЧВЫ В РОССИЙСКОЙ КЛАССИФИКАЦИИ

В российском почвоведении вулканические почвы впервые включили в общую классификационную схему в 1997 г. [9], хотя на картах Камчатки и Курил их отображали существенно раньше. Вулканические почвы образуются в условиях активной вулканической деятельности с выбросами пеплового материала и диагностируются в классификации [15] по наличию серии погребенных профилей. Для разделения на более низком иерархическом уровне используется соотношение интенсивности пеплопадов и почвообразования [17] (рис. S1).

При интенсивных пеплопадах пирокластические породы не успевают преобразовываться, из-за чего непосредственно под органогенным горизонтом находится почвообразующая порода. В зоне умеренных пеплопадов скорость почвообразования и поступление свежего материала сопоставимы, поэтому в почвенном профиле можно

[2] Показатель (60 × (Alox + 1/2Feox) + содержание вулканического стекла) ≥ 30%.

[3] При наличии однозначного русскоязычного эквивалента по тексту используется только русский термин, написанный с заглавной буквы.

выделить и генетические горизонты, и серию погребенных профилей. При слабых пеплопадах вулканическая деятельность влияет только на минеральный состав твердой фазы; слоистость и погребенные органогенные горизонты слабо заметны или отсутствуют вовсе. Наконец, при небольшом количестве поступающих пепловых частиц прослеживаются лишь отдельные признаки, свойственные вулканическим почвам.

Диагностический критерий выделения вулканических почв – наличие срединного охристого горизонта BAN [10] с хорошо выраженной икряной структурой [15]. Кроме того, всем почвам данного отдела свойственны слоистость и полигенетичность профиля, высокое содержание органического вещества, особая минералогия илистой фракции (преобладание легко выветривающихся минералов и обилие аморфных минералов, например, аллофана) и состав органо-минеральных соединений, специфические водно-физические свойства (высокая внутри- и межагрегатная пористость, провальная фильтрация и одновременно высокая водоудерживающая способность). Почвы имеют легкий гранулометрический состав, низкую емкость поглощения из-за преобладания аморфных минералов, (слабо)кислую реакцию среды и ненасыщенный основаниями поглощающий комплекс (табл. S2, S3).

Отдел вулканических почв по верхнему горизонту делят на 4 типа [10]: охристые с системой горизонтов AO–BH–BAN–C–{ABC}, перегнойно-охристые H–BAN–C–{ABC}, охристо-подзолистые AO–E–BH–BAN–C–{ABC} и агроохристые P–BAN–C–{ABC}.

ANDOSOLS В КЛАССИФИКАЦИИ WRB

Andosols распространены во всех климатических (кроме гипераридного) и геоморфологических условиях, формируются под воздействием кислотного выветривания на эффузивных породах, богатых вулканическим стеклом (пеплы, туфы, пемзы, вулканические шлаки и др.), или на других силикатных породах. Andosols среди остальных РПГ выделяются наличием существенного количества аллофана в составе илистой фракции или алюмо-гумусовых комплексов, а также как минимум одного горизонта, имеющего свойство andic или vitric (табл. S4) [16]. Andosols с горизонтом vitric формируются на территориях распространения современного вулканизма в условиях умеренного и субарктического климата, а с горизонтом andic – в более теплом климате, способствующем интенсификации выветривания.

Также в WRB предусмотрены специфичные квалификаторы, используемые только при диагностике Andosolos – Hydric и Eutrosilic (главные квалификаторы), и Acroxic и Melanic (дополнительные квалификаторы).

Материал и квалификатор tephric. При отсутствии активного выветривания изверженного материала диагностируют материал tephric, состоящий из слабовыветрелых продуктов вулканических извержений (пеплы, лапилли, пемза, ноздреватые пемзоподобные и пористые пирокластические обломки, включая вулканические бомбы), либо из переотложенной и измененной тефры в смеси с материалом иного происхождения, например, вулканогенного лёсса, песка или аллювия. Во фракции 0.02–2 мм такого материала содержится ≥30% от общего числа зерен вулканического стекла, сцементированных стеклом агрегатов и покрытых стеклом первичных минералов.

Квалификатор Tephric присваивают почве, если материал tephric мощностью ≥30 см (≥10 см в случае непосредственного подстилания плотной породой, техногенным, сцементированным или затвердевшим материалом) появляется с глубины ≤50 см.

Свойство, горизонт и квалификатор vitric. Материал со свойством vitric содержит много вулканического стекла и других вулканогенных первичных минералов при малой доле аллофана и удержании фосфатов и удовлетворяет трем условиям (табл. S5).

Горизонт со свойствами vitric может содержать большое количество органического вещества, располагаться на поверхности почвы или перекрываться свежими пирокластическими отложениями и соответствует фазе первичного выветривания пирокластических пород, обычно формируясь непосредственно из свежей вулканической тефры – материала tephric. По интенсивности педогенного преобразования субстрата можно выстроить следующий ряд материалов: tephric → со свойством vitric → со свойством andic (рис. S2).

Квалификатор Vitric (как и Andic) присваивают почве, если материал vitric или andic мощностью ≥30 см (для Cambisols и Andosols ≥15 см) встречается на глубине до 100 см.

Свойство и квалификатор andic. Свойство andic связано с умеренной интенсивностью выветривания материнских пирокластических отложений и наличием слабо окристаллизованных минералов и металлоорганических комплексов. Горизонты со свойствами andic обычно богаты органическим веществом ($C_{орг} > 5\%$), темноокрашены (насыщенность и светлота влажной почвы не более 3 по цветовой системе Манселла), имеют порошистую (рыхлую – fluffy) макроструктуру, рыхлое сложение и относительно тяжелый гранулометрический состав (не легче пылеватого суглинка). Свойство andic диагностируют аналитически по выполнению трех условий (табл. S6) с рекомендацией использования при полевой диагностике теста с NaF [24]:

Выделяют 2 основных варианта свойств andic [16]: silandic – материал с преобладанием аллофанов, слабокислой и нейтральной средой и светлой окраской и aluandic – материал с преобладанием алюмо-органических комплексов (плохо упорядоченных веществ), сильнокислой средой и темной окраской вещества, а также переходный – alusilandic (табл. S5).

Свойство andic неспецифично для Andosols и может встречаться в почвах влажного прохладного и умеренно теплого климата на силикатных отложениях, например, Podzols.

ANDISOLS B SOIL TAXONOMY

В Soil Taxonomy Andisols выделяют как почвы, формирующиеся на изверженных вулканических породах в различных климатических условиях. Кроме того, Andisols могут образоваться на невулканическом субстрате при появлении аморфных минералов в результате выветривания первичных алюмосиликатов [36].

Andisols диагностируют, если более 60% верхней части почвы (до 60 см) имеет свойство andic[4], начиная с верхнего минерального или органического горизонтов при условии отсутствия плотной породы (densic, lithic, or paralithic contact) или подстилания горизонтом duripan или petrocalcic[5] [29]. Если данные почвы нарушены культивированием, то они должны иметь свойство andic хотя бы в 36 см ниже антропогенно-измененных горизонтов. В случае слоистости почвы Andisols выделяют, если суммарная мощность горизонтов, имеющих свойство andic не меньше 36 см в верхних 60 см почвы [36].

Свойство andic характерно для слабовыветрелых почв с высоким содержанием вулканического стекла или средневыветрелых почв, богатых слабоупорядоченными или окристаллизованными (short-range-order or poorly crystalline) продуктами выветривания и меньшим количеством остатков стекла [27], и диагностируют, если содержание $C_{орг} \le 25\%$ и выполняется один или оба критерия 1 и 2 (табл. S7; рис. S3).

Большинство подпорядков Andisols (Aquands, Gelands, Cryands, Torrands, Xerands и Ustands) выделяют по гидротермическим характеристикам. Vitrands и Udands диагностируют по водоудерживающей способности, которая при 1500 кПа должна быть соответственно ≤15 и 30% в воздушно-сухих и невысушенных образцах на протяжении ≥60% мощности слоя со свойствами andic: верхнего 60 см или менее мощного при залегании на горизонте duripan или petrocalcic или плотной породе (densic, lithic или paralithic contact). Udands диагностируют по остаточному принципу среди Andisols.

Формирующиеся под травянистой или лесной растительностью *Aquands* диагностируют по режиму aquic, при котором почвы насыщены водой в течение длительного времени, не указанного в классификации, имеют глеевую обстановку и температуру выше 5°C. Aquands диагностируют по наличию торфяного горизонта или темноокрашенного гумусового горизонта и устойчивому оглеению [29].

Gelands и *Cryands* выделяют по режиму gelic (среднегодовая температура почвы на глубине 50 см < 0°C) и cryic (среднегодовая температура почвы на глубине 50 см 0–8 и 0–6°C в минеральных и органогенных почвах, а летняя находится в диапазоне 0–13°C (табл. S8) при отсутствии в профиле многолетнемерзлых пород). Gelands распространены на территориях с континентальным климатом с высокой годовой амплитудой температур и отсутствием многолетней мерзлоты. Широко распространенные Cryands хорошо дренированы, промерзают и формируются на позднеплейстоценовых или голоценовых отложениях (в США) обычно под хвойными лесами в северном полушарии севернее 49 параллели и в горах южного полушария [29].

Udands, *Ustands*, *Xerands* и *Torrands* с соответствующими режимами udic, ustic, xeric и aridic (torric) отличаются по длительности периода полного иссушения почвенного профиля (табл. S9).

Torrands имеют ограниченное распространение (в западной части Северной Америки и на островах Тихого океана) под травянистой или кустарниковой растительностью на позднеплейстоценовых и голоценовых отложениях. В США Xerands формируются в условиях средиземноморского климата на позднеплейстоценовых и голоценовых отложениях. Образующиеся под различной растительностью (травянистой, кустарниковой, реже – древесной) Ustands в условиях семигумидного и семиаридного климата распространены в Мексике, западной части Северной Америки (на позднеплейстоценовых и голоценовых отложениях), островах Тихого океана и Восточной Африке [29].

Vitrands как молодые почвы, в основном сформированные на грубых голоценовых отложениях, распространены вблизи вулканов (в США под хвойными лесами). Udands образуются под лесами в условиях влажного климата на позднеплейстоценовых и голоценовых отложениях в пределах Тихоокеанского вулканического огненного кольца (the Pacific Rim) [29].

[4] Критерии для выделения свойства andic отличаются в WRB и Soil Taxonomy.

[5] При близком подстилании плотной породой (densic, lithic, or paralithic contact) или горизонтом duripan или petrocalcic 60-сантиметровая мощность субстрата со свойствами andic не имеет диагностической важности.

ПОЧВЫ НА ВУЛКАНИЧЕСКОМ МАТЕРИАЛЕ В НОВОЗЕЛАНДСКОЙ КЛАССИФИКАЦИИ ПОЧВ

В новозеландской классификации [26], во многом коррелирующей с Soil Taxonomy, материал вулканических почв разделяют на 3 вида: тефровый (tephric), витриковый (vitric) и аллофановый (allophanic).

Материал *tephric* [25] состоит из свежего пирокластического вещества либо преобразованного или смешанного с другим (тефровый лёсс, песок и т. д.). Как правило, в его песчаной фракции из андезитового и риолитового источника содержится ≥10 и 40% вулканического стекла соответственно.

Материал *vitric* [32] диагностируется, если выполняется одно из условий:

1. Содержит более 35% крупнозема (>2 мм), в котором на долю пемзы и шлаков приходится >60%;

2. В гранулометрическом составе доля песчаной фракции >40%, из которой более 30% составляет вулканическое стекло или кристаллы, покрытые им [23].

Материал *allophanic* имеет плотность при полевой влажности <0.9 г/см^3 и соответствует одному из двух критериев, удовлетворяя всем критериям материала vitric:

1. Свежий образец (очень) низкопрочный, на ощупь жирный (за исключением некоторых песчаных почв) и нелипкий (или слабо липкий), имеет pH > 8.2 по тесту [24],

2. Фиксация фосфатов ≥85%.

Аллофановые почвы (в Soil Taxonomy им соответствуют Aquands, Cryands и Udands) диагностируют по наличию материала allophanic мощностью ≥35 см в пределах верхней 60 см минеральной толщи. Они содержат большое количество аморфных минералов (аллофан, имоголит и ферригидрит), имеют низкую прочность и объемную плотность, чаще всего образуются на вулканических породах и продуктах их выветривания, но встречаются также на кварц-полевошпатовых и метаморфизованных вулканических песках, продуктах выветривания граувакки и сланцев. Выделяется 4 подпорядка Аллофановых почв [26]: Типичные (развиваются на хорошо дренированном субстрате), Perch-gley, Глеевые и Impeded (плохо дренированные).

Свойство perch-gley является морфологическим показателем насыщения грунтовыми водами и уменьшения окислительно-восстановительного потенциала; его диагностируют по наличию глеевых тонов окраски: цветность (chroma) при полевой влажности ≤2 по шкале Манселла или 3 при светлоте (value) ≥6 при условии наличия глеевой сегрегации. Глеевые Аллофановые почвы характеризуются более однородной окраской, нежели Perch-Gley Allophanic Soils. Impeded Allophanic Soils выделяют, если имеется слабопроницаемый, уплотненный горизонт в пределах 90 см от поверхности минеральной части почвы [26].

Пемзовые почвы (в Soil Taxonomy им соответствуют Vitrands, Vitricryands и Vitraquands) диагностируют по наличию материала vitric мощностью ≥35 см, встречающегося в пределах верхней 25–60 см почвенной толщи и выветрелого горизонта B (weathered-B horizon, или горизонта с развитой структурой или цветом по WRB [19]) мощностью ≥5 см. В Новой Зеландии Пемзовые почвы формируются на пемзе или вулканическом стекле возрастом 700–3500 лет, имеют низкое содержание глины, которая обычно содержит аллофан, и распространены преимущественно на Вулканическом плато (the Volcanic Plateau) Северного острова.

Пемзовые почвы представлены тремя подпорядками: Типичными, Perch-gley и Impeded [26], диагностируемыми аналогично подпорядкам Allophanic soils.

Зернистые (Granular) почвы представляют собой глинистые почвы, в которых преобладают минералы группы каолинита и вермикулита. Они формируются на очень выветрелой тефре возрастом более 50 тысяч лет, липкие и низкопластичные. Некоторые более мелкие таксоны Зернистых почв такие, как Melanic (с мощным гумусовым горизонтом), Oxidic и Orthic характеризуются высоким содержанием аллофанов, из-за чего они также отнесены к почвам, сформированным на вулканическом материале.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ ДИАГНОСТИКИ ВУЛКАНИЧЕСКИХ ПОЧВ

Во всех рассмотренных классификациях вулканические почвы отделяются от других почв на самом высоком таксономическом уровне. Каждая из рассмотренных классификаций использует свои методы и критерии диагностики почв, которые во многих случаях сложно сопоставимы, а иногда вообще не имеют аналогов (табл. 1). Таким образом, прямая корреляция названий вулканических почв из одной классификации в другую сложна, требует дополнительных химико-аналитических работ, а иногда невозможна.

Диагностика вулканических почв наиболее детально проработана в WRB, Soil Taxonomy и новозеландской классификации. Диагностические критерии первых двух систем хорошо сопоставимы друг с другом за исключением мощности и глубины, в которой необходимо анализировать свойства. В новозеландском подходе также используется большое число субстантивных и морфологических показателей, большая часть кото-

Таблица 1. Диагностические критерии выделения вулканических почв в различных классификациях

Показатель	Классификация почв									
	WRB			Soil Taxonomy		российская			новозеландская	
	Andosols			Andisols		охристые		слоисто-пепловые	Аллофановые	Пемзовые
	Andic	Vitric	Tephric	A-критерий	B-критерий	типичные	светло-охристые			
Плотность, г/см^3	≤0.9	–	–	**<0.9**	–	**<1.0**	**<1.0**	–	**<0.9**	–
Фиксация фосфатов, %	≥85	≥25	<**25**	**>85**	**>25**	–		–	**≥85**	>30
Al_{ox}+1/2Fe_{ox}, %	≥2	≥0.4	<**0.4**	**>2**	**>0.4***	**>4.1**	**>1.95**	–	–	–
Содержание вулканического стека в песчаной фракции, %	–	**≥5**	**≥30**	–	**>5***	–		–	–	**>10*****
Содержание $C_{орг}$, %	>5	–	–	**<25**	**<25**	**3.0–4.6**	**1.2–2.3**	–	–	–
Тест на Al-органические комплексы с NaF	**+**	–	–	**+**		–		–	**+**	–
Внутренняя тиксотропность	+	–	–	–		+		–	–	–
Мощность соответствующего материала, см	**≥15**	**≥15**	**≥30 (≥10)****	**≥40**		–		–	**≥35********	**≥35********
Нижняя граница появления соответствующего материала, см	**≤100**	**≤100**	**≤50**	**≤60**		–		–	**≤60********	**≤60********

Примечание. Полужирным отмечены диагностические критерии. Прочерк – критерий не применяется.
* См. рис. S3.
** В случае непосредственного подстилания плотной породой, плотным техногенным, сцементированным или затвердевшим материалом.
*** Только в подпорядке Tephric.
**** Для материала vitric или allophanic.

рых легка для диагностики в полевых условиях. Широкое распространение на территории этой страны вулканических почв определяет необходимость более детального их разделения, в отличии, например, от России, где они находятся преимущественно в малонаселенных удаленных районах. На самом верхнем иерархическом уровне российские охристые и слоисто-пепловые почвы и новозеландские аллофановые и пемзовые могут быть легко переведены в термины WRB и Soil Taxonomy, но обратный вариант затруднителен.

Хотя в российской классификации [10, 15] для выделения горизонта BAN предложены количественные критерии содержания гумуса и оксалаторастворимых Fe и Al, основная диагностика охристых и слоисто-пепловых почв строится на предположении об их формировании на вулканических породах. Но при этом используемые критерии не приводятся. Разделение типов почв (за исключением светло-охристых и охристых типичных) основано на морфологических признаках верхнего горизонта.

Некоторые рассмотренные классификации разделяют вулканические почвы на слабо- и сильновыветрелые. В WRB это Andosols с квалификаторами Tephric/Vitric/(Alu/Sil)andic, в Новозеландской классификации – Пемзовые и Аллофановые почвы. В схемах российской классификации и Soil Taxonomy такая дифференциация почв не предусмотрена.

В отличии от зарубежных классификаций, в которых вулканические почвы выделяются на основе химических свойств, в российской классификации [10, 15] преобладают морфологические диагностические критерии: количество прослоев, наличие вулканической тефры, признаки оподзоливания и т. д. Однако если пересчитать типичные для вулканических почв России содержания оксалаторастворимых Al и Fe по [10] в критерии WRB или Soil Taxonomy, то используемые пороговые значения в разы превышают необходимые для свойства Andic (табл. 1). По имеющимся данным вулканические почвы Камчатки и Курил можно классифицировать как Vitric или Silandic Andosols (табл. S9).

Так как в рассмотренных классификациях используются разные критерии, то простой переход затруднен или невозможен и приходится говорить о корреляции между названиями почв, сделанными на основе разных подходов. В отсутствии реальных морфологических описаний и химических свойств диагностических горизонтов уже на втором иерархическом уровне корреляция почв из одной национальной классификации (и WRB) в другую является весьма проблематичной задачей. В идеале для каждого разреза необходимо применить несколько классификаций, используя соответствующие диагностические критерии. Подобные проблемы в корреляции названий между различными схемами отмечались ранее, например, для почв засоленного ряда [14]. Более низкие классификационные ранги вулканических почв в WRB выделяются по характеру гумусового горизонта, степени гидроморфизма и оглеения, наличия невыветрой тефры и т. д., в Soil Taxonomy – по режимам температуры и увлажнения, в Новой Зеландии – по наличию и характеру оглеения, плотного непроницаемого субстрата, в России – по оподзоленности, слоистости, цвету и количеству элементарных профилей.

Несмотря на распространенность вулканических почв России в пределах малонаселенных и труднодоступных регионов, закономерности распространения и пространственной дифференциации морфологических свойств этих объектов изучены достаточно подробно [7, 17, 20, 28], получены данные о положительном влиянии пеплов на микроэлементный состав камчатских почв [6]. Горизонт BAN в этих почвах встречается на пеплах практически любого состава возрастом до 5 тыс. лет. Причем на преобразование субстрата в горизонт BAN требуется больше времени по мере увеличения доли SiO_2 в его составе, аридизации климата и уменьшения среднегодовой температуры. Кроме того, для Камчатки выделено 7 тефростратотипов – почв со сходным набором маркирующих пепловых горизонтов, условиями формирования и морфологией современных и погребенных почвенных горизонтов [7, 13, 30, 33] – фактически серий почв по Soil Taxonomy; установлена связь между органогенными горизонтами и произрастающей растительностью [7]. При этом редки данные по важнейшим химическим диагностическим свойствам, хотя детально изучен их элементный состав, охарактеризованы провинциальные различия [5, 12]. Если по содержанию оксалаторастворимых Al и Fe имеются данные по отдельным разрезам [4, 7, 28] без привязки к актуальному делению вулканических почв на охристые типичные и светло-охристые (значение показателя $Al_{ox} + 1/2Fe_{ox}$ преимущественно варьирует в пределах 1–3%, в единичных разрезах достигая 7–10%), то опубликованные данные по удержание фосфатов и содержанию вулканического стекла в вулканических почвах России отсутствуют.

Вулканические почвы Курильских островов остаются слабо изученными [2, 3, 20], хотя широтной дифференциации и формированию существенных отличий от почв Камчатки препятствует положение между холодным Охотским морем и Тихим океаном [11, 21].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Между разными классификациями невозможно напрямую выполнить корреляцию почв на вулканических отложениях. В рассмотренных классификациях используются различные подходы к

диагностике вулканических почв за исключением WRB и Soil Taxonomy, где пороговые критерии близки на верхних таксономических уровнях, но существенно отличаются на более низких.

Диагностика вулканических почв в России и Новой Зеландии достаточно самобытна и основана во многом на подходах, отличающихся от применяемых в WRB и Soil Taxonomy, хотя в новозеландской классификации достаточно сильно влияние американских подходов. В качестве плюсов российского и новозеландского подходов можно отметить широкое использование критериев, позволяющих выполнить надежную диагностику уже в полевых условиях, в то время как в реалиях WRB и Soil Taxonomy обязательна трудоемкая и дорогостоящая лабораторная диагностика.

На наш взгляд российский подход к диагностике вулканических почв может быть усовершенствован за счет:

– использования субстантивных критериев применительно к почвообразующим породам и материалу почв (количеству вулканического стекла, скелетности и составу материала, псевдотиксотропии и т. д.);

– уточнения пороговых уровней и введения дополнительных качественных и количественных показателей (тест на Al-органические комплексы, мощность горизонта BAN и его цветность по шкале Манселла для разделения светло-охристых и охристых типичных почв, уточняющая глубина выделения трех элементарных профилей),

– использования данных о тефрастратотипах и характере вулканической активности.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование поддержано МГУ им. М.В. Ломоносова (Междисциплинарная научно-образовательная школа “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды” и тема госзадания I.4).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Использование квалификаторов, отражающих формирование почв на вулканических отложениях, в системе WRB [16]

Таблица S2. Диагностические признаки охристых типичных и светло-охристых почв в [10]

Таблица S3. Диагностические признаки вулканических охристых оподзоленных и турбированных и слоисто-охристых почв в [10]

Таблица S4. Пороговые значения мощности и объема материала со свойствами andic или vitric, необходимые для выделения Andosols по [16]

Таблица S5. Диагностика материала tephric и свойств vitric и andic по WRB [16]

Таблица S6. Критерии свойств aluandic, silandic и alusilandic по WRB [16]

Таблица S7. Пороговые значения для критериев выделения свойства andic применительно к мелкозему (<2 мм) при условии $C_{орг}$ < 25 мас. % в Soil Taxonomy [36]

Таблица S8. Пороговые значения среднелетней температуры почвы на глубине 50 см для выделения режима cryic по Soil Taxonomy [29], °C

Таблица S9. Диагностические критерии (в нормальные годы) выделения режимов увлажнения udic, ustic, xeric и aridic (torric) по [29]

Рисунок S1. Зависимость между вулканическими почвами Камчатки (1 – слоисто-пепловые почвы; 2 – слоисто-охристые, 3 – светло-охристые, 4 – охристые, 5 – перегнойно-охристые, 6 – охристые подтипы вулканических почв, 7 – невулканические почвы) и коэффициентом увлажнения Иванова по [10, 17] с дополнениями.

Рисунок S2. Различия между слаборазвитыми (Regosols) и вулканическими почвами Andosols [37]. Alpy – содержание Al в пирофосфатной вытяжке Мера-Джексона.

Рисунок S3. Зависимость содержания вулканического стекла во фракции 0.02–2 мм и суммарной доли Alox и 1/2Feox для определения свойств andic (темно-серая область) в почвах с показателем удержания фосфатов не менее 25% [29].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Герасимова М.И.* Сравнение принципов, структуры и единиц классификации почв России и международной почвенной классификации // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2015. № 79. С. 23–35.
2. *Гришин С.Ю., Баркалов В.Ю., Верхолат В.П., Рашидов В.А., Шляхов С.А., Яковлева А.Н.* Растительный и почвенный покров острова Атласова (Курильские острова) // Комаровские чтения. 2009. № 56. С. 64–119.
3. *Гришин С.Ю., Шляхов С.А.* Растительность и почвы острова Парамушир (северные Курилы) // География и природные ресурсы. 2008. № 4. С. 96–103.
4. *Захарихина Л.В.* Провинции почв Камчатки, различающиеся составом и возрастом вулканических пеплов, на которых они образованы // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2009. № 2(6). С. 95–110.
5. *Захарихина Л.В., Литвиненко Ю.С.* Химический состав почв в ареалах выпадения пеплов активных вулканов Камчатки // Почвоведение. 2016. № 3. С. 333–343.
6. *Захарихина Л.В., Литвиненко Ю.С., Ряховская Н.И., Гайнатулина В.В., Аргунеева Н.Ю., Макарова М.А.* Особенности геохимической трансформации естественных почв и повышение продуктивности агроценозов при поступлении продуктов вулканических извержений // Вулканология и сейсмология. 2016. № 3. С. 57–57.

7. *Карпачевский Л.О., Алябина И.О., Захарихина Л.В., Макеев А.О., Маречек М.С., Радюкин А.Ю., Шоба С.А.* Почвы Камчатки. М.: ГЕОС, 2009. 224 с.
8. *Киселева И.В.* Почвы природных и антропогенных ландшафтов Камчатки. Современные исследования в естественных науках. Мат-лы II Междунар. научн. конф. 2015. С. 125–128.
9. Классификация почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 1997. 235 с.
10. Классификация почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
11. *Коломыц Э.Г.* Биоклиматическая система курильских островов // Известия Российской академии наук. Сер. географическая. 2018. № 3. С. 79–90.
12. *Литвиненко Ю.С., Захарихина Л.В.* Районирование и геохимическая характеристика вулканических почв Камчатки // Геохимия. 2009. № 5. С. 490–503.
13. *Маречек М.С., Алябина И.О., Шоба С.А.* ГИС-модель почвенного покрова центральной Камчатки // Доклады по экологическому почвоведению. 2007. Т. 1. № 5. С. 20–60.
14. *Панкова Е.И., Герасимова М.И., Королюк Т.В.* Засоленные почвы в отечественных, американской и международной почвенных классификациях // Почвоведение. 2018. № 11. С. 1309–1321.
15. Полевой определитель почв. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
16. Рабочая группа IUSS WRB. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт, исправленная и дополненная версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт // Доклады о мировых почвенных ресурсах. 2015. № 106. Рим: ФАО. 203 с.
17. *Соколов И.А.* Вулканизм и почвообразование (на примере Камчатки). М.: Наука, 1973. 228 с.
18. *Смирнова М.А., Герасимова М.И.* Отделы в классификации почв России: оценка корректности выделения по таксономическим расстояниям // Почвоведение. 2017. № 3. С. 275–288.
19. *Таргульян В.О., Герасимова М.И.* Мировая коррелятивная база почвенных ресурсов: основа для международной классификации и корреляции почв. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. 278 с.
20. *Фураев Е.А.* Геохимия ландшафтов острова Кунашир (Курильские острова). М.: Прометей, 2013. 180 с.
21. *Урусов В.М., Варченко Л.И.* К формированию биоразнообразия Дальнего Востока России // Проблемы ботаники Южной Сибири и Монголии. 2020. Т. 19. № 1. С. 191–197. https://doi.org/10.14258/pbssm.2020038
22. *Bonatotzky T. Ottner F., Erlendsson E., Gísladottir G.* Weathering of tephra and the formation of pedogenic minerals in young Andosols, South East Iceland // Catena. 2021. V. 198. P. 105030. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.105030
23. *Eden D.N.* The standard method for determining volcanic glass content in Andisols. 1990. DSIR Land Resources Scientific Report No.2.
24. *Fields M., Perrot K.W.* The nature of allophone in soils. III. Gypsum effects on growth and subsoil chemical proprieties // Soil Sci. Soc. Am. J. 1966. V. 2. P. 623–629.
25. *Froggatt P.C., Lowe D.J.* A review of late Quaternary silicic and some other tephra formations from New Zealand: their stratigraphy, nomenclature, distribution, volume, and age // New Zealand J. geology and geophysics. 1990. V. 33. № 1. P. 89–109.
26. *Hewitt A.E.* New Zealand soil classification // Landcare research science series. Lincoln: Manaaki Whenua – Landcare Research New Zealand Ltd, 2010. № 1. 136 p.
27. Illustrated Guide to Soil Taxonomy. Lincoln: U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, National Soil Survey Center, 2015. Version 2.0. 497 p.
28. *Ivanov A., Shoba S., Krasilnikov P.* A pedogeographical view of volcanic soils under cold humid conditions: The commander islands // Geoderma. 2014. V. 235. P. 48–58. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.06.031
29. Keys to Soil Taxonomy, Soil Survey Staff. USDA, 2015. 337 p.
30. *Krasheninnikov S.P., Bazanova L.I., Ponomareva V.V., Portnyagin M.V.* Detailed tephrochronology and composition of major Holocene eruptions from Avachinsky, Kozelsky, and Koryaksky volcanoes in Kamchatka // J. Volcanology and Geothermal Research 2020. V. 408. P. 107088. https://doi.org/10.1016/j.jvolgeores.2020.107088
31. *Obara H., Maejima Y., Kohyama K., Ohkura T., Takata Y.* Outline of the comprehensive soil classification system of Japan–first approximation // Japan Agricultural Research Quarterly: JARQ. 2015. V. 49. № 3. P. 217–226.
32. *Parfitt R.L.* A proposed classification of yellow-brown loams and yellow-brown pumice soils. I. The boundary with other soils at the highest category. NZ Soil Bureau Laboratory Report CM5, 1985. 20 p. https://doi.org/10.7931/DL1-LAB-CM05
33. *Portnyagin M.V., Ponomareva V.V., Zelenin E.A., Bazanova L.I., Pevzner M.M., Plechova A.A., Rogozin A.N., Garbe-Schönberg D.* TephraKam: geochemical database of glass compositions in tephra and welded tuffs from the Kamchatka volcanic arc (northwestern Pacific) // Earth Syst. Sci. Data. 2020. V. 12. P. 469–486. https://doi.org/10.5194/essd-12-469-2020
34. *Semenkov I.N., Klink G.V., Lebedeva M.P. et al.* The variability of soils and vegetation of hydrothermal fields in the Valley of Geysers at Kamchatka Peninsula // Sci. Rep. 2021. V. 11. P. 11077. https://doi.org/10.1038/s41598-021-90712-7
35. *Shoji S., Nanzyo M., Dahlgren R.A.* Volcanic ash soils: genesis, properties and utilization. Amsterdam, London, New York, Tokyo: Elsevier, 1993. 288 p.
36. Soil Taxonomy. 2nd ed., Agriculture Handbook, No. 436. (U. S. Department of Agriculture, 1999).
37. *Takahashi T., Shoji S.* Distribution and classification of volcanic ash soils // Global Environ. Res. 2002. V. 6. № 2. P. 83–98.
38. *Zelenin E., Kozhurin A., Ponomareva V., Portnyagin M.* Tephrochronological dating of paleoearthquakes in active volcanic arcs: A case of the Eastern Volcanic Front on the Kamchatka Peninsula (northwest Pacific) // J. Quater. Sci. 2020. V. 35. № 1–2. P. 349–361. https://doi.org/10.1002/jqs.3145

Diagnostics of Volcanic Soils: a Review of Classification Schemes

M. T. Kazinskiy[1] and I. N. Semenkov[1, *]

[1] Lomonosov Moscow State University, Leninskie gory, st. 1, Moscow, 119991 Russia

**e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

In this paper, we analyzed diagnostics of volcanic ash soils in different soil classification, e.g. the USA, Russian and New Zealand classifications and the FAO-WRB. In the Russian classification of soils, the requirement diagnostic criterion for volcanic soils is the presence of specific BAN horizon with a bulk density of less than 1 g/cm^3, an internal pseudothixotropy, a caviar like structure, a high content of humus and oxalate-soluble Al (10–15%), Fe (2–6%), Si (4–7%). According to the FAO-WRB and Soil Taxonomy, volcanic soils (Andosols and Andisols, respectively) are diagnosed by the presence of a high content of allophane or short-range-order materials, as well as a low bulk density (less than 0.9 g/cm^3) and a high phosphate retention. In the New Zealand classification, volcanic soils (at the highest hierarchical level – Allophane and Pumice soils) form on igneous rocks, have a low bulk density, a high content of volcanic sand and a coarse fraction, and a high phosphate retention. In the field, reliable diagnostics of volcanic ash soils can be achieved based on the Russian and New Zealand classifications. The FAO-WRB and Soil Taxonomy require additional laboratory diagnostics. Direct correlation of the names of volcanic soils is possible only at the highest hierarchical level from the New Zealand and Russian schemes into the FAO-WRB and Soil Taxonomy, and between the FAO-WRB and Soil Taxonomy. Although, it is necessary to have morphological descriptions of soil profiles and analytical results due to the differences in the threshold values used.

Keywords volcanic ash soils (Andosols), allophane, tephra, pyroclastic material, weathering, Kamchatka, soil diagnostics

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 25–32

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4

ПОДХОДЫ К КЛАССИФИКАЦИИ ПОЧВ АККУМУЛЯТИВНЫХ БЕРЕГОВ МОРЕЙ ВОСТОЧНОГО СЕКТОРА РОССИЙСКОЙ АРКТИКИ

© 2022 г. С. В. Губин[a], *, А. В. Лупачев[a]

[a] *Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, ул. Институтская, 2/2, Пущино, Московская область, 142290 Россия*

**e-mail: gubin.stas@mail.ru*

Поступила в редакцию 14.04.2021 г.
После доработки 22.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Предлагается ввести в классификацию почв России группу разнообразных почв, формирующихся на морских побережьях в криолитозоне, в различной степени подверженных влиянию моря, с одной стороны, и криогенным процессам, с другой. Имеется небольшой опыт классификации некоторых почв маршей берегов морей европейской и дальневосточной частей России, стран северной Европы. Разработана классификационная схема на четырех таксономических уровнях (от стволов до подтипов) на основе анализа материалов по изучению почв береговой зоны различных районов России и аккумулятивных берегов морей восточного сектора Арктики. Объекты рассмотрения, предварительно названные “талассосоли”, распределяются в предложенной схеме между тремя стволами, где вводятся новые отделы. В стволе первичного почвообразования предлагается создать отдел слаборазвитых маршевых почв. В стволе органогенного почвообразования маршевые почвы могут быть выделены на уровне типа в новом предлагаемом отделе аллохтонных органогенных почв. В стволе синлитогенного почвообразования предлагается введение нового отдела маршевых почв. Предложены подходы к разделению маршевых почв на более низких (типовых и подтиповых) таксономических уровнях. Для отличия слоев и горизонтов маршевых и маршевых слаборазвитых почв от почв других отделов синлитогенного почвообразования (аллювиальных, вулканических, стратоземов) предлагается ввести для их обозначения символ ⁒. Установлены специфические особенности строения профиля и генетические горизонты в маршевых почвах связанные с близким залеганием многолетней мерзлоты и проявлениями криогенных процессов в почвенных профилях, а также с засолением, протекающих в особых формах на фоне действия криогенеза и в условиях переувлажнения профилей.

Ключевые слова: марши, ватты, талассосоли, Fluvisol, Cryosol, Tidalic, криогенный массообмен, многолетнемерзлые породы

DOI: 10.31857/S0032180X22010051

ВВЕДЕНИЕ

Занимая обширные площади, почвы морских побережий выполняют важную экологическую роль, однако они не включены в классификацию почв России. Одной из проблем, существенно сдерживающих решение вопросов их классификации, является большое разнообразие свойств и строения этих почв, вызванное спецификой условий, почвообразующих пород, влиянием моря. Включение почв побережий в следующую версию Российской почвенной классификации требует, кроме обобщения имеющихся знаний, установления ведущих диагностических особенностей протекающего здесь почвообразования, обоснования разработки индексации генетических горизонтов и признаков. Важную роль в решении этих вопросов играют слабоизученные почвы побережий морей Российской Арктики, формирование и развитие которых идет в условиях крайне сурового климата, близкого залегания многолетней мерзлоты, специфического мерзлотного рельефа, активной динамики береговой линии, особенностей режимов морей.

Вопросы номенклатуры и классификации почв морских побережий различных природных зон обсуждались в отечественной и зарубежной литературе. Сложность проблемы заключается в одновременном учете широкого разнообразия природных условий на огромных прибрежных территориях в различных частях планеты и объединяющего все эти почвенные тела экзогенного фактора – влияния морей. Это определило появление ряда региональных схем классификации, базирующихся в основном на эколого-фактор-

Рис. 1. Распределение почв на морских берегах аккумулятивного типа.

ном подходе и отражающих специфику условий почвообразования того или иного региона [5, 17, 22, 27, 32–39].

Морские берега аккумулятивного типа разделяются на маршевые (или мангровые), подверженные затоплению приливными или нагонно-сгонными морскими водами с формирующимися здесь маршевыми почвами, и на незатопляемые прибрежные территории, испытывающие воздействие моря в форме импульверизации солей, подпитки почвенно-грунтовых вод, специфики свежих морских отложений и ряда других факторов. Развивающиеся здесь почвы относятся к маритимным, а все формирующиеся под прямым или опосредованным влиянием моря почвы Шляховым предложено объединить в общую группу таласссолей [32] (рис. 1).

В пределах маршей выделяются ватты – прибрежные участки, часто затопляемые даже при невысоких приливах или нагонах морских вод. Они практически лишены растительности или покрыты отдельными пятнами галофитов. На удаленных от моря и реже затопляемых территориях, собственно маршах, произрастают солончаковатые или травянистые луга с участием галофитов [6]. Марши могут распространяться на десятки километров от моря. Среди маршевых и почв ваттов выделяют почвы, частично или полностью состоящие из органического материала – торфа, детрита, перегнойной массы водорослей [17, 22, 27].

В отечественных почвенных классификациях, включая субстантивно-генетическую "Классификацию и диагностику почв России" 2004 г. (**КиДПР**) [3], упоминания о маршевых почвах отсутствуют. В предложенной Фридландом схеме классификации почв мира [19], маршевые почвы выделены в составе отдела, включающего мангровые и сульфидные почвы. В этой же системе маршевые почвы также выделяются в стволе торфяных посторганогенных на уровне типа. В USDA Soil Taxonomy [38] большинство почв маршевых территорий отнесено к слаборазвитым – Энтисолям, Инсептисолям, органогенным – Гистосолям или к подпорядку Энтисолей – Аквентам – переувлажненным почвам. В Soil Taxonomy выделяется более 15 больших почвенных групп и подгрупп, в которых формирование почв связано с периодически затопляемыми равнинными приморскими территориями. Критериями для их выделения служат степень увлажнения профилей, наличие и глубина залегания солесодержащих горизонтов, состав и запасы солей в профилях, содержание органического материала, наличие торфяных горизонтов, прослоев и др. В системе WRB подобные почвы отнесены к реферативной группе Fluvisols [16].

Вопросы таксономии и классификации таласссолей, особенно почв маршей, требуют установления и определения их диагностических признаков. В основу разделения маршевых почв Яворски и Тедроу [34] предлагают положить морфологические свойства профилей, включая свойства подстилающего материала, гранулометрический состав минеральной массы, мощности органического слоя, в том числе степень гумификации его материала, засоление, особенности химических свойств, состав глинистых минералов и др.

Анализ материалов по почвам морских побережий других районов России показал, что определение классификационного положения формирующихся здесь почв осуществляется на базе классификаций, где влияние моря на строение и свойства почв учитывается на уровне подтипа или рода [8, 11, 17, 18, 30, 31]. В классификации почв побережий морей Дальнего Востока в группе таласссолей маршевые почвы выделяются на уровне типа [32, 33].

В профилях почв, формирующихся в пределах маршей, синлитогенные почвенные свойства сочетаются с признаками постлитогенного почвообразования, осложненного влиянием аквальных фаз. Часто при рассмотрении классификационного положения подобных почв на первый план выносятся признаки постлитогенного почвообразования. В результате они определяются, как морские солончаки, приморские глеевые, перегнойно-глеевые, дерново-глеевые, иловато-перегнойно-глеевые, торфяные и т. п. [11, 17, 27, 29], с

добавлением неклассификационного определения “маршевые”. Разделяя точку зрения Цейца и Добрынина в отношении предлагаемых нововведений в российскую [27] и международную [40] почвенные классификации, считаем целесообразным маршевые почвы выделять на уровне отдела в стволе синлитогенных почв, при этом в определение “маршевые” вкладывать не только ландшафтный, но и субстантивно-генетический смысл. Подобный подход уже реализован в современной российской классификации, где в стволе синлитогенных почв выделены отделы аллювиальных, вулканических почв и стратоземов. Широкий диапазон строения и свойств маршевых почв позволяет подойти к вопросам дальнейшей разработки их классификации на уровне типа и подтипа.

ОБЪЕКТЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

Изучены почвы береговой зоны морей восточного сектора Арктики (Лаптевых и Восточно-Сибирского), а также анализировались немногочисленные литературные источники по маршевым почвам побережий других арктических морей. Протяженность береговой линии, разнообразие строения берегов, ландшафтов, специфика слагающих берега отложений, характер, динамика и высоты приливных и сгонно-нагонных явлений определяют формирование здесь широкого спектра почв, строение и свойства которых осложнены суровостью климата, мерзлотными условиями, криогенными процессами. Большая часть побережий морей изучаемого района представлена берегами аккумулятивного типа с малыми уклонами, что ведет к проникновению морских нагонных вод вглубь суши на десятки километров, подпитки ими многочисленных мелких озер, низких озерных террас, мерзлотных полигонов. Также проанализированы почвы ваттов, маршей, прилегающих к ним территорий, не затопляемых морем, но испытывающих его влияние в виде ветрового привноса солей и минерального материала.

Сбор фактического материала был проведен на побережье Восточно-Сибирского моря между устьями рек Колымы и Индигирки, а также моря Лаптевых в районе п-ова Быковский. Формирование и развитие здесь почв происходит в условиях близкого залегания многолетней мерзлоты (около 1 м), отсутствующей на побережьях морей западного сектора Арктики. Анализ строения и свойств почв, формирующихся на этих побережьях, лег в основу разработки предложений по вопросам их классификации.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвы маршевых территорий могут быть отнесены к трем стволам почвообразования: синлитогенного, первичного и органогенного. В соответствии с заложенными в российской классификации правилами, типовая принадлежность почв определяется наличием определенной системы диагностических горизонтов [9, 10, 21]. Для почв различных отделов ствола синлитогенных почв эту роль выполняют горизонты верхних и средних частей профилей. Почвам ствола первичного почвообразования для минеральной части профиля с наиболее заметными проявлениями характерных признаков почвообразующих пород – их свойств и генезиса, присвоены соответствующие обозначения (индексы): C≈ – аллювиальные, C" – пеплово-вулканические [10, 21]. Для формирующихся в пределах маршевых территорий почв предлагается ввести обозначение C⁒.

Почвы ваттов с доминированием синлитогенных признаков. Данные почвы предлагается относить к стволу первичного почвообразования, отделу слаборазвитых почв, на уровне типа – слаборазвитых маршевых почв (**СМП**) (табл. 1). В отличие от постоянно переотлагающихся самых верхних слоев морских осадков зон береговых осушек, мелей и других сходных участков, в почвах ваттов появляются начальные признаки преобразования накопившихся слоев наноса диагенетическими процессами и почвообразованием [12, 13, 37]. Они проявляются в виде признаков стабилизации положения слоев, уплотнении их материала, колонизации поверхности галофитной растительностью (*Leymus villosissimus*, *Carex glareosa*, *C. subspathacea*, *C. ursina*, *Potentilla anserina*, *Arctanthemum arcticum*, *Stellaria humifusa* и др.), накоплении и перераспределении солей между слоями, локальном проявлении и слабых признаков оглеения, сульфатредукции, трансформации грубого органического материала. Со временем усложняется строение верхней части отложений и формируются слаборазвитые маршевые почвы. Их облик определяется условиями почвообразования: частотой смены режимов затопления–осушения (аэрации) самых верхних горизонтов, минерализацией нагонных вод, криогенными процессами, механическим воздействием и опресняющим влиянием тающего морского льда, образующегося в большом объеме на месте или “выжатого” весной на поверхность ваттов, растительностью, включая бактериальные и водорослевые пленки, а также временем.

Для слоев СМП предлагается ввести обозначение ⁒, добавляемое к их индексу, при необходимости с сохранением, в соответствии с КиДПР, показателей гранулометрического состава слагающего материала: супесчаного – C⁒., суглинистого – C⁒=. Наряду с минеральными слоями в слаборазвитых маршевых почвах часто встречаются слои принесенного торфа, детрита и другого органического материала, которые предлагается

Таблица 1. Предлагаемая схема классификации и систематики маршевых почв аккумулятивных берегов морей восточного сектора Российской Арктики (полужирным шрифтом выделены вновь предлагаемые таксономические единицы)

Таксономический уровень	Наименование таксона		
Ствол	Синлитогенного почвообразования	Первичного почвообразования	Органогенного почвообразования
Отдел	Аллювиальные Вулканические Стратоземы **Маршевые**	**Маршевые слаборазвитые**	Торфяные Торфоземы **Органогенные аллохтонные**
Тип	**Маршевые гумусовые** **Маршевые торфяно-глеевые** **Маршевые гумусово-глеевые**	**Маршевые пелоземы** **Маршевые псаммоземы** **Маршевые слаборазвитые слоистые**	**Маршевые торфяные** **Маршевые детритовые** **Маршевые водорослевые** **Маршевые гиттиевые**
Подтип	Засоленные Глееватые Оруденелые Окисленно-глеевые Криотурбированные	Засоленные Глееватые Заиленные Оруденелые Окисленно-глеевые Криотурбированные	Засоленные Заиленные

обозначать соответствующим индексом, например, для торфянистых слоев – $C^{\%\,т}$.

В соответствие с КиДПР разделение почв ваттов на уровне типа требует наличия в них диагностического горизонта. Формирование СМП определяется относительной стабильностью положения и состава слоев. Это позволяет для диагностики типов СМП использовать всю толщу почвы ($C^{\%}$). Целесообразно учитывать и отражать в строении профилей возможное присутствие на поверхности почвы слоя свежего наноса мощностью 1–3 см, имеющего эфемерный характер ($C^{\%\,г}$), который под влиянием внешних условий – чередующихся морских нагонов, эолового развевания может образовываться, исчезать, менять характер залегания, состав, мощность. Слой не имеет диагностического значения. На типовом уровне предлагается выделять СМП со слоистым сложением (табл. 1). На поверхности ваттов встречаются участки с пленками водорослей, лишайников, разреженного покрова шейхцерии ползучей, под которыми формируется тонкий слой темного обогащенного органическим веществом материала мощностью до 2 см, что позволяет рассматривать его в качестве гумусово-слаборазвитого горизонта W [10] или, возможно, протогумусового [26].

На уровне типа при отсутствии слоистости, СМП, развивающиеся в исследуемом регионе преимущественно на суглинистых отложениях, предлагается рассматривать в качестве пелоземов маршевых ($C^{\%\,г} – C^{\%\,=}$), при наличии горизонта W – пелоземов гумусовых маршевых ($W – C^{\%\,=}$). Слоистые варианты СМП с горизонтом W рассматриваются, как слаборазвитые гумусовые слоисто-маршевые ($W – C^{\%\,..} – C^{\%\,=}$), а лишенные гор. W – слаборазвитые слоисто-маршевые почвы ($C^{\%\,г} – C^{\%\,..} – C^{\%\,=}$). По аналогии, в случае легкого гранулометрического состава, могут быть выделены псаммоземы маршевые ($C^{\%\,г} – C^{\%\,..}$), псаммоземы гумусовые маршевые ($W – C^{\%\,..}$).

В синлитогенных маршевых почвах при слабом и неоднозначном проявлении процессных признаков в разных по составу и глубине залегания слоях, по правилам КиДПР, возможно разделение на уровне подтипов по признакам засоления, оглеения, криотурбаций. Слоям присваиваются соответствующие обозначения процессных признаков: s, g, @. Так, непосредственно вблизи береговой линии были описаны слаборазвитые слоистомаршевые засоленные почвы, обогащенные торфянистым материалом ($C^{\%\,г} – C^{\%\,т}s – C^{\%\,=} – C^{\%\,=}s$), сменяющиеся при удалении вглубь суши пелоземами маршевыми засоленными ($C^{\%\,г} – C^{\%\,=}s$).

Почвы органогенного ствола на маршевых территориях. В формировании, организации и свойствах синлитогенных почв речных и морских берегов аллохтонный органический материал имеет очень важное значение. При мощности торфяной толщи больше 50 см, он рассматривается в каче-

стве почвообразующей породы и не отделен от материала торфяников, сформированных *in situ* за счет нарастания отмершей растительной массы. Авторы считают целесообразным выделение в стволе органогенных почв отдела органических аллохтонных почв, сформированных на аллохтонном органическом материале.

На участках морских побережий Восточного сектора Арктики, в дельтах и поймах крупных рек в прибрежной зоне широко встречается растительный детрит. Он находится в смеси с минеральным материалом береговых отложений, почв или в относительно чистом виде образует мощные слои на поверхности или погребенные слои в профилях маршевых почв. Детрит представлен слаборазложившимися растительными остатками различного ботанического состава, сильно измельченными (до 0.01–3.0 мм) волновыми и мерзлотными процессами. Детрит содержит остатки мхов, лишайников, травянистой, кустарничковой, древесной растительности с включениями более крупных их фрагментов. По ряду физических и химических показателей материала детрита (потерь при прокаливании, содержанию $C_{орг}$, общего N, соотношения C : N, зольности), засолению, проявлению глеевых признаков, окисления, образованию H_2S, детрит отличается от принесенного в береговую зону торфяного материала. По аналогии с торфяными почвами в КиДПР, при наличии состоящего из детрита слоя, мощностью больше 50 см, предлагается почвы относить к маршевым с присвоением поверхностному органогенному горизонту индекса $DT_{ж}$. Слои, в значительной степени состоящие из детрита, в профилях СМП следует отличать от торфяных и обозначать индексом $C^{ж\text{-}dt}$. Такой подход возможен для обозначения органосодержащих слоев с иным составом и свойствами слагающего их материала, встречающихся в других районах побережья морей Арктики (гиттия, водоросли, сильноразложенный материал остатков древесины). На уровне типа органические аллохтонные почвы предлагается выделять на основании качественного состава материала органогенной толщи – маршевые торфяные, маршевые детритовые и т. п. Подобный подход может быть реализован и для аллювиальных почв.

Маршевые почвы. С удалением от моря, ослаблением его влияния, увеличением абсолютного возраста и характерного времени формирующихся здесь почв, проявление признаков синлитогенного почвообразования в них ослабевает, и исходные слои постепенно приобретают строение и свойства, характерные для горизонтов постлитогенных почв. Предлагается добавлять обозначение ж (Тж, Gж, CGsж) к индексам генетических горизонтов маршевых почв, близким по свойствам к горизонтам постлитогенных почв, но сохраняющим породные признаки.

Идентификация этих почв на уровне типа и более низких таксономических уровней может определяться в соответствии с принципами, заложенными в КиДПР для постлитогенных почв. Следовательно, тип диагностируется системой горизонтов (Тж, G ж, Sж). Наличие горизонтов не исключает присутствие в профилях слоев с ярко выраженными признаками синлитогенного почвообразования, ($C^{ж\,=}$, $C^{ж\,\cdot\cdot}$). Примером могут служить маршевые торфяно-глеевые сульфидные почвы с устойчивым, сформированным профилем, но с присутствием на поверхности свежего слоя минерального осадка ($C^{ж}$ – $Tmr_{ж}$ – $SS_{ж}$ – $CGs_{ж}$), на более удаленных от моря травянистых маршах – маршевые торфяно-глеевые засоленные почвы – ($T_{ж}$ – $C^{ж\,=}$ – $Gs_{ж}$), на засоленных участках маршей – маршевые солончаки ($C^{ж\,r}$ – $SU_{ж}$ – $SSmr_{ж}$ – $Gs_{ж}$). Наличие материала слоев принесенного детрита, в значительной степени переработанного почвообразованием, позволяет поднять вопрос о выделении в профилях маршевых почв органогенного генетического горизонта $DT_{ж}$ сочетающего в себе, как признаки синлитогенного, так и постсинлитогенного почвообразования – $DTs_{ж}$, $DTh_{ж}$, $DTf_{ж}$. В случае признания целесообразности введения подобных новых органогенных горизонтов (гиттиевых, водорослевых и т. п.) предложенный подход может быть реализован для диагностики и индексации горизонтов и признаков более подробно.

Маритимные почвы. Морское влияние на почвы побережий реализуется в эоловом переносе солей, детрита, тонких минеральных фракций. Характер и активность переносимого материала и его объемы в значительной степени определяются удаленностью от моря, частотой проникновения нагонов, ветровым режимом, образованием морской пены, задернованностью поверхностей прилегающих маршей, их обводненностью, характером материала, мерзлотным рельефом. По отношению к протекающему почвообразованию роль сингенеза в формировании развивающихся здесь почв невелика и слабо проявляется в строении и свойствах большинства формирующихся зональных почв – глееземов, криоземов, торфяно-глеевых, торфяных, почв с проявлением признаков процесса гумусонакопления [1, 4, 7, 20]. Элементы строения и свойства горизонтов этих почв, определяемые влиянием моря, могут быть отражены в индексах переходных или субстратных признаков (mr, s, g). С позиций КиДПР определение “маритимные почвы”, для условий рассматриваемых арктических побережий, не имеет классификационного значения, которым на уровне типа они наделяются в предложенной схеме систематики талассосолей тихоокеанского побережья Дальнего Востока [31].

Проявление криогенеза в строении маршевых почв и его диагностическое значение. Проблема диагностики почв криолитозоны, в профилях которых граница многолетней мерзлоты залегает в пределах 1–2 м, до настоящего времени остается дискуссионной [32, 33], и до принятия решения по этому вопросу определение “мерзлотные” для талассосолей рассматривается в качестве признака следуя “Полевому определителю...” [21]. На побережье морей западного сектора Арктики многолетняя мерзлота в пределах профилей, формирующихся здесь талассосолей отсутствует [13, 24, 27, 29], в то время как отложения прибрежных мелководий и маршевые почвы Восточно-Сибирского и моря Лаптевых оттаивают менее чем на 1–1.2 м.

В маршевых мерзлотных почвах прослеживается как общее влияние многолетней мерзлоты на скорость оттаивания профилей, длительность пребывания различных их горизонтов в талом состоянии, объемы и формы выделяющегося при их промерзании льда, обводненность, так и специфическое влияние – распределение солей, вызванное вымораживанием влаги при промерзании и образованием льда, отжатие засоленных внутрипочвенных вод в нижнюю часть надмерзлотного горизонта и нахождение здесь материала в талом состоянии при отрицательных температурах (–1...–2°С). Близость многолетней мерзлоты в маршевых почвах побережий (менее 1 м) влияет на качественный состав органического вещества, его распределении в профиле, состав подвижных форм различных элементов и ряд других свойств [25, 36, 37]. Все это еще раз подтверждает необходимость выделения почв с близким залеганием многолетней мерзлоты на высоком таксономическом уровне [2, 15].

При нахождении границы сезонного оттаивания в маршевых почвах в пределах 0.5–1 м в верхних частях их профилей фиксируются признаки мерзлотных криотурбаций. Они образуются при выдавливании материала срединных горизонтов или слоев по образовавшимся при быстром осеннем промерзании трещинам на поверхность почвы с дальнейшим здесь его перераспределением и нарушением сложения внутрипочвенной массы [3]. Наблюдаются случаи проникновения поступающего весной с нагонными водами растительного аллохтонного материала по сохранившимся морозобойным трещинам в верхние и срединные горизонты профилей. Это позволяет рассматривать горизонты и слои маршевых и маршевых примитивных почв с признаками криотурбаций в качестве криотурбированных, например, $Scr_{\%}$, $Gcr_{\%}$ – для горизонтов маршевых почв и криотурбированных слоев $C^{\%\ dt\ cr}$, $C^{\%\ cr}$ – для маршевых слаборазвитых почв. Предлагается маршевые и СМП, содержащие криотурбированные слои и/или горизонты, выделять на уровне подтипа.

Важным и требующим получения дополнительного фактического материала для своего решения является вопрос о засолении маршевых почв арктических побережий, содержании, распределении и составе солей, что определяет классификационное положение многих формирующихся здесь почв. Постоянная обводненность большинства профилей, слабый испарительный режим, специфика промерзания–оттаивания, нагонных явлений с часто меняющейся минерализацией нагонных вод и ряд других важных факторов определяют сложную и динамичную картину засоления формирующихся здесь синлитогенных почв. Засоление проявляется в большинстве формирующихся талассосолей и может быть отражено в классификации этих почв на подтиповом уровне. На территории ваттов и маршей формируются почвы с высокой концентрацией солей в верхнем горизонте (5% и более). Летом новообразования легкорастворимых солей, являющихся в КиДПР критерием выделения солончаков, обычно не происходит. Выцветы солей могут появляться временно – при отсутствии нагонов в теплые летние дни или при вымораживании растворов в самом начале зимы. Учитывая сходство строения профиля и свойств рассматриваемых почв к солончакам, считаем возможным в отделе маршевых почв выделять на уровне типа маршевые солончаки глеевые – $S_{\%}$ – $Gs_{\%}$ – $CGs_{\%}$ и маршевые солончаки сульфидные – ($SS_{\%}$ – $Gs_{\%}$– $Gss_{\%}$). В отделе слаборазвитых маршевых почв на уровне типа предлагается выделять солончаки слоисто-маршевые – $Cs^{\%=}$– $C^{\%..s}$ $C^{\%=s}$, солончаки слоисто-маршевые сульфидные – $Css^{\%=}$ – $C^{\%..ss}$ – $C^{\%=ss}$, при отсутствие слоистого строения – солончаки слаборазвитые маршевые – $Cs^{\%=}$– $C^{\%=s}$ и солончаки слаборазвитые маршевые сульфидные – $Cs^{\%=}$– $C^{\%=s}$.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Отсутствие маршевых почв в современной классификации почв России при наличии в ней других синлитогенных почв – аллювиальных, вулканических, стратоземов – ставит вопрос о включении маршевых почв в следующий разрабатываемый вариант классификации [2].

Организация почв, распространенных на территории ваттов и маршей на аккумулятивных берегах морей Восточного сектора Российской Арктики, позволяет предложить рассматривать формирующиеся здесь почвы в трех стволах почвообразования – синлитогенном, первичного и органогенного.

На уровне отделов в стволе синлитогенного почвообразования выделяются собственно мар-

шевые почвы, стволе первичного почвообразования – маршевые слаборазвитые. В ствол органогенного почвообразования, включающий почвы, полностью состоящие из органического материала, предлагается ввести почвы из принесенного материала как маршевые органические аллохтонные почвы.

Предложено ввести 3 отдела маршевых почв в пределах трех стволов, а также разделение почв отделов на типовом уровне. Установлено влияние на строение и свойства маршевых и маршевых слаборазвитых почв района исследования близкого залегания многолетней мерзлоты в профилях и криогенных процессов.

В индексации слоев маршевых слаборазвитых почв и горизонтов маршевых почв предлагается использовать обозначение ⁒, отличающих их при сходстве строения от почв других отделов синлитогенного почвообразования и близких по строению почв постлитогенного ствола.

Полученные результаты и сделанные предложения указывают на актуальность критического пересмотра и доработки существующих подходов к диагностике и классификации синлитогенных почв на базе материалов по талассосолям других районов России. Авторы признают очевидную дискуссионность некоторых новых предложений и надеются на их конструктивное обсуждение на страницах журнала.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при частичной финансовой поддержке РФФИ (19-04-00125; 19-05-00071).

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Андреев В.Н., Перфильева В.И.* Растительность Нижнеколымской тундры // Растительность и почвы субарктической тундры. Новосибирск: Наука, 1980. 208 с.
2. *Герасимова М.И.* Классификация почв России: путь к следующей версии // Почвоведение. 2019. № 1. С. 32–42. https://doi.org/10.1134/S0032180X19010027
3. *Губин С.В., Лупачев А.В.* Роль пятнообразования в формировании и развитии криоземов приморских низменностей севера Якутии // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1283–1295. https://doi.org/10.7868/S0032180X17110077
4. *Еловская Л.Г., Петрова Е.И., Тетерина Л.В.* Почвы Северной Якутии. Новосибирск: Наука, 1979. 303 с.
5. *Иванова Е.Н.* Классификация почв России. М.: Наука, 1976. 226 с.
6. *Каплин П.А., Леонтьев О.К., Лукьянова, Никифоров Л.Г.* Берега. М.: Мысль, 1991. 479 с.
7. *Караваева Н.А.* Тундровые почвы Северной Якутии. М.: Наука, 1969. 205 с.
8. *Кашенко В.С., Яшин И.М. и др.* Засоленные почвы дельты Северной Двины // Изв. Тимирязевской с.-х. академии. 1981. № 1. С. 85–93.
9. Классификация почв России. М., 1997. 235 с.
10. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена. 2004. 341 с.
11. *Костенкова А.Ф.* Маршевые почвы юга Приморья и особенности их солевого состава // Почвоведение. 1979. № 2. С. 22–29.
12. *Кошкин В.Д., Кузнецов С.И.* К вопросу о коренном различии между почвами и донными иловыми отложениями // Биология внутренних вод. Информ. бюл. 1975. № 26. С. 54–57.
13. *Кузнецова А.М.* Эволюция морских отложений в маршевые почвы на различных типах берегов // Вест. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 1999. № 2. С. 20–27.
14. *Лупачев А.В., Губин С.В., Герасимова М.И.* Проблемы диагностики криогенных почв в современной классификации почв России // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1157–1162. https://doi.org/10.1134/S0032180X19080100
15. *Макеев О.В.* Фации почвенного криогенеза и особенности организации в них почвенных профилей. М.: Наука, 1981. 87 с.
16. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014. ФАО и Моск. гос. универ. им М.В. Ломоносова. 2017. 203 с.
17. *Ознабихин В.И., Синельников Э.П., Рыбачук Н.А.* Классификация и агропроизводственные группировки почв Приморского края. Владивосток: Дальнаука, 1994. 94 с.
18. *Орешникова Н.В., Красильников П.В., Шоба С.А.* Маршевые почвы карельского берега Белого моря // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. 2012. № 4. С. 13–20.
19. Основные признаки и элементы базовой классификации почв и программа работ по ее созданию / Составитель В.М. Фридланд. М., 1982. 150 с.
20. *Перфильева В.И., Тетерина Л.В.* Растительность и почвы приморских лугов Якутии // Биологические проблемы Севера. Якутск, 1974. Вып. 3. С. 33–40.
21. Полевой определитель почв России. М., 2008. 182 с.
22. Почвенная номенклатура на русском и иностранных языках. Рекомендации к материалам X международного конгресса почвоведов / Составитель Б.Г. Розанов. М., 1974. Кн. 2. 274 с.
23. *Серышев В.А.* О классификации и номенклатуре подводных почв // Почвоведение. 1986. № 5. С. 27–34.
24. *Сидорова В.А., Святова Е.Н., Цейц М.А.* Пространственное варьирование свойств маршевых почв и их влияние на растительность (Кандалакшский залив) // Почвоведение. 2015. № 3. С. 259–267. https://doi.org/10.7868/S0032180X15030119
25. *Сусекова Н.Г., Оганесян А.Ш.* Засоленные почвы о. Врангеля // Почвы ДВ и других регионов СССР:

теоретические основы повышения их продуктивности, эффективности, использования и охраны. Владивосток, 1990. Кн. 2.

26. *Хитров Н.Б., Герасимова М.И.* Диагностические горизонты в классификации почв России: версия 2021 г. // Почвоведение. 2021. № 8. С. 899–910. https://doi.org/10.31857/S0032180X21080098
27. *Цейц М.А., Добрынин Д.В.* Морфологическая диагностика и систематика маршевых почв Кольского Беломорья // Почвоведение. 1997. № 4. С. 411–416.
28. *Черноусенко Г.И., Орешникова Н.В., Украинцева Н.Г.* Засоление почв побережья северных и восточных морей России // Почвоведение. 2001. № 10. С. 1192–1206.
29. *Шамрикова Е.В., Денева С.В., Кубик О.С., Пунегов В.В., Кызьюрова Е.В., Боброва Ю.И., Зуева О.М.* Кислотность органогенных горизонтов арктических почв побережья Баренцева моря // Почвоведение. 2017. № 11. С. 1325–1335. https://doi.org/10.7868/S0032180X17110107
30. *Шамрикова Е.В., Денева С.В., Кубик О.С.* Распределение углерода и азота в почвенном покрове прибрежной территории Баренцева моря (Хайпудырская губа) // Почвоведение. 2019. № 3. С. 1–12. https://doi.org/10.1134/S0032180X19030092
31. *Шамрикова Е.В., Денева С.В., Панюков А.Н., Кубик О.С.* Свойства почв и характер растительности побережья Хайпудырской губы Баренцева моря // Почвоведение. 2018. № 4. С. 402–412. https://doi.org/10.7868/S0032180X18040020
32. *Шляхов С.А.* Классификация почв морских побережий. Владивосток, 1996. 35 с.
33. *Шляхов С.А., Костенков Н.М.* Почвы Тихоокеанского побережья России, их классификация, оценка и использование. Владивосток: Дальнаука, 2000. 177 с.
34. *Jaworski A.Z., Tedrow J.C.F.* Pedological properties of New Jersey tidal marshes // Soil Sci. 1985. № 1. P. 21–29.
35. Keys to Soil Taxonomy by the Soil Survey Staff. Fifth Ed. Virginia, Blacksburg: Pocahontas Press, Inc., 1992. 541 p.
36. *Kincheloe K.L., Stehn R.A.* Vegetation patterns and environmental gradients in coastal meadows on the Yukon – Kuskokwim delta, Alaska // Can. J. Botany. 1991. № 7. P. 1616–1627.
37. *Reed D.J.* The response of coastal marshes to sea-level resurvival or submergence // Earth surface and landforms. 1995. V. 20. P. 167–174.
38. Soil Taxonomy. A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys. New Delhi: National Bureau of Soil Survey and Land Use Planning, Second edition, 1999. 885 p.
39. *Tarnocai C.* Soil and terrain development on the York Factory peninsula, Hudson Bay Lowland // Nature of Canada. 1982. V. 3. P. 511–522.
40. *Tseits M.A., Dobrynin D.V.* Classification of marsh soils in Russia // Eurasian Soil Science. 2005. V. 38. Suppl. 1. P. S44–S48.

Approaches to the Classification of Soils of the Accumulative Seashore of Russian North-East

S. V. Gubin[1, *] and A. V. Lupachev[1]

[1] Institute of Physico-Chemical and Biological Problems in Soil Science RAS, Puschino, 142290 Russia

**e-mail: gubin.stas@mail.ru*

The special and wide group of "marsh soils" that are both affected by the maritime and cryogenic processes is proposed to be included into the Russian system of classification and diagnostics of soils. There is an experience of marsh soils regional classification (e.g. Russian European North and Far East, North Europe). Authors propose the classification scheme for 4 taxonomy levels (from stems to subtypes) using the data of soil study of the accumulative shores of the east sector of Russian Arctic. Study objects that are preliminary named "thalassosols" fit into the diagnostic system mainly within three stems. The initial marsh soils division can be singled out within the stem of the initial soils. The new division of allochtonous marsh organogenic soils is proposed within the stem of the organogenic soils. Marsh soils division can be also singled out in the stem of the synlithogenic soils. The approaches of marsh soils interdivision on lower taxonomic levels is also proposed. The new symbol ⁒ is proposed to single out the soil layers and horizons of synlithogenic marsh soils. The specific diagnostic features of profile structure and soil horizons are described for the marsh soils that are distributed in the cryolithozone and are permafrost-affected as well as influenced by maritime salinization.

Keywords: tidal marsh, watten, Thalassosol, Fluvisol, Cryosol, Tidalic, cryogenic mass-exchange, permafrost

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 33–43

ФИЗИКА ПОЧВ

УДК 631.43

ФИЗИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ПОЧВ ГОРОДА СИБАЙ РЕСПУБЛИКИ БАШКОРТОСТАН[1]

© 2022 г. Я. Т. Суюндуков[a, b, *], М. Б. Суюндукова[a], О. С. Безуглова[c], И. К. Хабиров[d], Р. Ф. Хасанова[a, b], И. Н. Семенова[a, b], Ю. С. Рафикова[a], Г. Р. Ильбулова[a, b]

[a] *Институт стратегических исследований Республики Башкортостан, ул. Кирова, 15, Уфа, 450008 Россия*

[b] *Сибайский институт (филиал) Башкирского государственного университета, ул. Белова, 21, Сибай, 453830 Россия*

[c] *Южный федеральный университет, ул. Стачки, 194/1, Ростов-на-Дону, 344090 Россия*

[d] *Башкирский государственный аграрный университет, ул. Октябрьской революции, 34, Уфа, 450000 Россия*

**e-mail: rezeda78@mail.ru*

Поступила в редакцию 12.02.2021 г.
После доработки 25.05.2021 г.
Принята к публикации 31.05.2021 г.

Представлены результаты исследования свойств городских почв, расположенных в горнорудном регионе Республики Башкортостан. Особенностью изученной территории является значительное распространение почв с сильной и очень сильной физической деградацией, а также погребенных под отвалами горных пород, и реплантоземов на рекультивированных участках. Вместе с тем традиционный уклад жизни населения обусловливает наличие в пределах г. Сибай территорий, занятых огородами и садами, на которых формируются почвы типа культуроземов (агрочерноземов, Hortic Anthrosols), оказывающие в целом положительное влияние на почвенный покров города путем увеличения площади “здоровых” почв. Приведено описание разрезов ряда городских почв, сгруппированных в следующие основные категории: естественные, антропогенно-поверхностно-преобразованные и антропогенно-глубокопреобразованные. Разнообразие рассмотренных почв обусловлено типом функционального использования земель, который определяет характер антропогенного воздействия. Выявлена средняя степень деградированности экранозема погребенного по мощности и плотности гумусово-аккумулятивного (А + АВ) горизонта и слабая – пахотного агрочернозема по плотности, что сопровождается ухудшением структурно-агрегатного состояния и сокращением пористости почв. В агрочерноземах огородных отмечено существенное увеличение мощности и улучшение структурного состояния гумусово-аккумулятивного горизонта.

Ключевые слова: городские почвы, физическая деградация, урбиковый горизонт, урбанозем, экранозем, урботехнозем, культуроземы, Hortic Anthrosols

DOI: 10.31857/S0032180X22010129

ВВЕДЕНИЕ

Современный этап формирования почвенного покрова во многом определяется характером и направленностью деятельности человека [9]. В особенности это относится к урбанизированным территориям с преимущественно отрицательными изменениями, приводящими, как правило, к деградации объектов естественной природы. При этом зона влияния города на почвы существенно превышает границы населенного пункта и охватывает обширные пространства окрестностей вокруг него. Урбанизация приводит к уменьшению экологической устойчивости территорий, что проявляется в усилении абиотичности системы и повышении уровня экологических рисков для окружающей среды [10, 20, 24, 42].

Мощным фактором развития городских почв и почвенного покрова промышленных районов является характер функционального использования земель [26, 35, 36, 41], влияние которого определяет направленность формирования и развитие значительного многообразия антропогенно-измененных почв [21].

В условиях промышленных зон городов практически полностью подавлены экологические функции почв, в том числе протекторная функ-

[1] К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизированных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22010129.

ция [2, 16]. На землях других функциональных зон почвенный покров нарушен в различной степени, менее всего – на землях природно-рекреационной и природоохранной зон, однако нередко почвы подобных территорий также оказываются в значительной степени преобразованными [17, 40]. В зоне влияния промышленных предприятий и транспорта происходит химическое загрязнение почв, в том числе тяжелыми металлами [11, 14, 16, 18, 19]. Физическое состояние городских почв изучено недостаточно [31].

В этой связи при исследовании почвенного покрова урбанизированных территорий большое внимание следует уделять изучению их физических свойств, которые играют одну из решающих ролей в реализации основной функции почвы – плодородия и обеспечивающих основу устойчивого землепользования [2, 3, 39].

Физическая деградация почвы связана с существенными изменениями в профиле почв и значительным ухудшением их физических свойств [34, 38]. Такие изменения могут быть обусловлены как длительным и медленным протеканием и постепенным накоплением (суммированием) различных процессов деградации, достигающих уровня необратимых и доводящих почву до критического состояния, так и относительно быстрым полным или частичным разрушением, связанным с технологическими этапами горных разработок, дорожных и градостроительных работ. В результате такого разрушения происходит уничтожение почвенного покрова [8].

По мнению ряда исследователей наиболее информативными показателями физического состояния почв являются плотность сложения и пористость [7, 13, 23, 33]. На урбанизированных территориях эти показатели в значительной степени зависят от таких антропогенных факторов, как разрушение и деформация структуры под давлением ходовых систем тяжелой техники, перемешивание почвы с более плотными материалами (строительным мусором, нижележащим грунтом, горными породами). Значительное влияние также может оказать прокладывание дорог и тропинок [17]. Все это приводит к увеличению плотности, а зачастую – к переуплотнению верхних горизонтов почвы. Так, по данным Апарина с соавт. [1], плотность гумусового горизонта в городских почвах больше, чем в естественных: доля переуплотненных гумусовых горизонтов в городских почвах достигает 44%. Это приводит к ухудшению условий жизнедеятельности растений и почвенных организмов. Уплотнение и связанное с этим процессом сокращение пористости ухудшают фильтрационные свойства почвы, что приводит к увеличению поверхностного стока, усилению эрозионных процессов, резкому изменению водного режима территорий и т. д.

Важную роль в выполнении почвой основных экологических функций играют структура почвы и ее качество [27, 29]. Агрономически ценная (10–0.25 мм) и водоустойчивая (5–0.25 мм) структура обеспечивает оптимальные условия для корневых систем растений, почвенной микрофлоры, хорошей водопроницаемости, способствующей предотвращению развития водной и ветровой эрозии, накоплению и исключению непродуктивного испарения почвенной влаги. В городских экосистемах структурное состояние почв в значительной степени зависит от степени антропогенной нагрузки, вплоть до изменения морфологии структурных отдельностей городских почв [28].

При изучении процессов трансформации почвенного покрова региона с развитой горнорудной промышленностью следует рассматривать два основных направления его деградации: физическую и химическую.

Физическая деградация почв урбанизированных территорий изучалась преимущественно на примере крупных городов с многочисленными источниками загрязнения и физического разрушения почв, такими как промышленные предприятия, теплоэлектростанции, автомобильный и железнодорожный транспорт, промышленное и гражданское строительство, прокладка дорог и магистральных трубопроводов и др. [6, 21, 22, 28].

Значительно меньше исследований посвящено проблемам деградации почв малых и средних городов, где также функционируют крупные промышленные предприятия. Для таких городов характерны малоэтажные застройки, а также значительная площадь коллективных садов и районов с частным домовладением с приусадебными участками. В результате выращивания растениеводческой продукции и тщательного ухода за состоянием почвы в садах и огородах на этих землях под комплексным влиянием факторов окультуривания формируются так называемые культуроземы, для которых характерно наличие мощного гумусового горизонта или торфяно-перегнойно-компостных слоев [12]. Название для почв, имеющих мощный культурный слой, было предложено Строгановой, Агарковой [25]. Позже, адаптируя классификацию городских почв к системе, положенной в основу Классификации и диагностики почв России [32], авторы уточнили, что “если под пахотным горизонтом сохраняются какие-либо горизонты верхней части профиля, то почва классифицируется как агро-почва” [6, с. 55]. Применительно к почвенному покрову г. Сибай, где зональные почвы представлены черноземом обыкновенным (сегрегационным), это будут агрочерноземы сегрегационные. По международной классификации [37] почвы, имеющие диагностический горизонт Hortic – темный, с высоким содержанием

органического вещества и фосфора, с зоогенной переработкой, насыщенный основаниями, сформировавшийся в результате многолетнего использования с внесением удобрений и органических отходов, называются Anthrosols. В случае наличия менее мощного верхнего антропогенного горизонта почвы могут быть отнесены к соответствующему типу и подтипу с добавлением квалификатора, указывающего на генезис поверхностного горизонта. В данном случае это Haplic Chernozems (Terric). В г. Сибай такие почвы составляют основу почвенного покрова в районах частного домовладения и коллективных садов, где на их долю приходится до 25% от общей площади территории города. Относительно высокая доля садово-огородных земель со сформированными на них культуроземами оказывает в целом положительное влияние на почвенный покров малых и средних городов, увеличивая площади "здоровых" почв.

В данной работе рассматриваются результаты изучения разнообразия почв и изменения их физических свойств на примере г. Сибай – типичного населенного пункта горнорудного региона Республики Башкортостан (Южное Зауралье), расположенного на территории Баймакского района. Зауральская зона Республики Башкортостан представляет собой геохимическую провинцию с развитым горнорудным производством, являющимся мощным источником негативного воздействия на почвенный покров. Одним из наиболее значимых промышленных предприятий города является Сибайский филиал Учалинского горно-обогатительного комбината с карьером, отвалами, обогатительной фабрикой, хвостохранилищами. Кроме него в городе функционируют Сибайский горно-обогатительный комбинат, теплоэлектроцентраль, Башкирское шахтопроходческое управление, завод буровых реагентов.

Особенностью г. Сибай является наличие двух главных факторов, оказывающих существенное и противоположно направленное влияние на экологическую ситуацию. С одной стороны, это функционирование крупного горнорудного предприятия, негативная экологическая нагрузка которого велика ввиду относительно небольшой площади территории города. С другой стороны, благоприятное воздействие на почвенный покров оказывает наличие значительных площадей, занятых коллективными садами и индивидуальной жилищной застройкой с приусадебными участками.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Город Сибай расположен на выровненном по рельефу участке на переходе восточных хребтов и предгорий Южного Урала в Зауральский пенеплен. Для изучения почвенного покрова были выбраны пробные площадки в городских микрорайонах, различающихся по функциональному использованию земель. В число жилых микрорайонов с частными малоэтажными постройками входят поселки Золото, Золото 2, Аркаим, Камыш-Узяк, Сарматы, Строителей, Южный, Южный 2, Горный, Обогатителей, Северный, Дом рыбака, Дом рыбака 2. Микрорайон Восточный и центр города представляют собой многоэтажную жилую часть города. Промышленные зоны представлены участками вблизи Сибайского и Камаганского карьеров с крупными отвалами, Сибайской обогатительной фабрики со старым и новым хвостохранилищами, известнякового карьера, теплоэлектроцентрали, объектов бывших леспромхоза, молочно-консервного и мясокомбинатов (рис. 1).

Земельные участки возле поселков Южный и Южный 2, Аркаим, Золото используются в качестве пастбищных угодий. Многие коллективные сады, новые жилые поселки Сарматы, Северный расположены на бывших пахотных угодьях, незанятая часть которых в настоящее время представляет собой залежь.

На участках, характеризующихся разным уровнем антропогенного влияния, заложено 18 почвенных разрезов. Кроме того, сделано 25 описаний почв на стенах котлованов и траншей, вырытых при производстве различных строительных и ремонтных работ. Отбор почвенных образцов проведен в трехкратной повторности в соответствии с общепринятыми методиками.

Для исследования особенностей физической деградации почв использованы подходы метода ключей-аналогов, согласно которым сравнительно исследованы показатели разрезов, расположенных на одинаковых и выровненных элементах рельефа. В качестве контроля на территории Баймакского района Республики Башкортостан заложен разрез на идентичном по рельефу с городскими почвами целинном участке чернозема обыкновенного (сегрегационного) тяжелосуглинистого со следующими показателями горизонтов Ад, А1 и АВ, соответственно: мощностью – 6 и 16 см; плотностью – 0.82, 1.06 и 1.21 г/см^3; общей пористостью – 67.2, 60.6 и 55.6%; содержанием агрономически ценной структуры размером 10–0.25 мм – от 78.5 до 86.2%, водоустойчивых агрегатов более 0.25 мм – от 78.7 до 88.2%.

С целью оценки влияния процесса урбанизации на признаки и свойства почв использованы наиболее часто встречающиеся почвы с сохраненным естественным сложением. Плотность почвы определяли методом режущих колец по Качинскому, общую пористость – расчетным методом, структурно-агрегатный состав – методом качания сит по Саввинову [4]. Полученные величины плотности и пористости почв оценивали по шкале Качинского, показатели структурного состояния – по шкале, предложенной Долговым и Бахтиным [4].

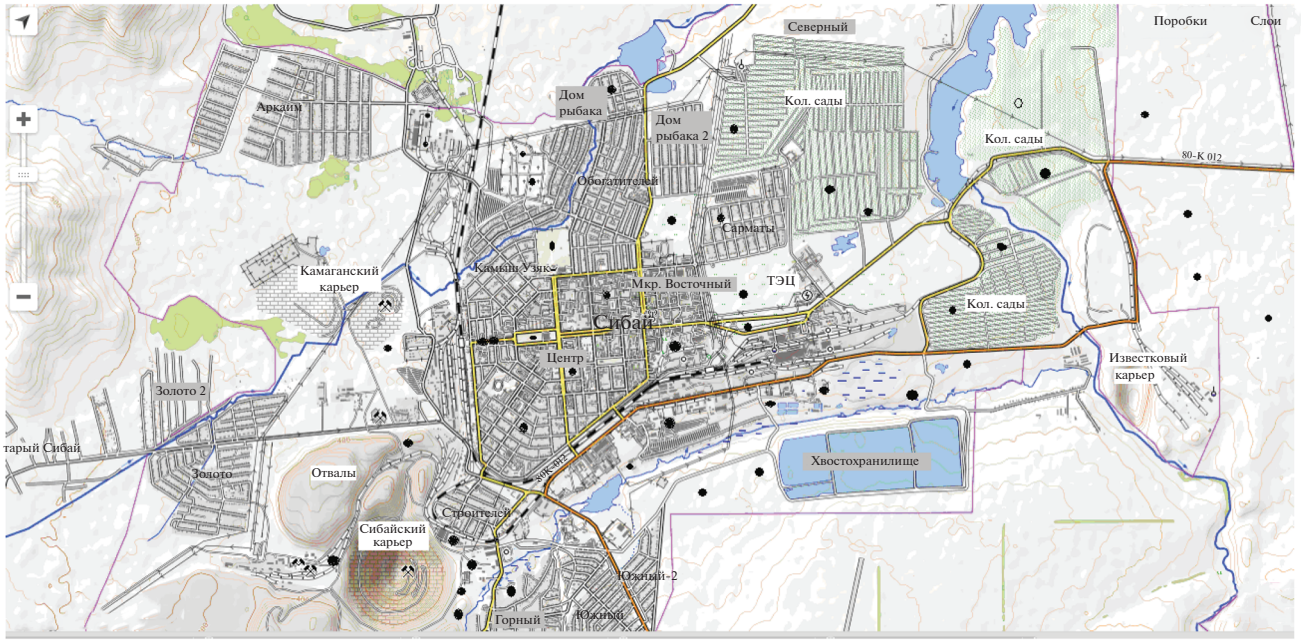

Рис. 1. Карта-схема г. Сибай и расположение пробных площадок (показаны кружками).

Для оценки степени деградации почвы по мощности гумусового горизонта и плотности сложения использована шкала [8], учитывающая отклонение значений конкретных физических параметров от контроля: от недеградированных (степень деградации 0) до очень сильно деградированных (степень деградации 4). Промежуточные степени 1, 2 и 3 соответствовали слабой, средней и сильной степени деградации (табл. 1).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

В черте г. Сибай выделены как естественные почвы, так и варианты антропогенно-измененных (нарушенных) почв (рис. 2, 3). Описание некоторых почвенных профилей приведено в табл. S1.

Исследование позволило объединить почвы г. Сибай в следующие категории (группы):

– естественные почвы, к которым относятся земли пастбищных угодий, резервных зон городских кладбищ, то есть участков с ненарушенным сложением генетических горизонтов, за исключением верхней части горизонта A, под достаточно хорошо сохранившейся естественной растительностью, микро- и макрорельефом, подверженных относительно небольшому антропогенному воздействию;

– антропогенно-поверхностно-преобразованные почвы участков с небольшими изменениями микрорельефа и верхних горизонтов почвенного профиля, иногда с присутствием видов естественной растительности, подверженных антропогенному воздействию средней степени (залежи, пахотные почвы окрестностей города, коллективных садов, парков, огородов участков индивидуальных малоэтажных застроек, почвы части территорий охранных зон промышленных предприятий и т. д.);

– антропогенно-глубокопреобразованные почвы участков со значительными (или полными) трансформациями рельефа и нарушениями почвенного профиля, связанными с сильным антропогенным воздействием (почвы микрорайонов с многоэтажной жилой застройкой, промышленных зон предприятий, окрестностей карьеров, отвалов и хвостохранилищ горнорудной промышленности и др.). Значительную часть в этой группе

Таблица 1. Шкалы оценки степени физической деградации почв (по [8])

Признак и показатель деградации	Степень деградации				
	0	1	2	3	4
Мощность горизонта, %	<10	10–20	30–50	60–100	>100
Увеличение плотности сложения горизонта Апах, %	<10	10–20	21–30	31–40	>40

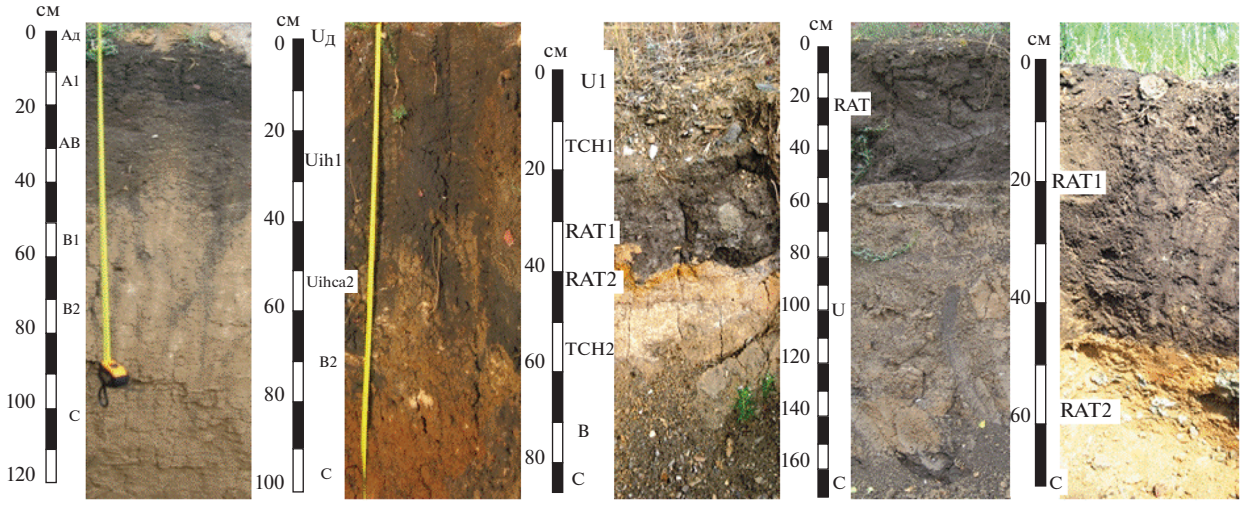

Рис. 2. Чернозем и урботехноземы г. Сибай.

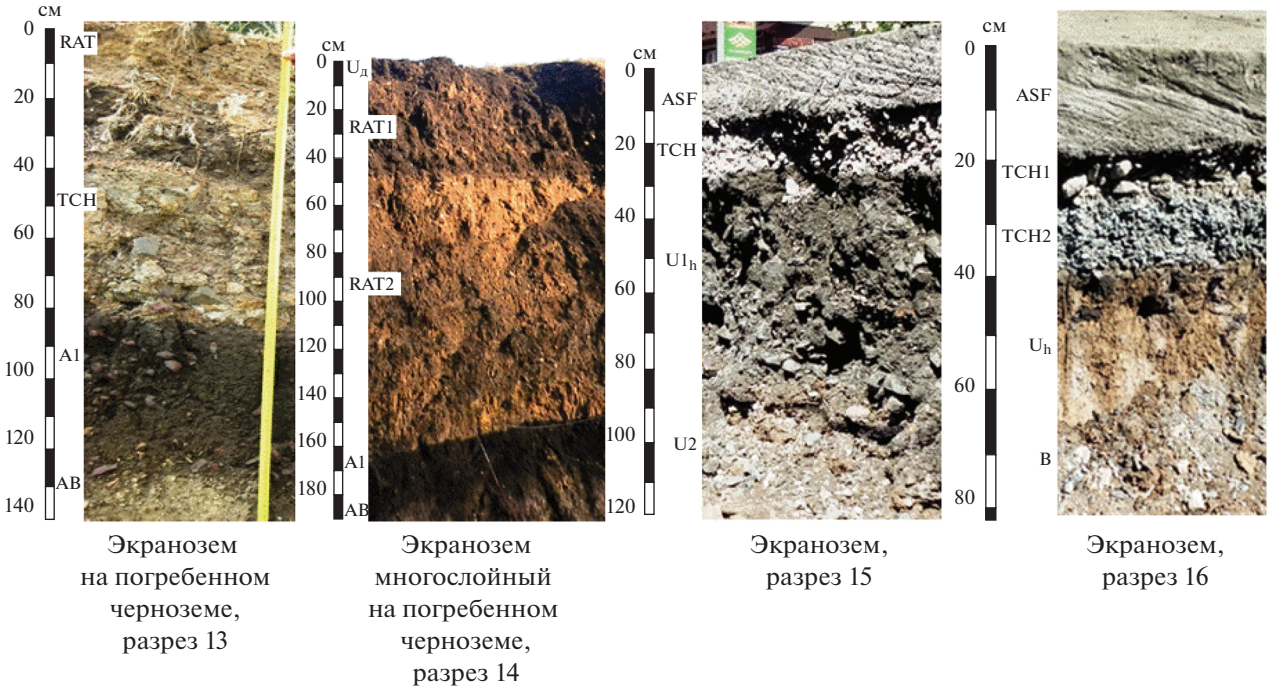

Рис. 3. Экраноземы г. Сибай.

составляют городские территории, занятые объектами горнорудного производства, с сильно и очень сильно деградированным почвенным покровом или его полным отчуждением из функционирующих экосистем, а именно: под карьерами, хвостохранилищами, железнодорожными полотнами, отвалами горных пород, включая погребенные почвы. Исключение составляет частичное вос-

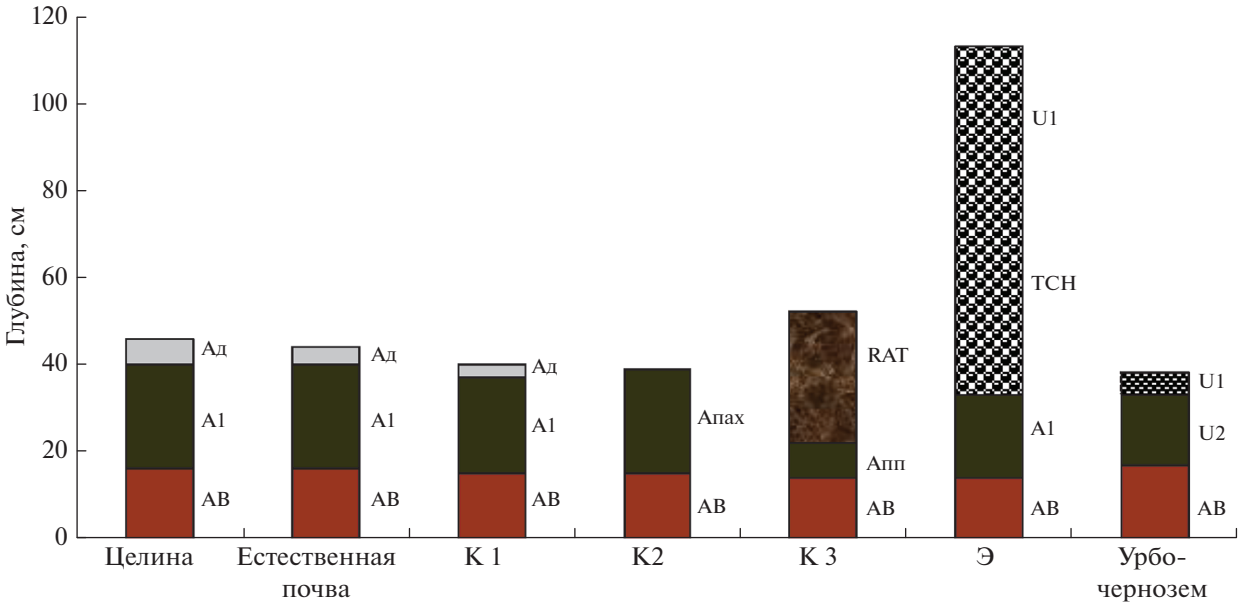

Рис. 4. Изменение мощности почв г. Сибай. Условные обозначения: Э – экранозем погребенный; варианты культурозема поверхностно-преобразованного (агрочернозема сегрегационного): К 1 – залежный (с дерниной, разрез 5), К 2 – пахотный (разрез 3), К 3 – огородный (с насыпным гумусированным материалом, разрез 4).

становление почвенного покрова на небольшом рекультивированном участке отвалов Сибайского карьера путем создания реплантоземов.

Выявлено, что в естественных почвах по сравнению с антропогенно-преобразованными при преимущественном сохранении типичных морфологических признаков отмечено заметное (на 5–16 см) понижение линии вскипания от соляной 10%-ной кислоты, что, вероятно, обусловлено интенсификацией нисходящего движения фильтрационных вод из-за увеличения накопления снега.

Для изучения степени деградации антропогенно-поверхностно-преобразованных почв по морфологическим признакам и физическим свойствам проведено сравнение с контролем наиболее широко представленных в городе естественных почв, пахотного, залежного и огородного вариантов агрочернозема, урбочернозема, а также экранозема погребенного с сохранившимся естественным сочетанием генетических горизонтов.

Мощность гумусового горизонта. Результаты изучения мощности гумусово-аккумулятивного слоя и отдельных его горизонтов почв отражены на диаграмме (рис. 4). Естественные почвы в условиях города по строению и мощности гумусово-аккумулятивных горизонтов практически не отличаются от контроля. Незначительная разница суммарной мощности горизонтов А и АВ позволяет отнести по данному признаку естественные почвы к категории недеградированных [8].

Пахотный и залежный варианты агрочернозема сегрегационного по строению профиля очень близки к естественным почвам, однако отличаются заметным уменьшением мощности гумусово-аккумулятивных (А + АВ) горизонтов. По степени уменьшения мощности горизонтов (на 19 и 15%) их следует отнести к категории слабодеградированных (табл. 1). В то же время в залежном варианте данных почв отмечено частичное восстановление дернины.

Огородный вариант агрочернозема сегрегационного отличается существенным увеличением мощности гумусово-аккумулятивного горизонта (52 см) по сравнению с целинной почвой (46 см) за счет регулярного внесения высоких количеств перегноя и снятого на строительных площадках почвенно-растительного слоя (“чернозема”). При этом под урбиковым, ныне обрабатываемым слоем (U_h), выделяется “подпахотный” горизонт мощностью 8–10 см, ранее бывший пахотным, с характерными для него благоприятными свойствами: относительной рыхлостью и хорошей оструктуренностью. В связи с заметным увеличением мощности гумусово-аккумулятивного горизонта под влиянием положительного фактора окультуривания огородный агрочернозем следует считать вариантом улучшенных городских почв.

Суммарная мощность горизонтов А + АВ экранозема погребенного по сравнению с контролем уменьшилась на 13 см (28%), что соответствует категории среднедеградированных почв по данному признаку.

Урбо-черноземы, к которым относятся почвы с частично удаленным гумусово-аккумулятивным слоем в результате проведения строительно-

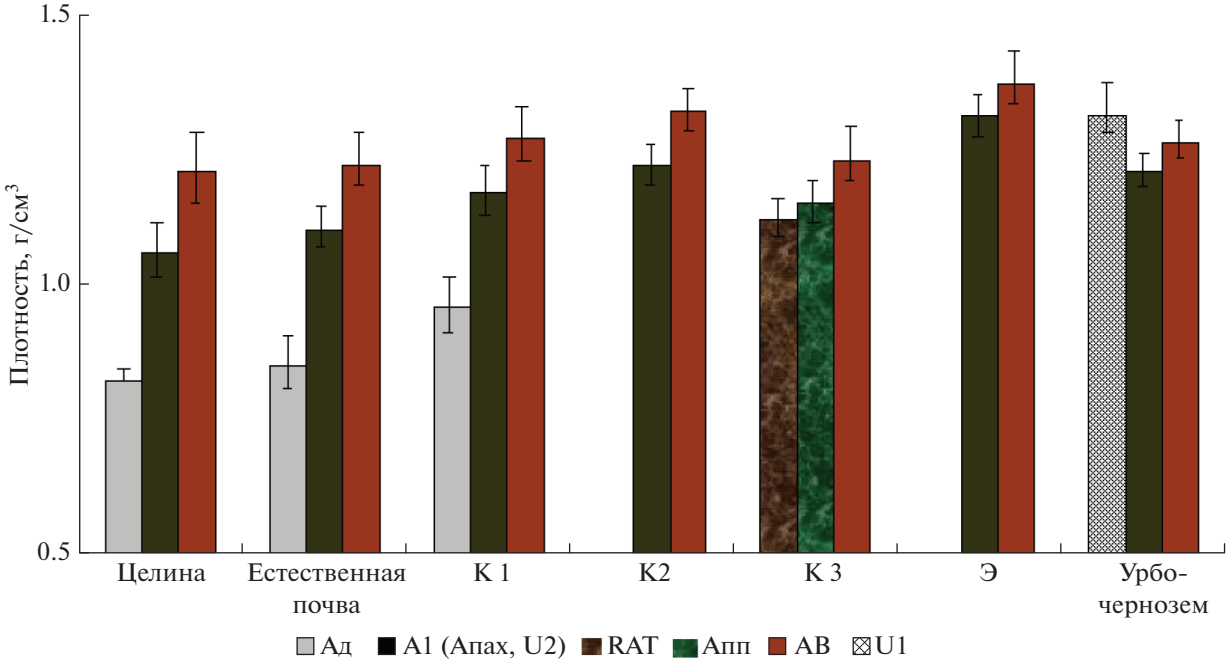

Рис. 5. Плотность сложения почв г. Сибай. Условные обозначения см. рис. 4.

планировочных работ, деградированы в разной степени (от 1 до 3), что зависит от мощности удаленного поверхностного слоя.

Из рис. 4 очевидно постепенное уменьшение мощности горизонта Ад от целинной к естественной городской почве и далее к залежному варианту агрочернозема сегрегационного, что связано с ростом антропогенной нагрузки в рассматриваемом ряду и уменьшением в этой связи разнообразия и продуктивности травостоя.

Плотность и пористость. Усредненные значения плотности вышеназванных категорий почв приведены на рис. 5. Плотность многих рассматриваемых категорий почв несколько больше по сравнению с целинным аналогом. Плотность верхних горизонтов естественной городской почвы практически не отличается от показателей целинной почвы. Плотность горизонтов А и АВ пахотного агрочернозема (К 2) значительно больше (на 0.16 и 0.11 г/см^3) и оценивается как уплотненная и сильно уплотненная соответственно. В залежном варианте агрочернозема (К 1) плотность названных горизонтов находится в пределах типичной и уплотненной категорий. Урбиковый (U_h) и горизонт А1 огородного варианта агрочернозема (К 3) имеют оптимальные параметры плотности. Показатели плотности соответствующих горизонтов экранозема больше контроля на 0.16 и 0.25 г/см^3, урбо-чернозема – на 0.06–0.15 г/см^3, что позволяет оценить почвы как сильно уплотненную и уплотненную соответственно. Сильное уплотнение профиля экранозема объясняется влиянием давления мощного перекрывающего грунта.

Оценка степени физической деградации почв по изменению величины плотности [8] показала, что агрочернозем пахотный соответствует слабой, экранозем погребенный – средней степеням деградации. Эти результаты не согласуются с выводом Горбова с соавт. [7] о том, что для степных почв со значениями плотности сложения меньше 1.4 г/см^3, данное свойство не является информативным для диагностики урбопедогенеза.

Зеркальным отражением плотности является общая пористость почвы. По данному показателю гумусово-аккумулятивные горизонты естественной городской почвы и огородного варианта агрочернозема согласно шкале Качинского соответствуют, как и у целинной почвы, категории “отличная”. В пахотном варианте агрочернозема она существенно меньше (нижняя граница категории “удовлетворительная”), в экраноземе погребенном – “неудовлетворительная”. Залежный вариант агрочернозема и урбо-чернозем занимают промежуточное положение (категория “удовлетворительная”).

В ряду почв от целинной к естественной городской и далее к залежному варианту агрочернозема отмечено постепенное уплотнение и уменьшение пористости горизонта Ад.

Изменение структурно-агрегатного состава городских почв. Результаты определения структурно-агрегатного состояния изученных категорий почв г. Сибай представлены в табл. 2.

Таблица 2. Агрегатный состав почв г. Сибай

Горизонт	Целина	Естественная почва	К 1	К 2	К 3	Э	Урбо-чернозем
Содержание агрономически ценных (10–0.25 мм) агрегатов сухого просеивания, %							
Ад	78.5 ± 3.5	60.5 ± 2.5	59.6 ± 3.3	–	–	–	–
A_1 (Апах, U2)	84.3 ± 5.6	74.2 ± 4.8	64.3 ± 5.9	53.3 ± 6.4	75.2 ± 5.1	68.6 ± 7.8	52.9 ± 6.8
АВ	86.2 ± 5.8	74.5 ± 6.4	68.2 ± 4.6	69.2 ± 5.6	81.7 ± 6.4	65.8 ± 5.7	72.5 ± 3.4
Шкала оценки: <20 – плохо; 20–40 – неудовлетворительно, 40–60 – удовлетворительно, 60–80 – хорошо, >80 – отлично							
Содержание водоустойчивых агрегатов (5–0.25 мм), %							
Ад	78.7 ± 2.7	56.8 ± 1.8	48.1 ± 2.8	–	–	–	–
A_1 (Апах, U2)	88.2 ± 4.7	77.1 ± 5.3	52.6 ± 5.9	44.3 ± 3.5	63.4 ± 2.1	50.6 ± 3.3	58.0 ± 2.4
АВ	88.0 ± 4.6	76.0 ± 5.4	61.8 ± 4.5	48.4 ± 4.5	70.1 ± 3.4	44.3 ± 2.3	66.8 ± 3.5
Шкала оценки: <20 – плохо; 20–40 – неудовлетворительно; 40–55 – удовлетворительно; 55–70 – хорошо; >70 – отлично.							

Примечание. Условные обозначения приведены на рис. 4. В таблице представлены средние значения и их стандартные отклонения (M ± SEM).

Результаты сухого просеивания выявили, что в городских почвах содержание агрегатов 10–0.25 мм в горизонте А1 и соответствующих ей горизонтах Апах и U варьирует в широких пределах – от 52.9 до 75.2%. При этом наименьшее его количество отмечено в урбо-черноземе (52.9) и агрочерноземе пахотном (53.3%) – оценка “удовлетворительно”, что на 2 порядка меньше по сравнению с целинной почвой (“отлично”). Для соответствующих горизонтов других категорий городских почв характерен “хороший” структурный состав. Горизонт АВ сравниваемых категорий почв относительно выровнен по содержанию агрегатов размером 10–0.25 мм, их количество колеблется в пределах от 65.8 до 74.5%, структурный состав по шкале Бахтина оценивается как “хороший”. У огородного варианта агрочернозема структурный состав данного горизонта имеет одинаковую с целинным аналогом оценку – “отличный”. Содержание агрегатов размером 10–0.25 мм в горизонтах А1 и АВ естественной городской почвы меньше, чем в целинном аналоге, на 10 и 12%, при этом по упомянутой шкале оценка также ниже – “хорошая”.

Содержание водоустойчивых агрегатов размером более 0.25 мм в естественной почве в горизонтах А1 и АВ меньше, чем в целинном аналоге, соответственно на 11 и 6%, хотя при этом оценка по шкале Бахтина одинаково “отличная”. Наименьшее количество водоустойчивых агрегатов отмечено в пахотном варианте агрочернозема и в экраноземе (“удовлетворительно”). Далее в порядке увеличения водоустойчивости агрегатов следуют агрочернозем залежный (оценка “удовлетворительно”), убочернозем и агрочернозем огородный (“хорошо”).

Из представленных в табл. 2 данных очевидно постепенное ухудшение показателей структурно-агрегатного состояния горизонта Ад от целины к естественной городской почве и далее к залежному варианту агрочернозема сегрегационного. В указанном ряду почв уменьшение содержания агрегатов размером 10–0.25 мм составляет 19%, водоустойчивости – 30%.

Таким образом, естественная городская почва, несмотря на морфологическое сходство, по структурному состоянию несколько уступает целинному аналогу. Высокими показателями структурно-агрегатного состава характеризуется огородный вариант агрочернозема. В залежном варианте агрочернозема произошло частичное восстановление структурного состояния по сравнению с пахотным аналогом, по всей видимости, благодаря формированию дернового горизонта.

ВЫВОДЫ

1. В почвенном покрове г. Сибай наряду с естественными и антропогенно-преобразованными встречаются почвы, характерные для объектов горнорудных территорий: погребенные под отвалами горных пород и реплантоземы на рекультивированных участках отвалов. Значительную территорию занимают антропогенно-глубокопреобразованные почвы, относящиеся к категориям сильно и очень сильно деградированных. Под карьерами, отвалами горных пород, хвостохранилищами, же-

лезнодорожными полотнами почвенный покров полностью отчужден из функционирующих экосистем. Особенностью структуры почвенного покрова г. Сибай является высокая доля агрочерноземов (культуроземов), представленных залежным, пахотным и огородным вариантами.

Естественные городские почвы характеризуются сходством с целинной почвой по морфологическим признакам и физическим свойствам. Некоторое отличие заключается в понижении линии вскипания от соляной кислоты на 5–16 см, незначительном уменьшении мощности горизонта Ад и уплотнении гумусово-аккумулятивного горизонта. В то же время отмечено уменьшение содержания агрегатов с агрономически ценной структурой (на 10–12%) и водоустойчивости (на 6–11%) по сравнению с целинным аналогом.

3. От целинной к естественной городской почве и далее к залежному варианту агрочернозема сегрегационного отмечено постепенное уменьшение мощности горизонта Ад, уплотнение, уменьшение пористости и содержания агрономически ценных и водоустойчивых агрегатов почвы.

4. Для антропогенно-поверхностно-преобразованных почв города Сибай характерны отрицательные изменения морфологических признаков и физическая деградация от слабой до средней степени: уменьшение мощности гумусово-аккумулятивного горизонта, понижение линии вскипания от соляной кислоты, уплотнение, снижение пористости, ухудшение структурного состояния.

Для агрочернозема пахотного характерны слабая деградация гумусово-аккумулятивного горизонта по плотности, низкая пористость и удовлетворительное структурное состояние. В залежном варианте агрочерноземов наблюдается частичное восстановление физических свойств по сравнению с пахотным аналогом благодаря формированию горизонта Ад. Агрочерноземы огородные характеризуются существенным увеличением мощности и хорошими показателями физических свойств гумусово-аккумулятивного горизонта в результате положительного антропогенного воздействия.

Профиль экранозема погребенного отличается уменьшением мощности генетических горизонтов на 13 см и увеличением их плотности выше контроля на 0.16–0.25 г/см^3, что соответствует средней степени деградации по этим показателям.

Урбо-черноземы представляют собой почвы с хорошим структурно-агрегатным составом, деградированные по мощности гумусово-аккумулятивного горизонта от слабой до сильной степени. Степень деградации урбо-чернозема определяется толщиной удаленного поверхностного слоя.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Публикация подготовлена в рамках поддержанного РФФИ и Правительством Республики Башкортостан научного проекта 19-413-020003 р_а.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Описание разрезов почв урбанизированных территорий (г. Сибай)

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю., Булышева М.А., Лазарева М.А.* Гумусовые горизонты почв урбоэкосистем // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1067–1084. https://doi.org/10.1134/S0032180X18090010
2. *Безуглова О.С., Горбов С.Н., Морозов И.В., Невидомская Д.Г.* Урбопочвоведение. Ростов н/Д: Издательство Южного федерального ун-та, 2012. 264 с.
3. *Безуглова О.С., Тагивердиев С.С., Горбов С.Н.* Физические характеристики городских почв Ростовской агломерации // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1153–1159.
4. *Ганжара Н.Ф., Борисов Б.А., Байбеков Р.Ф.* Практикум по почвоведению. М.: Агроконсалт, 2002. 280 с.
5. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы: генезис, география, рекультивация. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
6. *Горбов С.Н., Безуглова О.С.* Почвенный покров Ростовской агломерации. Ростов-на-Дону, Таганрог: Изд-во Южного федерального ун-та, 2019. 186 с.
7. *Горбов С.Н., Безуглова О.С., Абросимов К.Н., Скворцова Е.Б., Тагивердиев С.С., Морозов И.В.* Физические свойства почв Ростовской агломерации // Почвоведение. 2016. № 8. С. 964–974.
8. Деградация и охрана почв / Под ред. Г.В. Добровольского. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. 654 с.
9. *Добровольский Г.В., Бабьева И.П., Богатырев Л.Г. и др.* Структурно-функциональная роль почв и почвенной биоты в биосфере. М.: Наука, 2003. 364 с.
10. *Добровольский Г.В., Строганова М.Н., Прокофьева Т.В., Стриганова Б.Р., Яковлев А.С.* Почва, город, экология. М.: Фонд “За экономическую грамотность”, 1997. 320 с.
11. *Дымов А.А., Каверин Д.А., Габов Д.Н.* Свойства почв и почвоподобных тел г. Воркута // Почвоведение. 2013. № 2. С. 240–248. https://doi.org/10.7868/S0032180X13020032
12. *Еремченко О.З., Москвина Н.В., Шестаков И.Е.* Строение, свойства и распространение урбоагропочв в районах одноэтажной застройки г. Перми // Вестник Пермского университета. 2006. Вып. 10(36). С. 160–163.
13. *Ивонин В.М., Авдонин В.Е.* Эрозия бурых лесных почв в связи с рекреационной дигрессией // Почвоведение. 2000. № 2. С. 243–251.

14. *Корчагина К.В., Смагин А.В., Решетина Т.В.* Оценка техногенного загрязнения городских почв на основе профильного распределения тяжелых металлов и плотности сложения // Почвоведение. 2014. № 8. С. 988. https://doi.org/10.7868/S0032180X14080085
15. *Кошелева Н.Е.* Пятая международная конференция "Почвы урбанизированных, промышленных, горнодобывающих и военных территорий" (Нью–Йорк, США) // Почвоведение. 2010. № 9. С. 1146–1150.
16. *Крупская Л.Т., Дербенцева А.М., Нестерова О.В., Назаркина А.В., Щапова Л.Н., Морин В.А.* Загрязнение почв в зоне влияния отходов переработки оловорудного сырья (Хабаровский край) // Почвоведение. 2013. № 3. С. 372. https://doi.org/10.7868/S0032180X13030040
17. *Кузнецов В.А., Рыжова И.М., Стома Г.В.* Изменение свойств почв лесопарков Москвы при высоком уровне рекреационной нагрузки // Почвоведение. 2017. № 10. С. 1270–1280. https://doi.org/10.7868/S0032180X17100057
18. *Ладонин Д.В., Михайлова А.П.* Тяжелые металлы и мышьяк в почвах и уличной пыли юго-восточного административного округа г. Москвы: результаты многолетних исследований // Почвоведение. 2020. № 11. С. 1401–1411. https://doi.org/10.31857/S0032180X2011009X
19. *Опекунова М.Г., Сомов В.В., Папян Э.Э.* Загрязнение почв в районе воздействия горнорудных предприятий Башкирского Зауралья // Почвоведение. 2017. № 6. С. 744–758. https://doi.org/10.7868/80032180X17060089
20. *Павлова Л.М., Радомская В.И., Юсупов Д.В.* Высокотоксичные элементы в почвенном покрове на территории г. Благовещенска // Экология и промышленность России. 2015. № 5. С. 50–55.
21. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И.* Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1066. https://doi.org/10.1134/S0032180X18090095
22. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.Е.* Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.
23. *Сапожников П.М.* Деградация физических свойств почв при антропогенных воздействиях // Почвоведение. 1994. № 11. С. 60–75.
24. *Строганова М.Н.* Городские почвы: генезис, систематика, экологическое значение (на примере г. Москвы). Автореф. дис. ... докт. биол. н. М., 1998. 71 с.
25. *Строганова М.Н., Агаркова М.Г.* Городские почвы: опыт изучения и систематики // Почвоведение. 1992. № 7. С. 16–24.
26. *Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В.* Роль почв в городских экосистемах // Почвоведение. 1997. № 1. С. 96–101.
27. *Суюндуков Я.Т.* Экология пахотных почв Зауралья Республики Башкортостан. Уфа: Гилем, 2001. 256 с.
28. *Тагивердиев С.С., Горбов С.Н., Безуглова О.С., Котик М.В.* Деградация физических свойств почв черноземной зоны в условиях города // Известия Самарского научного центра Российской академии наук. 2016. № 2. Т. 18. С. 226–229.
29. *Татаринцев Л.М., Татаринцев В.Л., Каблова Н.Ю.* Структуры гранулометрического состава и их влияние на засоление почв Алтайской Кулунды. Барнаул: Изд-во АГАУ, 2003. 123 с.
30. *Фрид А.С., Борисочкина Т.И.* Миграционная подвижность тяжелых металлов в сильнозагрязненных почвах в окрестностях комбината "Североникель" (Мурманская область) // Почвоведение. 2020. № 9. С. 1144–1154. https://doi.org/10.31857/S0032180X20090051
31. *Шеховцева О.Г., Мальцева И.А.* Особенности физических, химических и биологических свойств почв г. Мариуполь (Украина) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 869–877. https://doi.org/10.7868/S0032180X14070132
32. *Шишов Л.Л., Тонконогов В.Д., Лебедева И.И., Герасимова М.И.* Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
33. *Attanayake C.P., Hettiarachchi G.M., Harms A., Presley D., Martin S., Pierzynski G.M.* Field evaluations on soil plant transfer of lead from an urban garden soil // J. Environ. Qual. 2014. V. 43. P. 475–487.
34. *Craul P.J.* A description of urban soils and their desired characteristics // J. Arboriculture. 1985. V. 11. P. 330–339.
35. *Demina S., Vasenev V., Ivashchenko K., Ananyeva N., Plyushchikov V., Hajiaghayeva R., Dovletyarova E.* Microbial Properties of Urban Soils with Different Land-Use History in New Moscow // Soil Science. 2018. V. 183. Lippincott Williams Wilkins Ltd., United States. P. 132–140. https://doi.org/10.1097/SS.0000000000000240
36. *Huot H., Joyner J., Córdoba A., Shaw R.K., Wilson M.A., Walker R., Muth T.R., Cheng Z.* Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities // J Soils Sediments. 2017. V. 17(2). P. 393–407. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1552-9
37. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 2014. 181 p.
38. *Lehmann A., Stahr K.* Nature and significance of anthropogenic urban soils // J. Soils Sediments. 2007. V. 7.4. P. 247–260.
39. *Mullins C.E.* Physical Properties of Soils in Urban Areas // Soils in the Urban Environment. Blackwell Scientific Publications, 1991. P. 87–118.
40. *Paramonova T.A., Tishkina E.V., Krasnov S.F., Tolstikhin D.O.* Soil Cover Structure and Main Soil Properties of the Vorob'evy Gory Nature Park // Moscow University Soil Science Bulletin. 2010. V. 65. № 1. P. 22–31.
41. *Park S., Cheng Z.C., Yang H., Morris E.E. et al.* Differences in soil chemical properties with distance to roads and age of development in urban areas // Urban Ecosyst. 2010. V. 13. P. 483–497.
42. Soils within Cities / Eds.: M.J. Levin, K.-H. Kim, J.-L. Morel, W. Burghardt, P. Charzynski, R.K. Shaw. 1st Publisher: Catena-Schweizerbart, Stuttgart, 2017. 249 p.

Physical Properties of the Soils of the City of Sibay of the Republic of Bashkortostan

Ya. T. Suyundukov[1, 2, *], M. B. Suyundukova[1], O. S. Bezuglova[3], I. K. Khabirov[4], R. F. Khasanova[1, 2], I. N. Semenova[1, 2], Yu. S. Rafikova[1], and G. R. Ilbulova[1, 2]

[1] Institute of Strategic Studies of the Republic of Bashkortostan, Ufa, 450008 Russia
[2] Sibay Institute (branch) of Bashkir State University, Sibay, 453830 Russian
[3] Yuzhny Federal University, Rostov-on-Don, 344090 Russia
[4] Bashkir State Agrarian University, Ufa, 450000 Russia
**e-mail: rezeda78@mail.ru*

The results of the study of the properties of urban soils located in the mining region of the Republic of Bashkortostan are presented. The peculiarity of the studied territory is a significant distribution of soils with strong and very strong physical degradation, as well as rocks buried under dumps, and replantozems in reclaimed areas. At the same time, the traditional way of life of the population determines the presence within the city. Sibay of territories occupied by vegetable gardens and orchards, where soils of the type of culturosems (agrochernozems, Hortic Anthrosols) are formed, which have a generally positive effect on the soil cover of the city by increasing the area of "healthy" soils. The article describes the sections of a number of urban soils, grouped into the following main categories: natural, anthropogenic-surface-transformed and anthropogenic-deep-transformed. The diversity of the considered soils is due to the type of functional use of the land, which determines the nature of the anthropogenic impact. The average degree of degradation of the buried chernozem in terms of thickness and density of the humus-accumulative (A + AB) horizon and the weak degree of degradation of arable agro – chernozem in terms of density was revealed, which is accompanied by a deterioration in the structural and aggregate state and a reduction in soil porosity. A significant increase in the capacity and improvement of the structural state of the humus-accumulative horizon was noted in the agricultural chernozems of the vegetable gardens.

Keywords: urban soils, physical degradation, urban horizon, urbanozem, ekranozem, urbanechnozem, culturosem Anthrosols Hortic

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 44–54

ФИЗИКА ПОЧВ

УДК 631.459.2:631.6.02

УСЛОВИЯ ФОРМИРОВАНИЯ ПОВЕРХНОСТНОГО СТОКА ТАЛЫХ ВОД НА СКЛОНОВЫХ ЗЕМЛЯХ ЮГА ПРИВОЛЖСКОЙ ВОЗВЫШЕННОСТИ[1]

© 2022 г. А. В. Кулик[a], *, О. А. Гордиенко[a]

[a]*Федеральный научный центр агроэкологии, комплексных мелиораций и защитного лесоразведения РАН, Университетский пр-т, 97, Волгоград, 400062 Россия*

**e-mail: anastasiya-kulik@yandex.ru*

Поступила в редакцию 05.03.2021 г.
После доработки 19.05.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Цель работы – определение факторов, влияющих на особенности формирования поверхностного стока талых вод на склоновых агролесоландшафтах южного окончания Приволжской возвышенности в 2017 и 2019 гг. Исследования проведены в многофакторных опытах на стационарных стоковых площадках, находящихся под влиянием защитных лесополос, с применением водно-балансового метода. Почвенный покров на межполосном пространстве представлен агроабраземами поверхностно-переуплотненными в комплексе с агроземами солонцовыми светлыми, в лесополосе – агроземом турбированным гумусово-стратифицированным. К началу весеннего снеготаяния из-за зимне-весенних оттепелей в поле сформировался водонепроницаемый мерзлый слой (10 см), влажность которого составляла 0.75ПВ-ПВ. Под влиянием лесополосы на его поверхности сформировался снежный покров высотой в поле – 12–17, в лесополосе – 31–49 см. Глубина промерзания почв на межполосном пространстве в 2017 г. достигала 35 см, в 2019 г. – 88, в лесополосе – 32 и 49 см соответственно. Снеготаяние начиналось стремительно при резком повышении температуры воздуха, а в 2017 г. и при усилении скорости ветра. Эти условия способствовали формированию поверхностного стока талых вод в 2017 г. на поле – 6, под влиянием лесополосы – 3, а в 2019 г. 20 и 10 мм соответственно. На основании анализа динамики модулей стока установлено, что снеготаяние начиналось одновременно на всем межполосном пространстве. Однако лесополоса, оказавшая сильное воздействие на характер распределения снега и уменьшение глубины промерзания почв, способствовала задержанию потока талых вод и уменьшению его интенсивности. После окончания стока почва в поле оттаяла в 2017 г. на 10 см, в 2019 г. на 4 см. Полученные результаты показывают, что при стоке талой воды она взаимодействовала только с верхним слоем, не затрагивая почвенные слои глубже 20 см.

Ключевые слова: накопление снега, снежный покров, глубина промерзания почв, влажность почв, лесные полосы

DOI: 10.31857/S0032180X22010099

ВВЕДЕНИЕ

В пределах бассейна Нижней Волги на долю весеннего снеготаяния приходится от 50 до 99% годового речного стока [15]. Формирование поверхностного стока талых вод определяется природными факторами, которые складываются к моменту начала весеннего снеготаяния. К ним относятся характер покрытия территории водосбора снегом и величина снегозапасов, глубина промерзания и влажность почвы перед снеготаянием, образование ледяной корки и ледяного экрана (особенно характерных для Нижнего Поволжья), резкое увеличение температуры воздуха в течение суток во время стока, агрофон, тип почвенного покрова, его физические и водные свойства [1, 4, 6, 9, 31].

Большая роль в уменьшении потерь от поверхностного стока принадлежит защитным лесонасаждениям (**ЗЛН**) [18, 25, 26, 31]. При правильном расположении лесополос на водосборе, они обеспечивают задержание снега на межполосном пространстве, способствуя его постепенному стаиванию, предупреждая развитие эрозионных процессов. Снежный покров, обладая хорошими термоизоляционными свойствами, предотвращает глубокое промерзание почв [8, 23, 28] и, как следствие, уменьшает сток талых вод. Однако это достигается только в тех случаях, когда он выпадает на талую или слабопромерзшую почву. При устойчивых отрицательных температурах

[1] Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X22010099 для авторизованных пользователей.

воздуха, увеличении влажности почв и глубины их промерзания, сформировавшийся сверху мощный снежный покров будет препятствовать прогреванию поверхности и, наоборот, может спровоцировать сток [27].

Для Нижнего Поволжья очень характерны зимние оттепели, в течение которых выпадают дожди, способствующие уменьшению мощности снежного покрова, а иногда и полному его сходу [12], после чего влажность верхних горизонтов приближается к полной влагоемкости (**ПВ**), а последующее понижение температуры воздуха может привести к образованию на поверхности ледяной корки или в почве ледяного экрана, препятствующих водопоглощению талой воды и способствующих в период весеннего снеготаяния увеличению интенсивности стока [21, 34, 35].

Во второй половине XX в. Шпак вывел зависимость между коэффициентом стока талых вод и глубиной промерзания, а также распространением ледяной корки и относительным дефицитом запасов воды верхнего (0–10 см) слоя почвы [24]. Он отмечает, что большое влияние на сток оказывает дефицит влаги в почве. Так, при его значениях в верхнем горизонте менее 33% сток может быть значительным даже при глубине промерзания чуть более 30 см, а если он составляет более 60% и глубина промерзания более 1 м, сток не формируется. Зависимость между коэффициентом стока талых вод, глубиной промерзания и влажностью почвы также отражены в научных трудах Барабанова, Панова, Петелько для условий лесостепи, степи и сухой степи, Комиссарова и Габбасовой для территории южного Предуралья [9, 25].

На интенсивность снеготаяния и образования поверхностного стока также влияет динамика температуры воздуха [2, 5]. Наибольшие расходы на водосливах, как правило, фиксируются в дневное время, когда устанавливается температурный максимум. В ночные часы отмечается снижение температуры и наблюдается сокращение их интенсивности. Иногда при понижении температуры ниже 0°C сток прекращается и вновь может возобновиться даже через несколько дней.

Целью настоящей работы явилось определение факторов, влияющих на особенности формирования поверхностного стока талых вод в агролесоландшафтах сухостепной зоны юга Приволжской возвышенности в 2017 и 2019 гг. Для ее достижения ставились следующие задачи: изучить климатические особенности гидрологических лет; провести наблюдения за формированием снежного покрова, влажностью и глубиной промерзания почв перед снеготаянием; осуществить мониторинг за поверхностным стоком талых вод.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились на эрозионно-гидрологическом стационаре “Амфитеатр” ФНЦ агроэкологии РАН (бывший ВНИАЛМИ), расположенном на водосборе, образованном балками Пахотина и Григорова в границах г. Волгограда. Изучение природных и антропогенных факторов, влияющих на формирование поверхностного стока талых вод на этом объекте, осуществляется на протяжении 57 лет. В начале исследования проводились под руководством д. с.-х. н. Г.П. Сурмача, в последние 40 лет д. с.-х. н. А.Т. Барабанова. Ранее при изучении вопроса особое внимание уделялось глубине промерзания почвы, величине снегозапасов, увлажнению верхнего слоя почвы. Причем влажность учитывалась в среднем по профилю, а динамика температуры воздуха при стоке подробно не рассматривалась. При начале весеннего снеготаяния именно верхний (0–10 см) слой почвы первый вступает во взаимодействие с талой водой, и от его состояния (степени увлажнения и промерзания) будет зависеть дальнейшее формирование стока.

Территория стационара является частью южного окончания Приволжской возвышенности. Поверхность его представлена склоном восточной экспозиции крутизной от 3° до 5° с базисом эрозии 67 м.

Климат территории континентальный. Зима холодная малоснежная с частыми оттепелями. Среднемноголетняя годовая сумма осадков 350 мм. За период от формирования снежного покрова до его схода (ноябрь–март) в среднем выпадает 149 мм.

Стационар расположен в зоне недостаточного увлажнения [14]. Как правило, осенние запасы влаги очень незначительны, а зимние осадки не способствуют глубокому промачиванию почв. Согласно полевым наблюдениям, чаще всего влажность почв глубже 40 см увеличивается весной после снеготаяния и на глубине 1 м может достигать 0.4 ПВ. Как правило, верхние слои (0–30 см) сильно увлажняются в зимний период после оттепелей (до ПВ). Последующее наступление морозов приводит к формированию с поверхности мерзлого горизонта, препятствующего инфильтрации талой воды в нижние слои.

В 1948–1950 гг. на территории стационара была создана система противоэрозионных лесонасаждений, состоящая из стокорегулирующих и прибалочных лесных полос. По горизонталям склона после реконструкции 1990 г. были размещены 5 стокорегулирующих лесополос на расстоянии от 60 до 250 м друг от друга. На межполосном пространстве первой и второй лесополос от водораздела (крутизной 3.5°), расположены стоковые площадки для изучения факторов формирования поверхностного стока талых вод. Вторая

лесополоса трехрядная с междурядьем 3 м, в ряду – 1 м; плотно-ажурной конструкции из ясеня ланцетного (*Fraxinus lanceolate Borkh.*) и расположенного по верхней опушке одного ряда кустарника спиреи зверобоелистной (*Spiraea hypericifolia* L.). Средняя высота древостоя 6.8 м, средний диаметр $d_{1.3}$ = 9.8 см. Состояние насаждения удовлетворительное.

Почвенный покров стоковых площадок представлен агроабраземами поверхностно-переуплотненными в комплексе с агроземами солонцовыми светлыми.

Почвенный разрез агрозема солонцового светлого Eutric Sodic Cambisols (Loamic, Aric, Protocalcic) характеризуется наличием агрогумусового горизонта (0–31 см (квалификатор Aric)), который подразделен на два горизонта. Верхний (0–12 см) характеризуется бурным вскипанием и пылеватой структурой, нижний – крупноглыбистой и отсутствием вскипания. Ниже залегает турбированный горизонт TUR, состоящий из разного размера морфонов солонцового, ксерометаморфического и аккумулятивно-карбонатного горизонтов. С глубины 46 см расположен палево-бурый аккумулятивно-карбонатный горизонт $BCA_{nc,cs}$, характеризующийся ясно выраженной сегрегацией педогенных карбонатных новообразований (квалификатор Protocalcic) с вкраплениями гипса. Почвообразующая порода представлена засоленными суглинистыми отложениями с вкраплениями легкорастворимых солей и гипса. На агроземе солонцовом с поверхности происходит увеличение содержания ила с 11% (в слое 0–10 см) до 25% (40–50 см) (median 13%). Максимальное его количество сосредоточено в горизонте TUR. Указанные особенности являются характерными для почв солонцового комплекса [11].

Для агроабразема поверхностно-переуплотненного (Eutric Cambisols (Loamic, Aric, Protocalcic, Densic)) характерно наличие агроабразионных горизонтов общей мощностью 35 см, которые отличаются высокой степенью смытости и бурным вскипанием с поверхности. Ниже залегает плотный горизонт почвообразующей породы среднесуглинистого гранулометрического состава. Подстилающая порода начинается с 43 см и представлена меллетовыми легкими суглинками, характеризуется плотным сложением, присутствием новообразований гипса и лабильных форм карбонатов. Содержание ила в агроаброземе значительно меньше (7–13%, median 10%), чем в агроземе солонцовом светлом.

Почвы лесной полосы представлены агроземом турбированным гумусово-стратифицированным (Eutric Calcaric Cambisols (Loamic, Aric, Loaminovic)). Его отличительной особенностью является наличие на поверхности лесной подстилки, а также слоя гумусированного материала, окрашенного в серые тона, мощностью 10 см, принесенного талыми водами и дефляционными процессами (квалификатор Loaminovic). Под ним залегает уплотненный легкосуглинистый светлогумусовый горизонт мощностью 16 см, комковатый, со сплошным вскипанием от 10%-ной HCl. Ниже расположен глыбистый постагрогенный агрогумусовый горизонт мощностью 19 см. С 49 по 58 см находится турбированный горизонт, состоящий из отдельных морфонов горизонтов BM и BCA. С 58 см расположена почвообразующая порода, представленная средним суглинком, с плотным сложением, отсутствием сегрегационных форм карбонатов, наличием зеленоватых тонов окраски, свидетельствующих о переувлажнении (малый признак q). Материнская порода – меллетовые легкие суглинки – начинается с 82 см. В профиле агрозема турбированного гумусово-стратифицированного отмечается увеличение содержания илистой фракции в слое 0–10 см до 11% и в слое 40–50 см до 15% (median 14%).

Названия почв даны в соответствии с Полевым определителем почв России 2008 г. и международной классификацией WRB-2014 (update 2015) [16, 36]. Физические свойства почв (плотность почв, гранулометрический состав) устанавливали после снеготаяния [3]. Полную влагоемкость почв рассчитывали на основе определения пористости почв после снеготаяния (табл. 1). По химическим свойствам почвы исследуемых площадок мало отличаются друг от друга. Реакция почвенной среды слабощелочная ($pH_{водный}$ – 7.13). Содержание $CaCO_3$ карбонатов в верхнем (0–50 см) слое в среднем не превышает 2%, почвенного углерода крайне мало (в среднем 0.5%). Распределение водорастворимых солей по профилю почв имеет аккумулятивный характер, достигая максимума в карбонатном и переходном к почвообразующей породе (1.2%) горизонтах. Содержание солей в пахотных горизонтах не превышает 0.64%.

Изучение поверхностного стока талых вод проводилось в многофакторных опытах на стоковых площадках с применением водно-балансового метода [20]. Основное направление исследований – оценка влияния защитных лесополос на формирование факторов эрозионно-гидрологического процесса. В работе представлен анализ материалов двух стоковых площадок: контроль (60 × 20 м, характеризующий формирование поверхностного стока только с поля) и поле + ЗЛН (100 × 20 м, с участием влияния лесополосы), расположенных на расстоянии 15 м друг от друга. Агрофон на межполосном пространстве представлен зябью.

На стоковых площадках изучен характер распределения снега, степени увлажнения и глубины промерзания почв к началу весеннего снеготаяния, проведены наблюдения за поверхностным стоком.

Таблица 1. Значения полной влагоемкости в слое 0–50 см (%)

Стоковая площадка	Статистические параметры ПВ					
	max	min	median	*M*	*S*	*V*
2016–2017 гг.						
Контроль (поле)	55.6	27.1	45.8	45.4	7.5	0.17
Поле + ЗЛН	55.5 / 55.5	32.7 / 33.4	46.7 / 40.1	44.9 / 41.7	6.6 / 7.5	0.15 / 0.18
2018–2019 гг.						
Контроль (поле)	47.2	30.8	38.1	37.9	4.9	0.12
Поле + ЗЛН	48.9 / 55.7	32.8 / 33.5	38.8 / 40.5	39.6 / 41.8	4.5 / 7.3	0.12 / 0.17

Примечание. Значения для части стоковой площадки: над чертой – на поле, под чертой – для лесной полосы; min и max – минимум и максимум; median – медиана; *M* – среднее арифметическое; *S* – среднеквадратическое отклонение; *V* – коэффициент вариации.

Исследование снежного покрова осуществлялось на снегомерных профилях, проложенных в направлении сверху вниз по склону, перпендикулярно к лесополосе [17]. На их протяжении проводили измерение высоты снежного покрова снегомерной рейкой М-46 в трехкратной повторности (на поле через каждые 4 м, в лесной полосе и шлейфовых зонах через каждый метр). Одновременно устанавливались снегозапасы путем отбора проб снеговым плотномером ВС-43 в трехкратной повторности. При учете стока снегозапасы на каждой площадке определяли на основе расчета средневзвешенных значений, учитывающих снегонакопление в разных ее частях (на поле, шлейфовой зоне, лесной части).

Отбор проб на влажность почв проводили перед началом стока на стоковых площадках в центре поля (на удалении от насаждения на 66 м (10 *H*, где *H* – высота древостоя)), в лесополосе – между вторым и третьим рядами деревьев в трехкратной повторности. После чего влажность определяли термостатно-весовым методом [22]. Наблюдения за глубиной промерзания почв осуществляли по мерзлотомерам Данилина, установленным в центре поля и в лесополосе; для уточнения данных использовался буровой метод [13]. Величину мерзлого слоя определяли одновременно с бурением почв при отборе проб на влажность.

Величина поверхностного стока талых вод рассчитывали на основе полевых данных, полученных при измерении расхода на треугольных водосливах с тонкой стенкой (угол выреза 45°) по методике Сурмача [20], которая заключалась в ежечасном определении напора, начиная с первого дня начала стока и до его завершения. Наблюдения в дневное время проводились с 6:00 до 21:00, ночью в 23:00 и 1:00. Ночные замеры осуществляли по необходимости, так как сток в это время суток чаще всего был меньшей интенсивности. Статистическая обработка результатов проведена в XLstat 2016.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Существенное влияние на величину стока оказывают зимне-весенние оттепели, которые иногда приводят к полному сходу снежного покрова, а последующее резкое снижение температуры воздуха обеспечивает промерзание почвы. При этом влажность верхних слоев почвы может достигать значений ПВ и в случае сильного промерзания приводить к образованию мерзлого слоя, препятствующего водопоглощению талых вод.

В 2016–2017 гидрологическом году первая оттепель наблюдалась с 9 по 11 декабря при повышении температуры воздуха до +1.6°С. К 17 декабря произошло резкое похолодание – до –23.4°С. С третьей декады декабря после выпадения 48 мм осадков сформировался устойчивый снежный покров (рис. S1). В течение первой и второй декад января отмечено две оттепели при повышении температуры воздуха до +1.9°С. К концу месяца температура вновь опустилась до –30.0°С. Январские оттепели и последующие заморозки способствовали формированию на поверхности почвы в микрозападинах на поле ледяной корки (3–4 см). Последующие осадки (43 мм) выпадали уже на нее. Такая структура снежного покрова, состоящая из наста, рыхлого снега (0.2 г/см^3) и местами ледяной корки, сохранилась до начала снеготаяния. Февраль был морозный (до –23.0°С). Устойчивое потепление (+1.5°С) и начало схода снежного покрова наблюдалось с 21 февраля.

В 2018–2019 гидрологическом году устойчивый снежный покров сформировался в конце первой декады декабря. За месяц выпало 46 мм осадков в виде снега, а температура воздуха опускалась до –14.6°С (табл. S1). За месяц отмечены 4 оттепели (до +1.7°С). Потепление способствовало уменьшению высоты снежного покрова, увеличению его плотности, а местами полному сходу снега. Такие особенности погоды привели, как и в 2017 г., к формированию в микрозападди-

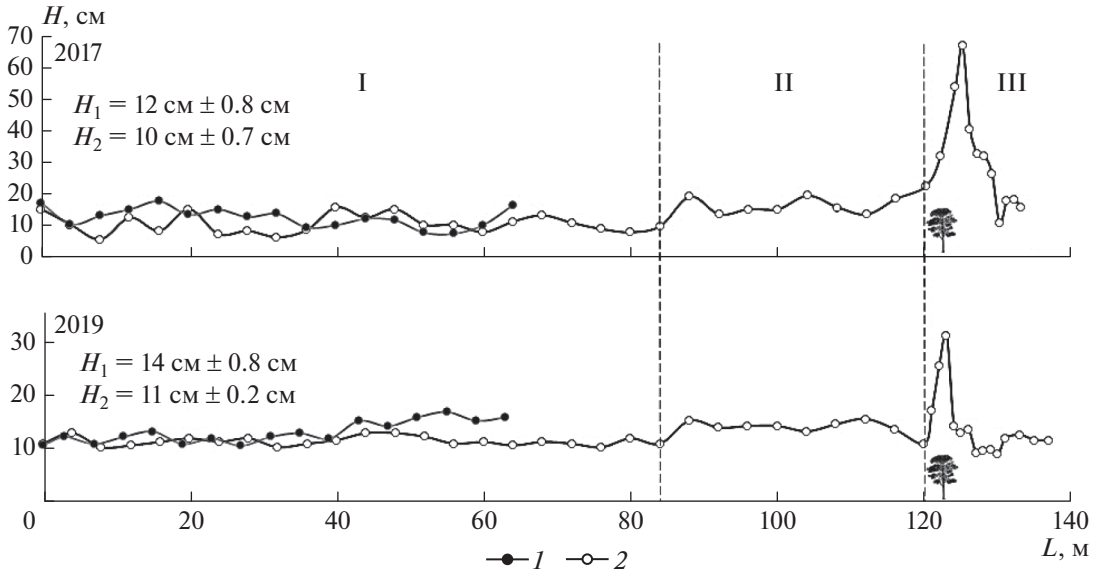

Рис. 1. Распределение снежного покрова на межполосном пространстве. Стоковые площадки: *1* – контроль, *2* – поле + + ЗЛН; зоны влияния лесополосы: I – полевая часть, II – верхний шлейф, III – лесополоса; H_1, H_2 – доверительные интервалы высоты снежного покрова в полевой части на контроле и площадке поле + ЗЛН.

нах на поле ледяной корки (до 4 см), частично сохранившейся до снеготаяния. В январе 2019 г. среднесуточная температура воздуха опускалась до –16.5°С. За месяц выпало 45 мм осадков, из которых в виде дождя – 26 мм. В течение месяца наблюдалось 6 краткосрочных оттепелей (1–2 дня). В эти периоды среднесуточная температура воздуха не поднималась выше +1.4°С. К концу месяца высота снежного покрова в поле на площадках составила 11 см. В феврале температура воздуха опускалась до –12.0°С. За месяц выпало всего 7 мм осадков. В течение февраля наблюдались 3 оттепели с повышением температуры воздуха до +2.3°С. С конца третьей декады отмечалось потепление.

Увлажнение верхнего слоя почвы является одним из основных факторов, влияющих на формирование поверхностного стока талых вод [1, 29]. Так, Шпак отмечал важность в этом процессе верхнего слоя 0–10 см [24], Иванов – 0–20 см [6], Сурмач – 0–20 или 0-40 см [19], Барабанов – 0–30 или 0–50 см [1]. От влажности этого слоя напрямую зависит характер промерзания почвы и интенсивность впитывания талой воды.

К началу весеннего снеготаяния на стоковых площадках сформировался водонепроницаемый мерзлый слой мощностью 10 см, с влажностью в 2017 г. на контроле 42.2% (0.9 ПВ), в полевой части площадки поле +ЗЛН – 41.1% (0.8 ПВ), в лесополосе 55.2% (ПВ). В 2019 г. влажность верхнего слоя во всех точках была близкой к ПВ, что в итоге привело к увеличению стока в текущем году талых вод по сравнению с 2017 г.

В поле по сравнению с лесной частью площадки отмечается резкий контраст в распределении влажности почвы по слоям. В лесной полосе благодаря дополнительному снегозадержанию и складывающемуся микроклимату увлажнение почв с глубиной более равномерное.

Инфильтрация талой воды в почву в периоды исследований была незначительной, поэтому на сток могли повлиять количество снега и характер его накопления, а также резкое увеличение температуры воздуха [33].

Распределение снега на межполосном пространстве происходило под влиянием метельных ветров, преимущественно восточного и западного направлений (50–55%). При этом перпендикулярное расположение лесополосы относительно преобладающих ветров является наиболее эффективным, то есть ветровой поток пересекает ее под прямым углом. В таких условиях на межполосном пространстве при распределении снега можно выделить следующие его зоны влияния: поле, зона верхнего шлейфа, лесополоса (рис. 1).

В поле снегораспределение к началу весеннего снеготаяния было относительно равномерным на всех стоковых площадках (табл. 2). В 2017 г. средняя высота снега в поле составила 12 см (снегозапасы 27–30 мм), а в 2019 г. – 14 см (15–20 мм). С приближением к лесополосе метельный поток делится на две части: верхнюю и нижнюю. При этом скорость нижнего потока перед кустарником уменьшается, что приводит к дополнительному накоплению снега в зоне верхнего шлейфа. С наветренной стороны зона влияния составля-

Таблица 2. Статистические показатели снегоотложения по зонам влияния лесополосы

Элемент стоковой площадки	Статистические показатели										
	n	min	Q1	median	Q3	max	*M*	*S*	*V*	*Ci*	*P*
2017 г.											
Контроль (поле)	54	7	10	12	15	18	12	3	0.25	0.8	3.52 ± 0.35
Поле + ЗЛН:											
– поле	66	5	7	10	13	17	10	3	9	0.7	3.82 ± 0.36
– верхний шлейф	30	10	15	16	21	33	18	5	30	1.9	5.69 ± 0.80
– лесополоса	30	10	17	29	39	70	31	17	298	6.3	10.35 ± 1.71
– вся площадка	126	5	10	15	18	70	17	12	157	2.1	6.60 ± 0.60
2019 г.											
Контроль (поле)	51	10	12	13	15	25	14	3	11	0.8	3.38 ± 0.35
Поле + ЗЛН:											
– поле	63	10	10	11	12	15	11	1	0.11	0.2	1.45 ± 0.13
– верхний шлейф	30	10	12	14	15	17	14	2	0.13	0.7	2.32 ± 0.30
– лесополоса	33	9	10	12	15	32	15	7	0.46	2.5	8.18 ± 1.21
– вся площадка	126	9	10	12	14	32	13	4	0.31	0.7	2.80 ± 0.19

Примечание. *n* – объем выборки; min и max – минимум и максимум; Q1 и Q3 – нижний и верхний квартили; median – медиана; *M* – среднее арифметическое; *S* – среднеквадратическое отклонение; *V* – коэффициент вариации, *Ci* – доверительный интервал по Стьюденту, *P* – точность опыта.

ет 4*H*. В ней между кустарником и первым рядом лесополосы происходит накопление снега (2017 г. – 91 мм, 2019 г. – 33 мм). Далее образуется зона с увеличением скорости ветра, и снег частично выдувается.

Анализ данных высоты снежного покрова на двух площадках показал, что на варианте поле + + ЗЛН резко возросли коэффициент вариации и среднеквадратическое отклонение мощности снега. Для определения причины площадку разделили на зоны влияния лесополосы и провели их статистическую обработку. Установлено, что сильные колебания показателей характерны для зон верхнего шлейфа и лесополосы. В них из-за мелиоративного влияния насаждения происходит резкое увеличение доверительного интервала значений высоты снежного покрова. Здесь характер накопления снега имеет не линейную, а экспоненциальную (точнее логистическую) зависимость. Такой подход к анализу данных имеет и практическое значение. Выявив в агроландшафте такие зоны, можно проводить мероприятия по регулированию снегонакопления. В нашем случае такой зоной является лесополоса. Управление снегонакоплением в ней можно осуществлять посредством изменения ее конструкции и породного состава насаждения.

Характер схода снежного покрова при снеготаянии зависит от его распределения в агролесоландшафте. Таяние снега начинается с поля, где поверхность в большей степени подвержена солнечной инсоляции и воздействию ветра. Образующаяся талая вода постепенно стекает вниз по склону. В зоне верхнего шлейфа она сначала впитывается в снежный сугроб, а затем поступает в насаждение. В лесополосе из-за отличительных микроклиматических особенностей (уменьшения скорости ветра, солнечной инсоляции и глубины промерзания почвы) таяние снега идет медленнее, что благоприятно влияет на водопоглощение почв, то есть скорость таяния снега меньше скорости впитывания талой воды в почву. После окончания стока снег на площадках полностью не сходит. Зачастую он остается в зонах его максимального накопления – в зоне верхнего шлейфа и между кустарником и первым рядом лесополосы.

Динамика выпадения осадков, температурный режим и характер снегонакопления влияют на глубину промерзания почв, являющуюся одним из лимитирующих факторов формирования стока талых вод. К началу весеннего снеготаяния в 2017 г. на контроле высота снега составила 12 см, а промерзание достигло 35 см. На площадке поле + ЗЛН на поле высота снежного покрова была на 2 см меньше, а глубина промерзания почв имела схожее значение (35 см), в лесополосе снега накопилось в 2.5 раза больше (31 см), а почва промерзла до 32 см.

К началу снеготаяния 2019 г. на контроле сформировался снежный покров высотой 14 см при промерзании почв до 88 см. На площадке поле + ЗЛН на поле высота снега была на 3 см меньше, а глубина промерзания почв достигла 74 см. В лесополосе высота снежного покрова была в 3.5 раза больше (49 см) при промерзании до 49 см.

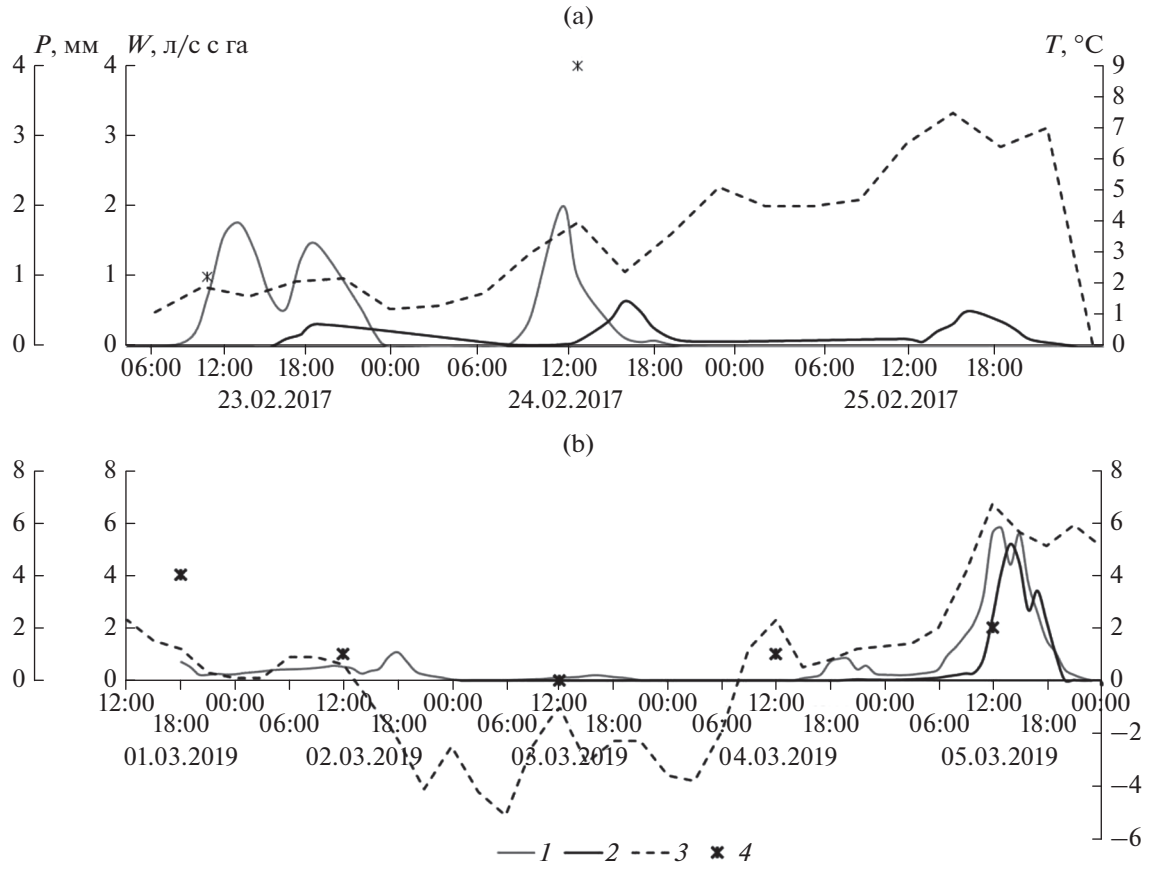

Рис. 2. Модули поверхностного стока талых вод в 2017 (a) и 2019 (b) годах. Обозначения: 1 – контроль, 2 – поле + ЗЛН; 3 – динамика температуры воздуха (*T*), 4 – осадки во время стока (*P*).

В 2017 г. устойчивое потепление началось 21 февраля, когда юго-западный ветер сменился на южный и температура воздуха резко поднялась с –3.3 до +5.5°С. Сток талых вод начался 23 февраля. На контроле к 11:00 модуль стока составил 0.08 л/с с га, а к 14:00 постепенно увеличился до 1.76 л/с с га. После чего стал резко уменьшаться, но к 18:00 вновь наблюдалось возрастание модуля стока (рис. 2a). Причиной такой динамики могло послужить увеличение к вечеру скорости ветра до 11 м/с с порывами до 13 м/с. Влияние скорости ветра на снеготаяние доказано в работе Мазуркевича с соавт. [32]. В 21:00 направление ветра сменилось на северное, при этом отмечалось снижение температуры воздуха до 0°С, что привело к замерзанию водослива. С потеплением 24 февраля до +3.7°С сток возобновился и к 11:00 модуль составил 2.0 л/с с га, но к 19:00 практически закончился (0.01 л/с с га).

На площадке поле + ЗЛН сток начался также 23 февраля. В 17:00 модуль стока составил 0.01 л/с с га. Ночью водослив не замерзал (так как он расположен в лесополосе). Максимальный модуль зафиксирован днем 24 февраля – 0.6 л/с с га. Во время стока 2017 г. выпало 5.7 мм осадков. После окончания стока почва оттаяла в полевой части до 10 см, при этом сток с контроля составил 6 мм, с площадки “поле + ЗЛН” – 3 мм (табл. 3).

В 2019 г. поверхностный сток на контроле начался 1 марта (рис. 2b). Вечером модуль его составил 0.07 л/с с га. На следующий день он увеличился до 1.07 л/с с га. С 3 по 4 марта отмечалось понижение температуры воздуха до –4.1°С, поэтому сток был менее интенсивным. К вечеру 4 марта повышение температуры до +2.3°С сопровождалось увеличением модуля стока до 0.8 л/с с га. Основная масса талых вод стекла 5 марта с 10:00 до 19:00. В этот период максимальное значение модуля доходило до 5.8 л/с с га.

Сток на площадке поле + ЗЛН начался днем 2 марта. К вечеру наблюдалось понижение температуры воздуха, поэтому к 20:00 он прекратился и вновь возобновился лишь к вечеру 4 марта. На следующий день максимальный модуль стока составил 5.1 л/с с га. К вечеру с понижением температуры до 0°С значение резко опустилось до 0.01 л/с с га. После окончания стока земля оттаяла в поле всего на 4 см, в лесной полосе на 2 см. Необходимо отметить, что с 1 по 5 марта выпало

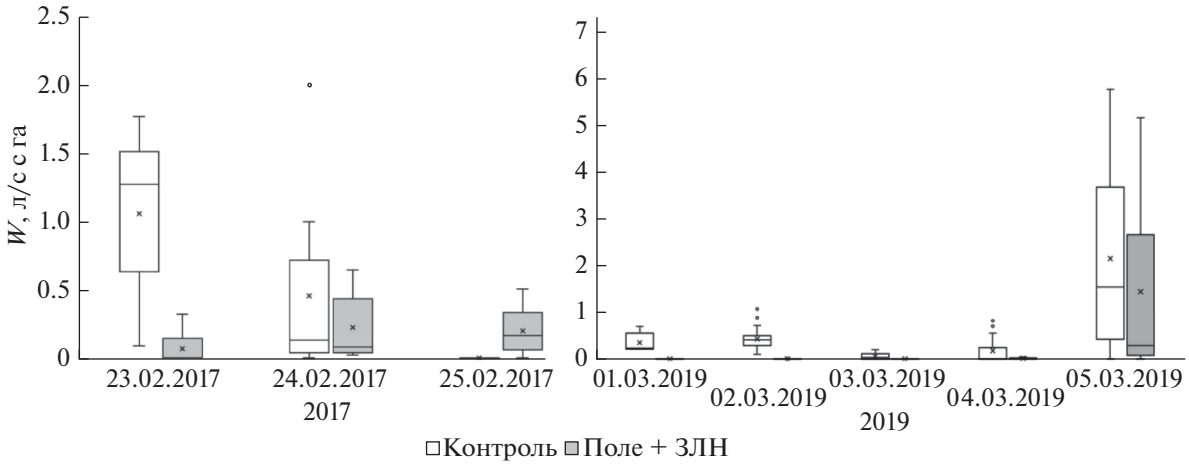

Рис. 3. Статистическая обработка варьирования модулей стока за сутки в течение периода стокообразования.

8 мм осадков. В целом это не сильно повлияло на характер снеготаяния. Сток на площадке контроль составил 20 мм, на варианте поле + ЗЛН – 10 мм.

При сравнении графиков модулей стока и динамики температуры прослеживается взаимосвязь: при резком увеличении температуры воздуха (на 2–4°С) через 2–3 ч увеличивается модуль стока, причем этот временной промежуток находится в зависимости от дня стока. Так, в 2019 г. 4 марта он составлял 3 ч, а 5 марта уже 2. Отклик на резкое потепление у стоковой площадки контроль быстрее, чем с участием лесополосы. Анализ динамики модулей стока по дням (рис. 2b) показал, что, хотя снеготаяние начиналось одновременно на всем межполосном пространстве, стоковая площадка с учетом влияния лесополосы (поле + ЗЛН) способствовала задержанию потока талых вод и уменьшению интенсивности стока посредством дополнительного снегонакопления в зоне верхнего шлейфа и кустарника, формируя стокоснижающий барьер.

Установленные нами закономерности формирования поверхностного стока талых вод согласуются с выводами Кузнецова и Демидова [10]. Они отмечают, что сток, обусловленный таянием снега, зависит от ряда факторов: тепловой энергии, провоцирующей сам процесс таяния; пространственного распределения снежного покрова; влагозапасов в снеге, инфильтрационной способности мерзлой почвы. Согласно полученным данным за 2017 и 2019 гг., наиболее интенсивный поверхностный сток талых вод отмечался при повышении среднесуточной температуры воздуха, увеличении снегозапасов, глубины промерзания на фоне увлажнения верхнего слоя почв (0–10 см) до ПВ и практически полного отсутствия инфильтрации в нижние слои.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Погодно-климатические особенности, сложившиеся к началу весеннего снеготаяния, привели к

Таблица 3. Характеристика поверхностного стока талых вод

Стоковая площадка	Природные факторы эрозионно-гидрологического процесса			Сток, мм	Водопоглощение, мм	Коэффициент стока	Продолжительность периода стока, дни	Интенсивность стока, мм/сут
	снегозапасы + + осадки за период снеготаяния, мм	влажность почвы в слое 0–30 см перед снеготаянием, %	глубина промерзания почвы перед снеготаянием, см					
2016–2017 гидрологический год								
Контроль	33	29	35	6	27	0.18	2	3
Поле + ЗЛН	41	30	32	3	38	0.07	3	1
2018–2019 гидрологический год								
Контроль	87	22	88	20	67	0.27	4	5.1
Поле + ЗЛН	85	29	61	10	75	0.12	3	3.2

формированию в почве мерзлого слоя, влажность которого достигала значений полной влагоемкости. При этом изменение степени увлажнения почв в поле в слое 0–50 см по профилю по сравнению с лесной частью площадки, более резкое. Инфильтрация талой воды в почву была незначительной.

Аэродинамические особенности лесополосы способствовали формированию стокосдерживающего барьера (снежного сугроба) в зоне верхнего шлейфа, а общий характер снегораспределения – уменьшению глубины промерзания почвы. Причем количество отложившегося снега год от года может меняться, а общие закономерности снегонакопления остаются прежними.

Формирование поверхностного стока в 2017 г. происходило на фоне общего резкого потепления и усиления скорости ветра. В 2019 г. повышение температуры воздуха сменилось похолоданием, а наступившее резкое потепление спровоцировало обильный сток, который закончился менее чем за половину суток. Отмечено, что при резком потеплении расход на водосливе стоковой площадки контроль увеличивается быстрее, чем на площадке поле + ЗЛН.

В результате анализа динамики модулей стока по суткам установлено, что независимо от года исследований наличие лесной полосы способствовало сокращению поверхностного стока талых вод в 2 раза.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках госзадания АААА-А19-119042290013-8 “Теоретические основы эрозионно-гидрологического процесса на водосборных бассейнах, концептуальные направления, пути и принципы создания высокоэффективных экологичных систем управления этим процессом с целью полного предотвращения эрозии почв”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рисунок S1. Характеристика выпадения осадков, формирования снежного покрова и динамики температуры воздуха: (а) – 2016–2017, (б) – 2018–2019 гидрологические годы.

Таблица S1. Средняя температура воздуха и количество осадков по декадам за 2016–2019 г.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Барабанов А.Т.* Эрозионно-гидрологическая оценка взаимодействия природных и антропогенных факторов формирования поверхностного стока талых вод и адаптивно-ландшафтное земледелие. Волгоград: ФНЦ агроэкологии РАН, 2017. 188 с.
2. *Белолипский В.А.* Противоэрозионная мелиорация агроландшафтов // Мелиорация и водное хозяйство. 1992. № 3–4. С. 7–9.
3. *Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А.* Методы исследования физических свойств почв и грунтов. М.: Высшая школа, 1973. 399 с.
4. *Демидов В.В.* Закономерности формирования эрозионных процессов при снеготаянии в лесостепной зоне Центральной России: теория и экспериментальные исследования. Новосибирск: ЦРНС, 2016. 62 с.
5. *Демидов В.В., Остроумов В.Е., Никитишена И.А., Личко В.И.* Сезонное промерзание и особенности проявления эрозии почв при снеготаянии // Почвоведение. 1994. № 10. С. 105–109.
6. *Иванов В.Д.* Влияние влажности и глубины промерзания почв на поверхностный сток талых вод // Почвоведение. 1982. № 6. С 80–87.
7. *Калюжный И.Л., Павлова К.К.* Формирование потерь талого стока. Л.: Гидрометеоиздат, 1981. 160 с.
8. *Качинский Н.А.* Замерзание, размерзание и влажность почвы в зимний сезон в лесу и на полевых участках. М.: Изд-во Ассоциации НИИ при ф.-м. факультете МГУ, 1927. 168 с.
9. *Комиссаров М.А., Габбасова И.М.* Эрозия почв при снеготаянии на пологих склонах в южном Предуралье // Почвоведение. 2014. № 6. С. 734–743.
10. *Кузнецов М.С., Демидов В.В.* Закономерности эрозии почв лесостепной зоны Центральной России и ее экологические последствия // Роль почв в биосфере. Тр. ин-та почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова и РАН. 2002. Вып. 1. С. 254–271.
11. *Любимова И.Н., Новикова А.Ф.* Влияние различных антропогенных воздействий на изменение почв солонцовых комплексов сухостепной зоны // Почвоведение. 2016. № 5. С. 633–643.
12. *Медведев И.Ф., Шабаев А.И.* Эрозионные процессы на пашне Приволжской возвышенности // Почвоведение. 1991. № 11. С. 61–70.
13. Методика системных исследований лесоаграрных ландшафтов. М.: ВНИАЛМИ – ВАСХНИЛ, 1985. 112 с.
14. Национальный доклад “Глобальный климат и почвенный покров России: опустынивание и деградация земель, институциональные, инфраструктурные, технологические меры адаптации (сельское и лесное хозяйство)” / Под ред. Р.С.-Х. Эдельгериева. М.: ООО “Издательство МБА”, 2019. Т. 2. 476 с.
15. Основные гидрологические характеристики рек бассейна Нижней Волги: научно-прикладной справочник / Под ред. В.Ю. Георгиевского. Ливны: Издатель Мухаметов Г.В., 2015. 129 с.
16. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
17. Производство наблюдений над интенсивностью снеготаяния и водоотдачей из снежного покрова: РД 52.08.730-2010. СПб.: Росгидромет, 2010. 44 с.
18. *Проездов П.Н.* Теоретическое и экспериментальное обоснование комплекса противоэрозионных

мелиораций в Нижнем Поволжье. Автореф. дис. ... докт. с.-х. н. Саратов, 1999. 48 с.

19. *Сурмач Г.П.* Водная эрозия и борьба с ней. Л.: Гидрометеоиздат, 1976. 254 с.
20. *Сурмач Г.П.* Методика изучения водорегулирующей и противоэрозионной эффективности лесных полос и агротехнических приемов. Волгоград: ВНИАЛМИ, 1967. 41 с.
21. *Шабаев А.И., Жолинский Н.М., Демьянова Т.В., Цветков М.С.* Развитие адаптивных систем земледелия и почвовлагосберегающих технологий в агроландшафтах Поволжья // Научно-агрономический журн. 2011. № 2(89). С. 35–44.
22. *Шеин Е.В.* Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
23. *Шерстюков А.Б., Анисимов О.А.* Оценка влияния снежного покрова на температуру поверхности почвы по данным наблюдений // Метеорология и гидрология. 2018. № 2. С. 17–25.
24. *Шпак И.* С. Зависимость коэффициента стока от влажности и глубины промерзания почвы // Почвоведение. 1969. № 12. С. 57–61.
25. *Barabanov A.T., Dolgov S.V., Koronkevich N.I., Panov V.I., Petelko A.I.* Surface runoff and snowmelt infiltration into the soil on plowlands in the forest-steppe and steppe zones of the east European plain // Eurasian Soil Science. 2018. V. 51. № 1. P. 66–72. https://doi.org/10.1134/S1064229318010039
26. *Baulch H.M., Elliott J.A., Cordeiro M.R.C., Flaten D.N., Lobb D.A., Wilson H.F.* Soil and water management practices: opportunities to mitigate nutrient losses to surface waters in the Northern Great Plains // Environmental Reviews. 2019. V. 27(4). P. 447–477. https://doi.org/10.1139/er-2018-0101
27. *Bayard D., Stähli M., Parriaux A., Flühler H.* The influence of seasonally frozen soil on the snowmelt runoff at two alpine sites in southern Switzerland // J. Hydrology. 2005. V. 309. P. 66–84. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.11.012
28. *Hladký J., Novotná J., Elbl J., Kynický J., Juřička D., Novotná J., Brtnický M.* Impacts of water erosion on soil physical properties // Acta universitatis agriculturae et silviculturae mendelianae brunensis. 2016. V. 64. № 5. P. 1523–1527. https://doi.org/10.11118/actaun201664051523
29. *Iwata Y., Hayashi M., Hirota T.* Comparison of snowmelt infiltration under different soil-freezing conditions influenced by snow cover // Vadose Zone J. 2008. V. 7. P. 79–86. https://doi.org/10.2136/vzj2007.0089
30. *Iwata Yu., Yanai Yo., Yazaki T., Hirota T.* Effects of a snow-compaction treatment on soil freezing, snowmelt runoff, and soil nitrate movement: A field-scale paired-plot experiment // J. Hydrology. 2018. V. 567. P. 280–289. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.10.016
31. *Kremsa J., Křeček J., Kubin E.* Comparing the impacts of mature spruce forests and grasslands on snowmelt, water resource recharge, and runoff in the northern boreal environment // International Soil and Water Conservation Research. 2015. V. 3. P. 50–56. https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.03.005
32. *Mazurkiewicz A.B., Callery D.G., McDonnell J.J.* Assessing the controls of the snow energy balance and water available for runoff in a rain-on-snow environment // J. Hydrology. 2008. V. 354. P. 1–14. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.027
33. *Nyberg L., Stahli M., Mellander P.-E., Bishop K.H.* Soil frost effects on soil water and runoff dynamics along a boreal forest transect: 1. Field investigations // Hydrol. Process. 2001. V. 15. P. 909–926. https://doi.org/10.1002/hyp.256
34. *Ollesch G., Kistner I., Meissner R., Lindenschmidt K.E.* Modelling of snowmelt erosion and sediment yield in a small low-mountain catchment in Germany // Catena. 2006. V. 68(2–3). P. 161–176. https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.04.005
35. *Starkloffa T., Stoltea J., Hesselb R., Ritsemab C., Jettenc V.* Integrated, spatial distributed modelling of surface runoff and soil erosion during winter and spring // Catena. 2018. V. 166. P. 147–157. https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.04.001
36. World Reference Base for Soil Resources: a framework for international classification, correlation and communication. FAO. Rome, 2007. 103 p.

Conditions of Meltwater Surface Runoff Formation on Sloping Lands in the South of the Volga Upland

A. V. Kulik[1, *] and O. A. Gordienko[1]

[1] *Federal Scientific Centre of Agroecology, Complex Melioration, and Protective Afforestation, Russian Academy of Sciences, Volgograd, 400062 Russia*

**e-mail: anastasiya-kulik@yandex.ru*

The aim of the research was to determine the factors influencing the peculiarities of the formation of surface runoff of melt water in the slope agroforestry landscapes of the southern end of the Volga upland (Volgograd) in 2017 and 2019. Studies were conducted in multifactorial experiments on stationary runoff sites under the influence of protective forest belts using the water-balance method. Soil cover in the field is represented by agroabrazemes agroperfiltrated in complex with light solonetzic agrozem, in the forest belt by turbid humus-stratified agrozem. By the beginning of spring snowmelt due to winter-spring thaws, a waterproof frozen layer (10 cm) was formed in the field part, the moisture content of which was 0.75TMC-TMC. Under the influence of the forest belt, a snow cover of 12–17 cm was formed on its surface: in the field – 12–17 cm, in the forest

belt – 31–49 cm. The depth of soil freezing in the interstrip area in 2017 reached 35 cm, in 2019 – 88 cm, in the forest belt – 32 cm and 49 cm, respectively. Snowmelt began rapidly, with a sharp increase in air temperature and, in 2017, an increase in wind speed. These conditions contributed to surface meltwater runoff of 6 mm in the field in 2017, 3 mm under the influence of the forest belt, and in 2019. 20 and 10 mm, respectively. Based on the analysis of runoff modulus dynamics, it was found that snowmelt began simultaneously in the entire interstrip area. However, the forest belt, which had a strong impact on the character of snow distribution and reduction of soil freezing depth, contributed to the retention of meltwater flow and reduced its intensity. After the runoff ended, the soil in the field thawed by 10 cm in 2017 and by 4 cm in 2019. The results show that meltwater interacted only with the top layer during the runoff, without affecting the soil layers below 20 cm.

Keywords: snow accumulation, soil freezing depth, soil moisture, forest belts

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 55–67

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

УДК 631.46

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ И ХИМИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ТУНДРОВЫХ ПОЧВ ЧУКОТСКОГО АВТОНОМНОГО ОКРУГА В УСЛОВИЯХ ПРОМЫШЛЕННОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

© 2022 г. Н. В. Фокина[a], *, М. В. Корнейкова[a], В. В. Редькина[a], В. А. Мязин[a], Т. А. Сухарева[a]

[a]Институт проблем промышленной экологии Севера – обособленное подразделение ФГБУН Федерального исследовательского центра "Кольский научный центр Российской академии наук", мкр. Академгородок, 14А, Апатиты, Мурманская обл., 184209 Россия

**e-mail: nadezdavf@yandex.ru*

Поступила в редакцию 07.04.2021 г.
После доработки 30.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Выполнено эколого-микробиологическое исследование почвы на территории поселка Беринговский Чукотского автономного округа. Установлено, что функционирование на близлежащей территории угольного склада, а также хозяйственно-бытовая деятельность привели к сильному изменению природной тундрово-глеевой почвы. В нарушенной почве произошло изменение pH в сторону нейтральной или слабощелочной реакции, уменьшение содержания обменного водорода, азота, углерода органических соединений, доступных соединений калия и натрия, отмечено превышение фоновых значений содержания подвижных форм тяжелых металлов для Ni, Cu, Mn, Fe, Zn и установленных ПДК для Cu, Zn. В почве поселка в органогенном горизонте наблюдается снижение ферментативной активности, определенной колориметрическим методом. Численность культивируемых сапротрофных и олиготрофных бактерий в верхнем горизонте измененной почвы больше, чем в фоновой в 2–10 раз, тогда как численность микроскопических грибов психрофилов и мезофилов меньше в 38 и 9 раз соответственно. В нарушенной почве выявлены грибы – термофилы, относящиеся к условно-патогенным видам, а также бактерии группы кишечной палочки. Отмечено увеличение разнообразия микромицетов в почве поселка и изменение структуры грибного сообщества. В почве исследуемой территории обнаружено 45 видов водорослей и цианобактерий. На загрязненной территории разнообразие микрофототрофов значительно больше, чем на фоновой, за счет желто-зеленых и диатомовых водорослей, а также цианобактерий.

Ключевые слова: микроорганизмы, ферменты, Histic Cryosols, угольная промышленность, Арктика

DOI: 10.31857/S0032180X2201004X

ВВЕДЕНИЕ

Известно, что почва является одним из основных компонентов биосферы и тесно связана как с атмосферой, так и с гидросферой. Изменение химических и физических свойств почв неизбежно отражается на численности и составе почвенной микробиоты, основная функция которой – деструкция органических веществ и обеспечение нормального существования биоценозов и экосистемы в целом. Кроме того, эффективно функционирующая почвенная микробиота обусловливает самоочищающую способность почв, благодаря которой возможно восстановление нарушенных территорий без участия человека [10].

Микробиота арктических регионов отличается от микробиоты более южных районов рядом специфических черт, обусловленных особенностями среды их обитания: мезо- и психротолерантностью, олиготрофностью, низким видовым разнообразием, высокой продуктивностью микобиоты в течение полярного лета, уменьшением диаметра грибного мицелия, редукцией жизненного цикла и доминированием форм стерильного мицелия среди культивируемых грибов [19, 33, 34].

Непосредственное влияние на формирование сообществ микроорганизмов тундрово-глеевых почв оказывают такие их свойства, как: 1 – небольшая интенсивность минерализации и гумификации растительных остатков, с чем связано преобладание грубого гумуса в верхних горизонтах почв; 2 – неблагоприятные для биоты химические свойства – высокая кислотность верхних горизонтов, бедность обменными основаниями и низкая емкость катионного обмена; 3 – относительно невысокая адсорбирующая поверхность почв, содержащих в своем составе в основном песчаные частицы; 4 – высокая степень увлажне-

ния; 5 – небольшой объем фитомассы, бедной минеральными элементами и азотом и отягощенной трудноразлагаемыми соединениями [5, 9].

Хозяйственно-бытовая и производственная деятельность человека приводят к изменению химических и физических свойств почв, что в свою очередь оказывает влияние на численность и структуру сообществ микроорганизмов и может снижать способность загрязненной территории к восстановлению [3]. Особенно остро это проявляется в урбанизированных районах Арктики и Субарктики, где наложение антропогенных процессов на естественные процессы почвообразования приводит к резкому снижению биологической активности почв [40]. Восстановление почвенного покрова после сокращения или даже прекращения антропогенного воздействия на участках поселений в условиях Севера происходит крайне медленно и зачастую требует проведения рекультивации.

Цель работы – оценка биологической активности и химических свойств антропогенно-измененной почвы южных гипоарктических тундр на территории расселенного поселка Беринговский в Чукотском автономном округе.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Характеристика района исследований. Район исследований – территория расселенного поселка Беринговский и одноименного морского порта, расположенного в бухте Угольная Анадырского залива Берингова моря. Постоянного населения в поселке нет более 20 лет. На территории порта осуществлялось складирование и погрузка угля, добываемого на шахте Нагорная. В процессе эксплуатации (1941–2015 гг.) на месторождении добыто более 16 млн т рядового угля марки Г (среднезольного, среднесернистого, среднешлакуемого с высокой загрязняющей способностью; по склонности к окислению отнесен к неустойчивым с повышенной активностью к окислению) [4]. Уголь в течение зимнего периода складировался в накопительные склады, а в летнюю навигацию поставлялся потребителям. С 2015 г., после закрытия шахты Нагорная, прекращены работы по перевалке угля в порту. В результате длительного антропогенного воздействия в районе исследования отмечается сильное изменение почвенно-растительного покрова.

По ботанико-географическому районированию исследованная территория относится к подзоне южных гипоарктических тундр (кустарничковые олиготрофные тундры с ерником, на горных склонах нередки заросли ольховника) на границе с подзоной средних гипоарктических тундр (с содоминированием гипоарктических и арктоальпийских кустарничков) [32].

В районе исследования преобладают тундровые торфянисто-глеевые почвы (Histic Reductaquic Cryosols). Названия почв даны по Мировой реферативной базе почвенных ресурсов (World reference base – WRB) [27]. Эти почвы развиваются на моренных, морских и древнеаллювиальных отложениях тяжелого или среднего гранулометрического состава: глинах и суглинках. Одним из наиболее существенных факторов, влияющих на образование тундровых почв, является наличие многолетней мерзлоты на небольшой глубине, что ведет к замедлению химических и биологических процессов превращения почвенных минералов и органических остатков [14, 22, 28].

Почвы исследованных участков относятся к описанному выше типу и имеют простое строение: A_0 – оторфованная подстилка мощностью несколько сантиметров, состоит из полуразложившихся остатков мхов, лишайников и листьев; Al_g – грубогумусово-аккумулятивный горизонт, оглеенный, серый или темно-серый, неясно оструктуренный, со слабыми признаками комковатости, рыхлый, мощностью 5–7 см; G – глеевый минеральный горизонт, серовато-сизый, бесструктурный, плотный. Переход в почвообразующую породу на глубине 40–60 см.

Отбор образцов. Отбор почвенных образцов проводили в октябре 2018 г. на трех участках, расположенных на территории бывшего поселка, и на условно фоновом участке в трехкратной повторности из органогенного слоя почвы 0–5 см (табл. 1, рис. 1). Участки находились на разном удалении от источников загрязнения (угольный склад и бывшая котельная поселка) и имели различную степень нарушенности.

Определение химических свойств почвы. Для оценки загрязнения почвы тяжелыми металлами (Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn) использовали значения гигиенических нормативов СанПиН1.2.3685-21 и условно фоновых концентраций. Для оценки качества почвы и ее обеспеченности макроэлементами анализировали содержание C, N, Ca, Mg, K, Na, Al. Почвенные образцы высушивали при комнатной температуре, удаляли все включения и новообразования (в том числе корни растений), а затем просеивали. Аналитической обработке подвергали мелкозем (фракция <1.0 мм). Химический анализ почвы выполняли согласно общепринятым методам [2].

Актуальную кислотность (pH) в органогенном горизонте почвы измеряли потенциометрически в водной суспензии согласно ГОСТ 26423-85, используя соотношение почвы и вытеснителя как 1 : 25. Обменную кислотность определяли в вытяжке 1 М KCl по методу А.В. Соколова, гидролитическую кислотность – в вытяжке 1 М CH_3COONH_4 (pH 7.0) [38]. Использовали те же соотношения почвы и вытеснителя, что и при

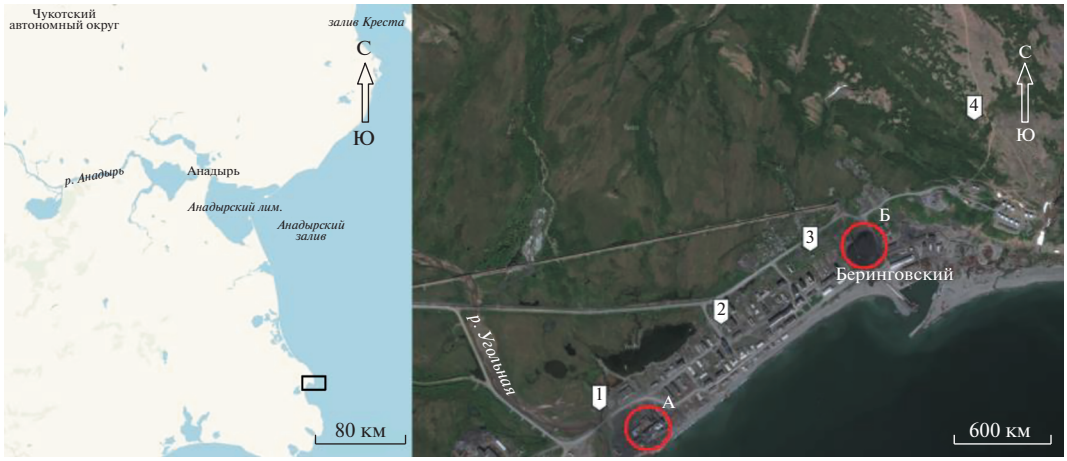

Рис. 1. Участки отбора почвенных образцов здесь и далее: 1–3 – территория поселка Беринговский; 4 – условно фоновая территория.

определении pH. Полученные суспензии оставляли на ночь, затем встряхивали в течение 2 ч на ротаторе и фильтровали. Для определения содержания доступных соединений элементов питания образцы почвы обрабатывали 1 M CH_3COONH_4 (pH 4.65) [42]. Для почвенных образцов использовали те же соотношения почвы и вытеснителя, что и при определении pH. Концентрации подвижных форм элементов (Al, Fe, Ca, Mg, K, Mn, Zn, Cu, Ni, Na) определяли методом атомно-аб-

Таблица 1. Характеристика участков отбора проб

№ участка	Координаты	Характеристика участка
1	63°03′34.9″ N, 179°20′31.1″ E	Участок у дороги вблизи бывшей котельной поселка Беринговский; почвы торфянисто-глеевые, органогенный горизонт сильно деградирован; растительность представлена разреженными группировками открытого типа с преобладанием куртин вейника пурпурного (*Calamagrostis purpurea*), овсяницы овечьей (*Festuca ovina*) и ситников (*Juncus* spp.); моховой покров не формирует сомкнутую дернину – представлен разреженно расположенными отдельными побегами мхов-пионеров – *Polytrichum piliferum*, *Pohlia nutans* и др.
2	63°03′45.6″N, 179°21′07.7″ E	Участок вблизи бывшего жилого дома; почвы торфянисто-глеевые; органогенный горизонт нарушен, появляются отдельные пятна сомкнутого мохового покрова, где доминируют *Sanionia uncinata*, *Ceratodon purpureus* и *Niphotrichum canescens*; появляются сорно-рудеральные виды (*Trifolium repens*, *Viccia cracca*, *Barbarea vulgaris* и т. д.); отмечены единичные экземпляры лишайников *Cetraria islandica*, *Stereocaulon alpinum*, *S. glareosum*, *S. tomentosum* и *Thamnolia subuliformis*
3	63°03′56.2″ N, 179°21′33.9″ E	Участок вблизи угольного склада; почвы торфянисто-глеевые, органогенный горизонт нарушен; в растительном покрове наряду с сорно-рудеральными видами, характерными для участка 2, появляются “аборигенные” виды – ворника (*Empetrum subholarcticum*), багульник (*Ledum palustre*), иван-чай (*Chamaenerion angustifolium*) и полынь (*Artemisia spp.*)
4	63°04′14.1″ N, 179°22′24.5″ E	Условно фоновый участок на расстоянии 700 м от поселка Беринговский; почвы торфянисто-глеевые, органогенный горизонт мощностью 10 см; растительность представлена сообществами с участием ольхового стланика (*Duschekia kamtschatica*), рододендрона золотистого (*Rhododendron aureum*), вороники, арктоуса (*Arctous alpina*), разнотравьем (*Artemisia arctica*, *Solidago compacta*), зелеными мхами (*Sanionia uncinata*, *Polytrichum alpinum*) и лишайниками рода *Cladonia*

сорбционной спектрофотометрии, содержание N – по методу Къельдаля, содержание углерода органических соединений – по методу Тюрина.

Аналитические исследования почвенных проб проведены в Центре коллективного пользования физико-химических методов анализа Федерального государственного бюджетного учреждения науки Института проблем промышленной экологии Севера Федерального исследовательского центра "Кольский научный центр".

Оценка степени химического загрязнения почвы выполнена в соответствии с СанПиН 1.2.3685-21, которые устанавливают требования к качеству почв населенных мест и соблюдение гигиенических нормативов при эксплуатации объектов различного назначения, в том числе тех, которые могут оказывать неблагоприятное воздействие на состояние почв.

Определение микробиологических параметров. Микробиологические анализы выполняли стандартными методами: посевом на плотные селективные питательные среды и прямым микроскопированием [13]. Численность культивируемых сапротрофных бактерий изучали на мясо-пептонном агаре, численность олиготрофных бактерий – на слабоминерализованной среде Аристовской; численность энтеробактерий – на специализированной лактозо-пептонной среде и среде Кода. Оценка санитарного состояния почвы и грунта проводилась в соответствии с СанПиН 2.1.3684-21. Численность грибов-сахаролитиков выявляли методом посева на сусло-агар с добавлением молочной кислоты для подавления роста бактерий. Расчеты численности культивируемых бактерий и грибов проводили на абсолютно сухую почву, высушенную при 105°C до постоянного веса.

Учитывая климатические условия изучаемой территории, учитывали численность разных групп микромицетов по отношению к температурному фактору. Психрофилы инкубировали при температуре 5°C, мезофилы – при 27°C, термофилы – при 37°C. Термофильные грибы изучали с целью выявления условно-патогенных (оппортунистических) видов, которые могут представлять опасность для здоровья населения, вызывая различные заболевания.

Анализ таксономического разнообразия грибов выполняли на основе культурально-морфологических признаков с использованием определителей [35]. Видовые названия уточняли по базе данных Index Fungorum (2021 г.).

Общую численность и биомассу бактерий, а также биомассу и длину мицелия микроскопических грибов изучали методом флуоресцентной микроскопии (Olympus CX41) с использованием темноокрашенных поликарбонатных фильтров Nucleopor Black с диаметром пор 0.2 мкм и красителя акридиновый оранжевый – для бактерий и фильтров с диаметром пор 0.8 мкм и красителя FITC – для грибов по методике Olsen, Hovland [42].

Для исследования таксономического состава цианобактериально-водорослевых ценозов использовали метод посева почвенного мелкозема и почвенной суспензии на агаризованную среду, а также культивирование в жидких питательных средах 3N-BBM и Z8 [6]. Определение видов проводили в накопительных или чистых, полученных методом выделения с помощью стеклянных капилляров, культурах. Идентификацию осуществляли по культурально-морфологическим признакам с использованием микроскопа Olympus CX41 с камерой Jenoptik ProgRes при увеличении ×1000 с масляной иммерсией по классическим определителям [1, 36]. Для уточнения названий видов водорослей и их систематической принадлежности использовали электронную базу данных Algaebase [37].

Графы сходства видового состава комплексов микроскопических грибов и цианобактериально-водорослевых ценозов почвы изучаемых участков строили на основе коэффициентов Серенсена–Чекановского (средние расстояния) с помощью программного модуля "GRAPHS" [23].

Определение ферментативной активности почвы. Оценивали три гидролитических (инвертаза, уреаза, фосфатаза) и один окислительно-восстановительный (дегидрогеназа) ферменты.

Активность инвертазы в почве определяли колориметрически по методу Хоффмана и Паллауфа, основанном на способности глюкозы и фруктозы, образующихся в результате гидролиза сахарозы, восстанавливать CuO до Cu_2O [25]. Дегидрогеназную активность устанавливали колориметрическим методом, основанном на восстановлении бесцветной соли 2,3,5-трифенилтетразолия хлорида до красного трифенилформазана [7, 25]. Активность фосфатазы оценивали колориметрически по методу Дубовенко, используя в качестве субстрата фенолфталеин фосфат натрия [11, 25]; активность уреазы – колориметрически с реактивом Несслера по методу Щербаковой [25].

Статистическая обработка данных. Математическую обработку проводили с помощью общепринятых статистических методов с использованием пакетов программ Microsoft Excel и Statistica. Для сравнения химических свойств почв на различных участках применяли непараметрический дисперсионный анализ Краскела–Уоллиса (H-критерий).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Кислотность и химический состав почвы. Кислотность почвы на территории поселка достигала значений 6.2–7.4 единиц pH, в то время как зна-

Таблица 2. Показатели кислотности почвы исследуемых участков

№ участка	$pH_{водный}$	$H_г$	ОК	$Al_{обм}$	$H_{обм}$
		смоль(+)/кг			
1	6.19 ± 0.01	9.39 ± 0.06	0.13 ± 0.01	0.06 ± 0.01	0.07 ± 0.01
2	7.49 ± 0.01	6.73 ± 0.05	0.07 ± 0.01	0.01 ± 0.00	0.05 ± 0.01
3	7.40 ± 0.01	68.10 ± 0.51	0.42 ± 0.01	0.30 ± 0.01	0.12 ± 0.01
4	5.18 ± 0.01	126.12 ± 1.50	13.73 ± 0.02	12.58 ± 0.07	1.15 ± 0.06

Примечание. $pH_{водный}$ – актуальная кислотность, ОК – обменная кислотность, $Al_{обм}$ – обменный алюминий, $H_{обм}$ – обменный водород, $H_г$ – гидролитическая кислотность. Здесь, в табл. 3 и 4 приведены средние значения (± стандартная ошибка среднего).

Таблица 3. Содержание химических элементов в почве

№ участка	$C_{орг}$, %	N, г/кг	Подвижные формы									
			Ca, г/кг	K	Na	Al	Fe	Mn	Zn	Pb	Cu	Ni
			мг/кг									
1	8.8 ± 0.1	3.0 ± 0.2	2.2 ± 0.1	149 ± 2	144 ± 1	240 ± 3	1578 ± 3	97 ± 1	12.9 ± 0.2	1.97 ± 0.13	3.70 ± 0.13	2.30 ± 0.02
2	5.8 ± 0.2	2.1 ± 0.1	4.7 ± 0.1	275 ± 2	121 ± 2	192 ± 2	551 ± 10	104 ± 7	19.9 ± 0.1	2.29 ± 0.15	2.55 ± 0.01	0.53 ± 0.02
3	23.0 ± 0.3	7.4 ± 0.4	10.5 ± 0.1	734 ± 9	168 ± 1	210 ± 5	304 ± 40	874 ± 8	27.6 ± 0.9	2.44 ± 0.17	1.70 ± 0.01	1.29 ± 0.13
4	31.2 ± 0.1	14.2 ± 0.4	1.6 ± 0.1	641 ± 24	314 ± 4	2792 ± 27	639 ± 5	14 ± 1	3.4 ± 0.4	5.34 ± 0.10	0.11 ± 0.01	0.09 ± 0.02

чение pH условно фонового участка 5.2 (табл. 2) ($H_{3,12} = 9.63$, $p < 0.05$), что соответствует показателям для тундровых торфянисто-глеевых почв данного региона [26].

Гидролитическая кислотность (Нг) почвы на территории поселка варьировала от 6.63 (на участке 2) до 68.10 (на участке 3), что в 2 и более раза меньше по сравнению с условно фоновыми значениями ($H_{3,12} = 10.38$, $p < 0.05$). Снижение гидролитической кислотности обусловлено, вероятно, уменьшением содержания органического вещества вследствие нарушения растительного покрова, прекращения поступления свежего растительного опада, а также развития эрозионных процессов и деградации органогенного горизонта почвы на участках 1, 2 и 3. Аналогичная закономерность была выявлена в почвах Мурманской области в условиях атмосферного загрязнения выбросами медно-никелевого предприятия [16].

Обменная кислотность (ОК) ($H_{3,12} = 10.38$, $p < 0.05$), содержание обменного водорода ($H_{обм}$) ($H_{3,12} = 10.42$, $p < 0.05$) и обменного алюминия ($Al_{обм}$) ($H_{3,12} = 10.42$, $p < 0.05$) антропогенно-нарушенной почвы характеризуются чрезвычайно низкими значениями, что может свидетельствовать о замедлении процессов биогенного кислотообразования в почве обследованной территории и поступлении в почву оснований.

Почва на территории поселка характеризуется низким содержанием биогенных элементов, натрия ($H_{3,12} = 10.76$, $p < 0.01$) и алюминия ($H_{3,12} = 10.38$, $p < 0.05$), но высоким содержанием кальция ($H_{3,12} = 10.42$, $p < 0.05$) (табл. 3), что непосредственно связано с уменьшением кислотности на этих участках.

Проведено сравнение содержания подвижных форм меди, никеля и свинца в органогенном горизонте почвы со значениями ПДК. Содержание меди превышает значения ПДК (3.0 мг/кг) на участке 1. На участках 2 и 3 превышения ПДК не зафиксировано, но отмечено многократное увеличение концентрации меди по сравнению с условно фоновой территорией ($H_{3,12} = 10.76$, $p < 0.01$). Превышение ПДК подвижных форм цинка (23 мг/кг) выявлено только в почве на участке 3. Концентрации подвижных форм никеля в антропогенно-нарушенной почве превышают условно фоновые значения (0.03–0.20 мг/кг) ($H_{3,12} = 10.38$, $p < 0.05$), но существенно меньше максимально допустимых значений ПДК (4.0 мг/кг). Концентрации подвижных форм свинца в почвах обследованной территории не превышают условно фоновых значений (2.09–5.62 мг/кг) и максимально допустимых значений ПДК (6 мг/кг). Содержание марганца в почве на всех антропогенно-трансформированных участках превышает фоновые значения в 6–64 раза ($H_{3,12} = 9.73$, $p < 0.05$). Максимальная концентрация железа отмечена на участке 1 и превышает фоновые значения в 2.5 раза ($H_{3,12} = 10.38$, $p < 0.05$).

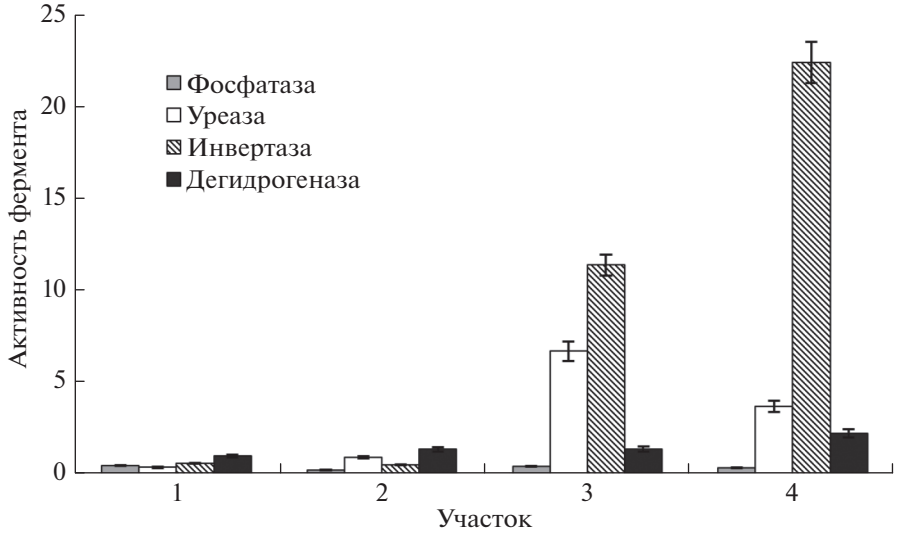

Рис. 2. Активность фосфатазы (мг ФФ/г за 18 ч), уреазы (мг NH_4/г за 18 ч), инвертазы (мг глюкозы/г за 18 ч) и дегидрогеназы (мг ТФФ/10 г за 24 ч) в образцах почвы. Планками погрешностей обозначена ошибка среднего.

Максимальное содержание железа, меди и никеля отмечены в почве на участке 1, который находится вблизи бывшей котельной поселка. Высокое содержание меди отмечено также в почве на участке 2, расположенном вблизи бывшего жилого дома. Можно предположить, что основной причиной загрязнения почвы в поселке стала эксплуатация угольной котельной, а именно загрязнение почвы продуктами сгорания угля и вымывание солей тяжелых металлов из золошлакоотвала [18, 24, 29], а также длительное захламление территории поселка металлическим ломом в большом количестве.

В почве на участке 3, расположенном вблизи угольного склада порта Беринговский, отмечено наибольшее из обследованных участков содержание цинка и марганца, что может быть следствием вымывания этих металлов из массы угля при его длительном хранении на открытом складе. Кларковое содержание марганца в углях составляет 100 ± 6 и 75 ± 5 г/т для бурых и каменных углей соответственно. При этом были выявлены обогащенные рассматриваемым элементом угли России (1.0–1.69 кг/т), Испании (1.48 кг/т), Украины (1.64 кг/т) и некоторых других стран [31]. Товарные угли России также характеризуются широким диапазоном концентраций цинка. Его содержание в отдельных шахтах Сахалинского бассейна составляет 800 г/т [12]. Высокое содержание данных металлов в почве также тесно связано с количеством в ней органического вещества, которое способно связывать их в устойчивые формы [15]. Их повышенное содержание на участке 3 может быть обусловлено более высоким содержанием органического вещества в почве этого участка.

Характер распределения тяжелых металлов в почве на территории поселка позволяет предположить, что основной вклад в загрязнение почвы внесла длительная эксплуатация котельной на угле со средней и высокой зольностью, и размещение на территории порта угольного склада. Это привело к накоплению в почве меди, никеля, марганца и цинка. Неравномерное распределение загрязняющих веществ на территории населенных пунктов, расположенных вблизи объектов угольной промышленности, было отмечено в работе других исследователей [24].

Биологическая активность почвы. Повышенные концентрации элементов-загрязнителей и изменение почвенной кислотности могут обуславливать снижение биологической активности антропогенно-трансформированной почвы [3].

Активность почвенных ферментов. Почва территории поселка Беринговский обладала меньшей ферментативной активностью по сравнению с фоновой почвой. В почве участков 1 и 2 отмечена очень низкая активность гидролитических ферментов инвертазы и уреазы, участвующих в углеводном и азотном обмене (рис. 2). Активность инвертазы не превышала 0.59 ± 0.07 мг глюкозы/г, активность уреазы – 0.91 ± 0.11 мг NH_4/г. Активность фосфатазы, которая осуществляет биологическую мобилизацию органического фосфора, была минимальной в почве участка 2 (0.21 ± 0.03 мг ФФ/г).

Активность дегидрогеназы, которая является показателем интенсивности микробиологического разложения веществ, на этих участках была в 2.4 раза меньше, чем в почве условно фонового участка.

Почва на участке 3, который находился вблизи угольного склада, характеризовалась более высоки-

Таблица 4. Количественные показатели микробных сообществ почвы

№ участка	Бактерии					Микроскопические грибы				
	сапротрофные	олиготрофные	энтеробактерии, тыс. кл/г	общая численность, 10^{10} кл/г	биомасса, мг/г	психрофилы	мезофилы	термофилы	длина мицелия	биомасса
	млн кл/г					КОЕ/г			м/г	
1	0.33 ± 0.13	0.53 ± 0.06	13 ± 1	1.31 ± 0.10	0.53 ± 0.04	7.0 ± 1.0	240 ± 50	5.0 ± 0.1	129 ± 23	0.14 ± 0.03
2	0.91 ± 0.41	2.01 ± 0.71	74 ± 10	1.32 ± 0.09	0.51 ± 0.03	93.0 ± 33.0	160 ± 30	10.1 ± 0.1	651 ± 34	0.72 ± 0.04
3	4.37 ± 0.96	5.44 ± 1.05	530 ± 24	1.54 ± 0.09	0.60 ± 0.04	6.0 ± 1.0	1180 ± 470	6.1 ± 1.0	822 ± 15	0.93 ± 0.02
4	0.44 ± 0.26	1.31 ± 0.65	34 ± 1	1.41 ± 0.08	0.56 ± 0.03	1353 ± 69	4880 ± 1470	–	730 ± 25	0.81 ± 0.03

ми значениями активности инвертазы и уреазы – 11.39 ± 1.50 мг глюкозы/г и 6.69 ± 0.82 мг NH_4/г соответственно. Активность фосфатазы сопоставима с условно фоновым значением и составляла 0.44 ± 0.05 мг ФФ/г. Дегидрогеназная активность составляла 1.36 мг ТФФ/10 г, что в 1.7 раза ниже, чем в почве фонового участка.

Таким образом, по шкале сравнительной оценки биологической активности почв на основе активности ферментов [8] почвы участков 1 и 2 относятся к категории с очень слабой биологической активностью, а почвы с участка 3 и с фонового участка – к категории со средней биологической активностью.

Бактерии. Численность культивируемых сапротрофных бактерий в тундровых торфянисто-глеевых почвах побережья Чукотки невысокая, колеблется в пределах от 330 тыс. кл/г до 4.4 млн кл/г. Численность бактерий олиготрофной группы изменяется от 528 тыс. кл/г до 5.4 млн кл/г. Во всех образцах олиготрофы преобладают над сапротрофами (табл. 4). Как известно, олиготрофы составляют значительную часть микробиоты в почве, в которую поступает свежее, бедное азотом органическое вещество. Численность олигонитрофилов в микробных ценозах доходит до максимума в подзолистых и тундрово-глеевых почвах, что свидетельствует о большой роли этой группы бактерий в генезисе почв данного ряда. Также высокая численность мелкоколониальных олиготрофных форм является адаптивным признаком урбаноземов, имеющих повышенные щелочность среды и концентрации подвижных форм тяжелых металлов [3, 20]. Наибольшего значения численность бактерий достигает в почве участка 3 на территории поселка. Этот участок отличается наличием мохового покрова и самым высоким значением pH (табл. 2) – условиями, более благоприятным для развития бактерий. Численность всех трофических групп бактерий в антропогенных грунтах на территории поселка достоверно больше, чем в образце тундрово-глеевой почвы условно фонового участка, за исключением участка 1, отличающегося наиболее сильным изменением органогенного горизонта и растительных сообществ.

Бактерии, способные к росту на питательных средах, являются наиболее реакционным компонентом бактериоценоза и способны быстро отзываться на изменения окружающей среды. Их реакция может выражаться как в изменениях структуры сообщества, включая изменения соотношения количества эколого-трофических групп, так и в величине размаха кратковременных колебаний численности. Как правило, с повышением уровня загрязненности среды, возрастает доля культивируемых форм бактерий. Метод флуоресцентной микроскопии позволяет учитывать как живые, так и мертвые клетки всех групп бактерий, по разным данным составляющие от 30 до 40% от общего числа клеток, в том числе и некультивируемых на питательных средах, за исключением ультрамелких форм бактерий [20]. Значения общей численности и биомассы бактерий, полученные методом прямого счета, демонстрируют лишь незначительное их превышение в почве участка 3, в то время как численность культивируемых форм бактерий на данном участке на порядок превышает таковую в почве фоновой территории.

Так как почва является одной из главных составляющих природной среды обитания человека, контроль микробиологического загрязнения урбаноземов очень важен с точки зрения инфекционной опасности для здоровья человека.

Энтеробактерии выделены во всех исследуемых образцах, в том числе в почве условно фоновой территории. Однако бактерии группы кишечной палочки, культивируемые на специализированной лактозо-пептонной среде, обнаружены только в почве на территории поселка.

Титр бактерий группы кишечной палочки позволяет отнести почвы на территории поселка к умеренно опасным. Это согласуется с данными, полученными по урбостратифицированным и загрязненным естественным почвам других регионов [3].

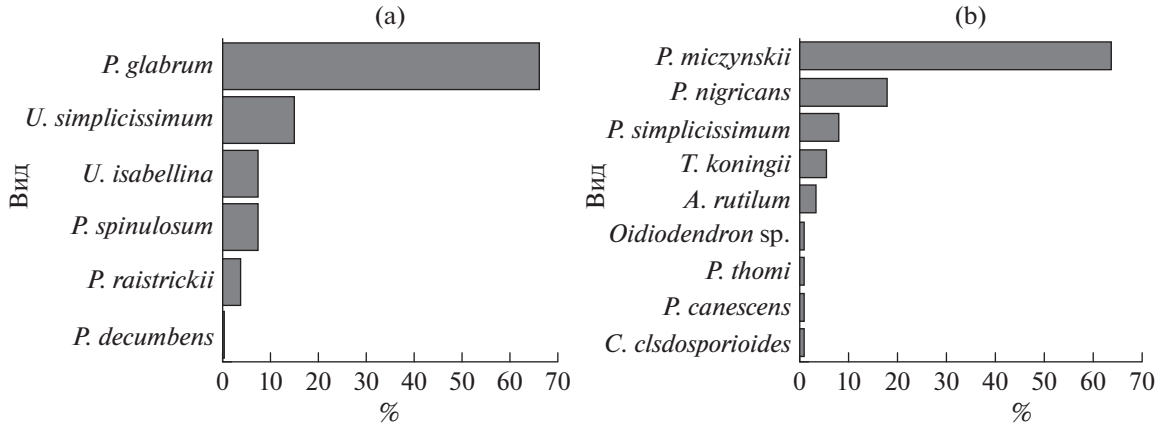

Рис. 3. Структура сообществ почвенных микроскопических грибов (на основании индекса обилия, %) в почве: a – почва условно фоновой территории; b – нарушенная почва на территории поселка Беринговский (средние данные по трем участкам). Роды грибов: *A.* – *Acremonium*, *C.* – *Cladosporium*, *P.* – *Penicillium*, *T.* – *Trichoderma*, *U.* – *Umbelopsis.*

Микроскопические грибы. Численность микроскопических грибов – психрофилов и мезофиллов в нарушенной почве поселка составляла в среднем 35 и 527 КОЕ/г соответственно – меньше, чем в почве условно фоновой территории в 38 и 9 раз. Столь значительное угнетение сообществ микромицетов на антропогенном участке свидетельствует о сильном отрицательном воздействии на экосистему. Причиной уменьшения численности миромицетов может быть изменение pH почвы до нейтральных и слабощелочных значений, когда возникают благоприятные условия для развития бактерий.

Грибы – термофилы, большинство из которых относятся к группе условно патогенных для человека, не выявлены на фоновом участке, тогда как на территории поселка их численность составила 5–10 КОЕ/г. Условно патогенные грибы, присутствующие в почве, могут вызывать микозы эндогенного и экзогенного характера, заболевания дыхательной системы и другие у людей с ослабленным иммунитетом.

Длина и биомасса грибного мицелия достоверно не различались на исследованных участках. Их уменьшение отмечено только для участка 1 – в 5.7 раза по сравнению с условно фоновой почвой. Сравнение результатов посева с данными, полученными методом прямого счета, свидетельствует о наибольшем угнетении микромицетов в почве участка 1, в то время как в почве участков 2 и 3 грибы развиваются преимущественно в виде некультивируемого мицелия (табл. 4).

Несмотря на низкую численность микромицетов, их видовое разнообразие в нарушенной почве богаче по сравнению с фоновой, в основном за счет появления случайных видов (рис. 3). В условно фоновой почве разнообразие микромицетов представлено 6 видами, относящимися к родам *Penicillium*, *Umbelopsis*, тогда как в загрязненной – 9 видами, принадлежащими рр. *Penicillium*, *Oidiodendron*, *Trichoderma*, *Acremonium*, *Cladosporium*.

Выявлены различия в структуре доминирования грибных сообществ сравниваемых участков. Так, в почве поселка абсолютным доминантом является вид *Penicillium miczynskii*, тогда как на условно фоновой территории – *P. glabrum*. Виды с наибольшим индексом обилия в условно фоновой почве относились к группе психрофилов, что вполне логично ввиду природно-климатических особенностей района исследований. Однако на нарушенной территории в группу доминирующих видов входили грибы, относящиеся к мезофилам. Причиной этого может быть наличие “острова тепла” в городах, особенно ярко выраженного в арктическом регионе, что стимулирует развитие группы грибов, характерных для более южных районов. Такая тенденция была ранее отмечена нами и рядом других исследователей [17, 21, 43].

Наибольшее сходство видового состава комплексов микроскопических грибов характерно для двух антропогенно-измененных участков (1 и 3), о чем свидетельствует дендрограмма сходства. Условно фоновый участок и участок 2 выделяются в отдельные кластеры, что свидетельствует о специфичности видового состава сообществ микромицетов на этих участках (рис. 4).

Среди выделенных видов четыре относились к группе условно-патогенных. Некоторые из них (*Penicillium miczynskii*, *P. simplicissimum*) имели высокую встречаемость, что позволяет предположить их возможное отрицательное воздействие на здоровье человека.

Водоросли и цианобактерии. В исследуемой почве всего было обнаружено 45 видов водорослей и

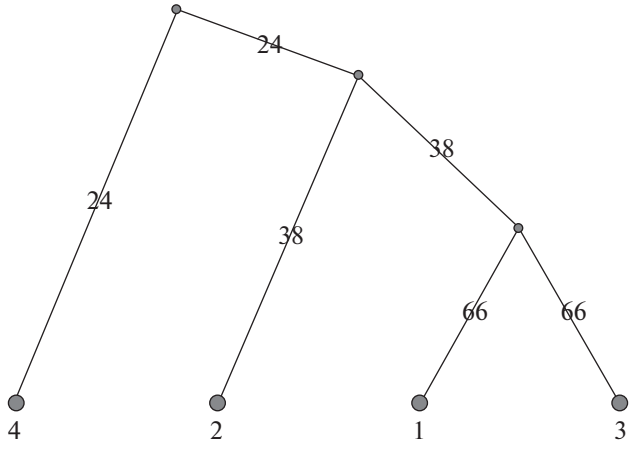

Рис. 4. Дендрограмма сходства видового состава комплексов микроскопических грибов различных участков.

цианобактерий, принадлежащих к четырем отделам (табл. 5): Chlorophyta (классы Chlorophyceae, Trebouxiophyceae) – 23 вида, Ochrophyta (классы Bacillariophyceae, Xanthophyceae) – 13 видов, Cyanobacteria – 7 видов, Charophyta (классы Klebsormidiophyceae, Conjugatophyceae) – 2 вида.

Низкие значения коэффициента Серенсена-Чекановского свидетельствуют о малом сходстве цианобактериально-водорослевых ценозов различных участков. Наибольшее сходство (32%) отмечено для участков 2 и 3.

Наименьшее количество видов (9) обнаружено в условно фоновой почве. Микрофототрофы здесь представлены преимущественно одноклеточными зелеными водорослями из классов Chlorophyceae и Trebouxiophyceae (рис. 5). Преобладание водорослей из отдела Chlorophyta, невысокое их разнообразие часто характерно для северных подзолистых почв под тундровой и лесной растительностью [39].

В остальных образцах разнообразие микрофототрофов значительно выше и достигает количества 14–16 видов. Видовое разнообразие растет за счет заметного участия желто-зеленых и диатомовых водорослей, а также цианобактерий.

Известно, что в почвах урбанизированных территорий, в том числе загрязненных тяжелыми металлами, формируются своеобразные сообщества водорослей и цианобактерий, которые отличаются по таксономическому составу, комплексу доминирующих видов, экологической структуре, а также по численности и биомассе [3, 40]. При этом часто отмечается рост разнообразия микрофототрофов, что объясняется эффектом “промежуточного нарушения”, при котором максимальное разнообразие сохраняется при средней интенсивности воздействия нарушающих факторов. В некоторых случаях при загрязнении почвы может наблюдаться рост значений pH. При этом известно, что синезеленые

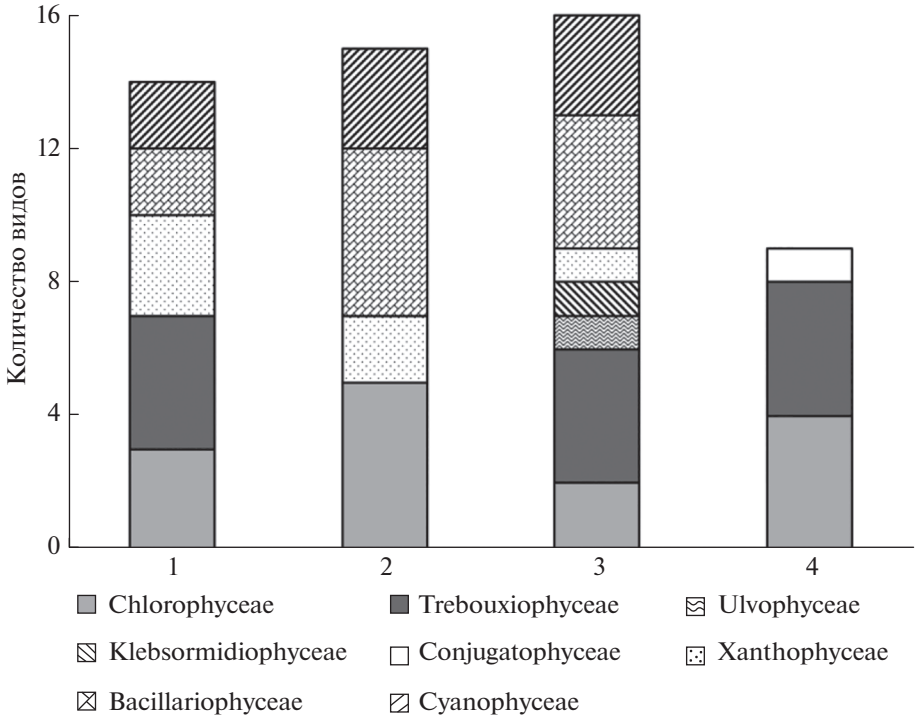

Рис. 5. Таксономическая структура цианобактериально-водорослевых сообществ.

Таблица 5. Водоросли и цианобактерии, обнаруженные в почве

Вид	№ участка			
	1	2	3	4
Отдел Charophyta, класс Klebsormidiophyceae				
Klebsormidium flaccidum (Kützing) P.C. Silva, K.R. Mattox & W.H. Blackwell			+	
Koliellopsis inundata Lokhorst	+			
Отдел Charophyta, класс Conjugatophyceae				
Mesotaenium pyrenoidosum (P.A. Broady) Petlovany				+
Отдел Chlorophyta, класс Chlorophyceae				
Bracteacoccus cf. *minor* (Chodat) Petrov		+		
Chlamydocapsa lobata Broady	+			
Chlamydomonas spp.	+	+		+
Myschonastes sp.		+		+
Neocystis sp.		+	+	
Palmellopsis gelatinosa Korshikov				+
Spongiochloris sp.			+	
Sporotetras polydermatica (Kützing) Kostikov, Darienko, Lukesová & L. Hoffmann				+
Tetracystis sp.		+		
Отдел Chlorophyta, класс Trebouxiophyceae				
Chloroidium saccharophilum (W. Krüger) Darienko, Gustavs, Mudimu, Menendez, Schumann, Karsten, Friedl & Proschold	+			
Elliptochloris bilobata Tschermak-Woess				+
Leptosira sp.			+	
Myrmecia bisecta Reisigl			+	
Parachlorella sp.	+			
Pseudococcomyxa simplex (Mainx) Fott			+	
Pseudococcomyxa sp.				+
Stichococcus bacillaris Nägeli	+	+	+	+
Stichococcus minutus Grintzesco & Peterfi				+
Отдел Chlorophyta, класс Ulvophyceae				
Fernandinella alpina Chodat			+	
Отдел Ochrophyta, класс Bacillariophyceae				
Hantzschia amphioxys (Ehrenberg) Grunow in Cleve & Grunow		+	+	
Luticola cf. *muticopsis* (Van Heurck) D.G. Mann		+		
Luticola mutica (Kützing) D.G. Mann		+		
Navicula spp.		+	+	
Nitzschia brevissima Grunow	+			
Nitzschia cf. *nana* Grunow in Van Heurck			+	
Nitzschia inconspicua Grunow	+			
Pinnularia borealis Ehrenberg			+	
Отдел Ochrophyta, класс Xanthophyceae				
Botrydiopsis constricta Broady	+	+		
Botrydiopsis eriensis J.W. Snow	+			
Heterococcus sp.	+			
Xanthonema exile (Klebs) P.C. Silva		+	+	
Отдел Cyanobacteria, класс Cyanophyceae				
Aphanocapsa sp.		+		
Leptolyngbya sp.			+	
Microcoleus autumnalis (Gomont) Strunecky, Komárek & J.R. Johansen			+	
Nostoc spp.	+	+	+	
Tolypothrix sp.		+		
Trichormus sp.	+			

Примечание. Знак “+” обозначает наличие вида.

и диатомовые водоросли предпочитают нейтральную или слабощелочную реакцию среды. Выделяемая цианобактериями слизь служит препятствием для проникновения в клетки токсичных веществ, а также является благоприятной средой для развития других групп водорослей [30].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В целом можно говорить о высокой степени антропогенной нарушенности территории, являющейся следствием как промышленного, так и хозяйственно-бытового воздействия на почвенный покров. Отмечено превышение фоновых концентраций в десятки раз для ряда тяжелых металлов (Ni, Cu, Mn, Fe, Zn). Содержание углерода, азота и калия в почве антропогенно нарушенных территорий снижено по сравнению с условно фоновыми значениями. О комплексном отрицательном влиянии на экосистему хозяйственной деятельности говорят тенденция к увеличению численности культивируемых бактерий различных трофических групп и разнообразия микрофототрофов, угнетение сообществ микромицетов, а также низкая ферментативная активность в нарушенной почве на территории поселка Беринговский по сравнению с тундровой торфянисто-глеевой почвой условно фонового участка.

Характер распределения тяжелых металлов в почве на территории поселка позволяет предположить, что основной вклад в загрязнение почвенного покрова внесла длительная эксплуатация угольной котельной и размещение на территории порта угольного склада, что стало причиной увеличения концентрации меди, никеля, марганца и цинка в почве на прилегающей территории. Почва на участке вблизи угольного склада отличается наличием растительного покрова и имеет более высокую биологическую активность, сопоставимую с фоновыми значениями.

Оценка санитарного состояния свидетельствует о наличии в почве на территории поселка бактерий группы кишечной палочки, их титр позволяет отнести эти почвы к умеренно опасным. Также в загрязненной почве появились микроскопические грибы, относящиеся к группе условно-патогенных, что свидетельствует о необходимости проведения регулярного мониторинга с целью выявления и количественного учета микроорганизмов данных групп в почве и сопредельных средах.

Несмотря на прекращение активной хозяйственной деятельности на территории поселка Беринговский степень нарушения почвенного покрова остается достаточно высокой, что еще раз подтверждает сведения о низкой скорости восстановления нарушенных экосистем в Арктике. Для эффективной очистки и восстановления почвы на территории поселка необходимо проведение дополнительных работ по рекультивации нарушенных земель, что позволит ликвидировать возникший объект накопленного экологического ущерба.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы благодарят сотрудников Института проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН к. б. н. Е.А. Боровичева и к. г. н. Г.П. Урбанавичюса за описание растительности на участках.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследования выполнены в рамках темы НИР № FMEZ-2022-0011-1021051803684-1 и финансовой поддержки по договору с ООО “Берингпромуголь”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Андреева В.М.* Почвенные и аэрофильные зеленые водоросли. М.: Наука, 1998. 348 с.
2. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 488 с.
3. *Артамонова В.С.* Микробиологические особенности антропогенно-преобразованных почв Западной Сибири. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 225 с.
4. Беринговское угольное месторождение Бухты Угольная // Отраслевой журнал “Neftegaz.RU. URL: https://neftegaz.ru/tech-library/mestorozhdeniya/142218-beringovskoe-ugolnoe-mestorozhdenie-bukhty-ugolnaya/ (дата обращения: 05.03.2021).
5. *Василевич Р.С., Безносиков В.А.* Аминокислотный состав гумусовых веществ тундровых почв // Почвоведение. 2015. № 6. С. 685–692.
6. *Вязова Н.Г., Шаулина Л.П., Шмидт А.Ф., Димова Л.М.* Микроэлементы в углях Восточной Сибири // Химия твердого топлива. 2016. № 5. С. 45–55.
7. *Гайсина Л.А., Фазлутдинова А.И., Кабиров Р.Р.* Современные методы выделения и культивирования водорослей. Уфа: Изд-во БГПУ, 2008. 152 с.
8. *Галстян А.Ш.* Ферментативная активность почв Армении. Ереван: Айастан, 1974. 274 с.
9. *Гапонюк Э.И., Малахов С.В.* Комплексная система показателей экологического мониторинга почв // Тр. Всесоюз. совещ. Обнинск, июнь 1983. Л.: Гидрометеоиздат. 1985. С. 3–10.
10. *Губин С.В., Лупачев А.В.* Надмерзлотные горизонты аккумуляции грубого органического вещества в криоземах тундр Северной Якутии // Почвоведение. 2018. № 7. С. 815–825.
11. *Добровольская Т.Г.* Структура бактериальных сообществ почв. М.: Академкнига, 2002. 281 с.

12. *Дубовенко Е.К.* Особенности фосфатазной активности в различных типах почв // Живлення та удобр. сельского спод. культур. Киев, 1964. С. 29–32.
13. *Жаров Ю.Н.* Изучение и оценка токсичных микроэлементов в товарных энергетических углях России // ГИАБ, 1995. № 5. URL: https://cyberleninka.ru/article/n/izuchenie-i-otsenka-toksichnyh-mikroelementov-v-tovarnyh-energeticheskih-uglyah-rossii (дата обращения: 05.03.2021).
14. *Зенова Г.М., Степанов А.Л., Лихачева А.А., Манучарова Н.А.* Практикум по биологии почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2002. 120 с.
15. *Караваева Н.А.* Почвенная зональность Чукотского нагорья // Почвоведение. 2013. № 5. С. 517–532.
16. *Кашулина Г.М., Кубрак А.Н., Коробейникова Н.М.* Кислотность почв в окрестностях медно-никелевого комбината “Североникель”, Кольский полуостров // Почвоведение. 2015. № 4. С. 486–500.
17. *Корнейкова М.В., Евдокимова Г.А., Лебедева Е.В.* Комплексы потенциально патогенных микроскопических грибов в антропогенно-загрязненных почвах Кольского Севера // Микология и фитопатология. 2012. Т. 46. Вып. 5. С. 323–328.
18. *Крылов Д.А.* Негативное влияние элементов-примесей от угольных ТЭС на окружающую среду и здоровье людей // ГИАБ, 2017. № 12. URL: https://cyberleninka.ru/article/n/negativnoe-vliyanie-elementov-primesey-ot-ugolnyh-tes-na-okruzhayuschuyu-sredu-i-zdorovie-lyudey (дата обращения: 05.03.2021).
19. *Кухаренко О.С., Добровольская Т.Г., Головченко А.В., Степанов А.Л., Матышак Г.В.* Структура гетеротрофного блока бактерий в тундровых почвах полуострова Ямал // Почвоведение. 2009. № 4. С. 463–468.
20. *Лысак Л.В.* Бактериальные сообщества городских почв. Автореф. дис. ... докт. б. н. М., 2010. С. 1–47.
21. *Марфенина О.Е.* Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 196 с.
22. *Михайлов И.С.* Почвенная карта российской Арктики масштаба 1 : 1000000: содержание и опыт составления // Почвоведение. 2016. № 4. С. 411–419.
23. *Новаковский А.Б.* Возможности и принципы работы программного модуля “GRAPHS”. Сыктывкар, 2004. 28 с.
24. *Осипова Н.А., Язиков Е.Г., Тарасова Н.П., Осипов К.Ю.* Тяжелые металлы в почвах в районах воздействия угольных предприятий и их влияние на здоровье населения // Безопасность в техносфере. 2015. № 2. С. 16–26.
25. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 689 с.
26. *Пугачев А.А.* Почвы арктического побережья Чукотки // Вестник Северо-Восточного государственного университета. 2016. № 25. С. 46–50.
27. Рабочая группа IUSS WRB. 2015. Мировая реферативная база почвенных ресурсов 2014, исправленная и дополненная версия 2015. Международная система почвенной классификации для диагностики почв и создания легенд почвенных карт. Доклады о мировых почвенных ресурсах № 106. ФАО, Рим. 216 с.
28. *Смирнова М.А., Геннадиев А.Н.* Количественная оценка почв Арктики и Субарктики России (по картографическим данным) // Почвоведение. 2019. № 1. С. 20–31.
29. *Черенцова А.А.* Оценка воздействия золоотвалов на окружающую среду (на примере Хабаровской ТЭЦ-3). Дис. ... канд. биол. н. Хабаровск, 2013. 296 с.
30. *Штина Э.А., Голлербах М.М.* Экология почвенных водорослей. М.: Наука, 1976. 143 с.
31. *Юдович Я.Э., Кетрис М.П.* Токсичные элементы-примеси в ископаемых углях. Екатеринбург: Наука, 2005. 667 с.
32. *Юрцев Б.А., Королева Т.М., Петровский В.В., Полозова Т.Г., Жукова П.Г., Катенин А.Е.* Конспект флоры Чукотской тундры. СПб.: ВВМ, 2010. 628 с.
33. *Abakumov E., Zverev A., Morgun E., Alekseev I.* Microbiome of abandoned agricultural and mature tundra soils in southern Yamal region, Russian Arctic // Open Agriculture. 2020. № 5. P. 335–344. https://doi.org/10.1515/opag-2020-0034
34. *Buckeridge K.M., Banerjee S., Siciliano S.D., Grogan P.* The seasonal pattern of soil microbial community structure in mesic low arctic tundra // Soil Biology and Biochemistry. 2013. V. 65. P. 338–347.
35. *Domsh K.H., Gams W., Anderson T.H.* Compendium of Soil Fungi. Eching: IHW-Verlag, 2007. 672 p.
36. *Ettl H., Gartner G.* Syllabus der Boden-, Luft- und Flechtenalgen. 2., ergänzte Auflage. Springer Berlin Heidelberg. 2014. 773 p. https://doi.org/10.1007/978-3-642-39462-1
37. *Guiry M.D., Guiry G.M.* AlgaeBase. World-wide electronic publication National University of Ireland, Galway. 2019. http://www.algaebase.org
38. *Hallonen O., Tulkki H., Derome J.* Nutrient analysis methods. Helsinki, 1983. 28 p.
39. *Korneykova M., Redkina V., Shalygina R.* Algae, cyanobacteria, and microscopic fungi complexes in the Rybachy Peninsula soils, Russia. Czech Polar Reports. 2017. V. 7(2). P. 181–194. https://doi.org/10.5817/CPR2017-2-18
40. *Maltsev Y.I., Maltseva I.A., Solonenko A.N., Bren A.G.* Use of soil biota in the assessment of the ecological potential of urban soils // Biosystems Diversity, 2017. V. 25. № 4. P. 257–262. https://doi.org/10.15421/011739
41. Methods for Integrated Monitoring in the Nordic Countries. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 1989. 280 p.
42. *Olsen R.A., Hovland J.* Fungal Flora and Activity in Norway Spruce Needle Litter: Report. Ås: Agricultural University of Norway, 1985.
43. *Varentsov M., Konstantinov P., Baklanov A., Esau I., Miles V., Davy R.* Anthropogenic and natural drivers of a strong winter urban heat island in a typical Arctic city // Atmos. Chem. Phys. 2018. P. 17573–17587. https://doi.org/10.5194/acp-18-17573-2018

Biological Activity and Chemical Properties of Tundra Soils of the Chukotka Autonomous Okrug in Conditions of Anthropogenic Pollution

N. V. Fokina[1, *], M. V. Korneykova[1], V. V. Redkina[1], V. A. Myazin[1], and T. A. Sukhareva[1]

[1] Institute of North Industrial Ecology Problems – Subdivision of the Federal Research Centre "Kola Science Centre of Russian Academy of Science", Apatity, Murmansk region, 184209 Russia

**e-mail: nadezdavf@yandex.ru*

An ecological and microbiological study of the soil of the Beringovsky village of the Chukotka Autonomous Okrug was carried out. It has been established that the operation of the nearby coal storage area and household activities led to severe disturbance of natural tundra-gley soils. In the disturbed soil, there was a change in pH towards a neutral or slightly alkaline reaction, a decrease in the content of exchangeable hydrogen, nitrogen, carbon of organic compounds, available potassium and sodium compounds, an excess of the background values of the heavy metals content for Ni, Cu, Mn, Fe, Zn and the established MPCs was noted for Cu, Zn. In the soil of the village in the organogenic horizon, a decrease in enzymatic activity is observed. The number of cultivated saprotrophic and oligotrophic bacteria in the upper horizon of disturbed soil is 2–10 times higher than in the background one, while the number of microscopic fungi, psychrophiles and mesophiles, is 38 and 9 times lower, respectively. In the disturbed soil, fungi – thermophiles, belonging to conditionally pathogenic species, as well as bacteria of the Escherichia coli group were revealed. An increase in the diversity of micromycetes in the soil of the village was noted and changes in the structure of the fungal community. In the soil of the study area, 45 species of algae and cyanobacteria were found. In disturbed soil, the diversity of microchotrophs is significantly higher than in background ones, due to yellow-green and diatoms, as well as cyanobacteria.

Keywords: microorganisms, enzymatic activity, Histic Cryosols, coal industry, Arctic

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 68–76

АГРОХИМИЯ И ПЛОДОРОДИЕ ПОЧВ

УДК 631.811.1:631.874:631.862:633.11.13.16:631.416.1

ЦИКЛЫ, БАЛАНС АЗОТА И УСТОЙЧИВОСТЬ АГРОЭКОСИСТЕМЫ ПРИ ПРИМЕНЕНИИ ОРГАНИЧЕСКИХ УДОБРЕНИЙ (ЭКСПЕРИМЕНТЫ С ^{15}N)

© 2022 г. А. А. Завалин[a], *, О. А. Соколов[a], Н. Я. Шмырева[a], С. В. Лукин[b], А. С. Авилов[c]

[a] *Всероссийский научно-исследовательский институт агрохимии им. Д.Н. Прянишникова, ул. Прянишникова, 31а, Москва, 127434 Россия*

[b] *Белгородский государственный национальный исследовательский университет, ул. Победы, 85, Белгород, 308015 Россия*

[c] *Центр агрохимической службы "Белгородский", ул. Щорса, 8, Белгород, 308027 Россия*

**e-mail: zavalin.52@mail.ru*

Поступила в редакцию 26.11.2020 г.
После доработки 09.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

В стабилизации циклов азота и в устойчивом развитии агроэкосистем существенную роль играет азот органических удобрений. При внесении биомассы сидеральных культур в качестве органических удобрений усиливается иммобилизация их азота в почве, сокращаются использование азота растениями и его газообразные потери по сравнению с минеральными азотными удобрениями. При совместном применении биомассы сидеральных культур и азотных минеральных удобрений уменьшается иммобилизация азота в почве, усиливается его использование растениями и возрастают газообразные потери. Внесение навоза уменьшает газообразные потери азота биомассы сидеральных культур. При использовании в качестве удобрения биомассы овса и тимофеевки потребление их азота и почвенного азота растениями сокращается на 18–36 и 6–36% соответственно, усиливается иммобилизация азота в почве и на 17% уменьшаются его газообразные потери по сравнению с аналогичными показателями варианта с внесением минеральных азотных удобрений.

Ключевые слова: ^{15}N, меченая ^{15}N биомасса трав, баланс азота, минерализация, иммобилизация, дерново-подзолистая почва, Stagnic Retisol, чернозем типичный, Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)

DOI: 10.31857/S0032180X22010130

ВВЕДЕНИЕ

В условиях ограничения ресурсов и для сохранения устойчивого развития агроэкосистем, поддержания почвенного плодородия, оптимизации продукционного процесса, стабилизации качества продукции требуется совершенствование использования органических удобрений, разработка экологически безопасных технологий их применения [9, 19]. Под устойчивостью агроэкосистемы понимается ее свойство сохранять и поддерживать значения параметров и структуры в пространстве и времени, качественно не меняя характера фукционирования.

Уровень внесения органических удобрений в 2019 г. в России составил всего 1.6 т/га посевной площади. Поэтому в земледелии возрастает роль многолетних бобово-злаковых и сидеральных культур, которые являются важными источниками поступления в пахотные почвы органического вещества и азота. Культуры – это двух-, трехкомпонентные травосмеси, в качестве злакового компонента служат тимофеевка, костер, овсяница, ежа, райграс и др.; в качестве бобового компонента используют клевер, люцерну, эспарцет, донник. Бобово-злаковые травосмеси используют в качестве зеленого удобрения (сидерата) в составе севооборота, они служат кормовой базой для сельскохозяйственных животных. В смешанных посевах взаимоотношение бобовых растений со злаками обуславливает формирование высокопродуктивных экологически и экономически эффективных агрофитоценозов. С биомассой бобовых культур в агроценозы поступает большое количество легкоразлагаемых органических веществ, содержащих биологический азот, что способствует стабилизации гумусового состояния, улучшает физико-химические свойства, биогенность и фитосанитарное состояние почв [6, 7, 14, 16]. Поступая в почву, биомасса сидератов становится для микроорганизмов, фиксирующих молекулярный азот и осуществляющих трансформацию его соединений, энергетической основой жизнедеятельно-

Таблица 1. Характеристика сухой биомассы различных трав, меченых ^{15}N

Показатель	Опыт 1	Опыт 2			Опыт 3	
	горчица белая	тимофеевка	люпин	клевер	овес	тимофеевка
C/N	21	27	23	19	34	27
$N_{общ}$, %	3.3	2.0	2.80	2.50	1.58	1.84
^{15}N, ат. %	15.3	13.1	15.0	14.5	16.4	18.1
Доза N, внесенная с биомассой, г/м^2	6.01	5.01	5.04	5.02	5.03	5.05

сти. Вместе с тем остаются слабо изученными вопросы эффективности использования азота сидератов возделываемыми культурами, а также закономерности его трансформации в почве [5, 14, 24].

Цель работы – изучение параметров круговорота азота различных культур, используемых в качестве сидератов, при разных уровнях минерального питания.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в различных почвенно-климатических регионах страны: в нечерноземной (среднесуглинистая дерново-подзолистая почва (Albic Retisol (Loamic, Aric), Смоленск) и Центрально-Черноземной зонах (чернозем типичный тяжелосуглинистый (Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)), Белгород). Изучали влияние различных видов трав. Для получения их биомассы, меченой ^{15}N, травы выращивали на отдельных участках в полевых условиях, под которые вносили высокообогащенные (свыше 90 ат. %) азотные минеральные удобрения.

Опыт 1. Изучение потоков и баланса азота биомассы горчицы белой при выращивании озимой пшеницы (сорт Губернатор Дона) проводили в микрополевом опыте (сосуды без дна размером 23 × 45 × 30 см) на черноземе типичном тяжелосуглинистом в лесостепной зоне Белгородской области. Удобрения в дозе $N_6P_6K_6$ г/м^2 вносили осенью перед посевом. Из азотных минеральных удобрений применяли мочевину, меченую ^{15}N, – 13.3 ат. %. В качестве фосфорных и калийных удобрений применяли двойной суперфосфат и калий хлористый. Схема опыта предусматривала следующие варианты: P_6K_6 (фон), фон + ^{15}N горчица в количестве, эквивалентном по азоту N_6, фон + $^{15}N_м$ (табл. 1), фон + 2/3 дозы ^{15}N горчица + + 1/3 дозы $N_м$.

Меченую ^{15}N биомассу горчицы получали за год до закладки основного опыта. Для этого горчицу белую выращивали на отдельном участке, под которую вносили высокообогащенный ^{15}N сульфат аммония (92.2 ат. % ^{15}N): растения убирали в период массового цветения, сушили в тени для воздушно-сухого состояния, измельчали на отрезки 0.3–0.5 см и осенью вносили в дозе 6.01 г N/м^2 в качестве азотного удобрения (содержание N 3.3%, обогащение ^{15}N 15.3 ат. %) на фоне P_6K_6. Все дозы используемых трав указаны по содержанию в них азота, что позволяет сравнить доступность и эффективность их внесения. Гидротермический коэффициент (**ГТК**) за вегетационный период произрастания озимой пшеницы составил 0.9 к среднемноголетнему значению 1.2. Температура воздуха за вегетационный период была ниже в 1.0 раза, количество выпавших осадков в 1.3 раза меньше по сравнению со средней многолетней нормой.

Опыт 2. Исследования баланса азота биомассы различных трав, меченых ^{15}N, при выращивании овса (сорт Скакун) проводили в микрополевом опыте на дерново-подзолистой среднесуглинистой почве в Смоленской области. Площадь опытных делянок составляла 0.5 м^2 (0.5 × 1.0 м). Предварительно на исследуемой почве высевали люпин узколистный, клевер красный и тимофеевку луговую, под которые вносили сульфат аммония, обогащенный ^{15}N (>95 ат. %). В итоге была получена сухая биомасса с исходным обогащением ^{15}N 13.1–15.0 ат. % и содержанием общего азота в пределах от 2.0 до 2.8%, которую затем измельчали на отрезки 0.5–1.0 см и осенью вносили в почву в дозе 5.01–5.04 г/м^2 на фоне фосфорных и калийных удобрений P_5K_5 (применяли двойной суперфосфат и калий хлористый соответственно). ГТК за период вегетации овса составил 1.4 к среднемноголетнему 1.7. Температура воздуха за вегетационный период была выше в 1.1 раза, а количество выпавших осадков в 1.2 меньше по сравнению со среднемноголетним значением.

Опыт 3. Изучение потоков и баланса азота биомассы овса и тимофеевки, меченой ^{15}N, при выращивании ячменя (сорт Носовский 9) проводилось в микрополевом опыте (сосуды без дна размером 50 × 50 × 40 см) на той же почве, что и в опыте 2. Для проведения исследований предварительно выращивали овес и тимофеевку, под

Таблица 2. Агрохимическая характеристика почв опытных участков

Показатель		Опыт 1	Опыты 2 и 3
Содержание органического вещества по Тюрину, %		5.0	2.1
$pH_{сол}$		6.5	5.7
Гидролитическая кислотность (Нг), смоль(экв)/кг		1.32	1.2
Содержание общего азота по Кьельдалю–Йодльбауэру, %		0.23	0.09
Содержание обменных форм, ммоль/100 г почвы	Ca^2	26.7	5.5
	Mg^{2+}	2.81	2.0
Содержание подвижных форм, мг/кг	P_2O_5	118*	137**
	K_2O	140*	138**

* По методу Чирикова.
** По методу Кирсанова.

которые вносили сульфат аммония с высоким (>95 ат. %) обогащением ^{15}N. В результате получили биомассу овса и тимофеевки, которую измельчали и осенью вносили в почву в дозе 5.03–5.05 г азота на м^2 на фоне фосфорного и калийного удобрений P_5K_5 (применяли двойной суперфосфат и калий хлористый). Навоз полуперепревший (С – 32%, $N_{общ}$ – 1.16%) применяли из расчета 10 т/га. Азотные удобрения в форме сульфата аммония (обогащением ^{15}N 26.85 ат. %) вносили в дозе из расчета 5 г азота на м^2 на фоне P_5K_5 перед посевом ячменя на глубину 10 см. Метеорологические условия для выращивания ячменя складывались благоприятными, ГТК за период вегетации растений составил 1.7, что соответствует среднемноголетнему значению.

Агрохимическая характеристика почв опытных участков представлена в табл. 2. Минеральный (остаточный) азот в почве определяли, как суммарный аммонийный азот, поскольку нитраты предварительно восстанавливали с помощью сплава Деварда [10]. В растительных и почвенных образцах общий азот определяли по общепринятому классическому методу Кьельдаля–Йодльбауэра в лаборатории минерального и биологического азота. Изотопный состав азота в почвенных и растительных образцах определяли на масс-спектрометре “Delta V” в лаборатории междисциплинарных исследований ВНИИ агрохимии им. Д.Н. Прянишникова.

Количество азота меченого удобрения, находящегося в растениях или оставшегося в почве после выращивания растений, определяли по уравнению:

$$N_{уд} = \underline{N_{общ}(c-в)/(a-b)},$$

где $N_{уд}$ – количество азота меченого удобрения в растениях (почве); $N_{общ}$ – количество общего азота в растениях (почве); а – ат. % ^{15}N в азоте меченого удобрения; в – ат. % ^{15}N в азоте немеченых растений (почвы); с – ат. % ^{15}N в азоте меченых растений (почвы).

Для определения баланса азота были взяты данные по использованию азота удобрения и иммобилизации азота в почве. Азот газообразных соединений определяли по разнице между дозой азота и суммой азота, использованного растениями, и закрепления в почве.

Расчеты потоков азота удобрения и азота почвы проводили по формулам [11]:

Иммобилизованный азот $N_c = N_a \times {}^{15}N_c/{}^{15}N_a$;

Газообразные потери азота $N_d = N_a \times {}^{15}N_d/{}^{15}N_a$;

Минерализованный азот $M = N_a + N_b + N_c + N_d$;

Нетто-минерализованный азот $H\text{-}M = M - (N_c + N_b)$;

Реиммобилизованный азот $РИ = M - H\text{-}M$,

где N_a – вынос общего азота с урожаем; $^{15}N_a$ – использование азота удобрения; $^{15}N_c$ – иммобилизованный азот удобрения; N_b – остаточный минеральный азот; $^{15}N_d$ – газообразные потери азота удобрения.

Для определения степени устойчивости использовали критерии интегральной оценки (классификации) режимов функционирования экосистем и уровней воздействия на них (табл. 3).

Данные по урожаю зерна озимой пшеницы, овса и ячменя обрабатывали методом дисперсионного анализа (STAT VNIIA), достоверность различий оценивали по критерию Фишера *F*.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Положительное влияние горчицы на агрофизические и агрохимические свойства почвы в литературе освещено достаточно полно. Вопрос об участии азота горчицы в круговороте азота и продукционном процессе возделываемых культур изучен недостаточно [3, 8, 13, 18].

Таблица 3. Критерии режимов функционирования агроэкосистем [11]

Режим функционирования	Уровень воздействия	Критерий	
		РИ:М, %	Н-М:РИ, %
Гомеостаз	Норма	50 ± 5	0.8–1.2
Стресс	Допустимый	45–30	1.2–2.5
Резистентность	Предельно допустимый	30–20	2.5–4.2
Адаптационное истощение	Критический	20–10	4.2–9.0
Репрессия	Недопустимый	<10	>9.0

На черноземе типичном озимая пшеница использовала меньше азота горчицы по сравнению с мочевиной (табл. 4). Внесение мочевины совместно с горчицей усиливало потребление пшеницей азота ее биомассы. При этом в почве закреплялось больше азота биомассы горчицы и меньше его терялось, чем азота мочевины.

На дерново-подзолистой почве овес лучше использовал азот биомассы клевера, его меньше закреплялось в почве и терялось в газообразной форме. Азот тимофеевки использовался овсом в меньшей степени и существенно больше подвергался иммобилизации. При этом овес лучше использовал не только азот биомассы клевера, но и азот почвы. По данным литературы, на одну единицу азота клевера овес потреблял 2.6 ед. азота почвы, тогда как на единицу азота тимофеевки – 1.4 ед. азота почвы [19, 22]. Азот биомассы клевера более активно включается в микробную биомассу и легче включается в синтез гуминовых кислот органического вещества почвы [20, 32, 33].

Ячмень потреблял значительно меньше азота биомассы овса и тимофеевки (в 1.6 раза), при этом усиливалась иммобилизация их азота (в 1.3–1.6 раза) по сравнению с минеральными азотными удобрениями. Иммобилизация азота биомассы овса и тимофеевки усиливалась при внесении навоза. Иммобилизация азота зеленой массы овса, меченой ^{15}N, сокращается при совместном ее внесении с минеральными удобрениями [15]. Иммобилизация азота биомассы клевера и горчицы белой также уменьшается при совместном ее применении с азотными удобрениями [12, 19].

При поступлении в почву свежего органического вещества с широким соотношением углерода к азоту (навоз) существенно возрастает активность автохтонной и зимогенной микрофлоры, формируется более активное и разнообразное сообщество микроорганизмов [21, 25, 27, 29].

При разложении растительного материала ведущую роль играет содержание азота [23, 26, 31]. Биомасса бобовых трав с более узким соотноше-

Таблица 4. Потоки и баланс азота биомассы сельскохозяйственных культур при внесении органических удобрений, меченых ^{15}N

Вариант	Использование растениями		Иммобилизовано в слое почвы 0–40 см		Газообразные потери	
	г/м^2	% от дозы	г/м^2	% от дозы	г/м^2	% от дозы
Озимая пшеница						
Фон + ^{15}N-горчица	1.89	32	3.45	58	0.66	10
Фон + 2/3 ^{15}N-горчица + 1/3 $N_м$	2.37	40	2.73	45	0.90	15
Фон + $^{15}N_м$	2.64	44	1.58	33	1.38	23
Овес						
Фон + ^{15}N-клевер	1.85	37	2.76	55	0.41	8
Фон + ^{15}N-люпин	1.40	28	3.02	60	0.62	12
Фон + ^{15}N-тимофеевка	0.84	17	3.46	69	0.71	14
Ячмень						
Фон + ^{15}N-овес	1.30	26	2.74	55	0.96	19
Фон + ^{15}N-овес + $Н_{10}$	1.60	32	2.80	58	0.60	12
Фон + ^{15}N-тимофеевка	1.50	30	2.84	57	0.66	13
Фон + ^{15}N-тимофеевка + $Н_{10}$	1.68	34	2.92	58	0.40	8
Фон + $^{15}N_5$	2.04	41	1.66	33	1.30	26

* $Н_{10}$ – навоз, 10 т/га.

Таблица 5. Потоки азота почвы и удобрения при внесении биомассы овса и тимофеевки, меченых ^{15}N, под ячмень, г/м^2

Вариант	Вынос азота почвы растениями	Остаточный минеральный азот	Иммобилизованный/реиммобилизованный азот почвы	Газообразные потери азота почвы	Минерализованный азот (М)	Нетто-минерализованный азот (Н-М)	Реиммобилизованный азот (РИ)	Азот удобрений, использованный растениями	Иммобилизованный азот удобрения	Газообразные потери азота удобрения
Фон + $^5N_5$	10.3	2.55	15.11	11.83	39.52	24.41	12.56	2.04	1.66	1.30
Фон + ^{15}N-овес	6.38	1.94	24.93	8.74	41.89	16.93	23.09	1.30	2.74	0.96
Фон + ^{15}N-овес + H_{10}	7.88*	1.51*	25.48	5.46	40.33	14.85	23.97	1.60	2.80	0.60
Фон + ^{15}N-тимофеевка	7.36	1.71	25.84	6.01	40.92	15.08	24.13	1.50	2.84	0.66
Фон + ^{15}N-тимофеевка + H_{10}	9.25*	1.67*	26.57	3.64	41.13	14.56	24.90	1.88	2.92	0.40

* N почвы + N навоза.

нием C/N первоначально минерализовалась быстрее, чем биомасса злаковых трав [28, 34]. По мере сужения соотношения углерода к азоту (тимофеевка, навоз) усиливается иммобилизация азота в почве. С более узким соотношением C/N биомасса разлагается быстрее и минимизирует обогащение почвы гумусом [30]. Увеличение содержания органического углерода в почве с навозом достигает 6.4–9.8%, с соломой – 3.7–5.2%, тогда как при внесении биомассы сидератов содержание гумуса может даже уменьшаться. Чем интенсивнее закрепление азота в почве, тем меньше газообразные потери [21, 27].

Газообразные потери азота овса и тимофеевки существенно меньше (в 1.4 и 2 раза соответственно) по сравнению с азотными удобрениями. Навоз дополнительно сокращал потери азота биомассы овса и тимофеевки (в 1.6 раза). По литературным данным потери азота растительных остатков из почвы уменьшаются в 1.3–1.5 раза по сравнению с азотными удобрениями [15]. Под действием биомассы сидератов и зерновых культур газообразные потери азота минеральных удобрений сокращаются в 1.3–2.4 раза, а потери азота почвы – в 1.6 раза.

Изменение интенсивности внутрипочвенного цикла азота, роли соотношения в интегральной оценке степени устойчивости, урожае зерновых культур оценены по методике [11]. Минерализованный за период вегетации растений азот почвы (М) можно рассматривать как “вход” вещества в экосистему. Нетто-минерализованный азот (Н-М), то есть количество минерального азота, которое используется растениями и теряется в виде газообразных соединений, является “выходом”, а “возвратом на выходе” служит реиммобилизованный азот (РИ), идущий на поддержание устойчивого состояния системы [17]. Согласно этим формулам получены данные по минерализации почвенного азота (табл. 1 и 5).

В зависимости от применяемых видов удобрений (биомасса овса и тимофеевки) менялась интенсивность процессов внутрипочвенного цикла азота (минерализация ↔ иммобилизация/реиммобилизация) (табл. 5). Под действием биомассы и навоза вследствие активизации процессов иммобилизации/реиммобилизации одновременно усиливалась минерализация почвенного органического вещества, тогда как его нетто-минерализация уменьшалась по сравнению с действием азотных удобрений. При этом под действием биомассы сокращалась доля нетто-минерализации почвенного азота (36–40% от минерализованного азота) по сравнению с азотными удобрениями (62%). Усиление иммобилизации почвенного азота и уменьшение его нетто-минерализации связано с уменьшением численности нитрифицирующих бактерий под действием соломы [2]. Высокая доля нетто-минерализации азота почвы обеспечивала более интенсивные его газообразные потери по сравнению с биомассой овса и тимофеевки.

Органическое вещество биомассы овса и тимофеевки участвует в формировании органического вещества почвы за счет образования легкоподвижных продуктов гумификации [20, 32]. Усиление иммобилизации азота биомассы и почвенного азота при внесении полуперепревшего навоза, по-видимому, связано с включением их

азота в биомассу микроорганизмов, поступающих в почву с навозом [32].

Можно предположить, что при совместном применении бесподстилочного навоза и соломы злаковых культур эффект будет заметнее, поскольку в навозе содержится большее количество азота в подвижной форме [2, 19].

Интегральным показателем устойчивости функционирования агроэкосистемы является отношение нетто-минерализованного азота (Н-М) к реиммобилизованному азоту (РИ), которое количественно характеризует зависимость между потоками азота, направленными в гетеро- и автотрофный циклы [4, 11, 24]. В статье [11] показаны параметры устойчивости по элементам круговорота азота в экосистеме, по критериям режима функционирования агроэкосистем. На черноземе типичном при внесении горчицы агрофитоценоз озимой пшеницы находился в зоне стресса при допустимом уровне воздействия (табл. 6). Однако при совместном внесении биомассы горчицы и мочевины агрофитоценоз находился на более низком уровне экологической устойчивости, чем при использовании только одной биомассы горчицы. Азотные минеральные удобрения немного уменьшали устойчивость системы, поскольку при их внесении возрастала минерализация и газообразные потери азота горчицы и почвы, сокращалась их иммобилизация/реиммобилизация [19].

На дерново-подзолистой почве при внесении в качестве “зеленого удобрения” биомассы тимофеевки агрофитоценоз сидератов находился в более устойчивом состоянии (в зоне гомеостаза при нормальном уровне воздействия), чем при внесении биомассы клевера и люпина (в пограничном состоянии между зонами гомеостаза и стресса), что обусловлено усилением минерализации азота сидератов и почвы. При внесении только минеральных азотных удобрений экологическая устойчивость агрофитоценоза оказалась более низкой, чем при внесении биомассы трав [19].

На дерново-подзолистой почве внесение в качестве сидератов только биомассы овса и тимофеевки, а также их совместное внесение с навозом приводило к увеличению устойчивости агрофитоценоза ячменя до режима гомеостаза при допустимом уровне воздействия. Происходит это вследствие большей иммобилизации/реиммобилизации азота биомассы овса и тимофеевки, культур с более широким соотношением C/N [18, 20]. Биомасса злаковых и бобовых культур оказывает комплексное воздействие на функционирование агрофитоценоза: влияет на процессы минерализации – иммобилизации почвенного азота, улучшает фосфорный и калийный режимы почвы, положительно действует на агрофизические свойства почвы, повышает продуктивность фотосинтеза за счет дополнительной эмиссии CO_2 при ее разложении, что обеспечивает формирование более высокого урожая возделываемой культурой [29].

Таблица 6. Влияние применения минеральных и органических удобрений на показатели интегральной оценки функционирования агрофитоценозов

Вариант	Показатели устойчивости	
	РИ/М, %	(Н-М)/РИ
Озимая пшеница		
Фон + ^{15}N-горчица	44	1.1
Фон + 2/3 ^{15}N-горчица + 1/3 $N_м$	37	1.5
Фон + $^{15}N_м$	33	1.9
Овес		
Фон + ^{15}N-клевер	44	1.1
Фон + ^{15}N-люпин	45	0.9
Фон + ^{15}N-тимофеевка	62	0.5
Ячмень		
Фон + ^{15}N-овес	55	1.4
Фон + ^{15}N-овес + H_{10}	59	1.6
Фон + ^{15}N-тимофеевка	59	1.5
Фон + ^{15}N-тимофеевка + H_{10}	60	1.7
Фон + $^{15}N_5$	32	1.9

Продуктивность озимой пшеницы служит интегральным показателем усиления минерализации почвенного азота. Максимальная урожайность зерна озимой пшеницы достигалась при совместном внесении на черноземе типичном мочевины и биомассы горчицы, поскольку при этом усиливалась минерализация азота сидерата и почвы (табл. 7). Наименьшая урожайность озимой пшеницы отмечалась на варианте с внесением только биомассы горчицы, поскольку при этом сокращалось потребление растениями азота сидерата и почвы [1, 19].

Наиболее высокая урожайность зерна овса достигалась при внесении в дерново-подзолистую почву биомассы клевера, что обусловлено более активным использованием азота этого сидерата и почвы. При использовании в качестве “зеленого удобрения” биомассы тимофеевки урожайность зерна овса уменьшалась в 1.4 раза, а люпина – в 1.3 раза [33]. Это связано с тем, что при заделке в почву биомассы клевера, его азот активнее потребляется микроорганизмами, и он в большей части включается в гуминовые кислоты (по сравнению с азотом люпина и тимофеевки), обеспечивая лучшее условия питания растений азотом и увеличение урожайности зерна [20, 32].

При возделывании ячменя на дерново-подзолистой почве он на фоновом варианте P_5K_5 формировал такой же урожай зерна, что и овес. Наи-

Таблица 7. Урожайность сельскохозяйственных культур в зависимости от вида органических удобрений

Вариант	Урожайность зерна, г/м^2	Прибавка урожайности	
		г/м^2	%
Озимая пшеница			
Фон – P_6K_6	664	–	–
Фон + ^{15}N-горчица	829	165	24.8
Фон + 2/3 ^{15}N-горчица + 1/3 $N_м$	875	211	31.8
Овес			
Фон – P_5K_5	176	–	–
Фон + ^{15}N-клевер	384	208	118.2
Фон + ^{15}N-люпин	296	120	68.2
Фон + ^{15}N-тимофеевка	266	90	51.1
Ячмень			
Фон – P_5K_5	185	–	–
Фон + ^{15}N-овес	304	119	64.3
Фон + ^{15}N-овес + H_{10}	349	164	88.6
Фон + ^{15}N-тимофеевка	335	150	81.1
Фон + ^{15}N-тимофеевка + H_{10}	376	191	103.2
Фон + $^{15}N_5$	432	247	133.5

больший урожай зерна ячмень формировал при внесении сульфата аммония за счет лучшего использования растениями азота удобрения и почвенного азота. При внесении биомассы овса и тимофеевки (отдельно или совместно с навозом) продуктивность ячменя уменьшалась на 13–30% по сравнению с азотными удобрениями.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В стабилизации циклов азота и в устойчивом развитии агроэкосистем существенную роль играет азот органических удобрений (биомасса сидеральных культур). При ее внесении усиливается иммобилизация азота в почве, уменьшаются использование азота растениями и его газообразные потери по сравнению с минеральными азотными удобрениями. При совместном применении биомассы сидеральных культур с азотными удобрениями сокращается иммобилизация азота в почве и увеличиваются использование его растениями и газообразные потери. Навоз сокращает газообразные потери азота биомассы сидеральных культур. При внесении биомассы овса и тимофеевки потребление их азота и почвенного азота растениями снижается на 18–36 и 6–36% соответственно, усиливается иммобилизация азота в почве и уменьшаются его газообразные потери. Сидеральные культуры увеличивают устойчивость агроэкосистемы до режима гомеостаза или стресса. Наибольшей устойчивостью обладает агроэкосистема при внесении биомассы тимофеевки. Азотные удобрения снижают устойчивость агроэкосистемы.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Авилов А.С., Соколов О.А., Завалин А.А., Шмырева Н.Я.* Трансформация азота биомассы горчицы белой в почве // Достижения науки и техники АПК. 2016. Т. 30. № 2. С. 29–31.
2. *Верниченко И.В.* Ассимиляция растениями аммонийного и нитратного азота и эндогенное образование нитратов (исследования с ^{15}N). М.: РГАУ-МСХА, 2017. 248 с.
3. *Дедов А.В., Придворев Н.И., Верзилин В.В.* Воспроизводство плодородия черноземов в севообороте // Земледелие. 2003. № 4. С. 5–7.
4. *Завалин А.А., Соколов О.А., Шмырева Н.Я.* Потоки азота в агрофитоценозе на дерново-подзолистой почве (исследование с ^{15}N) // Вестник Российской сельскохозяйственной науки. 2018. № 5. С. 17–21. https://doi.org/10.30850/vrsn/2018/5/17-21
5. *Завалин А.А., Шмырева Н.Я., Соколов О.А., Авилов А.С.* Использование азота горчицы белой озимой пшеницей в зависимости от способа внесения азотных удобрений // Земледелие. 2016. № 5. С. 15–17.
6. *Исаков А.Н., Лукашов В.Н.* Роль бобовых трав и бобово-злаковых травосмесей в создании кормовой базы и биологизации земледелия // Природообустройство. 2018. № 3. С. 105–108. https://doi.org/10.26897/1997-6011/2018-3-105-109
7. *Лошаков В.Г.* Зеленое удобрение как фактор повышения плодородия почв, биологизации и экологизации земледелия // Плодородие. 2018. № 2. С. 26–29. https://doi.org/10.25680/S19948603.2018.101.09

8. *Малышева Ю.А., Полякова Н.В., Платонычева Н.В.* Содержание органического вещества в почве в звеньях севооборота с сидеральными культурами // Земледелие. 2008. № 2. С. 16–17.
9. *Мельников В.И.* Основные итоги и перспективы развития земледелия Белгородской области // Достижения науки и техники АПК. 2019. Т. 33. № 1. С. 4–5.
https://doi.org/10.24411/0235-2451-2019-10101
10. Методические указания по проведению исследований в длительных опытах с удобрениями / Под ред. В.Д. Панникова. М.: ВНИИА, 1983. Ч. II. С. 52.
11. *Помазкина Л.В.* Новый интегрированный подход к оценке режимов функционирования агроэкосистем и экологическому нормированию антропогенной нагрузки, включая техногенные загрязнения почв // Успехи современной биологии. 2004. Т. 124. № 1. С. 66–76.
12. *Серегин В.В., Ямышевский Ф.В., Муравин Э.А.* Использование ячменем меченого азота растительной массы бобовых культур с различным отношением CN при применении ингибитора нитрификации // Агрохимия. 2000. № 6. С. 42–57.
13. *Скорочкин Ю.П., Брюхова З.Я.* Сидеральный пар и солома – элементы биологизации земледелия в условиях Северо-Восточной части ЦЧР // Земледелие. 2011. № 3. С. 20–21.
14. *Соколов М.С.* Оздоровление почвы и биологизация земледелия – важнейшие факторы оптимизации экологического статуса агрорегиона (Белгородский опыт) // Агрохимия. 2019. № 11. С. 3–16.
https://doi.org/10.1134/S0002188119110127
15. *Суков А.А.* Усвоение растениями, закрепление в почве и потери азота растительных остатков // Агрохимия. 1979. № 6. С. 12–17.
16. *Сухопалова Т.П.* Экономическая эффективность возделывания льна-долгунца после предшественников с промежуточными посевами горчицы белой // Достижения науки и техники АПК. 2019. Т. 33. № 9. С. 87–90.
https://doi.org/10.24411/0235-2451-2019-10919
17. *Сычев В.Г., Черников В.А., Соколов О.А., Макаров Н.Б.* Энциклопедический словарь по агрохимии и агроэкологии. М.: ВНИИА, 2019. С. 203.
18. *Тимонов В.Ю., Картамышев Н.И., Чернышова Н.М.* Зеленые удобрения в севообороте // Земледелие. 2011. № 1. С. 16–18.
19. *Черников В.А., Лукин С.В., Завалин А.А., Шмырева Н.Я., Соколов О.А.* Потоки азота в агрофитоценозе при применении органических удобрений (исследования с ^{15}N) // Агроэкология. 2015. № 4. С. 18–22.
20. *Шмырева Н.Я., Соколов О.А., Цуриков Л.Н.* Участие азота многолетних трав в формировании органического вещества дерново-подзолистой почвы // Плодородие. 2012. № 6. С. 25–27.
21. *Щапова Л.Н.* Микробная сукцессия при трансформации органического вещества // Почвоведение. 2004. № 8. С. 967–975.
22. *Cadisch G., Handuyanto E., Malamac N.* Recovery from legume prunings and priming effects are governed by the residue quality // Plant and soil. 1998. V. 205. № 2. P. 125–134.
23. *Crews T.E., Peoples M.B.* Can the synchrony of nitrogen supply and crop demand me improved in legume and fertilizer agroecosystems // Nutrient Cycling Agroecosystems. 2005. V. 72. P. 101–120.
https://doi.org/10.1007/s10705-004-6480-1
24. *Denk T.R.A., Butterbach-Bahl K., Kiese R.* The nitrogen cycle: a review of isotope effects and isotope modeling approaches // Soil Biol. Biochem. 2017. V. 105. P. 121–137.
https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.015
25. *Gaillard V., Chenu L., Recous S.* Carbon mineralization in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality // Soil. Boil. Biochem. 2003. V. 35. № 1. P. 93–99.
https://doi.org/10.1016/S0038-0717(02)00241-9
26. *Jensen L.S., Salo T., Palmason F.* Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soils // Plant and Soil. 2005. V. 273. № 1–2. P. 307–326.
https://doi.org/10.1007/s11104-004-8128-y
27. *Jnselsbacher E., Wanek W., Strauss J.* A novel ^{15}N tracer model reveals: Plant nitrate uptake governs nitrogen transformation rates in agricultural soils // Soil. Biol. Biochem. 2013. V. 57. P. 301–310.
https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.10.010
28. *Hadas A., Kautsky L., Goek M., Kara E.E.* Rates of decomposition of plant residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover // Soil. Biol. Biochem. 2004. V. 36. № 2. P. 255–266.
https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.09.012
29. *Hooker T.D., Stark Y.M.* Carbon flow from plant detritus and soil organic matter to microbes-linking carbon and nitrogen cycling in semi-arid soils // Soil Sci. Soe. Amer. J. 2012. V. 76. № 3. P. 903–914.
https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0139
30. *Nicolardot B., Recous S., Mary B.* Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: a simple dynamic model based of the C : N ratio of the residues // Plant and Soil. 2001. V. 228. № 1. P. 83–106.
https://doi.org/10.2136/sssaj2011.0139
31. *Palm C.A., Gachengo C.N., Delve R.J.* Organic inputs for soil fertility management in tropical agroecosystems: application of an organic resource database // Agric. Ecosyst. Environ. 2001. V. 83. № 1–2. P. 27–42.
https://doi.org/10.1016/S0167-8809(00)00267-X
32. *Shmyreva N.Ya., Sokolov O.A., Zavalin A.A.* Feature of nitrogen microorganism assimilation of perennial grasses phytomass of a different of erosion soil // Rus. Agricul. Sci. 2014. № 4. V. 40. P. 271–274.
https://doi.org/10.31857/S2500-26272019436-38
33. *Sokolov O.A., Shmyreva N.Ya., Zavalin A.A.* Nitrogen utilization by oat plants in aagrosystem // Rus. Agricul. Sci. 2017. V. 105. P. 121–137.
https://doi.org/10.3103/S1068367417040139
34. *Thuries L., Pansu M., Feller C.* Kinetics of added organic matter decomposition in a Mediterranean sandy soil. Soil // Biol. Biochem. 2001. V. 33. № 7–8. V. 3. P. 997–1010.
https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00003-7
http://www.fedstat.ru/indicators/stat.do (дата обращения 20.10.2020).
35. http://www.fedstat.ru/indicators/stat.do (дата обращения 20.10.2020).

Cycles, Nitrogen Balance and Sustainability of Agroecosystems Using Organic Fertilizers Tagged ^{15}N

A. A. Zavalin[1, *], O. A. Sokolov[2], N. Ya. Shmyreva[1], S. V. Lukin[2], and A. S. Awilow[3]

[1]Federal State Budget Scientific Institution All-Russian Research Institute of Agricultural Chemistry named after D.N. Pryanishnikova (FGBNU "All-Russian Research Institute of Agricultural Chemistry"), Moscow, 127550 Russia

[2]Belgorod State National Research University, Belgorod, 308015 Russia

[3]Belgorod Center for Agrochemical Service (FSBI "CAS "Belgorodsky"), Belgorod, 308027 Russia

**e-mail: zavalin.52@mail.ru*

Nitrogen of organic fertilizers plays a significant role in the stabilization of nitrogen cycles and in the sustainable development of agroecosystems. When phyto-weight of green manure crops is introduced as organic fertilizers, the immobilization of their nitrogen in the soil is enhanced, the use of nitrogen by plants and its gaseous losses are reduced compared to mineral nitrogen fertilizers. With the combined use of the phytomass of green manure crops and nitrogen fertilizers, the immobilization of nitrogen in the soil decreases, the use by plants increases, and its gaseous losses increase. The introduction of manure reduced the gaseous nitrogen loss of the phytomass of green manure crops. When using the phytomass of oats and timothy as a fertilizer, the consumption of their nitrogen and soil nitrogen by plants decreases by 18–36% and 6–36%, respectively, the immobilization of nitrogen in the soil increases and its gaseous losses decrease by 17% its gaseous losses compared to mineral nitrogen fertilizers.

Keywords: nitrogen isotope ^{15}N, labeled ^{15}N grass biomass, nitrogen balance, nitrogen flows of sideral crops, nitrogen of mineral fertilizers and soil nitrogen, mineralization, immobilization, stability, Staghic Retisol (Loamic Humic), Haplic Chernozem (Loamic, Pachic)

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 77–95

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054

АНТРОПОГЕННЫЕ ПОЧВЫ ГОРОДСКИХ ПАРКОВ (ОБЗОР)

© 2022 г. К. А. Бахматова[a], *, Н. Н. Матинян[a], А. А. Шешукова[a]

[a]*Санкт-Петербургский государственный университет, Университетская наб., 7–9, Санкт-Петербург, 199034 Россия*

**e-mail: k.bahmatova@spbu.ru*

Поступила в редакцию 05.03.2021 г.
После доработки 09.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Городские парки выполняют целый ряд экосистемных сервисов, способствуя формированию благоприятной городской среды. Почвы принимают непосредственное участие в биогеохимических циклах и поддержании биоразнообразия парков. Свойства парковых почв и режимы их функционирования определяются взаимодействием зональных и антропогенных факторов, таких как история формирования парка, длительность его существования, приемы преобразования или технологии конструирования почв, характер насаждений. Как следствие, почвенному покрову парков свойственны гетерогенность, сочетание естественных и антропогенных компонентов. Среди почв городских парков значительное место занимают урбаноземы (урбостратоземы), (Urbic Technosol по WRB, 2014). Присутствие в этих почвах насыпного материала, техногенных включений, в том числе строительного мусора, приводит к появлению нейтральной и щелочной реакции, а также к неоднородности физико-химических характеристик. Сложный компонентный состав почвенного покрова и гетерогенность почвенных свойств способствуют увеличению разнообразия микроорганизмов в почвах парков. Многочисленные исследования демонстрируют загрязнение тяжелыми металлами (прежде всего Cu, Pb, Zn) почв парков Москвы, Нью-Йорка, Шанхая, Пекина, Гонконга, Мадрида, Дублина и других городов мира, с превышением природного фона и национальных гигиенических нормативов. Содержание тяжелых металлов в почвах зависит от продолжительности и интенсивности антропогенного воздействия и сильно варьирует в пределах каждого парка. Несмотря на большое количество исследований, посвященных загрязнению почв, система оценки рисков для здоровья населения все еще находится в стадии разработки. Требуют дальнейшего изучения взаимосвязи между почвами парков, растительностью и почвообитающими организмами. Сопряженное изучение почв и биологических сообществ парков является перспективным направлением исследований и будет способствовать разработке мер по поддержанию устойчивости урбоэкосистем.

Ключевые слова: тяжелые металлы, почвенная биота, ферментативная активность почв, урбостратозем, Urbic Technosol

DOI: 10.31857/S0032180X22010026

ВВЕДЕНИЕ

Начиная с 1970-х гг., количество публикаций о городских почвах непрерывно растет. Результатом интенсивного изучения городских почв в последние 20–25 лет стало понимание, что эти почвы выполняют широкий спектр экологических функций: от регулирования и очищения поверхностного стока, поддержания микроклимата, снижения загрязнения атмосферного воздуха до культурных сервисов [5, 114, 119].

Наиболее активно функционируют в условиях города почвы под зелеными насаждениями, в частности, в городских парках. В широком смысле парком называется участок городской территории, с естественной или посаженной растительностью, с аллеями, водоемами, предназначенный для отдыха и прогулок. Более строгое определение дает ГОСТ 28329-89 [8], согласно которому парком называется озелененная территория общего пользования площадью от 10 га, представляющая собой самостоятельный архитектурно-ландшафтный объект. В растительном покрове парков обычно сочетаются открытые пространства с газонами и цветниками и древесные насаждения, соотношение которых определяется архитектурным решением. Почвы парков – основа устойчивого существования растительных сообществ и поддержания биоразнообразия на протяжении длительного времени [59].

Почвенный покров парков отличается значительным разнообразием и сложностью, в зависимости от условий и длительности формирования, интенсивности антропогенного воздействия, исходного типа землепользования и т. д.

Цель данной работы – обобщить результаты опубликованных за последние 20 лет исследований, посвященных почвам парков, расположенных в городах мира, различающихся по времени основания и численности населения. Относительная обширность территории парков, отсутствие в их границах наземной и подземной инфраструктуры, с одной стороны, и высокая экологическая значимость – с другой, делают парки привлекательным объектом для исследования городских почв как таковых. Поэтому чаще всего почвы парков изучаются не как самостоятельный феномен, а для решения определенных научных или прикладных задач – от оценки техногенного загрязнения до анализа биоразнообразия городской среды. Интерес исследователей сосредоточен не столько на строении и генезисе, сколько на функционировании почв и свойствах поверхностного горизонта. Сложность изучаемого объекта и разнообразие подходов к его исследованию объясняют разнородность опубликованных результатов.

При подготовке статьи поиск публикаций проводился в базах научного цитирования Web of Science (Core Collection), Scopus и РИНЦ. На 15.02.2021 поиск по ключевым словам “urban park soil” в Scopus дал 1313 результатов, в Web of Science (Core Collection) – 1339 результатов, из которых только 105 относились к рубрике “soil science”. Из результатов поиска были исключены материалы о почвах ботанических садов, по которым недавно опубликован обзор [41], о почвах линейных насаждений, придорожных полос, бульваров и т. п., а также о запечатанных почвах, как не относящихся непосредственно к паркам.

ПОЧВЫ ПАРКОВ В РОССИЙСКОЙ И МЕЖДУНАРОДНЫХ КЛАССИФИКАЦИОННЫХ СИСТЕМАХ

Проблема классификации традиционно считается одной из наиболее дискуссионных в почвоведении и решается в разных национальных и международных системах по-разному. Первые классификационные разработки для городских почв были предложены европейскими исследователями [44, 71]. Более подробно с подходами к систематике городских почв в разных странах можно ознакомиться в ряде публикаций [48, 54, 62, 65, 74, 85].

Российская классификация. В России систематика городских почв с середины 1980-х гг. разрабатывалась Строгановой с соавт. [6, 37, 38]. Согласно им, большинство антропогенных почв городских парков относятся к собственно урбаноземам и агроурбаноземам (культуроземам). Основание для отнесения почвы к урбаноземам – отсутствие природных генетических горизонтов до глубины 50 см и наличие вместо них одного или нескольких горизонтов специфических “городских” горизонтов урбик (U). Культуроземы характеризуются большой мощностью гумусового горизонта, наличием перегнойно-компостно-торфяных слоев мощностью более 50 см, которые залегают на нижней части профиля природной почвы, на культурном слое или различных грунтах.

Первоначально систематика городских почв по Строгановой и Классификация почв России (2004) (**КиДПР**) [13] существовали независимо друг от друга. В КиДПР типично городские почвы были обособлены в группу техногенных поверхностных образований (**ТПО**) – урбиквазиземов. Затем Прокофьевой с соавт. была начата работа по полноценному включению городских почв (первоначально – почв г. Москвы) в качестве почв, а не ТПО в КиДПР [27]. На следующем этапе подходы к систематике и диагностике городских почв в рамках КиДПР были проработаны и согласованы уже в масштабе России [25]. Согласно [25], антропогенные почвы городских парков, в зависимости от их характеристик, принадлежат или к отделу Агроземы (Ствол Постлитогенные) или к отделу Стратоземы (ствол Синлитогенные). В последнем отделе выделяются три типа урбостратоземов (урбаноземов): урбостратоземы типичные (UR-D), урбостратоземы на погребенных почвах (UR-[A-B-C]) и урбостратоземы техногенные (UR-TCH, UR-TCH-D). Горизонт урбик (UR) – поверхностный горизонт в городской среде, серовато-бурой окраски, пылеватый, содержит более 10% артефактов (в основном строительного и бытового мусора) и имеет мощность свыше 5 см, если подстилается срезанными природными субстратами или техногенными отложениями, или не менее 40 см, если под ним залегают естественные горизонты, с которыми он имеет ровную границу и резкий (ясный) переход. Также горизонт урбик имеет один или несколько признаков из списка: слоистое сложение, опесчаненность и/или гравелистость; и/или нейтральная до щелочной реакция – часто – вскипание от HCl; и/или содержит загрязняющие вещества в количествах не более 2 ПДК (ОДК); и/или повышенное содержание фосфора: подвижных форм не выше 100–200 мг/кг или валового фосфора не больше 0.2%.

Оригинальный подход к классификации городских почв, включая почвы парков, предложен Апариным и Сухачевой [2]. В связи с тем, что для формирования городских почв, благоприятных для произрастания зеленых насаждений в городе используется насыпной (интродуцированный) гумусовый горизонт, авторы предлагают в стволе синлитогенных почв добавить отдел интродуцированных почв, который объединил бы почвы, в которых интродуцированный органо-минеральный (RY, RU) или торфяный горизонт (RT) мощностью более 40 см залегает на минеральном субстрате D, сформированном на месте или привне-

сенном извне. В более поздней публикации [3] горизонт и отдел названы педо-аллохтонными (ALY – педо-аллохтонный серогумусовый, ALU – педо-аллохтонный темногумусовый, ALT – педо-аллохтонный торфяный, ALTR – педо-аллохтонный торфяно-минеральный).

Классификация городских почв продолжает совершенствоваться, как и КиДПР в целом [26].

Международные классификации. В международной классификации WRB [80] антропогенные почвы парков, в зависимости от их характеристик, могут быть отнесены к одной из двух реферативных групп: Technosols (Urbic Technosols) или Anthrosols (Hortic Anthrosol или Terric Anthrosols). Квалификатор Urbic подразумевает наличие в пределах верхнего метра почвы слоя мощностью от 20 см и более, содержащего ≥20% артефактов, которые на 35% и более представлены строительным мусором и другими городскими отходами. К группе Anthrosols относятся окультуренные почвы с мощным гумусированным горизонтом, с небольшим количеством антропогенных включений. В Soil Taxonomy [62] городские почвы рассматриваются как измененные и перемещенные человеком почвы (human-altered human-transported (HANT) soils).

МОРФОЛОГИЧЕСКИЕ ОСОБЕННОСТИ ПОЧВ ПАРКОВ

Профиль городских почв включает серию насыпных слоев, варьирующих по составу и мощности, в зависимости от источника аллохтонного материала и характера землепользования (в парках – в зависимости от планировки, наличия построек и разнообразия насаждений) [48, 77]. Мощность насыпной толщи может зависеть от местоположения парка: так, в Санкт-Петербурге в пригородных парках и в новых парках на городской периферии она меньше, чем в исторических парках центральной части города (рис. 1) [22, 94]. В ряде случаев под антропогенной толщей в парках залегают погребенные горизонты и почвы [21, 22, 24, 77].

Анализ публикаций показал, что антропогенные почвы парков формируются на разных субстратах природного и техногенного происхождения. В качестве основы могут выступать зональные почвы или местные почвообразующие породы, перекрывающий их антропогенный слой создается целенаправленно для улучшения свойств почв и повышения их плодородия или формируется постепенно в процессе землепользования (культурный слой). Расширение площадей под зелеными насаждениями в плотно застроенной части городов, где природные почвы не сохранились, требует “импортирования” материала плодородных почв, который приходится изымать с прилегающих неурбанизированных территорий. Чтобы этого избежать, активно ведутся исследования в области конструирования почв для нужд городского озеленения. Компонентами таких конструкций могут быть местные грунты, извлеченные при строительстве, компосты из органических отходов и измельченный бетон или кирпич [35, 57, 106, 115].

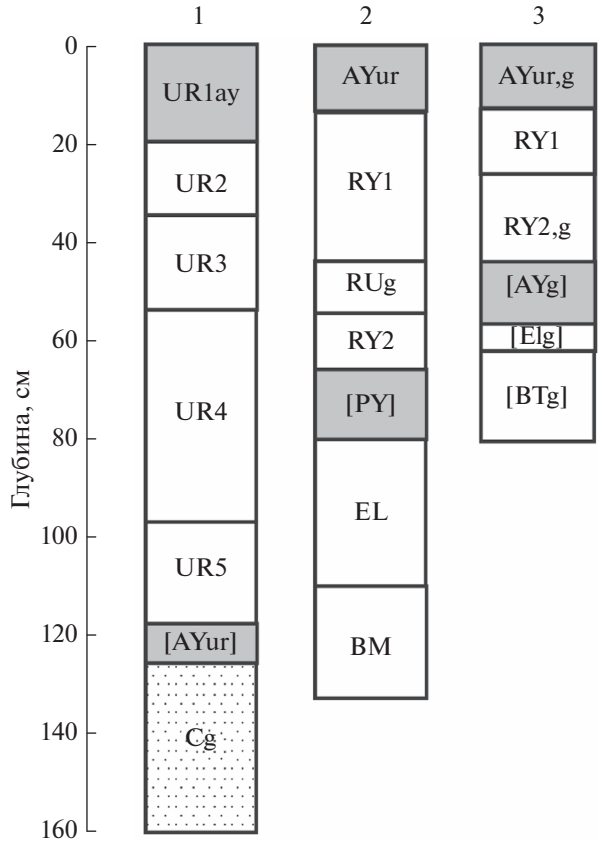

Рис. 1. Строение почвенных профилей парков Санкт-Петербурга. Условные обозначения почв: 1 – урбостратозем серогумусированный на погребенной серогумусовой глееватой почве (Летний Сад) [21], 2 – урбостратозем серогумусовый маломощный на погребенной постагрогенной дерново-элювиально-метаморфической почве (парк “Интернационалистов”, Фрунзенский район) [22], 3 – урбостратозем серогумусовый на погребенной дерново-подзолистой глееватой почве на моренных суглинках (парк музея-заповедника “Петергоф”) [18].

В исключительных случаях городская застройка расширяется за счет намывных территорий, и на них создаются новые городские парки (например, парк 300-летия Санкт-Петербурга). С точки зрения морфологии и функционирования намывные почвы отличаются как от природных почв региона, так и от типичных городских почв [91]. В результате технологии намыва почвы характеризуются высоким содержанием ила и повышенной плотностью сложения, что препятствует раз-

витию корневых систем деревьев за пределами посадочной ямы и способствует застою дождевых вод и развитию глеевого процесса.

В морфологическом строении почв парков долгое время сохраняется "память" о прошлых этапах землепользования. При этом каждому виду антропогенной трансформации соответствует специфический горизонт или серия горизонтов, которые формируются синлитогенно или конструируются на поверхности урбопедоседимента [28, 82]. В почвах находят свое отражение крупные исторические события. Ярким примером может служить парк Тойфельсберг (Teufelsberg) в г. Берлине, созданный на искусственном холме. Холм сложен из обломков множества строений, разрушенных бомбардировками [119].

ПОЧВЕННЫЙ ПОКРОВ ПАРКОВ

Для почвенного покрова городов характерна мозаичность, которая связана с пространственным соседством и чередованием во времени на одном и том же участке разных видов землепользования [58, 103]. Картографирование почвенного покрова отдельных парков проводится в основном российскими исследователями, которые показали, что доля антропогенных почв в парках может варьировать в широких пределах. В том случае, если парк создавался на месте природного ландшафта, то есть унаследованные от прошлых этапов землепользования нарушения почв отсутствовали, целенаправленное преобразование исходного почвенного покрова было связано с посадкой декоративных насаждений, мелиоративными мероприятиями, созданием каналов и прудов, прокладкой дорожек, а также строительством дворцово-парковых сооружений. В этом случае знание планировки и истории формирования парка позволяет предсказать локализацию антропогенных почв на его территории.

Отсутствие природных почв характерно для небольших парков, расположенных в центре города и окруженных плотной застройкой. Типичным примером такого парка является Летний сад [21], почвенный покров которого состоит исключительно из урбостратоземов. Аналогичным образом, в парке "Воробьевы Горы", расположенном в центральной части г. Москвы, антропогенные и антропогенно-преобразованные почвы занимают более 90% территории [23].

Почвенный покров крупных парков, расположенных на периферии города или в пригородах, включает как антропогенные, так и природные почвы. Например, в парках Петергофа доля стратоземов и урбостратоземов колеблется от 5 до 40% и более, в разных ландшафтных районах Павловского парка – от 10 до 83%, зависимости от истории и планировки парка [18–20]. Антропогенные почвы тяготеют к постройкам и участкам парка с регулярной планировкой (рис. 2). При этом природная специфика территории парка находит отражение не только в спектре естественных компонентов почвенного покрова, но и в тех процессах, которые протекают в антропогенных почвах и приводят к появлению новых типов и подтипов, например, урбостратоземов глееватых и глеевых (рис. 3).

Естественные почвы в основном сохраняются на участках природных ландшафтов, в слабо преобразованном виде включенных в планировку парка [19, 20]. В природно-исторических парках Москвы, расположенных на периферии города ("Покровское-Стрешнево", "Тушинский", "Измайлово", "Царицыно"), доля природных почв составляет 31–63% [17]. Сочетание в почвенном покрове антропогенных и природных почв выявлено также в парках Калининграда [1] и Владивостока [11].

Дифференциацию почвенного покрова на тех участках парков, где он сохраняет изначальное строение или изменен в незначительной степени, определяют природные факторы (рельеф, почвообразующие породы, уровень залегания грунтовых вод). Так, в одном из парков Петергофа, "Сергиевке", разнообразие природных почв определяется характером рельефа (ровные участки, замкнутые понижения, крутые склоны оврага) и почвообразующих пород (озерно-ледниковые пески, моренные суглинки, делювий). На Придворцовом участке района "Долина реки Славянки" Павловского парка природные почвы закономерно сменяют друг друга в направлении от водораздела к руслу реки.

СВОЙСТВА ПОЧВ ПАРКОВ

Свойства антропогенных почв парков в основном аналогичны свойствам других городских почв. Изменения физико-химических характеристик по сравнению с зональными почвами, как правило, заключаются в повышении pH [85]. Проявляется следующая закономерность: сильно преобразованные почвы с включениями строительного мусора имеют щелочную реакцию, а реакция природных и слабо преобразованных почв изменяется от кислой до слабокислой и нейтральной (табл. 1) [67, 77, 85]. Подщелачивание почв может играть негативную роль, снижая доступность фосфора и микроэлементов для растений [83].

Для верхних горизонтов городских почв в целом характерно повышенное содержание элементов питания растений, особенно фосфора, вызванное их поступлением из разнообразных антропогенных источников [83, 100]. В парках такой трансформации химических характеристик почв может спо-

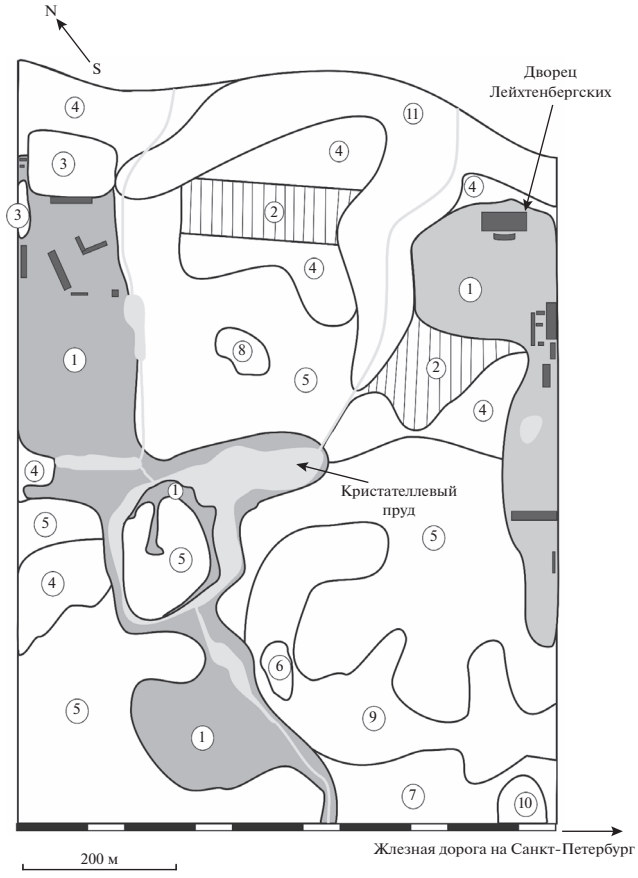

Рис. 2. Почвенный покров парка “Сергиевка” (Петергоф) [18]. Условные обозначения почв: 1 – урбостратоземы серогумусовые на разных породах, 2 – дерново-подзолистые стратифицированные на моренных суглинках, 3 – агроземы постагрогенные на моренных суглинках, 4 – дерново-подзолистые типичные на моренных суглинках, 5 – дерново-подзолистые глееватые на моренных суглинках, 6 – дерново-подзолисто-глеевые на моренных суглинках, 7 – перегнойно-подзолисто-глеевые на моренных суглинках, 8 – дерново-подзолы иллювиально-железистые на озерно-ледниковых песках, подстилаемых моренными суглинками, 9 – дерново-подзолы глееватые на озерно-ледниковых песках, подстилаемых моренными суглинками, 10 – торфяно-глееземы на моренных суглинках, 11 – комбинация дерновых смытых и намытых почв на делювиальных отложениях.

собствовать проведение ландшафтных работ (планирование рельефа, замена поверхностных горизонтов природных почв аллохтонным материалом, регулярное внесение минеральных и органических удобрений) [73, 110]. Например, концентрации валового фосфора в почвах старых парков г. Хельсинки (Финляндия) превышали таковые в лесных почвах более чем в 2 раза [112].

В то же время при редком проведении мероприятий по окультуриванию почв и отсутствии загрязнения повышенный уровень pH и высокое содержание фосфора могут не обнаруживаться даже в почвах парков, расположенных в исторической части крупного города. Так, в Лондоне, на фоне высокого содержания фосфора в почвах городского центра “холодным пятном” выделяются Гайд-парк и примыкающие к нему Кенсингтонские сады, Грин-парк и Сент-Джеймсский парк [95]. Обеспеченность почв парков калием может значительно варьировать, что показано на примерах парков Санкт-Петербурга и пригородов: Летнего сада [12], парка “Тихий отдых” и “Баболовского” парка [14], Дворцового парка Гатчины [24].

Для почв парков обычно характерно повышенное содержание органического углерода (гумуса) в верхних горизонтах (до 5–8% и более) [14, 24], а в некоторых случаях и в некоторых более глубоких горизонтах [77]. В последнем случае это связано с наличием погребенных гумусовых горизонтов естественного или антропогенного происхождения. Содержание углерода зависит от зонально-климатических условий: так, в парках г. Торунь (Польша) с умеренным климатом его содержание в почвах оказалось в 3 раза больше, чем в г. Марракеш со средиземноморским климатом [42].

В почвах парков по сравнению с природными почвами изменяются не только содержание, но также распределение и состав гумуса: Долотов и Пономарева [9] отмечали, что насыпная толща в Летнем саду приобрела признаки почв широколиственных лесов – серой лесной почвы (профильное распределение гумуса) и бурозема (групповой состав гумуса). На содержание и распределение гумуса в почвах парков влияют характер насаждений и особенности ухода: Горбовым и Безугловой [7] показано, что в лесопарках г. Ростова-на-Дону, где сохраняется слой опавшей листвы, содержание гумуса в поверхностном горизонте примерно в 2 раза больше, чем в зональных черноземах, а его распределение приобретает черты, свойственные лесному почвообразованию.

Поддержание запасов почвенного углерода вносит ключевой вклад в регулирование изменений климата [98], поэтому углеродному балансу в городских почвах уделяется повышенное внимание. В г. Милане (Италия) исследование поверхностных (0–10, 10–20 и 20–40 см) горизонтов почв выявило, что запасы углерода в почвах парков (7.9 ± 2.4 кг/м^2) сопоставимы с лесными почвами и превышают не только значения для других городских почв – скверов, озелененных улиц, пустырей (5.3 ± 2.5 кг/м^2), но и для пахотных почв региона [50]. В почвах парков и охраняемых природных насаждений г. Анжи (Китай) содержание органического вещества оказалось значительно выше по сравнению с почвами под уличными зелеными насаждениями и посадками, прилегающими к промышленной и жилой застройке [121].

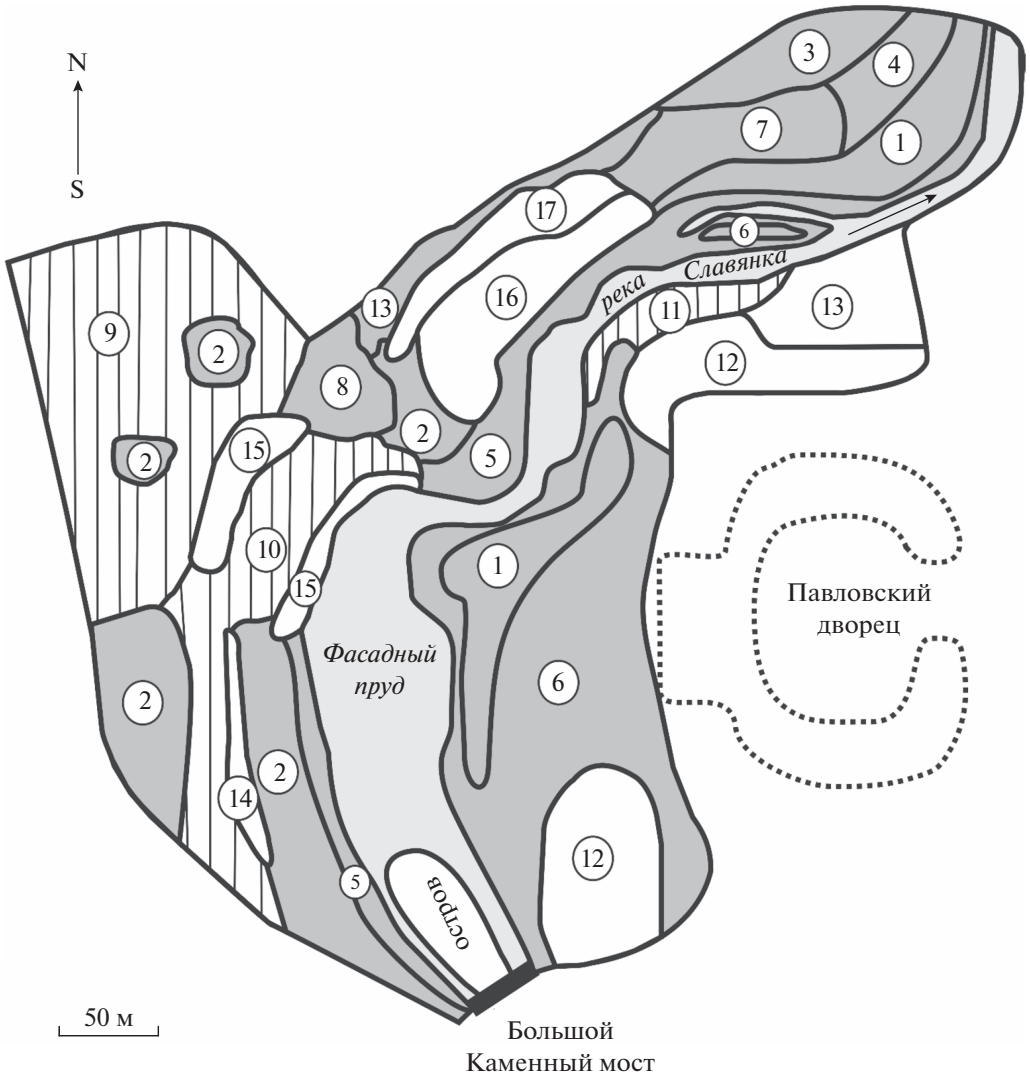

Рис. 3. Почвенный покров Придворцового участка района “Долина реки Славянки” Павловского парка [19]. Условные обозначения почв: 1 – стратозем серогумусовый супесчаный на аллювиальных отложениях, 2 – стратозем серогумусовый супесчаный на погребенной почве, 3 – стратозем серогумусовый глееватый легкосуглинистый на глинах, 4 – стратозем серогумусовый глеевый легкосуглинистый на озерно-ледниковых отложениях, 5 – стратозем серогумусовый глеевый смытый супесчаный, подстилаемый кембрийскими глинами, 6 – урбостратозем серогумусовый супесчаный, подстилаемый ленточными глинами, 7 – урбостратозем серогумусовый глееватый легкосуглинистый на ленточных глинах, 8 – урбостратозем серогумусовый глеевый легкосуглинистый на озерно-ледниковых песках, 9 – дерново-подзол иллювиально-железистый турбированный стратифицированный супесчаный на озерно-ледниковых отложениях, 10 – серогумусовая стратифицированная супесчаная на озерно-ледниковых отложениях, 11 – серогумусовая глееватая стратифицированная супесчаная на песках, подстилаемых суглинками, 12 – серогумусовая типичная супесчаная на озерно-ледниковых отложениях, 13 – темногумусовая намытая легкосуглинистая на озерно-ледниковых отложениях, 14 – темногумусово-глеевая намытая среднесуглинистая на аллювиальных отложениях, 15 – перегнойно-глеевая на аллювиальных песках, 16 – торфяно-глеезем на старичных аллювиальных отложениях, 17 – торфяная почва.

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ ПАРКОВ И МЕТОДЫ ЕГО ОЦЕНКИ

Проблема техногенного загрязнения тяжелыми металлами (**ТМ**) всегда была в центре внимания при изучении городских почв [37, 48]. Среди ТМ лучше всего изучены так называемые “городские металлы” – Pb, Cu, Zn и некоторые другие [52, 90], повышенные концентрации которых наблюдаются в большинстве городских почв. В большинстве публикаций рассматриваются содержание и пространственное распределение ТМ в поверхностных горизонтах почв и оценка его опасности с точки зрения санитарно-эпидемиологических и экологических нормативов [31].

Основные источники ТМ в городских почвах – выбросы автотранспорта и промышленности,

Таблица 1. pH водной вытяжки в почвах парков

Город, парк	$pH_{водн}$	Характеристика объекта	Источник
Soundview Park, Нью-Йорк	7.0–7.7	Urbic Technosol	[77]
Парки г. Фушань, Китай	4.1–4.7	Слабо преобразованные почвы	[73]
	5.4–7.1	Сильно преобразованные почвы	
Парк “Покровское-Стрешнево”, Москва	7.0–8.1 5.2–6.4	Урбаноземы Ржавоземы	[28] [17]
Парк “Тушинский”, Москва	6.4–7.5 3.9–5.3	Урбаноземы Дерново-подзолистые	[17, 29]
Парки г. Зелена Гура, Польша	3.5–7.5 (среднее 6.4 ± 0.9)	Природные и антропогенные почвы	[66]
Парки г. Анжи, Китай	7.1–7.9	Слой 0–10 см	[121]
Парки г. Сопрон, Венгрия	7.7–7.9	Слой 0–10 см	[72]
Парк бывшей императорской резиденции (Shrogane-goryouchi), Токио, Япония	4.5–6.2	Разные почвы	[82]
Парк Планты, г. Краков, Польша	7.0–7.7	Антропогенные почвы	[64]
Летний сад, Санкт-Петербург	5.8–7.4	0–20 см	[12, 21]
	6.2–8.6	Насыпная толща	
Парк Лужанки, Брно, Чехия	7.08 (среднее)	Слой 0–5 см	[47]
Парк 300-летия Санкт-Петербурга, Санкт-Петербург	6.2–7.9	Urbic Technosol на намывных грунтах	[104]
Дворцовый парк, г. Гатчина	6.4–7.8	Урбаноземы	[24]
Павловский парк, г. Санкт-Петербург	4.9–7.8, медиана 6.2	Стратоземы и урбаноземы	[94]

строительный и другой техногенный мусор. Дополнительными источниками загрязнения почв парков могут быть привозные грунты и удобрения.

Загрязнение почв ТМ из-за выбросов автотранспорта зафиксировано в большинстве изученных городских парков [18, 40, 64, 72, 76, 116]. При этом влияние городских трасс может иметь локальный характер и не распространяться на парк целиком. Так, в поверхностных (0–10 см) горизонтах почв парк Феникс (Дублин, Ирландия) повышенная концентрация Pb, Cu и Zn наблюдалась на протяжении 40 м от дороги [56]. Обширный (площадь 20 га) парк Лужанки (г. Брно) – первый общественный парк в Чехии, созданный в 1786–1787 гг., находится в непосредственной близости от дорог с интенсивным движением, однако в поверхностных горизонтах почв этого парка выявлено относительно небольшое загрязнение почв Zn, Cd, Cu, Pb, не представляющее риска для здоровья населения, включая детей. Наиболее загрязненные участки при этом находятся вдоль границ парка [47]. Роль Pb в загрязнении городских почв в последние десятилетия снижается в связи с отказом большинства стран от использования в автомобилях этилированного бензина, содержащего тетраэтилсвинец, поэтому в более новых парках накопление этого элемента в почвах не наблюдается [76, 112].

Ряд авторов утверждают, что внутри города загрязнение обычно дифференцировано по функциональным зонам, и почвы парков, особенно на периферии города, в меньшей степени загрязнены ТМ, чем почвы жилых и коммерческих, а тем более промышленных районов с интенсивным дорожным движением [78, 88, 101]. Данную закономерность хорошо демонстрирует исследование почв городских, пригородных и загородных (сельских) парков Гонконга [84] (табл. 2). Выявлено, что почвы городских и пригородных парков значительно сильнее загрязнены ТМ, чем почвы парков в сельской местности, а почвы городских парков, окруженных плотной застройкой, – сильнее, чем почвы в пригороде. Кластерный анализ и анализ главных компонент показали отличие ассоциаций элементов в почвах сельских парков по сравнению с городскими. В первом случае ТМ ассоциированы с макроэлементами (Al, Fe) в составе природных пород, во втором – отчетливо выявляется техногенный привнос таких элементов, как Cd, Cr, Cu, Ni, Pb и Zn.

Концентрации ТМ в почвах парков не обязательно следуют градиенту урбанизации, базирую-

щемуся на современном характере землепользования и растительного покрова, в большей степени отражая длительную историю (тип, степень и возраст антропогенных нарушений). Высокие концентрации ТМ могут наблюдаться не только в поверхностных, но и в более глубоких горизонтах антропогенных почв, соответствующих прошлым периодам землепользования [55, 77, 89, 93]. Выполненное по единой методике исследование валового содержания пяти потенциально токсичных элементов (Cr, Ni, Pb, Zn, Cu) в поверхностных горизонтах почв парков шести европейских городов, различных по климату и геологическому строению, и с разной историей [90], позволило заключить, что "степень урбанизации" (возраст города и парка, промышленная нагрузка, количество населения и т.д.) является основным фактором, определяющим концентрации Pb, Zn, Cu в почвах. Максимальные содержания ТМ были найдены в двух парках (Глазго Грин и Александра Парк) г. Глазго (Великобритания) и в парке Валентино в г. Турине (Италия), которые являются наиболее "старыми" и находятся в городах с высокой численностью населения и длительной историей развития тяжелой промышленности. Напротив, в самом маленьком городе (Авейру, Португалия), в парке Галитос, основанном менее 10 лет назад, концентрации ТМ оказались самыми низкими. В парках трех других городов – Упсала (Швеция), Севилья (Испания) и Любляна (Словения) концентрации ТМ имели "промежуточные" значения. Для парка Планты, окружающего Старый город в Кракове (Польша), установлены различные пути загрязнения почв ТМ (Cd, Cu, Pb и Zn): от средневековой металлургии до современных выбросов промышленности и транспорта, а также сжигания угля [64]. История землепользования оказала влияние и на распределение ТМ в парке Робертсон (г. Перт, Австралия) [109]. Повышенные концентрации Pb выявлены в той части парка, где в 1920–1970-х гг. находились стеклянная мануфактура и свалка ее отходов. На этом же участке установлено и накопление элементов, входящих в состав строительных материалов и связанных с индустриальной деятельностью (Fe, Zn, Cu, Ni, Mo). Роль различных техногенных источников в специфике накопления ТМ в почвах городских парков рассмотрена на примере чешских городов Праги (с максимальной численностью населения) и Остравы (с развитой тяжелой промышленностью). Оказалось, что почвы Остравы сильнее загрязнены Zn и Cd, а почвы Праги – Pb и металлами платиновой группы. Основные источники загрязнения почв ТМ в Праге – выбросы автотранспорта и сжигание бурого угля, а в Остраве – переработка каменного угля и металлургическая промышленность [63, 96].

На распределение ТМ в почвах парков оказывает влияние и растительный покров, что показало изучение верхнего 50 см слоя почв 41 парка различного возраста в г. Хельсинки (Финляндия) и 5 контрольных лесов [112]. Почвы открытых луговых участков в целом характеризовались более высокими запасами ТМ (Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn), это явление часто наблюдалось в молодых и отчасти в средневозрастных парках. Содержание всех металлов было ниже в почвах под листопадными деревьями в молодых парках и под вечнозелеными – в более старых парках. Запасы металлов в старых парках оказались выше, чем в контрольных лесах.

Наибольшее беспокойство исследователей, как правило, вызывают возможные риски для здоровья населения, связанные с канцерогенным и токсическим эффектами загрязняющих веществ. В Китае канцерогенный и неканцерогенный риски воздействия ТМ (Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, Zn) на здоровье человека были оценены для 40 поверхностных горизонтов почв с открытых лужаек в 14 парках г. Сямынь [88] и для 28 парков г. Гуанчжоу (основного промышленного и экономического центра и крупнейшего города в южном Китае, с населением около 10 млн человек) [68]. Авторы определили концентрацию соединений, проникающих в организм человека при пероральном поступлении. Для решения последней задачи был использован SBET (simple bioavailability extraction test) (экстракция при температуре 37°C в течение 1 ч 0.4 М раствором глицина, доведенным до pH 1.5 с помощью концентрированной соляной кислоты (отношение почва : раствор 1 : 100). Валовые содержания ТМ местами превышали допустимые уровни, но их биодоступные концентрации не всегда были высокими, что обусловлено как особенностями конкретного металла, так и свойствами почвенной матрицы. В связи с полученными результатами авторы подчеркнули необходимость учитывать при оценке риска для здоровья людей тип землепользования и биодоступность соединений ТМ. Стоит отметить, что результаты оценки биодоступности безусловно зависят от выбранного метода анализа. Проведенное в г. Сямынь химическое фракционирование ТМ (по схеме BCR) в поверхностных (0–10 см) горизонтах почв [125] выявило преобладание выделяемой по этой методике биодоступной фракции у Cd (82.0%), Cu (58.5%), Mn (58.4%), Zn (57.6%), Co (55.4%) и Pb (50.3%). Анализ главных компонент и множественная линейная регрессия позволили установить, что антропогенные источники вносят основной вклад в выделяемую по указанной схеме биодоступную фракцию большинства ТМ, за исключением Cr и Ni.

В наиболее тесный контакт с загрязненной почвой вступают обитающие в ней живые организмы. Данные о влиянии ТМ на микробиоту почв носят неоднозначный характер. Для почв городского парка в Абердине (Шотландия, Вели-

Таблица 2. Валовое содержание тяжелых металлов (диапазон значений, в скобках – медиана) в почвах парков разных городов мира

Город, парки (количество)	Содержание элементов, мг/кг почвы			Источник
	Cu	Pb	Zn	
Парк Саундвью, Нью-Йорк	48–529	160–1049	184–792	[77]
Парки Нью-Йорка (Центральный, Пелем-Бей-парк, парк Ван Кортландта)	14–138 (46)	40–730 (178)	19–300 (81)	[49]
Городские парки г. Гонконг (Китай)	1.3–277 (10.4)	7.5–496 (70.6)	23.0–930 (78.1)	
Пригородные парки г. Гонконг (Китай)	1.39–89 (4.9)	15.8–161 (49.4)	25.5–173 (52)	[84]
Сельские парки г. Гонконг (Китай)	2.0–20 (4.8)	11.2–124 (36.5)	25.3–136 (43.6)	
Парки (28) г. Гуанчжоу (Китай)	59.8	107.9	91.7	[68]
Парк Феникс, г. Дублин, Ирландия	25	39	94	[56]
Парки (9) г. Острава, Чехия	18–175 (38)	27–125 (49)	78–922 (151)	[63]
Парки (13) г. Прага, Чехия	16–114 (54)	22–213 (62)	57–285 (122)	[63]
Парки и зеленые зоны г. Прага, Чехия	47.1	72.5	145	[105]
Парки г. Катовице, Польша	30	270	590	
Парки г. Забже, Польша	13.5	67.5	250	[87]
Парки г. Даброва Горница, Польша	21.0	270.0	660.0	
Парки г. Тарновские Горы, Польша	22.0	930.00	1390.0	
Парки (100) г. Лос-Анджелеса	Не опр.	45.0	Не опр.	[76]
Парк Галитос, г. Авейро, Португалия	8–61 (16)	7–38 (20)	18–82 (49)	
Парк Глазго Грин, г. Глазго, Великобритания	24–113 (88)	98–676 (279)	102–377 (174)	
Александра парк, г. Глазго, Великобритания	33–113 (59)	114–414 (179)	67–305 (104)	
Парк Тиволи, г. Любляна, Словения	21–78 (31)	39–225 (72)	84–300 (103)	[90]
Парк лос Принципес, г. Севилья (Испания)	30–72 (47)	43–247 (100)	73–191 (99)	
Парк Валентино, г. Турин, Италия	44–123 (83)	68–257 (137)	116–317 (234)	
Stadsträdgården. г. Упсала, Швеция	8–90 (31)	7–116 (36)	27–193 (106)	

кобритания) показана отрицательная корреляция величины микробной биомассы, как с валовым содержанием свинца, так и с содержанием его подвижных форм [123]. При изучении почв сада Королевского дворца в Неаполе (Италия) выявлены значимые отрицательные корреляции между повышенным содержанием ТМ (Cu, Cd, V, Pb) и микробиологическими параметрами (микробная биомасса, базальное дыхание, активность ряда ферментов – целлюлазы, протеазы, инвертазы) [102]. Негативное воздействие загрязнения на микробиологические свойства почв и связанные с ними экологические функции установлено и другими исследователями [111].

При сравнительном изучении поверхностных горизонтов (0–15 см) почв исторических парков Марракеша (Марокко) и Торуни (Польша) было выявлено, что ТМ, даже в относительно невысоких концентрациях, могут являться ингибиторами многих ферментов в почве [42]. Однако щелочная фосфатаза и уреаза оказались менее чувствительны к антропогенному воздействию, чем дегидрогеназа. Существенное ингибирование активности именно дегидрогеназы по мере роста антропогенного воздействия (строительство, дорожное движение, загрязнение ТМ) наблюдалось и в другом исследовании почв Марракеша [99], а также при изучении 12 городских парков в Верхней Силезии [43].

Неожиданный результат получен при исследовании ферментативной активности почв парка Либерти Стэйт в Нью-Йорке (США), созданного в 1970 г. на месте свалки строительного и бытового мусора [69]. Исследование проводилось на единственном нерекультивированном участке парка с высоким уровнем загрязнения, под лиственным лесом с травянистым напочвенным покровом. Валовые концентрации As были выше фоновых значений в 5–20 раз (до 31.73 мг/кг), Pb – в 10–20 раз (до 414.71 мг/кг), Zn – в 2–3 раза (до 140.69 мг/кг). Ферментативная активность оказалась наибольшей на самой загрязненной из четырех обследованных точек, где, кроме перечисленных элементов, наблюдаются высокие концентрации Cr

(96.37 мг/кг) и V (137.29 мг/кг), с которыми у исследованных ферментов выявлена наиболее сильная положительная корреляция. Авторы объясняют парадоксальные результаты тем, что активность определялась в почвах, более 40 лет не нарушаемых человеком, где происходила природная сукцессия, которая способствовала развитию способности к функционированию ферментов в экстремальных условиях среды.

Кроме ТМ, загрязнителями почв парков являются органические соединения, прежде всего, полиароматические углеводороды (**ПАУ**), техногенными источниками которых являются продукты сгорания ископаемого топлива – угля, бензина, дизельного топлива, а также противогололедные смеси, провоцирующие засоление и изменение физико-химических характеристик почв. Для пространственного распределения ПАУ в городских почвах характерны те же закономерности, что и для ТМ. Так, на содержание ПАУ в почвах парков Пекина [107] повлияли протяженность дорог и уровень потребления угля в районе города, где расположен парк, а также расстояние от центра города, возраст и площадь парка. Общее содержание ПАУ в исследованных почвах на территории 122 парков варьировало в диапазоне 0.066–6.867 мг/кг (среднее 0.460 мг/кг). При этом на долю семи канцерогенных ПАУ пришлось 47% от общей концентрации этих соединений в почвах. Молекулярный состав ПАУ (существенное преобладание 4–6-членных ПАУ над 2–3-членными) указывает на их образование в результате высокотемпературного сгорания разных видов ископаемого топлива (угля, бензина, дизельного топлива). В целом содержание ПАУ почти во всех исследованных почвах парков Пекина авторами статьи оценивается как приемлемое, как с точки зрения санитарно-гигиенических, так и экологических критериев.

Загрязнение почв ПАУ, особенно с высоким молекулярным весом, отмечено и в некоторых парках Стокгольма [61]. Авторы обследовали поверхностные горизонты в 25 парках города. Применив диагностические отношения и положительную матричную факторизацию, установили, что ПАУ в почвах имеют пирогенное происхождение, связанное с автомобильными эмиссиями и сжиганием биомассы.

ПОЧВЕННАЯ БИОТА ГОРОДСКИХ ПАРКОВ

Фауна беспозвоночных. Если наземная фауна городских парков более или менее изучена, то изучение беспозвоночных, обитающих в почвах, только начинает развиваться. Исследования на эту тему проводятся в основном за рубежом (США, Италия, Испания, Франция). Критериями выбора организмов для изучения являются широкая распространенность и чувствительность к изменению почвенных условий и экологической обстановки в целом. Кроме того, значительный интерес вызывают “экосистемные инженеры”, активно преобразующие среду своего обитания [81], к которым среди почвенной фауны относятся дождевые черви и муравьи.

Именно дождевые черви, с их общеизвестным влиянием на свойства почвы (формирование структуры, обогащение органическим веществом, рыхление и т. д.) и значительной биомассой на единицу площади, стали одним из первых объектов исследования. Сравнительное изучение популяций дождевых червей в трех городских парках старше 75 лет и разновозрастных (старше 75 и моложе трех лет) газонов в жилом районе г. Москва (штат Айдахо, США) [113] показало, что почвы парков характеризуются наибольшей плотностью дождевых червей (437 особей/м^2). На старых газонах она была почти в 4 раза ниже (121 особей/м^2), и самая низкая – в почвах молодых газонов (26 особей/м^2). Живая масса червей составляла 94.12, 28.08 и 4.69 г/м^2 соответственно. Травянистая растительность везде была злаковая (*Poa pratensis*), древесные насаждения в парке представлены кленом (*Acer platanoides*). Поверхностный слой опада на молодых газонах отсутствовал, в парках достигал 5 см. Запасы углерода и азота в верхнем 30 см слое почв были самыми высокими в парках (3.6 и 0.26 кг/м^2 соответственно) и сами низкими в почвах молодых газонов (1.4 и 0.10 кг/м^2), почвы старовозрастных газонов занимали промежуточное положение. Малое количество червей на молодых газонах авторы объяснили как недостаточным временем для колонизации почв особями с соседних участков, так и неспособностью почвы обеспечить подходящие местообитания, в частности, в связи с повышенной плотностью (1.6–1.7 г/см^3 по сравнению с 1.3 г/см^3 в парках). Такая высокая плотность, не присущая почвам не только парков, но и старых газонов, связана с применением современных строительных технологий, оказывающих более разрушительное действие на почвы. Среди видов червей на всех объектах отсутствовали нативные, видимо, уничтоженные в период антропогенных нарушений почвы, вместо них почва была заселена *Lumbricus terrestris*, *L. rubellus*, *Aporrectodea trapezoides*, *A. longa* – видами, которые для Северной Америки являются экзотами (чужеродными видами) [70]. Максимальное разнообразие червей выявлено в почвах парков, авторы объясняют это большим содержанием органического вещества в почвах, что способствует как лучшей обеспеченности червей пищевыми ресурсами, так и улучшению почвенных условий. Имеет значение и благоприятный режим влажности почвы, складывающийся в парках благодаря регулярным (1 раз в 7–10 дней) поливам.

Несмотря на то, что в небольших по площади парках г. Москвы, расположенных в центре города, состав мезофауны наиболее беден, доля дождевых червей в составе мезофауны увеличивается, а их обилие во многих случаях превышает обилие червей в парках окраин города [30]. Сокращение разнообразия мезофауны в парках центра города вызвано не только высокой антропогенной нагрузкой на почвы, но и изоляцией от природных сообществ, препятствующей их заселению видами местной фауны.

При создании новых парков на сконструированных почвах главную роль в распространении и видовом разнообразии беспозвоночных играют наличие и свойства насыпного верхнего плодородного слоя. В сконструированных почвах (Technosol) парков департаментов Сена-Сен-Дени (Seine-Saint-Denis) и Валь-де-Марн (Val-de-Marne) в окрестностях г. Парижа (Франция) были изучены сообщества муравьев и дождевых червей в поверхностных горизонтах (0–15 см) на газонах с травянистым покрытием из злаков [115]. Исследованы почвы возрастом от 2 до 64 лет (12 почв – с изначально созданным насыпным верхним горизонтом и 8 – без него). Исследование показало, что все почвы сходны по большинству характеристик, включая гранулометрический состав, pH, емкость катионного обмена, содержание P, K и TM. Плотность дождевых червей в них варьировала от 0 до 171 особи/м^2 (среднее 93.4 особи/м^2). С увеличением возраста почвы в группе почв с изначально созданным гумусовым горизонтом плотность сообществ червей и распространенность муравьев возрастали, а в группе почв без гумусового горизонта наблюдалось снижение обоих показателей. Сообщества червей и муравьев в изученных почвах были представлены несколькими видами-генералистами, что типично для урбанизированной среды. Преобладающие виды червей – *Lumbricus castaneus*, *L. terrestris*, *Aporrectodea caliginosa*, *Allobophora chlorotica*, среди муравьев доминировали всеядный *Lasius niger* и в меньшей степени *L. flavus*, которые считаются видами, получающими преимущества от соседства с человеком. В более раннем исследовании, проведенном в 24 парках г. Кордовы и г. Севильи (Испания), также отмечалось, что среди муравьев преобладают синантропные и/или виды-экзоты [51].

Беспозвоночные могут быть индикаторами изменений процессов почвообразования в условиях города. Так, преобладание фитофагов и хищников и малое количество сапрофагов среди представителей фауны жесткокрылых (жужелицы) в почвах четырех городских парков Ростова-на-Дону указывает на замедленные процессы формирования гумуса [33].

Как индикаторы биоразнообразия в почвах городских парков могут рассматриваться коллемболы, так как они встречаются в широком диапазоне экологических условий, а многие почвенные характеристики являются ключевыми для выживания этих организмов. Изучение восьми разновозрастных парков г. Неаполя (Италия) [97] показало, что наличие древесного полога и слоя опада на поверхности почвы – ключевые факторы, способствующие разнообразию коллембол в городских почвах, очевидно, вследствие обеспечения пищевыми ресурсами и создания пространственных ниш.

Микробиота. Разнообразие микроорганизмов и их активность признаны одними из наиболее важных биологических характеристик почвы [16, 39]. Микробиота городских почв активно изучается во всем мире. Традиционные методы культивирования на питательных средах в изучении микроорганизмов в почвах вытесняются более современными молекулярно-генетическими методами [32, 45, 92], которые позволили, например, выявить в почвах городских парков Нью-Йорка высокое разнообразие микробных сообществ и кластеры генов, кодирующих биологически активные соединения, пригодные для использования в медицине (такие как антибиотики эритромицин, нистатин, рифамицин и др.) [53, 108].

Сложный компонентный состав почвенного покрова многих парков, одновременное присутствие почв с разной степенью антропогенной трансформации создают более широкий спектр условий среды и тем самым способствуют увеличению разнообразия бактериальных сообществ. В г. Лахти и Хельсинки (Финляндия) богатство и разнообразие бактерий и грибов были выше в парках, чем в контрольных лесах, с которыми проводилось сравнение [75]. В антропогенных почвах парков Нью-Йорка [77] представлены менее распространенные таксоны бактерий по сравнению с большинством слабо преобразованных городских почв. В городах разных природных зон России (г. Надым, Ярославль, Москва, Челябинск, Курск, Сочи) плотность прокариот в почвах парков в 1.3–2.5 раз больше, чем их средняя естественная плотность. Более того, обилие микроорганизмов в почвах селитебных и селитебно-транспортных городских ландшафтов может быть еще больше, чем в почвах парков [36].

Разнообразие альгофлоры в почвах парков может сохраняться на уровне зональных почв [15] или увеличиваться из-за широкого спектра антропогенных воздействий, подобно разнообразию бактерий. Так, исследование, проведенное Дороховой [60], показало, что сообщества водорослей и цианобактерий в слабоизмененной человеком почве парка в г. Москве имеют черты сходства с таковыми на фоновом участке под лесом. Вместе

с тем антропогенные воздействия (изменение растительного покрова, вызвавшее большее поступление света на поверхность почвы, подщелачивание и поступление солей из противогололедных смесей) вызвали определенные изменения в составе альгофлоры. Из сообщества исчезли теневыносливые, неустойчивые к засолению виды, появились светолюбивые диатомовые, среди которых преобладали солеустойчивые и предпочитающие нейтральную реакцию среды. Также присутствовали *Eustigmatophyceae* – одноклеточные водоросли, принадлежащие к особо устойчивым к экстремальным условиям формам. В результате произошедших изменений биоразнообразие водорослевых и цианобактериальных сообществ в почвах парка выросло, по сравнению с лесом.

Микробиота сосредоточена в поверхностных горизонтах почв, и наблюдается убывание общего числа бактерий и микробной биомассы от верхнего горизонта к нижнему. Однако при изучении микробных сообществ почвы на глубинах 15, 30 и 90 см в парке Тиргартен (Берлин, Германия) [46] на глубине 90 см были обнаружены функционально активные бактерии. Бактериальные сообщества на глубине 90 см резко отличались от сообществ двух верхних горизонтов, сходных между собой по составу. Способность микроорганизмов к утилизации различных субстратов уменьшалась с глубиной.

Разнообразие бактериальных сообществ в городских парках зависит прежде всего не от возраста парка, а от характеристик почв (содержание углерода и азота, pH и плотность), что показало извлечение ДНК и секвенирование 16SрРНК из поверхностных горизонтов (0–10 см) почв 11-ти парков г. Пекина [120]. Преобладающие группы микроорганизмов, выделенные в данном исследовании: *Proteobacteria, Acidobacteria, Bacteroidetes, Actinobacteria, Gemmatimonadetes, Verrumicrobia, Planctomycetes*. Влияние pH на состав микробных сообществ наблюдалось и в парках Нью-Йорка: *Acidobacteriales* и *Ellin6513* (*AcidobacteriaDA052*) отсутствовали в щелочных почвах на строительном мусоре [77]. Кроме того, в условиях невысокой техногенной нагрузки наблюдается соответствие сообществ грибов и бактерий функциональным группам растений. При этом грибы находятся под более “жестким контролем” растений, чем бактерии, что продемонстрировали результаты изучения микробных сообществ в почвах 41 парка в г. Лахти и Хельсинки (южная Финляндия), разного возраста и под разной растительностью [75]. Наблюдалась положительная корреляция между величиной pH почвы и богатством бактериальных сообществ и отрицательная – со значением их выравненности. Величина pH не оказывала влияния на разнообразие грибов. При сравнении парков, созданных 10, 50 и более 100 лет назад, оказалось, что свойства почв и характеристики бактериальных и грибных сообществ сходны в парках 50-летнего возраста и в старых парках, но отличаются от таковых в “молодых” парках. Это позволяет предположить, что почвы парков стабилизируются через 50 лет после создания парка, и растительности требуется время, чтобы модифицировать свойства почв и сообществ микроорганизмов. Поддержание различных типов озелененных пространств в городе и разнообразных растительных сообществ в их пределах помогает обеспечивать полноценное функционирование почв в условиях городской среды [75].

Вызывает интерес не только состав сообществ микроорганизмов, но и их функциональная активность. В 24-х городских парках Шанхая – одного из крупнейших городов Китая – были изучены бактериальные и грибные сообщества поверхностных (0–10 см) горизонтов почв и их функциональные гены [118, 124]. Среди 43 классифицированных филумов, наиболее высокая относительная распространенность была отмечена для *Proteobacteria* и *Acidobacteria*. Выявлено высокое разнообразие генов, участвующих в биогеохимических циклах C, N, P, S. Однако некоторые функциональные гены, связанные с процессами деградации устойчивых органических соединений (ферменты целлобиаза, глиоксальоксидаза, лигнин-пероксидаза), отсутствовали во всех почвах городских парков. Состав грибных сообществ во всех 24-х парках был сходным, было выделено 5 филумов, из которых в большинстве парков преобладали *Ascomycota*. Присутствие во всех парках представителей эктомикоризных грибов подчеркивает роль парковых почв в биогеохимических циклах. По результатам изучения поверхностных (0–20 см) горизонтов почв городских и загородных парков, а также придорожных зеленых полос г. Пекина (Китай) показана широкая распространенность грибов арбускулярной микоризы, которая может быть объяснена высоким содержанием органического вещества и привносом мицелия и спор неаборигенных видов грибов вместе с почвогрунтом и посадочным материалом растений-интродуцентов [86].

Стоит отметить, что среди почвенных микромицетов встречаются и потенциальные патогены для человека. В поверхностных горизонтах почв парков и скверов г. Владивостока (Россия) методом серийных разведений с последующим высевом почвенной суспензии на среду Чапека и сусло-агар выделено 86 видов микроскопических грибов, относящихся к двум отделам – *Zygomycota* и *Ascomycota*. Из них 37 видов (43% видового состава) относятся к потенциально патогенным, способным вызывать микозы и микогенные аллергии, что характерно для городской среды [10].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ. ИТОГИ И ПЕРСПЕКТИВЫ ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ ПАРКОВ

Анализ проведенных исследований показал, что почвы парков разнообразны по строению и генезису, поскольку природные и антропогенные процессы почвообразования накладываются друг на друга, способствуя пространственной гетерогенности как на уровне отдельного профиля, так и на уровне почвенного покрова. Объединяет почвы парков главная функция, выполняемая ими в урбоэкосистемах, – поддержание долголетия и декоративности насаждений, видовой состав и облик которых соответствует ландшафтно-архитектурной композиции. Несмотря на вышесказанное, изучение генезиса и эволюции почв городских парков необходимо, так как дает существенную информацию об этапах формирования исторических парков, ценную для разработки мероприятий по поддержанию и реставрации существующих и для прогнозирования устойчивости вновь создаваемых парков.

Антропогенные почвы парков, как правило, характеризуются нейтральной или щелочной реакцией, повышенным содержанием органического вещества и элементов питания растений, особенно P.

Как и другие городские почвы, почвы парков подвергаются техногенному загрязнению ТМ (Pb, Cu, Zn, Cd и др.) и ПАУ. Исследования показывают, что накопление ТМ в почвах сильнее выражено в парках с длительной историей, расположенных в старых городах с развитой тяжелой промышленностью и высокой транспортной нагрузкой. Содержание и пространственное распределение ТМ в парках отражает не только современный, но и предшествующие этапы землепользования. В большинстве публикаций выявлено негативное воздействие загрязнения ТМ на микробную биомассу и ферментативную активность почв. Среди ферментов наиболее чувствительна к ингибированию ТМ дегидрогеназа.

При изучении почв парков большинство авторов предпочитают проводить оценку их загрязнения по санитарно-гигиеническим критериям, акцентируя внимание на рисках для здоровья населения. Не отрицая значимость таких работ, следует отметить и важность разработки и применения методов оценки экологического состояния почв с точки зрения поддержания устойчивости зеленых насаждений. Эта оценка должна быть универсальной, применимой для различных объектов городского озеленения в разных климатических условиях и учитывать совокупность физических, химических и биологических свойств. К числу таких универсальных показателей относятся гранулометрический состав, мощность гумусированного слоя, плотность сложения слоя 0–20 см, степень насыщенности влагой (в процентах от полной влагоемкости), температура слоя 0–20 см, электропроводность порового раствора, pH, дыхание в стандартизованных условиях [34, 111, 114].

Почвенный покров парков уникален тем, что внутри городской среды в его составе могут сохраняться природные или слабо измененные человеком почвы. Таким образом, в парках сохраняется не только биологическое, но и почвенное разнообразие городских экосистем. При этом почвенная фауна в парках городов мира изучена недостаточно, однако имеющиеся данные свидетельствуют о ее пониженном видовом разнообразии в антропогенных почвах по сравнению с почвами природных экосистем. Для поддержания сообществ мезофауны в почвах парков важнейшую роль играют наличие слоя подстилки и характеристики гумусового горизонта. В отличие от фауны, разнообразие микрофлоры в антропогенных почвах нередко оказывается больше, чем в природных сообществах, так как различные нарушения увеличивают количество потенциальных экологических ниш для микроорганизмов. В целом можно отметить, что назрела необходимость сопряженного изучения почв, растений и почвенной биоты, и их функциональных взаимосвязей в парках, что позволило бы ответить на целый ряд важных вопросов: сколько времени требуется для достижения равновесия между почвами, почвенными и растительными сообществами во вновь созданных парках? Как микроорганизмы в почвах влияют на устойчивость древесных насаждений в условиях урбаногенной нагрузки? Какую роль в этих процессах играет почвенная фауна? Жизненное состояние растений и видовое разнообразие, и численность почвенных организмов (бактерий, грибов, беспозвоночных) могут, в свою очередь, служить индикаторами оптимального экосистемного функционирования почв в парках.

Еще один насущный вопрос: как обеспечить полноценное функционирование в экосистемах парков почв (почвоподобных тел), сконструированных человеком? При таком конструировании рекомендуется создавать плодородный поверхностный горизонт достаточной мощности, контролировать состав используемых отходов, особенно органических, и подбирать конструкцию с оптимальными водно-физическими свойствами [122]. Контроль количества и качества органического вещества в почвогрунтах, применяемых при создании плодородного слоя и рекультивации почв, важен и с точки зрения поддержания баланса углерода в городских экосистемах [4]. Рекомендуется максимально бережно относиться к сохранившимся в городе функционирующим почвам, поскольку заселение вновь созданных конструктоземов почвенной биотой до природного уровня и стабилизация их свойств занимают десятилетия.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 20-14-50242. The reported study was funded by RFBR, project number 20-14-50242.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Анциферова О.А., Мурачева Л.С.* К характеристике почв городских парков Калининграда // Вестник Рос. гос. ун-та им. И. Канта. 2009. Вып. 7. С. 83–90.
2. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю.* Методологические основы классификации почв мегаполисов на примере г. Санкт-Петербурга // Вестник С.-Петерб. ун-та. 2013. Сер. 3. Вып. 2. С. 115–122.
3. *Апарин Б.Ф., Сухачева Е.Ю.* Принципы создания почвенной карты мегаполиса (на примере Санкт-Петербурга) // Почвоведение. 2014. № 7. С. 790–802.
4. *Брянская И.П., Васенев В.И., Брыкова Р.А., Маркелова В.Н., Ушакова Н.В., Госсе Д.Д., Гавриленко Е.В., Благодатская Е.В.* Анализ ввозимых почвогрунтов для прогнозирования запасов углерода в почвенных конструкциях Московского мегаполиса // Почвоведение. 2020. № 12. С. 1537–1546. https://doi.org/10.31857/S0032180X20120047
5. *Васенев В.И., Ван Ауденховен А.П., Ромзайкина О.Н., Гаджиагаева Р.А.* Экологические функции и экосистемные сервисы городских и техногенных почв: от теории к практическому применению (обзор) // Почвоведение. 2018. № 10. С. 1177–1191.
6. *Герасимова М.И., Строганова М.Н., Можарова Н.В., Прокофьева Т.В.* Антропогенные почвы (генезис, география, рекультивация) / Под ред. Г.В. Добровольского. Смоленск: Ойкумена, 2003. 268 с.
7. *Горбов С.Н., Безуглова О.С.* Специфика органического вещества почв Ростова-на-Дону // Почвоведение. 2014. № 8. С. 953–962.
8. ГОСТ 28329-89. Озеленение городов. Термины и определения. Дата введения 1 января 1991 г.
9. *Долотов В.А., Пономарева В.В.* К характеристике почв ленинградского Летнего сада // Почвоведение. 1982. № 9. С. 134–138.
10. *Егорова Л.Н.* Потенциально патогенные грибы в почвах городских парков и скверов Владивостока // Успехи медицинской микологии. 2014. Т. XII. Гл. 2. С. 95–98.
11. *Жарикова Е.А.* Оценка основных свойств почв лесных и парковых территорий города Владивостока // Земледелие, почвоведение и агрохимия. 2012. № 1(26). С. 40–46.
12. *Капелькина Л.П., Мельничук И.А., Часовская В.В.* Почвы Летнего сада // Известия Санкт-Петербургской лесотехнической академии. 2007. Вып. 180. С. 86–95.
13. Классификация и диагностика почв России / Авторы и составители: Л.Л. Шишов, В.Д. Тонконогов, И.И. Лебедева, М.И. Герасимова. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
14. *Ковязин Н.Ф., Усков И.Б., Державин Л.М.* Парковые экосистемы Санкт-Петербурга различной степени урбанизации и агрохимические свойства их почв // Агрохимия. 2010. № 3. С. 58–66.
15. *Кондакова Л.В., Ашихмина Т.Я., Пирогова О.С.* Фототрофные микроорганизмы городских парков // Теоретическая и прикладная экология. 2017. № 1. С. 63–68.
16. *Лысак Л.В., Лапыгина Е.В.* Разнообразие бактериальных сообществ городских почв // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1108–1114.
17. *Мартыненко И.А., Прокофьева Т.В., Строганова М.Н.* Состав и строение почвенного покрова лесных, лесопарковых и парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 69–89.
18. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А.* Почвы и почвенный покров парков Петергофа / Под ред. Б.Ф. Апарина. СПб.: Филологический факультет СПбГУ, 2012. 96 с.
19. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Горбунова В.С., Шешукова А.А.* Почвы и почвенный покров Павловского парка. СПб.: Серебряный век, 2019. 98 с.
20. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Горбунова В.С., Шешукова А.А.* Почвы Павловского парка (Санкт-Петербург) // Почвоведение. 2019. № 11. С. 1285–1294.
21. *Матинян Н.Н., Бахматова К.А., Коренцвит В.А.* Почвы Летнего сада (Санкт-Петербург) // Почвоведение. 2017. № 6. С. 643–651.
22. *Матинян Н.Н., Гостинцева Е.В., Бахматова К.А.* Почвы и почвенный покров садов и парков Фрунзенского района Санкт-Петербурга. СПб.: Нестор-История, 2015. 80 с.
23. *Парамонова Т.А., Тишкина Э.В., Краснов С.Ф., Толстихин Д.О.* Структура почвенного покрова и основные свойства почв природного парка Воробьевы горы // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. 2010. № 1. С. 24–34.
24. *Полякова А.Ю.* Агрохимические свойства почв Дворцового парка Гатчины // Агрофизика. 2019. № 2. С. 32–37. https://doi.org/10.25695/AGRPH.2019.02.05
25. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И., Безуглова О.С., Бахматова К.А., Гольева А.А., Горбов С.Н., Жарикова Е.А., Матинян Н.Н., Наквасина Е.Н., Сивцева Н.И.* Введение почв и почвоподобных образований городских территорий в классификацию почв России // Почвоведение. 2014. № 10. С. 1155–1164.
26. *Прокофьева Т.В., Герасимова М.И.* Городские почвы: диагностика и классификационное определение по материалам научной экскурсии конференции SUITMA-9 по Москве // Почвоведение. 2018. № 9. С. 1057–1070.
27. *Прокофьева Т.В., Мартыненко И.А., Иванников Ф.А.* Систематика почв и почвообразующих пород Москвы и возможность их включения в общую классификацию // Почвоведение. 2011. № 5. С. 611–623.
28. *Прокофьева Т.В., Попутников В.О.* Антропогенная трансформация почв парка Покровское-

Стрешнево (Москва) и прилегающих жилых кварталов // Почвоведение. 2010. № 6. С. 748–758.
29. *Прокофьева Т.В., Розанова М.С., Попутников В.О.* Некоторые особенности органического вещества почв на территориях парков и прилегающих жилых кварталов Москвы // Почвоведение. 2013. № 3. С. 302–314.
30. *Рахлеева А.А., Строганова М.Н.* Состав и структура почвенной мезофауны парковых территорий г. Москвы // Лесные экосистемы и урбанизация. Сборник статей. М: Товарищество научных изданий КМК, 2008. С. 152–172.
31. *Семенков И.Н., Королева Т.В.* Международные системы нормирования содержания химических элементов в почвах: принципы и методы (обзор) // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1259–1268.
32. *Семенов В.М.* Метабаркодинг и метагеномика в почвенно-экологических исследованиях: успехи, проблемы и возможности // Журн. общей биологии. 2019. Т. 80. № 6. С. 403–417. https://doi.org/10.1134/S004445961906006X
33. *Сизова М.Г., Вальков В.Ф., Евсюков А.П.* Мезофауна как показатель степени нарушенности почв урбанизированных территорий // Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки. 2011. № 2. С. 64–68.
34. *Смагин А.В.* Теория и практика конструирования почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2012. 544 с.
35. *Смагин А.В., Азовцева Н.А., Смагина М.В., Степанов А.Л., Мягкова А.Д., Курбатова А.С.* Некоторые критерии и методы оценки экологического состояния почв в связи с озеленением городских территорий // Почвоведение. 2006. № 5. С. 603–615.
36. *Стома Г.В., Манучарова Н.А., Белокопытова Н.А.* Биологическая активность микробных сообществ в почвах некоторых городов России // Почвоведение. 2020. № 6. С. 703–715.
37. *Строганова М.Н., Агаркова М.Г.* Городские почвы: опыт изучения и систематики (на примере юго-западной части г. Москвы) // Вестник МГУ. Сер. 17. 1992. № 7. С. 16–24.
38. *Строганова М.Н., Мягкова А.Д., Прокофьева Т.В.* Городские почвы: генезис, классификация, функции // Почва. Город. Экология. М.: Изд-во Фонд "За экономическую грамотность", 1997. С. 15–85.
39. *Терехова В.А., Пукальчик М.А., Яковлев А.С.* "Триадный" подход к экологической оценке городских почв // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1145–1152.
40. *Тишкина Э.В., Парамонова Т.А., Краснов С.Ф., Толстихин Д.О.* Оценка современного уровня загрязнения почв природного парка Воробьевы горы приоритетными экотоксикантами // Вестник Моск. ун-та. Сер. 17. 2010. № 1. С. 43–51.
41. *Чупина В.И.* Антропогенные почвы ботанических садов (обзор) // Почвоведение. 2020. № 4. С. 495–506.
42. *Beroigui M., Naylo A., Walczak M., Hafidi M., Charzyński M., Świtoniak M., Różański S., Boularban A.* Physicochemical and microbiological properties of urban park soils of the cities of Marrakech, Morocco and Toruń, Poland: Human health risk assessment of fecal coliforms and trace elements // Catena. 2020. V. 194. P. 104673. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104673
43. *Bielińska E., Kołodziej B., Sugier D.* Relationship between organic carbon content and the activity of selected enzymes in urban soils under different anthropogenic influence // J. Geochem. Exploration. 2013. V. 129. P. 52–56. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.019
44. *Blume H.-P.* Classification of soils in urban agglomerations // Catena. 1989. V. 16. P. 269–275.
45. *Bouchez T., Blieux A.L., Dequiedt S. et al.* Molecular microbiology methods for environmental diagnosis // Environ. Chem. Lett. 2016. V. 14. P. 423–441. https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1
46. *Braun B., Böckelmann U., Grohmann E., Szewzyk U.* Polyphasic characterization of the bacterial community in an urban soil profile with in situ and culture-dependent methods // Applied Soil Ecology. 2006. V. 31. P. 267–279. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.05.003
47. *Brtnický M., Pecina V., Hladký J., Radziemska M., Koudelková A., Kimánek M., Richtera L., Adamková D., Elbl J., Galiová M.V., Bálákova L., Kynický J., Smolíková V., Houška J., Vaverková M.D.* Assessment of phytotoxicity, environmental and health risks of historical urban park soils // Chemosphere. 2019. V. 220. P. 678–686. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.12.188
48. *Burghardt W., Morel J.-L., Zhang G.-L.* Development of the soil research about urban, traffic, mining and military areas (SUITMA) // Soil Science Plant Nutrition. 2015. V. 61. P. 3–21. https://doi.org/10.1080/00380768.2015.10461.36
49. *Burt R., Hernandez L., Shaw R., Tunstead R., Ferguson R., Peaslee S.* Trace element concentration and speciation in selected urban soils in New York City // Environ. Monitoring and Assessment. 2014. V. 186. P. 195–215. https://doi.org/10.1007/s10661-013-3366-1
50. *Canedoli C., Ferrè C., Abu El Khair D., Padoa-Schioppa E., Comolli R.* Soil organic carbon stock in different urban land uses: high stock evidence in urban parks // Urban Ecosystems. 2020. V. 23. P. 159–171. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00901-6
51. *Carpintero S., Reyes-López J.* Effect of park age, size, shape and isolation on ant assemblages in two cities of Southern Spain // Entomological Science. 2014. V. 17. P. 41–51. https://doi.org/10.1111/ens.12027
52. *Chambers L.G., Chin Y.P., Filippelli G.M., Gardner C.B., Herndon E.M., Long D.T., Lyons W.B., Macpherson J.L., McElmurry S.P., McLean C.E., Moore J., Moyer R.P., Neumann K., Nezat C.A., Soderberg K., Teutsch N., Widom E.* Developing the scientific framework for urban geochemistry // Appl. Geochem. 2016. V. 67. P. 1–20. https://doi.org/j.apgeochem.2016.01.005
53. *Charlop-Powers Z., Pregitzer C.C., Lemetre C., Ternei M.A., Maniko J., Hover B.M., Calle P.J., McGuire k.L., Garbarino J., Forgione H.M., Charlop-Powers S., Brady S.F.* Urban park soil microbiomes are a rich reservoir of natural product biosynthetic diversity // PNAS. 2016. V. 113. № 51. P. 14811–14816. https://doi.org/10.1073/pnas.1615581113
54. *Charzyńsky P., Hulisz P., Bednarek R. (eds.).* Technogenic Soils of Poland. Polish Society of Soil Science. Torun, 2013. 358 p.

55. *Dąbkowska-Naskręt H., Rózański S., Bartkowiak A.* Forms and mobility of trace elements in soils of park areas from the city of Bydgoszcz, north Poland // Soil Science Annual. 2016. V. 67(2). P. 73–78. https://doi.org/10.1515/ssa-2016-0010
56. *Dao L., Morrison H., Zhang H., Zhang Ch.* Influences of traffic on Pb, Cu and Zn concentrations in roadside soils of an urban park in Dublin, Ireland // Environ. Geochem. Health. 2014. V. 36. P. 333–343. https://doi.org/10.1007/s10653-013-9553-8
57. *Deeb M., Groffman P.M., Blouin M., Egendorf S.P., Vergnes A., Vasenev V., cao D.L., Walsh D., Morin T., Séré G.* Using constructed soils for green infrastructure – challenges and limitations // Soil. 2020. V. 6. P. 413–434. https://doi.org/10.5194/soil-6-413-2020
58. *De Kimpe C.R., Morel J.-L.* Urban soil management: a growing concern // Soil Science. 2000. V. 165. P. 31–40.
59. *Doran J.W., Parkin T.B.* Defining and assessing soil quality // Defining Soil Quality for a Sustainable Environment. Special Publication № 35. Soil Science Society of America, Madison, WI. 1994. P. 3–21.
60. *Dorokhova M.F.* Biodiversity of algae and cyanobacteria in soils of Moscow // Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 135–144. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1
61. *Dreij K., Lundin L., Le Bihanic F., Lundstedt S.* Polycyclic aromatic compounds in urban soils of Stockholm City: Occurrence, sources and human health risk assessment // Environ. Research. 2020. V. 182. P. 108989. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108989
62. *Galbrait J.M.* Human-altered and human-transported (HAHT) soils in the US soil classification system // Soil Science Plant Nutrition. 2018. V. 64(2). P. 190–199. https://doi.org/10.1080/00380768.2018.1442682
63. *Galuškova I., Mihaljevič M., Borůvka L., Drábek O., Frűhauf M., Němeček K.* Lead isotope composition and risk elements distribution in urban soils of historically different cities Ostrava and Prague, the Czech Republic // J. Geochem. Exploration. 2014. V. 147. P. 215–221. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.022
64. *Gąsiorek M., Kowalska J., Mazurek R., Pająk M.* Comprehensive assessment of heavy metal pollution in topsoil of historical urban park on an example of the Planty Park in Krakow (Poland) // Chemosphere. 2017. V. 179. P. 148–158. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03106
65. *Gerasimova M.I., Bezuglova O.S.* Functional-environmental and properties-oriented approaches in classifying urban soils // Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 4–10. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1
66. *Greinert A.* The heterogeneity of urban soils in the light of their properties // J. Soils Sediments. 2015. V. 151. P. 1725–1737. https://doi.org/10.1007/s11368-014-1054-6
67. *Greinert A., Kostecki J.* Anthropogenic materials as bedrock of Urban Technosols // Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 11–20. https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1
68. *Gu Y.-G., Gao Y.-P., Lin Q.* Contamination, bioaccessibility and human health risk of heavy metals in exposed-lawn soils from 28 urban parks in southern China's largest city, Guangzhou // Appl. Geochem. 2016. V. 67. P. 52–58. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.004
69. *Hagmann D.F., Goodey N.M., Mathieu C., Evans J., Aronson M.F.J., Gallagher F., Krumins J.A.* Effect of metal contamination on microbial enzymatic activity in soil // Soil Biol. Biochem. 2015. V. 91. P. 291–297. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.012
70. *Hendrix P.F., Callaham M.A. Jr., Drake J.M., Huang C.-Y., James S.W., Snyder B.A., Zhang W.* Pandora's box contained bait: the global problem of introduced earthworms // Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst. 2008. V. 39. P. 593–613. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.39.110707.173426
71. *Hollis J.M.* The classification of soils in urban areas // Soils in the urban environment. Oxford, Boston: Blacwell Scientific Publications, 1991.
72. *Horvát A., Szűcs P., Bidló A.* Soil condition and pollution in urban soils: evaluation of the soil quality in a Hungarian town // J. Soils Sediments. 2015. V. 15. P. 1825–1835. https://doi.org/10.1007/s11368-014-0991-4
73. *Hou E. Q., Xiang H. M., Li. J. L., Li J., Wen D. Z.* Soil acidification and heavy metals in urban parks as affected by reconstruction intensity in a humid subtropical environment // Pedosphere. 2015. V. 25(1) P. 82–92. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(14)60078-3
74. *Howard J.* Anthropogenic Soils. Springer International Publishing AG, 2017. 237 p. https://doi.org/10.1007/978-3-319-54331-4
75. *Hui N., Jumpponen A., Francini G., Kotze D.J., Liu X., Romantchuk M., Strommer R., Setälä H.* Soil microbial communities are shaped by vegetation type and park age in cities under cold climate // Environ. Microbiol. 2017. V. 19(3). P. 1281–1295. https://doi.org/10.1111/1462-2920.13660
76. *Hung W.-C., Hernandez-Cira M., Jimenez K., Elston I., Jay J.A.* Preliminary assessment of lead concentrations in topsoil of 100 parks in Los Angeles, California // Appl. Geochem. 2018. V. 99. P. 13–21. https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.10.003
77. *Huot H., Joyner J., Córdoba A., Shaw R.K., Wilson M.A., Walker R., Muth T.R., Cheng Z.* Characterizing urban soils in New York City: profile properties and bacterial communities // J. Soils Sediments. 2017. V. 17. P. 393–407. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1552-9
78. *Islam M.S., Ahmed M.K., Al-Mamun M.H., Eaton D.W.* Human and ecological risks of metals in soils under different land-use types in an urban environment of Bangladesh // Pedosphere. 2020. V. 30(2). P. 201–213. https://doi.org/10.1016/S1002-0160(17)60395-3
79. *Ivashchenko K., Ananyeva N., Vasenev V., Sushko S., Seleznyova A., Kudeyarov V.* Microbial C-availability and organic matter decomposition in urban soils of megapolis depend on functional zoning // Soil Envi-

ron. 2019. V. 38(1). P. 31–41.
https://doi.org/10:25252/SE/1961524

80. IUSS Working Group WRB. 2014. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. World Soil Resources Reports No. 106. FAO, Rome. 181 p.
81. *Jones C.G., Lawton J.H., Shachak M.* Organisms as ecosystem engineers // Oikos. 1994. V. 69(3). P. 373–386.
82. *Kawai N., Murata T., Watanabe M., Tanaka H.* Influence of historical manmade alterations on soil-forming processes in a former imperial estate (Shroganegoryouchi), the Institute for nature study: Development of a soil evaluation technique and importance of inventory construction for urban green areas // Soil Science Plant Nutrition. 2015. V. 61. Sup. 1. P. 55–69.
https://doi.org/10.1080/00380768.2015.1048662
83. *Kleber T., Krzyźaniak M., Świerk D., Haenel A., Galecka S.* How does the content of nutrients in soil affect the health status of trees in city parks? // PLOS ONE. 2019. V. 14(9). E0221514.
https://doi.org/10.1371/journal.pone.0221514
84. *Lee C.-S.I., Li X., Shi W., Cheung Sh.Ch., Thornton I.* Metal contamination in urban, suburban and country park soils of Hong Kong: A study based on GIS and multivariate statistic // Sci. Total Environ. 2006. V. 356. P. 45–61.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.024
85. *Lehmann A., Stahr K.* Nature and significance of anthropogenic urban soils // J. Soils and Sediments. 2007. V. 7. № 4. P. 247–260.
https://doi.org/10.1065/jss2007.06.235
86. *Lin L., Chen Y., Qu L., Zhang Y., Ma K.* Cd heavy metal and plants, rather than soil nutrient conditions, affect soil arbuscular mycorrhizal fungal diversity in green spaces during urbanization // Sci. Total Environ. 2020. V. 726. P. 138594.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138594
87. *Lukasik A., Szuszkiewicz M., Magiera T.* Impact of artifacts on topsoil magnetic susceptibility enhancement in urban parks of the Upper Silesian conurbation datasets // J. Soils Sediments. 2015. V. 15. P. 1836–1846.
https://doi.org/10.1007/s11368-014-0966-5
88. *Luo X.-S., Ding J., Xu B., Wang Y.-J., Li H.-B., Yu S.* Incorporating bioaccessibility into human health risk assessment of heavy metals in urban park soils // Sci. Total Environ. 2012. V. 424. P. 88–96.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.053
89. *Luo X.-S., Yu S., Zhu Y., Li X.D.* Trace metal contamination in urban soils of China // Sci. Total Environ. 2012. V. 421–422. P. 17–30.
https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.020
90. *Madrid L., Diaz-Barrientos E., Ruiz-Cortés E., Reinoso R., Biasioli M., Davidson S.M., Duarte A.S., Crĕman H., Hossack I., Hursthouse A.S., Kralj T., Ljung K., Ottabong E., Rodrigues S., Urquhart G.J., Ajmone-Marsan F.* Variability in concentrations of potentially toxic elements in urban parks from six European cities // J. Environ. Monit. 2006. V. 8. P. 1158–1165.
https://doi.org/10.1039/b607980f
91. *Maksimova E., Abakumov E.* Alluviated soils of Saint Petersburg city // Вестник С.-Петерб. ун-та. Сер. 3. 2015. Вып. 4. С. 93–102.
92. *Marfenina O., Lysak L., Ivanova A., Glushakova A., Kachalkin A., Nikolaeva V., Karlsen A., Tepeeva A.* Biodiversity in urban soils: threats and opportunities (on the example of cultivated microorganisms) // Soils of Urban, Industrial, Traffic, Mining and Military Areas (SUITMA 9) 22–26 May 2017, Moscow. Abstracts. P. 109–111.
93. *Matinian N.N., Bakhmatova K.A.* Urban soils of Saint Petersburg (Russia). Europaische Akademie der Naturwissenschaften, Hannover, 2016. 28 p.
94. *Matinian N.N., Bakhmatova K.A., Sheshukova A.A.* Anthropogenic and natural soils of urban and suburban parks of Saint Petersburg, Russia // Urbanization: Challenge and Opportunity for Soil Functions and Ecosystem Services. Proceedings of the 9th SUITMA Congress. Springer Geography, 2019. P. 212–220.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-89602-1
95. *Meng Y., Cave M., Zhang C.* Spatial distribution patterns of phosphorus in top-soils of Greater London Authority area and their natural and anthropogenic factors // Appl. Geochem. 2018. V. 88. P. 213–220.
https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2017.05.024
96. *Mihaljevič M., Galuškova I., Strnad L., Majer V.* Distribution of platinum group elements in urban soils, comparison of historically different large cities Prague and Ostrava, Czech Republic // J. Geochem. Exploration. 2013. V. 124. P. 212–217.
https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.10.008
97. *Milano V., Cortet J., Baldantoni D., Bellino A., Dubs F., Nahmani J., Strumia S.* Collembolan biodiversity in Mediterranean urban parks: impact of history, urbanization, management and soil characteristics // Appl. Soil Ecology. 2017. V. 119. P. 428–437.
https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.03.022
98. *Morel J.L., Chenu C., Lorenz K.* Ecosystems services provided by soils of urban, industrial, traffic and military areas (SUITMAs) // J. Soils Sediments. 2015. V. 15. P. 1659–1666.
https://doi.org/10.1007/s11368-014-0926-0
99. *Naylo A., Pereira S.I.A., Benidire L., El Khalil H., Castro P.M., Ouvrard S., Schwartz C., Boularbah A.* Trace and major element contents, microbial communities, and enzymatic activities of urban soils of Marrakech city along an anthropization gradient // J. Soils Sediments. 2019. V. 19. P. 2153–2165.
https://doi.org/10.1007/s11368-018-2221-y
100. *Nehls T., Rokia S., Mekiffer B., Schwartz C., Wessolek G.* Contribution of bricks to urban soil properties // J. Soils Sediments. 2012. V. 13. P. 575–584.
https://doi.org/10.1007/s11368-012-0559-0
101. *Nezat C.A., Hatch S.A., Uecker T.* Heavy metal content in urban residential and park soils: A case study in Spokane, Washington, USA // Appl. Geochem. 2017. V. 78. P. 186–193.
https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.12.018
102. *Papa S., Bartoli G., Pellegrino A., Fioretto A.* Microbial activities and trace element contents in an urban soil // Environ. Monit. Assess. 2010. V. 165. P. 193–203.
https://doi.org/10.1007/s10661-009-0938-1
103. *Pickett S.T.A., Cadenasso M.L.* Altered resources, disturbance, and heterogeneity: A framework for comparing urban and non-urban soils // Urban Ecosystems. 2009. V. 12. P. 23–44.
https://doi.org/10.1007/s11252-008-0047-x

104. *Polyakov V., Reznichenko O., Kostecki J., Abakumov E.* Ecotoxicological state and pollution status of alluvial soils of Saint Petersburg, Russian Federation // Soil Science Annual. 2020. V. 71(3). P. 221–235. https://doi.org/10.37501/soilsa/127089

105. *Poňavič M., Wittingerová Z., Čoupek P., Buda J.* Soil geochemical mapping of the central part of Prague, Czech Republic // J. Geochem. Exploration. 2018. V. 187. P. 118–130. https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2017.09.008

106. *Pruvost C., Mathieu J., Nunan N., Gigon A., Pando N., Lerch T.Z., Blouin M.* Tree growth and macrofauna colonization in Technosols constructed from recycled urban wastes // Ecol. Eng. 2020. V. 153. P. 105886. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105886

107. *Qu Y., Gong Y., Ma J., Wei H., Liu Q., Liu L., Wu H., Yang S., Chen Y.* Potential sources, influencing factors, and health risks of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the surface soil of urban parks in Beijing, China // Environ. Pollut. 2020. V. 260. P. 114016. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114016

108. *Ramirez K.S., Leff J.W., Barberán A., Bates S.T., Betley J., Crowther T.W., Kelly E.F., Oldfield E.E., Shaw E.A., Steenbock C., Bradford M.A., Wall D.H., Fierer N.* Biogeographic patterns in below-ground diversity in New York City's Central Park are similar to those observed globally // Proceedings of the Royal Society B. 2014. V. 281. P. 20141988. https://doi.org/10.1098/rspb.2014.1988

109. *Rate A.W.* Multielement geochemistry identifies the spatial pattern of soil and sediment contamination in an urban parkland, Western Australia // Sci. Total Environ. 2018. V. 627. P. 1106–1120. https://doi.org/10.1016/j.sciotenv.2018.01.332

110. *Romzaykina O.N., Vasenev V.I., Khakimova R.R., Hajiaghaeva R., Stoorvogel J.J., Dovletyarova E.A.* Spatial variability of soil properties in the urban park before and after reconstruction // Soil Environ. 2017. V. 36(2). P. 155–165. https://doi.org/10.25252/SE/17/51219

111. *Schindelbeck R., van Es H.M., Abawi G.S., Wolfe D.W., Whitlow T.L., Gugino B.K., Idowu O.J., Moebius-Clune B.N.* Comprehensive assessment of soil quality for landscape and urban management // Landscape Urban Planning. 2008. V. 88. P. 73–80. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.08.006

112. *Setälä S., Francini G., Allen J.A., Jumpponen A., Hui N., Kotze D.J.* Urban parks provide ecosystem services by retaining metals and nutrients in soils // Environ. Pollut. 2017. V. 231. P. 451–461. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.010

113. *Smetak K.M., Johnson-Maynard J.L., Lloyd J.E.* Earthworm population density and diversity in different-aged urban systems // Appl. Soil Ecology. 2007. V. 37. P. 161–168. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2007.06.004

114. *Vasenev V.I., Smagin A.V., Ananyeva N.D., Ivashchenko K.V., Gavrilenko E.G., Prokofeva T.V., Paltseva A., Stoorvogel J.J., Gosse D.D., Valentini R.* Urban Soil's Functions: Monitoring, Assessment, and Management // Adaptive Soil Management: from Theory to Practices. P. 359–409. https://doi.org/10.1007/978-981-10-3638-5_18

115. *Vergnes A., Blouin M., Muratet A., Lerch T.Z., Mendez-Millan M., Rouelle-Casrec M., Dubs F.* Initial condition during Technosol implementation shape earthworms and ants diversity // Landscape Urban Planning. 2017. V. 159. P. 32–41. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.10.002

116. *Voronina L.P., Morachevskaya E.V., Akishina M.M., Kozlova O.N.* Evaluation of environmental health of the Kolomenskoye park under anthropogenic pressure from Moscow City // J. Soils Sediments. 2019. V. 19. P. 3226–3234. https://doi.org/10.1007/s11368-018-1985-4

117. *Wang M., Markert B., Shen W., Chen W., Peng C., Ouyang Z.* Microbial biomass and enzyme activities of urban soils in Beijing // Environ. Sci. Pollut. Research. 2011. V. 18. P. 958–967. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0445-0

118. *Wang X., Wu J., Kumari D.* Composition and functional genes analysis of bacterial communities from urban parks of Shanghai, China and their role in ecosystem functionality // Landscape Urban Planning. 2018. V. 177. P. 83–91. https://doi.org/10.1016/j.landurbanplan.2018.05.003

119. *Wessolek G., Toland A.* Devil in the Sand – the Case of Teufelsberg Berlin and Cultural Ecosystem Services Provided by Urban Soils // Soils within Cities. IUSS Working Group SUITMA. Catena Soil Sciences. Stuttgart, 2017. P. 231–240.

120. *Yan B., Lu Q., He J., Qi Y., Fu G., Xiao N., Li J.* Composition and interaction frequencies in soil bacterial communities change in association with urban park age in Beijing // Pedobiologia – J. Soil Ecology. 2021. V. 84. P. 150699. https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2020.150699

121. *Yang L., Yuan L., Peng K., Wu S.* Nutrients and heavy metals in urban soils under different green space types in Anji, China // Catena. 2014. V. 115. P. 39–46. https://doi.org/10.1016/j.catena.2013.11.008

122. *Ylmaz D., Cannavo P., Séré G., Vidal-Beaudet L., Legret M., Damas O., Peyneau P.-E.* Physical properties of structural soils containing waste materials to achieve urban greening // J. Soils Sediments. 2018. V. 18. P. 442–455. https://doi.org/10.1007/s11368-016-1524-0

123. *Yuangen Y., Campbell C.D., Clark L., Cameron C.M., Paterson E.* Microbial indicators of heavy metal contamination in urban and rural soils // Chemosphere. 2006. V. 63. P. 1942–1952. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.009

124. *Zhang J., Wang X., Wu J., Kumari D.* Fungal community composition analysis of 24 different urban parks in Shanghai, China // Urban Ecosystems. 2019. 22. P. 855–863. https://doi.org/10.1007/s11252-019-00867-5

125. *Zhao L., Yan Y., Yu R., Hu G., Cheng Y., Huang H.* Source apportionment and health risk of the bioavailable and residual fractions of heavy metals in the park soils in a coastal city of China using a receptor model combined with Pb isotopes // Catena. 2020. V. 194. P. 104736. https://doi.org/10.1016/j.catena.2020

Anthropogenic Soils of Urban Parks (Review)

K. A. Bakhmatova[1, *], N. N. Matinian[1], and A. A. Sheshukova[1]

[1] *Saint Petersburg University, Saint Petersburg, 199034 Russia*

**e-mail: k.bahmatova@spbu.ru*

Urban parks provide a range of ecosystem services and support a healthy urban environment. Soils are directly involved in biogeochemical cycles and maintenance of biodiversity in parks. The properties of park soils and the modes of their functioning are determined by the interaction of zonal and anthropogenic factors, such as the history of the park, the duration of its existence, ways of soil transformation or technology of soil construction, and the composition of plantations. Therefore, the soil cover of urban parks is heterogeneous and combines natural and anthropogenic components. Urbostratozems (Urbic Technosol) are common soils of urban parks. The presence of filling material, technogenic inclusions (e.g., construction waste) in these soils, leads to the soil alkalinization and heterogeneity of physical and chemical properties in the soil profile. The complex soil cover composition and the heterogeneity of soil properties in urban parks contribute to an increasing in the diversity of soil microbial communities. A great number of studies demonstrate heavy metal (primarily Cu, Pb, Zn) contamination of soils in parks in Moscow, New York, Shanghai, Beijing, Hong Kong, Madrid, Dublin and other cities of the world, with an excess of the natural background and national hygiene standards. The content of heavy metals in soils depends on the duration and intensity of anthropogenic impact and varies greatly within each park. Despite a large number of studies on soil pollution, public health risk assessment methods are still under development. The relationships between park soils, vegetation and soil biota also require further study. The associated study of soils and biological communities of parks is a promising area of research and will contribute to the development of measures to maintain the sustainability of urban ecosystems. The combined study of soils and biological communities in parks is a promising area of research and will contribute to the development of measures to maintain the sustainability of urban ecosystems.

Keywords: heavy metals, soil biota, enzymatic activity of soil, urbostratozem, Urbic Technosol

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 96–105

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 504.054

НОРМАТИВЫ СОДЕРЖАНИЯ ХИМИЧЕСКИХ ЭЛЕМЕНТОВ В ПОЧВАХ ФУНКЦИОНАЛЬНЫХ ЗОН ГОРОДОВ (ОБЗОР)[1]

© 2022 г. И. Н. Семенков[a], *, Т. В. Королева[a]

[a]МГУ им. М.В. Ломоносова, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

**e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

Поступила в редакцию 03.04.2021 г.
После доработки 06.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Российские почвенные нормативы содержания химических элементов можно актуализировать, базируясь на международном опыте: обоснования показателей для функциональных зон городов. Так как за небольшим исключением отечественные нормативы качества почв едины для всей страны и разработаны по общесанитарному показателю вредности, то для анализа опыта зарубежных стран в вопросе нормирования качества городских почв проанализированы концептуальные основы оценки качества почв по содержанию химических элементов в городах Канады, США, ЮАР, Австралии, Новой Зеландии и стран Европейского Союза. В статье обобщены принципы нормирования химических элементов в почве, охарактеризованы реально применяемые методические подходы и последствия превышения нормативов в рассмотренных странах. Российская система нормирования качества почв может быть дополнена за счет обоснования показателей: отличающихся для отдельных функциональных зон города с фокусом только на актуальные предметы нормирования – здоровье экосистем, детей или взрослых; для разных геохимических обстановок с учетом особенностей миграции веществ; для материала, применяемого при создании поверхности клумб, газонов, включая придорожные территории. Кроме того, рекомендуется усовершенствовать систему управленческих решений при превышении соответствующих нормативов качества почв от выполнения местоспецифического мониторинга до введения штрафных санкций и обязательной рекультивации нарушенных земель; узаконить понятие исторического (старого) загрязнения, существовавшего до начала ведения деятельности; установить минимальный объем грунта, подлежащего ремедиации, а также глубин или почвенных горизонтов, на которые распространяется действие норматива.

Ключевые слова: загрязнение почв, нормативы качества, оценка риска здоровью человека, one health approach

DOI: 10.31857/S0032180X22010105

ВВЕДЕНИЕ

Многообразное загрязнение окружающей среды широким спектром веществ является причиной развития систем нормирования во многих странах [2, 4, 6, 8, 13]. Разработанные нормативы могут быть как едиными для всего государства, так и изменяться в зависимости от свойств почв или назначения земель (табл. 1).

Города отличают от сельских и иных территорий повышенная плотность населения, запыленность, наличие специально сконструированных почв и другие особенности взаимодействия человека и среды. Так как большинство жителей планеты проживает именно в городах, то при нормировании качества городских почв по содержанию химических элементов (**ХЭ**) следует принимать во внимание урбанистическую специфику, связанную с зонированием территории, вследствие отведения земель под различные функции, например, обеспечение среды проживания (селитебная зона), перемещения (транспортная зона), развлечения и досуга (парки, детские площадки и другие места отдыха), производства, хранения и продажи товаров. Кроме того, существуют региональные урбанистические тенденции и особенности: высоко- или низкоэтажная застройка, наличие централизованной или индивидуальной системы отопления жилья (или их полное отсутствие), личных участков для выращивания сельхозпродукции, доля экранированных (замощенных) территорий. Все это определяет, насколько в конкретном городе или стране тесно взаимодействие человека с почвой, которое может быть прямым (кожные контакты, вдыхание или заглатывание почвенной пыли) и опосредованным (потребление пищи и питьевой воды, контакти-

[1] К статье имеются дополнительные материалы, доступные для авторизированных пользователей по doi: 10.31857/S0032180X22010105.

Таблица 1. Дифференциация нормативов качества почв по содержанию химических элементов в отдельных странах мира

Страна	Свойства почв	Назначение земель	Выращиваемая продукция	Источник
Австралия	Нет	Да	Да	[15, 23, 31, 40]
Австрия	Нет	Да	Нет	[18]
Бельгия	Нет	Да	Нет	[18]
Бразилия	Нет	Да	Нет	[38]
Германия	Да[1]	Да	Да[2]	[18]
Дания	Нет	Нет	Нет	[18]
Испания[5]	Нет	Да	Нет[4]	[18]
Италия	Нет	Да	Нет	[18]
Канада	Да[2]	Да	Нет	[19]
Китай	Нет	Да	Да	[20, 39]
Литва	Да	Да[2]	Нет	[18]
Новая Зеландия	Нет	Да	Да	[15]
Нидерланды	Нет	Нет	Нет	[18]
Польша	Да	Да	Нет	[18, 47]
США	Нет	Да	Нет	[25]
Россия	Да[1]	Нет[6]	Нет	СанПиН 1.2.3685-21, СанПиН 1.2.3685-21
Словакия	Да	Да[1]	Нет	[18]
Финляндия	Нет	Нет	Нет	[18]
Франция	Да[3]	Нет	Нет	[18]
Швеция	Нет	Да	Нет	[18]
Чехия	Да	Нет	Нет	[18]
ЮАР	Да	Да	Нет	[22, 28]
Япония	Нет	Да[2]	Нет	[26, 44]

Примечание. [1] часть нормативов (Германия – предостерегающие уровни, Россия – ориентировочно допустимые концентрации, Словакия – лимитирующие значения для земель сельскохозяйственного назначения), [2] для отдельных веществ (Германия – более жесткие нормативы для Cd при выращивании пшеницы на хлеб и Cu на пастбищах для овец, Канада – ПАУ и углеводороды, Литва – углеводороды, Япония – As, Cd, Cu на заливаемых полях), [3] чувствительные и нечувствительные к использованию (usage sensible/non sensible), [4] имеются нормативы, регламентирующие уровень, безопасный для почвенных и водных организмов, а также сухопутных позвоночных; [5] нормируются только органические вещества; [6] только для песка в песочницах детских организаций.

ровавших с городской почвой). Кроме того, дополнительную нагрузку на организм человека обеспечивают полютанты из городской пыли непочвенного происхождения, продукты питания и питьевая вода, полученные из других регионов и т. д.

В России гигиенические нормативы для оценки качества почв (в том числе населенных пунктов) по содержанию химических веществ неприродного происхождения разрабатываются в соответствии с законодательством в области обеспечения санитарно-эпидемиологического благополучия населения (Постановление Правительства РФ от 13.02.2019 № 149 “О разработке, установлении и пересмотре нормативов качества окружающей среды для химических и физических показателей состояния окружающей среды, а также об утверждении нормативных документов в области охраны окружающей среды, устанавливающих технологические показатели наилучших доступных технологий”). При этом экологические нормативы качества почв все еще не утверждены законодательно. Российская система нормирования содержания поллютантов в почвах базируется на подходах, длительно не пересматриваемых в свете оценки риска негативного воздействия и улучшений в инструментальных методах анализа веществ [7]. Хотя существует ряд оригинальных предложений по совершенствованию. Например, для оценки техногенного загрязнения городских почв тяжелыми металлами предложен подход, основанный на вертикальном распределении полютанта и плотности сложения почвы. Интегральным показателем загрязнения при этом служит величина запаса полютанта в условно нормативной почвенной толще [1, 5, 10], что пока используется лишь для нормирования качества почв по содержанию радионуклидов.

В России предельно допустимая концентрация – это максимальный уровень содержания вещества, не наносящий вред здоровью человека и почвы (включая ее основные экологические функции, ферментативную и микробиологическую активность), рассчитанный для пахотного горизонта. Однако помимо сельскохозяйственных угодий эти нормативы рекомендовано также применять и в пределах населенных пунктов (СанПиН 1.2.3685-21). Разработка таких нормативов – длительный научно обоснованный процесс, изначально предполагавший оценку устойчивости и изменения подвижности нормируемого вещества в почвах с разной гумусированностью, кислотностью и влажностью (Методические рекомендации, 1982; ГН 2.1.7.2041-06), но реализован такой подход был только для Mn.

Для Москвы декларируется необходимость установления показателей и уровней допустимых значений качества почв в зависимости от их основных характеристик и функционального назначения территории (Закон города Москвы от 04.07.2007 № 31 “О городских почвах”). Но на сегодняшний день такие нормативы не разработаны. На федеральном уровне в России используют максимально жесткие нормативы (за редким исключением) для все типов почв, безопасные для нормального функционирования биоты и человека [8, 42]. Однако такой подход не представляется оправданным в практически полностью замощенных исторических центрах городов с Ekranic Technosols, где не выращивают сельхозпродукцию, люди находятся непродолжительное время, а наличие биоты маловероятно в виду отсутствия необходимых экологических ниш (газонов, водоемов), антропогенных (культурных, Antrosols) и уж тем более природных почв.

Чтобы гармонично развивать отечественную систему нормирования качества почв по содержанию ХЭ, необходим всесторонний анализ актуального состояния особенностей экологического регулирования в передовых странах мира.

США, Канада, Россия и Нидерланды являются мировыми лидерами по количеству нормируемых в почве химических элементов [8]. Традиционно выделяют 5 главных подходов к оценке качества почв по содержанию потенциально токсичных субстанций: российский, голландский, немецкий, канадский и американский [18, 31, 42]. Особенностью разработки почвенных нормативов является использование большого числа входных характеристик (табл. 2): субъект и предмет нормирования, оценка риска негативных эффектов и регионального почвенно-геохимического фона, последствий для экосистемы и землевладельца превышения норматива и др. [8, 41].

Российские, голландские и канадские подходы сочетают ориентированность на сохранение здоровья человека и экосистем [17, 21, 43], что близко к концепции one health approach, активно разрабатываемой в последние годы за рубежом [32, 35, 36]. В США на законодательном уровне существуют отдельные нормативы как в отношении экосистем в целом, так и их отдельных компонентов, а также нормативы, обеспечивающие здоровье населения [25]. Немецкие нормативы направлены на минимизацию риска потребления человеком опасных количеств потенциальных токсикантов с водой и пищей [16]. Пять основных подходов к нормированию качества почв успешно адаптируются другими странами с учетом местных особенностей. Существует большое число удачных примеров применения зарубежного опыта для развития или модернизации в стране собственной системы экологического нормирования качества почв [4, 6, 9, 11, 15, 18, 45, 48].

В ряде стран, включая Россию, при разработке нормативов используют дифференцированный подход, выделяя почвы с контрастными характеристиками: по гранулометрическому составу, гумусированности (в основном для органических поллютантов) и реже – величине pH. Но чаще нормативы качества почв дифференцируют в зависимости от функционального зонирования территории и назначения земель, оставляя без внимания свойства почв. При нормировании качества почв в городах по содержанию веществ наиболее часто выделяют селитебную, рекреационную и индустриальную зоны (табл. 3).

Цель работы – обобщение зарубежного опыта в области оценки качества городских почв по содержанию химических элементов. Из анализа исключили детальную характеристику нормативов по землям сельскохозяйственного назначения, так как для большинства из рассмотренных стран она описана [8, 42], сконцентрировавшись именно на городских территориях. Причем основной фокус нашей работы – анализ реально применяемых, законодательно утвержденных подходов в области оценки качества почв по содержанию неорганических поллютантов, так как в научной литературе существует множество предложений, еще не вошедших в практику, по оценке степени загрязнения объектов окружающей среды [3, 12, 14, 24].

СИСТЕМЫ НОРМИРОВАНИЯ

Канада. Периодически обновляемые (в отношении неорганических поллютантов последний раз в 2018 г.) директивы качества почв (Soil Quality Guidelines, **SQG**[2]) по валовому содержанию ХЭ, введенные впервые в 1991 г., дифференцированы

[2] Для некоторых органических загрязнителей SQG для каждой функциональной зоны рассчитаны отдельно для почв легкого и тяжелого гранулометрического состава.

Таблица 2. Показатели, используемые в странах мира с наиболее развитыми подходами нормирования качества почв

Страна	Объект охраны		Показатели вредности			Оценка риска		Научный базис							
								местный фон		универсальность				пересматриваемость	диета
	экосистема	человек	транслокационный	миграционно водный	миграционно воздушный	негативное воздействие	развитие рака	справочная величина	основа для норматива	для функциональных зон	почвенно-специфичный	смешанные эффекты	оценка место-специфичного риска		
Нидерланды	+	+	+	+	+	+	+	+	–	–	–	–	+	–	+
Россия	+	+	+	+	+	–	–	+	–	–	+	+	–	–	+
США	+	+	+	+	+	+	+	+	–	+	–	+	+	–	+
Германия	–	+	+	+	–	+	+	–	–	+	–	–	+	–	+
Канада	+	+	+	+	+	+	+	+	–	+	–	–	+	+	+

по назначению земель (табл. S1) и нацелены на сохранение здоровья населения, живых организмов и почвенно-микробиологических процессов (нитрификация, азотфиксация, почвенное дыхание, разложение органического вещества) от негативных последствий.

В системе канадского нормирования в городах выделяют три функциональные зоны. Селитебно-парковые территории включают жилую и рекреационную зоны без охраняемых природных территорий. Коммерческие земли используются для размещения объектов торговли, складов, офисов, гостиниц, кафе и т. д. Индустриальная зона включает в себя размещение объектов промышленности с ограниченным доступом.

Нормативы разработаны на основе данных о токсичности ХЭ для почвенной фауны, их миграции в почве и трофических цепях, включая человека. В Канаде существуют как федеральные, так и региональные нормативы для отдельных штатов [9].

США. В США около 30 лет существует многоуровневая система нормирования содержания ХЭ в почве, включающая в себя общие рекомендации и нормативы федерального уровня, разрабатываемые агентством по защите окружающей среды (**EPA**), а также локальные законы штатов для принятия конкретных решений на местах. Для селитебных и индустриальных зон применимы региональные отборочные (Regional screening levels, **RSL**) и управленческие уровни для изъятия почвы (Regional removal management levels, **RMLs**; табл. S2).

RSL используется для идентификации загрязнителей и территорий, в пределах которых регулирование осуществляется федеральными властями. RML применяют для определения территорий, на которых могут быть осуществлены мероприятия по изъятию загрязненных почв [5, 25]. Оба норматива основаны на оценке риска с использованием индекса наибольшей опасности (**THQ**) и индекса опасности (**HQ**). Американские скрининговые значения для почв, в основном, соответствуют уровню риска 10^{-6} для канцерогенных веществ и HQ = 1 для неканцерогенных. THQ применяют для расчета концентрации, ниже которой маловероятно, что в чувствительной популяции будут наблюдаться негативные последствия при полиэлементном загрязнении. В таком случае для канцерогенных веществ риск предполагается на уровне 10^{-6}–10^{-4}, а неканцерогенный риск должен прибавляться только для веществ со сходной конечной точкой токсичности (toxic endpoint) и механизмом действия.

Страны ЕС[3]. *Германия*. В Германии в 1999 г. утверждены федеральные нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов (**TMM**) в почвах – триггерные, действенные и предостерегающие для четырех функциональных зон (сельскохозяйственная (в том числе отдельные сельскохозяйственная и садовая, а также зеленые земли), селитебная, рекреационно-парковая (включая отдельные нормативы для детских площадок) и индустриальная), полученные по трем оценкам воздействия: пути миграции веществ в системах “почва–человек” и “почва – растение” (по-отдельности в контексте качества получаемой продукции или замедления роста растений) и приемлемой дополнительной нагрузки на почвы разного гранулометрического состава.

Для селитебной и индустриальной зон разработаны только триггерные значения (табл. S3),

[3] Раздел написан по материалам [18], если не указано иное.

Таблица 3. Дифференциация нормативов качества почв по валовому содержанию химических элементов в странах мира в зависимости от функционального зонирования городов

Страна	Функциональная зона						Источник
	селитебная	зеленая	рекреационная	коммерческая	индустриальная	транспортная	
Австралия	++	–	+		+	–	[15, 23, 31, 40]
Австрия		+		–	–	–	[18]
Бельгии (в целом и включая Фландрию и Брюссель)	+ +	+	+	–	++	–	[18]
Бельгия (Валлония)	+	–	+	–		+	[18]
Германия	+		++	–	+	–	[18]
Испания*	+	–	–	–	+	–	[18]
Италия	+		–		+	–	[18]
Канада	+		–	+	+	–	[19]
Новая Зеландия	+		+	+	–	–	[15]
Польша			+			+	[18, 47]
США	+	–	–	–	+	–	[25]
ЮАР	++	–	–		+	–	[22, 28]

* Нормируются только органические вещества. Количество плюсов соответствует числу разработанных стандартов.

превышение которых является основанием для проведения мониторинга и последующей оценки опасности загрязнения. Уполномоченная организация определяет, соответствует ли загрязненный участок критериям для проведения мероприятий по ремедиации с учетом типа почв, подвижности токсиканта и других условий [18].

Итоговое триггерное значение (Т) для детских площадок, селитебной зоны и парков – это минимальное значение, рассчитанное по заглатыванию или вдыханию вещества по формулам (1)–(4), где (1) – заглатывание неканцерогенных веществ, (2) – заглатывание канцерогенных веществ, (3) – вдыхание неканцерогенных веществ, (4) – вдыхание канцерогенных веществ (табл. S4):

$$\mathrm{T} = \frac{Dtb \times (f - 0.8)}{\Pi}, \quad (1)$$

$$\mathrm{T} = \frac{Dtb \times f \times 8.75}{\Pi}, \quad (2)$$

$$\mathrm{T} = \frac{Dtb \times f}{\Pi \times fa}, \quad (3)$$

$$\mathrm{T} = \frac{Dtb \times f \times 8.75}{\Pi \times fa}, \quad (4)$$

где f – фактор, при котором возникает риск неблагоприятных последствий для чувствительной человеческой популяции (5 для канцерогенных веществ и от 1.4 до 10.0 для неканцерогенных), П – ежедневное поступление вещества в организм человека, fa – аккумуляционный фактор (5 – для неорганических веществ, 10 – для органических), Dtb – значение, эквивалентное уровню, при котором не наблюдаются негативные эффекты в чувствительной людской популяции, и установленное по токсикологическим данным как толерантная доза для организма (tolerable body dose). Обычно Dtb рассчитывают, основываясь на минимальном уровне, при котором наблюдаются отрицательные эффекты у животных, с использованием поправочных коэффициентов от 1 до 10 в зависимости от степени неопределенности. Таким образом, триггерные значения в селитебной, парково-рекреационной и индустриальной зонах отличаются от аналогичных уровней в почвах детских площадок для одного и того же ХЭ в 2, 5 и 5.5–13 раз соответственно.

В формуле (5) при расчете Т для индустриальной зоны учитывается концентрация пыли в воздухе (0.325 мг/м^3) и риск возникновения неблагоприятных последствий посредством использования коэффициента Z для канцерогенных (Z = = 5.6) и неканцерогенных веществ (Z = 14.6), расчет которого основан на времени нахождения в зоне с использованием поправочного множителя (табл. S4):

$$\mathrm{T} = \frac{Dtb \times f \times Z}{0.325 \times fa}. \quad (5)$$

Австрия. В Австрии принципы интегрированной защиты окружающей среды введены в Конституцию в 1984 г. как базис для защиты среды обитания человека с целью сохранения чистого воздуха, поверхностных вод и почв, а также предотвращения шумового загрязнения. Отборочные значения для почв (Soil Screening Value, **SSV**), используемые для оценки риска на загрязненных территориях, предложены экспертной группой по итогам анализа 15 национальных и ре-

гиональных показателей в странах ЕС, а не рассчитаны на основе тех или иных моделей. В стране разработано две группы нормативов: Human health screening values и Ecological screening values. Первая группа нормативов (табл. S5) основана на предположении о заглатывании поллютантов детьми. Вторая группа нормативов применяется для сельскохозяйственных территорий. Эти значения отражают возможность повышенного перехода поллютантов в растения с дополнительной оценкой вероятности биодоступности посредством проверки уровня содержания подвижных форм ТММ, извлекаемых из почвы NH_4NO_3, с дифференциацией на две градации потенциального риска: 1 – получения низкокачественных продуктов питания и фуража, 2 – уменьшение интенсивности роста растений [18].

Бельгия. В Бельгии существуют нормативы, применяемые на территории всей страны и поотдельности[4] в трех регионах, на которые разделена страна: Фламандский, Валлонский и Брюссельский столичный. На федеральном уровне нормативы разработаны для: 1 – специальных территорий (зеленые территории с высокой биологической ценностью, парки, лесные территории кладбищ, земли под лесами и лесными насаждениями, сельхозназначения и санитарно-защитных зон питьевого водоснабжения); 2 – селитебных территорий (собственно селитебная зона, смешанная, спортивно-рекреационного, включая открытые индустриальные, административного и публичного назначения); 3 – городской индустриальной зоны (транспортной активности: портовой, автомобильной и железнодорожной). Существуют также и другие SSV (табл. S6): background values (фоновые значения) и soil clean-up standards (**SCS**, стандарты по очистке). Первые значения для ТММ соответствуют 90% перцентилю содержания ТММ в верхнем слое почв Фламандского региона (без Брюсселя), а для большинства органических поллютантов – нижнему пределу обнаружения. SCS получены с использованием оценки риска негативных последствий для здоровья детей и взрослых без коррекции отличий биодоступности полютанта, поступающего в организм различными путями, в функциональных зонах городов (селитебной, рекреационной, индустриальной), а также на землях сельскохозяйственного и природного землепользования с применением голландских, американских и канадских подходов, а также рекомендаций ЕС и ВОЗ.

Background values – это уровень, характерный для незагрязненных почв и используемый для целей ремедиации. Превышение SCS отражает уровень, при котором могут наблюдаться значимые последствия для здоровья человека и окружающей среды и необходима ремедиации в случае нового загрязнения, появившегося после вступления в силу декрета 1995 г., вводившего нормативы.

В Валонии также разработано две группы показателей (табл. S7), характеризующих фоновое состояние почв региона (Reference Value – **RV**) и разные уровни риска негативного воздействия (Trigger Value, **TV**, и Intervention Value, **IV**). Почва считается незагрязненной, если содержание вещества меньше RV, и вероятно не загрязненной в интервале значений RV–TV. В обоих случаях риск загрязнения считается приемлемым, и никаких действий не требуются. В случае превышения TV почва считается загрязненной, если не доказано, что это связано с особенностями геохимического фона. При этом действия экологической направленности предпринимаются только в случае нового загрязнения или по итогам заключения об их необходимости при историческом загрязнении, возникшем до 1995 г. Лишь в случае превышения IV действия обязательны.

Фокус-объектами Валонской системы нормирования качества почв являются человек (дети для земель природного, селитебного, рекреационного и коммерческого использования и взрослые – для индустриальных территорий), воды, почвенная микробиота, а также для земель сельскохозяйственного назначения – травоядные животные. Нормативы разработаны с применением голландских, американских и канадских подходов.

Испания. Испанские Generic Values of Reference (**GVR**[5]) для органических поллютантов, полученные с использованием оценки риска в трех вариантах (индустриального, жилого и природного) по наиболее худшему сценарию, обнародованы в королевском декрете 2005 г. Защита здоровья человека заложена во всех вариантах, а экосистем – только в природном варианте землепользования. В каждом варианте землепользования вред здоровью человека оценен по наиболее реалистичному сценарию и пути воздействия для наиболее чувствительных реципиентов. Экологический риск оценен с помощью химических анализов, прямых тестов на токсичность и трех главных реципиентов: почвенных, водных и наземных организмов.

Разработанные GVR – триггерные значения, так как их превышение влечет необходимость местоспецифичной оценки риска негативного воздействия. Почва признается загрязненной, если обнаруживается очень высокий уровень острой токсичности в прямых токсикологических тестах с почвенными образцами или вытяжками.

Италия. В 1999 г. вышел министерский декрет, касающийся загрязнения почв Италии примени-

[4] Во Фламандском и столичном (находящимся территориально внутри первого) регионах в отношении ТММ применяют те же уровни, что и на территории всей страны.

[5] Нормативы разработаны только в отношении органических поллютантов.

тельно к двум функциональным зонам: 1 – селитебной или общественной (зеленой) и 2 – индустриальной или коммерческой, хотя подобные директивы ранее существовали в отдельных итальянских регионах. В случае превышения[6] норматива (табл. S8) территория считается загрязненной, и землевладелец обязан привести концентрацию загрязнителя до уровня природного фона.

Итальянские нормативы качества почв нацелены на защиту исключительно здоровья человека, оставляя без внимания значимый экологический риск. Для их разработки применялась концепция "наиболее худшего сценария", от которой в настоящее время постепенно отказываются в пользу более реалистичного [34].

Польша. В Польше регулирование в отношении загрязненных земель законодательно установлено в 2001 г. с принятием соответствующего закона. В случае загрязнения землевладелец обязан уменьшить содержание вещества до уровня ниже стандарта качества почв (Soil Quality Standards). Эти нормативы дифференцированы для трех групп земель в соответствии с их назначением и современным использованием. Кроме того, нормативы группы B и C разработаны для разных глубин и подразделяются в зависимости от насыщенной гидравлической проводимости почв (табл. S9). При этом научная основа, положенная в основу стандартов, неизвестна.

Группа A включает земли охраняемых территорий, оговоренных в специальных законах, группа B – земли сельскохозяйственного назначения (за исключением прудов и канав), лесов, лесных и кустарниковых насаждений, заброшенных (wasteland) и разрабатываемых земель, а также урбанизированных территорий за исключением индустриальных земель, территорий добычи сырья и земель транспортного назначения, которые вместе включены в группу C.

Австралия и Новая Зеландия. В 1992 г. утверждены нормативы [15], которые стали основной базой для оценки качества почв в Австралии и Новой Зеландии по содержанию потенциально токсичных веществ. В первой стране обоснованы оценочные уровни для здоровья человека (Health Investigation Levels, **HIL**; табл. S10), базирующиеся на фоновой почвенно-геохимической съемке четырех столиц за исключением Перта и фитотоксикологических экспериментах [23, 31].

Стандартная селитебная зона – территория с домом и приусадебным участком, на котором не выращивают птицу и получают урожай фруктов и овощей, составляющий ≤10% дневного рациона проживающих. К этой же зоне относят центры ежедневного ухода за детьми, детсады и начальные школы. Есть нормативы для селитебных территорий с минимальной возможностью контакта людей с почвой, благодаря высокоэтажной застройке с мощенными улицами. HILs группы E применимы для рекреационных территорий и средних школ. Земли коммерческого и индустриального назначения включают территории торговых, промышленных предприятий и т. п.

В Австралии помимо HILs существуют **EILs** (Environmental Investigation Levels**)** – временные экологические нормативы, – официально разрешено применение зарубежных показателей для субстанций, содержание которых в стране не регулируется [23], и есть региональные нормативы [40]. Аналогичный опыт существует в Чили [27] и Индии [29], где отсутствует развитая система нормирования качества почв по содержанию ХЭ.

Несмотря на схожесть подходов и единую исходную основу для нормативов и общность системы функционального зонирования [8], в Австралии и Новой Зеландии пороговые значения и список нормируемых ХЭ существенно отличаются [37]. В городах Новой Зеландии выделяются 3 зоны (табл. S11), для которых установлены безопасные для здоровья человека значения загрязнения почв (soil contaminant values) и указано, что безопасные для человека значения ряда ХЭ вредны для растений и должны быть оценены отдельно.

В **ЮАР** применяются Soil Screening Values. При превышении SSV прежде, чем принять решение о ремедиации территории и приступить к конкретным управленческим решениям, запускается многоэтапное обоснование необходимости местоспецифичной оценки риска негативного воздействия. Нормативы SSV1 применимы для территории всей страны[7]. Использование же SSV2 ограничивается определенными функциональными зонами при отсутствии водоемов-источников питьевого водоснабжения в радиусе до 1 км (табл. S12). SSV2 рассчитан на основе риска для здоровья детей в неформальных и стандартных поселениях и для взрослых в коммерческих и индустриальных зонах [22, 28].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

При нормировании качества почв городов в качестве фокус-объектов используют здоровье детей (преимущественно для селитебной и рекреационной зон), взрослых (для всех остальных функциональных зон) и экосистем (для лесопарковых, рекреационных и селитебных территорий). Чаще всего нормативы разрабатывают для селитебной, рекреационной и индустриальной зон как наиболее сильно отличающихся по вре-

[6] Допускается 10%-ное отклонение.

[7] Существуют SSV для анионов – хлоридов (12 г/кг), фторидов (0.03), сульфатов (4) и суммы нитратов и нитритов (0.12), действие которых распространяется на всю территорию страны и не зависит от назначения земель.

мени нахождения людей, вариантам взаимодействия с почвой и объектов, чье здоровье необходимо сохранить в первую очередь.

В фокусе российской системы оценки концентрации ХЭ в почвах находится здоровье человека и экосистем, а также получение сельхозпродукции надлежащего качества. В контексте городских экосистем зачастую последние два пункта не столь актуальны ввиду отсутствия агроценозов и высокой доли замощенных пространств (Ekranic Technosols). Базируясь на зарубежном опыте, российскую систему нормирования качества почв по содержанию ХЭ можно усовершенствовать, если:

– обосновать предельно допустимые концентрации для отдельных функциональных зон города (парковой, селитебной, транспортной, индустриальной и др.);

– сфокусироваться в разных функциональных зонах города только на актуальных объектах – здоровье экосистем (парковая и рекреационная зона), детей (рекреационная, территории детских садов, площадок и школ) или взрослых (селитебная, транспортная и индустриальная);

– обосновать систему нормативов разной жесткости с минимальными значениями для территорий лесных насаждений, парковых зон и детских площадок, повышенными в селитебной зоне и наиболее высокими в коммерческой, транспортной и индустриальной зонах;

– разработать последовательную систему управленческих решений и принимаемых мер в случае превышения соответствующих нормативов качества от выполнения местоспецифического мониторинга до введения штрафных санкций и обязательной рекультивации нарушенных земель;

– законодательно установить понятие исторического (старого) загрязнения, существовавшего до начала ведения определенного рода деятельности;

– ввести нормативы для разных геохимических обстановок (отдельно для кислых и щелочных почв с окислительной обстановкой, а также кислых и щелочных почв с глеевой и сероводородной) с учетом особенностей миграции ХЭ и их осаждения на геохимических барьерах, а также для материала, применяемого для создания поверхности клумб, газонов, включая придорожные территории;

– установить минимальный объем грунта, подлежащего ремедиации, а также глубин или почвенных горизонтов, на которые распространяется действие норматива.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено в рамках проекта РГО № 17/2021-И и поддержано Междисциплинарной научно-образовательной школой МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Таблица S1. Канадские нормативы содержания ТММ в городских почвах [19], мг/кг.

Таблица S2. Значения, используемые для оценки качества городских почв США [25].

Таблица S3. Триггерные уровни, используемые для нормирования валового содержания ТММ в почвах Германии [16], мг/кг.

Таблица S4. Входные параметры для расчета триггерных уровней в Германии [18].

Таблица S5. Значения для валового содержания ХЭ в слое почв 0–10 см территорий, где предполагается заглатывание загрязнителей детьми (селитебные территории, спортивные площадки) [18], мг/кг.

Таблица S6. Экологические нормативы, используемые для нормирования качества почв Бельгии (в целом), Фландрии и Брюсселя [18], мг/кг.

Таблица S7. Значения, используемые в Валлонском регионе Бельгии для оценки качества почв по валовому содержанию ТММ [18], мг/кг.

Таблица S8. Директивные значения, используемые в Италии для нормирования качества почв по валовому содержанию ХЭ [18], мг/кг.

Таблица S9. Стандарты качества почв и грунтов, используемые в Польше для валового содержания ТММ [18], мг/кг.

Таблица S10. HILs, используемые для оценки качества почв в функциональных зонах поселений Австралии по валовому содержанию ХЭ [23], мг/кг.

Таблица S11. Уровни, используемые для оценки качества почв городов Новой Зеландии по валовому содержанию ТММ [37], мг/кг.

Таблица S12. Значения, используемые для оценки качества городских почв ЮАР по валовому содержанию ТММ [22, 28], мг/кг.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Барсегян А.Г., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Горбатов В.С., Горленко А.С., Воробейчик Е.Л., Евдокимова М.В. и др.* Экологическое нормирование и управление качеством почв и земель. М.: НИА-Природа, 2013. 373 с.
2. *Водяницкий Ю.Н.* Нормативы содержания тяжелых металлов и металлоидов в почвах // Почвоведение. 2012. № 3. С. 368–375.
3. *Водяницкий Ю.Н., Яковлев А.С.* Оценка загрязнения почвы по содержанию тяжелых металлов в профиле // Почвоведение. 2011. № 3. С. 329–335.
4. *Коновалов А.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Фурсова П.В.* Обзор подходов к оценке экологического состояния и нормированию качества почв // Биосфера. 2017. Т. 9. № 3. С. 214–229.

5. *Корчагина К.В., Смагин А.В., Решетина Т.В.* Оценка техногенного загрязнения городских почв на основе профильного распределения тяжелых металлов и плотности сложения // Почвоведение. 2014. № 8. С. 988–997.
6. *Крятов И.А., Тонкопий Н.И., Водянова М.А., Ушакова О.В., Донерьян Л.Г., Евсеева И.С., Матвеева И.С., Ушаков Д.И.* Гармонизация гигиенических нормативов для приоритетных загрязнений почвы с международными рекомендациями // Гигиена и санитария. 2015. № 7. С. 42–48.
7. *Нестерова О.В., Трегубова В.Г., Семаль В.А.* Использование нормативных документов для оценки степени загрязнения почв тяжелыми металлами // Почвоведение. 2014. № 11. С. 1375–1380.
8. *Семенков И.Н., Королева Т.В.* Международные системы нормирования содержания химических элементов в почвах: принципы и методы (обзор) // Почвоведение. 2019. № 10. С. 1259–1268. https://doi.org/10.1134/S0032180X19100101
9. *Семенков И.Н., Королева Т.В., Шарапова А.В., Терская Е.В.* Нормативы содержания химических элементов в почве: международный опыт и использование для Западной Сибири // География и природные ресурсы. 2020. № 1. С. 41–49. https://doi.org/10.21782/GIPR0206-1619-2020-1(41–49)
10. *Смагин А.В., Шоба С.А., Макаров О.А.* Экологическая оценка почвенных ресурсов и технологии их воспроизводства (на примере г. Москвы). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2008. 360 с.
11. *Сысо А.И.* Российские нормативы оценки качества почв и кормов: проблемы их использования // Экологический мониторинг окружающей среды: материалы междунар. шк. молодых ученых. Новосибирск: ИЦ НГАУ “Золотой колос”, 2016. Вып. 1. С. 153–168.
12. *Терехова В.А., Пукальчик М.А., Яковлев А.С.* “Триадный” подход к экологической оценке городских почв // Почвоведение. 2014. № 9. С. 1145–1152.
13. *Чернова О.В., Бекецкая О.В.* Допустимые и фоновые концентрации загрязняющих веществ в экологическом нормировании (тяжелые металлы и другие химические элементы) // Почвоведение. 2011. № 9. С. 1102–1113.
14. *Яковлев А.С., Гендугов В.М., Глазунов Г.П., Евдокимова М.В., Шулакова Е.А.* Методика экологической оценки состояния почвы и нормирования ее качества // Почвоведение. 2009. № 8. С. 984–995.
15. Australian and New Zealand Guidelines for the Assessment and Management of Contaminated Sites. 1992.
16. Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV) vom 19. 2020. Bundesgesetzblatt I, 1554. 33 p. https://www.gesetze-im-internet.de/bbodschv/BBodSchV.pdf
17. *Brand E., Bogte J., Baars B.-J., Janssen P., Tiesjema G., van Herwijnen R., van Vlaardingen P., Verbruggen E.* Proposal for Intervention Values Soil and Groundwater for the 2nd, 3rd and 4th Series of Compounds. RIVM, 2012. 114 p.
18. *Carlon C.* Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. Ispra: European Commission, 2007. 306 p.
19. Canadian Council for Ministers for the Environment. Canadian Environmental Quality Guidelines. 2018. http://st-ts.ccme.ca/en/index.html
20. *Chen Sh., Wang M., Li Sh., Zhao Zh., E W.* Overview on current criteria for heavy metals and its hint for the revision of soil environmental quality standards in China // J. Integrative Agriculture. 2018. V. 17. № 4. P. 765–774. https://doi.org/10.1016/S2095-3119(17)61892-6
21. *Crommentuijn T., Sijim D., de Bruijin J., van den Hoop M., van Leeuwen K., van de Plassche E.* Maximum permissible and negligible concentrations for metals and metalloids in the Netherlands, taking into account background concentrations // J. Environ. Management. 2000. V. 60. P. 121–143. https://doi.org/10.1006/jema.2000.0354
22. DEARSA: Framework for the management of contaminated land. Department: Environmental Affairs of the Republic of South Africa. 2010. 326 p.
23. Department of Environment and Conservation. Assessment levels for Soil, Sediment and Water. 2010. 56 p.
24. *Dung T.T.T., Cappuyns V., Swennen R., Ky Phung N.* From geochemical background determination to pollution assessment of heavy metals in sediments and soils // Rev. Environ. Sci. Bio/Technol. 2013. V. 12. P. 335–353. https://doi.org/10.1007/s11157-013-9315-1
25. Environmental Protection Agency. Risk Assessment. 2018. https://www.epa.gov/risk
26. Environmental Quality Standards for Soil Pollution. http://www.env.go.jp/en/water/soil/sp.html
27. *Esquenazi E.L., Norambuena B.K., Bacigalupo Í.M., Estay M.G.* Evaluation of soil intervention values in mine tailings in northern Chile // Peer J. 2018. V. 11. P. e5879. https://doi.org/10.7717/peerj.5879
28. Government notice. National norms and standards for the remediation of contaminated land and soil quality. Department of Environmental affairs. National Environmental management: Waste Act. Act no. 59 of 2008 // Governmente Gazette Staatskoerant. 2014. V. 587. № 37603. 8 p.
29. *Govil P.K., Sorlie J.E., Murthy N.N., Sujatha D., Reddy G.L.N., Rudolph-Lund K., Krishna A.K., Rama Mohan K.* Soil contamination of heavy metals in the Katedan Industrial Development Area, Hyderabad, India // Environmental Monitoring and Assessment. 2008. V. 140. P. 313–323. https://doi.org/10.1007/s10661-007-9869-x
30. Guidance for Developing Ecological Soil Screening Levels (Eco-SSLs). Review of Existing Soil Screening Benchmarks. 1999. 91 p.
31. *Heemsbergen D., Warne M., McLaughlin M., Kookana R.* The Australian methodology to derive ecological investigation levels in contaminated soils. 2009. 74 p.
32. *Jariwala S., Redding L., Hewitt D.* The severely underrecognized public health risk of strongyloidiasis in North American cities–A One Health approach // Zoonoses and Public Health. 2017. V. 64(8). P. 579–588. https://doi.org/10.1111/zph.12371
33. *Jarva J.* Geochemical baselines in the assessment of soil contamination in Finland. Espoo: Geological Survey of Finland, 2016. 52 p.
34. *Lijzen J.P.A., Baars A.J., Otte P.F., Rikken M.G.J., Swartjes F.A., Verbruggen E.M.J., van Wezel A.P.* Technical Evaluation of the Intervention Values for Soil //

Sediment and Groundwater. RIVM Report 711701. 2001. 147 p.
35. *Keith A., Schmidt O., McMahon B.* Soil stewardship as a nexus between Ecosystem Services and One Health // Ecosystem Services. 2016. V. 17. P. 40–42. https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.008
36. *Mackenzie J.S., Jeggo M.* The one health approach-why is it so important? // Tropical Medicine and Infectious Disease. 2019. V. 88(4). https://doi.org/10.3390/tropicalmed4020088
37. Ministry for the Environment. Proposed National Environmental Standard for Assessing and Managing Contaminants in Soil to Protect Human Health–Evaluation under Section 32 of the Resource Management Act. Wellington: Ministry for the Environment, 2011. 44 p.
38. National Environment Council – CONAMA. (2009). Resolution N 420 of December 28, 2009. http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620. (In Portuguese).
39. National standard of the People's Republic of China. Environmental quality standard for soils. Ministry of Environmental Protection, China. 1995. 4 p. (in Chinese).
40. Roadworks–Contaminated Soil Management Procedure (including management of coastal acid sulphate soils, i.e. Coode Island silt). 2015. 51 p.
41. *Rodríguez M., Lafarga J.* Soil Quality Criteria for Environmental Pollutants // Encyclopedia of Environmental Health. Elsevier, 2019. P. 736–752. https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63951-6.00632-X
42. *Semenkov I., Koroleva T.* Heavy metals content in soils of Western Siberia in relation to international soil quality standards // Geoderma Regional. 2020. V. 21. P. e00283. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00283
43. Soil Remediation Circular. 2009. 57 p. www.esdat.net.
44. *Udoguchi A., Gotoh S.* Japan's environmental quality standards for soil // Fourth International KfK/TNO Conference on Contaminated Soil, 3–7 May. Berlin: Springer-Science + Business media, B.V., 1993. 1993. V. 1. P. 149–150. https://doi.org/10.1007/978-94-011-2018-0
45. *Vácha R., Sáňka M., Skála J., Čechmánková J., Horváthová V.* Soil Contamination Health Risks in Czech Proposal of Soil Protection Legislation // Environmental Health Risk–Hazardous Factors to Living Species. 2016. https://doi.org/10.5772/62456
46. *Wcislo E., Dlugosz L., Korcz M.* A human health risk assessment software for facilitating management of urban contaminated sites: a case study: the Massa Site, Tuscany, Italy, human and ecological risk assessment // Int. J. 2005. V. 11. № 5. P. 1005–1024. https://doi.org/10.1080/10807030500257762
47. *Wcislo E.* Polish Soil Quality Standards Versus Risk-Based Soil Screening Levels for Metals and Arsenic // Human and Ecological Risk Assessment: Int. J. 2012. V. 18(3). P. 569–587. https://doi.org/10.1080/10807039.2012.672888
48. *Yagming L., Chen T.* Twenty Years of Research and Development on Soil Pollution and Remediation in China. Singapore: Science Press & Springer Nature Singapore Pte Ltd, 2018. 818 p. https://doi.org/10.1007/978-981-10-6029-8

Guideline Values for the Content of Chemical Elements in Soils of Functional Zones at Cities (Review)

I. N. Semenkov[1, *] and T. V. Koroleva[1]

[1] *Lomonosov Moscow State University, Moscow, 119991 Russia*

**e-mail: semenkov@geogr.msu.ru*

The Russian soil quality assessment system, where the guideline values for the content of heavy metals and metalloids derived for arable lands (mostly in terms of the general sanitary indicator of harmfulness) are applied to the soils of the residential area and the protected area of water supply sources, can be updated using international experience e.g., substantiation of generic values for functional zones in cities. Since, with a few exceptions, Russian soil quality guidelines are the same for all soils of the country. In order to assess the applicability of foreign approaches in Russian realities, we thoroughly analyzed the original and most developed legislation systems of the soil quality assessment in cities of Germany, Canada and the United States, as well as the systems of Australia, New Zealand, South Africa, and the countries of the European Union, where the values are the land use specific. In this paper, we summarized the principles of the soil quality assessment for the chemical element content, described the methodology used in different countries and the consequences of exceeding the values, and highlighted some clues for improving the Russian soil quality assessment system. The Russian system of the soil quality assessment can be improved and updated by substantiating: (i) for cities, land use differentiated standards depended only on the actual subjects of rationing – the health of ecosystems, children or adults; (ii) standards for different geochemical environments considering the peculiarities of migration of substances; (iii) standards for the soil materials used to construct lawns and roadside areas. In addition, we suggested: (i) to develop a comprehensive system of decision making in case the soil quality standards are exceeded; (ii) to legitimize the concept of historical pollution that existed before the business run in; (iii) to establish the minimum volume of soil, a depth or a set of soil horizons to be remediated or removed due to pollution.

Keywords: soil pollution, environmental policy, human health risk assessment, one health approach

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 106–118

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4

ВЛИЯНИЕ ГРАНУЛОМЕТРИЧЕСКОГО СОСТАВА НА ГУМУСОНАКОПЛЕНИЕ В ПОЧВАХ СУХИХ СТЕПЕЙ ТУВЫ

© 2022 г. Е. А. Гуркова[a], *, Д. А. Соколов[a]

[a] *Институт почвоведения и агрохимии СО РАН, пр-т Лаврентьева, 8/2, Новосибирск, 630090 Россия*

**e-mail: gurkova@issa-siberia.ru*

Поступила в редакцию 28.04.2021 г.
После доработки 22.07.2021 г.
Принята к публикации 30.07.2021 г.

Работа посвящена оценке ресурсов и потенциала гумусонакопления почв сухих степей Центрально-Тувинской и Турано-Уюкской котловин Тувы. Методической основой послужили исследования об органо-минеральных взаимодействиях как основном механизме стабилизации органического вещества и его накопления в почве. Представлены результаты оценки возможности накопления почвами гумуса в зависимости от запасов физической глины – гранулометрического потенциала гумусонакопления. Установлено, что гумусонакопление в регионе, в специфических биоклиматических условиях, лимитируется ограниченными ресурсами фракции физической глины. В результате, несмотря на большие объемы поступающих растительных остатков, почвы характеризуются невысоким содержанием и запасами гумуса. Показано, что в каштановых почвах (Cambisols) гранулометрический потенциал гумусонакопления реализован не полностью – менее 100%. В черноземах (Chernozems) в существующих биоклиматических условиях потенциал реализован максимально. Предложенный методический подход позволяет учитывать современные процессы дефляции почв, оценивать объем потерь физической глины и гумуса, необходимые меры по восстановлению плодородия почв, что весьма актуально для засушливого региона.

Ключевые слова: физическая глина, гумус, черноземы, каштановые почвы, деградация почв, восстановление почв, гранулометрический потенциал накопления гумуса

DOI: 10.31857/S0032180X22010063

ВВЕДЕНИЕ

Гумусонакопление как один из ключевых почвообразующих процессов реализуется в ходе гумификации и минерализации поступающих растительных остатков [24, 30, 37, 57, 59, 65]. Для их эффективного осуществления необходимы ресурсы и условия, которые в совокупности обусловливают потенциал почвы к аккумуляции гумуса (органического вещества). Общепринято, что для процесса накопления органического вещества важны качество и объем поступающего растительного материала, биологическая активность микро- и мезофауны, а также климатические условия [66, 67, 74]. Большое значение имеют литологические условия, в частности, гранулометрический состав почвы и почвообразующего субстрата. Важность этого фактора исходит из представлений об органо-минеральных взаимодействиях как способе закрепления и стабилизации органических веществ в почве [2, 14, 38, 45, 53, 54]. Основной механизм стабилизации – связывание новообразованных органических соединений с минеральными и органо-минеральными частицами почвы [68]. Наибольшую активность в этом механизме проявляют глинистые минералы, сосредоточенные во фракциях ила и физической глины [59]. Среди них наиболее эффективными для стабилизации считаются смектиты, удельная поверхность которых больше, а размер частиц меньше по сравнению с каолинитами и иллитами [70]. Поскольку количество глинистых частиц неодинаково для различных почв, их потенциал к накоплению гумуса также имеет разные пределы [61, 71]. Следовательно, гранулометрический потенциал гумусонакопления, который мы понимаем как способность фракции физической глины почвы аккумулировать максимально возможное количество органического вещества в наиболее благоприятных климатических условиях, можно оценить количественно. Это представляет теоретический и практический интерес, например, для оценки устойчивости почв к деградации и для прогноза возможности восстановления плодородия деградированных сельскохозяйственных земель.

В Туве проблема деградации почв земледельческих территорий стоит особо остро. Экстенсивное земледелие в условиях аридного резко континентального климата и интенсивной дефляции

обусловливает высокие темпы дегумификации [18, 35, 48], что приводит к ухудшению гумусного состояния почв, снижает продуктивность и качество сельскохозяйственных земель. Минимизация этих процессов, восстановление плодородия почв имеют значение не только с экологической точки зрения, но и с позиции продовольственной безопасности республики, которая закреплена в стратегии ее экономического развития [42]. Определение способности почв к накоплению гумуса и восстановлению плодородия позволит не только оценить необходимый объем ресурсов глинистых частиц для этого, но и выяснить полноту его использования, что представляет основу для прогноза восстановления почв и разработки алгоритма мероприятий, которые могут быть рекомендованы землепользователям. С учетом отмеченного, целью настоящей работы определена оценка ресурсов и гранулометрического потенциала гумусонакопления почв земледельческих территорий Тувы.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В качестве района исследования выбраны Центрально-Тувинская и Турано-Уюкская котловины, в которых сосредоточены основные площади пригодных для сельского хозяйства земель республики. Объектами выбраны каштановые и черноземные почвы разного гранулометрического состава, мощности, на различных почвообразующих породах. Эти почвы являются наиболее распространенными в исследуемых районах [17, 27]. Названия почв даны по классификации версии 1977 г. [22] для удобства сопоставления данных разных лет и разных источников. По классификации почв России [23, 32] объектам исследования соответствуют каштановые, криоаридные и бурые аридные почвы, черноземы дисперсно- и текстурно-карбонатные, песчаным разновидностям каштановых и светло-каштановых почв на эоловых песках соответствуют псаммоземы, горным почвам – петроземы, литоземы светло- и темно-гумусовые. В соответствии с международной корреляционной базой почвенных ресурсов [62], каштановым почвам тувинских котловин ориентировочно соответствуют Kastanozems, Cambisols и Calcisols, Arenosols на песчаных эоловых массивах, черноземам – Chernozems.

Для анализа и расчетов использовался аналитический материал, полученный авторами в ходе многолетних исследований (2006–2019 гг.), учтен фондовый материал (отчеты почвенных обследований хозяйств Центральной Тувы ВостНИИГИПРОЗЕМ), а также опубликованные в разные годы данные о содержании гумуса и физической глины (>0.01 мм) в почвах котловин [5, 6, 18, 26, 32].

В качестве методической основы был выбран подход к оценке гранулометрического потенциала гумусонакопления (**ГПГ**), под которым понимается способность фракции физической глины почвы аккумулировать максимально возможное количество органического вещества при наиболее благоприятных климатических условиях. Такой подход предполагает оценку ГПГ по содержанию физической глины и гумуса в гумусово-аккумулятивном горизонте почв [40, 41]. Методы определения содержания гумуса и гранулометрического состава, как для собственных исследований авторов, так и в фондовых и опубликованных данных, общеприняты: содержание общего органического углерода определено методом мокрого сжигания по Тюрину с дальнейшим пересчетом на гумус; гранулометрический состав – по Качинскому [1, 20]. Следует уточнить, что при расчетах мы оперируем понятием “гумус” в традиционном его смысле [29, 73], поскольку такой подход позволяет ретроспективно сравнивать данные о содержании гумуса в различных почвах и ранее опубликованных и фондовых данных.

Расчет предполагает сравнение с почвой, в которой гранулометрический потенциал максимально реализован. В качестве таковой выбраны выщелоченные черноземы Кузнецкой котловины, которые при содержании физической глины 55% способны накапливать до 12% гумуса [46]. Такой выбор определен рядом аспектов: с одной стороны, черноземы считаются наиболее удачным выбором для эталонирования, поскольку “отличаются оптимальными условиями для гумификации” [29, с. 235]. С другой стороны, Кузнецкие черноземы формируются в относительно благоприятных для южно-сибирских котловин биоклиматических условиях и фациально ближе к тувинским почвам, чем европейские и к тому же являются максимально гумусированными почвами Сибири. Для расчета ГПГ нами предложена следующая формула:

$$\text{ГПГ} = R(\text{э}) \times R(\text{т. ф.}), \quad (1)$$

где ГПГ – гранулометрический потенциал гумусонакопления, %; R(э) – максимальное количество гумуса в черноземах Кузнецкой котловины; R(т. ф.) – коэффициент специфичности исследуемых почв по содержанию физической глины (в долях от 1).

В формуле (1) расчета ГПГ учитывается постоянная величина R(э), соответствующая максимально возможному количеству гумуса, которое может аккумулировать чернозем – 12%. Основной вклад в формулу (1) вносит коэффициент специфичности по содержанию физической глины R(т. ф.). Расчет коэффициента ведется по соотношению фактического содержания глины в искомой почве и в тяжелосуглинистом кузнецком черноземе, взятом для сравнения, – 55%, измеряется в долях от 1 и иллюстрирует, насколько реальное содержание фракции отличается от срав-

Таблица 1. Общая характеристика почвообразующих отложений Турано-Уюкской и Центрально-Тувинской котловин (для верхней толщи отложений, по данным ВОСТНИИГИПРОЗЕМ, 1985–1991 гг.)

Тип отложений	Характер материала	Содержание глинистой фракции, %	Емкость поглощения, мг-экв/100 г
Элювиально-делювиальные	Грубообломочный, щебнисто-дресвянистый, щебнистый с песчано-суглинистым наполнителем	15.9	16
Делювиальные и делювиально-пролювиальные	Карбонатный супесчаный, суглинистый, глинистый, насыщен щебнисто-дресвянистыми включениями	18.1	9.5
Пролювиальные и аллювиально-пролювиальные	Валунно- и щебнисто-галечниковый, с примесью песка и суглинка (вершины конусов выноса), супесчано-глинистый засоленный карбонатный (в периферических частях)	16.7	17.8
Эоловые	Крупно- и мелкозернистые кварцевые, разной степени сортированности и промытости полимиктовые пески, пылеватые супеси	3.1	–

ниваемого значения. Следует уточнить, что при оценке использованы данные по содержанию физической глины – частиц размером менее 0.01 мм (в процентах от общей суммы всех фракций мелкозема). Поскольку фракция ила (частицы менее 0.001 мм) является основным “агентом” связывания гумуса с минеральной частью, при этом доля участия есть и у мелкой, и средней пыли [2, 58], принимаем, что расчет коэффициента специфичности по физической глине учитывает потенциал всех фракций, участвующих в органо-минеральных взаимодействиях. Произведение коэффициента R(т. ф.) и постоянной величины R(э) (1) позволяет получить величину ГПГ (в процентах) и количественно оценить степень реализации физической глиной конкретной почвы процесса гумусонакопления.

Для полноты анализа потенциала для территории Центрально-Тувинской и Турано-Уюкской котловин также выполнена графическая интерпретация полученных результатов. Картографическая обработка проведена на государственной картографической основе, границы почвенных контуров уточнялись по почвенным картам ВостНИИСИБГИПРОЗЕМ из фондов ФГУ ГСАС “Тувинская” (г. Кызыл) масштабов 1 : 100000 и 1 : : 500000. Оцифровка карт проведена в Corel Draw X3, привязка – в ArcGIS 2.0. Статистическая обработка массива данных выполнена с помощью MS Excel 2007 и PAST 2.17.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Как следует из формулы (1), для оценки гранулометрического потенциала гумусонакопления необходимо определить обеспеченность ресурсами, за счет которых он реализуется, и, прежде всего, ресурсами физической глины. Содержание тонкодисперсных частиц в почве во многом определяется минералогическим и гранулометрическим составом почвообразующих пород и характером выветривания [8]. В рассматриваемых межгорных котловинах Тувы почвообразующим субстратом для автоморфных почв выступают рыхлые континентальные отложения четвертичного возраста и различного генезиса (табл. 1) [3, 10]. При всем разнообразии их объединяет ряд общих черт, одна из которых – большое количество грубообломочного материала, который поступал в котловины в ходе интенсивного эрозионного расчленения территории. В процессе транспортировки происходила главным образом механическая дезинтеграция и сортировка пород, способствовавшая фракционированию материала по степени крупности и окатанности [7]. Следствием такой переработки является преимущественно легкий гранулометрический состав почвообразующих пород. Доля крупных фракций (более 0.01 мм) превышает 80%, часто присутствуют частицы крупнее 1 мм. В составе физической глины разных групп отложений не отмечается выраженного преобладания какой-либо одной фракции, за исключением пролювия, для которого выявлена слабая тенденция к повышенному содержанию ила, что закономерно, если учитывать участие водных потоков в формировании этой группы отложений. Отложения тяжелого гранулометрического состава (глины, лёссовидные суглинки) распространены в котловинах очень ограниченно, на участках конусов выноса и древних террас; суглинистый/глинистый материал встречается также в виде прослоев и заполнителя в толще отложений [3]. Другой общей особенно-

стью четвертичных отложений котловин является слабая трансформация минералогического состава их тонкодисперсной части, в которой практически отсутствуют разбухающие минералы. Преобладают гидрослюды и хлориты, очень редко хлорит-смектитовые образования [6, 7]. Такой состав глинистых минералов иллюстрирует низкую интенсивность внутрипочвенных процессов химического выветривания, а также трансформации минералов коренных пород в процессе литогенеза. Вследствие легкого гранулометрического состава пород, а также низкой доли разбухающих минералов, почвообразующие породы в котловинах Тувы отличаются низкой емкостью поглощения.

Свойства субстрата наследуются сформированными на них почвами. Легкий гранулометрический состав, скелетность – типичные свойства почв межгорных котловин Тувы. Отмечена закономерность: утяжеление гранулометрического состава, которое происходит в ряду от бурых полупустынных и светло-каштановых почв к обыкновенным черноземам [12, 13]. Выявлено усиление скелетности для почв периферических частей котловин (низкогорий и мелкосопочных массивов), в то время как на аккумулятивных равнинах центральных частей (конусы выноса, шлейфы) доля скелета существенно меньше, а слой сплошного щебня/галечника в профиле залегает глубже [12, 36]. Наиболее мощные суглинистые почвы распространены здесь отдельными контурами, приуроченными к полосе шлейфов вдоль южных, наиболее увлажняемых бортов котловин. В целом доля физической глины в каштановых и черноземных почвах здесь редко превышает 40% (табл. 2). Для сравнения, в черноземах Кузнецкой котловины на лёссовидных суглинках содержание этой фракции может достигать 55% [46], в черноземах Минусинских котловин на аналогичных породах – 50% [43].

В Центрально-Тувинской котловине широко распространены массивы закрепленных и полузакрепленных эоловых песков четвертичного возраста, на которых сформированы маломощные песчаные каштановые почвы, в гранулометрическом составе которых доля физической глины составляет менее 5%. Необходимо указать, что в целинных почвах котловин наиболее тяжелый гранулометрический состав отмечен в верхней полуметровой толще, а с глубиной происходит его облегчение, зачастую резкое. Это еще одна особенность степных тувинских почв, обусловленная вертикальной неоднородностью подстилающих пород.

Таким образом, ресурсы фракции физической глины в автоморфных почвах котловин можно охарактеризовать как дефицитные, лимитирующие реализацию процесса гумусонакопления. Разными исследователями [5, 21, 28, 36, 50] легкий гранулометрический состав указывался в качестве одной из причин невысокой гумусности почв тувинских засушливых котловин. Но не единственной. Унаследованные от отложений особенности минералогического состава почв также лимитируют гумусонакопление. Преобладание гидрослюд и хлорита в составе глинистых минералов и отсутствие каолинита и монтмориллонита значительно снижают способность почв к стабилизации органического вещества [64, 70].

Свой вклад вносит и комплекс продукционно-деструкционных процессов, протекающих в степях котловин в условиях засушливого климата. Интенсивность процессов образования и накопления гумуса определяется количеством, качеством растительного материала и микробиологической активностью. В котловинах республики преобладают степи. Их общими чертами является видовая обедненность, а также средняя и низкая продуктивность (по общей фитомассе) [9]. Доминанты – дерновинные злаки (ковыли (*Stipa*), овсец (*Helictotrichon*), житняк (*Agropyron*), тонконог (*Koeleria*), овсяница (*Festuca*), мятлики (*Poa*), змеевка (*Cleistogenes*)) и осоки (*Carex*), отличаются значительным развитием и густотой корневой системы [44]. Корни составляют до 80–90% от общей фитомассы и являются основным поставщиком органического вещества в почвы [26]. Корневая система дерновинных злаков и осок распределяется преимущественно горизонтально в приповерхностном слое почвы: от 50 до 90% корней сосредоточены в слое 0–20 см [6, 9, 44]. Специфично и соотношение живой и отмершей подземной растительной массы: в настоящих и сухих степях это соотношение близко к единице. При нарастании аридности оно сдвигается в сторону отмерших растительных остатков. Максимальная продуктивность живой корневой массы в почвах достигается к середине, отмерших корней – к концу вегетационного сезона [26, 44]. При этом процессы отмирания усиливаются во время засухи, наибольшая скорость отмирания фиксируется для корней, расположенных близко к поверхности [47]. В целом продукционно-деструкционные процессы в степях в надземном и подземном ярусах не синхронизированы и сильно зависят от внутрисезонной и межгодичной динамики [26, 44]. За счет этого обеспечивается некоторая устойчивость степей и относительная стабильность во времени процессов гумусонакопления и гумусообразования, что позволяет поддерживать у почв определенный гумусный статус.

Качество поступающих в почву растительных остатков также имеет значение. В сходных климатических условиях большая интенсивность разложения отмечается для растительного материала, в составе которого содержатся легкоразлагаемые соединения, например протеины. В тувинских степях большое количество легкоразлагаемого вещества,

Таблица 2. Содержание глинистых частиц и гумуса в почвах Центрально-Тувинской и Турано-Уюкской котловин

Тип и подтип почв	Разновидность почв	*n*	Содержание, %	
			физической глины	гумуса
Горные черноземы	Легкосуглинистые	6	22.1 20.1–24.6	6.3 3.9–8.3
	Супесчаные	4	12.7 10–18.3	6.9 5.48–9
Горные каштановые	Легкосуглинистые	13	22.8 20–26.6	31.9 1–4.7
	Супесчаные и песчаные	15	14.9 11.1–19.6	2.2 1.18–4.3
	Среднесуглинистые	3	32.0 31.0–34.0	8.0 7.2–8.6
Черноземы обыкновенные	Легкосуглинистые	15	25.6 21.3–30	8.4 5.61–12.9
	Супесчаные	2	14 11.1–17	5.6 5.2–6.03
	Среднесуглинистые	3	33.0 31.0–33.0	6.5 6.2–6.8
Черноземы южные	Легкосуглинистые	12	23.4 20.2–28.5	5.6 3.3–6.8
	Супесчаные	5	13.5 11.6–15.9	4.6 4–6.1
	Среднесуглинистые	3	32.5 30.5–34	3.3 3–3.5
Темно-каштановые	Легкосуглинистые	17	23.7 21.1–28	4 3–5.9
	Супесчаные и песчаные	12	13.1 4.9–19.6	2.4 0.65–3.5
Каштановые	Легкосуглинистые	8	22.1 20.7–25	2.3 1.92–2.7
	Супесчаные и песчаные	27	10.5 1.6–18.9	1.6 0.62–2.6
Светло-каштановые	Легкосуглинистые	2	27.0 25.0–29.0	2.0 2.0–2.2
	Супесчаные и песчаные	3	12.5 10.0–15	1.1 1.0–1.9
Лугово-черноземные	Легкосуглинистые	8	24.4 20.6–29.3	7.6 5.4–10.4
	Среднесуглинистые	5	36.9 30.6–46.0	3.9 2.3–5.6
Лугово-каштановые	Легкосуглинистые	5	19.9 21.1–30	3.2 0.9–6.6
	Супесчаные	3	17.0 13.9–19.8	2.8 2.7–2.9

Примечание. Над чертой приведено среднее значение, под чертой – интервал значений min–max.

протеинов содержится в надземной отмершей фитомассе [16, 19]. Корневая фитомасса, наоборот, отличается устойчивостью к разложению за счет присутствия большого количества лигнина и целлюлозы [15, 76]. Разложение целлюлозы осуществляется микробокомплексом, чья активность лимитируется низкой влажностью почв. В изученных котловинах от режима увлажнения зависит период биологической активности в почвах. Коэффициент увлажнения (по Иванову) не превышает 1, а в Центрально-Тувинской котловине уменьшается до 0.5. Наибольшее количество осадков выпадает в основном во второй половине лета (около 160 мм). К этому времени приурочен интенсивный прирост корневой массы, резко усиливается микробиологическая активность, а ближе к концу лета нарастает объем отмершей корневой массы. Этот период относительно краткий, и даже при участии герпето- и педобионтов, растительные остатки не успевают гумифицироваться. В засушливые периоды активность микроорганизмов и биоты резко сокращается, процессы разложения/минерализации/гумификации затормаживаются. В осенне-зимне-весенний период почва находится в состоянии засухи, сильно промерзает, растительные остатки высушиваются, претерпевают консервацию. Волковинцер [4], вслед за Куминовой [25], называл этот процесс "мумификацией". При наступлении очередного теплого периода, усилении влажности, повышении температуры и поступлении свежего растительного материала происходит стремительная активизация деятельности микро- и мезофауны, процессов минерализации отмершего материала, новообразованного гумуса и образование "свежего" гумуса [26].

Формирование в почвах комплекса органо-минеральных соединений – основной результат гумусообразования [14]. Новообразующиеся гумусовые вещества стабилизируются путем связывания с минеральными и органо-минеральными частицами [38, 39, 52, 63, 69]. Ил и физическая глина концентрируют большую часть органического вещества, связанного в органо-минеральные комплексы. Крупные фракции включают органическое вещество, представленное слаборазложившимся (возможно, мумифицированым) материалом и не связанное с минеральной матрицей, накопление которого регулируется гидротермическими условиям [2]. Исходя из этого, лимитирующим фактором для накопления гумуса будут не только общие ресурсы физической глины (доля в общем гранулометрическом составе), но и определенная емкость самих частиц [58]. То есть органо-минеральные взаимодействия будут происходить, и гумус будет накапливаться до тех пор, пока позволит потенциал минеральной фракции.

Считается, что основной фонд гумуса в почвах Тувы – стабильный, закрепленный в минеральной матрице (до 60%) [18, 19]. Наиболее гумусированные почвы – черноземы. Целинные тучные черноземы среднемощные среднесуглинистые, по данным Носина [28] содержали в верхних 10–15 см более 10% гумуса. Собранный массив данных о количестве гумуса в черноземах показал довольно широкий интервал значений (табл. 2). Наиболее гумусированные черноземы (более 8% гумуса) встречаются в настоящее время крайне редко (особенно после длительного периода возделывания земель) в более увлажняемых районах – вдоль южного борта Турано-Уюкской котловины и в южной, юго-восточной прибортовой части Центрально-Тувинской котловины [12].

Гумус в каштановых почвах присутствует в меньших количествах – 1–4%. В среднем содержание гумуса в суглинистых разновидностях каштановых почв близко к таковому, отмеченному для каштановых почв южно-сибирских котловин [11, 33, 43]. Максимальное его содержание сконцентрировано в верхних 20–30 см, что коррелирует с объемом корневой фитомассы. Общая мощность гумусированной толщи (с количеством гумуса больше 1%) не превышает 50 см, но в среднем варьирует в пределах 15–25 см. Минимальное количество гумуса характерно для песчаных почв, в которых физическая глина практически отсутствует. Таким образом, количество гумуса в почвах тувинских котловин широко варьирует. В соответствии с градацией, принятой в действующей классификации [23], изученные черноземы по содержанию гумуса относятся к средне- и сильногумусным, а каштановые почвы – к мало- и среднегумусным.

Исходный дефицит ресурсов физической глины в изученных почвах, при вовлечении их в сельскохозяйственный оборот (распашка, использование в качестве пастбищ), еще сильнее усугубляется, обусловливая дегумификацию и сокращение и без того невысокого запаса гумуса [51]. В том числе за счет того, что связь органического вещества с минеральной частью не является необратимой и во многом зависит от гидротермического режима [14], который здесь неустойчив. Основной фактор деградации сельскохозяйственных земель в регионе – дефляция – способствует выносу тонкодисперсных частиц и гумуса, связанного с ними, то есть сокращает ресурс фракции физической глины. В дальнейшем восстановление плодородия может занимать длительное время и осуществляться за счет слаборазложившегося органического вещества, связанного с крупными фракциями [2]. Оно, как правило, не образует органо-минеральные связи. Поэтому происходят резкие колебания общего содержания гумуса в почве, что сказывается на продуктивности агроценозов [47].

Естественно предположить, что для образования органо-минеральных связей и стабилизации

Таблица 3. Коэффициент специфичности, ГПГ и полнота его использования в основных подтипах и разновидностях изученных почв

Тип и подтип почв	Разновидность почв	*n*	*R* (т.ф.)	ГПГ, %*	ПИ ГПГ, %**
Горные черноземы	Легкосуглинистые	6	0.4	4.8	131.3
	Супесчаные	4	0.23	2.8	246.4
Горные каштановые	Легкосуглинистые	13	0.4	4,8	62.5
	Супесчаные и песчаные	15	0.27	3,2	68.8
Черноземы обыкновенные	Среднесуглинистые	3	0.58	7	114.3
	Легкосуглинистые	15	0.46	5.5	152.7
	Супесчаные	2	0.25	3	186.7
Черноземы южные	Среднесуглинистые	3	0.6	7.2	90.3
	Легкосуглинистые	12	0.42	5	112.0
	Супесчаные	5	0.25	3	153.3
Темно-каштановые	Среднесуглинистые	3	0.59	7.1	46.5
	Легкосуглинистые	17	0.43	5.2	76.9
	Супесчаные и песчаные	12	0.24	2.9	82.8
Каштановые	Легкосуглинистые	8	0.4	4.8	47.9
	Супесчаные и песчаные	27	0.19	2.3	69.6
Светло-каштановые	Легкосуглинистые	2	0.5	6	33.3
	Супесчаные и песчаные	3	0.23	2,8	39.3
Лугово-черноземные	Легкосуглинистые	8	0.44	5.3	143.4
	Среднесуглинистые	5	0.67	8	48.8
Лугово-каштановые	Легкосуглинистые	5	0.36	4.3	74.4
	Супесчаные	3	0.31	3.7	75.7

* Гранулометрический потенциал гумусонакопления.
** Полнота использования гранулометрического потенциала гумусонакопления.

гумуса необходимо восстановление ресурсов физической глины, например, путем внесения содержащих смектиты глинистых субстратов в целях повышения гранулометрического потенциала гумусонакопления [60, 64, 70, 72]. Его оценка на основании данных о содержании физической глины и гумуса в почве позволила рассчитать коэффициент специфичности гранулометрического состава *R*(т.ф.) (табл. 3). Доля физической глины в тувинских почвах гораздо меньше значения, взятого в качестве сравнения. Следовательно, коэффициент специфичности, рассчитанный по соотношению фактического и сравниваемого значений, не превышает единицы и варьирует в узком диапазоне – от 0.23 до 0.59.

Используя полученные данные, произвели расчет ГПГ для почв Центрально-Тувинской и Турано-Уюкской котловин. Значения ГПГ варьируют в пределах от 2.3 до 8%, разброс несколько уже, чем реальное содержание гумуса. Разница в этих значениях иллюстрирует насколько реализован потенциал гумусонакопления в данной почве и описывается через полноту использования потенциала гумусонакопления (**ПИ ГПГ**), расчет которого выполнен по формуле:

$$\text{ПИ ГПГ, \%} = (\text{гумус} \times 100\%)/\overline{\text{ГПГ}}, \qquad (2)$$

где над чертой вводится значение, равное фактическому содержанию гумуса в данной почве (%), а под чертой – значение, равное величине ГПГ для этой почвы (%). При расчетах величина ПИ ГПГ может быть как меньше, так и больше 100%.

Сравнительный анализ ГПГ с фактическим содержанием гумуса, выполненный по расчетам ПИ ГПГ, выявил ряд важных моментов. Так, для типа каштановых почв установлено, что текущие ресурсы физической глины не использованы полностью – ПИ ГПГ меньше 100%. Как видим, фактическое содержание гумуса в них существенно меньше ГПГ. То есть в существующих биоклиматических условиях и при имеющихся ресурсах физической глины полная реализация потенциала затруднена. При этом наименьший разрыв значений гумуса и ГПГ наблюдается в супесчаных и песчаных разновидностях почв.

Для черноземов отмечена иная тенденция. Их потенциал реализован практически полностью, и фактическое содержание гумуса превышает значения ГПГ (кроме среднесуглинистых разновидностей южных черноземов). То есть имеющиеся ресурсы физической глины задействованы полностью, а накопленное сверх 100% вещество, вероятно, представляет собой нестабилизированное, слаборазложившееся органическое вещество. При этом наиболее близки к значению 100% полноты использования легкосуглинистые черноземы, которые в условиях Тувы могут считаться биоклиматическим эталоном/нормой. Накоп-

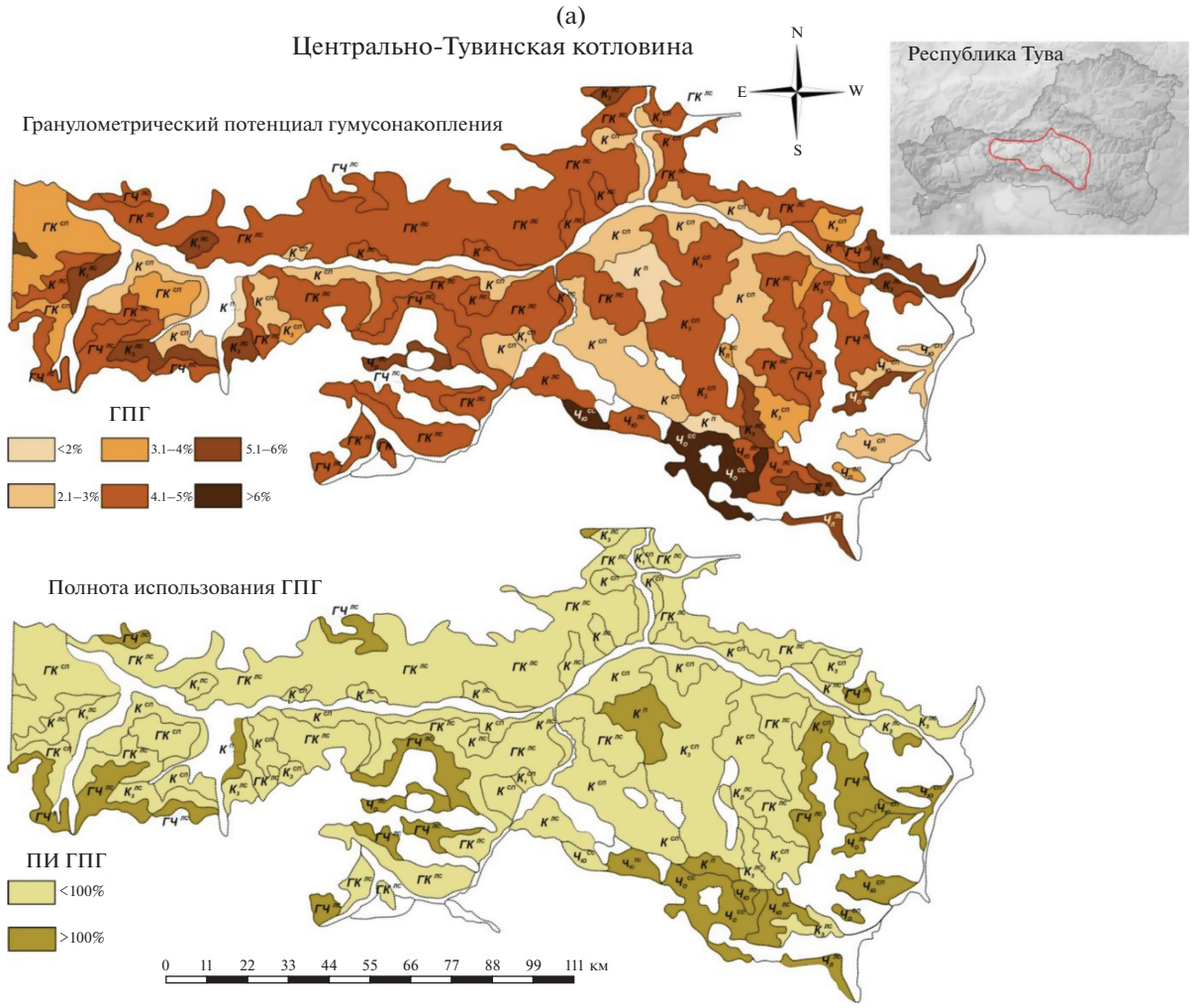

Рис. 1. Гранулометрический потенциал гумусонакопления и полнота его использования в почвах Центрально-Тувинской (a) и Турано-Уюкской (b) котловин.

ление гумуса в черноземах происходило в более благоприятных (климатических, фитоценотических) условиях. На целинных участках, в современных условиях Тувы эти почвы, возможно, находились бы в квазистабильном состоянии, но продолжали бы накопление гумуса, как это отмечается для современных черноземов европейской части России [49]. Для каштановых почв современные условия гумусонакопления региона не являются благоприятными, хотя их ресурсы еще не исчерпаны. В связи с этим дегумификация черноземов и каштановых почв представляется катастрофичным процессом. Восстановление их плодородия до целинного состояния без дополнительных мер может быть затяжным процессом, учитывая тренд усиления аридизации региона [31, 55, 56, 75].

Для более полного пространственного анализа составлена картографическая схема дифференциации почв с разными величинами ГПГ и полноты использования по территории котловин (рис. 1). Как видим, наиболее высокий потенциал гумусонакопления характерен для почв Турано-Уюкской котловины, что естественно в связи с ее более благоприятными климатическими условиями. В Центрально-Тувинской котловине почвы с высоким потенциалом приурочены к ее южному и юго-восточному бортам. Рисунок полноты использования ГПГ существенно отличается от рисунка ГПГ. Преобладают почвы с нереализованным потенциалом, чей ПИ меньше 100%. Почвы с реализованным потенциалом (ПИ больше 100%) также обнаруживают приуроченность к наиболее благоприятным по условиям участкам котловин.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Полученные данные о потенциале тувинских почв к накоплению гумуса позволяют сделать не-

(b)

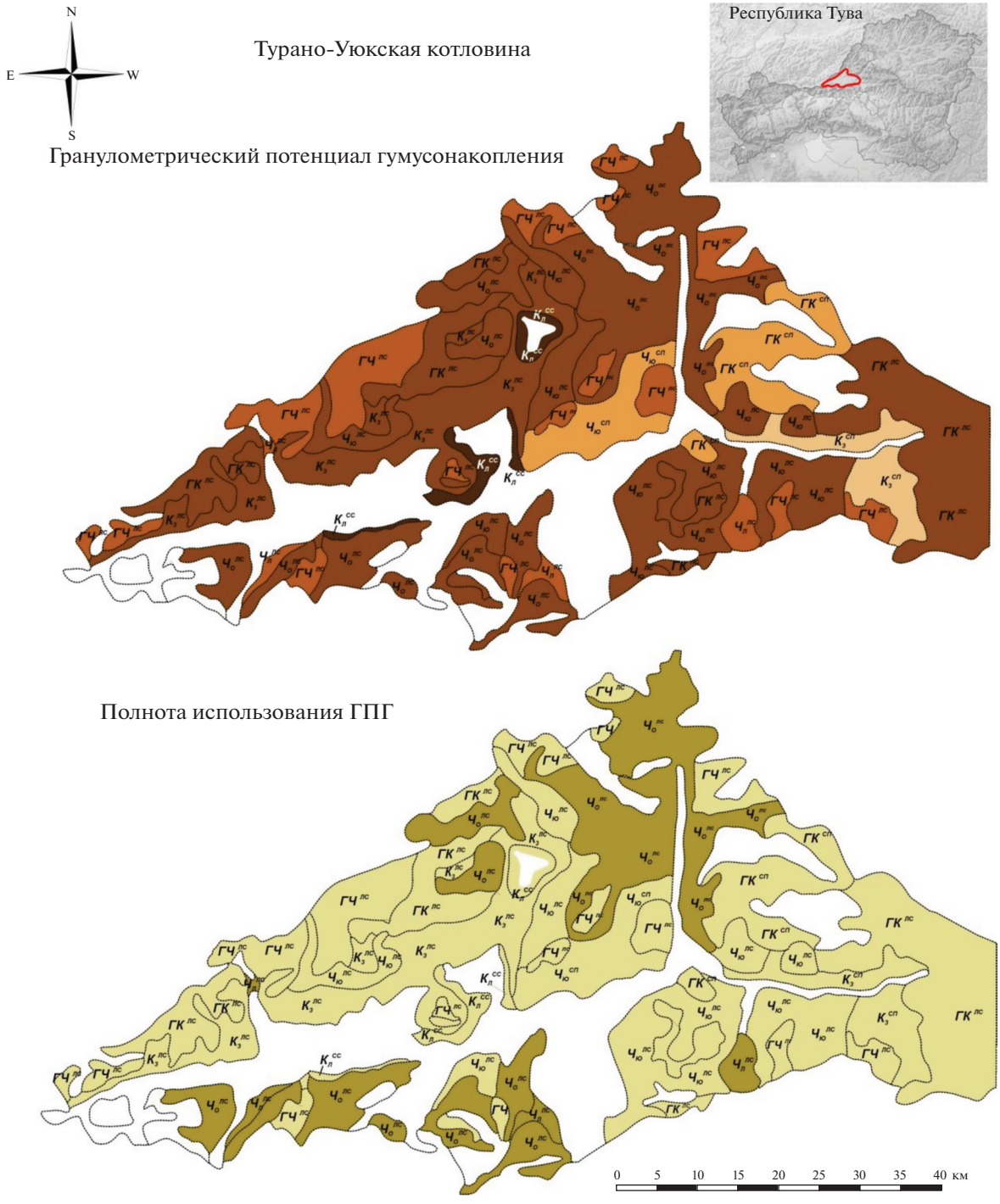

Рис. 1. Окончание

сколько важных выводов. Один их них о недостаточности ресурсов, участвующих в образовании и накоплении гумуса в сухостепных почвах тувинских котловин, как литогенных, так и климатогенных. Разумеется, в локальных местообитаниях, где складывается оптимальное сочетание факторов, формируются почвы с высоким ГПГ и полнотой его реализации. Однако в целом сухостепные котловины Тувы дефицитны с точки зрения ресурсов гумусонакопления и, прежде всего, литогенных – фракции физической глины. Другой вывод: оценка ГПГ и полноты его использова-

ния позволяет оценить влияние на темпы гумусонакопления современных процессов дефляции, особенно в почвах, используемых в земледелии или находящихся в залежах. Сравнительный анализ ГПГ дефлированных почв и ГПГ целинных ненарушенных почв позволит оценить объем потерь физической глины и гумуса. На основании этих данных открываются возможности для составления рекомендаций и комплекса мероприятий по восстановлению утраченного плодородия. Последнее особенно важно с точки зрения продовольственной безопасности, к которой стремится регион в рамках стратегии развития. И в конечном счете, на взгляд авторов, представленный подход к оценке ГПГ довольно прост и оперативен в использовании, он позволяет учитывать реальные свойства почв, не требует больших затрат, предусматривает использование традиционных лабораторно-аналитических методов и приборов. Не исключается и дальнейшее усовершенствование предлагаемого метода и расширение доказательной базы.

Перспектива оценки ресурсов накопления гумуса в Туве представляется ясной как с экологической, так и с экономической точек зрения. В первом случае определение потенциала гумусонакопления почв в регионе, испытывающем усиление аридизации, позволит в широком смысле (с привлечением дополнительных данных) спрогнозировать потенциал восстановления и увеличения количества гумуса (и углерода) в почвах, что является актуальным в связи с действием государственных программ и участия России в глобальной программе по снижению выбросов CO_2. С экономической точки зрения, оценка гранулометрического потенциала гумусонакопления в почвах земледельческих районов Тувы позволит повысить эффективность внедряемых программ ландшафтно-адаптивного земледелия и оценить экономический эффект от почвенно-восстановительных мероприятий.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена в рамках государственного задания ИПА СО РАН № 121031700316–9.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 491 с.
2. *Артемьева З.С.* Органическое вещество и гранулометрическая система почвы. М.: ГЕОС, 2010. 240 с.
3. *Борисов Б.А., Минина Е.А.* Стратиграфия четвертичных отложений и оледенений Тувы // Четвертичная геология и палеогеография России. М.: ГЕОС, 1997. С. 33–34.
4. *Волковинцер В.И.* О почвообразовании в степных котловинах юга Сибири // Почвоведение. 1969. № 8. С. 3–11.
5. *Волковинцер В.И.* Особенности гумусообразования в степных почвах экстраконтинентальных районов Сибири // Гумус и его роль в почвообразовании и плодородии почв. 1973. С. 39–40.
6. *Волковинцер В.И.* Степные криоаридные почвы. Новосибирск: Наука, Сиб. отд. 1978. 208 с.
7. *Волковинцер В.И., Градусов Б.П., Чижиков Н.П.* О составе глинистых минералов почв некоторых экстраконтинентальных районов азиатской части СССР // Почвоведение. 1975. № 8. С. 130–138.
8. *Гагарина Э.И.* Литологический фактор почвообразования (на примере Северо-Запада Русской равнины). СПб: Изд-во СПб. ун-та, 2004. С. 6–22.
9. *Гаджиев И.М., Королюк А.Ю., Титлянова А.А., Андриевский В.С. и др.* Степи Центральной Азии. Новосибирск: Наука, Сиб. отд., 2004. 299 с.
10. Геология СССР. М.: Недра, 1966. Т. XXIX. Тувинская АССР. Ч. 1. 459 с.
11. *Горшенин К.П.* Почвы южной части Сибири. М.: Изд-во АН СССР, 1955. С. 237–554.
12. *Гуркова Е.А.* Специфика дифференциации почвенного покрова Центрально-Тувинской котловины // Сибирский экологический журн. 2009. № 2(16). С. 202–210.
13. *Гуркова Е.А., Кальная О.И.* Естественные причины дифференциации почвенно-экологического состояния Турано-Уюкской котловины // Сибирский экологический журн. 2009. № 5(16). С. 681–686.
14. *Дергачева М.И.* Система гумусовых веществ как основа диагностики палеопочв и реконструкции палеоприродной среды. Новосибирск: Изд-во Сиб. отд. РАН, 2018. 292 с.
15. *Дорофеева Н.А.* Органическое вещество горных почв Тувинской автономной области. Автореф. дис. ... канд. б. н. Новосибирск, 1978. 16 с.
16. *Дубровский Н.Г., Намзалов Б.Б., Ооржак А.В., Куулар М.М.* Флористико-геоботанические и биоэкологические исследования залежной растительности Тувы // Вестник Бурятского государственного университета. Биология. География. 2018. № 1. С. 27–23. https://doi.org/10.18101/2587-7143-2018-1-27-43
17. Единый государственный реестр почвенных ресурсов России. Версия 1.0. [электронный ресурс]. М, 2014. http://infosoil.ru/reestr/.
18. *Жуланова В.Н.* Оценка качественного состояния агропочв Тувы // Отражение био-, гео-, антропосферных взаимодействий в почвах и почвенном покрове. Томск, 2020. С. 223–226.
19. *Жуланова В.Н., Чупрова В.В.* Агропочвы Тувы: свойства и особенности функционирования. Красноярск: Изд-во КрасГАУ, 2010. 155 с.

20. *Качинский Н.А.* Механическое и микроагрегатный состав почвы, методы его изучения. М.: Изд-во АН СССР, 1958. 192 с.
21. *Кириллов М.В.* Краткий очерк почв Тувинской автономной области // Уч. зап. Красноярского пед. ин-та, 1953. Т. 2. С. 49–77.
22. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
23. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1997. 223 с.
24. *Когут Б.М., Семенов В.М.* Оценка насыщенности почвы органическим углеродом // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. № 102. С. 103–124. https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-102-103-124
25. *Куминова А.В.* Растительный покров Алтая. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1960. 462 с.
26. *Кыргыз Ч.С.* Круговорот углерода в системе “растение–почва” в степях Убсу-Нурской котловины. Автореф. дис. ... канд. б. н. Томск, 2004. 16 с.
27. Национальный атлас почв Российской Федерации. М.: Астрель АСТ, 2011. 632 с.
28. *Носин В.А.* Почвы Тувы. М.: Наука, 1963. 340 с.
29. *Орлов Д.С.* Гумусовые кислоты почв и общая теория гумификации. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. 325 с.
30. *Орлов Д.С., Бирюкова О.Н., Суханов Н.И.* Органическое вещество почв Российской Федерации. М.: Наука, 1996. 256 с.
31. *Панкова Е.И., Черноусенко Г.И.* Проблема активизации засоления в почвах юга Восточной Сибири и Монголии в связи с аридизацией климата // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2020. № 101. С. 19–45. https://doi.org/10.19047/0136-1694-2020-101-19-46
32. Полевой определитель почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2008. 182 с.
33. Почвы Алтайского края. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 31–74; 242–265.
34. *Савич В.И., Белопухов С.Л., Котенко М.Е., Гукалов В.В., Ильичева П.И., Федорова Т.А.* Агроэкологическая оценка минералогического состава почв // Вестник РУДН. Сер. Агрономия и животноводство. 2016. № 3. С. 30–39.
35. *Савостьянов В.К.* Консервация земель в аридной зоне // Аграрная наука. 2004. № 1. С. 14–16.
36. *Самбуу А.Д., Красноборов И.М., Савостьянов В.В. и др.* Природные условия Республики Тыва. Новосибирск: Гарамонд, 2019. Т. 1. С. 151–250.
37. *Семенов В.М., Иванникова Л.А., Кузнецова Т.В., Семенова Н.А., Тулина А.С.* Минерализуемость органического вещества и углерод-секвестрирующая емкость почв зонального ряда // Почвоведение. 2008. № 7. С. 819–832.
38. *Семенов В.М., Когут Б.М.* Почвенное органическое вещество. М.: ГЕОС, 2015. 233 с.
39. *Семенов В.М., Тулина А.С., Семенова Н.А., Иванникова Л.А.* Гумификационные и негумификационные пути стабилизации органического вещества в почве (обзор) // Почвоведение. 2013. № 4. С. 393–407.
40. *Соколов Д.А., Кулижский С.П., Лим А.Г., Гуркова Е.А., Нечаева Т.В., Мерзляков О.Э.* Сравнительная оценка методов определения педогенного органического углерода в углесодержащих почвах // Вестник Томского гос. ун-та. Биология. 2017. № 39. С. 29–43. https://doi.org/10.17223/19988591/39/2
41. *Соколов Д.А., Мерзляков О.Э., Доможакова Е.А.* Оценка литогенного потенциала гумусонакопления в почвах отвалов каменноугольных месторождений Сибири // Вестник Томского гос. ун-та. 2015. № 399. С. 247–53. https://doi.org/10.17223/15617793/399/40
42. Стратегия социально-экономического развития Республики Тыва до 2030 года [электронный ресурс]. Кызыл: 2018. URL: https://economy.gov.ru/material/file/e5d7757d02411b83d11bedda5f064078/61218rt.pdf. (дата обращения: 8.04.2021).
43. *Танзыбаев М.Г.* Почвы Хакасии. М.: Наука, 1993. 256 с.
44. *Титлянова А.А., Косых Н.П., Курбатская С.С., Кыргыс Ч.С., Миронычева-Токарева Н.П., Романова И.П., Самбуу А.Д., Шибарева С.В.* Продуктивность травяных экосистем Тувы // Почвы и окружающая среда. 2020. № 2(3). e110. https://doi.org/10.31251/pos.v3i2.110
45. *Травникова Л.С.* Органоминеральные взаимодействия: роль в процессах формирования почв, их плодородия и устойчивости к деградации. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева, 2012. 295 с.
46. *Хмелев В.А., Танасиенко А.А.* Почвенные ресурсы Кемеровской области и основы их рационального использования. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2013. 477 с.
47. *Чупрова В.В.* Запасы, состав и трансформация органического вещества в пахотных почвах Средней Сибири // Бюл. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. 2017. № 90. С. 96–115. https://doi.org/10.19047/0136-1694-2017-90-96-115
48. *Шпедт А.А., Аксенова Ю.В., Жуланова В.Н., Рассыпнов В.А., Ерунова М.Г., Бутырин М.В.* Оценка агрочерноземов Сибири на основе современных подходов // Земледелие. 2019. № 4. С. 8–14. https://doi.org/10.24411/0044-3913-2019-10402
49. Эволюция почв и почвенного покрова. Теория, разнообразие природной эволюции и антропогенных трансформаций почв. М.: ГЕОС, 2015. С. 110–118.
50. *Юрлова О.В.* Некоторые особенности почвообразования в Тувинских степных котловинах // Почвоведение. 1959. № 7. С. 53–60.
51. *Якутин М.В., Андриевский В.С.* Влияние пастбищной нагрузки на комплекс деструкторов в почвах сухих степей Южной Тывы // Сибирский экологический журн. 2011. № 5(17). С. 729–734.
52. *Catoni M., D’amico M., Zanini E., Bonifacio E.* Effect of pedogenic processes and formation factors on organic matter stabilization in alpine forest soils // Geoderma. 2016. V. 263. P. 151–160. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.005
53. *Chen C., Leinweber P., Eckhardt K., Sparks D.L.* The composition and stability of clay-associated organic matter along a soil profile // Soil Systems, 2018. V. 2(16). P. 1–16. https://doi.org/10.3390/soilsystems2010016

54. *Chen S., Hong H., Huang X., Fang Q., Yin K., Wang C., Zhang Y., Cheng L., Algeo T.J.* The role of organo-clay associations in limiting organic matter decay: Insights from the Dajiuhu peat soil, Central China // Geoderma. 2018. V. 320. P. 149–160. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.01.013

55. *Chen T., Bao A., Jiapaer G., Guo H., Zheng G., Jiang L., Chang C., Tuerhanjiang L.* Disentangling the relative impacts of climate change and human activities on arid and semiarid grasslands in Central Asia during 1982-2015 // Science of the Total Environment. 2019. V. 653. P. 1311–1325. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.058

56. *Cherlet M., Hutchinson C., Hill J., Sommer S., von Maltitz G.* World atlas of desertification. Publ. office of the European Union, Luxembourg, 2018. 248 p.

57. *Cotrufo M.F., Soong J.L., Horton A.J., Campbell E.E., Haddix M.L., Wall D.H., Parton W.J.* Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss // Nature Geoscience. 2015. V. 10(8). P. 776–779. https://doi.org/10.1038/ngeo2520

58. *Cyle K.T., Hill N., Young K., Jenkins T., Hancock D., Schroeder P.A., Thompson A.* Substrate quality influences organic matter accumulation in the soil silt and clay fraction // Soil Biology and Biochemistry. 2016. V. 103. P. 138–148. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.014

59. *Das R., Purakayastha T.J., Das D., Ahmed N., Kumar R., Biswas S., Walia S.S., Singh R., Shukla V.K., Yadava M.S., Ravisankar N., Datta S.C.* Long-term fertilization and manuring with different organics alter stability of carbon in colloidal organo-mineral fraction in soils of varying clay mineralogy // Science of The Total Environment. 2019. V. 684. P. 682–693. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.327

60. *Datta S.M., Takkar P.N., Verma U.K.* Assessing stability of humus in soils from continuous rice-wheat and maize-wheat cropping systems using kinetics of humus desorption // Communications in Soil Science and Plant Analysis. 2015. V. 46. Iss. 22. P. 2888–2900. https://doi.org/10.1080/00103624.2015.1104334

61. *Hassink J.* The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles // Plant and Soil. 1997. V. 1(191). P. 77–87. https://doi.org/10.1023/A:1004213929699

62. IUSS Working Group WRB. World Reference Base for Soil Resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil map. World Soil Resources Report № 160. Update 2015. FAO, Rome, 2015. 192 p.

63. *Lopez-Sangil L., Rovira P.* Sequential chemical extractions of the mineral-associated soil organic matter: An integrated approach for the fractionation of organo-mineral complexes // Soil Biology and Biochemistry. 2013. V. 62. P. 57–67. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.03.004

64. *Manjaiah K.M., Mukhopadhyay R., Paul R., Datta S.C., Kumararaja P., Sarkar B.* Clay minerals and zeolites for environmentally sustainable agriculture // Modified Clay and Zeolite Nanocomposite Materials. Amsterdam, Oxford, Cambridge: Elsevier Publ., 2019. P. 309–329. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814617-0.00008-6

65. *Paul E.A.* The nature and dynamics of soil organic matter: Plant inputs, microbial transformations and organic matter stabilization // Soil Biology and Biochemistry. 2016. V. 98. P. 109–126. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.04.001

66. *Plichta W., Gurtowski M.* A general analytical model of the process of humus mineralization and accumulation in soil // Ecological Modelling. 1989. V. 3–4(44). P. 209–217. https://doi.org/10.1016/0304-3800(89)90030-6

67. *Qiu H., Ge T., Liu J., Chen X., Hu Y., Wu J., Su Y., Kuzyakov Y.* Effects of biotic and abiotic factors on soil organic matter mineralization: Experiments and structural modeling analysis // European J. Soil Biology. 2018. V. 84. P. 27–34. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2017.12.003

68. *Sarkar B., Singh M., Churchman G.J., Bolan N.S.* Chapter 3 – Clay Minerals-Organic Matter Interactions in Relation to Carbon Stabilization in Soils // The Future of Soil Carbon, New York, Academic Press, 2018. P. 71–86. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811687-6.00003-1

69. *Shahbaz M., Kuzyakov Y., Heitkamp F.* Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: Mechanisms and controls // Geoderma. 2017. V. 304. P. 76–82. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.019

70. *Singh M., Sarkar B., Bolan N.S., Ok Y.S., Churchman G.J.* Decomposition of soil organic matter as affected by clay types, pedogenic oxides and plant residue addition rates // J. Hazardous Materials. 2019. V. 374. P. 11–19. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.03.135

71. *Six J., Conant R.T., Paul E.A., Paustian K.* Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils // Plant and Soil. 2002. V. 2(241). P. 155–176. https://doi.org/10.1023/A:1016125726789

72. *Tahir S., Marschner P.* Clay addition to sandy soil: effect of clay concentration and ped size on microbial biomass and nutrient dynamics after addition of low C/N ratio residue // J. soil science and plant nutrition. 2016. № 16(4). P. 864–875. https://doi.org/10.4067/S0718-95162016005000061

73. *Tate R.L.III.* Soil organic matter: Biological and ecological effects. N.Y.: John Wiley and Sons, 1987. 291 p.

74. *Wang L., Zhang J., He R., Chen Y., Yang L., Zheng H., Li H., Xiao J., Liu Y.* Impacts of soil fauna on lignin and cellulose degradation in litter decomposition across an alpine forest-tundra ecotone // European J. Soil Biology. 2018. V. 87. P. 53–60. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.05.004

75. *Wang X., Hua T., Lang L., Ma W.* Spatial differences of aeolian desertification responses to climate in arid Asia // Global and Planetary Change. 2017. V. 148. P. 22–28. https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2016.11.008

76. *White K.E., Coale F.J., Reeves J.B.* Degradation changes in plant root cell wall structural molecules during extended decomposition of important agricultural crop and forage species // Organic Geochemistry. 2018. V. 115. P. 233–245. https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2017.11.004

Influence of Granulometric Composition on Humus Accumulation in Soils of Dry Steppes of Tuva

E. A. Gurkova[1, *] and D. A. Sokolov[1]

[1]*Institute of Soil Science and Agrochemistry, Novosibirsk, 630090 Russia*

**e-mail: gurkova@issa-siberia.ru*

The article is dedicated to assessing the resources and potential of humus accumulation of soils of dry steppes of the Central Tuva and Turano-Uyuk basins of Tuva. The methodological basis was the research on organomineral interactions as the main mechanism for the stabilization of organic matter and its accumulation in the soil. The results of assessing the possibility of humus accumulation by soils depending on the reserves of physical clay – the granulometric potential of humus accumulation are presented. It was found that humus accumulation in the region, under specific bioclimatic conditions, is limited by the limited resources of the fraction of physical clay. As a result, despite the large volumes of incoming plant residues, the soils are characterized by a low content and reserves of humus. It is shown that in chestnut soils (Cambisols) the granulometric potential of humus accumulation is not fully realized – less than 100%. In chernozems (Chernozems) in the existing bioclimatic conditions, the potential is maximized. The proposed methodological approach makes it possible to take into account the modern processes of soil deflation, to estimate the volume of losses of physical clay and humus, and the necessary measures to restore soil fertility, which is very important for an arid region.

Keywords: physical clay fraction, humus, chernozems, chestnut soils, soil degradation, soil restoration, the granulometric potential of humus accumulation

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 119–132

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 502(571.53)

ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВ УРБАНИЗИРОВАННЫХ ТЕРРИТОРИЙ БАЙКАЛЬСКОГО РЕГИОНА[1]

© 2022 г. И. А. Белозерцева[a], *, И. Б. Воробьева[a], А. А. Сороковой[a], Д. Н. Лопатина[a]

[a] *Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, Улан-Баторская, 1, Иркутск, 664033 Россия*

**e-mail: belozia@mail.ru*

Поступила в редакцию 26.03.2021 г.
После доработки 05.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Дана сравнительная оценка степени загрязнения почв различных городов урбанизированных центров Байкальского региона. Объектом явились статистические материалы, картографические произведения и данные почвенно-геохимических исследований, проведенных авторами в 2012–2019 гг. в центральных городах Иркутской области, Республики Бурятия, Монголии (гг. Иркутск, Улан-Удэ, Улан-Батор и др.) и на прилегающих территориях. Выявлено, что наиболее загрязненными являются почвы г. Иркутск (с показателем суммарного загрязнения исследованных элементов Zc от 4 до 63), вследствие наличия большой техногенной нагрузки и относительно высокой сорбционной способности почв. Основные источники загрязнения – предприятия нефтехимической и металлургической промышленности, ТЭЦ, котельные и автотранспорт. Повышенные содержания токсических веществ в почвах, превышающие фон, выявлены по направлению преобладающих ветров вдоль долины р. Ангара. Наименьшее загрязнение почв зафиксировано в г. Улан-Батор (Zc от 2 до 23) несмотря на высокую антропогенную нагрузку (с самой большой численностью населения и объемом выбросов теплоэнергетического комплекса, автотранспорта, транспортных, ремонтных и других предприятий), так как почвы имеют легкий гранулометрический состав. Благодаря ливневым осадкам во второй половине лета загрязняющие вещества мигрируют в поверхностные и грунтовые воды. Почвы г. Улан-Удэ имеют показатель суммарного загрязнения Zc от 5 до 24, что варьирует от среднего до низкого уровня. Загрязнение локального характера вблизи ТЭЦ, котельных, промышленных предприятий, автомобильного и железнодорожного транспорта.

Ключевые слова: почвенный покров, техногенез, урбанизация, загрязнение, юг Восточной Сибири

DOI: 10.31857/S0032180X22010038

ВВЕДЕНИЕ

Ландшафтно-геохимические методы и подходы оценки степени загрязнения почв рассмотрены в трудах Глазовской [13], Перельмана, Касимова [31] и других исследователей. Почвы промышленных и урбанизированных центров Сибири, и России в целом хорошо изучены. Почвенно-геохимические работы проведены в Москве [9, 21], Новосибирске [3], Омске [37], Томске [19], Норильске [20], Красноярске [35], Братске [17] и других городах. В последнее время внимание ученых привлекает бассейн оз. Байкал. Однако осталось еще много нерешенных вопросов (например, вклад различных антропогенных источников городских агломераций в загрязнение основных компонентов ландшафтов прилегающих территорий), так как уровень урбанизации, объем промышленного производства и экологическая обстановка стремительно трансформируются. Изменяются климатические условия рассеивания и миграции загрязняющих элементов.

Цель работы – сравнительная оценка загрязнения почв центральных городов Иркутской области, Республики Бурятия и Монголии (на примере гг. Иркутск, Улан-Удэ и Улан-Батор).

Иркутск – старинный город, крупный промышленный и культурный центр, столица Иркутской области Российской Федерации с населением около 620 тыс. человек. Темпы роста численности населения города небольшие, за последние 10 лет зафиксировано его увеличение на 30 тыс. человек [13]. Иркутская агломерация включает в себя города Иркутск, Ангарск, Шелехов и ближайшие населенные пункты. В радиусе 20 км от г. Иркутск, около городов Шелехов и Ангарск находятся предприятия алюминиевой, нефтехимической и химической промышленности. Города Иркутск, Ангарск, Шелехов, Усолье-Сибирское, Свирск и

[1] Дополнительная информация для этой статьи доступна по doi 10.31857/S0032180X22010038 для авторизованных пользователей.

другие образуют Иркутскую агломерацию, выбросы которой формируют единый урбанизированный ареал. Немаловажное значение в загрязнении окружающей среды имеют производство стройматериалов, лесная, легкая и пищевая промышленность. В 90-х годах некоторые заводы закрылись. Однако в последнее время нарастают темпы производства некоторых отраслей промышленности. Например, объемы производства алюминия на Иркутском алюминиевом заводе со времен "перестройки" увеличились более чем в 2 раза. В самом Иркутске промышленность представлена тяжелым машиностроением, переработкой сельскохозяйственного сырья, ремонтом средств транспорта, швейным, трикотажным производством, производством строительных материалов и др. В Иркутске зарегистрировано более 200 тыс. единиц автотранспорта. Энергетическая база – Иркутская ГЭС. Тепловая энергия производится на 5 ТЭЦ и более 200 котельных, работающих в основном на каменном угле. В атмосферу Иркутска поступает более 80 тыс. т/год загрязняющих веществ (пыли, оксида азота, формальдегида, оксида углерода, диоксида азота, диоксида серы, углеводородов, аммиака, ксилола, толуола, бензина, ацетона, керосина и др.) [18]. По результатам снегогеохимической съемки выявлено, что с техногенной пылью через атмосферу на почвенный покров поступают тяжелые металлы (**ТМ**) [28, 40]. За последние 10 лет объемы выбросов увеличились на 18%. Выбросы в атмосферу г. Шелехов составляют около 50 тыс. т, г. Усолье-Сибирское – более 80 тыс. т/год [29]. Зоны загрязнения городов, расположенных вблизи друг друга, перекрываются и образуют единый ареал. Например, повышенные содержания фтора в почве, свойственные для зоны загрязнения от алюминиевой промышленности, предприятие которого расположено около г. Шелехов, зафиксированы в жилых районах г. Иркутск. Таким образом, техногенные выбросы из промышленной зоны влияют на загрязнение почв жилых и рекреационных районов. Некоторые промышленные предприятия расположены в черте города вблизи спальных районов и сельскохозяйственных угодий.

Сточные воды предприятий оказывают негативное воздействие главным образом на экологическое состояние поверхностных вод. Однако благодаря исходному низкому содержанию химических элементов в воде р. Ангара, которая вытекает из оз. Байкал, поверхностные воды г. Иркутск обладают низкими показателями загрязнения (по сравнению с водами рек Селенга и Туул) [16, 18, 40, 43].

Город Улан-Удэ – культурный и промышленный центр, столица Республики Бурятия Российской Федерации с населением около 430 тыс. человек. Численность населения города за последние 10 лет возросла на 62 тыс. человек [13]. Основные источники загрязнения: Улан-Удэнская ТЭЦ, авиационный и стекольный завод и предприятия ПО "Бурятстройматериалы". Разработка месторождений строительных материалов сопровождается массовыми взрывами, отгрузкой на транспортные средства, дроблением каменного материала на щебень и песок, устройством отвалов. В городе имеется 162 котельные, зарегистрировано более 80 тыс. единиц автотранспорта. В атмосферу города поступает около 60 тыс. т/год загрязняющих веществ (пыли (взвешенных веществ), диоксида серы, диоксида азота, окиси углерода, формальдегида, фенола, бенз(а)пирена и др. [16, 29].

Улан-Батор – административный, экономический и культурный центр страны, столица Монголии с населением более 1 млн человек, что составляет 46% всего населения страны. Численность населения столицы возрастает на 100 тыс. человек в год. В "юртовой" зоне проживает около 60% населения города [48]. Частные дома и юрты отапливаются преимущественно бурым углем. Развиты металлообрабатывающая, деревообрабатывающая, домостроительная и пищевая промышленность, промкомбинат переработки животного сырья, завод автоприцепов, мясокомбинат. Количество автотранспорта в городе составляет около 500 тыс. единиц. Энергетический комплекс представлен тремя крупными ТЭЦ и многочисленными котельными, работающими на буром угле, который добывают на прилегающей к городу территории [25, 42]. Ухудшают экологическую ситуацию города его пригородная частная и "юртовая" зона с печным отоплением. Объемы выбросов в атмосферу составляют более 100 тыс. т/год (взвешенные частицы мелких фракций (пыль), сажа, диоксид серы, диоксид азота и др., превышающие ПДК в десятки раз). За последние 10 лет данный показатель вырос на 50% [45, 48].

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Методы исследований. В 2012–2014, 2017–2019 гг. проведены почвенно-геохимические исследования в городах Иркутск, Улан-Удэ, Улан-Батор и на прилегающих территориях. Всего отобрано более 150 образцов почв. Пробы отбирали на различном удалении от источников загрязнения (промышленных предприятий, ТЭЦ, котельных, автомобильных и железных дорог, городских и промышленных свалок) с учетом преобладающих ветров, а также на фоновой территории (в 50–70 км по направлению к оз. Байкал). Ключевые участки заложения почвенных разрезов и отбора проб на территории Иркутска, Улан-Удэ и Улан-Батора с местоположением, координатами, функциональными зонами (промышленной, жилой – многоэтажной и частной застроек, рекреационной) приведены на рис. S1 и в табл. S1. Почвенные образцы отобраны со всех горизонтов на глубину почвенного профиля. Из горизонтов мощностью

более 20 см отбирали несколько образцов. Химические анализы почв выполнены по стандартным методикам на современном высокотехнологичном оборудовании в Химико-аналитическом центре ИГ СО РАН [1, 2, 36]. Концентрации макро- и микроэлементов в почве установлены атомно-эмиссионным спектральным методом (Optima 2000 DV). Содержание фтора измеряли на иономере. Из определяемых химических элементов к первому классу опасности относятся F, Pb, Cd, Zn, As; ко второму – Cr, Cu, Co, Ni; к третьему – Mn, Ba, Sr, V.

Сотрудниками различных научных организаций (ИГ МАН, МГУ, ИГ СО РАН, ИОЭБ СО РАН, ИГХ СО РАН, БИП СО РАН, БГУ, ИГУ) проведены некоторые исследования по загрязнению почв Иркутска, Улан-Удэ, Улан-Батора и других ключевых районов Байкальской Сибири [8, 12, 16, 22–25, 28, 34, 38]. Однако некоторые вопросы по загрязнению основных компонентов ландшафтов остаются актуальными, имеют дискуссионный характер и требуют дополнительных исследований. Например, вклад различных источников в загрязнение территории городов при близком их расположении, дальность переноса поллютантов и ареал распространения загрязнения, вероятность миграции токсических веществ в грунтовые воды и оз. Байкал. Кроме того, экологическая ситуация в городах трансформируется, так как меняется мощность промышленных предприятий и экологические условия. После спада промышленного производства на территории России в 1990-х годах, в последнее десятилетие наблюдается его подъем. Некоторые предприятия закрылись, но другие открылись. Мощность производства предприятий алюминиевой и нефтехимической промышленности возросла. Интенсивная антропогенная нагрузка на природные компоненты Байкальского региона создает критические экологические ситуации в крупных населенных пунктах.

Условия рассеивания и миграции техногенных выбросов. Иркутск расположен в долине р. Ангара и ее притоков (420–550 м над ур. м.), в 70 км к северо-западу от оз. Байкал. Над территорией Иркутской агломерации зимой наблюдается большая повторяемость штилей, которые определяют низкую способность атмосферы рассеивать техногенные выбросы. Ухудшают способность атмосферы к самоочищению туманы (до 85 дней), слабая ветровая активность (в среднем 1–3 м/с). Строение рельефа обуславливает вероятность переноса загрязняющих веществ в летнее время года по долине р. Ангара в оз. Байкал. Годовое количество выпадающих осадков может доходить до 800 мм, при среднем его показателе – 470 мм [4, 40].

Почвообразующие и подстилающие породы на территории города и пригорода сложены аллювием, делювием, пролювием, элювием, доломитами, карбонатными и кремнистыми брекчиями, аргиллитами, алевролитами, песчаниками (черемховская угленосная свита) [4]. Естественная растительность пригорода и некоторых парков в основном представлена восстановительными серями смешанных лесов, луговыми, лугово-болотными и лугово-степными ассоциациями.

Город Улан-Удэ расположен в 100 км к юго-востоку от оз. Байкал в долине рек Уда и Селенга (520–540 м над ур. м.). Формирование на территории высокого уровня загрязнения атмосферы определено промышленными выбросами предприятий и автотранспорта, а также наличием в холодное время года длительных периодов с неблагоприятными условиями для рассеивания загрязняющих веществ в атмосфере. Среднее годовое количество осадков колеблется в пределах 260–340 мм. Мало осадков выпадает в мае и июне, больше в июле и августе. В этот период наблюдаются сильные ливневые дожди. В течение трех дней может выпасть месячная норма осадков, что создает селевую опасность [16, 40]. Почвообразующие и подстилающие породы в основном легкого гранулометрического состава, представлены аллювиальными, делювиальными, делювиально-пролювиальными отложениями, конгломератами, песчаниками, алевролитами, гранитами с низким содержанием макро- и микроэлементов [16]. Естественная растительность и почвы в городе в основном уничтожены. На прилегающей к городу территории и в парках встречаются светлохвойные леса, луговые, луговостепные и степные ассоциации.

Город Улан-Батор расположен в долине р. Туул (1284–1300 м над ур. м.). В зимнее время года, в период отопительного сезона, в городе и пригороде из-за высокого уровня антропогенной нагрузки и низкой способности самоочищения атмосферы в условиях антициклона создается критическая экологическая ситуация. Мощные инверсии температуры образуют задерживающий слой, распространяющийся на сотни километров и препятствующий переносу примесей в верхние слои атмосферы. Среднее годовое количество осадков 200–400 мм с максимумом во второй половине вегетационного периода. В последние годы в Улан-Баторе участились случаи схода селевых потоков, вызванных ливневыми дождями [27, 44]. В сухой период года наблюдаются процессы эрозии почв. В сухостепных районах формируются эоловые формы рельефа.

За последние 50 лет наблюдается увеличение среднегодовой температуры воздуха в Монголии на 1.4–1.7°C, в Республики Бурятия – на 1.0–1.1°C, в Иркутской области – на 0.3–0.7°C. В степных регионах уменьшается количество осадков [26, 30], что может снижать миграционную активность и увеличивать аккумуляцию хи-

мических элементов в почвах, повышая степень их загрязнения. Однако учащение ливневого характера осадков во второй половине лета может увеличивать загрязнение грунтовых вод. Водоснабжение г. Улан-Батора осуществляется за счет подземных вод из-за дефицита поверхностных вод. Кроме того, вода р. Туул, протекающей по территории города, мутная с повышенным содержанием химических элементов [43, 47].

Породы в основном легкого гранулометрического состава, что может обусловливать миграцию загрязняющих веществ в грунтовые воды. Они сложены аллювиальными отложениями, архейскими гранитами, каменноугольными метаморфическими глинистыми сланцами, часто содержащими легкорастворимые соли и гипс, пески и конгломераты. Встречаются неогеновые пестроцветные глины с повышенной концентрацией железа и элементов его группы [40]. Естественная растительность прилегающей территории к городу представлена луговыми и сухими степями, которая в жилой зоне практически полностью уничтожена.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Физико-химические свойства почв. Физико-химические свойства естественных и антропогенно-нарушенных почв обусловливают интенсивность миграции и аккумуляции загрязняющих веществ. Согласно почвенно-географическому районированию территории [5, 38] и опубликованным картам [4, 27, 40], район г. Иркутск входит в равнинную провинцию, высоко-, средне- и низковысотных плато Иркутского амфитеатра Иркутско-Черемховского и Канско-Рыбинского округа равнин с распространением дерново-подзолистых, подзолисто-глеевых, гумусово-гидроморфических, перегнойно-гидроморфических, торфяных эутрофных почв, черноземов, серых и темногумусовых почв. Почвы с перегнойными и торфянистыми горизонтами, а также с повышенным содержанием фракции физической глины, которые встречаются в пониженных элементах рельефа и северных районах города, могут аккумулировать загрязняющие вещества и препятствовать дальнейшей их миграции в ландшафте, что положительно сказывается на химическом составе поверхностных и грунтовых вод г. Иркутск (по сравнению с г. Улан-Батор) [40, 45, 47].

Территория г. Улан-Удэ находится в Хамардабано-Южнозабайкальской средне-горно-таежной, лесостепной и горно-котловинно-степной провинции, в горно-долинном Удинско-Хилокском округе дерново-подбуров, подбуров, буроземов грубогумусовых, аллювиальных, черноземов, серогумусовых, светлогумусовых, черноземов квазиглеевых, каштановых и комплекса засоленных почв [5, 39]. Суглинистые и карбонатные почвы сухостепных районов могут аккумулировать загрязняющие вещества.

Город Улан-Батор входит в Хэнтэйскую высоко-, средне-, низкогорную, горно-долинную провинцию высоко- и среднегорный Северо-Хэнтэйского округа дерново-подбуров, криоземов, торфяно-криоземов, подбуров, дерново-подбуров с литоземами грубогумусовыми, торфяно-литоземами, петроземами, темногумусовыми, каштановыми, черноземами дисперсно-карбонатными [5, 39]. Малая мощность, высокая степень щебнистости и каменистости, легкий гранулометрический состав почв предполагают вероятность миграции загрязняющих веществ в грунтовые воды. Геохимическим барьером на пути миграции химических элементов могут быть карбонатный горизонт, многолетняя и сезонная мерзлота. Однако миграция загрязняющих веществ может быть не интенсивной из-за небольшого количества осадков и выходов на поверхность суглинистых пород.

В приложении S1 приведено морфологическое описание почв некоторых ключевых площадок, отражающих распространенные типы почв для урбанизированных центральных городов и их окружения в Иркутской области, Бурятии и Монголии (на примере гг. Иркутск, Улан-Удэ, Улан-Батор).

По результатам проведенных полевых исследований и опубликованных материалов [7, 10, 11] выявлено, что в центральной части территории г. Иркутск в основном распространены глубокопреобразованные почвы с погребенными естественными и культурными горизонтами (урбоземы, культуроземы, урбокультуроземы и т. д.). В пригороде, в парках и на окраине города преобладают дерново-подзолистые и серые, встречаются аллювиальные гумусовые, аллювиальные торфяно-глеевые и урбо-почвы (антропогенные аналоги естественных почв), которые обладают различными миграционными и сорбционными способностями.

На щелочном геохимическом барьере почв могут накапливаться F, Al, Fe, Cu, Ni; на адсорбционном – F, Ca, Mg, Pb, As; на механическом (мерзлотном)- Fe, Cr, Ni и др. Почвы с высокой адсорбционной способностью, а соответственно и повышенным содержанием физической глины, а также органического вещества, могут удерживать токсические химические элементы. Это характерно и для карбонатных почв, и почв с нейтральной реакцией среды [31].

Почвы г. Иркутск и прилегающей территории имеют разнообразный гранулометрический состав (от легкого до тяжелого суглинка) и содержание гумуса (от 5 до 14%), от слабокислой (pH 5.3) до слабощелочной (7.7) среды (табл. 1). В верхних горизонтах почв вблизи промышленных предприятий (например, алюминиевого и известкового заводов) выявлено подщелачивание (до 8.6 ед. pH), встреча-

Таблица 1. Некоторые физико-химические и химические свойства почв ключевых участков

Местоположение	Почва	Горизонт	pH водной вытяжки	Гумус	Физическая глина <0.01 мм
				%	
Иркутск, Академгородок	Урбо-серая (Umbrisols)	UY	6.6	4.6	34.1
		AEL	6.5	1.4	29.0
		BEL	7.0	1.2	39.2
		BT	7.1	0.8	49.0
В 20 км от Иркутска на Ю-З, в 0.5 км от Иркутского алюминиевого и известкового завода	Серая (Umbrisols)	AY	8.6	5.8	–
		AEL	5.3	2.2	24.1
		BEL	5.7	2.1	28.0
		BT	6.1	0.7	43.8
10 км от Иркутска на Ю-З	Дерново-подзолистая (Folic Retisols)	AY	6.8	7.1	–
		EL	6.5	0.9	28.1
		BEL	6.7	0.9	36.0
		BT	6.9	0.6	40.1
		C	7.1	0.3	39.7
Иркутск, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	U	6.4	14.1	36.1
		U/C	7.0	2.1	35.9
		C	7.7	1.2	38.0
Пойма р. Селенга, пригород Улан-Удэ, сенокос, пастбище	Агроаллювиальная гумусовая (Fluvisols)	PYw	6.7	5.5	–
		AYC~~	7.0	1.2	20.4
		AY_1~~	7.1	6.4	20.1
		AYC_1~~	7.7	1.4	27.9
		C~~	8.7	0.9	11.7
Участки частных домов в Улан-Удэ	Агрочернозем (Chernozem)	PU	7.8	7.9	30.3
		BCA	8.0	2.0	27.0
		Cca	8.2	0.4	16.0
Улан-Удэ, центр города	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	AYC~~	6.4	7.6	18.4
		C~~	6.8	0.5	11.4
		AYC_1~~	7.1	1.7	15.7
Долина р. Селенга, пригород Улан-Удэ, пастбище	Агроаллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	PU	7.6	7.0	27.6
		AUC~~	6.4	4.1	26.2
		C	7.0	0.7	27.0
Долина р. Туул, пригород Улан-Батора, пастбище	Чернозем (Chernozem)	AU	7.2	11.9	20.4
		BCA	8.4	7.5	20.1
		Cca	9.1	0.6	19.1
Частные дома, юрты в пригороде Улан-Батора, пастбище	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	AU	8.1	9.1	17.5
		AUCca~~	8.3	2.7	15.4
		Cca	8.9	0.9	13.3
10 км на С-В от Улан-Батора	Каштановая (Kastanozems)	AJ	8.5	3.4	20.2
		BMK	8.7	2.1	25.1
		BM	8.2	1.8	19.8
		CAT	8.8	0.8	16.8
2 км на С-В от Улан-Батора	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	AYC~~	7.1	9.2	22.4
		C~~	8.6	0.9	15.1
		AYC_1~~	8.5	5.2	16.4
Улан-Батор, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	U	8.5	12.2	18.4
		U/C	7.6	3.5	14.3
		C	8.9	0.6	9.7

ются включения бытового и строительного мусора). В почвах средне- и тяжелосуглинистого состава, с высоким содержанием гумуса и щелочной реакцией аккумулируется значительное количество загрязняющих элементов.

Почвы г. Улан-Удэ и пригорода в основном представлены убоземами и агроземами, а также антропогенными аналогами аллювиальных гумусовых и темногумусовых почв, черноземов (урбо-, агро-почвами, урбоагро-почвами). Встречаются серые, серогумусовые и каштановые почвы. Верхние горизонты почв в основном от близко к нейтральной (6.7–7.6) до слабощелочной – щелочной реакции (7.6–7.8), со средним содержанием

гумуса (от 5 до 8%), часто легкого гранулометрического состава, иногда среднесуглинистого. Земли пригородной зоны активно используются как пашни и пастбища. В почвах среднесуглинистого состава вблизи промышленных предприятий, ТЭЦ, автомобильных и железнодорожных дорог, стоянок сельскохозяйственной техники выявлено загрязнение почв.

В г. Улан-Батор и пригороде в основном распространены урбоземы, культуроземы, экраноземы, каштановые, черноземы, аллювиальные гумусовые и темногумусовые почвы, а также их антропогенные аналоги (урбоаллювиальные гумусовые и др.). Они имеют нейтральную (7.1) – щелочную (9.1) реакцию, от низкого до высокого содержание гумуса (3–12%), легкий гранулометрический состав (песок – легкий суглинок). В юртовой зоне развито скотоводство, наблюдаются процессы разрушения дернового горизонта и эрозии почв. Маломощные слаборазвитые песчаные и супесчаные почвы несмотря на малое среднегодовое количество осадков могут промываться в период ливневых осадков во второй половине лета. Геохимическими барьерами на пути миграции загрязняющих веществ будут являться карбонатный и гумусовый горизонты, в которых могут накапливаться ТМ.

Загрязнение почв. Анализ полученных данных по загрязнению почв урбанизированных центров Байкальского региона показал, что наиболее загрязненными являются почвы в г. Иркутск с самым большим набором загрязняющих элементов (F, Al, Pb, Mn, Cr, Co, Ni, Ba, V, As). На втором месте по уровню загрязнения почв Pb, Co, Cu, Zn, As находится г. Улан-Удэ, на третьем – г. Улан-Батор (по содержанию Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, As, превышающих гигиенические нормы).

Основными источниками загрязнения почв в г. Иркутске являются выбросы предприятий нефтехимической и металлургической промышленности (расположенных на прилегающей территории), объектов энергетики и автотранспорта. Направление и скорость ветра, орографическое строение территории определяют характер распространения загрязняющих веществ в городе, по долине р. Ангары. В почвах города и прилегающей территории отмечается превышение содержания F, Al, Pb, Mn, Cr, Co, Ni, Ba, V, Cd, Zn, As в 3–10 раз и более (табл. 2) по отношению к фоновому, что является следствием высокого содержания загрязняющих веществ в промышленных выбросах и накопления их в суглинистых почвах с высоким содержанием глинистых частиц и гумуса. Выявлена корреляционная зависимость между концентрацией фтора, ТМ и содержанием гумуса (сильная связь – Mn, Ba, Cu, V, Pb, Cd; средняя – F, Al, Co, Zn; слабая – Cr). Установлена корреляционная связь между концентрацией загрязняющих химических элементов и содержанием суммы фракций физической глины (сильная – Cr, Cu, Ni, Co; средняя – F, Al, Ba, V, Pb, Zn; слабая – Mn; очень слабая – Cd). Также наблюдается средняя корреляционная связь между реакцией почв (pHводн) и содержанием Cr, слабая связь – с F, Al, Cu, Ni, Zn (табл. 3).

Индекс суммарного загрязнения исследуемых элементов Zc [30] для почв города и пригорода варьирует от 4 до 63, что указывает на уровень загрязнения от низкого (неопасного) до высокого (опасной категории) (рис. 1). Наибольший индекс суммарного загрязнения почв установлен для промышленной функциональной зоны города и его окрестностей (Zc до 63). Средний (умеренно-опасный) уровень загрязнения почв характерен для зоны частной застройки (Zc до 18). Низкий уровень загрязнения почв выявлен в зонах: многоэтажной застройки (Zc до 14) и рекреационной (Zc до 4).

Zc рассчитывался по формуле = Kc1 + ... + Kci + + ... + Kcn – (n – 1), где n – число определяемых компонентов; Kci – коэффициент концентрации i-го загрязняющего компонента, равный кратности превышения содержания данного компонента над фоновым значением [32].

Максимальные концентрации Ni, Cr, V, Mn, Pb, Cd, Zn, As, превышающие нормы ПДК, отмечены на повышенных формах рельефа. Ареал загрязнения почв, превышающий фоновое содержание, от Иркутско-Ангарско-Шелеховского промышленного комплекса включает Иркутскую урбанизированную территорию и распространяется с юго-востока на северо-запад [28].

Для территории г. Улан-Уде характерен очаговый характер загрязнения почвенного покрова. Наибольший объем выбросов поступает от предприятий теплоэнергетики. Теплоэнергетика города представлена двумя ТЭЦ и многочисленными котельными, работающих на угле. В городе имеются заводы: авиационный, стекольный, локомотивовагоноремонтный, мостовых металлических конструкций; предприятия пищевой и легкой промышленности. Выбросы промышленных предприятий, котельных, автомобильного и железнодорожного транспорта обусловливают локальный характер загрязнения вблизи предприятий и вдоль дорог, а также на участках с более тяжелым гранулометрическим составом почв (с содержанием физической глины более 30%) и высоким содержанием гумуса. Максимальный уровень загрязнения отмечается в центральной части города, вблизи ТЭЦ, промышленных предприятий и железнодорожного транспорта с высоким и очень высоким уровнем загрязнения почв Pb, Co, Cu, Zn, As, превышающем ПДК (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06) в 1–3 раза (табл. 4). Индекс суммарного загрязнения исследуемых элементов Zc для почв равен 5–24,

Таблица 2. Содержание макро- и микроэлементов в верхних горизонтах почв (20 см) некоторых ключевых участков

Местоположение	Почва	Al	Fe	Ti	Mn	F	Ba	Sr	Cu	Ni	Co	Cr	V	Pb	Cd	Zn	As
		%				мг/кг											
г. Иркутск и прилегающая территория																	
В 20 км от Иркутска на Ю-З, в 0.5 км от Иркутского алюминиевого и известкового завода	Серая (Umbrisols)	32.0	4.0	0.52	0.78	4007	1939	685	122	121	33	114	105	76	5.1	385	5.2
15 км от Иркутска на Ю-З	Дерново-подзолистая (Folic Retisols)	10.0	3.8	0.39	0.24	794	1401	511	74	77	18	100	97	45	0.9	216	1.6
10 км от Иркутска на Ю-З	Дерново-подзолистая (Folic Retisols)	9.8	4.3	0.39	0.19	369	1097	227	47	90	18	109	86	46	0.3	52	4.1
Иркутск, возле ТЭЦ	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	7.4	3.9	0.40	1.60	642	597	449	59	81	17	91	95	23	4.9	360	3.6
Иркутск, м-н Юбилейный	Урбанозем (Anthrosol)	8.0	3.7	0.38	0.61	628	505	269	45	57	14	95	75	20	1.0	105	0.8
Иркутск, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	9.1	4.5	0.57	1.70	614	914	311	54	59	14	109	90	34	2.1	124	2.1
Иркутск, Академгородок	Урбо-серая (Umbrisols)	8.0	3.1	0.48	0.69	548	727	238	48	55	8	100	94	34	0.8	81	1.2
Иркутск, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	7.5	4.4	0.38	0.59	328	592	256	52	66	17	100	172	31	0.7	57	2.0
Иркутск, м-н Солнечный	Урбанозем (Anthrosol)	8.0	2.5	0.34	0.47	352	476	276	59	59	10	92	79	26	0.5	37	0.9
10 км на юг от Иркутска	Дерново-подзолистая (Folic Retisols)	7.9	2.5	0.32	0.35	168	518	270	40	43	10	92	98	20	0.3	52	0.5
70 км на Ю-В от Иркутска	Дерново-подзол (Folic Podzols)	8.0	2.8	0.31	0.19	267	511	229	45	44	10	90	78	22	0.1	36	0.5
Среднее содержание на фоновом участке, 60–70 км от Иркутска, $n = 14$		9.0	3.6	0.41	0.46	395	605	338	45	43	13	96	90	26	0.2	40	0.5
г. Улан-Удэ и прилегающая территория																	
Пойма р. Селенга, пригород Улан-Удэ, сенокос, пастбище	Агроаллювиальная гумусовая (Fluvisols)	8.3	3.4	0.4	0.82	435	534	359	134	35	22	52	112	9	0.3	82	1.9
Долина р. Селенга, пригород Улан-Удэ, пастбище	Агроаллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	8.0	5.2	0.5	1.13	520	801	296	121	52	24	66	142	9	0.1	28	0.5
Участки частных домов в Улан-Удэ	Агрочернозем (Chernozem)	8.6	7.8	0.3	1.56	602	484	227	69	30	21	26	89	8	0.2	51	3.1
Улан-Удэ, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	8.5	3.1	0.4	1.11	652	859	493	25	18	23	25	86	10	0.1	84	1.4
Долина р. Селенга, пригород Улан-Удэ	Каштановая (Castanozems)	7.5	3.1	0.5	0.50	432	818	585	27	19	24	59	93	10	0.2	79	1.2
Пойма р. Селенга, железнодорожная станция г. Улан-Удэ	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	9.1	3.5	0.2	1.05	908	615	253	80	21	18	33	84	8	1.2	80	4.0
Долина р. Селенга, пригород Улан-Удэ, частный сектор	Агрозем (Anthrosol)	8.6	1.8	0.3	0.42	605	549	284	17	5	8	21	41	11	0.1	35	5.0
Пойма р. Селенга, пригород Улан-Удэ	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	7.3	1.2	0.3	0.39	320	439	284	63	12	7	21	31	12	0.1	50	0.7

Таблица 2. Продолжение

Местоположение	Почва	Al	Fe	Ti	Mn	F	Ba	Sr	Cu	Ni	Co	Cr	V	Pb	Cd	Zn	As
		%				мг/кг											
Улан-Удэ, центр города	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	9.0	2.3	0.4	0.55	532	867	184	67	16	11	31	52	65	0.3	91	2.2
Среднее содержание на фоновом участке, 40–60 км от Улан-Удэ, $n = 21$		8.2	3.5	0.4	0.83	501	663	329	23	22	9	37	81	10	0.3	61	0.5
г. Улан-Батор и прилегающая территория																	
Частные дома, юрты в пригороде Улан-Батора, пастбище	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	8.5	1.9	0.4	0.44	601	627	500	11	42	3	38	51	26	1.0	85	0.9
Долина р. Туул, пригород Улан-Батора, пастбище	Чернозем (Chernozem)	7.6	4.0	1.1	0.68	523	716	832	31	25	13	69	129	10	3.2	72	0.6
На территории промышленной добычи угля, вблизи г. Улан-Батор	Эмбриоземы (Anthrosol)	9.1	1.7	0.3	1.59	620	567	386	68	10	5	26	46	60	1.3	67	4.0
Долина р. Туул, частный сектор г Улан-Батор	Урбо-каштановая (Kastanozems)	9.0	3.0	1.2	0.58	805	931	446	10	10	4	26	44	18	2.2	80	4.5
Долина р. Туул, пригород Улан-Батора, пастбище	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	9.2	2.7	0.4	0.67	601	619	527	16	22	8	41	59	18	1.5	77	0.5
Долина р. Туул, пригород Улан-Батора, частный сектор	Аллювиальная темногумусовая (Fluvisols)	8.0	2.9	0.5	1.01	702	350	296	24	17	13	51	71	62	1.0	70	2.6
Улан-Батор, пойма р. Туул, под мостом	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	6.5	3.8	0.9	0.89	405	874	520	29	35	12	62	93	41	2.0	76	1.9
Улан-Батор, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	6.0	2.6	0.4	0.91	530	470	329	30	31	16	83	88	22	2.0	64	1.2
Улан-Батор, центр города	Урбанозем (Anthrosol)	7.8	0.9	0.2	0.87	360	462	572	6	12	6	29	31	22	1.2	82	0.7
2 км на С–В от Улан-Батора	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	7.6	2.0	0.3	0.76	509	494	559	15	45	8	39	49	20	1.6	74	0.8
10 км на С–В от Улан-Батора	Каштановая (Kastanozems)	9.2	2.2	0.3	0.44	480	407	474	24	24	3	44	51	11	3.7	68	0.6
70 км на С–В от Улан-Батора, заповедник Горхи-Тэрэлж, правый приток Тэрэлж реки Туул	Аллювиальная гумусовая (Fluvisols)	8.9	0.9	0.2	0.40	301	619	426	6	19	7	19	23	21	1.9	54	0.5
Сомон Омнодэп, 128 км от Улан-Батора	Урбанозем (Anthrosol)	7.6	4.1	0.8	0.82	362	738	510	66	23	10	53	113	31	2.2	74	0.7
Среднее содержание на фоновом участке, 70–130 км от Улан-Батора, $n = 17$		8.0	2.5	0.5	0.71	427	606	491	26	21	8	45	65	20	1.5	68	0.5
ПДК, ОДК (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06)		–	–	–	1.5	–	–	66–132	40–80	–	–	–	150	32	1–2	55–110	2

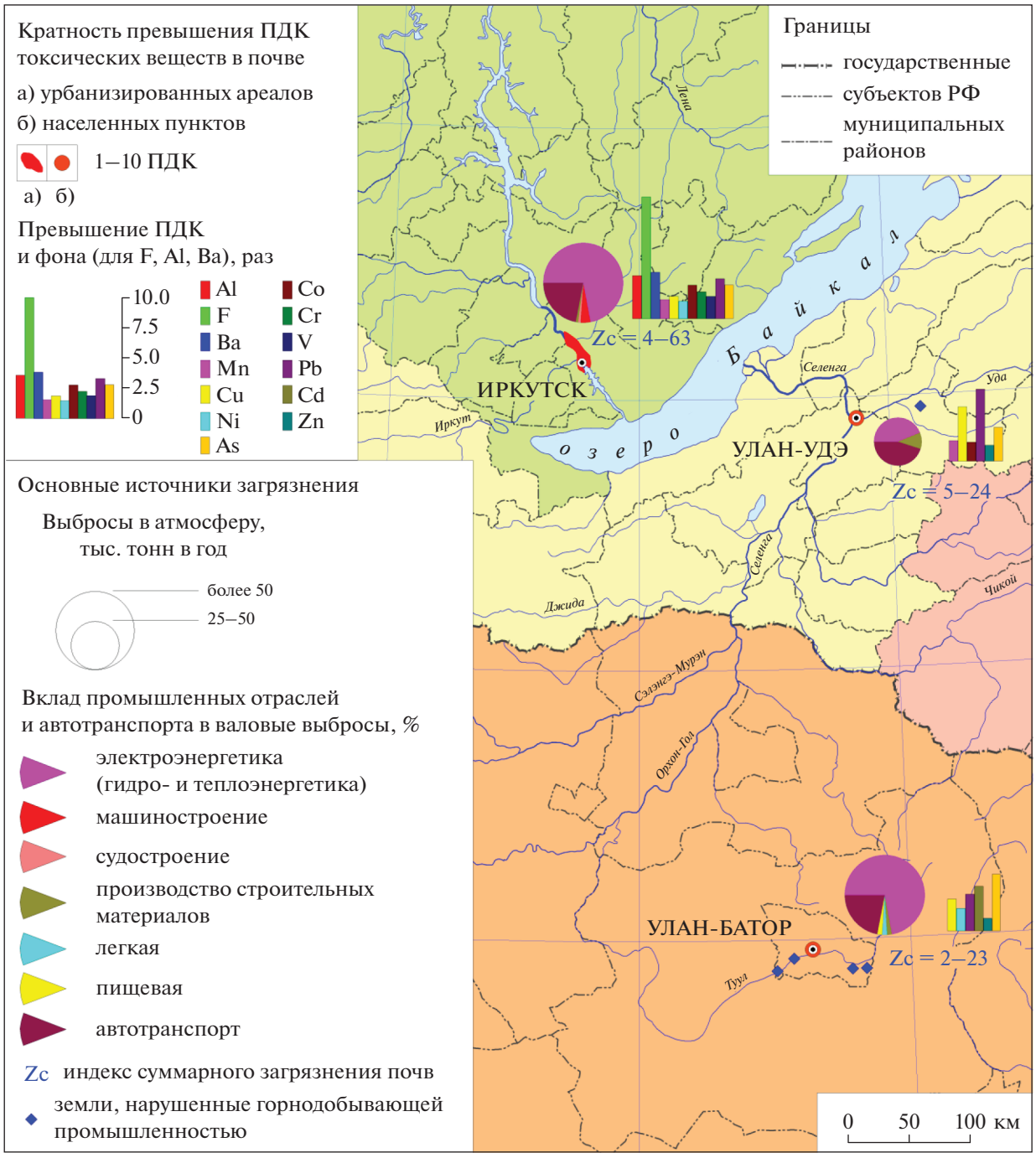

Рис. 1. Загрязнение почв гг. Иркутск, Улан-Удэ и Улан-Батор (по данным полевых исследований), источники поступления поллютантов из атмосферы (по данным [16, 18, 40, 45, 46]).

Таблица 3. Коэффициенты корреляции между концентрациями загрязняющих элементов и показателями физико-химических свойств почв гг. Иркутск, Улан-Удэ, Улан-Батор и их окрестностей (обработано 109 образцов почв)

Физико-химические свойства	F	Al	Mn	Ba	Cu	Ni	Co	Cr	V	Pb	Cd	Zn	As
pH	0.44	0.45	0.14	0.10	0.39	0.43	0.12	0.52	0.11	0.13	0.15	0.35	0.12
Гумус	0.62	0.64	0.86	0.70	0.71	0.48	0.56	0.31	0.83	0.88	0.86	0.55	0.82
Физическая глина	0.57	0.58	0.35	0.67	0.81	0.73	0.86	0.74	0.63	0.60	0.26	0.63	0.61

Таблица 4. Предельные значения и среднее содержание макро- и микроэлементов в верхних горизонтах почв (20 см) различных функциональных зон гг. Иркутск, Улан-Удэ, Улан-Батор и их окрестностей

Местоположение (количество образцов верхних горизонтов почв)	Функциональная зона	Содержание	Al	Fe	Ca	Mg	Ti	Mn	F	Ba	Sr	Cu	Ni	Co	Cr	V	Pb	Cd	Zn	As
			%						мг/кг											
Иркутск и прилегающая территория (40)	Промышленная	max	32.0	4.0	13.6	3.4	0.52	1600	4007	1939	685	122	121	33	114	172	96	5.1	395	5.2
		min	7.4	3.8	8.8	1.8	0.39	240	642	597	449	59	77	17	91	95	23	1.0	105	1.8
		среднее	17.8	3.9	11.0	2.6	0.44	892	2018	1295	556	87	95	24	102	99	49	0.9	216	3.6
	Многоэтажной застройки	max	8.0	4.4	10	1.8	0.48	691	548	727	276	59	66	17	100	105	34	2.1	124	2.0
		min	7.5	2.5	2.6	0.9	0.34	473	328	476	238	48	55	8	92	79	26	0.5	37	0.9
		среднее	7.8	3.4	6.1	1.4	0.40	580	421	599	257	53	60	12	97	99	30	0.8	81	1.6
	Частной застройки	max	9.8	4.3	6.0	1.5	0.39	611	628	1097	269	47	90	18	109	86	46	2.0	106	4.1
		min	8.0	3.7	3.0	1.3	0.38	192	369	505	227	45	57	14	95	75	20	0.5	37	1.0
		среднее	8.9	4.0	4.5	1.4	0.39	405	499	801	248	46	74	16	102	81	33	0.7	57	2.1
	Рекреационная	max	9.0	3.6	6.2	1.7	0.41	462	395	605	338	45	44	13	96	98	26	0.3	52	1.9
		min	7.9	2.5	2.8	1.3	0.31	190	168	511	229	40	43	10	90	78	20	0.1	36	0.5
		среднее	8.4	3.0	4.3	1.5	0.35	334	279	550	281	43	43	11	93	88	23	0.2	40	1.2
Улан-Удэ и прилегающая территория (31)	Промышленная	max	10.1	3.5	2.7	1.5	0.4	1117	908	867	493	80	21	23	33	86	65	1.2	91	4.0
		min	7.0	2.3	1.7	0.7	0.2	549	401	615	184	25	16	11	25	52	8	0.1	80	2.1
		среднее	8.2	2.9	2.3	1.1	0.3	877	605	765	321	55	18	17	29	72	31	0.6	85	3.0
	Многоэтажной застройки	max	9.0	3.1	2.7	0.9	0.4	1117	652	867	493	67	18	23	31	86	65	0.3	91	2.2
		min	7.1	2.3	1.7	0.7	0.4	549	410	859	184	25	16	11	25	52	10	0.1	84	0.9
		среднее	8.5	2.7	2.2	0.8	0.4	833	532	863	339	46	17	17	28	69	38	0.2	88	1.4

Таблица 4. Окончание

Местоположение (количество образцов верхних горизонтов почв)	Функциональная зона	Содержание	Al	Fe	Ca	Mg	Ti	Mn	F	Ba	Sr	Cu	Ni	Co	Cr	V	Pb	Cd	Zn	As
			%						мг/кг											
Улан-Удэ и прилегающая территория (31)	Частной застройки	max	8.6	7.8	3.3	2.0	0.5	1459	602	801	359	134	52	24	66	142	12	0.3	82	4.0
		min	7.3	1.2	1.3	0.1	0.3	393	320	439	227	17	5	7	21	31	8	0.1	28	1.2
		среднее	8.0	4.1	2.5	1.0	0.4	867	435	578	291	80	27	16	39	84	10	0.2	51	3.1
	Рекреационная	max	9.1	3.1	3.8	1.4	0.5	504	520	818	585	63	19	24	59	93	12	0.2	79	1.9
		min	7.5	1.2	1.3	0.6	0.3	393	432	439	284	27	12	7	21	31	10	0.1	50	0.5
		среднее	8.2	2.2	2.6	1.0	0.4	449	501	629	435	45	16	16	40	62	11	0.2	65	1.1
Улан-Батор и прилегающая территория (38)	Промышленная	max	9.1	4.1	2.0	1.6	1.2	1588	702	931	832	68	45	13	69	129	62	3.7	85	4.0
		min	6.1	1.7	0.6	0.4	0.3	435	431	350	296	10	10	3	26	44	10	1.0	67	0.8
		среднее	8.0	2.6	1.8	0.9	0.6	835	620	597	513	29	25	7	43	68	31	2.1	74	1.7
	Многоэтажной застройки	max	8.0	3.8	1.1	1.2	0.9	912	530	874	572	30	35	16	83	93	41	2.0	82	1.9
		min	6.2	0.9	0.8	0.5	0.2	866	320	462	329	6	12	6	29	31	22	1.2	64	0.7
		среднее	6.7	2.4	1.0	0.9	0.5	889	401	628	464	20	25	11	57	67	30	1.7	74	1.2
	Частной застройки	max	9.1	4.0	2.0	1.3	1.2	1009	805	931	832	31	42	13	69	129	62	3.2	85	4.5
		min	8.0	1.9	0.8	0.6	0.4	442	500	350	296	10	10	3	26	44	10	1.0	70	1.8
		среднее	8.5	3.0	1.3	0.9	0.8	694	601	651	534	20	24	8	47	78	31	1.9	77	2.0
	Рекреационная	max	9.2	2.7	0.8	1.0	0.4	666	520	619	527	16	22	8	41	59	21	1.9	54	1.8
		min	7.6	0.9	0.6	0.5	0.2	403	301	619	426	6	19	7	19	23	18	1.5	50	0.5
		среднее	8.0	1.8	0.7	0.75	0.3	535	427	619	477	11	21	8	30	41	20	1.7	52	0.9
ПДК, ОДК (ГН 2.1.7.2041-06, ГН 2.1.7.2042-06)			–	–	–	–	–	1500	–	–	66 132	40 80	–	–	–	150	32	1 2	55 110	2

что определяет низкий (неопасный) и средний (умеренно опасный) уровни загрязнения. В промышленной зоне города наблюдается наибольший индекс суммарного загрязнения почв (Zc до 24). В остальных зонах (рекреационной, многоэтажной и частной застройки) Zc достигает небольших значений (5, 11 и 15), что соответствует низкому уровню загрязнения почв. Загрязнение почв имеет локальный характер вблизи предприятий и вдоль дорог, а также в почвах более тяжелого гранулометрического состава. В почвах сельскохозяйственных земель и садово-огородных хозяйств вблизи г. Улан-Удэ также выявлено локальное загрязнение (вдоль дорог и стоянок сельскохозяйственной техники).

В г. Улан-Батор и на прилегающей территории основным источником загрязнения почв также являются выбросы теплоэнергетического комплекса, работающего на буром угле, и продукты сгорания от печного отопления юрточных районов пригорода. Существенную долю в загрязнение атмосферы и почв вносят выбросы транспортных, ремонтных и других предприятий. В почвах города зафиксировано превышение санитарно-гигиенических норм в 1.1–2.3 раза по содержанию Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, As. Индекс суммарного загрязнения исследуемых элементов Zc для почв варьирует от 2 до 23, что является низким и средним уровнем загрязнения. Наибольшие уровни загрязнения почв зафиксированы в зонах: промышленной (Zc до 23) и частной застройки (Zc до 21). В зоне многоэтажной застройки наблюдается локальное загрязнение почв низкого уровня (значения Zc достигают 14). В рекреационной зоне загрязнения почв не выявлено. Для почв г. Улан-Батора и его окружения характерен в основном легкий гранулометрический состав и слабая сорбционная активность, вследствие чего загрязняющие вещества достаточно свободно вымываются в период ливневых осадков из почво-грунтов в поверхностные водные объекты и подземные водоносные горизонты [40, 42–44]. Часть загрязняющих химических элементов аккумулируется на органическом и щелочном геохимическом барьерах.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведена сравнительная характеристика загрязнения почв центральных городов урбанизированных территорий Иркутской области, Бурятии и Монголии. Почвы Иркутска, Улан-Удэ и Улан-Батора сформированы в различных природных зонах, что определяет различные условия аккумуляции и миграции загрязняющих веществ. Орографическое строение земной поверхности в городах и пригородах создает условия к рассеиванию вредных веществ в атмосфере. Самая низкая способность атмосферы к рассеиванию поллютантов наблюдается в зимнее время года в г. Улан-Батор. Город Иркутск находится в наиболее холодных и влажных условиях. В наиболее сухих и теплых условиях расположены Улан-Удэ и Улан-Батор.

Основными источниками загрязнения городской среды являются промышленные предприятия, ТЭЦ, котельные и автотранспорт. Загрязнение почв отметается вблизи крупных промышленных комплексов. Наиболее загрязненные почвы выявлены в г. Иркутск, вследствие большой техногенной нагрузки и аккумуляции загрязняющих веществ на адсорбционном и щелочном геохимических барьерах. Концентрации F, Al, Pb, Mn, Cr, Co, Ni, Ba, V, Cd, Zn, As в почвах г. Иркутск и его пригорода превышают их фоновое содержание. Наименьшее загрязнение почв установлено в г. Улан-Батор, что обусловлено легким гранулометрическим составом почв. В почвах города накапливаются Zn, Cd, Pb, Ni, Cu, As. Максимальная концентрация загрязняющих веществ обнаружена локально в почвах пригорода вблизи промышленных предприятий, ТЭЦ, котельных, в зоне печного отопления. Почвы г Улан-Удэ характеризуются средними и низкими показателями загрязнения почв Pb, Co, Cu, Zn, As.

Несмотря на относительно низкую степень загрязнения почв Улан-Удэ и Улан-Батора по сравнению с Иркутском, следует проводить постоянный мониторинг загрязнения почвенного покрова городов, так как уровень их урбанизации растет большими темпами. Перевод ТЭЦ и котельных на газ решил бы часть экологических вопросов, сократил бы техногенные выбросы.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Исследование выполнено за счет средств государственного задания (№ госрегистрации темы АААА-А21-121012190055-7, АААА-А19-119080700040-8) и при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 19-55-44020 Монг_т, 18-45-030039.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

ДОПОЛНИТЕЛЬНЫЕ МАТЕРИАЛЫ

Рис. S1. Ключевые площадки отбора проб почв на территории: A – г. Иркутск, B – Улан-Удэ, C – Улан-Батор.

Табл. S1. Координаты точек отбора проб почв, местоположение, функциональная зона города, 2013–2019.

Приложение S1. Морфологическое описание почв ключевых участков.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. *Аринушкина Е.В.* Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1970. 487 с.
3. *Артамонова С.Ю.* Экология городов: анализ и оценка с помощью РФА-СИ на примере Новосибирска // Поверхность, рентгеновские, синхротопные и нейтронные исследования. 2011. № 11. С. 66–71.
4. Атлас развития г. Иркутска. Иркутск: Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2011. 131 с. https://www.elibrary.ru/item.asp?id=22605944
5. *Белозерцева И.А., Сороковой А.А.* Почвенно-экологическое районирование Байкальского региона (включая территорию Монголии) // Геодезия и картография. 2018. № 10. С. 54–64. https://doi.org/10.22389/0016-7126-2018-940-10-54-64
6. *Белозерцева И.А., Сороковой А.А., Бешенцев А.Н., Пахахинова З.З., Батхишиг О., Оюунчимэг Т.* Деградация и загрязнение почв // Экологический атлас бассейна озера Байкал. Карта М-б 1 : 5000000. Иркутск: Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН. 2015. С. 96–98. https://www.elibrary.ru/item.asp?id=23952047
7. *Белозерцева И.А., Убугунов Л.Л., Бадмаев Н.Б., Убугунов В.Л., Доржготов Д., Батхишиг О., Убугунова В.И., Гынинова А.Б., Балсанова Л.Д., Гончиков Б.Н., Цыбикдоржиев Ц.Д.Ц., Сороковой А.А.* Карта “Почвы бассейна озера Байкал”. Масштаб 1 : 2500000. Иркутск: ИГ СО РАН, 2015. https://elibrary.ru/download/elibrary_24268326_12597939.jpg
8. *Валова Е.Э., Цыбенов Ю.Б.* Тяжелые металлы в почвенно-растительном покрове г. Улан-Удэ // Вестник Бурятского гос. ун-та. 2011. № 4. С. 200–203.
9. *Водяницкий Ю.Н.* Тяжелые металлы и металлоиды в почвах. Почв. ин-т им. В.В. Докучаева. М., 2008. 164 с.
10. *Воробьева Г.А.* Почвы Иркутской области: вопросы классификации, номенклатуры и корреляции. Иркутск: Изд-во Иркут. гос. ун-та, 2009. 149 с.
11. *Воробьева Г.А., Белозерцева И.А.* Карта “Почвы” // Атлас развития г. Иркутска. М-б 1 : 150000. Иркутск: Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН, 2011. С. 44-45. https://www.elibrary.ru/item.asp?id=22605944
12. *Воробьева И.Б., Ломоносов И.С., Гапон А.В., Арсентьева А.Т.* Техногенные загрязнения снега и почв. Геоэкологическая характеристика городов Сибири. Иркутск: ИГ СО РАН, 1990. С. 61–71.
13. Всероссийская перепись населения 2010 г. Численность населения городских населенных пунктов Российской Федерации [Электронный ресурс] // Демоскоп. URL: http://www.demoscope.ru/weekly/ssp/rus10_reg2.php (дата обращения 15.02.2021)
14. *Глазовская М.А.* Геохимия природных и техногенных ландшафтов: (ландшафтно-геохимические процессы). М.: Изд-во Моск. ун-та, 2007. 350 с.
15. Государственный доклад “О состоянии и охране окружающей среды Республики Бурятия в 2018 г.”. Улан-Удэ: Минприроды Республики Бурятия, 2019. 242 с.
16. *Гребенщикова В.И., Лустенберг Э.Е., Китаев Н.А., Ломоносов И.С.* Геохимия окружающей среды Прибайкалья (Байкальский геоэкологический полигон). Новосибирск: Гео, 2008. 234 с.
17. *Давыдова Н.Д., Знаменская Т.И.* Геоэкологические проблемы Сибири, связанные с развитием цветной металлургии // География и природные ресурсы. 2016. № 4. С. 41–47.
18. Доклад “О состоянии и об охране окружающей среды Иркутской области в 2018 г.”. Иркутск: ООО “Мегапринт”, 2019. 307 с.
19. *Жорняк Л.В.* Эколого-геохимическая оценка территории г. Томска по данным изучения почв. Дис. ... канд. г.-м. н. Томск, 2009. 209 с.
20. *Кудряшов С.В.* Оценка и нормирование экологического состояния почв Норильского промышленного района. Автореф. дис. ... канд. б. н. 2010. 155 с.
21. *Касимов Н.С., Власов Д.В., Кошелева Н.Е., Никифорова Е.М.* Геохимия ландшафтов Восточной Москвы. М.: АПР, 2016. 320 с.
22. *Касимов Н.С., Кошелева Н.Е., Сорокина О.И., Бажа С.Н., Гунин П.Д., Энх-Амгалан С.* Эколого-геохимическое состояние почв г. Улан-Батор (Монголия) // Почвоведение. 2011. № 7. С. 771–784. ID: 16455584
23. *Коваль П.В., Гребенщикова В.И., Китаев Н.А., Ломоносов И.С.* Геохимия окружающей среды Прибайкалья // Геология и геофизика. 2000. № 4. С. 571–577.
24. *Корляков И.Д., Касимов Н.С., Кошелева Н.Е.* Тяжелые металлы и металлоиды в почвенном покрове города Улан-Удэ // Вестник ПНИПУ. Прикладная экология. Урбанистика. 2019. № 3. С. 120–137.
25. *Кошелева Н.Е., Касимов Н.С., Бажа С.Н., Гунин П.Д., Голованов Д.Л., Ямнова И.А., Энхамгалан С.* Загрязнение почв тяжелыми металлами в промышленных городах Монголии // Вестник Моск. ун-та. Сер. География. 2010. № 3. С. 20–27.
26. *Максютова Е.В., Кичигина Н.В., Воропай Н.Н., Балыбина А.С., Осипова О.Н.* Тенденции гидроклиматических изменений на Байкальской природной территории // География и природ. Ресурсы. 2012. № 4. С. 72–80.
27. Национальный атлас Монголии. Институт географии и геоэкологии академии наук Монголии. Улан-Батор, 2009. 184 с.
28. *Нечаева Е.Г., Белозерцева И.А., Напрасникова Е.В., Воробьева И.Б., Дубынина С.С., Давыдова Н.Д., Власова Н.В.* Мониторинг и прогнозирование вещественно-динамического состояния геосистем сибирских регионов. Новосибирск: Наука, 2011. 315 с.
29. Официальный сайт Федеральной службы государственной статистики. URL: http://www.gks.ru
30. *Оюунгэрэл Б., Мунхдулам О.* Современное состояние особо охраняемых природных территорий Монголии // География и природные ресурсы. 2011. № 2. С. 168–172.
31. *Перельман А.И., Касимов Н.С.* Геохимия ландшафта. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1999. 610 с.
32. *Ревич Б.А., Сает Ю.Е., Смирнова Р.С.* Методические рекомендации по оценке степени загрязнения атмосферного воздуха населенных пунктов

металлами по их содержанию в снежном покрове и почве. М.: ИМГРЭ, 1990. https://files.stroyinf.ru/Data2/1/4293736/4293736062.pdf

33. *Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П., Смирнова Р.С., Башаркевич И.Л., Онищенко Т.Л., Павлова Л.Н., Трефилова Н.Я., Ачкасов А.И., Саркисян С.Ш.* Геохимия окружающей среды. М.: Недра, 1990. 335 с.

34. *Сорокина О.И.* Тяжелые металлы в ландшафтах г. Улан-Батора. Автореф. дис. ... канд. геогр. н. М., 2013. 24 с.

35. *Танделов Ю.П.* Фтор в системе почва–растение / Под ред. В.Г. Минеева. Красноярск, 2012. 146 с.

36. Теория и практика химического анализа почв / Под ред. Л.А. Воробьевой. М.: ГЕОС, 2006. 399 с.

37. *Трошина Е.Н.* Экологическая оценка загрязнения атмосферного воздуха и почв г. Омска тяжелыми металлами для обоснования мониторинга. Дис. ... канд. биол. н. Омск, 2009. 183 с.

38. *Убугунов В.Л., Кашин В.К.* Тяжелые металлы в садово-огородных почвах и растениях г. Улан-Удэ. Улан Удэ: ИОИБ СО РАН, 2004, 128 с.

39. *Убугунов Л.Л., Белозерцева И.А., Убугунова В.И., Сороковой А.А.* Экологическое районирование почв бассейна озера Байкал // Сибирский экологический журн. 2019. № 6. С. 640–653. https://doi.org/10.15372/SEJ20190602

40. Экологический атлас Байкальского региона. Иркутск: Институт географии им. В.Б. Сочавы СО РАН. 2017. [Электронный ресурс геопортала] http://atlas.isc.irk.ru

41. *Belozertseva I.A., Vorobeva I.B., Vlasova N.V., Gagarinova O.V., Yanchuk M.S., Lopatina D.N.* Ecological status of the atmosphere and snow cover of the water area of Lake Baikal and its surrounding territories and its influence on the Lake pollution // IOP Conference Series: Earth and Environmental Science. 2018. V. 190. P. 012024.

42. Atlas "Ecosystems of Mongolia" / Ed. E.A. Vostocova, P.D. Gunin, M., 2005. 48 p.

43. *Dorjsuren D.* The Features of Water Resources Accumulation in Ulaanbaatar City Area and Scientific Approaches to Proper Ese. Summary of Dissertation for Science Doctor (Sc.D.) degree of Geography Science, Mongolia, Ulaanbaatar, Institute of Geography and Geoecology of Academy of Sciences of Mongolia. 2020. 32 p.

44. Ecosystems of Mongolia. Atlas / Eds.: P.D. Gunin, M. Saandar KMK Scientific Press Admon Ulaanbatar. M., 2019. 264 p.

45. Information and research institute of meteorology, hydrology and environment [Электронный ресурс] http://irimhe.namem.gov.mn/ (дата обращения 15.02.2021)

46. Meteorological and Environmental Research Agency [Электронный ресурс] http://www.namem.gov.mn/pages/51 (дата обращения 15.02.2021)

47. *Odontuya G., Tsiiregzen A., Boldbaatar G., Khureldavaa O., Ouyntsetseg D., Urnaa B., Amarsanaa B.* Hydrochemical study of water supply of Ulaanbaatar city // Природа Внутренней Азии. 2018. № 2(7). P. 92–100.

48. Statistics Department of Ulaanbaatar [Электронный ресурс] http://ubstat.mn (дата обращения 20.01.2021)

Soil Pollution of Urbanized Centers of Bailkal Region (Irkutsk, Ulan-Ude, Ulaanbaatar Cities)

I. A. Belozertseva[1, *], I. B. Vorobyeva[1], A. A. Sorokovoy[1], and D. N. Lopatina[1]

[1] Sochava Institute of Geography SB RAS, Irkutsk, 664033 Russia

**e-mail: belozia@mail.ru*

The article provides a comparative assessment of the degree of soil pollution of various cities of the urbanized centers of the Baikal region. The material was statistical materials, cartographic works and data from soil and geochemical studies conducted by the authors in 2012–2019. Soil samples of the central cities of the Irkutsk region, the Republic of Buryatia and Mongolia (Irkutsk, Ulan-Ude, Ulaanbaatar, etc.), as well as adjacent territories were selected. It was revealed that the most polluted are the soils of Irkutsk (with an indicator of total pollution Zc = 4–63), due to the presence of a large anthropogenic load and relatively high sorption capacity of soils. The main sources of pollution are petrochemical and metallurgical enterprises, CHP, boiler houses and vehicles. Toxic substances in soils exceeding the background spread towards the main direction of the winds and along the valley of the Angara River. The least pollution was recorded in Ulaanbaatar (Zc = 2–23) despite the large anthropogenic load (emissions of the thermal power complex, construction, transport and repair enterprises and vehicles), since soils have a light granulometric composition through which pollutants migrate to surface and ground water. Soils of Ulan-Ude have an indicator of total pollution Zc = 5–24, which varies from an average to a low level. Pollution is local near industrial plants, boiler houses, road and rail transport.

Keywords: soil cover, technogenesis, urbanization, pollution, Southern Eastern Siberia

ПОЧВОВЕДЕНИЕ, 2022, № 1, с. 133–144

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.459.2

ОСОБЕННОСТИ СОВРЕМЕННЫХ ЭРОЗИОННО-АККУМУЛЯТИВНЫХ ПРОЦЕССОВ НА СЕРЫХ ЛЕСНЫХ ПОЧВАХ ЛОЖБИН МАЛОГО ВОДОСБОРА РЕСПУБЛИКИ ТАТАРСТАН

© 2022 г. А. Г. Шарифуллин[a], *, А. В. Гусаров[a]

[a]Казанский (Приволжский) федеральный университет, ул. Кремлевская, 18, Казань, 420008 Россия

**e-mail: AGSharifullin@kpfu.ru*

Поступила в редакцию 08.02.2021 г.
После доработки 18.06.2021 г.
Принята к публикации 30.06.2021 г.

Приведены результаты оценки темпов эрозионно-аккумулятивных процессов на серых лесных почвах (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems) ложбин лесостепного малого водосбора “Темева речка” (бассейн р. Мёша, Республика Татарстан, Россия) за последние 55–60 лет с использованием радиоцезиевого метода. Для исследуемого водосбора в зависимости от экспозиции склонов, длины, уклона и формы профиля тальвега, происхождения, возраста, а также особенностей развития эрозионных процессов проведена типизация ложбин. Выделены короткие с малой площадью водосбора ложбины (потяжины) на относительно более крутых склонах западной экспозиции, вероятно, сформированные после сведения лесов. Конфигурация водосборов данных эрозионных форм способствует формированию поверхностного стока, достаточного для размыва на большем протяжении их днищ со скоростью около 2–4 т/га в год. Более древние и сравнительно длинные ложбины с малыми уклонами днищ и большей площадью водосбора, имеющие полигенетическое происхождение, являются зонами транзита наносов с распаханных водосборов в днище основной балки. Для них характерно чередование участков размыва почв и аккумуляции на них наносов. Средние темпы эрозии почв в данных формах рельефа составляют 0.8 т/га в год, но для некоторых ложбин, которые характеризуются слиянием нескольких небольших притоков в нижней части, процессы почвенной эрозии могут усиливаться до 3 т/га в год. На коротких склонах ложбин средние темпы эрозионной потери почв оцениваются в 6 т/га в год, но в верхних частях могут достигать 11 т/га в год. Отмечается общее ослабление скоростей почвенной эрозии и аккумуляции эродированного материала в последние десятилетия вследствие изменения климата и типа землепользования.

Ключевые слова: балка, ложбина, ^{137}Cs, сток воды, наносы, эрозия почв, пашня, изменение климата

DOI: 10.31857/S0032180X22010117

ВВЕДЕНИЕ

На Восточно-Европейской равнине, особенно в ее центральной части, большое распространение получили ложбины – малые эрозионные формы водно-ледникового и флювиального происхождения, связывающие склоны междуречий с достаточно густой долинно-балочной сетью [10]. Сравнительно малые глубины и пологие склоны ложбин во многих случаях позволяют использовать их в качестве пашни. Основная гидрологическая функция данных форм рельефа – это концентрация склонового поверхностного стока воды и наносов, способствующая активизации как эрозионных, так и аккумулятивных процессов, перераспределению наносов и связанных с ними загрязняющих веществ, уменьшению плодородия почвы и т. д. [33, 35, 42]. За относительно длительную историю существования этих ложбин происходило как усиление, так и ослабление эрозионно-аккумулятивных процессов в их водосборах в связи с климатическими изменениями, а в последние столетия также в связи с использованием их в сельском хозяйстве. Это приводило к трансформации как рельефа ложбин, так и почв, сформированных на их склонах и в днищах.

Несмотря на сравнительно широкое распространение и изученность ложбинных форм рельефа на междуречьях, количество работ, посвященных анализу динамики современных эрозионно-аккумулятивных процессов и их связи с почвообразованием в этих формах, сравнительно невелико. В качестве примера можно привести работы по трансформации профиля распаханной серой лесной почвы ложбин [12], по оценке роли эрозионно-аккумулятивных процессов в перераспределении наносов [45] и реконструкции истории развития эрозионных форм [3] в пределах малых водосборов Среднерусской воз-

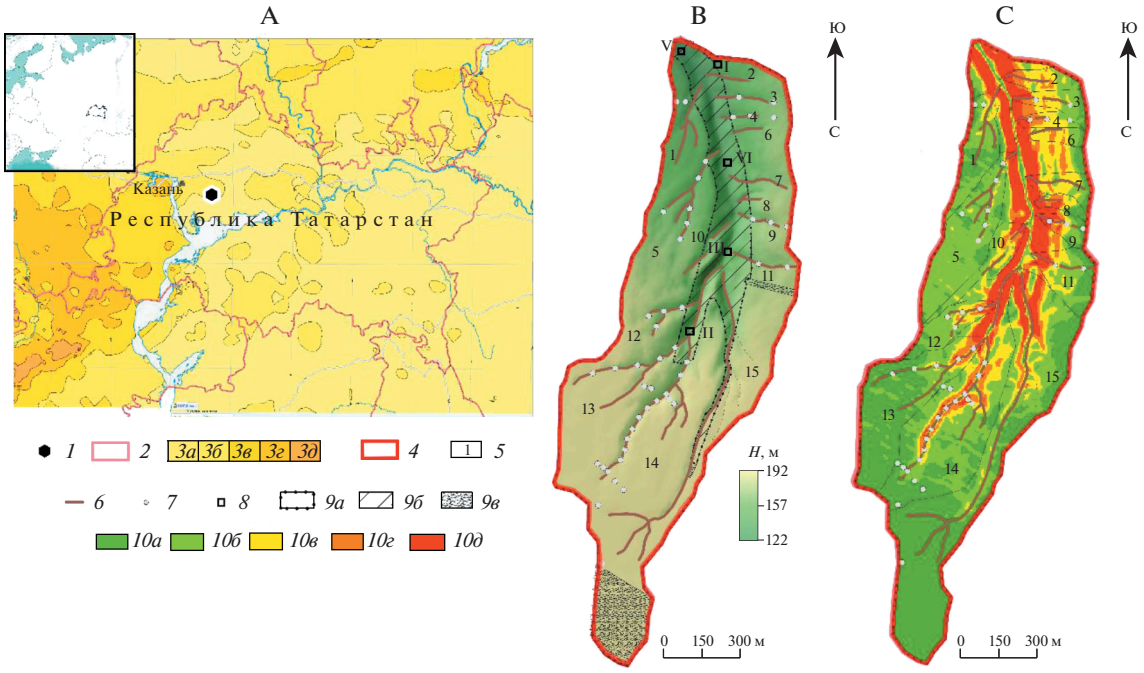

Рис. 1. Водосбор балки “Темева речка”. А – карта суммарного загрязнения почв ^{137}Cs [1]; В – карта фактического материала; С – карта уклонов поверхности водосбора; *1* – положение водосбора, *2* – административные границы Республики Татарстан и соседних регионов; *3* – суммарное загрязнение ^{137}Cs в кБк/м^2 (*а* – 2–4, *б* – 4–10, *в* – 10–20, *г* – 20–40, *д* – 40–100); *4* – граница исследованной части водосбора; *5* – ложбинные водосборы (1–15 – номера ложбинных водосборов); *6* – тальвеги ложбин; *7* – места отбора проб; *8* – почвенные разрезы (I–V); *9* – типы землепользования: *а* – пашня, *б* – луг, *в* – лес (“Барский лес”) и лесополоса; *10* – уклоны поверхности водосбора в градусах: *а* – 0–2, *б* – 2–4, *в* – 4–6, *г* – 6–8, *д* – более 8, *H* – абсолютная высота.

вышенности, по перераспределению наносов на сильноэродированных почвах Ставропольского края [33], Орловской области [29], центральной Калифорнии [55], Англии [38], распределению радиоактивного цезия вдоль одной из лощин в долине Хантер в Австралии [43], изучению стока воды и наносов в древних залесенных эрозионных формах после лесных пожаров в Южной Корее [49], исследованию промоин (Ephemeral gully) на ложбинных склонах [35, 47, 53], использованию высокоточных цифровых моделей рельефа для обнаружения ложбин [51] и т. д.

В данном исследовании на примере одного из типичных малых водосборов интенсивно сельскохозяйственно-освоенной части лесостепной зоны востока Восточно-Европейской равнины (Республика Татарстан) рассматриваются особенности современных эрозионных и аккумулятивных процессов на распаханных серых лесных почвах ложбин разных типов с использованием радиоцезиевого метода.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Территория исследования. В качестве объекта исследования выбран водосбор балки “Темева речка” (координаты устья – 55°38′39.49″ N, 49°38′52.02″ E), расположенный на северо-западе Республики Татарстан, в бассейне р. Мёша – правого притока нижнего течения р. Кама (рис. 1). Абсолютная высота в пределах исследуемой части водосбора, имеющей площадь в 113 га, изменятся от 122 до 192 м. Бóльшая часть водосборных склонов изрезана сетью ложбин и потяжин, общая густота которых составляет около 5 км/км^2. Приводораздельные поверхности пологие (1°–3°), тогда как склоны самих ложбин имеют крутизну 4°–8°.

Основная часть ложбин водосбора имеет выпуклые продольные профили, что способствует усилению по их длине энергии временных потоков, формирующихся при талом и ливневом стоке, а также выносу большей части транспортируемых наносов за пределы их водосборов, прежде всего с пашни [31]. Количество ложбин является наибольшим на склонах северной и северо-восточной экспозиций, и наименьшим – на склонах западной и юго-западной экспозиций. При этом общая протяженность ложбин на склонах “холодных” экспозиций немного больше, а уклоны меньше, чем на склонах “теплых” румбов. Короткие и неглубокие ложбины и потяжины имеют, вероятно, эрозионное происхождение и возникли после распашки склонов, тогда как более крупные ложбины, в основном расположенные ближе к верхней части водосбора, имеют полигенетическое происхождение. Изначально они

могли формироваться в послеледниковый период благодаря развитию флювиальных процессов, но при этом на рисунок ложбинной сети местами влияли также элементы криогенной морфоскульптуры [10]. В дальнейшем эти ложбины, по-видимому, развивались в основном за счет процессов суффозии и тоннельной эрозии [11]. После сведения лесов эти формы рельефа были частично модифицированы эрозионно-аккумулятивными процессами и механическим перемещением почвы при ее регулярной распашке [6]. В целом на водосборы ложбин (вместе с потяжинами) приходится около 93% всей площади пашни в границах исследуемой части водосбора.

В геологическом отношении водосбор с поверхности сложен породами пермской системы (известняками, доломитами и мергелями), перекрытыми четвертичными делювиальными и делювиально-солифлюкционными коричневато-бурыми суглинками [7].

Климат изучаемой территории умеренно-континентальный с теплым летом и умеренно-холодной зимой. Средняя годовая температура воздуха по данным метеостанции Казань-опорная составила +4.4°С (за 1966–2018 гг.); среднее годовое количество атмосферных осадков за тот же период – около 554.7 мм, причем около 70% из них приходилось на теплый период года – с середины марта по середину октября [4, 23].

Основные почвы водосбора – серые и светло-серые лесные (Luvic Retic Greyzemic Phaeozems) [25]. По мнению Маркова [18], исследуемая территория в доагрикультурный период была занята широколиственными лесами, бóльшая часть которых сохранялась в пределах водосбора, судя по историческим картам, до конца XVIII в.

В период СССР водосбор балки “Темева речка” интенсивно распахивался. Так, по данным государственной статистической службы [19, 30], максимум различных сельскохозяйственных показателей для Пестречинского административного (муниципального) района, куда входит исследуемый водосбор, приходился на 1980-е гг. и начало 1990-х гг. В структуре севооборотов преобладала рожь, озимая пшеница и однолетние травы [19].

Сокращение лесопокрытой площади, сопровождавшееся расширением площади пашни, способствовало активизации почвенной эрозии и уменьшению плодородия почв в данном регионе с начала его земледельческого освоения [28]. На современном историческом этапе эти негативные процессы были усилены механизацией обработки пашни и уборки урожая (особенно при использовании тяжелой сельскохозяйственной техники), нараставшей с 1950–1960-х, наряду с увеличением численности скота, который способствовал деградации (в том числе эрозионной) пастбищ. Для уменьшения интенсивности эрозии почв и ее негативных последствий в 1980–1990-х гг. на территории, примыкающей к водосбору ниже по течению, были проведены противоэрозионные и наносоудерживающие мероприятия (создание пруда, земляных дамб, перевод пахотных земель на склонах крутизной более 5° в луга, безотвальная вспашка, сооружение противоэрозионных неровностей и др.) [24]. В пределах исследуемого водосбора перестали распахивать сравнительно узкую (10–20 м) полосу наиболее крутой нижней части его склона выше правого борта балки “Темева речка”.

В настоящее время территория водосбора распахана почти на 77%. В структуре посевов чаще других встречаются кукуруза, овес и пшеница. Лесопокрытая площадь (с учетом лесопосадок) составляет 7%. Остальная часть водосбора (16%) занята луговой растительностью, которая используется для нерегулярного выпаса скота и сенокошения. Следует отметить, что как минимум с 1940 г. площадь пашни и ее конфигурация на водосборе оставались почти неизменными вплоть до настоящего времени; лишь небольшой его участок на границе полей над правым склоном балки выбыл из фонда посевных площадей по причине размещения на нем лесополосы в конце 1960-х гг. (рис. 2). Сохранилось и расположение грунтовой дороги, проходящей почти по восточному водоразделу водосбора главной балки.

Материалы и методы. Оценка темпов эрозионно-аккумулятивных процессов на почвах днищ и склонов ложбин проводилась с использованием радиоцезиевого метода. Радиоактивный цезий-137 (^{137}Cs) – долгоживущий (период полураспада – 30.2 лет) изотоп искусственного происхождения, который после выпадения из атмосферы быстро и прочно адсорбируется преимущественно глинистыми минералами [34, 40]. Он имеет техногенное происхождение и появился в почвах в результате проведения испытаний ядерного оружия в открытой атмосфере с начала 1950-х гг. Наибольшее их количество в мире пришлось на 1958 и 1962 гг., после чего, с задержкой вплоть до года [13], отмечались пиковые выпадения изотопа цезия на земную поверхность. После запрета на проведение атмосферных ядерных испытаний поступление ^{137}Cs в почву происходило преимущественно вследствие немногочисленных техногенных аварий. Так, авария на Чернобыльской АЭС 26 апреля 1986 г. привела к выпадению из атмосферы (прежде всего с дождями) ^{137}Cs на бóльшей части Европы, включая Украину, Беларусь и европейскую часть России. Вследствие вышеперечисленного, на исследуемой территории наблюдаются как глобальные (бомбовые), так и чернобыльские выпадения ^{137}Cs, которые примерно сопоставимыми по величине [2]. Выпадения из атмосферы ^{137}Cs глобального и чернобыльского происхождения в разные

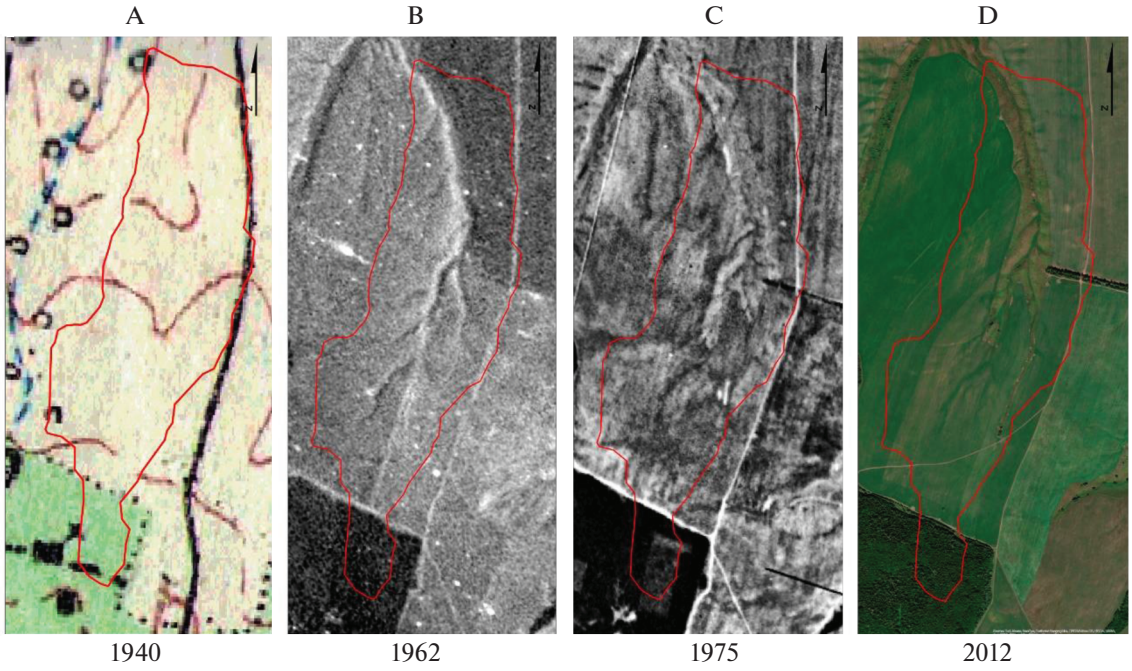

Рис. 2. Исследованная часть водосбора балки “Темева речка” на исторических картах и снимках: A – топографическая карта PKKA, 1940 г., B – снимок со спутника KH-3, 1962 г., C – снимок со спутника KH-5, 1975 г., D – снимок со спутника SPOT-5, 2012 г.

периоды времени усложняет использование радиоизотопа в качестве трассера для оценки перераспределения почвенных масс на пашне в пределах большей части Европы, однако дает возможность анализа общих тенденций во временной динамике эрозионно-аккумулятивных процессов за последние как минимум 60 лет [36, 48, 50].

С целью получения цифровой модели рельефа (**ЦМР**) исследуемого водосбора была проведена оцифровка топографической карты масштаба 1 : 10000 с сечением рельефа 1 м в программе EasyTrace. По результатам оцифровки создана ЦМР в программе ArcGis 10.6, а также карты фактического материала и уклонов поверхностей водосбора (рис. 1). По данным ЦМР была выделена сеть ложбин, построены их продольные и поперечные профили, определены морфологические и морфометрические характеристики самих ложбин (табл. 1).

Все ложбины исследуемого водосбора на основе их морфологических и морфометрических характеристик были подразделены на 4 типа. *Первый* (I) тип – это сравнительно длинные ложбины-лощины (длиной более 1000 м) с малыми уклонами днища (0.03–0.04), сравнительно большой площадью водосбора, имеющие полигенетическое происхождение [10], с относительно слабым изменением рельефа и почв в процессе распашки и расположенные на юге исследуемого водосбора – ложбины 14 и 15 (рис. 1). *Второй* (II) тип включает неглубоко врезанные (как правило менее 0.5 м) и короткие потяжины с относительно большими уклонами их днищ (2, 3, 4, 6, 7 и 8). Ложбины 9, 10 и 11 относятся к *третьему* (III) типу, отличающемуся от второго типа более глубоким врезанием (до 1–2 м), меньшими уклонами днищ и выпуклыми профилями тальвегов. Ложбины II и III типов, по-видимому, возникли после сведения лесов. В основу выделения водосборов ложбин *четвертого* (IV) типа (1, 5, 12 и 13) положена конфигурация рисунка ложбинной сети – древовидная сеть ложбин, которые, соединяясь вниз, образуют общее русло ближе к приустьевой части. В водосборах данных ложбин хорошо выражены бортовые врезы, которые читаются даже на менее детальных старых картах (рис. 2), указывающий на то, что ранее они могли быть оврагами. Возможный период их формирования – около 13 тыс. лет назад, когда происходило последнее максимальное врезание во флювиальной сети, обусловленное понижением базиса эрозии пра-Волги [46]. Однако этот вопрос требует дальнейшего отдельного рассмотрения. Позднее данные врезы постепенно заполнялись за счет как развития процессов солифлюкции и, возможно, крипа, так и после распашки склонов водосбора путем переотложения смытых со склонов почвенных масс.

На основе анализа ЦМР и с учетом различий в ложбинной морфологии были выбраны места отбора проб на распаханных склонах водосбора вдоль ряда тальвегов восьми крупных ложбин.

Таблица 1. Морфометрические характеристики ложбин и их водосборов

№ ложбины (см. рис. 1)	Длина основной ложбины, м	Профиль тальвега	Экспозиция склонов, на которых развивается ложбина	Уклон днища	S, га	Форма водосбора, K*	Тип ложбины
1	185	Вогнутый	СВ–В	0.07	4.26	1.8	IV
2	198	Прямой	З	0.11	2.23	1.5	II
3	245	Прямой	З	0.09	1.95	1.5	II
4	124	Прямой	З	0.18	1.08	1.6	II
5	352	Прямой	СВ–В	0.06	9.37	1.5	IV
6	192	Прямой	З	0.12	1.17	1.6	II
7	258	Прямой	З	0.10	2.10	1.5	II
8	120	Прямой	СЗ	0.12	1.30	1.3	II
9	164	Выпуклый	З–ЮЗ	0.13	1.62	1.2	III
10	250	Выпуклый	З–ЮЗ	0.07	4.12	1.1	III
11	253	Выпуклый	СВ–В	0.08	3.27	1.7	III
12	220	Выпуклый	В	0.08	3.19	1.4	IV
13	513	Выпуклый	СВ–В	0.05	12.4	1.4	IV
14	1010	Прямой	СВ	0.04	36.5	1.0	I
15	1268	Прямой	СЗ	0.03	23.6	1.9	I

* Форма водосбора рассчитывалась по следующей формуле: $K = 0.282 \times P/\sqrt{S}$, где P – периметр, S – площадь водосбора (чем больше K, тем больше отличие от формы круга).

Дополнительно по нескольким поперечным профилям крупных ложбин были отобраны образцы почвы (47 штук) на глубине 0–30 см для определения в них интегрального содержания ^{137}Cs. С целью анализа пространственной вариабельности интегральных запасов (глобальные и чернобыльские) ^{137}Cs, опорные, или условно эталонные, образцы были отобраны в данном слое почвы в пределах залуженных полян в лесном массиве Барский лес, расположенном в верховьях водосбора, где эрозионно-аккумулятивные процессы отсутствовали или были крайне слабы в последние как минимум 65 лет.

В лабораторных условиях все образцы высушивали до состояния, близкого к абсолютно сухому, при температуре 105°С, размалывали и просеивали через сито. В подготовленных для анализа пробах содержание ^{137}Cs измеряли на коаксиальном германиевом гамма-спектрометре (модель СКС-07(09) П-Г-Р) с погрешностью 5–10% на базе НИЛ эрозии почв и русловых процессов им. Н.И. Маккавеева (МГУ); ответственный исполнитель – М.М. Иванов. По итогам аналитических исследований в каждой точке была определена удельная активность ^{137}Cs и его суммарные запасы. Для перехода от суммарных запасов ^{137}Cs к темпам смыва/аккумуляции на почве в период с 1963 г. (год максимальных выпадений “бомбового” цезия) по 2018 г. использовалась следующая пропорциональная модель [39, 41, 54]:

$$Y = (B_i d_i X_i)/10t,$$

где Y_i – темпы смыва/аккумуляции, т/га в год; B_i – плотность почвы, кг/м^3; d_i – мощность пахотного горизонта, м; X_i – изменения суммарных запасов ^{137}Cs в точке ($X_i = ((A_{ref} - A_i)/A_{ref})$, где A_{ref} – суммарные запасы ^{137}Cs на опорном участке, Бк/м^2; A_i – суммарные запасы ^{137}Cs в конкретной точке отбора образца, Бк/м^2), t – количество лет, прошедших с начала выпадения ^{137}Cs.

Пересчет суммарных запасов ^{137}Cs в темпы эрозии/аккумуляции по пропорциональной модели позволяет количественно оценить темпы перераспределения наносов, включая прежде всего процессы водной эрозии и механического перемещения почвы при ее обработке, а также возможные потери почвы с урожаем корнеплодов в днищах ложбин и на их склонах за последние 55–60 лет.

Для интерпретации полученных результатов были проанализированы материалы многолетних метеорологических наблюдений (за 1964–2018 гг. – по температуре воздуха, количеству и интенсивности атмосферных осадков, а также по запасам воды в снеге) на близлежащей метеорологической станции “Казань-опорная”, расположенной в 40 км от исследуемого водосбора. Данная ин-

Таблица 2. Распределение удельной концентрации ^{137}Cs (Бк/кг) в почвах днищ различных типов ложбин изученной части водосбора “Темева речка” (в скобках дано количество образцов)

Тип ложбины	Верхняя часть ложбины	Средняя часть ложбины	Нижняя часть ложбины	В среднем	Склоны водосбора
I	8.8 (4)	14.7 (4)	13.8 (4)	12.4 (12)	9.3 (8)
II	16.2 (2)	6.4 (1)	5.8 (2)	9.5 (5)	–
III	4.1 (2)	8.7 (1)	3.1 (2)	5.3 (5)	–
IV	11.8 (6)	12.7 (5)	7.1 (4)	10.5 (15)	–

формация получена из Всероссийского научно-исследовательского института гидрометеорологической информации (ВНИИГМИ-МЦД) [20].

Дополнительно проанализирована информация по посевным площадям и чередованию культур, а также проведенным противоэрозионным мероприятиям на исследуемой территории [8, 19, 27].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Опорное значение суммарных запасов и удельной концентрации ^{137}Cs (2363.9 ± 205.1 Бк/м^2, или 14.1 ± 2.3 Бк/кг) характеризует его общее выпадение (глобальное и чернобыльское) на ненарушенном (при условии отсутствия эрозии или аккумуляции) участке для данной местности с учетом периода полураспада. По отношению к опорным значениям, суммарные запасы ^{137}Cs в пределах пашни значительно изменяются – от 14 до 182%. В среднем концентрация ^{137}Cs в верхнем (до 30 см) слое почв днищ ложбин в пределах пахотной части водосбора оценивается в 10.5 ± 1.5 Бк/кг, причем максимальная концентрация ^{137}Cs выявлена в днищах ложбин первого типа, минимальная – третьего типа (табл. 2). Наибольшее содержание ^{137}Cs в почве в целом характерно для средней части днищ ложбин. Данная закономерность не прослеживается лишь в ложбинах второго типа, которые характеризуются наличием максимума в верхней части днищ (16.2 Бк/кг), что с учетом вариабельности распределения более или менее сопоставимо со значением содержания ^{137}Cs на опорном участке.

В пределах всех ложбинных водосборов средние темпы эрозии почв составляли 1.5 т/га в год. Наибольшие темпы наблюдались по всей длине ложбин третьего типа с выпуклым профилем (3–4 т/га в год); сопоставимые значения также были характерны и для верхних частей днищ ложбин первого, для средних частей второго типа и нижних частей ложбин второго и четвертого типов. В пределах средней распаханной части днища ложбин первого типа выявлены участки чередования эрозии и аккумуляции со скоростями 0.5 т/га в год. Наибольшие темпы аккумуляции (1 т/га в год) наблюдались в вершинах и в низовьях ложбин второго типа.

Результаты оценок темпов смыва/намыва указывают на то, что как минимум в последние 55–60 лет на значительном протяжении днищ ложбин преобладали эрозионные процессы. Наибольшая интенсивность этих процессов была характерна для днищ ложбин, расположенных в восточной части водосбора (ложбины второго и третьего типов).

В целом средние многолетние темпы эрозии/аккумуляции в днищах и на бортах ложбин различного типа, полученные на основе радиоцезиевого метода, были достаточно малы за последние 60 лет на территории исследуемого водосбора, так как объемы вынесенного материала компенсировались механическим перемещением почвы при ее вспашке.

Сравнительно узкие водосборы ложбин первого типа способствуют медленному нарастанию стока воды по длине самих ложбин, а малые их уклоны определяют низкую эродирующую способность временных водотоков, формирующихся в днищах ложбин данного типа. Это приводит к транзиту наносов со склонов водосбора в днище основной балки. В результате этих процессов для данных ложбин характерно чередование участков размыва и аккумуляции наносов. С 1963 г. средние темпы эрозии почв в ложбинах первого типа составили 0.8 т/га в год. На коротких склонах данных водосборов средние темпы оцениваются в 6 т/га в год, но могут достигать 11 т/га в год в верхних частях. При этом следуют понимать, что в данном случае в суммарный вынос включена и механическая эрозия почв при их обработке.

Конфигурация водосборов ложбин второго и третьего типов способствует формированию концентрированного поверхностного стока, достаточного для размыва на большем протяжении днищ ложбин. Темпы эрозионных процессов в днищах ложбин второго типа составили около 2 т/га в год, и третьего типа – 4 т/га в год. Исключением являются верховья ложбин второго типа. Причиной выступает предельное сокращение площади водосбора, с которой поставляется вода в эту часть ложбин благодаря регрессивной эрозии на данных участках пашни, которые, согласс-

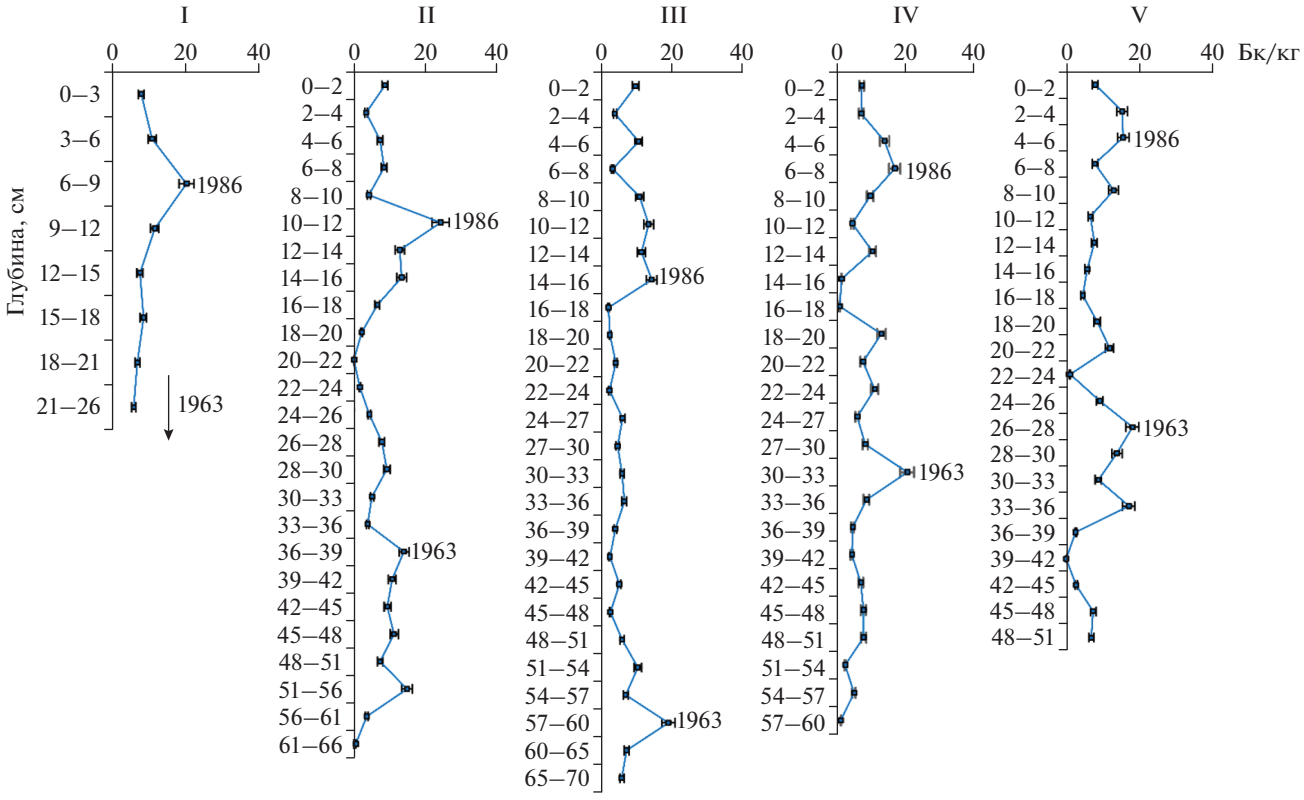

Рис. 3. Эпюры вертикального распределения удельной активности ^{137}Cs (I, II, ... – номера разрезов; их положение показано на рис. 1, А, Бк/кг – удельная активность ^{137}Cs, по данным [31] с дополнением).

но архивным данным, обрабатывались наиболее длительное время (рис. 2). В этой связи энергии временных водных потоков, поступающих в верховья ложбин, недостаточно для их врезания.

За последние 55–60 лет в пределах днищ ложбин четвертого типа средние темпы смыва составили 1.5 т/га в год (в их нижних частях – до 3.1 т/га в год). В это же время на участках днищ ложбин данного типа, расположенных в пределах пашни, происходил преимущественно транзит наносов и незначительный вынос материала за счет водной эрозии почв, усиливающейся по длине.

Оценка темпов аккумуляции в днище основной балки позволяет косвенно определить интенсивность эрозии почв на исследуемом водосборе за 2 периода (до и после 1986 г. – пика чернобыльского выпадения радиоактивного цезия). Согласно нашим предыдущим исследованиям [31], в период 1963–1986 гг. темпы аккумуляции в нераспаханном днище балки составили в среднем 5.4 т/га в год (рис. 3, разрезы I–V), тогда как в период 1986–2018 гг. – лишь 1.1 т/га в год, что позволяет предположить значительное сокращение интенсивности эрозии почв на водосборе. В верхней части днища балки (разрез II), которая является продолжением ложбины 14, темпы аккумуляции за первый период (1963–1986 гг.) были сопоставимы со средними значениями для всего водосбора (5.5 т/га в год), за второй (1987–2015 гг.) – несколько больше указанного среднего – 1.3 т/га в год. На следующем (разрез III) участке (ложбины 11, 12, 15), расположенном ниже по течению, темпы аккумуляции составили в среднем 4.4 и 1.3 т/га в год соответственно. На третьем участке (разрез IV), который включает ложбины второго и третьего типов (7–10), ежегодно аккумулировалось за первый период 8.2 т/га, а за второй – 1.6 т/га. На самом нижнем участке (ложбины 1–6) ежегодная аккумуляция по периодам составила 4.6 и 0.7 т/га соответственно. По всей видимости сопоставимые темпы аккумуляции наблюдались и в нижней части правого склона нижнего сектора балки, на границе пашни и луга (разрез I).

Еще несколько десятилетий назад процессы смыва почв и аккумуляции наносов в Среднем Поволжье происходили преимущественно в период весеннего снеготаяния и зависели от зимних и ранневесенних температур воздуха и осадков, которые, в свою очередь, влияли на глубину промерзания почво-грунтов и снегозапасы. Зимне-весенние температуры воздуха в регионе исследования до 1970-х гг. были устойчиво сравнительно низкие (рис. 4). Однако с конца 1970-х гг. наблюдается значительное повышение температуры

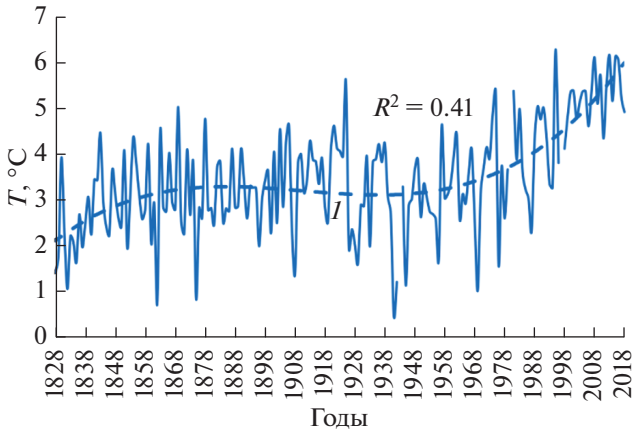

Рис. 4. Многолетняя динамика средних годовых температур воздуха (T); *1* – полиномиальный тренд четвертой степени; R^2 – коэффициент детерминации линии тренда.

воздуха как в зимний период [22], так и в период собственно весеннего снеготаяния (табл. 3). В целом низкие зимние температуры в прошлые десятилетия способствовали более активному формированию весеннего талого стока и почвенной эрозии, так как эти температуры, а также меньшее по сравнению с последними десятилетиями количество зимних осадков, приводили к увеличению глубины промерзания почвы и усилению весенних эрозионно-аккумулятивных процессов. Причем это происходило прежде всего в ложбинах, что в настоящее время наблюдается на юге Сибири [9]. Повышение температуры воздуха в последние десятилетия в зимние и весенние месяцы, наряду с ростом количества осадков в зимний период, наоборот, способствовали уменьшению глубины промерзания почвы [14]. Слабое промерзание почв и частые оттепели приводили к увеличению фильтрации воды и пополнению запасов грунтовых вод в зимнее время. Это подтверждается современным значительным ростом расходов воды в период зимней межени [1, 52] и сокращением поверхностного стока в период снеготаяния [32], которое способствовало уменьшению половодного стока в реках региона [26]. Однако не исключено, что экстремально сильный смыв в ложбинах в период весеннего снеготаяния все же мог наблюдаться, но лишь при одновременном таянии снега на почве и выпадении дождей [44].

Однозначно сложно количественно оценить влияние летних атмосферных осадков и их временной динамики на изменение темпов эрозионной деградации почв по данным лишь одной метеорологической станции, расположенной в 40 км от исследуемого объекта, из-за сильной пространственной вариабельности интенсивности дождей. Сумма осадков теплого сезона за весь период наблюдений изменяется незначительно, с повышениями в 1940–1950-х, 1980-х и в начале 2000-х гг., прерываясь периодами их уменьшения. Однако более значимыми в плане развития ливневой эрозии является периодичность и время выпадения стокоформирующих ливней. Наибольшую эрозионную опасность представляют дожди со слоем выпадения свыше 30 мм, наблюдающиеся либо в мае и начале июня, либо уже после уборки урожая в регионе, то есть со второй половины августа. Можно предположить, что влияние летних осадков осталось относительно неизменным (скорее всего эти изменения были статистически малозначимыми) из-за низких значений эрозионного индекса культур, высеваемых на водосборе в последние десятилетия, даже при некотором увеличении числа ливневых событий [15, 22]. Последние наблюдались, к примеру, в 2007, 2008, 2011 и 2017 гг. (по данным метеорологической станции

Таблица 3. Многолетние изменения метеорологических параметров в 1938–2018 гг. по данным метеостанции Казань-опорная

Период	Температура воздуха, °С			Количество дней в зимний период со среднесуточной температурой выше 0°С	Количество осадков, мм		Запасы воды в снеге в третью декаду марта, мм
	зимний период	март	апрель		холодный период	теплый период	
2008–2018	–9.4	–2.9	6.1	5.9	326.3	258.6	141.4
1998–2007	–8.8	–3.2	5.7	7.6	302.8	289.7	134.6
1988–1997	–9.1	–3	6.5	4.2	284.2	256.8	
1978–1987	–9.9	–4.4	4.9	2.4	207.1	291.9	99.6
1968–1977	–11.4	–4.3	6.3	2.5	249.8	258.1	92.3
1958–1967	–10.3	–5.2	4.8	3.6	213.4	266.5	
1948–1957	–11.4	–6.4	4.4	2.6	170.0	281.5	
1938–1947	–12.1	–5.4	3.8	0.9	150.8	283.9	

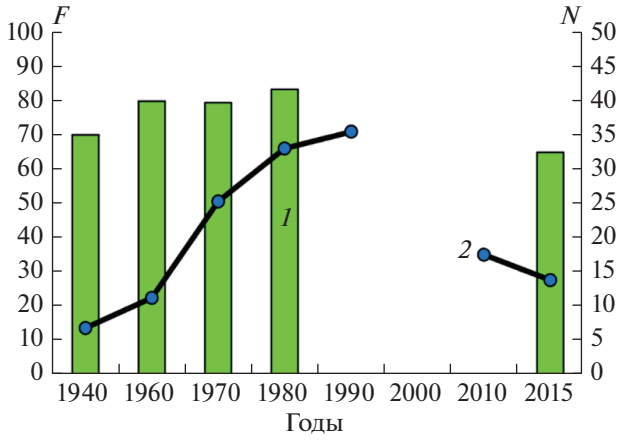

Рис. 5. Динамика изменения посевной площади и количества тракторов в регионе исследования в период 1940–2015 гг. Условные обозначения: *F* – вся посевная площадь Пестречинского района Республики Татарстан, тыс. га (*1*); *N* – общее количество тракторов в Республике Татарстан, тыс. шт. (*2*).

Казань-опорная). Роль изменения климата в усилении/ослаблении эрозии почв, вероятнее всего, проявлялась одинаково для всех типов ложбин.

Немаловажную роль в изменении темпов эрозии почв сыграла история земледельческого освоения данного водосбора и способы обработки почвы. Интенсивное сведение лесов, распашка относительно крутых склонов, отсутствие противоэрозионных мероприятий привели к многократному усилению эрозии почв на региональном уровне и появлению ложбин II и III типов и трансформации ложбин I и IV типов в пределах водосбора. В работе Голосова с соавт. [37] показано, что продолжительность использования земель в качестве пашни не оказывает ключевого влияния на соотношение почв разной степени смытости. Реформы сельского хозяйства, которые начались в 1930-е гг., привели к усилению эрозионных процессов, что было связано с повсеместным использованием сельскохозяйственной техники (рис. 5). Так, в пределах современной Республики Татарстан количество тракторов с 1941 по 1990 гг. увеличилось почти в 6 раз [19, 30]. Использование сельскохозяйственной техники могло сказаться на переуплотнении почв в 1970-е гг., когда применялись тяжелые тракторы “Кировец”, что усилило развитие плоскостной эрозии почв и аккумуляции наносов в днищах ложбин, особенно в их средней и нижних частях (I и IV типы), а также привело к размыву в ложбинах II и III типов. Усиление почвенной эрозии в указанный период подтверждается косвенными данными. Например, согласно [16], в долине реке Суладжа (левый приток р. Мёши, пахотная освоенность – 53%) средняя скорость аккумуляции пойменного наилка в период с 1983 по 1990 гг. составляла 14.4 мм/год, что было на порядок больше, чем темпы аккумуляции после 1990 г. в бассейнах малых рек даже с более высокой освоенностью [17]. В 1980-е гг. наблюдалось усиление темпов овражной эрозии в регионе исследования [5]. В этой связи, с конца 1980-х гг. начали активно проводить различные противоэрозионные мероприятия, которые затронули и исследуемый водосбор [24]. После распада СССР, по данным спутниковых снимков Landsat [27], площадь пашни и ее конфигурация на территории водосбора практически не изменились. Но значительные изменения в сторону сокращения веса используемой сельскохозяйственной техники способствовали улучшению водопроницаемости почв и, как следствие, уменьшению поверхностного стока на склонах, включая ложбины. Этому также могло способствовать некоторое сокращение поголовья скота на пастбищах водосбора, особенно в 1990-х гг.

Густота ложбинного расчленения в пределах лесостепной зоны востока Восточно-Европейской равнины сравнима с густотой современного долинно-балочного расчленения [10]. Густота балочной сети в пределах Западного Предкамья, где располагается исследуемый водосбор, составляет 0.76 км/км^2. Сопоставимые значения (0.56–0.98 км/км^2) характерны для всего востока Восточно-Европейской равнины [21]. Исследуемый водосбор по характеру расчленения склонов междуречий ложбинной сетью является репрезентативным для бассейна р. Мёши [31], который расположен в Западном Предкамье Республики Татарстан. Можно предположить, что полученные в ходе настоящего исследования результаты в целом репрезентативны для отдельных регионов лесостепной зоны востока Восточно-Европейской равнины со схожим характером расчленения и историей земледельческого освоения.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Использование радиоцезиевого метода позволило количественно оценить скорости эрозионно-аккумулятивных процессов на почвах ложбин различного генезиса и возраста в пределах типичного малого водосбора лесостепной зоны востока Восточно-Европейской равнины за последние 55–60 лет. На основе морфолого-морфометрических характеристик изученные ложбины были разделены на 4 типа. Два типа ложбин (I и IV), сформировавшихся еще в доагрикультурное время, по-видимому, в плейстоцене, тогда как ложбины (потяжины) II и III типов возникли после вырубки леса.

Для ложбин и потяжин II и III типов средние темпы эрозии почв в их днищах составляют 2–4 т/га в год в зависимости от уклонов, что постепенно ведет к сокращению мощности гумусового горизонта. Ложбины I типа имеют небольшой уклон и

по сути являются зонами транзита эрозионных продуктов, смываемых с их водосборов, с почти нулевым балансом наносов. В ложбинах IV типа на большем протяжении их днищ также доминируют процессы транзита, но в их нижних частях, где происходит слияние нескольких небольших приточных ложбин, идут процессы почвенной эрозии со скоростью около 3 т/га в год.

Средняя многолетняя эрозия бортов ложбин с 1963 по 2018 гг. составила 5–7 т/га в год. В целом именно по ложбиной сети происходит основной вынос наносов, смываемых с эрозионно-активной части водосбора (прежде всего с пашни). Бóльшая часть смываемых наносов переотложается на нижних залуженных участках днищ ложбин и, главным образом, в днище главной балки.

Анализ климатических изменений в регионе исследования за 80-летний период позволяет сделать вывод, что вплоть до начала 1990-х гг. талый сток вносил существенный вклад в смыв почвы со склонов и размыв днищ ложбин. В последние 30 лет он проявлялся лишь эпизодически. Ливневой сток имел волнообразную динамику, в среднем незначительно меняясь во времени. В гораздо большей степени на уменьшение современных темпов эрозионно-аккумулятивных процессов на почвах водосбора “Темева речка” могло повлиять уменьшение количества тяжелой техники, ограничение выпаса скота, а также проведенные ранее противоэрозионные мероприятия.

БЛАГОДАРНОСТЬ

Авторы признательны В.Н. Голосову (МГУ, ИГ РАН) за помощь в проведении полевых исследований и консультации при написании статьи.

ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена при финансовой поддержке Российского научного фонда (РНФ № 19-17-00064), а также за счет средств Программы стратегического академического лидерства Казанского (Приволжского) федерального университета.

КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Апухтин А.В., Кумани М.В.* Современные изменения условий формирования слоя стока весеннего половодья рек Курской области // Ученые записки. Электронный научный журн. Курского государственного университета. 2012. № 1. С. 23–38.
2. Атлас радиоактивного загрязнения европейской части России, Белоруссии и Украины / Под ред. Ю.А. Израэль. М.: Федеральная служба геодезии и картографии России, 1998. 143 с.
3. *Беляев Ю.Р., Григорьева Т.М., Сычева С.А., Шеремецкая Е.Д.* Развитие балочных верховий центра Среднерусской возвышенности в конце среднего-позднем неоплейстоцене // Геоморфология. 2015. № 1. С. 43–55.
4. *Булыгина О.Н., Разуваев В.Н., Трофименко Л.Т., Швец Н.В.* Описание массива данных среднемесячной температуры воздуха на станциях России. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2014621485. [Электронный ресурс]. http://meteo.ru/data/156-temperature#описание-массива-данных (дата обращения: 18.05.2020).
5. *Бутаков Г.П., Двинских А.П., Назаров Н.Н., Рысин И.И.* Современная овражная эрозия на востоке Русской равнины // Геоморфология. 1987. № 2. С. 43–46.
6. *Голосов В.Н.* Эрозионно-аккумулятивные процессы в речных бассейнах освоенных равнин. М.: ГЕОС, 2006. 296 с.
7. *Дедков А.П.* Неотектоника и геоморфология Татарстана. М.: ГЕОС, 2003. 364 с.
8. Документы (план. справка) по строительству противоэрозионных сооружений за 1989 г. Казань: Татмелиорация, 1989. 19 с.
9. *Евсеева Н.С., Квасникова З.Н., Каширо М.А., Батманова А.С., Алеев В.В.* Смыв почвы талыми снеговыми водами на склонах (по материалам стационарных наблюдений в Томской области) // Геоморфология. 2016. № 1. С. 45–54.
10. *Еременко Е.А., Панин А.В.* Происхождение ложбинной сети в центральных и южных районах Восточно-Европейской равнины // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2011. № 3. С. 59–66.
11. *Иванова Н.Н., Голосов В.Н., Жохова А.В., Тишкина Э.В.* Агрогенная трансформация почвенного покрова малого водосбора // Почвоведение. 1998. № 2. С. 213–222.
12. *Иванова Н.Н., Тишкина Э.В.* Трансформация профиля агросерой почвы на склоне, осложненном ложбинами (на примере бассейна р. Зуша) // Почвоведение. 2008. № 7. С. 877–888.
13. *Израэль Ю.А.* Радиоактивные выпадения после ядерных взрывов и аварий. СПб.: Прогресс-Погода, 1996. 355 с.
14. *Калюжный И.Л., Лавров С.А.* Влияние климатических изменений на глубину промерзания почв в бассейне р. Волга // Лед и снег. 2016. № 2(56). С. 207–220.
15. *Китаев Л.М., Трофимова Л.Б., Комаровская Е.В., Данилович И.С., Бильдюг А.А.* Многолетняя изменчивость осадков и формирование снежного покрова Восточно-Европейской равнины // Криосфера Земли. 2010. № 3(14). С. 77–81.
16. *Курбанова С.Г.* Влияние хозяйственной деятельности на изменение гидросети и накопление аллювия на малых реках востока Русской равнины. Казань: Изд-во КазГУ, 1992. С. 108–113.
17. *Маркелов М.В., Голосов В.Н., Беляев В.Р.* Изменение скорости аккумуляции наносов на поймах ма-

лых рек в центре Русской равнины // Вестник Моск. ун-та. Сер. 5. География. 2012. № 5.

18. *Марков М.В.* Растительность Татарии. Казань: Татгосиздат, 1948. 128 с.
19. Народное хозяйство Татарской АССР за 60 лет // Юбилейный статистический сборник. Казань: Тат. книж. Изд-во, 1980. 143 с.
20. Метеорологические данные. Материалы свободного электронного доступа // ВНИИГМИ–МЦД, Всероссийского НИИ гидрометеорологической информации – Мировой центр данных. [Электронный ресурс]. www.meteo.ru. (дата обращения: 21.03.2020)
21. Овражная эрозия востока русской равнины. Казань: Изд-во КазГУ, 1990. 142 с.
22. *Переведенцев Ю.П.* Климат Казани и его изменения в современный период. 2006. 216 с.
23. *Переведенцев Ю.П., Шанталинский К.М., Важнова Н.А.* Пространственно-временные изменения основных показателей температурновлажностного режима в Приволжском федеральном округе // Метеорология и гидрология. 2014. № 4. С. 32–48.
24. Постановление Кабинета Министров Республики Татарстан от 12 марта 1997 г. № 216 “О Комплексной программе повышения плодородия почв и защиты их от эрозии в Республике Татарстан на 1997–2005 году” [принят Советом Министров Татарской Автономной Советской Социалистической Республики]. 1997. 15 с.
25. Почвенная карта Татарской АССР. Масштаб 1 : : 600000 Государственный агропромышленный комитет РСФСР. Винницкая картографическая фабрика ГКУК, 1985.
26. *Сафина Г.Р., Голосов В.Н.* Влияние изменений климата на внутригодовое распределение стока малых рек южной половины европейской территории России // Ученые записки Казанского университета. Сер. Естественные науки. 2018. № 1(160). С. 111–125.
27. Снимки Landsat. Геологическая служба США // Downloaded on [Электронный ресурс]. http://landsatlook.usgs.gov/. (дата обращения: 17.07.2020)
28. *Ступишин А.В., Дуглав В.А., Лаптева Н.Н.* Географический анализ овражно-балочных систем в пределах Татарской АССР. Казань: Изд-во КазГУ, 1980. 152 с.
29. *Трофимец Л.Н., Паниди Е.А.* Методические подходы к применению радиоцезиевого метода при изучении смыва и аккумуляции на пахотных склонах, осложненных ложбинным мезо-и микрорельефом // Проблемы региональной экологии. 2014. № 4. С. 147–152.
30. Федеральная служба государственной статистики База данных показателей муниципальных образований: сельское хозяйство [Электронный ресурс]. https://rosstat.gov.ru/dbscripts/munst/munst92/DBInet.cgi. (дата обращения: 17.07.2020)
31. *Шарифуллин А.Г., Гусаров А.В., Голосов В.Н.* Современный тренд эрозионно-аккумулятивных процессов в малом распаханном водосборе, Республика Татарстан // Геоморфология. 2018. № 3. С. 93–108.
32. *Barabanov A.T., Dolgov S.V., Koronkevich N.I., Panov V.I., Petel'ko A.I.* Surface Runoff and Snowmelt Infiltration into the Soil on Plowlands in the Forest-Steppe and Steppe Zones of the East European Plain // Eurasian Soil Science. 2018. V. 1(51). P. 66–72.
33. *Belyaev V.R., Wallbrink P.J., Golosov V.N., Murray A.S., Sidorchuk A.Y.* A comparison of methods for evaluating soil redistribution in the severely eroded Stavropol region, southern European Russia // Geomorphology. 2005. V. 3(65). P. 173–193.
34. *Cremers A., Elsen A., De Preter P., Maes A.* Quantitative analysis of radiocaesium retention in soils // Nature. 1988. V. 6187(335). P. 247–249.
35. *Desmet P.J.J., Govers G.* Two-dimensional modelling of the within-field variation in rill and gully geometry and location related to topography // Catena. 1997. V. 3–4(29). P. 283–306.
36. *Golosov V.N.* Special considerations for areas affected by Chernobyl fallout. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, Springer, 2002. P. 165–183.
37. *Golosov V.N., Collins A.L., Dobrovolskaya N.G., Bazhenova O.I., Ryzhov Y.V., Sidorchuk A.Y.* Soil loss on the arable lands of the forest-steppe and steppe zones of European Russia and Siberia during the period of intensive agriculture // Geoderma. 2021. V. 381. P. 114678.
38. *Govers G., Quine T.A., Desmet P.J.J., Walling D.E.* The relative contribution of soil tillage and overland flow erosion to soil redistribution on agricultural land // Earth surface processes and landforms. 1996. V. 10(21). P. 929–946.
39. *He Q., Walling D.E.* The distribution of fallout 137Cs and 210Pb in undisturbed and cultivated soils // Applied Radiation and Isotopes. 1997. V. 5(48). P. 677–690.
40. *He Q., Walling D.E.* Interpreting particle size effects in the adsorption of ^{137}Cs and unsupported ^{210}Pb by mineral soils and sediments // J. Environmental Radioactivity. 1996. V. 2(30). P. 117–137.
41. *Jong E. de, Begg C.B.M., Kachanoski R.G.* Estimates of soil erosion and deposition for some Saskatchewan soils // Canadian J. Soil Science. 1983. V. 3(63). P. 607–617.
42. *Moore I.D., Burch G.J.* Modelling erosion and deposition: topographic effects // Transactions of the ASAE. 1986. V. 6(29). P. 1624–1630.
43. *Morris C.D., Loughran R.J.* Distribution of caesium-137 in soils across a hillslope hollow // Hydrological processes. 1994. V. 6(8). P. 531–541.
44. *Øygarden L.* Rill and gully development during an extreme winter runoff event in Norway // Catena. 2003. V. 2–4(50). P. 217–242.
45. *Panin A.V., Walling D.E., Golosov V.N.* The role of soil erosion and fluvial processes in the post-fallout redistribution of Chernobyl-derived caesium-137: A case study of the Lapki catchment, Central Russia // Geomorphology. 2001. V. 3–4(40). P. 185–204.
46. *Panin A., Borisova O., Konstantinov E., Belyaev Y., Eremenko E., Zakharov A., Sidorchuk A.* The Late Quaternary Evolution of the Upper Reaches of Fluvial Sys-

tems in the Southern East European Plain // Quaternary. 2020. V. 4(3). P. 31.

47. *Platoncheva E., Yermolaev O., Essuman-Quainoo B.* Spatial-Temporal Dynamics of the Ephemeral Gully Belt on the Plowed Slopes of River Basins in Natural and Anthropogenic Landscapes of the East of the Russian Plain // Geosciences. 2020. V. 5(10). P. 167.

48. *Porto P., Walling D.E., Alewell C., Callegari G., Mabit L., Mallimo N., Meusburger K., Zehringer M.* Use of a ^{137}Cs re-sampling technique to investigate temporal changes in soil erosion and sediment mobilisation for a small forested catchment in southern Italy // J. Environmental Radioactivity. 2014. V. 138. P. 137–148.

49. *Shin S.S., Park S.D., Lee K.S.* Sediment and hydrological response to vegetation recovery following wildfire on hillslopes and the hollow of a small watershed // J. Hydrology. 2013. V. 499. P. 154–166.

50. *Stefano C., Ferro V., Porto P.* Linking sediment yield and caesium-137 spatial distribution at basin scale // J. Agricultural Engineering Research. 1999. V. 1(74). P. 41–62.

51. *Tarolli P., Dalla Fontana G.* Hillslope-to-valley transition morphology: New opportunities from high resolution DTMs // Geomorphology. 2009. V. 1–2(113). P. 47–56.

52. *Tsymbarovich P., Kust G., Kumani M., Golosov V., Andreeva O.* Soil erosion: An important indicator for the assessment of land degradation neutrality in Russia // International Soil and Water Conservation Research. 2020. V. 4(8). P. 418–429.

53. *Vandekerckhove L., Poesen J., Wijdenes D.O., De Figueiredo T.* Topographical thresholds for ephemeral gully initiation in intensively cultivated areas of the Mediterranean // Catena. 1998. V. 3–4(33). P. 271–292.

54. *Walling D.E., He Q., Quine T.A.* Use of caesium-137 and lead-210 as tracers in soil erosion investigations // IAHS Publications-Series of Proceedings and Reports-Intern Assoc Hydrological Sciences. 1995. V. 229. P. 163–172.

55. *Yoo K., Amundson R., Heimsath A.M., Dietrich W.E.* Erosion of upland hillslope soil organic carbon: Coupling field measurements with a sediment transport model // Global biogeochemical cycles. 2005. V. 3(19).

Features of Modern Erosion and Sedimentation on Forest-Steppe Gray Forest Soils within Hollows of a Small Catchment in the Republic of Tatarstan (European Russia)

A. G. Sharifullin[1, *] and A. V. Gusarov[1]

[1] *Kazan Federal University, Kazan, 420008 Russia*

**e-mail: AGSharifullin@kpfu.ru*

The paper presents the results of assessing the rates of erosion and sedimentation processes on gray forest soils (*Luvic Retic Greyzemic Phaeozems*) in the hollows of the small forest-steppe catchment Temeva Rechka (the Myosha River basin, Republic of Tatarstan, Russia) over the past 55–60 years using radiocesium technique. Within the studied catchment, depending on the exposure of slopes, length, gradient and shape of the thalweg profile, origin, age, and also the nature of erosion processes, the typification of the hollows was carried out. There are short agrogenic hollows with a small catchment area on relatively steep western slopes, which were probably formed after deforestation. The configuration of the catchments of these erosional forms contributes to the formation of surface runoff sufficient for erosion over a greater extent of their bottoms at a rate of about 2–4 t/ha per year. Older and relatively long hollows with small bottom slopes and a larger catchment area, which have a polygenetic origin, are zones of sediment transit from plowed catchments in the bottom of the central dry valley Temeva Rechka. They are characterized by alternating areas of soil erosion and the accumulation of sediments on them. The average rate of soil erosion in these landforms is 0.8 t/ha per year. Still, for some hollows characterized by the confluence of several small tributaries in the lower part, soil erosion processes increase up to 3 t/ha per year. The average rate of soil erosion loss is estimated at 6 t/ha per year on the short slopes of the hollows, but it can reach 11 t/ha per year in their upper parts. There has been a general weakening of soil erosion rates and accumulation of eroded material in recent decades due to climate and land-use changes.

Keywords: dry valley, hollow, cesium-137, water runoff, sediment, soil erosion, plowland