

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ
ПОЧВ

УДК 631.4

ПРИЧИНЫ ФОРМИРОВАНИЯ ТАЕЖНЫХ И ТУНДРОВЫХ ПОЧВ
С ДИФФЕРЕНЦИРОВАННЫМ ПО СОДЕРЖАНИЮ ОКСИДОВ
Fe И Al ПРОФИЛЕМ

© 2009 г. В. Д. Тонконогов

Почвенный институт им. В.В. Докучаева РАСХН, 119017, Москва, Пыжевский пер., 7

Поступила в редакцию 26.05.2008 г.

На основании статистических данных сопоставлялось валовое содержание оксидов железа и алюминия в обезжелезненных, а также обогащенных оксидом железа горизонтах широкого ряда таежных и тундровых почв. Установлено, что сравниваемые почвы выстраиваются в последовательный ряд по увеличению относительного вклада железа и уменьшению вклада алюминия в дифференциацию R_2O_3 : песчаные подзолы – дерново-подзолистые почвы – микропрофили суглинистых подзолов и иллювиально-железистые светлосемы – криогенно-ожезненные глееземы. Проведенный анализ привел нас к выводу: осветление и обеднение одних горизонтов оксидами Fe и Al, а также обогащение ими других горизонтов, в различных почвах обусловлено разными процессами. В песчаных подзолах это альфегумусовое подзолообразование, в легкосуглинистых микропрофилях подзолов и иллювиально-железистых светлосемов – редокс-альфегумусовое подзолообразование, в подзолистых и дерново-подзолистых почвах – селективное оподзоливание и лессиваж, в криогенно-ожезненных глееземах – восстановительно-окислительный механизм.

ПОСТАНОВКА ПРОБЛЕМЫ

В таежной зоне России широко распространены почвы, в профиле которых формируются осветленные и окрашенные оксидами железа бурые, охристые, коричневые или ржавые горизонты. Это подзолистый и альфегумусовый горизонты подзолов и иллювиально-железистых светлосемов, а также микропрофилей подзолов в элювиальной толще подзолистых почв; элювиальный и текстурный горизонт подзолистых и дерново-подзолистых почв. Характерными почвами тундры Западной Сибири и Русской равнины являются криогенно-ожезненные глееземы, в которых отсутствует осветленный горизонт, но формируется сизый, обезжелезненный глеевый горизонт, отороченный ржаво-охристой каймой, обогащенной оксидами железа.¹ Эти почвы формируются в различных условиях увлажнения и температурного режима, на породах различного минералого-гранулометрического состава, что косвенно свидетельствует о различном генезисе осветленного и окрашенного оксидами железа горизонтов этих почв. В западных школах почвоведения это последнее положение по существу является аксиоматичным, и такие почвы, как подзолы [8] или сподосоли [13] и многообразные текстурно-дифференцированные почвы (альбилювисоли, стагносоли, планосоли [8], альфисоли [13] и др.) рассматриваются как генетически различные об-

разования. Это нашло отражение в мировых классификационных системах [8, 13], а также в последней российской классификации почв [6].

Однако в российском почвоведении XX в. было достаточно распространено представление о генетическом единстве почв с осветленным горизонтом, что зафиксировано в официальных классификациях почв СССР [5, 6], в которых подзолы и подзолистые почвы рассматриваются в рамках одного типа. Это мнение отражено также во многих учебниках по почвоведению, несмотря на то, что еще в 1971 г. Таргульян [9], а затем и другие исследователи, привели весомые доказательства принципиальных различий между подзолистыми альфегумусовыми почвами (подзолами) и текстурно-дифференцированными почвами, в том числе глеевыми.

Между тем, и в настоящее время в российском почвоведении существует мнение о генетическом единстве не только подзолов и подзолистых почв, но и других почв с осветленным горизонтом, объединяемых глобальным процессом глееобразования, вызывающего обесцвечивание почвенной массы и ее обезжелезнение в условиях анаэробно-озиса в кислой среде [2–4].

Автор настоящей публикации ранее уже высказывал свое представление о различных механизмах формирования широкого спектра осветленных и окрашенных оксидами железа горизонтов в различных почвах [10]. Однако в связи с последней публикацией Зайдельмана на эту тему [4], представляется целесообразным еще раз вер-

¹ Названия почв и горизонтов даны по “Классификации и диагностике почв России” [5].

Таблица 1. Валовое содержание R_2O_3 в относительно обедненных и обогащенных оксидом железа горизонтах различных почв, % от прокаленной почвы

Горизонт	Fe_2O_3			Al_2O_3			K_d		$D, \%$	
	M	V	n	M	V	n	Fe_2O_3	Al_2O_3	Al_2O_3	Fe_2O_3
Песчаные подзолы										
E	0.60	45	43	3.46	41	43	2.55	1.73	32	68
BF	1.53	32	43	5.99	36	43				
Дерново-подзолистые почвы										
EL	3.00	He опр.	10	10.48	He опр.	10	1.75	1.38	19	81
BT	5.26	»	10	14.48	»	10				
Суглинистые микропрофили подзолов										
e	1.18	36	10	7.58	14	10	2.00	1.27	12	88
bf	2.40	16	10	9.66	11	10				
Светлоземы иллювиально-железистые										
E	2.18	He опр.	11	11.00	He опр.	11	1.95	1.11	10	90
BF	4.25	»	11	12.20	»	11				
Глееземы криогенно-ожелезненные										
Gcf	3.80	He опр.	7	11.93	He опр.	7	1.39	0.98	0	100
G	2.74	»	7	12.15	»	7				

Примечание. $D Al_2O_3 = [(K_d Al_2O_3 - 1) \times 100] : [(K_d Al_2O_3 - 1) + (K_d Fe_2O_3 - 1)]$; $D Fe_2O_3 = 100 - D Al_2O_3$, где $D Al_2O_3$ – внутрипрофильная дифференциация Al_2O_3 по отношению к дифференциации Fe_2O_3 и $D Fe_2O_3$ – внутрипрофильная дифференциация Fe_2O_3 по отношению к дифференциации Al_2O_3 , %; K_d – коэффициент дифференциации оксида.

нуться к проблеме генетического единства или полигенетичности осветленных горизонтов, полагая, что ее решению может способствовать анализ характера дифференциации оксидов железа и алюминия в профиле различных почв с осветленным горизонтом. Мы исходили из следующей посылки: сходные закономерности распределения оксидов железа и алюминия в профиле

различных почв будут свидетельствовать о едином механизме формирования обедненных и обогащенных железом горизонтов, а различный характер внутрипрофильной дифференциации Fe_2O_3 и Al_2O_3 – о разном генезисе этих горизонтов. Для аргументации выводов использован массовый аналитический материал.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Таблица 2. Валовое содержание R_2O_3 в илистой фракции относительно обедненных и обогащенных оксидом железа горизонтах различных почв, % от прокаленной навески

Горизонт	Глубина, см	Fe_2O_3	Al_2O_3
Подзол на песках, разр. 539			
E	2–8	6.00	26.70
BF	8–12	13.32	37.67
Светлозем иллювиально-железистый, разр. 4–87			
E	4–8	7.61	21.74
BF	8–13	15.14	22.20
E	5–10	1.86	23.23
Микропрофиль подзола, разр. 1–80			
BHF	10–15	15.06	22.40
Дерново-подзолистая почва, разр. 3–78			
EL	22–30	11.51	23.99
BT	70–80	11.10	23.16

Объектами сравнения послужили осветленные и окрашенные оксидами железа горизонты подзолов на кварцевых песках, микроподзолов в легкосуглинистой элювиальной части профиля подзолистых почв, легкосуглинистых иллювиально-железистых светлоземов; обезжелезненный глеевый горизонт и охристая железистая кайма криогенно-ожелезненных глееземов; элювиальный и текстурный горизонты дерново-подзолистых почв. Статистические данные по валовому содержанию оксидов железа и алюминия в обезжелезненных и обогащенных оксидом железа горизонтах приведены в табл. 1 и 2.

Представленный материал свидетельствует о том, что максимальной дифференциацией по оксидам железа и алюминия отличаются песчаные подзолы, характеризующиеся наилучшим по сравнению с другими почвами внутренним дренажом и отсутствием мерзлотного экрана. Если в подзолах

и имеет место период временного переувлажнения, то он явно короче, чем в суглинистых почвах. Исходя из идеи глобального глееобразования, в подзолах следовало бы ожидать наименьшую степень внутривертикальной дифференциации по оксидам Fe и Al, по сравнению с другими почвами с осветленным горизонтом. Важно подчеркнуть, что в подзолах показатель внутривертикальной дифференциации Al_2O_3 по отношению к дифференциации Fe_2O_3 (показатель D) достигает наиболее высоких значений. Кроме того, в иллевой фракции подзолов наблюдается не только чрезвычайно резкая дифференциация по содержанию оксида железа, но и весьма существенная – по содержанию оксида алюминия.

Иной характер дифференциации оксидов Fe и Al наблюдается в микропрофилях подзолов, формирующихся в элювиальной, обычно легкосуглинистой части профиля подзолистых почв, а также в профилях иллювиально-железистых светлосомов. По сравнению с песчаными подзолами в них заметно снижается степень дифференциации по обоим оксидам, но при этом наблюдается относительное уменьшение внутривертикальной дифференциации оксида алюминия (табл. 1).

Следует отметить, что в иллевой фракции микропрофилей подзолов и иллювиально-железистых светлосомов, в отличие от песчаных подзолов, сохраняется резкая дифференциация по содержанию оксида железа при отсутствии или слабой дифференциации по содержанию оксида алюминия. Приведенные данные позволяют предполагать, что в дифференциации суглинистых микропрофилей подзолов и иллювиально-железистых светлосомов наряду с альфегумусовым подзолообразованием определенную роль играет восстановительно-окислительный механизм железистой дифференциации, касающийся главным образом оксида железа. Иными словами имеет место сложный процесс редокс-альфегумусового подзолообразования.

Профиль дерново-подзолистых почв, как и подзолов, резко дифференцирован по оксидам Fe и Al, при этом дифференциация в пределах иллевой фракции отсутствует. Это вполне объясняется различными дифференцирующими процессами в подзолах и дерново-подзолистых почвах. В первом случае это альфегумусовое подзолообразование, во втором – резкое перераспределение ила (табл. 3) за счет селективного разрушения минералов иллевой фракции в элювиальном горизонте [12].

Особое место среди дифференцированных по оксиду железа почв принадлежит криогенно-ожелезненным глееземам. В качестве обезжелезненного горизонта вместо осветленного горизонта выступает глеевый. Роль обогащенного железом горизонта выполняет охристая кайма, расположенная над, а часто и под глеевым горизонтом. В

Таблица 3. Содержание иллевой фракции в относительно обедненных и обогащенных оксидом железа горизонтах различных почв, %

Почвы	Горизонт	<i>M</i>	<i>L</i>	<i>n</i>
Песчаные подзолы	EL	3	2–6	16
	BF	6	4–8	20
	EL	11	6–13	78
Дерново-подзолистые	BT	29	22–36	78
Светлосомы иллювиально-железистые и микропрофили подзолов	EL	11	5–16	9
	BF	14	10–17	9
Глееземы криогенно-ожелезненные	Gcf	14	8–20	9
	G	14	8–20	9

Примечание. *M* – среднее; *L* – минимум–максимум; *n* – повторность.

этих суглинистых почвах, формирующихся в условиях длительного переувлажнения, связанного с многолетней или сезонной мерзлотой, создаются максимальные условия для редукции железа, его миграции и аккумуляции на окислительном мерзлотном барьере. При этом дифференциация профиля по содержанию оксида алюминия, а также по содержанию ила, отсутствует. Таким образом, в криогенно-ожелезненных глееземках восстановительно-окислительный процесс является практически единственным, ответственным за железистую дифференциацию. Процессы кислотной агрессии и лессиважа, которые сказываются на поведении оксида алюминия и иллевой фракции, здесь практически не проявляются. Следует также отметить, что дифференциация по содержанию оксида железа в рассматриваемых почвах заметно меньше, чем в почвах с осветленным горизонтом.

Итак, сравниваемые почвы существенно различаются по роли оксида железа в дифференциации почв по оксидам Fe и Al. Выстраивается следующий последовательный ряд почв по увеличению вклада железа и уменьшению вклада алюминия в дифференциацию R_2O_3 : песчаные подзолы – дерново-подзолистые почвы – микропрофили суглинистых подзолов и иллювиально-железистые светлосомы – криогенно-ожелезненные глееземы. В последних почвах дифференциация по оксидам Fe и Al почти полностью осуществляется за счет Fe_2O_3 .

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенный анализ характера внутривертикальной дифференциации оксидов Fe и Al в широком ряду почв с осветленными и обедненными оксидами железа и алюминия горизонтами, привел нас к выводу об отсутствии в реальной природной обстановке некоего единого дифференци-

рующего процесса. Осветление и обеднение одних горизонтов оксидами железа и алюминия, а также обогащение других горизонтов оксидами Fe и Mn обусловлено различными процессами.

В подзолах легкого гранулометрического состава наиболее ярко проявляется процесс альфегумусового подзолообразования, в результате которого дифференциация по оксидам железа и алюминия достигает максимума и распространяется на все гранулометрические фракции [9, 11].

Для подзолистых и дерново-подзолистых почв характерны процессы селективного оподзоливания, затрагивающего практически только минералы илистой фракции [10], а также передвижение и аккумуляция ила без разрушения (лессиваж).

Практически единственным дифференцирующим процессом в криогенно-ожелезненных глееземах является восстановительно-окислительный механизм, то есть оглеение или глееобразование, под которым, вслед за Высоцким [1], мы понимаем трансформацию гидроксидов железа в закисные формы, сопровождающуюся обязательным появлением холодных – сизых, зеленоватых или голубых тонов окраски минеральной массы. Дифференциация этих почв по Al_2O_3 отсутствует. По сравнению с другими процессами дифференциации восстановительно-окислительный механизм характеризуется наименьшей результативностью.

Каждый из названных механизмов, по-видимому, редко проявляется в “чистом виде”. Как правило, дифференцирующие процессы в той или иной мере сочетаются друг с другом (яркий пример – сложный процесс редокс-альфегумусового подзолообразования в легкосуглинистых микропрофилях подзолов и иллювиально-железистых светлосемах). Сочетание различных механизмов дифференциации профиля рассматриваемых почв не мешает определить ведущую роль того или иного процесса в конкретных почвах.

Важно подчеркнуть, что названные дифференцирующие процессы имеют определенную “географию” и контролируются минералого-гра-

нулометрическим составом почвообразующего субстрата, климатическими условиями, наличием мерзлотного экрана.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Высоцкий Г.Н.* Глей // Почвоведение. 1905. № 4.
2. *Зайдельман Ф.Р.* Глееобразование – глобальный почвообразовательный процесс // Почвоведение. 1994. № 4. С. 21–31.
3. *Зайдельман Ф.Р.* Подзоло- и глееобразование. М.: Наука, 1974. 208 с.
4. *Зайдельман Ф.Р.* Причины образования светлых кислых элювиальных горизонтов в профиле почв // Почвоведение. 2007. № 10. С. 1155–1167.
5. Указания по классификации и диагностике почв. М.: Колос, 1967. 77 с.
6. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
7. Классификация и диагностика почв СССР. М.: Колос, 1977. 223 с.
8. Мировая коррелятивная база почвенных ресурсов: основа для международной классификации и корреляции почв. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2007. 278 с.
9. *Таргульян В.О.* Почвообразование и выветривание в холодных гумидных областях. М.: Наука, 1971. 268 с.
10. *Тонконогов В.Д.* О генезисе почв с осветленным элювиальным горизонтом // Почвоведение. 1996. № 5. С. 564–569.
11. *Тонконогов В.Д.* Подзолы на кварцевых песках Русской равнины, генезис и пути их использования в народном хозяйстве // Почвы Нечерноземья и перспективы их сельскохозяйственного освоения. Науч. тр. Почв. ин-та им. В.В. Докучаева. М., 1977. С. 45–86.
12. *Тонконогов В.Д., Градусов Б.П., Рубилина Н.Е., Таргульян В.О., Чижикова Н.П.* К дифференциации минералогического и химического составов дернисто-подзолистых и подзолистых почв // Почвоведение. 1987. № 3. С. 68–81.
13. Soil Taxonomy. A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Washington: Soil Survey Staff, U.S. Government Printing Office, 1999.

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4

ИЗМЕНЕНИЕ ЗАСОЛЕНИЯ ПОЧВ СОЛОНЦОВЫХ КОМПЛЕКСОВ ЕРГЕНЕЙ В РЕЗУЛЬТАТЕ ДЛИТЕЛЬНОГО АНТРОПОГЕННОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ (ИССЛЕДОВАНИЯ ПОЧВ АРШАНЬ-ЗЕЛЬМЕНСКОГО СТАЦИОНАРА РАН)*

© 2009 г. А. Ф. Новикова¹, М. В. Габченко¹, В. П. Беспалов²

¹Почвенный институт им. В.В. Докучаева, 119017, Москва, Пыжевский пер., 7

²Институт лесоведения РАН, 143030, с. Успенское, Одинцовский р-н, Московская обл.

Поступила в редакцию 04.07.2007 г.

Уникальные опыты Аршань-Зельменского стационара РАН, заложенные в 1950-х гг., стали основой для защитного лесоразведения в сухостельной и полупустынной зонах в богарных условиях на засоленных почвах солонцового комплекса Ергеней. Мелиоративные мероприятия способствовали накоплению продуктивной влаги в слое 0–200 см, обеспечивающей не только рост и развитие лесных культур, но и уменьшению содержания легкорастворимых солей до глубины 1–1.4 м, однако полного рассоления почвенного профиля за данный период не произошло. Рассолонцевание почв было менее эффективным. Мониторинг изменений солевого состояния почв при агролесомелиорации прекращен в начале 1980-х гг. Наши исследования, проведенные в 2005–2006 гг., показали, что мелиоративный процесс продолжается: максимум легкорастворимых солей в солонцах перемещается вниз по профилю до глубины 2.2 м, пахотный слой (0–40 см) полностью рассолонцовывается. На дополнительно исследованных почвах межполосных пространств, занятых пашней, наблюдается меньшее, но более существенное рассоление и рассолонцевание почвенного профиля.

ВВЕДЕНИЕ

Аршань-Зельменский стационар Института лесоведения РАН, расположенный в северо-западной части Калмыкии, организован в 1950 г. Комплексной экспедицией по вопросам полезащитного лесоразведения АН СССР. В это время разведение лесов в степи находилось в критическом состоянии. Более чем столетний опыт лесоразведения в Калмыкии позволил сделать вывод о невозможности создания лесных насаждений в сухой степи и полупустыне [5]. Здесь основными препятствиями для успешного лесоразведения являются дефицит влаги, засоленность почв и почвообразующих пород, а также солонцеватость почв, то есть наличие солонцеватого или солонцового горизонтов, определяющих неблагоприятные водно-физические и физико-химические свойства почв.

Основной задачей стационара являлась разработка научных основ защитного лесоразведения в засушливых условиях полупустыни на засоленных почвах солонцового комплекса в богарных условиях (Ергенинская возвышенность) и в условиях орошения (Приергенинская равнина). Для решения этих задач в 1950 г. заложены стационарные опыты по испытанию и выявлению ассортимента древесных и кустарниковых пород,

пригодных для выращивания в этих условиях; изучению водного режима почв и разработке приемов его улучшения; разработке способов мелиорации солонцовых комплексов и изучению водного и солевого режимов почв; изучению солеустойчивости деревьев и кустарников в искусственных биоценозах, изучению особенностей роста, развития, биологии и физиологии древесных пород в богарных и орошаемых условиях; выявлению различных агротехнических приемов, обеспечивающих выращивание устойчивых защитных лесонасаждений. При организации стационара заложено 4 опытных участка: первый расположен на Ергенинской возвышенности, второй – на восточном склоне Ергенинской возвышенности, третий – на северном склоне балки р. Годжур и четвертый – на Приергенинской равнине, представляющей собой делювиально-пролювиальный шлейф Ергеней на Прикаспийской низменности (рис. 1). Работы на втором и третьем опытных участках были прекращены в середине 1950-х гг., все дальнейшие исследования проводились на первом и четвертом опытных участках.

Расцвет комплексных исследований пришелся на 1950–1970 гг. [1–6]. Почвенные исследования на стационаре были прекращены в начале 1980-х гг. и возобновлены нами только в 2005 г.

Основной целью работ являлось изучение влияния длительного (более 50 лет) антропогенного воздействия (лесонасаждений, сельскохозяйствен-

* Работа выполнена при финансовой поддержке грантов РФФИ № 07-04-00136а и РФФИ-ГФЕН № 06-04-39022.

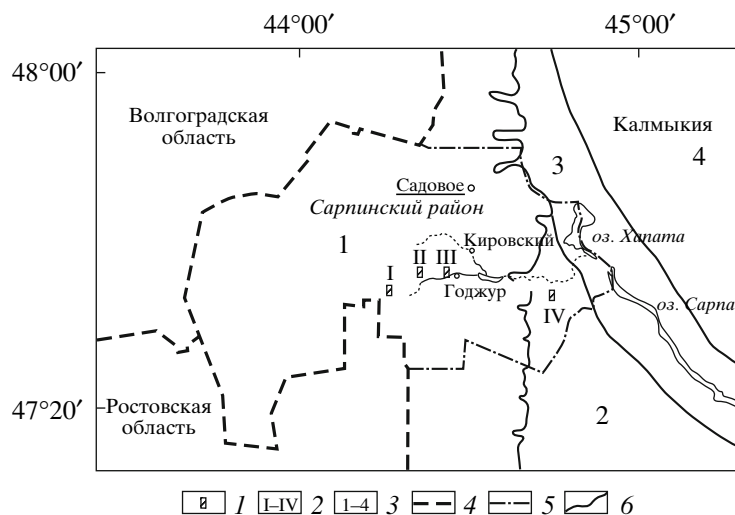


Рис. 1. Схема размещения опытных участков Аршань-Зельменского стационара.

Условные обозначения: 1 – расположение опытных участков стационара; 2 – нумерация опытных участков стационара; 3 – геоморфологические районы: 1 – Ергенинская возвышенность; 2 – Приергенинская равнина; 3 – Сарпинская ложбина; 4 – Сарпинская низменность. Границы: 4 – субъектов РФ; 5 – Сарпинского административного района Калмыкии; 6 – геоморфологических районов.

ного использования, агротехнических и мелиоративных приемов) на изменение засоления почв солонцовых комплексов Ергенинской возвышенности в богарных условиях.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В 2005–2006 гг. изучались и обобщались архивные и опубликованные материалы исследований 1950–1970 гг., проведены рекогносцировочные почвенные исследования, установлено местоположение ключевых участков, на которых в 1950 г. проводились исследования исходного состояния почвенного и растительного покровов. Изучались почвы первого опытного участка Аршань-Зельменского стационара, расположенного на Ергенинской возвышенности.

Характеристика природных условий. Опытный участок расположен на водораздельной части Ергенинской возвышенности с абсолютными отметками 132–144 м и относится к подзоне светло-каштановых почв.

Климат Ергеней характеризуется значительной сухостью [1, 6]. Среднегодовое количество осадков составляет 330 мм, количество дней с суховеями достигает 60 дней. Снеговой покров незначительный. Испарение с водной поверхности существенно превышает количество выпадающих атмосферных осадков и составляет около 1000 мм.

Водораздельные пространства Ергеней представляют собой плоскую равнину с ярко выраженным микрорельефом, который существенно влияет на снегонакопление и аккумуляцию дождевых

осадков, что обуславливает различное увлажнение поверхности. Почвообразующими породами являются четвертичные гипсоносные засоленные делювиальные пылеватые суглинки различной мощности, подстилаемые мощной (10–14 м) толщей ергенинских песков с прослойками и линзами глин, конгломератов, “фигурных песчаников”. Ниже песков расположены палеогеновые майкопские глины, серые с зеленоватым оттенком, засоленные, с крупными включениями гипса. Грунтовые воды расположены глубже 10 м [3].

Почвенный покров участка повсеместно комплексный (рис. 2). Преобладают комплексы светло-каштановых почв с солонцами, доля участия последних составляет 20–30, 30–50, 50–70 или 70–80%. На почвенной карте также выделяются контуры, в которых преобладают корковые и мелкие, средние и глубокие солонцы, светло-каштановые солонцеватые и выщелоченные почвы, лугово-каштановые и темноцветные почвы.

Исходный растительный покров комплексный. Комплексность растительного и почвенного покрова тесно связана с мезо- и микрорельефом [3]. Комплексы с высоким содержанием солонцов занимают наиболее повышенные участки с разреженным растительным покровом из прутняка, черной и белой полыни. Ромашниково-типчачковые ассоциации на светло-каштановых почвах приурочены к слабовыраженным плоским понижениям [3].

Целинные светло-каштановые почвы опытного участка имеют четко выраженную солонцеватость в гор. В1. Ниже гор. В1 располагается гор. В2, в котором присутствуют рассеянные карбонаты,

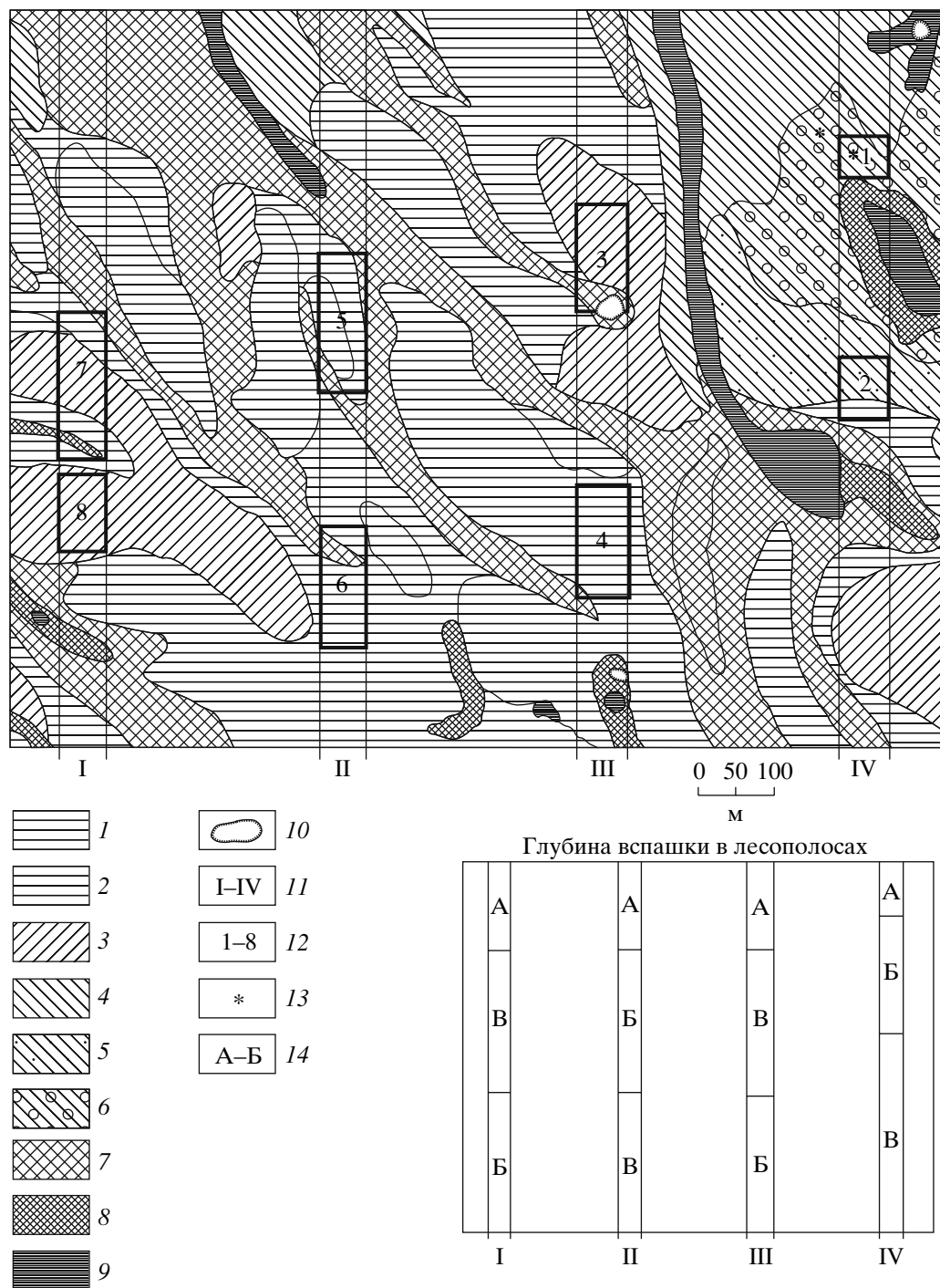


Рис. 2. Почвенная карта первого опытного участка Аршань-Зельменского стационара (составлена Н.М. Зайцевым в 1950–1951 гг.).

Условные обозначения: комплекс светло-каштановых почв и солонцов: 1 – в комплексе преобладают светло-каштановые почвы, солонцы составляют 20–30%; 2 – в комплексе преобладают светло-каштановые почвы, солонцы составляют 30–50%; 3 – в комплексе преобладают солонцы, занимающие 50–70%; в комплексе преобладают солонцы, занимающие 70–80% от общей площади; 4 – преобладают солонцы среднестолбчатые; 5 – преобладают солонцы глубокостолбчатые; 6 – преобладают солонцы корково-столбчатые; 7 – светло-каштановые и светло-каштановые среднесолонцеватые почвы; 8 – светло-каштановые выщелоченные почвы; 9 – лугово-каштановые почвы; 10 – темноцветные и лиманные почвы; 11 – нумерация лесных полос; 12 – ключевые участки; 13 – разрезы, заложенные в 2005 г.; 14 – глубина вспашки: А – 25–27 см; Б – 45 см; В – 55 см.

придающие этому горизонту белесоватый оттенок. Этот горизонт с глубины 50–60 см переходит в гор. ВС с четко оформленной белоглазкой. Содержание гумуса изменяется от 1.9 в гор. А до 1.5–1.6% в гор. В1 [3].

Солевой профиль светло-каштановой почвы можно разделить на три части: в верхних 100 см легкорастворимые соли практически отсутствуют или отмечается слабое хлоридно-натриевое засоление в конце первого метра; слой 100–250 см характеризуется слабым или средним хлоридно-натриевым засолением; глубже 2.5 м засоление сильнее хлоридно-сульфатно-натриевое.

В комплексе со светло-каштановыми почвами разной степени солонцеватости находятся автоморфные солонцы, преимущественно среднестолбчатые, но встречаются также и корковые, мелкие и глубокие солонцы. Карбонаты в профиле солонцов встречаются сразу же на границе солонцового и подсолонцового горизонтов, а максимум их гораздо выше (с 35–40 см), чем в светло-каштановых почвах. Содержание гумуса в гор. А составляет 1.9, в В1 – 1.6%. Содержание обменного натрия в солонцовом горизонте составляет 20–26%.

Легкорастворимые соли в среднестолбчатом солонце в виде белесоватых выцветов и прожилок отмечаются с глубины 35–45 см. Хлоридно-натриевое засоление с глубиной переходит в сульфатно-хлоридно-натриевое, затем в хлоридно-сульфатно-натриевое. В середине второго метра находится максимум засоления (около 1.5%). Значительное накопление сульфатов в конце второго метра связано со скоплением гипса на этой глубине.

В корковых и мелких солонцах засоление почв сильное: прожилки легкорастворимых солей отмечаются уже на глубине 20–25 см. Максимум содержания сульфатов расположен ближе к поверхности. В составе обменных оснований доля натрия увеличивается до 30–40%.

В глубоких солонцах признаки засоленности и солонцеватости несколько уменьшаются по сравнению с корковыми и мелкими солонцами.

В понижениях рельефа, получающих дополнительное увлажнение, формируются светло-каштановые выщелоченные и лугово-каштановые почвы. Они характеризуются более мощным гумусированным горизонтом, более глубоким залеганием карбонатов и выщелоченностью от легкорастворимых солей. В лугово-каштановых почвах отмечаются признаки солонцеватости: гор. В имеет очень плотное сложение и состоит из слившихся ореховатых отдельностей.

Схема закладки и проведения опыта. На территории опытного участка были запроектированы четыре ленты лесополос длиной 1 км и шириной 60 м с межполосным расстоянием 300 м. На каждой полосе выделено по два ключевых участка для проведения исследований.

В общей сложности заложено 8 ключевых участков, на которых проведена почвенная и геоботаническая съемки М 1 : 500 (рис. 3, 4). В 1950 г. на всех лентах лесополос проведена вспашка на глубину 45 см (ключи 1, 4, 5, 8) и 55 см (ключи 2, 3, 6, 7), а на контрольных участках – на глубину 25–27 см. Затем почва дисковалась для размельчения глыб [4]. Осенью почва была перепахана на глубину 23–25 см. На зиму оставлена гребнистая пашня для влагонакопления. Весной 1951 г. на первой ленте лесополосы посеяны кулисы лоха с различной шириной междурядий, на остальных лентах – кулисы из кукурузы и суданки также с различной шириной междурядий. В течение лета почва в кулисных коридорах обрабатывалась: проводилось закрытие влаги, трехкратное бороздование; на зиму пропахано по 3 борозды глубиной до 50–55 см в каждом кулисном коридоре. Кулисы и борозды способствовали накоплению влаги, а обработка почв – улучшению водно-физических свойств солонцов и светло-каштановых солонцеватых почв. Весной 1952 г. была закрыта влага, проведена культивация и заложены опыты по созданию защитных полос с главной культурой дубом черешчатым с различной шириной междурядий.

Результаты исследований 1950–1970 гг. Уже в первые годы освоения почв солонцовых комплексов в лесонасаждениях отмечались выпадения дуба на солонцах, а на десятом году исследований – и вяза мелколистного.

Глубина мелиоративной обработки, неоднократная обработка широких (3–4 м) междурядий в течение первых 5–6 лет освоения (до смыкания кроны деревьев) создали наиболее благоприятные условия для роста лесонасаждений на засоленных почвах [4, 5]. Исследования водного и солевого режимов почв в течение первых 6–10 лет освоения показали, что глубокая обработка почв, широкие междурядья в кулисах из высокостебельчатых трав, а впоследствии в лесонасаждениях, позволяющие проводить ежегодную обработку почв, способствовали накоплению влаги в двухметровом слое и значительному уменьшению содержания легкорастворимых солей в первом метре почвенного профиля. За этот же период содержание обменного натрия в пахотных горизонтах уменьшилось незначительно, что свидетельствует о том, что процесс рассолонцевания почв шел очень медленно.

На третьей ленте лесополосы были заложены опыты по мелиорации автоморфных солонцов и изучению солонцеустойчивости древесных пород. Здесь почвы солонцовых комплексов с содержанием солонцов до 70% подверглись в 1950 г. плантажной вспашке на глубину 45 и 55 см, двухлетнему парованию с применением снегозадержания при помощи кулис из высокостебельчатых культур (кукурузы, суданки) и глубоких борозд для задержания поверхностного стока. В 1952 г.

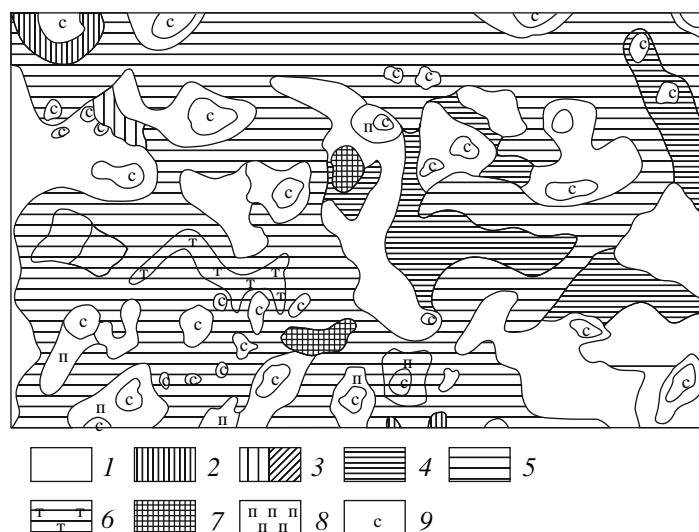


Рис. 3. Почвенная карта ключа № 1 М 1 : 500 (составлена Н.М. Зайцевым в 1950–1951 гг.)

Условные обозначения: почвы: 1 – светло-каштановые; 2 – светло-каштановые среднесолонцеватые; 3 – светло-каштановые сильносолонцеватые; 4 – степные солонцы среднестолбчатые; 5 – степные солонцы корково-столбчатые; 6 – солонцы бескорковые; 7 – лугово-каштановые; 8 – перерытые; 9 – сусликовины.

Ю

С

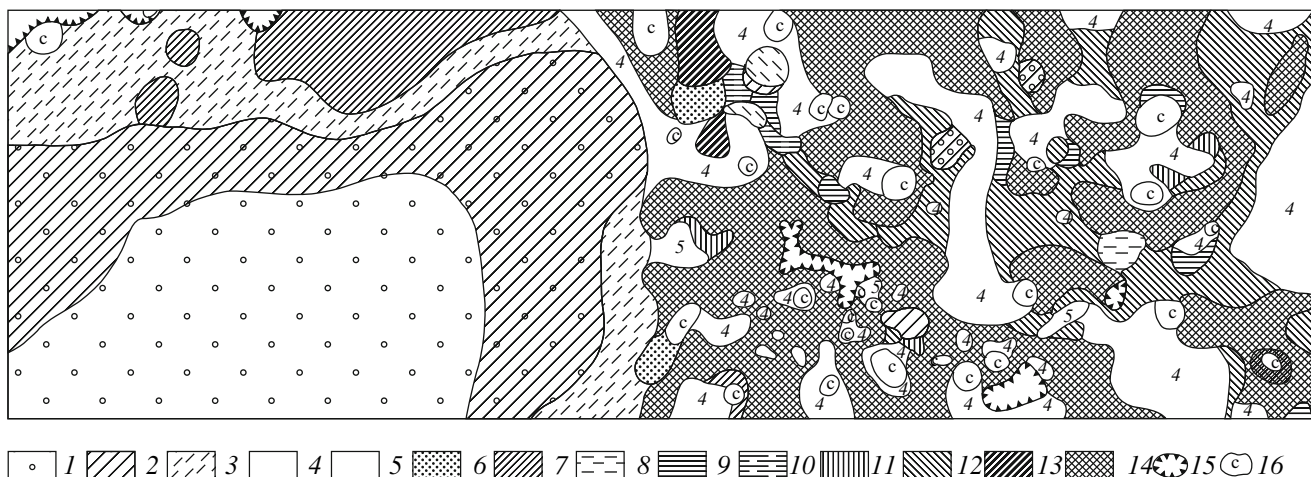


Рис. 4. Геоботаническая карта ключа № 1 М 1 : 500 (составлена К.В. Зворыкиной в 1950–1951 гг.)

Условные обозначения: лугово-каштановые почвы: 1 – пырей ползучий + разнотравье; 2 – типчак + пырей ползучий + разнотравье; светло-каштановые почвы: 3 – типчак + келерия сизая + (ромашник тысячелистный); 4 – типчак + ромашник тысячелистный + (ковыль Лессинга); 5 – типчак + ромашник тысячелистный; 6 – острец + мятлик луковичный + ромашник тысячелистный; светло-каштановые почвы и глубоководные солонцы: 7 – типчак + ромашник тысячелистный + прутняк стелющийся + полынь белая (острец); 8 – типчак + ромашник тысячелистный + житняк пустынный; 9 – ромашник тысячелистный + типчак + (прутняк стелющийся); среднестолбчатые солонцы: 10 – ромашник тысячелистный + прутняк стелющийся + (типчак); 11 – острец + ромашник тысячелистный + прутняк стелющийся; 12 – типчак + полынь белая + камфоросма марсельская (острец); корково-столбчатые солонцы: 13 – прутняк стелющийся + полынь черная; 14 – полынь черная + камфоросма марсельская; 15 – такыры; 16 – сусликовины.

после культивации почвы было высажено 23 вида семян деревьев и кустарников, проведены посевы дуба черешчатого. Ширина междурядий составила 3 м. В течение первых 5 лет за культурами проводился механизированный и ручной уход, по-

полнение выпавших растений на пятнах солонцов, где приживаемость древесных культур и кустарников составила 60–83%.

Неудовлетворительный рост и развитие растений на солонцах проявлялись в небольшом еже-

годном приросте, слабом развитии корневой системы, появлении на листьях солевых некрозов [5]. Древесные породы отставали в росте на солонцах по сравнению со светло-каштановыми почвами на 50–120 см. У несолеустойчивых растений (дуба, клена, ясеня, яблони лесной) наблюдался сухостой, отсутствие плодоношения и выпадения растений уже в первые годы проведения опыта.

Исследования показали, что глубокая обработка, длительное парование, ежегодное рыхление широких (3–4 м) междурядий и опушек дают наилучшие результаты при выращивании лесных насаждений, а смородина золотистая, тамариск пятитычинковый, берест, спирея, жимолость татарская являются наиболее солонцеустойчивыми культурами.

Исследованиями, проведенными в первые 15 лет на солонцовых комплексах [2, 4, 5], установлено, что плантажная вспашка на глубину 45 и 55 см не полностью разрушает солонцовые горизонты. Это затрудняет промачивание почв. Однолетнее парование и прекращение рыхления в междурядьях через 3–5 лет обуславливают очень медленное протекание мелиоративного процесса. За 15-летний период максимальное промачивание и уменьшение содержания легкорастворимых солей в почвенном профиле отмечалось до глубины 1.0–1.4 м. Но корнеобитаемый слой оказался не полностью затронут процессом рассолонения и рассолонцевания, что сопровождалось плохим развитием и гибелью древесных пород. Более эффективно происходит рассолонение и рассолонцевание засоленных солонцов на фоне применения плантажной вспашки на глубину 55 см, двух-трехлетнего парования с применением мероприятий по накоплению влаги и рыхления междурядий. В этом случае происходило промачивание и существенное уменьшение содержания легкорастворимых солей до глубины 1.0–1.4 м, в то время как по обычной вспашке – до 45–50 см. Содержание обменного натрия в пахотном слое уменьшается с 30 до 16–18 от емкости катионного обмена.

Основными выводами, полученными в результате исследований на солонцовых комплексах Ергеней в течение 1950–1970-х гг. [2, 4, 5], можно считать следующие:

1. Главным препятствием для развития лесонасаждений на Ергенях в богарных условиях являются дефицит влаги, засоленность и солонцеватость почв.

2. Создание запасов влаги и мелиорацию солонцов можно осуществить путем проведения плантажной вспашки на глубину 45–55 см, вовлекающей в пахотный слой карбонаты, и последующего перемешивания карбонатов с солонцовым горизонтом перепахкой и дискованием.

3. Посадка снегосборных кулис и бороздование на зиму межкулисных пространств способ-

ствуют увеличению запасов влаги в почве и в сочетании с глубокой вспашкой обеспечивают запасы влаги в двухметровой толще в количестве 500–600 мм, что необходимо для посадки лесных культур. Разработанная система агротехнических мероприятий включает также 4–5-кратное рыхление междурядий и прополку в рядах в первые 4–5 лет.

4. Разработанный комплекс лесомелиоративных мероприятий способствует не только накоплению влаги в количестве, необходимом для выращивания лесонасаждений, но и уменьшению содержания легкорастворимых солей до глубины 1–1.4 м. Однако полного рассолонения почвенного профиля не происходит. Рассолонцевание почв идет крайне медленно. Незначительное уменьшение содержания обменного натрия отмечается под лесонасаждениями только на пятый–шестой год жизни лесных культур.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Почвенные исследования на Аршань-Зельменском стационаре прекращены в 1970 г., а в последние 15–17 лет из-за сложной экономической ситуации прекратился и уход за лесонасаждениями. Продолжались лишь исследования за состоянием лесных насаждений.

Впервые после столь длительного перерыва в 2005 г. нами продолжено изучение антропогенного воздействия на засоленность солонцов под лесом и на пашне. Проведены рекогносцировочные почвенные исследования на первом опытном участке стационара, расположенном на Ергенях. Обследовано 8 ключевых участков. На первом ключе, расположенном на четвертой ленте лесополосы, на солонце заложен разрез глубиной 3 м. Межполосные пространства первого опытного участка, начиная с 1956 г., заняты пашней. Здесь на агросолонце заложен разрез глубиной 1.5 м. Кроме того, для сравнения с описаниями почв, приведенными Зайцевым [3], заложен разрез на целинном солонце.

В почвенном покрове первого ключевого участка (рис. 3) до закладки опытов преобладали степные корково-столбчатые солонцы. Согласно описаниям разрезов [3], это скорее мелкие солонцы (мощность надсолонцового горизонта до 10 см), среди которых распространены и корковые с мощностью надсолонцового до 5 см. Встречаются и среднестолбчатые солонцы. Среди преобладающих в почвенном покрове ключа солонцов отмечаются небольшие пятна светло-каштановых, светло-каштановых средне- и сильносолонцеватых почв, лугово-каштановых, перерыхлых почв и сусликовины.

В растительном покрове ключа, согласно геоботанической карте М 1 : 500 (рис. 4), на корково-столбчатых солонцах до распашки преобладали

Таблица 1. Гранулометрический состав целинных и антропогенно-измененных солонцов

№ разреза, угодье	Горизонт (глубина, см)	Глубина взятия образца, см	Гигроскопическая влага, %	Содержание фракций, %; размер частиц, мм						Сумма частиц	
				1–0.25	0.25–0.05	0.05–0.01	0.01–0.005	0.005–0.001	<0.001	>0.01	<0.01
7, целина	A (0–6)	0–6	1.3	0.2	30.7	57.3	7.1	4.7	0	88.2	11.8
	B1 (6–20)	6–20	5.2	0	14.7	33.9	5.7	11.4	34.3	48.6	51.4
	B2 (20–28)	20–28	4.0	0	16.0	39.9	10.1	12.3	21.7	55.9	44.1
	BC са (28–54)	30–50	2.9	0	20.1	39.1	7.2	17.9	15.7	59.2	40.8
	C1 (54–110)	60–70	3.0	0	18.5	42.4	6.9	19.5	12.8	60.8	39.2
8, пашня	A пах (0–21)	0–10	3.4	0	21.7	45.4	11.4	16.4	5.1	67.1	32.9
		10–20	3.5	0	20.8	45.5	1.9	20.8	11.0	66.3	33.7
	B2 (21–32)	21–31	3.6	0	19.0	39.5	7.7	12.5	21.2	58.5	41.5
	BC са (32–69)	35–55	2.3	0	14.1	42.1	9.9	19.1	14.8	56.2	43.8
9, лесополоса	A пах (0–38)	0–20	3.2	0.1	21.9	48.7	9.3	15.3	4.8	70.6	29.4
		20–38	3.4	0.1	20.8	41.8	7.8	19.0	10.6	62.6	37.4
	B2 (38–45)	38–45	3.4	0	17.1	41.9	8.4	16.9	15.7	59.0	41.0
	BC са (45–83)	50–70	2.3	0	15.8	46.4	6.8	17.0	14.0	62.2	37.8
	C1 (83–119)	85–115	2.6	0	14.8	48.3	7.6	19.5	9.9	63.1	37.0
	C2 (119–310)	120–150	2.7	0	27.1	40.2	6.9	14.2	11.5	67.4	32.6
		220–240	3.7	0.5	30.5	44.6	6.0	12.2	6.2	75.6	24.4
		250–270	4.1	2.9	31.8	41.6	10.2	11.2	2.4	76.3	23.7
		300–310	3.1	0	23.4	51.6	4.5	14.4	6.2	75.0	25.0

прутняк стелющийся, полынь черная, камфоросма марсельская. На среднестолбчатых солонцах – прутняк стелющийся, полынь белая, камфоросма, ромашник тысячелистный.

Разрез целинного солонца (разр. 7) расположен на водораздельной части Ергеней (47.57° с.ш., 44.29° в.д., 132 м над уровнем моря), на микроповышении под растительностью, представленной преимущественно черной и белой полынью. Солонец имеет четко дифференцированный профиль. Почвообразующая порода представлена желто-бурым пылеватым средним суглинком с белоглазкой и прожилками солей до глубины 110 см, глубже – с обильными прожилками солей. Дифференциация почвенного профиля целинного солонца четко выражена и по гранулометрическому составу (табл. 1): пылеватая супесь (надсолонцовый горизонт) сменяется пылеватой глиной (солонцовый горизонт), а затем тяжелым суглинком (подсолонцовый горизонт).

В почвенном профиле целинного солонца слабое хлоридно-натриевое засоление солонцового горизонта переходит в сильное хлоридно-натриевое засоление подсолонцового и переходного (BC) горизонтов и в сильное сульфатно-хлоридно-натриевое и хлоридно-сульфатно-натриевое засоление почвообразующей породы (табл. 2).

С глубиной доля сульфатов и степень засоления в почвообразующей породе увеличиваются.

Содержание обменного натрия в солонцовом горизонте составляет 32% от суммы обменных оснований и увеличивается в подсолонцовом и переходном горизонтах (табл. 3).

Таким образом, по глубине залегания солевого горизонта целинный солонец является солончакным, по составу солей – хлоридно-натриевым, с глубины 54 см появляется гипс, и химизм становится хлоридно-натриевым с гипсом; по содержанию обменного натрия солонец относится к многонариевым. Карбонаты встречаются по всему профилю с глубины 25–30 см, а их максимум (2.8%) приходится на карбонатный горизонт BC са. Содержание гипса невысокое, его максимум (2.3% SO_4 гипса) сосредоточен в породе на глубине около 150 см. Содержание гумуса в слое 0–30 см невысокое и составляет 1.0–2.6%. Изучение целинного солонца показало, что основные морфологические и химические характеристики солонцов сходны с описаниями 1950 г. [3].

Длительное антропогенное воздействие привело к существенному изменению засоления солонцов на пашне и под лесом.

Рассмотрим трансформацию морфологических и химических свойств солонцов на пашне, которая, как указывалось, занимает все межполосные про-

Таблица 2. Характеристика солевого состава целинных и антропогенно-измененных солонцов

№ разреза, угодье	Горизонт (глубина, см)	Глубина взятия образца, см	рН суспензии (1 : 2.5)	Сумма солей, %	Химический состав солей						
					HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
					ммоль экв/100 г почвы %						
7, целина	A (0–6)	0–6	6.8	0.02	$\frac{0.15}{0.009}$	$\frac{0.05}{0.002}$	$\frac{0.02}{0.001}$	$\frac{0.30}{0.006}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.18}{0.004}$	Следы
	B1 (6–20)	6–20	8.0	0.11	$\frac{0.5}{0.03}$	$\frac{1.0}{0.03}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.3}{0.01}$	$\frac{0.6}{0.01}$	$\frac{1.0}{0.02}$	»
	B2 (20–28)	20–28	8.8	0.52	$\frac{1.0}{0.06}$	$\frac{6.6}{0.23}$	$\frac{0.6}{0.03}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{0.8}{0.01}$	$\frac{7.6}{0.18}$	»
	BC са (28–54)	30–50	8.8	0.59	$\frac{0.7}{0.04}$	$\frac{7.7}{2.70}$	$\frac{1.3}{0.06}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{1.4}{0.02}$	$\frac{8.3}{0.19}$	»
	C1 (54–110)	60–70	8.4	0.88	$\frac{0.3}{0.03}$	$\frac{8.4}{0.29}$	$\frac{5.6}{0.27}$	$\frac{2.9}{0.06}$	$\frac{3.8}{0.05}$	$\frac{8.3}{0.19}$	»
		80–90	8.3	1.04	$\frac{0.3}{0.02}$	$\frac{8.2}{0.28}$	$\frac{8.2}{0.39}$	$\frac{4.8}{0.10}$	$\frac{4.2}{0.05}$	$\frac{8.3}{0.19}$	»
	C2 (110–150)	110–120	8.3	1.13	$\frac{0.2}{0.01}$	$\frac{6.7}{0.24}$	$\frac{10.8}{0.52}$	$\frac{5.3}{0.11}$	$\frac{3.8}{0.04}$	$\frac{9.1}{0.21}$	»
		140–150	8.2	1.40	$\frac{0.3}{0.02}$	$\frac{6.3}{0.22}$	$\frac{15.3}{0.74}$	$\frac{8.4}{0.17}$	$\frac{4.8}{0.16}$	$\frac{8.9}{0.20}$	»
8, пашня	A пах (0–21)	0–10	8.2	0.04	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.1}{0.01}$	$\frac{0.2}{0.00}$	$\frac{0.6}{0.01}$	$\frac{0.2}{0.00}$	»
		10–20	8.4	0.06	$\frac{0.5}{0.03}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.3}{0.01}$	$\frac{0.4}{0.00}$	$\frac{0.4}{0.01}$	»
	B2 (21–32)	21–31	8.9	0.12	$\frac{1.4}{0.09}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.2}{0.00}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{1.1}{0.25}$	»
	BC са (32–69)	35–55	9.2	0.18	$\frac{2.0}{0.12}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.2}{0.00}$	$\frac{0.2}{0.00}$	$\frac{1.7}{0.04}$	$\frac{0.1}{0.00}$
	C1 (69–93)	70–90	9.7	0.23	$\frac{2.1}{0.13}$	$\frac{0.3}{0.01}$	$\frac{0.6}{0.03}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0.2}{0.00}$	$\frac{2.5}{0.06}$	$\frac{0.1}{0.00}$
	C2 (93–145)	100–120	8.5	1.46	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{0.8}{0.03}$	$\frac{20.3}{0.98}$	$\frac{10.2}{0.20}$	$\frac{3.7}{0.04}$	$\frac{8.3}{0.19}$	Следы
		145–155	8.7	0.90	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{3.3}{0.12}$	$\frac{10.1}{0.48}$	$\frac{2.3}{0.05}$	$\frac{2.0}{0.02}$	$\frac{9.1}{0.21}$	»

Таблица 2. Окончание

№ разреза, угодье	Горизонт (глубина, см)	Глубина взятия образца, см	рН суспензии (1 : 2.5)	Сумма солей, %	Химический состав солей						
					HCO ₃ ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺
					ммоль экв/100 г почвы %						
9, лесополоса	А пах (0–38)	0–20	8.1	0.06	$\frac{0.6}{0.03}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{0.2}{0.00}$	»
		20–38	9.8	0.04	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.3}{0.01}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0.2}{0.00}$	»
	B2 (38–45)	38–45	8.9	0.11	$\frac{1.3}{0.08}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0.4}{0.00}$	$\frac{0.9}{0.02}$	»
	BC ca (45–83)	50–70	9.7	0.20	$\frac{2.3}{0.14}$	$\frac{0.3}{0.01}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{0.2}{0.01}$	$\frac{0.4}{0.00}$	$\frac{1.7}{0.04}$	»
	C1 (83–119)	85–115	8.6	0.67	$\frac{0.5}{0.03}$	$\frac{0.1}{0.00}$	$\frac{8.8}{0.42}$	$\frac{1.3}{0.02}$	$\frac{1.2}{0.01}$	$\frac{7.6}{0.18}$	»
	C2 (119–310)	120–150	9.1	0.65	$\frac{0.8}{0.05}$	$\frac{2.4}{0.08}$	$\frac{6.4}{0.30}$	$\frac{0.4}{0.01}$	$\frac{0.8}{0.01}$	$\frac{8.7}{0.20}$	»
		220–240	8.5	1.58	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{3.8}{0.13}$	$\frac{20.0}{0.96}$	$\frac{9.7}{0.19}$	$\frac{3.9}{0.05}$	$\frac{9.9}{0.23}$	»
		250–270	8.6	1.46	$\frac{0.3}{0.02}$	$\frac{4.7}{0.16}$	$\frac{17.5}{0.84}$	$\frac{7.6}{0.15}$	$\frac{3.8}{0.05}$	$\frac{10.4}{0.24}$	»
		300–310	8.8	1.14	$\frac{0.4}{0.02}$	$\frac{7.2}{0.25}$	$\frac{10.2}{0.49}$	$\frac{2.4}{0.05}$	$\frac{2.5}{0.03}$	$\frac{12.8}{0.30}$	»

Примечание. Солей CO₃²⁻ нет.

странства первого опытного участка. Здесь ежегодно с 1956 г. проводился комплекс агротехнических мероприятий (зяблевая вспашка на глубину 20–23 см, рыхление, дискование и т.д.), способствующих перемешиванию надсолонцового и солонцового горизонтов и частично подсолонцового горизонта, содержащего карбонаты. Проводились мероприятия по влагонакоплению. В том числе следует учитывать, что и сами лесополосы способствовали накоплению снега на пашне, что отмечалось ранее проводимыми исследованиями. Согласно данным Зайцева [2], запасы влаги в солонцах на пашне были значительно больше, чем на целине. Главным источником пополнения влаги здесь является весеннее снеготаяние [2, 4, 5]. При самых благоприятных условиях весеннего впитывания влаги целинные солонцы увлажняются лишь до глубины 25–40 см, и весенний запас влаги в них колеблется от 300 до 350 мм. На пашне весеннее промачивание солонцов в зависимости от глубины обработки достигает 60–90 см, а запасы влаги весной составляют 350–485 мм и более.

На пашне заложен разр. 8 (47.57° с.ш., 44.27° в.д., 140 м над уровнем моря) по стерне скошенной пшеницы, рядом с ключом 1 (рис. 2). В нем

наблюдается существенное уменьшение содержания легкорастворимых солей: пахотный слой (0–20 см) не засолен, слабое засоление отмечается до глубины 90 см, глубже засоление сильное. Изменился и химизм засоления: в слое 0–90 см он стал гидрокарбонатно-натриевым. В слое 90–155 см засоление сильное сульфатно-натриевое, хлориды в небольших количествах появляются на глубине 150 см. Сильное сульфатное засоление на глубине 100–120 см приурочено к максимальному содержанию гипса (3.6% SO₄). В пахотном слое существенно уменьшилось содержание обменного натрия – до 4.4–6.8% от суммы обменных оснований; в подсолонцовом горизонте, не вовлеченном в пахотный горизонт, до глубины 35 см рассолонцевание произошло в меньшей степени. При этом сохраняется морфологическая солонцеватость: очень плотные и крупные глыбы в пахотном слое (0–21 см), плотная призмовидная структура в подсолонцовом горизонте (21–32 см). Содержание гумуса в распаханном солонце мало отличается от такового в целинном солонце. Следует отметить, насколько сильно уменьшилось содержание подвижного калия за счет его выноса с урожаем. Гранулометрический состав агросолонца изменился по сравнению с

Таблица 3. Химическая и физико-химическая характеристика целинных и антропогенно-измененных солонцов

№ разреза, угодье	Горизонт (глубина, см)	Глубина взятия образца, см	Гумус	CO ₂ карбонатов	SO ₄ гипса	Подвижные		Обменные катионы									
						P ₂ O ₅	K ₂ O	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺		
%						мг/100 г почвы		%									
						ммоль экв/100 г почвы											
7, целина	A (0–6)	0–6	1.0	Не опр.		1.4	21.6	3.5	1.2	0.5	0.5	62	22	8	8		
	B1 (6–20)	6–20	2.6	»		0.3	231.8	12.4	5.8	8.7	0.3	46	21	32	1		
	B2 (20–28)	20–28	1.3	0.7	0.1	0.6	377.4	6.7	4.7	7.8	0.3	34	24	40	2		
	BC са (28–54)	30–50	0.1	2.8	0.2	Не опр.		4.6	3.9	5.1	0.3	33	28	37	2		
	C1 (54–110)	60–70	Не опр.	2.4	0.5	»	»	4.2	4.0	4.0	0.3	33	32	32	2		
		80–90	»	2.3	0.7	»	»	Не опр.									
		110–120	»	1.6	1.2	»	»	»									
		140–150	»	2.1	2.3	»	»	»									
	8, пашня	A пах (0–21)	0–10	1.8	0	0	0.2	10.2	7.8	3.9	0.9	0.3	60	31	7	0	
			10–20	1.3	0	0	0.2	91.7	15.9	3.0	0.9	0.3	79	15	4	1	
B2 (21–32)		21–31	1.1	1.3	0.0	0.7	24.3	12.4	4.1	2.9	0.3	63	21	15	1		
BC са (32–69)		35–55	0.4	3.6	0.1	Не опр.		5.4	3.2	4.3	0.2	40	24	35	1		
C1 (69–93)		70–90	Не опр.	2.4	0.2	»	»	Не опр.									
		100–120	»	1.4	3.6	»	»	»									
		145–155	»	1.7	1.1	»	»	»									
9, лесополоса		A пах (0–38)	0–20	2.7	1.2	0	2.1	10.8	13.4	2.7	0.4	0.9	78	15	2	6	
			20–38	1.2	0.1	0	0.6	16.2	13.1	3.3	0.5	0.3	76	19	3	2	
		B2 (38–45)	38–45	1.0	0.9	0.1	0.2	86.3	10.4	4.1	3.2	0.3	58	23	18	2	
	BC са (45–83)	50–70	0.1	2.7	0.1	Не опр.		4.9	3.0	4.6	0.2	39	24	36	2		
	C1 (83–119)	85–115	Не опр.	2.2	0.6	»	»	3.7	2.9	7.0	0.3	26	21	51	2		
		120–150	»	2.4	0.4	»	»	2.7	3.9	7.4	0.2	19	28	52	1		
		220–240	»	1.4	5.2	»	»	2.4	3.3	5.4	0.2	21	29	48	2		
		250–270	»	1.7	5.3	»	»	2.0	3.4	6.3	0.2	16	29	53	2		
		300–310	»	1.7	1.5	»	»	2.0	3.4	6.3	0.2	17	29	53	2		

целинным только в пахотном слое за счет перемешивания легкого надсолонцового горизонта с глинистым солонцовым.

Более значительное изменение морфологических и химических свойств солонцов произошло под *лесополосами*. Нами был заложен разр. 9 на ключе 1. В 1950 г. здесь проведена плантажная вспашка на глубину 40–45 см, два года этот участок лесополосы паровался. В 1952 г. произведен посев желудей дуба. Для накопления влаги высевались кулисы сорго и кукурузы с различной шириной междурядий. Межкулисные пространства обрабатывались, а в последующие годы обрабатывались и междурядья дубков. Обработка междурядий проводилась в течение первых 6–8 лет. Выпады дубков на солонцах отмечались уже в первые два года. К 2005 г. дубы сохранились только в понижениях на светло-каштановых выщелоченных почвах. В местах выпадов деревьев высевались другие культуры: груша лесная, берест, ясень пенсильванский, лох узколистный, клен татарский, акация белая. За лесонасаждениями осуществлялся уход, проводилась вырубка сухостоя. В последние 10–15 лет мероприятия по уходу за лесом не проводились. В настоящее время в лесополосе преобладают вяз мелколистный, груша лесная, смородина золотистая, скумпия. На солонцовых пятнах, на одном из которых и заложен разрез, лесная растительность разрежена или отсутствует, но появились белая полынь, прутняк, ромашник, самосев донника.

Проводимые здесь в первые 8–10 лет исследования показали, что, несмотря на улучшение водного режима почв, запасы продуктивной влаги на солонцах (400–500 мм в двухметровой толще) были в 2–3 раза меньше, чем на светло-каштановой почве, так как водопроницаемость солонцов со временем стала ухудшаться [2]. Засоление почв в пахотном слое в первые годы освоения увеличилось за счет вовлечения легкорастворимых солей в этот слой при плантажной вспашке. Затем соли, преимущественно хлориды натрия и магния, были вынесены за пределы первого метра почвенного профиля, но полного засоления почвенного профиля не произошло. В последующие годы процесс перемещения солей вниз по профилю частично затормозился, во-первых, из-за недостаточного объема воды, впитывающейся и просачивающейся через солонцы. По мере того, как поступающая в почву вода задерживается в верхней части почвенного профиля, ее просачивание в глубокие горизонты уменьшается [2]. Следовательно, уменьшается растворение и вынос солей. Во-вторых, вода фильтруется, главным образом, через пахотный слой, а в нижележащей толще происходит только рассасывание проникающей туда влаги [2]. Граница эта резко обозначается по возрастающему количеству солей с глубиной.

Еще медленнее шло рассолонцевание. Ни глыбокая вспашка, ни гипсование (на незначительной площади) не дали ожидаемого положительного эффекта.

Наши исследования, проведенные более чем через 50 лет после осуществления мелиоративных мероприятий, позволили отметить новые морфологические и химические изменения в солонцах.

Пахотный слой за это время уплотнился и составляет теперь 38–40 см. Вскипание от соляной кислоты в пахотном слое фрагментарное, ниже этой границы вскипание бурное. Пахотный слой негетогенный: в верхней части белесоватый от карбонатов, в нижней части четко выделяются темно-бурые фрагменты солонцового горизонта, которые в отличие от фрагментов солонцового горизонта на пашне и, тем более, солонцового горизонта на целине легко разламываются на мелкие части. Карбонаты ниже пахотного слоя располагаются глубже, чем на целине и пашне, и представлены в виде размазанных пятен, и лишь с глубины 90 см появляется характерная для солонцов белоглазка.

Наблюдаемые морфологические изменения свойств солонцов подтверждаются аналитическими данными. Пахотный слой, вследствие перемешивания, тяжелосуглинистый в верхних 20 см облегченный (среднесуглинистый); среднесуглинистая пылеватая порода с глубины 220 см подстилается легким пылеватым суглинком. Пахотный слой не засолен; слабое гидрокарбонатно-натриевое засоление отмечается в переходном горизонте ВС са (45–83 см), с глубины 83 до 220 см (в гор. С) засоление среднее сульфатно-натриевое, с 220 см – сильное сульфатно-натриевое. Максимум солей (около 1.5%), в первую очередь, связанный с максимумом содержания гипса, находится в слое 200–310 см. Хлориды натрия промыты до 120 см, до глубины 3 м они присутствуют в небольшом количестве. Таким образом, в солонце, расположенном в лесополосе, соли промыты гораздо глубже, чем на пашне и целине. Пахотный слой рассолонцован, содержание обменного натрия вдвое меньше, чем на пашне и целине. Хотя в переходном горизонте ВС са и породе сохраняется высокое содержание обменного натрия, сходное с таковым на пашне и целине. Максимальное содержание гипса отмечается также на гораздо большей глубине, чем на пашне и целине – с 220 см, что свидетельствует не только о вымывании легкорастворимых солей, но и гипса из двухметровой толщи. По сравнению с солонцами на пашне и целине содержание гумуса глубины 55–60 см и особенно в пахотном слое выше. Так же, как и на пашне, солонец под лесом по сравнению с целиной обеднен подвижным фосфором и, особенно, калием, что вы-

звано усиленным поглощением питательных элементов древесной растительностью.

ВЫВОДЫ

1. Основным препятствием для лесоразведения в сухостепной и полупустынной зонах юга Европейской России являются дефицит влаги, засоленность и солонцеватость почв, засоленность почвообразующих пород.

2. Разработанный на Аршань-Зельменском стационаре комплекс мероприятий способствовал накоплению продуктивной влаги в слое 0–200 см и уменьшению содержания легкорастворимых солей в солонцах в верхних 1–1.4 м в первые 6–10 лет. При этом полного рассоления почвенного профиля не произошло. В последующие годы этот процесс несколько замедлился. Рассолонцевание пахотного слоя проходило очень медленно.

3. Последствие комплексных мелиоративных мероприятий под лесными насаждениями сохраняется длительное время. В результате 55-летнего антропогенного воздействия солевой состав солонцов существенно изменился. Комплексные мероприятия по влагонакоплению в первые 6–8 лет, а затем сами лесополосы способствовали накоплению влаги в почве, рассолению 85–90-сантиметрового почвенного слоя, значительному уменьшению содержания легкорастворимых солей в слое 90–220 см (до средней степени засоления). Существенно изменился химизм засоления: хлоридно-натриевый и хлоридно-сульфатно-натриевый состав солей в целинных солонцах изменяется на гидрокарбонатно-натриевый и сульфатно-натриевый. Хлориды натрия вынесены до глубины 250–300 см. Отмечается морфологически и химически выраженное рассолонцевание пахотного слоя (0–40 см).

4. Длительное использование солонцов под пашню также, хотя и в меньшей степени, чем под лесом, способствовало изменению солевого состава почв: практически рассолился 90-сантимет-

ровый слой, но при этом глубже отмечается резкое увеличение содержания солей (сильная степень засоления). Химизм засоления верхних горизонтов стал гидрокарбонатно-натриевым и сульфатно-натриевым, а глубже 145 см – хлоридно-сульфатно-натриевым, то есть таким же, как в целинном солонце. Рассолению верхних горизонтов на пашне способствовали ежегодная обработка пахотного слоя, мероприятия по влагонакоплению и влияние лесных полос. Химически выраженное рассолонцевание отмечается только в пахотном (0–22 см) слое.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Антипов-Каратаев И.Н., Поляков Ю.А., Будаговская А.С., Дубильнер К.В., Зворыкина К.В., Якишина А.М. Южный стационарный отряд // Тр. Компл. науч. эксп. по вопросам полезащитного лесоразведения. М.: Изд-во АН СССР, 1951. Т. 1. Вып. 2. С. 36–66.
2. Зайцев Н.М. Водный и солевой режим светло-каштановых почв и солонцов Ергеней под защитными лесонасаждениями в богарных условиях // Почвенно-мелиоративные и экологические условия Ергеней и северо-западной части Прикаспийской низменности. М.: Изд-во АН СССР, 1961. С. 89–138.
3. Зайцев Н.М., Зворыкина К.В. Почвы и растительность первого опытного участка // Тр. Ин-та леса. Т. 28. М.: Изд-во АН СССР, 1955. С. 56–108.
4. Краевой С.Я., Еськина Б.И., Зайцев Н.М., Варкова О.М. К разработке выращивания лесонасаждений на Ергенях // Полезащитное лесоразведение на Ергенях и Прикаспийской низменности. Исследования Аршань-Зельменского стационара. М.: Изд-во АН СССР, 1959. С. 3–66.
5. Никитин С.А. Некоторые итоги и задачи научно-исследовательских работ Аршань-Зельменского стационара // Защитное лесоразведение на комплексах светло-каштановых почв и солонцов Калмыкии. М.: Наука, 1972. С. 3–24.
6. Поляков Ю.А., Антипов-Каратаев И.Н. Природные условия района деятельности Аршань-Зельменского стационара // Тр. Ин-та леса. М.: Изд-во АН СССР, 1955. Т. 28. С. 5–54.

ГЕНЕЗИС И ГЕОГРАФИЯ ПОЧВ

УДК 631.4:551.4(571.54)

СТРУКТУРА ПОЧВЕННОГО ПОКРОВА И ЗЕМЕЛЬНЫЕ РЕСУРСЫ ЮГА СЕЛЕНГИНСКОГО СРЕДНЕГОРЬЯ

© 2009 г. Т. В. Давыдова, Ц. Х. Цыбжитов, Ц. Ц. Цыбикдоржиев, Б. М. Н. Гончиков

Институт общей и экспериментальной биологии СО РАН, 670047, Улан-Удэ, ул. Сахьяновой, 6

Поступила в редакцию 15.02.2007 г.

Дана характеристика почвенного покрова по типам местности Кяхтинского борového и Кударинского сухостепного природных районов, расположенных на юге Селенгинского среднегорья. На основе классификационно-структурного метода составлена карта структуры почвенного покрова масштаба 1 : 500000, подсчитано соотношение площадей по компонентам почвенных комбинаций. Отражение на карте структур почвенного покрова позволило сохранить на ней информацию, полученную при крупно- и среднемасштабном картографировании. Это определило высокую информативность созданной карты.

ВВЕДЕНИЕ

Как известно, бассейн оз. Байкал – природный объект, имеющий научную, эстетическую и унитарную ценность мирового значения. Необходимость изучения структуры почвенного покрова (СПП) и ее ресурсов возрастает с принятием в России земельного законодательства о платном землеиспользовании. Поэтому картографирование и инвентаризация сельскохозяйственных и лесных угодий для составления оценочных карт своевременны и актуальны.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Почвенный покров юга Селенгинского среднегорья до сих пор мало изучен. Объектом исследований выбран Кяхтинский административный район Республики Бурятия площадью 474242 га [6], который делится на два природных района:

1. Кяхтинский боровой природный район [7] охватывает лежащую к югу от Боргойского хребта часть междуречья рек Селенга и Хилка. В него входят как широкие долины р. Чикой и ее притоков, днища которых находятся на высоте 560–740 м над ур. м., так и низко- и средневысотные горы с высотой 1000–1280 м. Этот район разнообразен по типам местности. Здесь господствуют обширные сосновые боры, занимающие пологоволнистые и подгорные шлейфы. Вдоль рек Селенга и Чикой развиты участки луговых равнин, а также значительные площади сухих степей, которые распространены на холмисто-увалистых типах местности. На вершинах увалов и сопок прослеживаются выходы коренных гранитных пород. Большая часть территории природного района сложена мощными толщами песков.

Среди современных экзогенных процессов сильное развитие получили эоловые, с одной стороны, приводящие к развеиванию песков и образованию котловин выдувания, с другой – к наведению песчаных бугров, холмов и гряд. Эти процессы сильнее всего проявляются в сухой и ветреный весенний период. Песок, удаленный из котловин выдувания, переносится ветром и обычно задерживается в непосредственной близости от них кустами караганы, образуя бугры. В таких местах наиболее типично выражена мелкобугристая равнина, и образуются более высокие холмы и гряды, особенно по долине р. Чикой и в Бурдунской степи.

2. Кударинский сухостепной природный район занимает Кударинское межгорное понижение, вытянутое с востока на запад на 50 км, при ширине от 6 (на востоке) до 20 км (на западе), правый борт долины р. Чикой. Большие площади в восточной части понижения занимает мелкодерновинно-злаковая степь, развитая на суглинках, перекрывающих подгорный шлейф. На западе, по правобережью р. Кудара эти степи развиты на мощных песчаных отложениях, они занимают выровненные и грядо-холмистые территории с абсолютными высотами 720–1000 м над ур. м. Для Кударинского понижения характерно обрамление с юго-восточной стороны полосой лесостепи. На востоке по бортам долины р. Чикой преобладают горные сухие степи на щебнистых толщах, а на западе – ковыльно-пижмовые горные сухие степи, переходящие на высотах более 890 м над ур. м. в сосновый бор. По генезису почвообразующие породы рассматриваемой территории разделяются на следующие основные типы: элювиальные, делювиальные, аллювиальные, аллювиально-пролювиальные, озерные и эоловые четвертичные

Таблица 1. Гранулометрический состав гор. А1 исследуемых почв, %

Индексы почв	Песок	Супесь	Суглинок		
			легкий	средний	тяжелый
Д _т ^{н*}	0	25	58	17	0
Д _т ^к	17	33	33	17	0
Д _л ^с	0	0	50	50	0
Ч	0	25	31	31	13
Ч _л	0	10	20	50	20
К	10	20	46	24	0
К _л	0	14	28	58	0
Л	4	12	22	50	12
А	3	32	43	22	0
Бл	0	26	12	50	12
Сн	0	50	0	50	0
Ск	0	20	0	60	20
Б	0	0	0	0	0
БП	100	0	0	0	0
ПР	100	0	0	0	0
ПЗ	100	0	0	0	0

* Расшифровка индексов почв дана на рис. 2.

отложения. Наибольшее распространение получили делювиальные отложения разного гранулометрического состава от песков до средних суглинков. Элювиально-делювиальные отложения на южных склонах представляют собой сочетание мелкозема с обломками и щебнем плотных пород. Пролувиальные отложения занимают шлейфы, склоны и подножия Малханского и Кударинского хребтов. В поймах рек Чикой, Селенга, их притоков и нижних надпойменных террасах почвообразующими породами служат аллювиальные и древнеаллювиальные отложения различного гранулометрического состава, которые содержат окатанный галечный материал (табл. 1).

Зима в этих природных районах очень холодная и умеренно суровая. Средняя температура января в предгорьях от $-24...-25^{\circ}\text{C}$, в долинах до -26°C . Лето с умеренно прохладным вегетационным периодом в горной части района и умеренно теплым в долинной части. Суммы активных температур соответственно 1500 и 1800 $^{\circ}\text{C}$ [3]. Количество атмосферных осадков, по данным метеостанции г. Кяхта, колеблется от 137 до 521 мм при среднем количестве 310 мм. В отдельные годы месячная

сумма осадков может превышать в 2–3 и более раз среднюю многолетнюю величину. Минимум осадков, наоборот, может быть в 4–5 раз меньше средней величины и зимой доходить до 0 мм [1].

При создании карт использованы рекомендации по составлению областных среднемасштабных почвенных карт землепользования Нечерноземья с показом структуры почвенного покрова [5]. При составлении карты структуры почвенного покрова в масштабе 1 : 500000 пользовались Программой почвенной карты СССР масштаба 1 : 2500000 [4]. Лабораторно-аналитические работы выполнены с использованием общепринятых в почвоведении методов. Легенда карты СПП построена по ландшафтному признаку от таежных до пойменных и болотных почв. В названии почв на первое место поставлены почвенные показатели, а ландшафтные имеют подчиненное значение. В буквенном индексе справа сверху от заглавной буквы строчными буквами показаны дополнительные почвенные признаки, справа внизу – ландшафтные показатели, нумерация контуров дана арабскими цифрами. Для обозначения типов СПП введены римские цифры – сочетания-мозаики и морфологические группы. При этом буквенные индексы почв располагаются соответственно доле их участия от более распространенных к менее распространенным в почвенных комбинациях (**ПК**).

Методы картографирования основаны на концепции иерархического строения почвенного покрова [8, 9], которая явилась теоретической предпосылкой при составлении почвенной карты (масштаба 1 : 500000). В соответствии с ней контуры, изображающие определенные уровни организации почвенного покрова (**ПП**), выделялись в зависимости как от масштаба карты, так и от площадей.

Путем корректировки и генерализации крупномасштабных карт (масштаба 1 : 25000) хозяйств района составлена почвенная карта сельскохозяйственных угодий в масштабе 1 : 100000, на которой сохранено разнообразие почвенного покрова на уровне типа, подтипа, рода, вида и разновидности почв отраженное на крупномасштабной карте. Из-за отсутствия почвенной карты Гослесфонда нами проведено картографирование таежной территории в масштабе 1 : 100000 с подсчетом площадей выделенных почв. Затем объединены карты сельскохозяйственных угодий и Гослесфонда и генерализованы классификационно-структурным методом [2] до масштаба 1 : 500000. При этом масштабе полностью сохранились типы и подтипы почв в виде различных комбинаций. Для показа СПП высотно-поясных комплексов выделены экспозиционно-высотно-диффе-

Таблица 2. Факторы, определяющие формирование структуры почвенного покрова

Генетико-геоморфологические типы ПП	Генетическая природа почвенных комбинаций, сочетаний	Значок на карте
Морфологические группы дифференцированного почвенного покрова		
Экспозиционно-высотно-дифференцированные	Различие почв на разных склонах и абсолютных высотах местности	I
Сочетания-мозаики		
Линзовидно-округлые эоловые дефляционно-аккумулятивные	Районы дюнно-пойменного рельефа	II
Древнебарханные цепи межгорных понижений и долин рек	Районы распространения боровых песков и дефлированных почв	III
Неупорядоченно-пятнисто-фитогенные и полосчато-пойменно-дефляционные	Чередования контуров почв неправильной формы, не связанные с элементами рельефа, но связанные различными ассоциациями растений и пойменным, древнепойменным эоловым рельефом	IV
Линейные и волнисто-линейные аккумулятивные	Полосчатое залегание аккумулятивных форм рельефа в межгорных западинах, вдоль речных террас и подгорных шлейфов	V

ренцированные группы для горных территорий. В межгорных понижениях строение ПП показано в сочетаниях-мозаиках (табл. 2).

Сложность строения ПП объясняется неоднородностью природных условий, определяемых устойчивой тектонической активностью, широким развитием эоловых процессов, высоким гипсометрическим уровнем (500–1000 м над ур. м.), особенностями современного криоаридного климата. Отсюда разнообразие природно-ландшафтных систем, куда входят таежные, лесостепные, боровые, степные, лугово-болотные типы местности, включая поймы рек Чикой, Кудара, Селенга и их притоков (рис. 1). Согласно выделенным типам местности, ниже рассмотрим строение почвенного покрова.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Таежные почвы распространены на западных оконечностях Малханского и Кударинского хребтов, где на верхних и средних частях склонов на элювиально-делювиальных щебнисто-каменистых гранитных породах (на высотах 1600–1700 м над ур. м.), под кедрово-бруснично-зеленомошным лесом распространены подбурсы типичные, а под листовеннично-разнотравно-зеленомошным лесом – дерновые таежные кислые почвы, и на крутых каменистых склонах встречаются дерновые

таежные литогенные почвы, которые образуют экспозиционно-высотно-дифференцированную группу – $(ПБ + Д_T^K) + Д_T^Л$. Ниже, в зависимости от варьирования абсолютных высот (1000–1400 м над ур. м.), ориентации и крутизны склонов, мощности рыхлых отложений (табл. 3) под сосново-лиственнично-разнотравными лесами формируются экспозиционно-высотно-дифференцированные почвенные комбинации: $(Д_T^K + Д_T^Л) + Д_T^Н$, $(Д_T^Н + Д_T^K) + Д_T^Л$ (на карте контуры – 3, 5). Еще ниже, на контакте леса и степи, более мощных песчано-супесчано-суглинистых отложениях под изреженными березово-сосново-травянистыми лесами (на высотах 800–1000 м) развиты экспозиционно-высотно-дифференцированные структуры следующего состава: $Д_T^Н + Д_T^K$, $(Д_T^Н + БП) + ПР$, $(Д_T^Н + Д_T^Л) + Д_T^K$, $(Д_T^Н + Д_T^С) + К$ соответственно контуры на карте – 4, 7, 9, 10 (рис.2).

В междуречье рек Чикой и Селенга рельеф состоит из серии невысоких увалов, сопок и гор, которые разделяются обширными понижениями. Здесь сосновые боры сочетаются с сухими степями и выходами коренных пород. Эоловый рельеф в этой части котловины представлен развеваемыми и закрепленными песками.

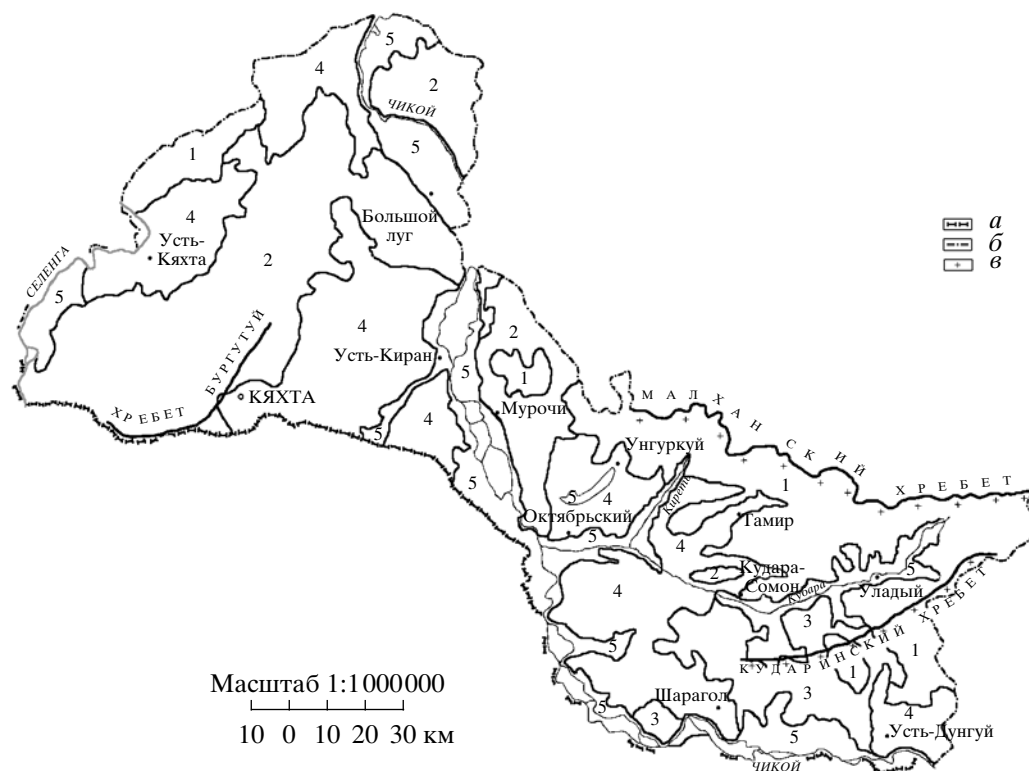


Рис. 1. Карта-схема расположения типов местности. Условные обозначения: 1 – таежный тип местности; 2 – боровой тип местности; 3 – лесостепной тип местности; 4 – степной и сухостепной типы местности; 5 – пойменный и лугово-болотный типы местности; а – государственная граница; б – граница района; в – изверженные и метаморфические кислые и средние гранитные породы.

Под сосновыми ксерофитными лесами (на высотах 600–1000 м над ур. м.) широко распространены линзовидно-округлые эоловые дефляционно-аккумулятивные сочетания-мозаики: $(D_T^H + K^L) + K$, $D_T^H + БП$, $(БП + D_T^H) + D_L^C$, $(БП + K) + Л$ (контур – 2, 6, 11, 12).

Лесостепь Кударинской котловины расположена в междуречье рек Кудара и Чикой на западном окончании Кударинского хребта (на высотах 900–1200 м над ур. м.). Равнинные участки распахины и имеют более благоприятные условия увлажнения, чем сухостепные и степные типы местности. Рельеф здесь характеризуется большим разнообразием: это террасы рек Кудара и Чикой, подгорные шлейфы, холмисто-увалистые равнины. Доминирующими являются дерновые серые лесные легкосуглинистые и суглинистые почвы с дерновыми таежными насыщенными и литогенными подтипами экспозиционно-высотного дифференцированной группы $(D_L^C + D_T^H) + D_T^L$ (контур 13).

Степные типы местности в районе встречаются в зависимости от степени увлажнения на легко- и среднесуглинистых почвогрунтах подгорных шлейфах и западинах, где скапливается больше

мелкозема вследствие намыва и в левобережье р. Кудара на волнистых слабонаклонных приречных равнинах, подгорных шлейфах, составляя линейные и волнисто-линейные аккумулятивные сочетания-мозаики: $(Ч + Ч_L) + K$, $(Ч + Ч_L) + БЛ$, $(Ч + K) + Б^{ТП}$ (контур 14–16).

В структуре почвенного покрова сухих степей каштановые почвы образуют различные почвенные комбинации в зависимости от величины занимаемой площади, рельефа местности, где вторые и третьи члены комбинаций меняются местами. К ним относятся дерновые таежные насыщенные почвы, боровые пески, черноземы, темно-каштановые и пойменно-луговые почвы. Постоянными вторыми членами ПК остаются дерновые таежные насыщенные, луговые и закрепленные пески, а третьими – развеваемые пески, солончаки и лугово-болотные почвы. Они на карте показаны как сочетания-мозаики бархан-ных цепей межгорных понижений и долин рек следующего состава: $(K^T + K) + D_T^H$, $(K + D_T^L) + БП$, $(K + БП) + АЛ$, $(K + Ч) + ПР$ $(K + Л) + БЛ$, $(K + АЛ) + БП$, $(K + ПЗ) + Ск$ (контур 17, 19, 20, 22, 26, 27, 30).

Таблица 3. Соотношение площадей, занимаемых компонентами почвенной комбинации (над чертой – га, под чертой – % от общей площади контура)

№ контура	Состав почвенной комбинации	Абсолютная высота, м	Общая площадь ПК, га	Площадь отдельных компонентов в ПК		
				1-го члена	2-го члена	3-го члена
1	$I [(ПБ + D_T^K) + D_T^П]$	1011–1741	29771	$\frac{11\,813}{40}$	$\frac{11\,334}{38}$	$\frac{6624}{22}$
2	$II [(D_T^П + K^П) + K]$	836–1147	9090	$\frac{5078}{56}$	$\frac{3570}{39}$	$\frac{442}{5}$
3	$I [(D_T^K + D_T^П) + D_T^H]$	1208–1427	5667	$\frac{2160}{38}$	$\frac{2000}{35}$	$\frac{1507}{27}$
4	$I (D_T^H + D_T^K)$	837, 914–1264	12549	$\frac{11\,469}{91}$	$\frac{1080}{9}$	–
5	$I (D_T^H + D_T^K) + D_T^П$	1027–1311	15493	$\frac{7924}{51}$	$\frac{6555}{42}$	$\frac{1014}{7}$
6	$II (D_T^H + БП)$	766–1033	56194	$\frac{33\,014}{59}$	$\frac{23\,180}{41}$	–
7	$I [(D_T^H + БП) + ПР]$	613, 780–867	19430	$\frac{13\,950}{73}$	$\frac{4400}{23}$	$\frac{1080}{5}$
8	$II (D_T^H + D_T^П)$	983–1286	736	$\frac{418}{57}$	$\frac{318}{43}$	–
9	$I [(D_T^H + D_T^П) + D_T^K]$	1075–1311	4490	$\frac{3635}{81}$	$\frac{530}{12}$	$\frac{325}{7}$
10	$I [(D_T^H + D_{Л}^C) + K]$	1175–1370	7323	$\frac{4297}{59}$	$\frac{2304}{31}$	$\frac{722}{10}$
11	$II [(БП + D_T^H) + D_{Л}^C]$	654, 924	38898	$\frac{19\,880}{51}$	$\frac{12\,336}{32}$	$\frac{6682}{17}$
12	$II [(БП + K) + Л]$	819, 873, 943	12622	$\frac{11\,129}{88}$	$\frac{928}{7}$	$\frac{565}{5}$
13	$I [(D_{Л}^C + D_T^H) + D_T^П]$	889, 1094–1210	28042	$\frac{15\,460}{55}$	$\frac{12\,010}{43}$	$\frac{572}{2}$
14	$V [(Ч + Ч_{Л}) + K]$	649, 836	3680	$\frac{1624}{44}$	$\frac{1109}{30}$	$\frac{947}{26}$
15	$V [(Ч + Ч_{Л}) + Б_{Л}]$	931, 1019	2061	$\frac{1097}{53}$	$\frac{507}{25}$	$\frac{457}{22}$
16	$V [(Ч + K) + Б^{ТП}]$	839, 897, 989	957	$\frac{515}{54}$	$\frac{389}{41}$	$\frac{53}{5}$
17	$III [(K^T + K) + D_T^H]$	881, 907	2797	$\frac{1992}{71}$	$\frac{493}{18}$	$\frac{312}{11}$
18	$III [(K^T + Ч) + A_{Л}]$	839, 897, 906	4637	$\frac{3983}{86}$	$\frac{450}{10}$	$\frac{204}{4}$
19	$III [(K + D_T^П) + БП]$	660, 662, 1059	42651	$\frac{36\,904}{86}$	$\frac{4000}{9}$	$\frac{1747}{5}$
20	$III [(K + БП) + A_{Л}]$	606, 887, 990	12291	$\frac{10\,773}{88}$	$\frac{1251}{10}$	$\frac{267}{2}$

Таблица 3. Продолжение

№ контура	Состав почвенной комбинации	Абсолютная высота, м	Общая площадь ПК, га	Площадь отдельных компонентов в ПК		
				1-го члена	2-го члена	3-го члена
21	III [(K + Ч) + K ^T]	720, 963, 1016	17664	$\frac{7004}{40}$	$\frac{6160}{35}$	$\frac{4500}{25}$
22	III [(K + Ч) + ПР]	819, 837	5152	$\frac{4429}{86}$	$\frac{416}{8}$	$\frac{307}{6}$
23	III [(K + K ^T) + Ч]	739, 925	10746	$\frac{8724}{81}$	$\frac{1894}{18}$	$\frac{128}{1}$
24	III [(K + K ^T) + Л]	931, 1126	1435	$\frac{886}{62}$	$\frac{437}{30}$	$\frac{112}{8}$
25	III [(K + K ^T) + Cк]	645, 876	6587	$\frac{6092}{92}$	$\frac{288}{4}$	$\frac{207}{4}$
26	III [(K + Л) + БЛ]	843, 890	7397	$\frac{6255}{84}$	$\frac{950}{13}$	$\frac{192}{3}$
27	III [(K + A _Л) + БП]	600, 629	1509	$\frac{725}{48}$	$\frac{566}{37}$	$\frac{218}{15}$
28	III [(K + A _Л) + Ч]	800, 900	2613	$\frac{1901}{73}$	$\frac{605}{23}$	$\frac{107}{4}$
29	III [(K + A _Л) + Cк]	633, 688, 720	17995	$\frac{14762}{82}$	$\frac{2307}{13}$	$\frac{926}{5}$
30	III [(K + ПЗ) + Cк]	758, 782, 827	7618	$\frac{6695}{88}$	$\frac{720}{9}$	$\frac{203}{3}$
31	III [(ПР + K) + Д _T ^H]	564, 600, 744	1914	$\frac{1240}{65}$	$\frac{528}{27}$	$\frac{146}{8}$
32	IV [(Л + K) + K ^T]	834, 979	4379	$\frac{2752}{63}$	$\frac{877}{20}$	$\frac{750}{17}$
33	IV [(Л + K _Л) + БЛ]	620, 727, 752	8316	$\frac{4397}{53}$	$\frac{2205}{26}$	$\frac{1714}{21}$
34	IV [(Л + A _Л) + БЛ]	614, 665	2576	$\frac{988}{38}$	$\frac{810}{31}$	$\frac{778}{33}$
35	IV [(Л + A _Л) + ПЗ]	562, 565	8059	$\frac{4157}{51}$	$\frac{3185}{39}$	$\frac{717}{10}$
36	IV [(A _Л + Д _T ^H) + Д _Л ^C]	720, 1016	3128	$\frac{2496}{80}$	$\frac{407}{13}$	$\frac{225}{7}$
37	IV [(A _Л + Ч _Л) + Cн]	579, 600	2650	$\frac{1440}{54}$	$\frac{1120}{42}$	$\frac{90}{4}$
38	IV [(A _Л + K) + БП]	725, 768, 878	5446	$\frac{2804}{51}$	$\frac{2376}{44}$	$\frac{266}{5}$
39	IV [(A _Л + K) + Ч _Л]	632, 920	10046	$\frac{7894}{78}$	$\frac{2032}{20}$	$\frac{120}{2}$
40	IV [(A _Л + K) + Б ^T]	600, 653	7029	$\frac{5502}{78}$	$\frac{1221}{17}$	$\frac{306}{5}$

Таблица 3. Окончание

№ контура	Состав почвенной комбинации	Абсолютная высота, м	Общая площадь ПК, га	Площадь отдельных компонентов в ПК		
				1-го члена	2-го члена	3-го члена
41	IV [(A _л + Б _л) + ПР]	589, 630	5704	$\frac{4656}{82}$	$\frac{718}{12}$	$\frac{330}{6}$
42	IV [(A _л + ПЗ) + Д _т ^Н]	600, 639, 700	5299	$\frac{3197}{60}$	$\frac{1222}{23}$	$\frac{880}{17}$
43	IV [(A _л + ПР) + БП]	577, 579	4710	$\frac{3582}{76}$	$\frac{1024}{22}$	$\frac{104}{2}$
44	IV [(Б _л + Ч _л) + К]	931, 995, 1005	5078	$\frac{2144}{42}$	$\frac{1824}{36}$	$\frac{1110}{22}$
45	IV [(Б _л + К) + Ч _л]	1019, 1107	1546	$\frac{606}{39}$	$\frac{508}{33}$	$\frac{432}{28}$
46	IV [(Б _л + A _л) + К _л]	611, 624, 763	3864	$\frac{3053}{79}$	$\frac{608}{16}$	$\frac{203}{5}$
Выходы пород		786, 1079	6403	—	—	—
Итого по району			474242	—	—	—

Пойменные и лугово-болотные типы местности развиты в широких долинах рек Селенга, Чикой и их притоков. Здесь первыми членами ПК служат луговые, пойменно-луговые, лугово-болотные почвы со вторыми и третьими членами, которые образуют неупорядочно-пятнисто-фитогенные и полосчато-пойменно-дефляционные сочетания-мозаики следующего строения: (Л + К) + К^Т, (Л + К_л) + Б_л, (Л + A_л) + Б_л, (Л + A_л) + ПЗ, (A_л + Д_т^Н) + Д_л^С, (A_л + Ч_л) + Сн и др. Всего 14 контуров (32–46). Здесь следует отметить, что доля участия каждого компонента в почвенном покрове в среднем для первого члена – 61, второго – 25, третьего – 10%. Отсюда можно заключить, что независимо от рельефа местности в каждом конкретном контуре масштаба 1 : 500000, доминирующие почвы занимают 61%, сопутствующие соответственно 25 и 10%. В структуре почвенного покрова Кяхтинского административного района

преобладают древнебарханные цепи межгорных понижений и долин рек (37%) и неупорядочно-пятнисто-фитогенные и полосчато-пойменно-дефляционные сочетания-мозаики (33%). Приведенные выше цифры характеризуют дробность, контрастность, неоднородность структуры почвенного покрова горной территории.

Рассмотренные выше особенности морфологических групп и сочетаний-мозаик по типам местности показывают сложность структуры почвенного покрова. В межгорных понижениях и долинах рек, в зависимости от типа местности, в неодинаковой степени проявляются процессы эрозии и дефляции, связанные с неравномерным распределением тепла и влаги. Особенно эти процессы проявляются на распаханых сухостепных ландшафтах и территориях с сильнонарушенным естественным растительным покровом.

В Кяхтинском р-не Республики Бурятия земли сельскохозяйственного назначения занимают 79% территории административного района. В земельном фонде пашня составляет 24% от площади сельскохозяйственных угодий (площадь уменьшилась за последние 15 лет в 5 раз), остальная часть используется в качестве естественных угодий: сенокосы 6%, пастбища 32%. На земли лесного фонда приходится 21%, их значение, прежде всего, почвозащитное, водоохранное.

В табл. 4 приводятся данные по почвенным ресурсам по типам местности, где доминируют таежные (32.6%), а также степные и сухостепные почвы (32.4%). Луговые, пойменные, лугово-болот-

Таблица 4. Почвенные ресурсы от общей площади административного района по типам местности

Тип местности	Площадь, %	Почвенные ресурсы
Таежный	32.6	ПБ, Д _т ^Л , Д _т ^К , Д _т ^Н
Боровой	12.7	БП
Лесостепной	5.2	Д _л ^С
Степной и сухостепной	32.4	Ч, К, К ^Л , К ^Т , Ч _л , К _л
Пойменный и лугово-болотный	13.6	Л, A _л , Б _л , Б ^{ТП} , Сн, Ск

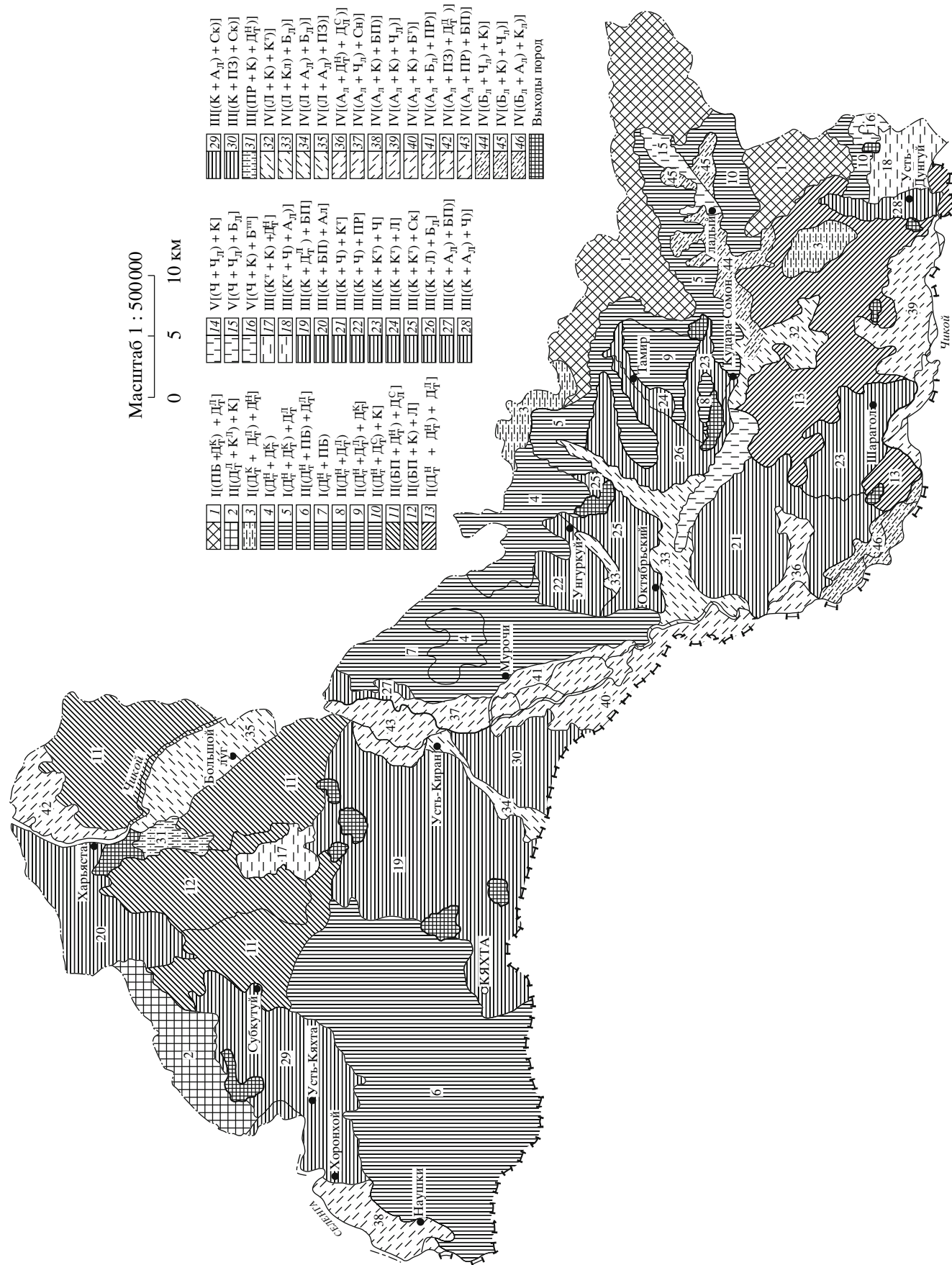


Рис. 2. Карта структуры почвенного покрова Кяхтинского р-на Республики Бурятия (М 1 : 500000). Структура почвенного покрова: I – высотно-экспозиционно-дифференцированные; II – линзовидно-округлые-золотые дефляционно-аккумулятивные; III – древнебарханные цепи межгорных понижений и долин рек; IV – неупорядоченные пятнисто-фитогенные и полосчато-пойменно-дефляционные; V – линейные и волнисто-линейные аккумулятивные.

Почвы: А_л – пойменно-луговые; БП – боровые пески; Б_л – лугово-болотные; Б^T – болотные торфянисто-глеевые; Б^{тп} – болотные торфянисто-перегнойно-глеевые; Д^К – дерново-карбонатные; Д_л^с – дерновые серые лесные; Д_л^К – дерновые таежные кислые; Д_л^Л – дерновые таежные литогенные; Д_л^Н – дерновые таежные насыщенные; К – каштановые; К^Л – каштановые литогенные; К_т – темно-каштановые; К_л – лугово-каштановые; Л – луговые; ПБ – подбуры типичные; ПЗ – пески закрепленные; ПР – пески развеиваемые; Ск – солончаки Сн – солонцы; Ч – черноземы; Ч_л – лугово-черноземные.

ные и болотные почвы занимают 13.6%, боровые пески – 12.7%, лесостепные почвы – 5.2%, прочие земли (выходы пород, развеиваемые и закрепленные пески, грубые слоистые наносы и др.) – 3.5%. Около 32% составляют земли хорошего качества. К ним относятся легко- и среднесуглинистые дерновые серые лесные, лугово-черноземные, лугово-каштановые, луговые и пойменно-луговые почвы с благоприятными физико-химическими, агрофизическими свойствами, которые занимают слабопокатые склоны и наклонные приречные равнины. Они, помимо богарного земледелия являются экономически выгодными объектами орошения овощных, пропашных культур.

ВЫВОДЫ

1. Генерализация крупномасштабной и среднемасштабной карт классификационно-структурным методом позволяет отразить на мелкомасштабной (масштаба 1 : 500000) карте административного района основные закономерности почвенного покрова на уровне типа, подтипа.

2. Установлено, что в почвенном покрове северной и средней тайги Селенгинского среднегорья преобладающими почвами являются подбуры и дерновые таежные кислые почвы, а в нижней тайге – дерновые таежные насыщенные почвы с фрагментарным распространением дерновых серых лесных почв. Подзолы в компонентном составе почвенной комбинации отсутствуют.

3. Рассмотрены земельные ресурсы административного района по типам местности, установ-

лено, что таежные, степные и сухостепные почвы занимают примерно одинаковую площадь. Затем идут боровые пески. Лесостепные почвы занимают всего 5.2%.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Жуков В.М. Климат Бурятской АССР. Улан-Удэ: Бурятское кн. изд-во, 1960. 188 с.
2. Ильина Л.П. Составление районной почвенной карты методом изображения СПП на примере Клинского района Московской области // Почвенные комбинации и их генезис. М.: Наука, 1972. С. 158–170.
3. Картушин В.М. Агроклиматические ресурсы юга Восточной Сибири. Иркутск: Восточно-Сибирское изд-во, 1969. 97 с.
4. Программа почвенной карты СССР М 1 : 2500000. Почв. ин-т им. В.В. Докучаева ВАСХНИЛ. М., 1972. 158 с.
5. Рекомендации по составлению областных среднемасштабных почвенных карт Нечерноземья с показом структуры почвенного покрова. М.: Агропромиздат, 1990. 79 с.
6. Тулохонов А.К., Раднаев Б.Л., Хантайшеева Т.В., Гармаев Е.Ж. Общая характеристика территории // Бурятия: концептуальные основы стратегии устойчивого развития. М.: Круглый год, 2000. С. 6–21.
7. Фадеева Н.В. Селенгинское среднегорье. Улан-Удэ: Бурятское кн. изд-во, 1963. 169 с.
8. Фридланд В.М. Об уровнях организации почвенного покрова и системе закономерностей географии почв // Вопросы географии. М.: Мысль, 1977. Вып. 104. С. 139–152.
9. Фридланд В.М. Структура почвенного покрова. М.: Мысль, 1972. 423 с.

УДК 631.417.2

СЕЗОННЫЕ ОСОБЕННОСТИ ПРЕВРАЩЕНИЯ И ТРАНСПОРТА УРАЦИЛА, ГЛИЦИНА И ГЛЮКОЗЫ В ПОЧВАХ ПОДЗОЛИСТОГО ТИПА

© 2009 г. А. Д. Фокин, О. С. Журавлева

Московская сельскохозяйственная академия им. К.А. Тимирязева, 127550, Москва, ул. Тимирязевская, 49

Поступила в редакцию 03.07.2008 г.

Поведение водорастворимых органических веществ существенно отличается при поступлении их в лесную подстилку в теплый и холодный периоды года. В летний период происходит их быстрая минерализация, миграция внесенных веществ за пределы лесной подстилки, включение в гумусовые вещества практически отсутствует. При внесении водорастворимых органических веществ в лесную подстилку в холодный период минерализационные процессы ослаблены и возобновляются только в последующий теплый период. Однако к этому времени исходные вещества претерпевают ряд превращений, которые приводят к существенному увеличению их микробиологической устойчивости и снижению миграционной способности. В пределах лесной подстилки внесенные осенью меченые вещества закрепляются, преимущественно входя в состав микробной и грибной биомассы. В состав гумусово-аккумулятивного горизонта А1 трансформированные меченые вещества поступают в результате миграции и последующего включения в минерально-гумусовую составляющую этого горизонта. Оценка роли миграционной составляющей в процессах формирования гумусово-аккумулятивного горизонта в почвах подзолистого типа свидетельствует о второстепенной роли миграционных процессов. Главная роль принадлежит образованию гумусово-аккумулятивного горизонта в соответствии с классическими представлениями о дерновом процессе.

В естественных экосистемах состояние гумусового профиля почвы и его стабильность регулируются постоянно идущими процессами обмена и взаимодействия между отдельными компонентами органических остатков и системой гумусовых веществ в различных частях почвенного профиля. В почвах подзолистого типа эти взаимодействия усложняются в связи с транзитной вертикальной миграцией органических веществ, основным источником которых является лесная подстилка. Следовательно, в процессах обновления и стабилизации гумуса в почвенном профиле подзолистого типа существенная роль должна принадлежать органическим веществам с высокой миграционной способностью. Согласно традиционным представлениям, основанным на экспериментальных исследованиях и наблюдениях в природной обстановке, повышенной миграционной способностью отличаются фульвокислоты, а также низкомолекулярные водорастворимые органические соединения типа сахаров, аминокислот и других [2, 5, 12, 13], которые образуются в почвах подзолистого типа в процессе микробиологической трансформации органических остатков лесного опада и взаимодействия образующихся продуктов.

Содержание водорастворимых низкомолекулярных неспецифических органических соединений в почвах обычно не превышает единиц процентов от общего содержания органического ве-

щества в почвах. Данное обстоятельство может рассматриваться как аргумент в пользу несущественной роли этих соединений в функционировании органо профиля подзолистых почв. Однако относительно низкое содержание водорастворимых органических веществ индивидуальной природы не является количественным отражением их роли в функционировании таежных экосистем. Можно предположить, что единовременная низкая концентрация компенсируется исключительно высокой скоростью трансформации и транспорта этих соединений. В условиях квазиравновесной экосистемы высокая скорость потеря органического вещества как за счет минерализации, так и за счет вымывания должна компенсироваться высокими скоростями новообразования этих веществ, как путем их синтеза растениями и микроорганизмами, так и за счет процессов деградации биополимеров.

В силу крайне незначительного поступления корневых остатков в минеральные горизонты почв подзолистого типа в формировании гумусового профиля этих почв значительную роль играют миграционноспособные продукты деградации растительных биополимеров, которые сами мигрируют по профилю почвы или служат источником образования относительно мобильных соединений типа фульвокислот. Роль миграции низкомолекулярных биологически доступных органических соединений определяется также поддержанием биологиче-

ской активности минеральных горизонтов подзолистых почв.

Скорость новообразования низкомолекулярных органических соединений, направленность и интенсивность их последующей трансформации, очевидно, зависят от биологической активности почвы, динамика которой носит ярко выраженный сезонный характер. Например, интенсивность эмиссии CO_2 в дерново-подзолистой почве по многолетним наблюдениям снижалась приблизительно на порядок при переходе от теплого сезона (май–сентябрь) к холодному (октябрь–апрель) [4].

Следовательно, “время жизни” и процессы, которые происходят с низкомолекулярными органическими соединениями в почвах, будут существенно зависеть от сезона поступления этих веществ в почву.

В задачу наших исследований входила оценка направленности и скоростей превращения, включая гумификацию, и транспорта урацила, глицина и глюкозы, внесенных в состав лесной подстилки в “теплый” (15 июня) и “холодный” (14 октября) периоды года. Выбранные соединения представляют три группы низкомолекулярных мобильных соединений: гетероциклические соединения азота, аминокислоты и сахара.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводились в бассейне р. Малая Жилетовка, расположенном в 20 км на юго-запад от Москвы, в Подольском р-не. По ландшафтному районированию Московской обл. эта территория относится к Москворецко-Окской провинции зоны смешанных хвойно-широколиственных лесов.

Объекты исследования представлены почвами, развитыми на покровном суглинке, подстилаемом мореной. Мощность гумусово-аккумулятивных горизонтов А1 почв, на которых проводились исследования, варьирует в пределах 15–25 см. Полное морфологическое описание профиля этих почв известно из литературы [1, 9]. По гранулометрическому составу почвы района исследования относятся к пылеватым средним суглинкам (гор. А1 и А2), которые к гор. В утяжеляются до иловато-пылеватого тяжелого суглинка [1, 9]. Содержание гумуса (по Тюрину) в дерново-подзолистых почвах (гор. А1) колеблется от 2 до 3%, значения рН солевой вытяжки – от 4.7 до 5.3.

Меченые вещества вносились на поверхность почвы в составе лесного опада: хвои ели и листового опада (смесь осины и березы). Пробы опада (хвою 5 г, листья 3 г) помещали в мешочек из капроновой сетки размером 10×10 см, доводили до влагонасыщенного состояния и в таком виде перевозили на пробные площадки. Меченые веще-

ства вносили в пробы подстилки в виде водных растворов объемом 3 мл с помощью микропипетки по возможности равномерно по всей площади мешочка с опадом, который был зафиксирован на поверхности почвы с помощью металлических шпилек. По истечении заданного срока отбиралась проба ненарушенного сложения в виде микромонолита размером $10 \times 10 \times 10$ см, которая включала мешочек и слой почвы под ним. В пробах определялось содержание ^{14}C по глубине микромонолита.

Включение меченых веществ и продуктов их трансформации в состав гумусовых соединений изучалось в пробах осеннего внесения за два срока наблюдений: 40 сут и 2 года. (При летнем внесении меченые вещества были почти полностью минерализованы.) Гумусовые вещества экстрагировались последовательно 4 раза 0.5 н. раствором NH_4OH из исходной пробы опада (слой 0–1 см) и расположенного под ним гор. F лесной подстилки (слой 1–2 см). Последовательные экстракты объединялись, упаривались до объема 10 мл и центрифугировались. Содержание метки определялось в осадке, условно обозначенном как “коллоиды”, и в пробах центрифугата, разделенных на колонке с гелем Молселект G-10 на 2 группы веществ с молекулярными массами более и менее 700 атомных единиц массы (а.е.м.).

Во время осенней закладки опыта в подстилку также вносились пробы хлористого натрия для параллельной оценки передвижения воды по иону Cl^- . Для каждого срока отбора все вещества в пробы подстилки вносились в трех повторностях.

Кроме натурных наблюдений в лабораторных условиях на почвенных колонках изучалась миграционная способность исходных урацила, глицина и глюкозы относительно миграции воды (метка Cl^-) [6, 7]. Для исключения микробиологической трансформации исходных веществ колонки предварительно стерилизовались раствором толуола. Миграционная способность оценивалась по выходным кривым. Для хлора значение миграционной способности принималось за 1 (то есть допускалось, что средняя скорость передвижения воды и иона Cl^- в условиях подзолистой почвы равны). Опыты с колонками проводились с тремя образцами почвы: а) подстилка, смесь гор. F и H; б) “подподстилочный” слой минеральной почвы из гор. А1, обогащенный гумусом, мощностью 1–2 см; в) средняя проба из гор. А1.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Прежде всего рассмотрим сезонные особенности потерь меченых веществ из контролируемого объема почвы, то есть из микромонолита размером $10 \times 10 \times 10$ см. Необходимость определения в объеме, существенно превышающем “объем

Таблица 1. Влияние времени внесения (летнее и осеннее) меченых ^{14}C урацила, глицина и глюкозы на скорость потерь углеродной метки из контролируемого объема почвы

Вещество	Период уменьшения содержания ^{14}C наполовину, $T_{1/2}$, сут		Остаточное содержание ^{14}C , % от исходного спустя 40 сут после внесения		
	летнее внесение	осеннее внесение*	летнее внесение	осеннее внесение	
			рассчитано по $T_{1/2}$		экспериментальные значения
Урацил	2–5	$\frac{10-12}{90-120}$	<1.5	$\frac{12-18^*}{69-71}$	3–18
Глицин	5–7	$\frac{11-12}{120-150}$	<5.0	$\frac{14-18}{70-71}$	7–17
Глюкоза	1–3	180–220	<0.1	89–91	30–54
Растительный опад (по массе)	–	700–1100	–	>97	86–93

* Над чертой – данные по первому месяцу после внесения, под чертой – последующий период.

внесения”, то есть объем капронового мешочка, в который вносились меченые вещества, определялась вертикальной миграцией меченых веществ или продуктов их трансформации за пределы верхнего горизонта лесной подстилки.

В табл. 1 представлены показатели, характеризующие скорость потерь углеродной метки из контролируемого объема. Для сравнения приведены также скорости потерь массы самого растительного опада. В этом случае разброс дан для проб хвойного и листового опада. Листовой опад терял массу быстрее хвойного.

Результаты показывают, что поведение внесенных с лесным опадом урацила, глицина и глюкозы существенно различалось в теплый и холодный периоды. Поскольку исчезновение разных веществ из определенного объема почвы часто описывается в рамках экспоненциального закона, в качестве одного из показателей мы приняли период снижения содержания ^{14}C в контролируемом объеме наполовину – $T_{1/2}$. Оказалось, что в теплый период эта величина не превышала нескольких суток. Наиболее быстро летом терялся ^{14}C , внесенный с глюкозой, что вероятно связано с очень высокой доступностью этого соединения для микроорганизмов. В этом случае значение $T_{1/2}$ колебалось от 1 до 3 сут.

При внесении ^{14}C -глюкозы в осенний период значение $T_{1/2}$ возрастало на 2 порядка и составляло 180–220 сут.

Меченые урацил и глицин, внесенные в летний период, теряли ^{14}C несколько медленнее глюкозы. Разброс значений $T_{1/2}$ составлял соответственно 2–5 и 5–7 сут. Такая высокая скорость исчезновения меченых веществ в летний период приводит к тому, что уже за 40 сут исчезает 94–99% от введенного количества веществ. В данном

случае причиной потерь является исключительно минерализация.

Меченые вещества, внесенные в осенний период в составе урацила и глицина, также исчезают из почвы на 1–2 порядка медленнее, чем в летний период. Однако их поведение несколько отличается от поведения ^{14}C в составе глюкозы. Во-первых, осенью, в отличие от лета, урацил и глицин теряются быстрее глюкозы. Таким образом, в холодный период более высокая биологическая доступность соединения, возможно, является фактором его удержания и снижения потерь из опада за счет миграции. Наличие миграции меченых веществ при их внесении в осенний период доказывается распределением ^{14}C по всему контролируемому объему. На рассмотрении миграционных процессов мы остановимся позднее.

Кроме более быстрого “исчезновения” ^{14}C , внесенного в составе урацила и глицина, по сравнению с глюкозой, для этих веществ скорость исчезновения в холодный период характеризуется экспонентами, представленными двумя составляющими со значениями $T_{1/2}$ 10–12 сут и 90–150 сут. Это означает, что за первые 40 сут осеннего периода приблизительно 80–95% исходного вещества или продуктов его трансформации исчезает из контролируемого объема вероятнее всего за счет вымывания, однако оставшиеся 5–20% “закрепляются” в какой-либо форме и теряются в дальнейшем очень медленно в соответствии с более высокими значениями $T_{1/2}$.

Наконец, следует отметить, что все меченые вещества терялись из контролируемого объема даже на “замедленных” стадиях потерь приблизительно на порядок быстрее, чем происходила потеря массы всей пробы опада, основная часть ко-

торого представлена относительно устойчивыми биополимерами.

Итак, одна из возможных причин удержания меченого вещества в почвенном профиле связана с его включением и удержанием в составе почвенной биоты. Об этом косвенно свидетельствует наименьшее исчезновение ^{14}C , внесенного в лесную подстилку в составе глюкозы. Вторая возможная причина удержания – включение меченых веществ и продуктов их трансформации в состав гумусовых веществ почвы.

Как уже отмечалось, в летний период включение углерода урацила, глицина и глюкозы в состав гумуса, если и происходит, то в ничтожных количествах. При внесении меченых веществ в холодный период уже спустя 40 сут метка ^{14}C обнаруживалась во всех группах гумусовых веществ, переходящих в экстракт 0.5 н. NH_4OH . Однако со временем содержание ^{14}C в составе гумусовых веществ снижалось, что очевидно связано с преимущественным первоначальным включением в состав групп или фрагментов, не отличающихся высокой микробиологической устойчивостью. В связи с этим, наибольший интерес представляют результаты при длительной экспозиции, когда содержание ^{14}C в пробах почвы относительно стабилизировалось, и метка вошла в состав устойчивых фрагментов или групп гумуса. В табл. 2 представлены результаты, полученные при двухлетней экспозиции. Расчеты выполнены для суммы оставшихся веществ в составе исходной пробы (в капроновом мешочке) и подгор. F лесной подстилки (при экспозиции 2 года содержание капронового мешочка также можно отнести к подгор. F). Следует отметить, что при двухлетней экспозиции метка обнаруживалась только в составе суммы экстрагируемых фракций, имеющих молекулярные массы более 700 а.е.м.

Представленные результаты показывают, вопервых, что спустя 2 года после внесения остаточное содержание метки ^{14}C в контролируемом объеме не превышало единиц процентов, за исключением варианта, когда глюкоза вносилась в составе листового опада (12%). Более высокое остаточное содержание при внесении метки в составе глюкозы, а также для всех веществ при внесении в составе листового опада по сравнению с хвойным косвенно свидетельствуют об удержании метки в лесной подстилке в составе микробной и/или грибной биоты.

Включение меченых продуктов в гумусовые вещества гор. F лесной подстилки составляло десятые–сотые доли процента от внесенного количества меченого углерода. При этом каких-либо четких закономерностей включения в гумусовые фракции, связанных с разными исходными веществами или составом опада, не выявлено. Содержание ^{14}C в составе гумусовых веществ в процен-

Таблица 2. Включение ^{14}C меченых соединений в состав гумусовых веществ лесной подстилки за 2 года (для суммы веществ, оставшихся в исходной пробе и в подгор. F, при внесении в холодный период). Над чертой – для листьев, под чертой – для хвои

¹⁴ C	Остаточное содержание ¹⁴ C	В том числе в составе гумусовых веществ	В составе гумусовых веществ, % от остаточного содержания ¹⁴ C
	% от внесенного		
Урацила	2.6/1.1	0.51/0.06	20.0/5.2
Глицина	4.1/1.9	0.07/0.16	1.7/8.3
Глюкозы	12.0/5.6	0.36/0.28	3.0/5.0

тах от остаточного количества ^{14}C в подгор. F лесной подстилки не превышало единиц процентов, за исключением варианта с внесением урацила в составе листового опада (19%).

Полученные результаты дают основание предполагать, что включение продуктов трансформации органических веществ в гумусовые вещества в составе лесной подстилки не являются решающим фактором “удержания” продуктов трансформации в этом горизонте, во всяком случае, в первые годы после их поступления.

Исследования распределения ^{14}C по глубине в пределах микромонокита показало, что уже в первый срок отбора, то есть спустя 40 сут после внесения, все меченые вещества обнаруживались во всех анализируемых слоях, то есть на глубине до 10 см. Низкий уровень используемой активности ^{14}C , обусловленный санитарно-гигиеническими нормативами, не позволял проследить распространение активности по всему почвенному профилю. Однако сам характер распределения ^{14}C по глубине и сравнение с глубиной распространения Cl^- (в среднем на 20 см) за тот же период давали основание предполагать, что какая-то часть меченых веществ непосредственно после их внесения мигрировала на глубину, возможно, соответствующую глубине проникновения воды за тот же период.

Это обстоятельство побудило поставить лабораторный эксперимент с насыпными влагонасыщенными колонками со стерилизованной почвой для сравнения миграционной способности исследуемых меченых веществ по отношению к воде.

Оказалось, что все три исходных вещества в условиях влагонасыщенных колонок со стерилизованной почвой вымывались из колонок, то есть давали выходные кривые, очень близкие к выходным кривым для Cl^- . Максимальные различия объемов выхода максимумов концентраций не превышали 20%. Напомним, что эти опыты были проведены с образцами подстилки (подгор. F и H),

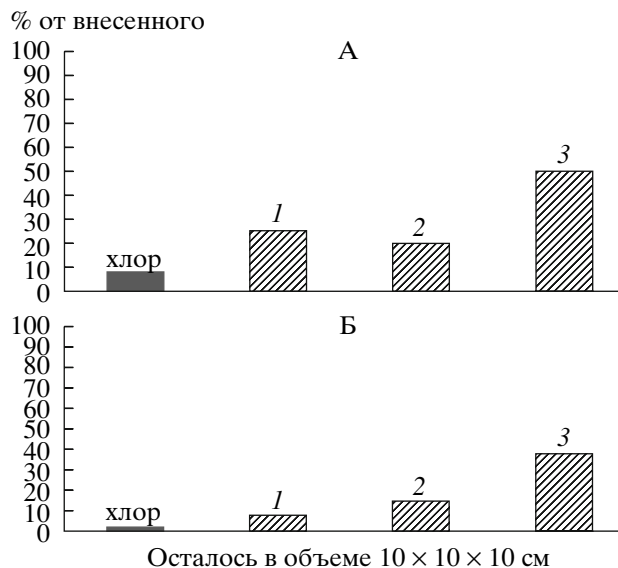


Рис. 1. Динамика вымывания органических веществ (1 – урацила, 2 – глицина, 3 – глюкозы) и хлора. А – первый срок отбора, 40 сут; Б – третий срок отбора, 9 мес.

верхнего (1–2 см) слоя гор. А1 и смешанного образца гор. А1. Полученные результаты дают основание считать, что значения миграционной способности R_f , равное отношению средних скоростей перемещения веществ к средней скорости перемещения воды для нетрансформированных урацила, глицина и глюкозы, равны 1.

Однако в условиях натурного эксперимента характер миграции меченых органических веществ в целом существенно отличался от миграции Cl^- и, соответственно, воды. На рис. 1 показаны остаточные количества хлора и меченых ^{14}C веществ в объеме микромонолита для двух сроков отбора: спустя 40 сут и 9 мес. Потери меченых органических веществ из контролируемого объема, которые включали и вымывание, и минерализацию, были меньше вымывания хлора приблизительно на порядок. Это обстоятельство свидетельствует, что в естественных условиях значительная часть вводимых органических веществ трансформировалась в сторону образования форм с меньшей миграционной способностью, чем исходные вещества.

Распределение концентраций меченых органических веществ по профилю микромонолитов для всех сроков наблюдения показано на рис. 2. Для всех вариантов и сроков оно носит бимодальный характер. Первый пик остается в зоне внесения меченых веществ, то есть в лесной подстилке. Со временем размер этого пика уменьшается и одновременно увеличивается концентрация меченых веществ в гор. А1, причем максимальные значения концентраций мы обнаруживаем на глубине

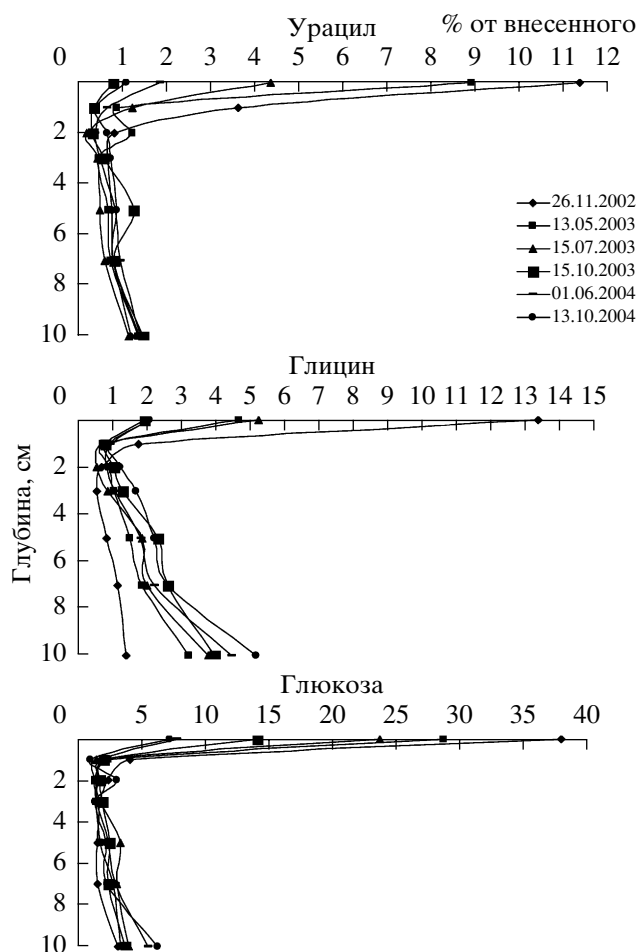


Рис. 2. Динамика перераспределения меченых веществ по глубине.

7–10 см. По-видимому, второй пик концентраций находится несколько глубже 10 см, но, исходя из общего баланса активности, он, вероятно, не выходит за пределы гор. А1. Максимальная концентрация меченых соединений в гор. А1 была достигнута к последнему двухлетнему сроку наблюдения, за исключением урацила. За этот период Cl^- , обладающий максимальной миграционной способностью, был полностью вымыт за пределы гумусово-аккумулятивного горизонта. Таким образом, при внесении в подстилку водорастворимых органических веществ образующиеся в ней предположительно биоаккумулятивные формы постепенно трансформируются в более миграционноспособные, которые перемещаются и аккумулируются в гор. А1.

Приведенные выше результаты дают дополнительное косвенное основание предполагать, что основная форма аккумуляции водорастворимых органических веществ в подстилке – включение их в грибную и микробную биомассу. Вошед-

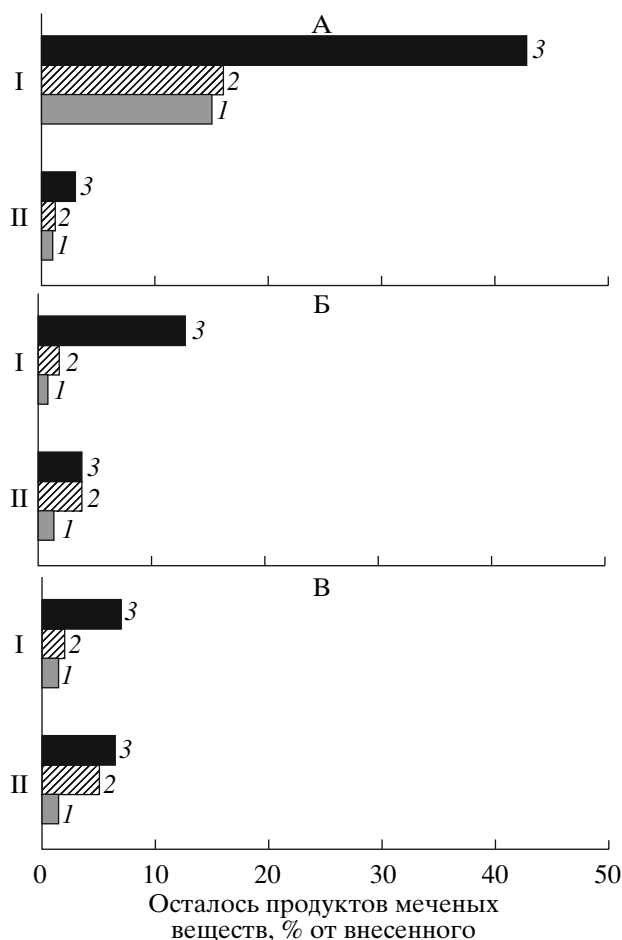


Рис. 3. Динамика перераспределения продуктов меченых веществ (1 – урацила, 2 – глицина, 3 – глюкозы) из лесной подстилки (I) в гор. А1 (II). А – 40 сут; Б – первый год; В – второй год.

шие в биомассу соединения частично минерализуются в теплый период года, частично образуют метаболиты, включающиеся в миграционноспособные группы почвенного гумуса, которые вымываются из подстилки и аккумулируются в пределах гумусово-аккумулятивного горизонта. В данном случае аккумуляция связана с процессами трансформации формирующихся в подстилке подвижных соединений в процессе миграции и их связывания минеральными компонентами гумусово-аккумулятивного горизонта. Полученные результаты, во-первых, доказывают, что в процессах формирования гумусово-аккумулятивных горизонтов суглинистых почв подзолистого типа определенная роль принадлежит не только гумификации органических остатков *in situ*, но и миграционноспособным продуктам, формирующимся в подстилке. Во-вторых, полученные данные позволяют в первом приближении оценить масштабы включения мигрирующих соединений в гумусовый профиль исследуемых почв. Для

этой цели рассмотрим, как происходит перераспределение меченых продуктов между подстилкой и слоем 7–10 см гумусово-аккумулятивного горизонта (рис. 3).

Накопление меченых продуктов в слое 7–10 см в течение двух лет наблюдения говорит о наличии аккумуляции гумуса. На рис. 3 приведены значения для слоя максимальной аккумуляции, которые за два года составили для продуктов, образующихся из глюкозы – 6.5, глицина – 5 и урацила – 2%. При этом в подстилке основная часть меченых продуктов к этому сроку уже израсходована, то есть дальнейшее накопление их в гор. А1 будет пренебрежимо мало. Если принять, что слой в гор. А1 мощностью 3 см аккумулировал в среднем 4–5% (среднее из 2, 5 и 6.5%) от внесенного количества водорастворимых органических веществ, то максимально возможное количество аккумулированного вещества всем горизонтом мощностью около 15 см может составить 20–25% от общего количества водорастворимых веществ, продуцируемых лесной подстилкой. Для перехода к абсолютным значениям масс аккумулированного вещества необходима количественная оценка образования водорастворимых веществ в лесной подстилке или их вымывание из нее за 1 год.

Согласно лизиметрическим исследованиям общее количество водорастворимых веществ, вымываемых из подстилки за 1 год, варьирует в очень широких пределах и составляет для почв, аналогичных изученным, от 2 до 20 г органического вещества на 1 м²/год [2, 8]. Если принять, что в гор. А1 аккумулируется 20% от общего количества органического вещества, вымываемого в этот горизонт, то для приведенных выше крайних значений (2 и 20 г/м² в год) абсолютные значения величин аккумуляции составят соответственно 0.4 и 4 г/м² в год.

Если принять, что “запас” гумуса в гор. А1 составит приблизительно 4 кг/м² (при содержании гумуса около 2%), то доля аккумулированного мигрирующего гумуса от его запасов в горизонте будет составлять от 0.0001 до 0.001.

Эти величины соответствуют значениям *mrt* соответственно 10000 и 1000 лет. Реально значения *mrt* для гумусово-аккумулятивных горизонтов дерново-подзолистых почв не превышают сотен лет [10]. Это означает, что реальный вклад миграционных процессов в формирование гумусово-аккумулятивных горизонтов приблизительно на порядок ниже, чем вклад процессов, связанных с гумификацией корневых остатков. Отсутствие в современных условиях травянистой растительности, например, под мертвоопадным ельником, при наличии гумусово-аккумулятивного горизонта означает, скорее всего, что он унаследован от предшествующих стадий развития почвы, для которых имели место условия формирования

гор. А1 за счет гумификации органических остатков *in situ*. В литературе [3, 11] имеются данные о значительно больших масштабах вымывания водорастворимых веществ из подстилки – до 150 г/м² в год. Однако эти результаты получены для более гидроморфных почв подзолистого типа с более мощной подстилкой при отсутствии аккумуляции гумусовых веществ в минеральной части, залегающей непосредственно под подстилкой.

При сравнении миграционной способности продуктов, образующихся из трех веществ, четко проявляется закономерность: чем выше доступность исходного соединения для почвенной биоты, тем выше способность образующихся продуктов к аккумуляции в лесной подстилке и гумусово-аккумулятивном горизонте и, соответственно, ниже миграционная способность. Таким образом, по увеличению миграционной способности меченых веществ исходные соединения образуют ряд: глюкоза < глицин < урацил.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Поведение водорастворимых органических веществ существенно различается в теплый и холодный периоды года.

Летом происходит их быстрая минерализация. Период половинного исчезновения не превышает нескольких суток. Остаточное содержание меченых веществ спустя 40 сут после внесения не превышало нескольких процентов от исходного количества. По скорости минерализации исследуемые вещества образуют ряд: глюкоза > глицин > урацил. В теплый период миграция внесенных веществ за пределы лесной подстилки, как и включение в гумусовые вещества практически отсутствовали.

При внесении водорастворимых органических веществ в лесную подстилку в холодный период минерализационные процессы ослаблены и возобновляются только в последующий теплый период. Однако к этому времени исходные вещества претерпели ряд превращений, которые привели к существенному увеличению их микробиологической устойчивости и снижению миграционной способности. Заметные остаточные количества (до десятков процентов от внесенного количества) обнаруживаются в пределах почвенного профиля даже спустя 2 года после внесения. В течение всего периода наблюдений один пик содержания меченых веществ оставался в составе лесной подстилки, уменьшаясь во времени. Второй пик формировался и возрастал в пределах гумусово-аккумулятивного горизонта. При внесении урацила, глицина и глюкозы в осенний период наблюдалась противоположная по сравнению с летом зависимость по сохранению остаточных меченых продуктов в почве. Наибольшие количества меченых веществ сохраня-

лись при внесении глюкозы, затем глицина и менее всего урацила. Это обстоятельство косвенно свидетельствует о роли биотического фактора в удержании меченых веществ в составе лесной подстилки. В пределах лесной подстилки внесенные осенью меченые вещества закрепляются, преимущественно входя в состав микробной и грибной биоты. В состав гумусово-аккумулятивного горизонта А1 трансформированные меченые вещества поступают в результате миграции и последующего включения в минерально-гумусовую составляющую этого горизонта.

Оценка миграционной составляющей в процессах формирования гумусово-аккумулятивного горизонта в почвах подзолистого типа свидетельствуют о второстепенной роли миграционных процессов. Главная роль принадлежит образованию гумусового горизонта в соответствии с классическими представлениями о дерновом процессе.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Карпачевский Л.О. Пестрота почвенного покрова в лесном биогеоценозе. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1977. 312 с.
2. Кауричев И.С., Фролова Л.Н. Водорастворимые органические вещества индивидуальной природы в лесных подстилках // Докл. ТСХА. Вып. 115. Ч. 2. 1965. С. 19.
3. Кауричев И.С., Яшин И.М., Черников В.А. Теория и практика метода сорбционных лизиметров в экологических исследованиях. М.: Изд-во МСХА, 1996. 144 с.
4. Кудеяров В.Н., Заварзин Г., Благодетский С.А. и др. Пулы и потоки углерода в наземных экосистемах России. М.: Наука, 2007. 315 с.
5. Орлов Д.С. Гумусовые кислоты почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1974.
6. Рачинский В.В., Фокин А.Д., Талдыкин С.А. Радиоиндикаторное определение переноса влаги по профилю почвы // Почвоведение. 1981. № 3. С. 65–69.
7. Талдыкин С.А., Фокин А.Д., Рачинский В.В. Вымывание хлор-иона из пахотного горизонта почв // Почвоведение. 1981. № 10. С. 110–112.
8. Фокин А.Д. Динамическая характеристика гумусового профиля подзолистой почвы // Изв. ТСХА. 1975. Вып. 4. С. 80–88.
9. Хохлова Л.Б. Динамика свойств почв в лесах Подмосковья. М.: Наука, 1982.
10. Чичагова О.А. Радиоуглеродное датирование гумуса почв. М.: Наука, 1987.
11. Guggenberger G., Zech W. Dissolved organic carbon in forest floor: simple degradation products or humic substances // The Science of the Total Environment. 1994. V. 152. P. 37–47.
12. Guggenberger G., Zech W., Schulten H.-R. Formation and mobilization pathways of dissolved organic matter fractions in acid forest floor solutions // Organic geochemistry. 1994. V. 21. P. 51–66.
13. Keiser K., Guggenberger G., Zech W. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils // Geoderma. 1996. V. 74. P. 281–303.

УДК 631.416

ПАРАМЕТРЫ СЕЛЕКТИВНОЙ СОРБЦИИ Co, Cu, Zn и Cd ДЕРНОВО-ПОДЗОЛИСТОЙ ПОЧВОЙ И ЧЕРНОЗЕМОМ*

© 2009 г. С. В. Круглов, В. С. Анисимов, Г. В. Лаврентьева, Л. Н. Анисимова

*ВНИИ сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии РАСХН,
249032, Обнинск Калужской обл., Киевское ш., 109 км**e-mail: kruglov@itkom.obninsk.org, anisimov@riar.obninsk.org*

Поступила в редакцию 09.10.2007 г.

Изучено адсорбционное и ионообменное поведение Co, Cu, Zn и Cd в двух почвах разного генезиса. Параметры сорбции и коэффициенты селективности ионного обмена Me/Са устанавливали с применением для описания связи между растворенной и сорбированной формами металла выражений изотерм адсорбции Ленгмюра и Фрейндлиха и двух моделей ионообменной сорбции, базирующихся на законе действующих масс (полифункционального ионообменника и смеси двух идеальных обменников). Показано, что простые модели предоставляют информацию, которая может служить основой для лучшего понимания поведения металлов в сорбционных и ионообменных процессах, но выводы относительно особенностей сорбции разных металлов в данной почве или отдельного металла в разных почвах, полученные с использованием этих моделей, могут отличаться.

ВВЕДЕНИЕ

Опасность техногенного загрязнения природной среды тяжелыми металлами (ТМ) напрямую связана с их подвижностью и биологической доступностью в почвах. Являясь полидисперсными и полифункциональными сорбентами и ионообменниками, почвы представляют собой гетерогенную среду, обеспечивающую множество разнородных по своим характеристикам мест сорбции катионов и содержащую широкий набор растворенных ионных и неионных комплексов, принимающих участие в процессах адсорбции, обмена и осаждения. Сложность почвенных систем обуславливает необходимость разработки моделей, которые позволяли бы адекватно описывать связывание почвами и почвенными компонентами ионов ТМ при изменяющихся условиях в почве (например, pH) и в широком диапазоне концентраций металлов.

Предложено и применяется множество эмпирических и теоретических моделей, в которых делается попытка учесть различные аспекты поведения ионов в почвенных системах. В их числе классические модели сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха [3, 4, 16, 19], выведенные на их основе уравнения, учитывающие конкурентное взаимодействие ионов при адсорбции в бинарных и более сложных системах [17, 21, 22, 24], или многокомпонентные выражения, одновременно использующие зависимости Ленгмюра–Фрейндлиха [10]. Находят применение и модели ионообменной сорбции, базирующиеся на уравнениях

закона действующих масс [6, 9, 12, 18, 20], или более общие выражения. Несмотря на большую практическую значимость исследований в данном направлении, комбинация эффектов химически гетерогенных систем, каковыми являются почвы, и ион-специфичности сорбции до сих пор представляет серьезную проблему как с теоретической, так и экспериментальной точки зрения [10].

Целью работы являлось изучение сорбции двумя разными почвами металлов, отличающихся своим биогеохимическим поведением. Для описания связи между растворенной и адсорбированной формой элемента использовали разные модели, включая классические выражения изотерм Ленгмюра и Фрейндлиха, простейшую из известных моделей полифункционального ионообменника и модель, в которой почва представляется как смесь двух идеальных обменников.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В сорбционных экспериментах использовались почвы разного генезиса, отобранные из пахотного горизонта сельскохозяйственных угодий: окультуренная дерново-подзолистая среднесуглинистая почва (Калужская обл.) и чернозем выщелоченный (Липецкая обл.). Характеристики почв, установленные с использованием общепринятых методик [1, 7] (pH – потенциометрическим методом в суспензии 1 : 2.5 почва/1 М KCl; гумус – по И.В. Тюрину; гранулометрический состав – пипеточным методом по Н.А. Качинскому, ЕКО – методом Бобко–Аскинази–Алешина в модификации ЦИНАО) приведены в табл. 1.

* Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 07-04-96435.

Таблица 1. Характеристики почв, использованных в работе

Параметр	Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва	Чернозем выщелоченный
Физическая глина (фракция <0.01 мм), %	36.31 ± 2.56	42.0 ± 1.5
Гумус, %	1.67 ± 0.03	5.87 ± 0.06
pH	6.26 ± 0.06	5.05 ± 0.02
Hg, мг-экв/100 г	1.07 ± 0.04	3.14 ± 0.08
ЕКО, мг-экв/100 г	10.7 ± 0.6	39.1 ± 1.2
Содержание в почве*, мг/кг		
Co	12.1 ± 1.8	8.8 ± 1.2
Cu	14.0 ± 1.9	21.8 ± 3.5
Zn	43.4 ± 8.0	52.6 ± 2.0
Cd	0.28 ± 0.09	0.34 ± 0.08

* После кислотного разложения силикатной матрицы.

Высушенные до воздушно-сухого состояния почвы растирали в фарфоровой ступке, просеивали через сито с отверстиями 0.25 мм и переводили в моноионную Са-форму путем многократных промывок сначала 0.1 М раствором $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ при соотношении фаз 1 : 10, затем – деионизированной водой. После этого почвы подсушивали на воздухе до постоянного веса и до использования хранили в закрытых стеклянных сосудах.

Изучалась сорбция $\text{Co}(\text{II})$, Cu , Zn и Cd , существенно отличающихся индивидуальными характеристиками ионов и, соответственно, биогеохимическим поведением, и относимых к числу распространенных опасных веществ, загрязняющих биосферу. Для этого навески подготовленных почв (массой 1.0 г для дерново-подзолистой почвы и 0.6 г для чернозема) помещали в 50 мл центрифужные пробирки и приливали по 20 мл раствора с постоянной ионной силой и возрастающим количеством соответствующего металла на фоне 0.01 н. раствора $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$. Растворы готовили из нитратных солей металлов квалификации “химически чистые”. После встряхивания и контакта почвы с раствором в течение 1 сут жидкую фазу отделяли центрифугированием и анализировали на содержание ТМ и Са методом атомно-эмиссионной спектроскопии с индуктивно связанной плазмой (ICP AES Varian Liberty II). Сорбционные эксперименты выполнялись в двукратной повторности.

Количество металла, поглощенное твердой фазой, находили по разности между добавленной и измеренной в равновесном растворе концентрацией:

$$(x/m) = \frac{(C_i - C_e)V}{M},$$

где (x/m) – количество, адсорбированное единицей массы почвы (мг-экв/г); C_i и C_e – соответственно начальная и равновесная концентрация металла в растворе (мг-экв/см³); V – объем равновесного раствора (см³); M – воздушно-сухая масса почвы (г).

Интервал концентраций металлов в начальном растворе, приводимом в контакт с твердой фазой (до 1.3–1.9 мг-экв/л Co , Zn , Cd и до 4.3 мг-экв/л Cu), не отражает диапазон возможных содержаний рассматриваемых элементов в жидкой фазе загрязненных почв и природных водах. Но концентрации, использованные в работе, достаточно реалистичны [2] и охватывают интервал, удобный для исследования сорбционного поведения ТМ (возможность надежного измерения элемента в равновесном растворе).

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Сорбция $\text{Co}(\text{II})$, Cu , Zn и Cd дерново-подзолистой почвой и черноземом. Для описания связи между растворенной и адсорбированной формой металлов использовали модели сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха. Уравнение Ленгмюра может быть выведено из закона действующих масс, тогда как уравнение Фрейндлиха является эмпирическим.

В линейной форме изотерма Ленгмюра может быть записана в виде:

$$\frac{C}{q} = \frac{C}{Q_{\max}} + \frac{1}{k_L Q_{\max}}, \quad (1)$$

где q – количество ионов, адсорбированное единицей массы адсорбента, в данном случае почвы (мг-экв/кг); $Q_{\max}$ – максимальная адсорбция ионов на единицу массы сорбента (мг-экв/кг); C – равновесная концентрация ионов в растворе (мг-экв/л); k_L – показатель сродства, характеризующий связующую силу центров адсорбции в отношении рассматриваемого иона (л/мг-экв).

Изотерма Фрейндлиха в линеаризованном виде записывается выражением:

$$\log q = \log k_F + n \log C, \quad (2)$$

где k_F – коэффициент Фрейндлиха (л/кг), являющийся мерой сорбционной способности ионов; n – безразмерный параметр, отражающий гетерогенность сорбирующей поверхности.

Графическое изображение экспериментальных зависимостей в координатах $[\text{Me}]_w/[\text{Me}]_s - [\text{Me}]_w$ и $\log[\text{Me}]_s - \log[\text{Me}]_w$, где $\text{Me} = \text{Co}$, Cu , Zn или Cd , а $[\text{Me}]_w$ и $[\text{Me}]_s$ – концентрация растворенной и адсорбированной формы металла, показано

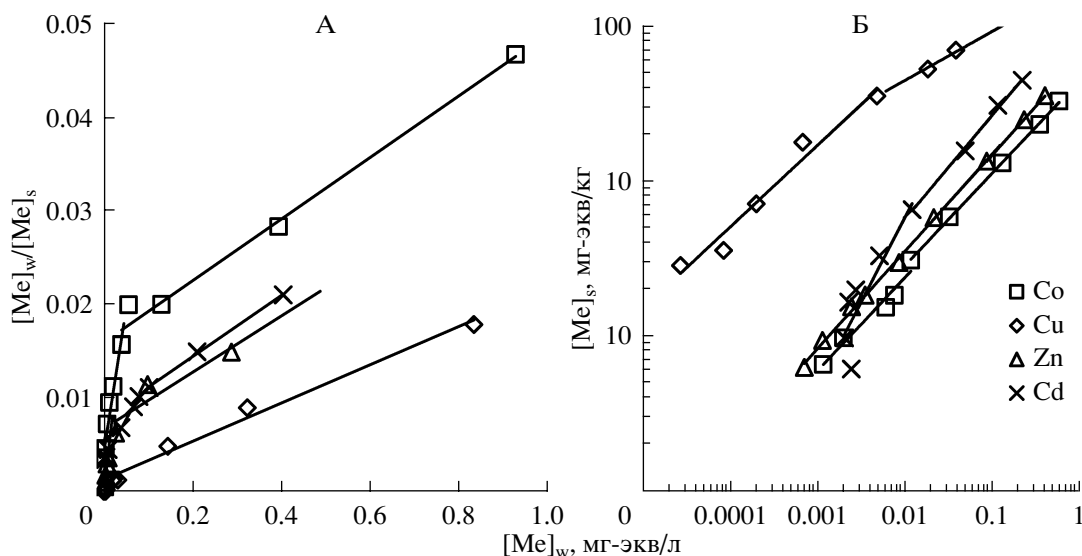


Рис. 1 Изотермы Ленгмюра (А) и Фрейндлиха (Б) для сорбции Co, Cu, Zn и Cd в дерново-подзолистой почве и черноземе соответственно.

на рис. 1. Их характер указывает на неоднородность сорбирующей поверхности и наличие, по крайней мере, двух категорий реакционных центров, отличающихся по количеству и энергетическим характеристикам. С ростом концентрации свободного металла его поглощение почвой уменьшается. Излом на изотермах сорбции наблюдается, когда концентрация Co, Cu, Zn и Cd в растворе, контактирующем с твердой фазой, возрастает в интервале (мг-экв/л) 0.10–0.15, 0.21–0.59, 0.09–0.11 и 0.23–0.57 в случае дерново-подзолистой почвы, 0.10–0.21, 0.54–1.1, 0.20–0.49 и 0.19–0.47 для чернозема соответственно.

С увеличением количества поглощенного металла снижается pH равновесного раствора. На рис. 2 показана зависимость pH равновесного раствора от начальной концентрации металлов в растворе, контактирующем с черноземом (для дерново-подзолистой почвы зависимость выглядит аналогично, поэтому не приводится). Можно отметить, что изменение скорости снижения pH наблюдается примерно в том же интервале концентраций металла, который соответствует излому на изотермах сорбции. Подкисление растворов при сорбции ТМ почвами и почвенными компонентами обычно объясняют вытеснением протонов, но следует заметить, что к такому же видимому результату будет приводить и связывание гидроксидов с образованием гидроксоформ металлов [5].

Параметры моделей Ленгмюра (рассчитанные по конечным участкам изотерм) и Фрейндлиха для сорбции металлов двумя почвами приведены в табл. 2. Модель Фрейндлиха показывает несколько более высокие значения коэффициентов

детерминации R и лучшее совпадение с экспериментальными данными при сорбции Co, Zn и Cd двумя почвами, а модель Ленгмюра лучше удовлетворяет экспериментальным данным при связывании Cu. По величине максимальной сорбции (Q_{max}) дерново-подзолистой почвой и черноземом рассматриваемые элементы располагаются в ряд $Cu > Zn > Co > Cd$ и $Cu > Cd > Zn > Co$ соответственно. При этом значение параметра k_L , характеризующего прочность связи между ионом и функциональными центрами на сорбирующей поверхности, убывает в последовательности $Cu >$

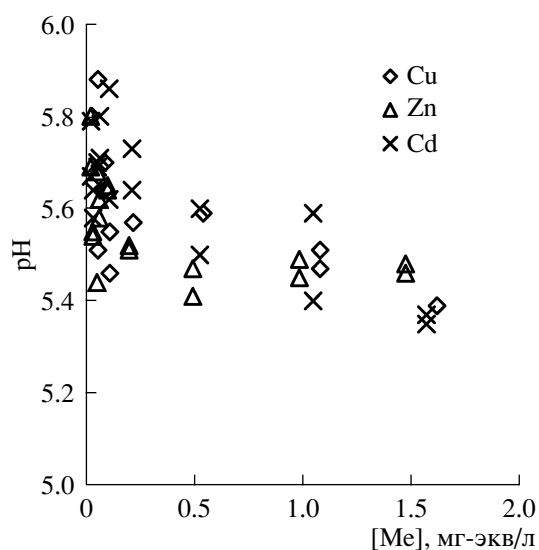


Рис. 2 Изменение pH равновесного раствора в зависимости от начальной концентрации металла в растворе, контактирующем с твердой фазой.

Таблица 2. Параметры изотерм сорбции металлов двумя почвами

Элемент (<i>n</i>)*	Ленгмюр: $q = Q_{\max} k_L C / (1 + k_L C)$			Фрейндлих: $q = k_F C^n$		
	$Q_{\max}$, мг-экв/кг	k_L , л/мг-экв	R^2	k_F , л/кг	n	R^2
Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва						
Co (10)	28.9 ± 2.2	2.3 ± 0.3	0.894	21.9 ± 0.6	0.64 ± 0.01	0.995
Cu (8)	47.4 ± 2.3	15.1 ± 0.7	0.984	56.9 ± 0.3	0.33 ± 0.01	0.969
Zn (9)	34.8 ± 2.0	4.0 ± 0.4	0.953	35.3 ± 1.0	0.57 ± 0.01	0.984
Cd (9)	22.6 ± 0.1	10.2 ± 0.1	0.892	52.0 ± 0.2	0.72 ± 0.01	0.963
Чернозем выщелоченный						
Co (9)	53.7 ± 3.1	3.3 ± 0.4	0.921	60.3 ± 1.5	0.69 ± 0.01	0.994
Cu (8)	142.9 ± 2.3	35.0 ± 0.1	0.978	294.1 ± 3.3	0.45 ± 0.01	0.960
Zn (9)	66.4 ± 4.0	2.7 ± 0.3	0.894	62.7 ± 1.1	0.62 ± 0.01	0.999
Cd (9)	81.7 ± 7.2	6.2 ± 0.8	0.874	188 ± 32	0.81 ± 0.05	0.962

* *n* – число экспериментальных точек на изотерме.

$> \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Co}$ и $\text{Cu} \gg \text{Cd} > \text{Co}, \text{Zn}$. Во всех случаях $Q_{\max}$ так же, как и кратность различий $\max/\min$ значений $Q_{\max}$ и k_L , в несколько раз больше для чернозема, чем для дерново-подзолистой почвы.

Для Cu и Co значения k_L выше при их сорбции черноземом, а для Cd и Zn, напротив, при связывании в дерново-подзолистой почве. Параметр k_L пропорционален $\exp(-s_i/RT)$, где s_i характеризует свободную энергию адсорбции ионных частиц *i*-го типа на реакционных центрах. Чем больше величина k_L , тем больше изменение молярной энергии Гиббса (работа) процесса адсорбции [8].

По величине коэффициента Фрейндлиха k_F (связанного с коэффициентом распределения K_d и соответственно сродством элементов к почве) металлы образуют последовательность Cu, Cd $>$ Zn $>$ Co при сорбции в дерново-подзолистой почве и Cu $>$ Cd $>$ Zn, Co в черноземе, причем в последнем случае для всех рассматриваемых металлов значения k_F в 1.5–5 раз выше, чем для дерново-подзолистой почвы.

Таким образом, максимальная сорбционная емкость чернозема в отношении ионов рассматриваемых металлов в 2–3 раза и более выше, чем дерново-подзолистой почвы. Наиболее высокую емкость поглощения обе почвы проявляют в отношении Cu, тогда как последовательность расположения других металлов в зависимости от сорбционной емкости двух почв отличается. Cu обладает более высоким сродством и прочнее связывается компонентами двух почв, чем Co или Zn, хотя по прочности связи в дерново-подзолистой почве на первые места выходит также Cd, что может быть связано с изменением механизма его сорбции. Использование моделей сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха в данном случае приводит к одинаковым выводам: последовательность

расположения изучаемых металлов в зависимости от величины k_L или k_F аналогична.

Параметр *n* в модели Фрейндлиха, по своей сути, интегрирует эффекты энергетической неоднородности реакционных центров на сорбирующей поверхности и отклонение поведения ионов в реакциях адсорбции от идеального и может принимать значения в интервале $0 < n \leq 1$ ($n \neq 1$ – неидеальное, $n = 1$ – идеальное). Сравнение значений параметра *n* для рассматриваемых металлов и почв показывает, что наиболее высокую неоднородность сорбирующей поверхности (или неидеальное поведение ионов в процессах адсорбции) обе почвы проявляют в отношении ионов Cu, наименьшую – в отношении Cd, а Co и Zn занимают промежуточное положение.

Отмечалось [25], что изотермы сорбции Ленгмюра и Фрейндлиха не предоставляют четкой информации о протекающих в почве реакциях и процессах, и не позволяют провести дифференциацию между адсорбцией (аккумуляция веществ на поверхности, разделяющей твердую фазу и контактирующий раствор) и другими сорбционными процессами (например, поверхностное осаждение с формированием трехмерных продуктов сорбции). Тем не менее, эти простые модели часто находят применение в целях сравнительного анализа сорбционного поведения ионов ТМ в разных почвах [3, 4, 15, 21].

В работе Ладонина [4] приведены параметры изотерм Ленгмюра для сорбции Cu, Zn и Cd почвами, по генезису аналогичными тем, какие использованы нами: дерново-подзолистая почва Тверской обл. и чернозем выщелоченный Тульской обл. При всем различии численных значений параметров, установленных нами и содержащихся в данной работе, общие заключения и выводы, сформулированные на их основании, достаточно

сопоставимы. Отмечалось, что поглощение металлов двумя почвами уменьшается в последовательности $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn}$, а значения параметров $Q_{\max}$ и k_L всегда выше в черноземе, чем в дерново-подзолистой почве. Возможной причиной отличий установленных нами и приведенных в указанной работе [4] значений $Q_{\max}$ и k_L для аналогичных металлов и почв могут быть различия минералогического состава и других свойств почв одинакового генетического типа, но отобранных на территории разных областей европейской части Российской Федерации. К сожалению, в качестве характеристик почв в работе [4] указаны лишь pH, содержание органического вещества и концентрации ТМ, что затрудняет анализ. Почвы аналогичного типа близки по содержанию гумуса, но заметно различаются значениями pH. Вместе с тем, при рассмотрении сорбции ТМ почвами и почвенными компонентами показатель pH относят к одному из ключевых факторов [21].

Коэффициенты селективности катионного обмена Me/Ca . Места предпочтительного связывания ТМ обычно заняты катионами, присутствующими в почвенных системах в значительных количествах (H^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} и др.). Поэтому процессы адсорбции часто протекают как ионообменные реакции, и сорбция ТМ почвами почти всегда имеет конкурентную природу [4, 10, 14, 23]. В этом случае селективное поглощение ионов твердой фазой, определяемое неоднородностью энергетических характеристик реакционных центров на сорбирующей поверхности, трудно отличить от ионообменной селективности, обусловленной различием индивидуальных характеристик ионов и их способности конкурировать друг с другом при взаимодействии с одними и теми же центрами связывания (ион-специфичность сорбции). Поэтому методологические подходы, используемые при изучении ионного обмена, могут быть применимы и для оценки гетерогенности сорбирующей поверхности.

Коэффициенты селективности ионного обмена соотносят сорбированные катионы с их активностями в почвенном растворе, характеризуют относительное родство почв и их составляющих к двум ионам, конкурирующим за доступные места связывания, и необходимы для описания распределения катионов между твердой и жидкой фазами почв. Знание факторов, регулирующих селективность ионного обмена, важно для лучшего понимания биогеохимического поведения ТМ и их доступности для корневого поглощения растениями.

С целью установления коэффициентов селективности для реакции катионного обмена $\text{Me}^{2+} + \text{CaX} = \text{Ca}^{2+} + \text{MeX}$ и оценки неоднородности сорбирующей поверхности почв, при обработке экспериментальных данных были использованы две

модели, базирующиеся на уравнениях закона действующих масс.

Модель 1 является простейшей из возможных моделей полифункционального ионообменника [18] и часто находит применение при описании сорбционного поведения различных ионов и большого числа адсорбентов [11–13].

В общем случае, уравнение реакции гомовалентного обмена с участием двух ионов A и B с валентностью z может быть записано следующим образом:

$$\frac{q_B}{Q - q_B} = (K_{B/A}) \frac{c_B}{c_A}, \quad (3)$$

где q_B – количество ионов B , адсорбированное единицей массы сорбента (почвы); Q – емкость катионного обмена сорбента; $Q - q_B = q_A$ – количество ионов A , приходящееся на единицу массы сорбента; $K_{B/A}$ – коэффициент селективного обмена B/A ; c_B/c_A – отношение концентраций (или активностей, если $\gamma_B = \gamma_A$) ионов в растворе.

Для системы, содержащей более одного типа разнородных мест сорбции, уравнение имеет вид:

$$q_i = \frac{K_i Q_i (c_B/c_A)}{1 + K_i (c_B/c_A)}, \quad (4)$$

где индекс i относится к одному конкретному типу сорбционных центров.

Усредненный (взвешенный) коэффициент селективности K_C для всей системы, содержащей места сорбции различного типа, определяется из уравнения:

$$K_C = \frac{(c_A/c_B) \sum q_i}{\sum (Q_i - q_i)}, \quad (5)$$

Суммирование производится для всех рассматриваемых типов сорбционных центров. Если система включает лишь два типа мест сорбции, с низкой селективностью (l) и высокоселективные (h), выражение для расчета усредненного коэффициента селективности K_C может быть записано в виде [18]:

$$K_C = \frac{K_l Q_l + K_h Q_h + K_h K_l Q (c_B/c_A)}{Q + (K_l Q_h + K_h Q_l) (c_B/c_A)}, \quad (6)$$

где c_B/c_A – отношение концентраций ионов в растворе, $Q = Q_l + Q_h$ – емкость катионного обмена почвы.

Когда ионный обмен регулируется более чем двумя коэффициентами селективности, ситуация остается существенно похожей, но формулы, описывающие обменное поведение ионов в таких системах, становятся очень громоздкими. Применение выражения (6) для анализа изотермы обмена, построенной в координатах $K_C - c_B/c_A$ или

$\lg K_C - \lg(c_B/c_A)$, позволяет определить 4 параметра: значения коэффициентов селективного обмена (K_1 и K_2) и обменной емкости (Q_1 и Q_2), соответствующие двум разнородным типам реакционных центров на сорбирующей поверхности.

В модели 2 принимается, что сорбент является смесью двух идеальных ионообменников I и II, каждый из которых может быть охарактеризован своими значениями емкости (Q_1 и Q_2) и коэффициента селективности (K_1 и K_2) по отношению к паре ионов. Весовые доли ионообменников в смеси равны α и $(1 - \alpha)$ соответственно, а при смешивании двух ионообменных материалов никакие их взаимодействия не оказывают влияния на имеющиеся места обмена [20]. Результаты исследований обменной сорбции металлов показывают, что почвы и их основные компоненты чаще ведут себя как неидеальные обменники. В неко-

торых случаях, однако, отмечаемое для многих почв поведение неидеальных ионообменников может быть объяснено в терминах смеси идеальных ионообменников с различными свойствами. Так, например, почву можно представить как смесь двух основных ее составляющих (минеральной и органической), неоднородных сами по себе и существенно отличающихся сорбционными характеристиками.

При гомовалентном обмене коэффициент селективности $K_{B/A}$ для смеси может быть рассчитан как функция состава ионообменника в виде положительного решения уравнения [20]:

$$K_C = a \pm \sqrt{a^2 + b}, \quad (7)$$

где

$$a = \frac{1}{2} \frac{\alpha Q_1 K_1 + (1 - \alpha) Q_2 K_2 - z_B (K_1 + K_2) (\alpha Q_1 + (1 - \alpha) Q_2)}{(1 - z_B) (\alpha Q_1 + (1 - \alpha) Q_2)}, \quad (8)$$

$$b = \frac{K_1 K_2 z_B}{1 - z_B}. \quad (9)$$

Анализ зависимости, построенной в координатах $\lg K_C - z_B$ (z_B – эквивалентная доля ионов В в твердой фазе), позволяет установить 6 параметров: значения коэффициентов селективности K_1 и K_2 , емкости катионного обмена Q_1 и Q_2 и весовые доли α и $(1 - \alpha)$ индивидуальных ионообменников в смеси.

Подбор параметров моделей проводили методом последовательных итераций, используя в качестве критерия минимизацию ошибки $E = \sum [K_C(\text{рассчитано}) - K_C(\text{измерено})]^2$. При небольшом числе экспериментальных точек возможны определенные сложности, поскольку критерию могут удовлетворять более одного набора значений параметров, и выбор правильных значений может потребовать использования дополнительной информации. Следует заметить также, что при параметризации модели 2 по 8–9 экспериментальным точкам необходима осторожность в интерпретации полученных результатов, так как существует тесная отрицательная корреляция между значениями α и K_C , показывающая, что данные параметры не являются полностью независимыми.

Соответствие между экспериментальными данными и теоретическими кривыми, рассчитанными с использованием двух моделей ионообменной сорбции, показано на рис. 3. Так как для двух почв зависимости имеют аналогичный вид, на этом рисунке, в качестве примера, приведены графические зависимости лишь для разных сочетаний почвы и использованной модели.

Для ионообменных процессов важна не прочность связи, а относительное связывание двух ионов. При этом одни и те же центры обмена обладают неодинаковой избирательностью в отношении разных ионов, и в то же время один и тот же ион проявляет разную селективность при взаимодействии с отличающимися обменными центрами. Коэффициенты селективности $K_C(\text{Me/Ca})$ металлов ($\text{Me} = \text{Co}, \text{Cu}, \text{Zn}$ или Cd) по отношению к иону, присутствующему в системе в макроколичестве (Ca), меняющиеся в зависимости от состава равновесного раствора или степени заполнения адсорбента, отражают взвешенный вклад разных функциональных центров в селективность Me/Ca обмена.

Поскольку ионы стремятся занять в первую очередь энергетически наиболее выгодные позиции, неоднородность сорбирующей поверхности проявляется как селективное поглощение конкретного иона при низкой занятости адсорбента. С увеличением степени заполнения емкости адсорбента селективность поглощения уменьшается. Значения коэффициентов селективности и емкости катионного обмена для энергетически разнородных мест связывания металлов в двух почвах, установленные с использованием для обработки экспериментальных данных выражений (6) или (7–9), суммированы в табл. 3.

Обе почвы предпочтительнее накапливают рассматриваемые тяжелые металлы, чем Ca, поскольку во всех случаях $K_C(\text{Me/Ca}) \gg 1$, но величина коэффициента селективного обмена существенно зависит от мольного отношения ионов в растворе, природы металла, типа и свойств поч-

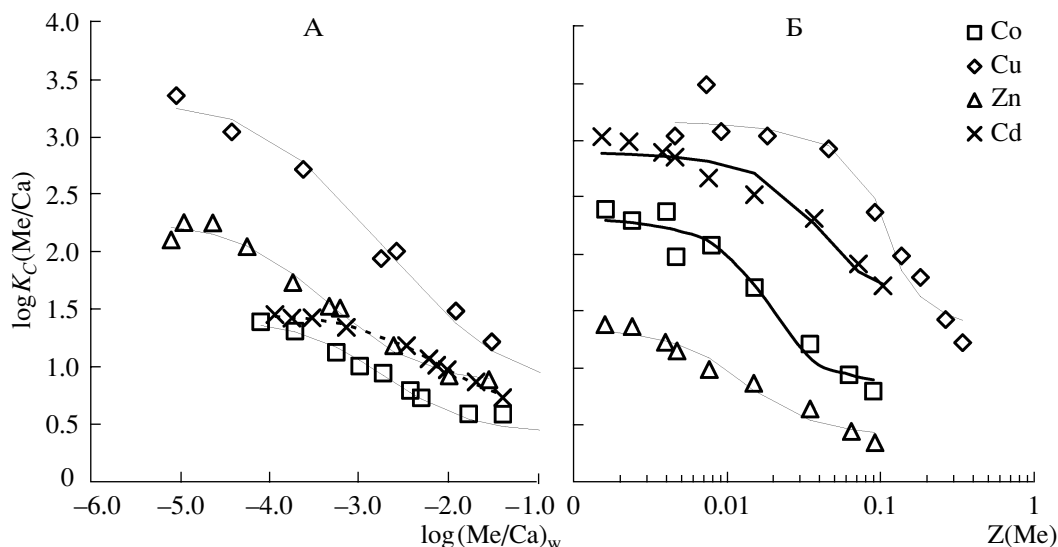


Рис. 3 Зависимость коэффициента селективности ионного обмена Me/Ca от нагрузки металла на почву. Символы – экспериментальные значения, рисованная кривая – расчет по модели 1, дерново-подзолистая почва (А) или модели 2, чернозем (Б).

вы. $K_c(\text{Me}/\text{Ca})$ наиболее велики, когда молярное отношение Me/Ca в растворе менее 0.02–0.1, что указывает на наличие относительно небольшого количества мест обменной сорбции с особенно высоким сродством к катионам тяжелых металлов. По мере возрастания соотношения Me/Ca высокоселективные участки оказываются занятыми, и дальнейшее поглощение металлов происходит с участием других, менее селективных, реакционных центров, или по другим механизмам. Малый угол наклона к оси абсцисс конечных участков кривых в этом случае свидетельствует о слабой избирательности почвы к ионам, находящимся в растворе.

Применение ионообменных моделей для обработки экспериментальных данных показывает, что в процесс сорбции вовлечены, по крайней мере, два типа разнородных функциональных центров, по селективности обмена Me/Ca отличающихся на 2–4 порядка. В некоторых случаях характер экспериментальных зависимостей между $K_c(\text{Me}/\text{Ca})$ и молярным отношением Me/Ca в растворе (или эквивалентной долей z_{Me} в твердой фазе) указывает на наличие более чем двух разнородных групп мест обменной сорбции, но модели, использованные в работе, не позволяют получить оценку их емкости и селективности.

При низкой нагрузке на почву ТМ предпочтительнее аккумулируются на высокоселективных местах обменной сорбции, но их количество (относительная доля в емкости катионного обмена почвы, **ЕКО**) мало. Вторая группа центров связывания характеризуется низкой селективностью, но большей распространенностью и, в основном, определяет ЕКО почв.

При использовании модели полифункционального ионообменника вклад высокоселективных обменных центров в ЕКО дерново-подзолистой почвы для большинства металлов (Cd, Zn, Co) оценивается в 1.5–6.5% и составляет 16.2% в случае Cu. В черноземе емкость высокоселективных мест ионного обмена максимальна для Cd (41%) и минимальна для Zn (1%), а Cu и Co, более склонные, чем Cd или Zn к образованию устойчивых комплексов с гумусовыми веществами, занимают промежуточное положение (высокоселективные центры обмена составляют около 13% ЕКО).

Модель 2 соотносит низко- и высокоселективные центры обмена с двумя индивидуальными ионообменными материалами, при этом доля высокоселективного ионообменника в смеси составляет 3–20% для дерново-подзолистой почвы и 2–15% для чернозема. В обеих почвах вклад высокоселективных центров ионного обмена максимален для Cu и минимален для Co и Cd.

Значения коэффициентов селективности, установленные с использованием двух моделей, достаточно сопоставимы, однако выводы относительно ионообменного поведения разных металлов в почвах, сделанные на их основе, могут быть неодинаковыми. Так, в случае дерново-подзолистой почвы, при сорбции металлов на обменных центрах с низкой селективностью величина $K_c(\text{Me}/\text{Ca})$ уменьшается в последовательности $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cd} > \text{Co}$ (модель 1) или $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Co}$, Zn (модель 2). По эффективности конкуренции с Ca за высокоселективные центры связывания металлы располагаются в ряд $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Cd}$. Для чернозема эти последовательности имеют вид $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Co}$, Zn (модель 1) или $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Co} > \text{Zn}$

Таблица 3. Значения коэффициентов селективности и емкости катионного обмена для сорбции металлов двумя почвами

Элемент	Модель полифункционального ионообменника			Модель смеси двух идеальных обменников		
	K_l	K_h	Q_h^*	K_1	K_2	α^{**}
Дерново-подзолистая среднесуглинистая почва						
Co	2.7 ± 0.1	1580 ± 60	1.5 ± 0.1	2.9 ± 0.1	1680 ± 180	0.97 ± 0.02
Cu	6.6 ± 1.0	13350 ± 3040	16.2 ± 1.3	15.2 ± 1.1	17050 ± 2100	0.81 ± 0.02
Zn	7.4 ± 0.1	12240 ± 1620	1.4 ± 0.2	2.2 ± 0.07	8710 ± 1670	0.83 ± 0.11
Cd	3.8 ± 0.1	390 ± 80	6.4 ± 1.8	4.2 ± 1.3	370 ± 110	0.97 ± 0.03
Чернозем выщелоченный						
Co	2.5 ± 0.1	2660 ± 510	13.1 ± 0.7	7.0 ± 0.5	12720 ± 520	0.98 ± 0.02
Cu	12.7 ± 0.7	9100 ± 470	12.7 ± 0.1	21.3 ± 0.8	12160 ± 680	0.85 ± 0.01
Zn	2.3 ± 0.1	2180 ± 150	1.1 ± 0.1	2.4 ± 0.1	1870 ± 20	0.99 ± 0.01
Cd	17.2 ± 1.1	3170 ± 450	41.2 ± 1.3	39.2 ± 2.7	21880 ± 2600	0.95 ± 0.01

* Относительный вклад высокоселективных мест сорбции в емкость катионного обмена почвы, %.

** Весовая доля низкоселективного ионообменника в смеси.

(модель 2) при сорбции металлов на участках с низкой селективностью и $\text{Cu} \gg \text{Cd} > \text{Co} > \text{Zn}$ или $\text{Cd} > \text{Cu}$, $\text{Co} > \text{Zn}$ – для высокоселективных центров. Таким образом, несколько лучшее соответствие результатов отмечается при использовании двух моделей для описания ионообменной сорбции рассматриваемых металлов черноземом, чем дерново-подзолистой почвой.

Максимальная адсорбция катионов ТМ, определяемая по изотермам обмена, характеризует потенциальную поглотительную способность почв в обменном процессе. Из числа рассматриваемых ТМ, наиболее четкие выводы могут быть сделаны в отношении Си. Ионы Си эффективнее, чем катионы других металлов, конкурируют с Са в реакциях обмена на низко- и высокоселективных центрах, предоставляемых компонентами обеих почв. Ионообменное поведение химических аналогов Zn и Cd в двух почвах существенно различается. Для Cd значения коэффициентов селективного обмена и относительный вклад высокоселективных реакционных центров значительно выше при сорбции в черноземе, тогда как для Zn, напротив, при связывании в дерново-подзолистой почве.

Основными компонентами почвенных систем, особенно прочно связывающими ионы ТМ, являются глинистые минералы, оксиды и гидрооксиды железа и марганца, карбонаты и гумусовые макромолекулы. Можно предположить, что низкие значения коэффициента селективности ионного обмена Me/Ca характеризуют связывание ионов минеральными компонентами почвы, а высокие – гумусовыми веществами (или для процессов физической адсорбции ионов, обусловленных силами Ван-дер-Ваальса, характерна более низкая селек-

тивность, чем для комплексообразования). К сожалению, исследования, в которых рассматриваются корреляционные и регрессионные зависимости коэффициентов селективности и максимальной адсорбции с показателями состава и свойств почв, достаточно редки. Подобные зависимости приведены Пинским [6], но, по мнению автора, их следует рассматривать как предварительные из-за относительно небольшого размера выборок.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Для оценки опасности загрязнения почв, прогнозирования миграции и возможных токсических эффектов ТМ требуются выражения, устанавливающие связь между их растворенной и связанной почвенными компонентами формой. Очевидно, что необходимы разные категории моделей и наряду со сложными многокомпонентными моделями, более адекватно описывающими поведение металлов, но требующими установления значений большого числа (иногда свыше десятка) параметров, могут применяться и простые модели.

При использовании для обработки экспериментальных данных классических выражений изотерм сорбции Лэнгмюра и Фрейндлиха установлено, что по величине максимальной сорбции дерново-подзолистой почвой и черноземом элементы располагаются в последовательности $\text{Cu} > \text{Zn} > \text{Co} > \text{Cd}$ и $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Co}$, соответственно. По прочности связывания ионов они образуют совпадающий для двух почв ряд $\text{Cu} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Co}$. При этом значения максимальной сорбции $Q_{\max}$ и параметра k_L , характеризующего прочность связи, в 2–3 раза больше для чернозе-

ма, чем для дерново-подзолистой почвы. По величине коэффициента Фрейндлиха k_F (соотносимо с коэффициентом распределения K_d и, соответственно, сродством элементов к почве), металлы образуют последовательность $Cu > Cd > Zn > Co$. Для всех рассматриваемых металлов значения k_F в 1.5–5 раз выше при сорбции в черноземе, чем в дерново-подзолистой почве.

Применение простых моделей ионного обмена показывает, что обе почвы предпочтительнее связывают ТМ чем Са, но в процесс сорбции Co, Cu, Zn и Cd вовлечены, по крайней мере, два типа энергетически неоднородных функциональных центров, по селективности обмена Me/Са отличающихся в 100 и более раз. Участки с низкой селективностью сорбции характеризуются большей распространенностью и, в основном, определяют ЕКО почв. Они могут быть идентифицированы как активные центры на сорбирующей поверхности, связывание ионов на которых определяется силами электростатического взаимодействия. Прочность удерживания зависит от заряда и радиуса иона, или, скорее, от величины ионного потенциала, определяемого как отношение заряда к ионному радиусу и характеризующего поверхностную плотность заряда. Этим условиям отвечают участки на поверхности кристаллитов почвенных минералов (глинистых минералов, оксидов и гидроксидов), несущие некомпенсированный отрицательный заряд, обусловленный дефектами кристаллической решетки или депротонированием поверхностных гидроксидов.

Относительный вклад высокоселективных центров сорбции в ЕКО мал и оценивается в 1.5–6.5%, достигая 16% лишь для Cu. Подобные участки более ион-специфичны, и определяющую роль в конкуренции за связывание на этих функциональных центрах могут играть различия других индивидуальных характеристик ионов, например, склонности к комплексообразованию и констант устойчивости образующихся комплексов. Высокоселективными центрами сорбции, в частности, располагают гумусовые макромолекулы, содержащие функциональные группы, способные к образованию не только ионных, но и ковалентных или донорно-акцепторных связей.

В целом можно заключить, что использованные в работе простые модели сорбции предоставляют важную информацию, которая может являться основой для лучшего понимания поведения ТМ в сорбционных и ионообменных процессах. При этом выявляются различия как в поглощении и прочности связывания отдельных химических элементов конкретной почвой, так и в характере сорбционного поведения данного элемента в разных почвах. С одной стороны, это обусловлено отличием индивидуальных характеристик ионов и их относительно-го сродства к почвенным компонентам, а с другой

стороны – неодинаковым составом твердой фазы почв и различием энергетических характеристик потенциальных мест связывания катионов на поверхности частиц почвенных минералов и гумусовых веществ.

Следует отметить, однако, что выводы относительно поведения разных металлов в конкретной почве, либо данного металла в разных почвах, сделанные на основе результатов использования для обработки экспериментальных данных различных моделей сорбции, могут заметно отличаться.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агрохимические методы исследования почв. М.: Наука, 1975. 656 с.
2. Кабата-Пендиас А. Проблемы современной биогеохимии элементов // Рос. Хим. Ж. (Ж. Рос. Хим. общ-ва им. Д.И. Менделеева). 2005. Т. XLIX. № 3. С. 15–19.
3. Ладонин Д.В. Влияние железистых и глинистых минералов на поглощение меди, цинка, свинца и кадмия в конкреционном горизонте подзолистой почвы // Почвоведение. 2003. № 10. С. 1197–1206.
4. Ладонин Д.В. Конкурентные взаимоотношения ионов при загрязнении почвы тяжелыми металлами // Почвоведение. 2000. № 10. С. 1285–1293.
5. Пинский Д.Л. К вопросу о механизмах ионообменной адсорбции тяжелых металлов почвами // Почвоведение. 1998. № 11. С. 1348–1355.
6. Пинский Д.Л. Коэффициенты селективности и величины максимальной адсорбции Cd^{2+} и Pb^{2+} почвами // Почвоведение. 1995. № 4. С. 420–428.
7. Практикум по агрохимии / Под ред. В.Г. Минеева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2001. 688 с.
8. Фридрихсберг Д.А. Курс коллоидной химии. Л.: Химия, 1984. 368 с.
9. Bendjamine M.M., Leckie J.O. Multiple-site adsorption of Cd, Cu, Zn and Pb on amorphous iron oxyhydroxide // J. Colloid Interface Sci. 1981. V. 79. P. 209–221.
10. Benedetti M.F., Miln C.J., Kinniburgh D.G., Van Riemsdijk W.H., Koopal L.K. Metal ion binding to humic substances: Application of the non-ideal competitive adsorption model // Environmental Science and Technology. 1995. V. 29. № 2. P. 446–457.
11. Curtin D., Selles F., Steppuhn H. Estimating Calcium-Magnesium selectivity in smectitic soils from organic matter and texture // Soil Sci. Soc. Am. J. 1998. V. 62. P. 1280–1285.
12. Digiano F.A., Baldauf G., Frick B., Sontheimer H. A simplified competitive equilibrium adsorption model // Chem. Eng. Sci. 1978. V. 33. P. 1667–1673.
13. Dufey J.E., Delvaux B. Modeling potassium-calcium exchange isotherms in soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 1989. V. 53. P. 1297–1299.
14. Elliot H.A., Liberati M.R., Huang C.P. Competitive adsorption of heavy metals by soils // J. Environ. Qual. 1986. V. 15. P. 214–219.

15. *Elzinga E.J., Van Grinsven J.J.M., Swartjes F.A.* General purposes isotherm for cadmium, copper and zinc in soils // *European J. of Soil Science*. 1999. V. 50. P. 139.
16. *Giles C.H., Smith D., Huitson A.* A general treatment and classification of the solute adsorption isotherm // *J. Colloid. Interface Sci.* 1974. V. 47. P. 755–765.
17. *Gutierrez M., Fuentes H.R.* Competitive adsorption of cesium, cobalt and strontium in conditioned clayey soil suspensions // *J. Environ. Radioactivity*. 1991. V. 13. P. 271–282.
18. *Harmsen K.* Soil chemistry – B. Physico-Chemical Models / Ed. G.H. Bolt. Elsevier, Amsterdam, 1979.
19. *Harter R.D., Baker D.E.* Application and misapplication of the Langmuir equation to soil adsorption phenomena // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1977. V. 41. P. 1077–1088.
20. *Jensen H.E.* Selectivity coefficients of mixtures of ideal cation-exchangers // *Agrochimica*. 1975. V. XIX. № 3–4. P. 257–261.
21. *Mesquita M.E.* Application of Langmuir and Freundlich isotherms to Cu-Zn competitive adsorption in two soils. Effect of pH // *Agrochimica*. 2001. V. XLV. № 1–2. P. 32–45.
22. *Murali V., Aylmore L.A.G.* Competitive adsorption during solute transport in soils: 1. Mathematical models // *Soil Sci.* 1983. V. 135. P. 143–150.
23. *Oscik J., Dabrowsky A., Jaroniec M., Rudzinsky W.* Effects of surface heterogeneity in adsorption from binary liquid mixtures // *J. Colloid Interface Sci.* 1976. V. 56. P. 403–410.
24. *Sheindorf C., Rehbun M., Sheintuch M.* A Freundlich-type multicomponent isotherm // *J. Colloid Interface Sci.* 1981. V. 79. P. 136–142.
25. *Sparks D.L.* Elucidating the fundamental chemistry of soils: past and recent achievements and future frontiers // *Geoderma*. 2001. V. 100. P. 303–319.

УДК 631.4:550.424(571.53)

ЗАКОНОМЕРНОСТИ РАСПРЕДЕЛЕНИЯ И ФОРМЫ НАХОЖДЕНИЯ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ТЕХНОГЕННО-ТРАНСФОРМИРОВАННЫХ ЧЕРНОЗЕМАХ ЮЖНОГО ПРИАНГАРЬЯ И СЕВЕРО-ВОСТОЧНОГО КИТАЯ*

© 2009 г. Г. А. Белоголова¹, О. Н. Гордеева¹, П. В. Коваль¹, К. Х. Джао², Г. Л. Гао²

¹Институт геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН, 664033, Иркутск, а/я 4019

e-mail: gabel@igc.irk.ru

²Институт прикладной экологии КАН, 110016, Шеньян, КНР

e-mail: yuanzw@iae.ac.cn

Поступила в редакцию 04.07.2007 г.

Рассмотрены особенности миграции тяжелых металлов и As в системе почва–растение, выявленные при анализе различных форм нахождения элементов-токсикантов в техногенно-трансформированных черноземных почвах Южного Прибайкалья. Дано сопоставление с аналогичными исследованиями, проведенными в Северо-Восточном Китае. Рассмотрены закономерности биоаккумуляции тяжелых металлов и As в зависимости от формы их нахождения, концентрации в почве и вида растения. Установлено, что среди тяжелых металлов наибольшей миграционной подвижностью и биоаккумуляцией в черноземных почвах обладает Cd, наименьшей – Pb.

ВВЕДЕНИЕ

В настоящее время во многих агропромышленных районах происходит широкомасштабная деградация почв, связанная с нарушением почвенного покрова, мелиорацией, внесением удобрений, химическим загрязнением. Главным следствием этого процесса становится не только увеличение содержания токсичных веществ в почве, но и нарушение самой гумусовой структуры почв, ее минерализации и естественного состава, что увеличивает возможность перехода элементов-токсикантов в подвижные формы.

Изучение техногенной трансформации черноземов актуально как в теоретическом, так и в прикладном отношении, поскольку они являются важной базой сельскохозяйственного производства во многих районах мира, включая Россию. Высокое содержание органического вещества в черноземах сложным образом влияет на поведение микроэлементов, в том числе на распределение и особенности миграции тяжелых металлов [4, 6–8, 21].

В предлагаемой работе приводятся результаты изучения форм нахождения тяжелых металлов и мышьяка в черноземах и поведения элементов-токсикантов в системе почва–растение в зоне интенсивного техногенного загрязнения Прибайкалья. Результаты исследований форм нахождения элементов сопоставляются с аналогичными

данными, полученными по фаоземам Северо-Восточного Китая.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Основной район работ находится в северной части Иркутско-Черемховской равнины в зоне воздействия промышленных предприятий г. Свирск и Иркутско-Черемховского угленосного бассейна. Геологическое основание почв представлено юрскими терригенными породами Иркутской впадины, которые перемежаются узкими полосами четвертичных пород, развитыми преимущественно в бассейне р. Ангара и вдоль основных ее притоков. В пределах лесостепной зоны Иркутско-Черемховской равнины преобладают серые лесные, дерново-подзолистые и черноземные почвы (рис. 1) [1]. Среди них выделяются черноземы обыкновенные, широко распространённые на древних террасах рек, пологих южных склонах долин [16, 18, 20]. Черноземы выщелоченные развиваются под покровом луговой и степной ковыльно-разнотравной растительности. Содержание гумуса в среднем составляет 8.5–6.0%. По его запасам черноземы Приангарья относятся к самым плодородным в Иркутской обл. [13]. В нижней части почвенного профиля отмечаются скопления карбонатов, определяющих щелочную реакцию среды. Лугово-черноземные почвы являются переходным типом от черноземов к луговым, формирование которых связано с эволюцией болотных почв [25]. Этот вид почв

* Работа поддержана российско-китайским проектом РФФИ ГФЕН № 05-05-39013.

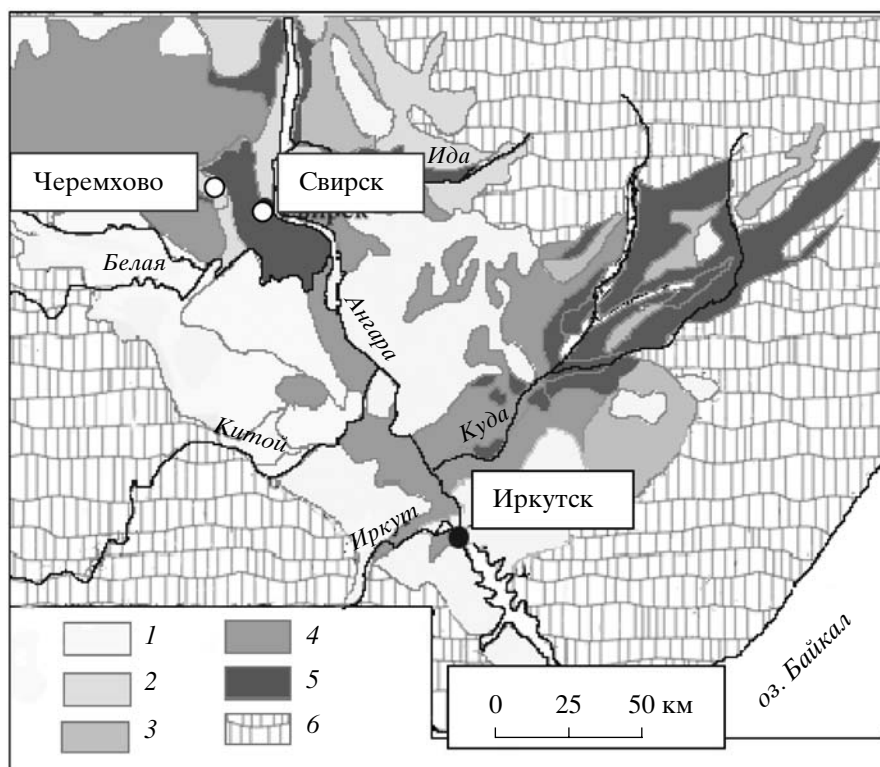


Рис. 1. Почвы Иркутско-Черемховского агропромышленного района, составлено по [1]: 1 – дерново-подзолистые; 2 – дерново-карбонатные; 3 – дерновые лесные; 4 – комплекс серых лесных почв с включением черноземов, луговых, лугово-болотных и болотных; 5 – комплекс черноземов выщелоченных и обыкновенных и лугово-черноземных; 6 – комплекс горных почв и почв предгорий.

распространен по днищам долин сухих ложбин, в нижних частях склонов.

Наиболее детально изучались черноземные почвы агроландшафтов района г. Свирск, расположенного на берегу Братского водохранилища, в 150 км севернее г. Иркутск. Здесь сосредоточены крупные техногенные источники загрязнения, включая промышленную площадку бывшего Ангарского металлургического завода по производству мышьяка, который использовался для производства отравляющих веществ, и завод “Сибэлемент”. Они в настоящее время являются основными источниками загрязнения окружающей среды мышьяком и тяжелыми металлами. Отвалы огарков металлургического завода сложены продуктами обжига сульфидных руд, представленными оксидами и гидроксидами железа (60–65%), алюмосиликатным материалом (19–20%), слюдой, кварцем, полевым шпатом, гипсом, сульфатами железа. Содержание мышьяка в отвалах по разным данным колеблется от 0.3 до 14.2%, свинца – до 1.4%, цинка – до 0.23%, кадмия – до 7.6 мг/кг [19]. На поверхности отвала развита зона окисления, шлейф от которой прослеживается в почвах на 20–50 м от окраины отвала. Ареал загрязнения мышьяком вытянут в направлении бассейна Братского водохранилища. Отходы производства мышьяка

находятся на поверхности II–III надпойменных террас р. Ангара, которые сложены аллювиальными отложениями, залегающими на карбонатных породах нижнекембрийского возраста. На этой территории широко распространены выщелоченные черноземы. На глубине 2–7.5 м находятся плотные суглинки, обладающие малой водопроницаемостью и являющиеся геохимическим барьером на пути миграции токсичных элементов в нижние горизонты разреза и в Братское водохранилище.

Черноземы (фаоземы) по классификации почв ФАО–ЮНЕСКО [14] являются главным сельскохозяйственным ресурсом Северо-Восточного Китая и одним из основных типов пахотных почв Китая. Вместе с тем данный район относится к одной из наиболее индустриализованных областей страны. В данной работе обсуждаются результаты изучения почв в районе г. Харбин (провинция Хейлунцзян), подверженные воздействию химической, лакокрасочной, цементной и других отраслей промышленности. Климат этого района континентальный умеренно муссонный. Детальная характеристика данной территории приведена в работе Гуо с соавт. [26].

Пространственное изучение черноземов в пределах Иркутско-Черемховской зоны проведено в основном на участке распространения черноземных почв в районе г. Черемхово и Свирск.

Пробоотбор производился из верхнего гумусового горизонта почв на глубине 5–25 см методом конверта размером 5×5 м за пределами указанных городов. Размер площадки зависел от степени однородности почвенного покрова.

Более детальное исследование техногенно-трансформированных почв проведено в г. Свирск, где опробованы почвы вблизи отвалов бывшего завода по производству мышьяка и почвы за пределами города. Одновременно проведено опробование почв и овощей на прилегающих приусадебных участках. Овощи (картофель, капуста) отобраны в период полного созревания. У капусты использовали верхнюю часть, у картофеля – цельные клубни после их промывания. Овощи измельчали и высушивали до воздушно-сухого состояния.

В почвах приусадебных хозяйств и развитых на техногенных грунтах, вблизи отвалов, изучены формы нахождения As, Pb, Cd, Cu, Zn по той же методике, которая была использована при исследованиях почв в окрестностях г. Харбин. Для анализа использовали метод, основанный на последовательной экстракции [29] следующих фракций: 1 – легкообменных ионов; 2 – карбонатов и растворимых в слабодиссоциирующей среде соединений; 3 – аморфных Fe-Mn гидроксидов и адсорбированных на них элементов; 4 – органических веществ; 5 – нерастворимого остатка. Для сохранения первоначальной структуры почв образцы не растирались.

При экстракции легкообменных ионов навеску почвы (2 г) обрабатывали 16 мл 1 М раствора $MgCl_2$, pH 7. Полученную суспензию в течение 1 ч перемешивали на качалке. Затем содержимое колб центрифугировали в течение 1 ч при 2000 об/мин. После центрифугирования, в случае всплывания неосевших частиц, раствор отфильтровывали (синяя лента) в чистые химические стаканы (100 мл), не допуская попадания почвы на фильтр. В оставшийся осадок почвы сливали промывные воды (≈ 20 мл) от колб. Осадок с промывными водами снова помещали в центрифугу, центрифугировали 30 мин при 2000 об/мин. Повторяли операцию фильтрования в те же химические стаканы. Полученный раствор переносили в тефлоновые стаканы, предварительно измерив его объем, и выпаривали до состояния влажных солей.

В окрашенные вытяжки при выпаривании по каплям добавляли 30% H_2O_2 . Полученные соли разбавляли 5 мл HCl (1 : 1), доводили дистиллированной водой до объема 50 мл и передавали на анализ. Эту процедуру выполняли после выделения каждой фракции.

Карбонатная фракция экстрагировалась из почвы, оставшейся после извлечения предыдущей фракции. Остаток заливался 16 мл 1 М раствора CH_3COONa (pH 5) и перемешивался в течение 5 ч с перерывами 10 мин через каждый час. Полученная суспензия центрифугировалась в течение 15 мин при 3000 об/мин. В случае всплывания частиц раствор фильтровали. Повторяли операции центрифугирования и фильтрования с промывными водами (≈ 20 мл дистиллированной воды). Первую и вторую порции жидкости объединяли, измеряли ее объем, и переносили жидкость в тефлоновые стаканы для выпаривания при температуре $70^\circ C$ и последующей подготовки для анализа.

Для получения фракции Fe-Mn гидроксидов осадок почвы после второй экстракции обрабатывали 40 мл 0.04 М $NH_4OH \cdot HCl$ в 25% CH_3COOH и выпаривали на водяной бане при температуре $96^\circ C$ в течение 6 ч, периодически перемешивая. После охлаждения до комнатной температуры суспензию центрифугировали 15 мин при 3000 об/мин. Раствор выпаривали в тефлоновых стаканах при температуре $70^\circ C$. После выпаривания соли растворяли в 5 мл HCl (1 : 1) и доводили дистиллированной водой до объема 50 мл.

Органическая фракция извлекалась из оставшегося после экстракции третьей фракции 6 мл 0.02 М раствора HNO_3 и 10 мл 30% H_2O_2 , pH 2. Смесь выпаривали на водяной бане при температуре $85^\circ C$ в течение 2 ч, периодически перемешивая. После выпаривания и охлаждения доливали 10 мл 3.2 М раствора CH_3COONH_4 в 20% HNO_3 . После центрифугирования экстракт при необходимости фильтровали и выпаривали до состояния влажных солей. Соли растворяли в 5 мл HCl (1 : 1) и добавляли дистиллированную воду до объема 50 мл.

Труднорастворимый остаток получался путем обработки оставшегося после экстракции четвертой фракции осадка 18 мл HNO_3 (65%) и 6 мл $HClO_4$ (40%) при температуре $180^\circ C$. Полученный раствор высушивался и растворялся в 5% HNO_3 до объема в 25 мл.

Содержание As, Pb, Cd, Zn и Cu в выделенных фракциях и валовых пробах почв определялось методом атомной абсорбции на спектрометре модели Perkin-Elmer-503. Для контроля использовались стандартные образцы: ССК-1 (серозем карбонатный); СДПС-2 (техногенная почва). Анализ проб растений проведен также в аналитическом секторе Института геохимии им. А.П. Виноградова СО РАН с использованием масспектрометрического метода ISP-MS с индуктивно-связанной плазмой, замеры проведены на приборе “VG-Plasma-Guad-2”, аналитики – А.Г. Арсентьева, О.А. Скларова.

Таблица 1. Валовое содержание тяжелых металлов в верхних горизонтах черноземов Иркутско-Черемховского района Прибайкалья и фаоземах Северо-Восточного Китая (над чертой – среднее; под чертой – максимум–минимум), мг/кг

Почвы	Pb	Cd	Zn	Cu	As
Черноземы ($n = 8$)	$\frac{14.7}{17-11}$	$\frac{0.21}{0.26-0.18}$	$\frac{79}{92-72}$	$\frac{50.6}{67.8-38.1}$	$\frac{16}{22.5-6.5}$
Лугово-черноземные ($n = 6$)	$\frac{14.5}{16-13}$	$\frac{0.18}{0.21-0.15}$	$\frac{70}{72-67}$	$\frac{39.1}{41.1-37.2}$	$\frac{15.6}{21.7-5.8}$
Луговые ($n = 12$)	$\frac{12.7}{16-10}$	$\frac{0.24}{0.38-0.17}$	$\frac{76}{89-61}$	$\frac{32.4}{37.3-27.0}$	$\frac{14.9}{18.0-5.6}$
Аллювиально-луговые ($n = 10$)	$\frac{11}{14-10}$	$\frac{0.28}{0.48-0.16}$	$\frac{83}{122-30}$	$\frac{33.6}{49.5-20.4}$	Нет данных
Огородные почвы г. Свирск ($n = 11$)	$\frac{45.3}{130-14}$	$\frac{0.37}{0.78-0.16}$	$\frac{100.5}{225-42.5}$	$\frac{31.9}{50.4-14.7}$	$\frac{41.8}{170-5.4}$
Фаоземы Северо-Восточного Китая ($n = 15$)	$\frac{57.5}{67.9-48.6}$	$\frac{1.93}{2.29-0.68}$	$\frac{145.2}{214.3-103.2}$	$\frac{19.8}{25.4-18.3}$	Нет данных
“Обычное” содержание* и ОДК** в пахотных почвах	$\frac{0.1-20}{32}$	$\frac{0.1-1.0}{2.0}$	$\frac{3-50}{220}$	$\frac{1-20}{132}$	$\frac{0.1-20}{20}$

* По [9–10];

** ОДК ориентировочно допустимая концентрация по [15].

Примечание: n – число проб.

Исследования на территории Северо-Восточного Китая проведены в пределах агроландшафта, расположенного в зоне влияния техногенного загрязнения в 5 км от г. Харбин на площади 10 км². Пробы фаоземов в окрестностях г. Харбин отбирались из почвенного профиля с глубины 0–20 и 20–40 см. Воздушно-сухие образцы просеивались через пластиковое сито диаметром 2 мм и растирались до 170 меш в агатовых стаканах. Последовательная экстракция осуществлялась по описанной выше методике. Содержание тяжелых металлов в фаоземах определялось в аналитическом секторе Института прикладной экологии г. Шеньян атомно-абсорбционным методом [26]. Для корректного сопоставления ниже использованы результаты, полученные для верхнего гумусового горизонта фаоземов (0–20 см).

РЕЗУЛЬТАТЫ

Содержание тяжелых металлов в опробованных почвах Приангарской агропромышленной зоны приведено в табл. 1.

Концентрация цинка и меди в различных типах черноземов Приангарья не много выше “обычных” значений, а кадмия и свинца в несколько раз превышает этот уровень. Под термином “обычное” содержание для валовых почв подразумевается диапазон концентраций тяжелых металлов в почве, из которых меньшая является толерантной (не токсичной) для растений, а большая величина – уже токсичная [11].

Выделение им этого диапазона содержаний химических элементов основано на рекомендации германских авторов [27, 28], которые предлагают использовать его для контроля качества сельскохозяйственных почв.

В аллювиально-луговых почвах наблюдается относительное накопление тяжелых металлов, что соответствует их положению в долинах рек, являющихся конечными пунктами миграции химических элементов.

Концентрации Cd, Pb, Zn в загрязненных фаоземах Китая значительно выше, чем в черноземах техногенной зоны г. Свирск. Выделяется кадмий, содержание которого в фаоземах Китая в 5–10 раз больше, чем в почвах г. Свирск. В табл. 2 приведены содержания тяжелых металлов и мышьяка в различных фракциях и валовое их содержание в почве г. Свирск.

Валовые концентрации мышьяка и тяжелых металлов снижаются по мере удаления их от основного источника загрязнения. В огородных почвах г. Свирск (участок 2) содержание мышьяка, свинца, кадмия и цинка в 1.5–4 раза превышает концентрации этих элементов, установленных на участке 4, расположенном за пределами г. Свирск на целинной черноземной почве в 5 км от основного источника загрязнения.

Процентный состав каждой выделенной фракции рассчитан относительно валового содержания. Представительность проведенного эксперимента можно оценить по валовому содержанию и сумме концентраций выделенных фракций. Для

Таблица 2. Распределение форм нахождения тяжелых металлов и As в почвах г. Свирск (над чертой – мг/кг; под чертой – %)

Проба, фракция	As	Pb	Cu	Zn	Cd
Участок 1 – техногенный грунт вблизи промплощадки					
1 _{обм}	2.57/0.27	0.76/0.10	0.27/0.06	Н.п.о./0	0.13/9.22
2 _{карб}	6.48/0.68	0.65/0.08	1.05/0.22	0.175/0.05	Н.п.о.
3 _{Fe + Mn}	83.7/8.81	54.1/6.95	9.54/2.03	62.1/16.17	1.23/87.23
4 _{орг}	165.2/17.4	63.22/8.13	60.48/12.90	26.74/6.96	0.07/4.96
5 _{ост}	780.0/82.1	762.0/97.94	318.0/67.80	176.0/45.83	0.63/44.68
Σ фракций	1037.9/109.26	880.7/113.2	389.3/83.01	265.02/69.01	2.05/146.1
Валовое	950.0/100	778.0/100	469.0/100	384.0/100	1.41/100
Участок 2 – огородные почвы в 500 м от промплощадки					
1 _{обм}	15.68/9.22	6.67/6.54	Н.п.о.	6.867/7.31	0.05/18.52
2 _{карб}	8.34/4.91	0.66/0.65	0.53/1.06	Н.п.о.	Н.п.о.
3 _{Fe + Mn}	5.2/3.05	9.08/8.90	0.4/0.8	15.2/16.17	0.116/42.96
4 _{орг}	11.05/6.50	34.13/33.46	3.74/7.48	2.6/2.77	Н.п.о.
5 _{ост}	127.0/74.71	32.0/31.37	45.2/90.4	77.5/82.45	0.077/28.52
Σ фракций	167.3/98.39	82.54/80.92	49.87/99.74	102.17/108.7	0.19/90
Валовое	170.0/100	102.0/100	50.0/100	94.0/100	0.27/100
Участок 3 – огородные почвы в 1000 м от промплощадки					
1 _{обм}	2.94/7.95	0.53/0.75	Н.п.о.	Н.п.о.	0.13/22.41
2 _{карб}	1.12/3.03	0.32/0.45	0.32/0.7	0.48/0.17	0.144/24.83
3 _{Fe + Mn}	4.72/12.76	11.67/16.44	0.21/0.46	64.78/22.73	0.21/36.21
4 _{орг}	2.08/5.62	20.21/28.46	6.72/14.61	22.4/7.86	Н.п.о.
5 _{ост}	32.0/86.49	29.0/40.85	35.0/76.10	86.0/30.18	0.14/24.14
Σ фракций	42.86/115.8	61.73/86.95	42.25/91.86	173.66/60.93	0.62/107.6
Валовое	37.0/100	71.0/100	46.0/100	285.0/100	0.58/100
Участок 4 – целинная почва в 5000 м от промплощадки					
1 _{обм}	0.07/0.35	0.86/3.58	Н.п.о.	0.61/0.72	0.0245/12.89
2 _{карб}	0.02/0.10	0.29/1.21	1.68/4.94	Н.п.о.	Н.п.о.
3 _{Fe + Mn}	0.19/0.95	1.25/5.21	Н.п.о.	8.36/9.84	0.0247/13.0
4 _{орг}	0.29/1.45	4.42/18.42	0.78/2.29	0.91/1.07	Н.п.о.
5 _{ост}	18.0/90.0	17.0/70.83	35.0/102.94	92.0/108.24	0.071/37.37
Σ фракций	18.57/92.9	23.82/99.25	37.46/110.2	101.88/119.86	0.12/63.3
Валовое	20.0/100	24.0/100	34.0/100	85.0/100	0.19/100

Примечание. Фракции: 1_{обм} – легкообменных ионов Me_{обм}, 2_{карб} – карбонатов Me_{карб}, 3_{Fe + Mn} – гидроксидов Fe и Mn, 4_{орг} – органических веществ, 5_{ост} – нерастворимый остаток, Н.п.о. – содержание элементов ниже предела обнаружения (предел обнаружения Cu, Zn, Cd – 0.001 мг/кг).

большинства изученных элементов наблюдается сходимость в пределах аналитической погрешности, и лишь для цинка и кадмия, в отдельных случаях, сумма фракций имеет существенное отличие от валового содержания. Это косвенным образом указывает на формирование в процессе почвообразования сложных соединений кадмия и цинка, и возможно, нахождение их в виде минеральных труднорастворимых форм, которые в результате стандартных аналитических методик вскрываются не полностью.

На участке 1 в молодой почве, образованной на техногенном грунте вблизи промплощадки бывшего завода по производству мышьяка с максимально высоким содержанием элементов-загрязнителей, наблюдается слабая их миграция. Как видно из табл. 2 и рис. 2А большая часть элементов находится в нерастворенном остатке и связана с наименее подвижной органической и Fe-Mn фракциями. Содержание и доля наиболее подвижных форм здесь не высоки. Слабая подвижность этой группы химических элементов в поч-

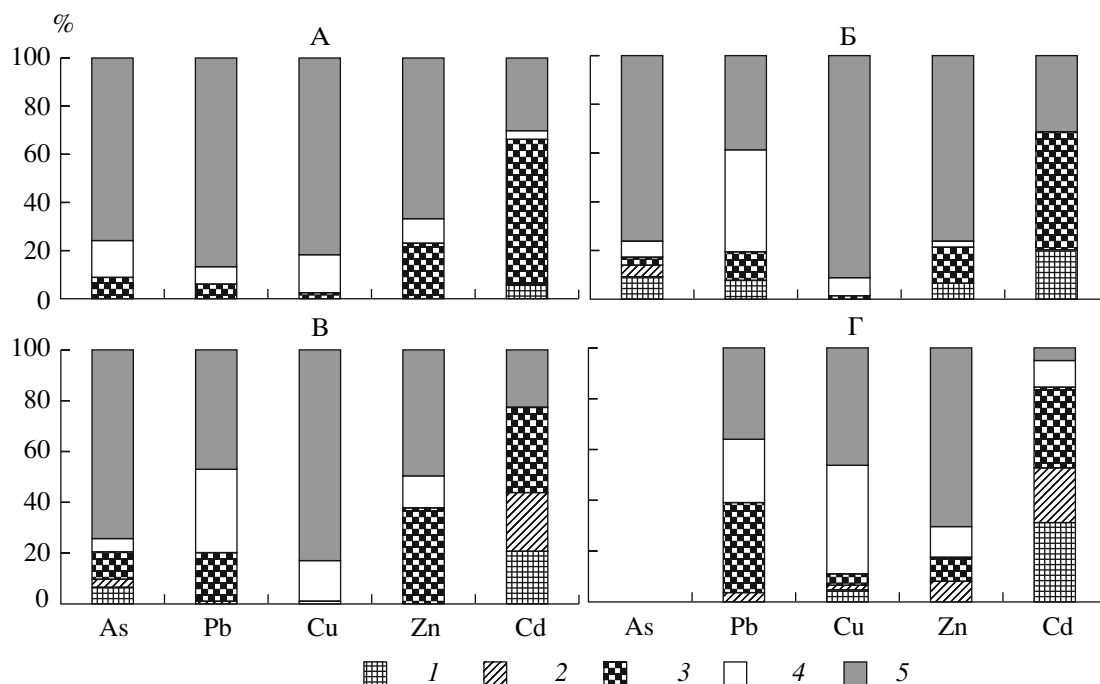


Рис. 2. Распределение элементов по фракциям в процентах от валового содержания в почвах г. Свирск (А, Б, В) и вблизи г. Харбин (Г). А – участок 1 – почвы, развитые на техногенном грунте вблизи промплощадки; Б – участок 2 – огородные почвы в 500 м от промплощадки; В – участок 3 – почвы участка, удаленного от промплощадки до 1000 м; Г – фаза техногенного агроландшафта в окрестностях г. Харбин. 1–5 фракции: 1 – легкообменных ионов, 2 – карбонатов, 3 – гидроксидов Fe и Mn, 4 – органических веществ, 5 – нерастворимый остаток. (Номера участков указаны в табл. 2).

вах на техногенном грунте обусловлена отчасти тем, что они могут находиться здесь и в минеральной форме.

В огородных почвах участка 2, расположенном в 500 м от основной техногенной зоны, валовое содержание тяжелых металлов остается еще достаточно высоким (табл. 2, рис 2Б). В почвах этой зоны процентное значение подвижных форм значительно повышается относительно техногенных грунтов. Содержание As, Pb в ионно-обменной, наиболее доступной для растений форме, возрастает на порядок величины, Cd – в два раза, а содержание Zn – на два порядка, относительно почв техногенных грунтов. Соответственно As, Cd, Pb и Zn накапливаются в овощах этого участка [3], значительно превышая в отдельных случаях “нормальные” содержания для растений. Кабата-Пендиас с соавт. [12] к “нормальным” содержаниям химических элементов в растениях относят концентрации, рассчитанные на основе химического состава мирового растительного вещества (на сухую массу), исключив очень чувствительные виды и толерантные виды растений, способные сохранять жизнедеятельность в условиях избытка элемента в окружающей среде.

В 1 км от промплощадки в огородных почвах участка 3 валовые концентрации изученных элементов, за исключением цинка, заметно понижа-

ются, уменьшается также их содержание в наиболее подвижной фракции 1. На участке 4, на окраине г. Свирск, в целинных почвах установлены минимальные концентрации указанных элементов. Соответственно уменьшается содержание их подвижных форм, за исключением кадмия, доля подвижных форм которого остается высокой.

По относительной доле различных фракций в типичной загрязненной огородной почве изученные элементы распределены следующим образом:

$Cu_{ост} (90.4\%) > Cu_{орг} (7.5\%) > Cu_{карб} (1.1\%) > Cu_{(Fe + Mn)} (0.8\%) > Cu_{обм}$ (меньше предела обнаружения), валовое содержание 50 мг/кг;

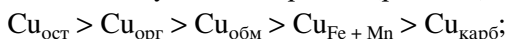
$Zn_{ост} (82.4\%) > Zn_{Fe + Mn} (16.2\%) > Zn_{обм} (7.3\%) > Zn_{орг} (2.8\%) > Zn_{карб}$ (меньше предела обнаружения), валовое содержание 94 мг/кг;

$As_{ост} (74.7\%) > As_{обм} (9.2\%) > As_{орг} (6.5\%) > As_{карб} (4.9\%) > As_{Fe + Mn} (3.1\%)$, валовое содержание 170 мг/кг;

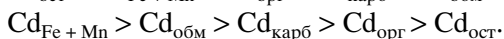
$Pb_{орг} (33.5\%) > Pb_{ост} (31.4\%) > Pb_{Fe + Mn} (8.9\%) > Pb_{обм} (6.5\%) > Pb_{карб} (0.6\%)$, валовое содержание 102 мг/кг;

$Cd_{Fe + Mn} (43.0\%) > Cd_{ост} (28.5\%) > Cd_{обм} (18.5\%) > Cd_{карб}$ и $Cd_{орг}$ (меньше предела обнаружения), валовое содержание 0.27 мг/кг.

Аналогичные ряды в изученных типичных образцах фаоземов техногенной зоны г. Харбин [26] выглядят следующим образом (рис. 2 Г):



$\text{Zn}_{\text{ост}} > \text{Zn}_{\text{орг}} > \text{Zn}_{\text{карб}} > \text{Zn}_{\text{Fe} + \text{Mn}} > \text{Zn}_{\text{обм}}$ (меньше предела обнаружения);



Во всех случаях отмечается тенденция накопления кадмия в Fe-Mn гидроксидной и ионно-обменной фракциях относительно других элементов. Свинец и медь имеют более прочные связи с органическим веществом, что характерно главным образом для загрязненных почв г. Свирск, а цинк в основном связан с нерастворимым остатком.

Определенный интерес может представлять ионно-обменная фракция, которая является наиболее биодоступной. Так, по процентному содержанию этой фракции ($\text{Me}_{\text{обм}}$) в загрязненных огородных почвах г. Свирск (участок 2) намечается следующий ряд подвижности загрязнителей: $\text{Cd}_{\text{обм}}$ (18.5%) > $\text{As}_{\text{обм}}$ (9.2%) > $\text{Zn}_{\text{обм}}$ (7.3%) > $\text{Pb}_{\text{обм}}$ (6.5%) > $\text{Cu}_{\text{обм}}$ (меньше предела обнаружения). В фаоземах г. Харбин эта последовательность в ионно-обменной форме представлена следующим рядом: $\text{Cd} > \text{Cu} > \text{Pb} > \text{Zn}$.

В обоих случаях максимальная подвижность тяжелых металлов наблюдается для кадмия, которая прослеживается как в загрязненных, так и в слабозагрязненных целинных почвах участка 4.

В г. Свирск и за его пределами на 8 пунктах проведено сопряженное изучение содержания тяжелых металлов и As в овощных растениях и почве. Результаты этих исследований приведены в табл. 3. Пункт 1 соответствует участку 2, показанному в табл. 2. Остальные пункты опробования распределены в зависимости от расстояния до основного источника загрязнения (промышленных отвалов). Пункты 7 и 8 расположены в относительно чистой зоне за пределами г. Свирск.

Выращенные на загрязненных почвах овощи имеют повышенное содержание элементов-загрязнителей. В импактной зоне загрязнения (пункт 1) табл. 3 содержание As, Cd, Pb в овощах на порядок выше, чем в относительно чистом районе (пункты 7–8), расположенном за пределами г. Свирск.

Взаимоотношения содержаний As, Pb, Cd в овощах и почве рассмотрены на примере аппроксимации полученных зависимостей, описанных графиками полиномиального тренда второго порядка (рис. 3). Наиболее четкие корреляционные зависимости прослеживаются лишь по почве и картофелю. Содержание мышьяка в капусте также хорошо коррелирует с уровнем его накопления в почве, а по концентрациям Pb и Cd в капусте эта зависимость практически отсутствует.

Концентрация Pb в картофеле имеет сложную, но закономерную зависимость от его содержания в почве. Наблюдается увеличение содержания Pb в картофеле, выращенном на почвах с низкими концентрациями этого элемента и с пониженным содержанием органического углерода (C орг). На максимально загрязненных почвах (пункты 1–4) установлены невысокие содержания Pb в картофеле. В то же время C орг имеет здесь повышенные концентрации (4.0–14.5%), а на менее загрязненных свинцом пунктах опробования (7–8) наблюдаются повышенное содержание свинца в картофеле при C орг 1.9–3.0%. Это указывает на возможность аккумуляции органическим веществом свинца в почве, способствующей его слабой биодоступности, что подтверждается и низкими значениями коэффициента биологического поглощения (Кб) свинца в картофеле, выращенном на загрязненных участках 1, 2. Максимальными Кб выделяется кадмий. Высокие Кб в овощах характерны также для цинка.

На загрязненных фаоземах Харбина опробованы типичные растения, включая дикорастущие: мелколепестник канадский (*Erigeron canadensis*), полынь однолетняя (*Artemisia annua*), полынь Сиверса (*Artemisia sieversiana*) – и сельскохозяйственные: соя (*Glycine max*) и кукуруза (*Zea mays*) (табл. 4).

Как и в почвах, содержание Cd, Pb, Cu и Zn в растениях этого района выше, чем в овощах г. Свирск. Наиболее интенсивно поглощение тяжелых металлов наблюдается у дикорастущих растений. В сельскохозяйственных растениях Кб значительно ниже, что характерно как для кукурузы и сои, так и для овощных растений г. Свирск. Среди изученных элементов наиболее интенсивно в растениях накапливаются Cd и Zn, который, как известно, обладает высокой биодоступностью среди тяжелых металлов. Самые низкие величины Кб характерны для свинца, что является общей отличительной особенностью этого элемента для всех растений в целом.

ОБСУЖДЕНИЕ

Использование различных методов экстракции, несмотря на их ограниченные возможности, позволяет выявлять ряд принципиальных закономерностей нахождения элементов в почвах: степень закрепленности, миграционную способность, относительную биодоступность и др. [2, 17, 26, 29]. Наиболее доступной для усвоения растениями, помимо водорастворимой, является форма легкообменных ионов, сорбированных поверхностью различных компонентов почвы, в ближайшем резерве находятся формы карбонатов, Fe-Mn гидроксидов и органическая фракция. Остаточные формы в основном входят в кристалличе-

Таблица 3. Распределение тяжелых металлов и мышьяка (мг/кг) в овощах (% сухого вещества) и почве г. Свирск в зависимости от расстояния до отвалов, содержащих мышьяк

Объект	As	Pb	Cd	Cu	Zn
Пункт 1, 500 м, С орг 6.4%					
Капуста	6.5 (0.04)	4.6 (0.045)	0.25 (0.86)	2.7 (0.05)	21.2 (0.22)
Картофель	1.7 (0.01)	0.07 (0.0007)	0.02 (0.07)	4.2 (0.08)	13.3 (0.14)
Почва	170	102	0.29	50	94
Пункт 2, 1000 м, С орг 14.5%					
Капуста	0.12 (0.05)	0.02 (0.0001)	0.03 (0.09)	3.2 (0.1)	26.7 (0.24)
Картофель	0.11 (0.004)	0.01 (0.0001)	0.01 (0.03)	2.5 (0.08)	9.8 (0.09)
Почва	26.3	127	0.33	30.3	113.4
Пункт 3, 1500 м, С орг 4.0%					
Капуста	0.83 (0.025)	1.5 (0.03)	0.05 (0.13)	4.2 (0.08)	26.9 (0.26)
Картофель	0.48 (0.014)	0.16 (0.003)	0.02 (0.05)	1.6 (0.03)	9.6 (0.09)
Почва	33	51	0.37	50.4	105.2
Пункт 4, 1500 м, С орг 5.9%					
Капуста	0.35 (0.006)	0.01 (0.0001)	0.02 (0.05)	2.0 (0.04)	20.3 (0.09)
Картофель	0.42 (0.007)	0.08 (0.001)	0.03 (0.08)	1.5 (0.03)	7.6 (0.034)
Почва	60.7	67	0.4	48	225
Пункт 5, 2000 м, С орг 5.5%					
Капуста	0.14 (0.008)	0.01 (0.0003)	0.05 (0.06)	3.0 (0.1)	38.6 (0.27)
Картофель	0.28 (0.016)	0.19 (0.006)	0.04 (0.05)	2.8 (0.09)	18.3 (0.13)
Почва	17	32	0.78	31.4	143
Пункт 6, 2000 м, С орг 4.7%					
Капуста	—	—	0.02 (0.05)	—	—
Картофель	0.1 (0.006)	0.29 (0.006)	0.03 (0.08)	15 (0.05)	13.9 (0.13)
Почва	16.4	48	0.40	27.9	106.9
Пункт 7, за пределами города, С орг 1.9%					
Капуста	0.05 (0.009)	0.15 (0.01)	0.012 (0.11)	1.2 (0.05)	2.4 (0.03)
Картофель	0.01 (0.002)	0.6 (0.04)	0.01 (0.09)	1.9 (0.09)	4.1 (0.05)
Почва	5.8	15	0.11	22	76
Пункт 8, за пределами города, С орг 3.0%					
Капуста	0.05 (0.009)	0.15 (0.01)	0.013 (0.13)	1.5 (0.03)	3.0 (0.03)
Картофель	0.01 (0.002)	0.28 (0.02)	0.01 (0.1)	1.6 (0.04)	3.6 (0.03)
Почва	5.4	15	0.10	45	104
“Нормальное” содержание в растениях	0.02–0.2	0.5–3.0	0.03–0.05	2.9–4.0	10–25

Примечание. В скобках указаны коэффициенты биологического поглощения – Кб. “Нормальные” содержания для растений приведены по данным Кабата–Пендиас с соавт. [12]. Жирным шрифтом выделены содержания выше “нормальных”. С орг – содержание органического вещества в почве.

скую решетку минералов и малодоступны для растений.

Сравнение рассматриваемых почв Приангарья и Харбина свидетельствует о более высоком и широкомасштабном загрязнении почв Харбина Cd, Pb, Zn. Повышенные концентрации As, Cd, Pb, Cu и Zn в почвах г. Свирск локализованы в непо-

средственной близости к основным источникам загрязнения (бывший завод по производству мышьяка, завод “Сибэлемент”) и уже на расстоянии первых километров от них выходят на фоновый уровень. В обоих случаях загрязнение находится на уровне, близком к ориентировочно допустимой концентрации для пахотных почв, или превышает ее.

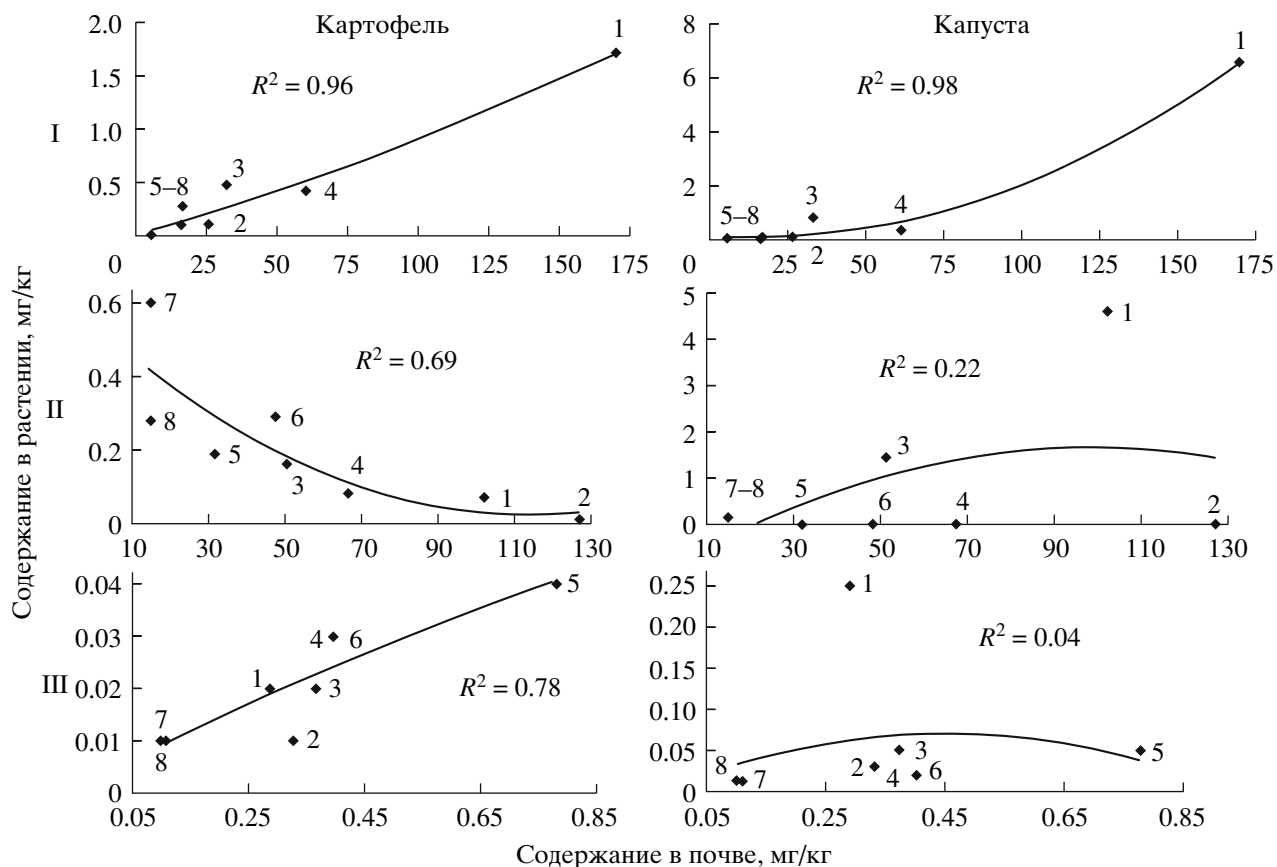


Рис. 3. Зависимость содержания As (I), Pb (II), Cd (III) в картофеле и капусте от их концентраций в почве. Уравнения регрессии:

As картофель: $y = 1E - 0.5x^2 + 0.0075x + 0.0145$; As капуста: $y = 0.0003x^2 - 0.0072x + 0.1649$;

Pb картофель: $y = 4E - 0.5x^2 - 0.0092x + 0.5455$; Pb капуста: $y = -0.0003x^2 + 0.0549x - 1.0338$;

Cd картофель: $y = -0.0112x^2 + 0.0565x + 0.0034$; Cd капуста: $y = -0.3039x^2 + 0.2743x - 0.009$.

Из сопоставления полученных данных экстракции тяжелых металлов и мышьяка следует, что в зонах техногенного загрязнения в целом возрастает доля их подвижных форм. По всей вероятности эта закономерность характерна для большинства районов техногенного загрязнения [2].

Особого внимания заслуживает кадмий, концентрация которого в загрязненных огородных почвах г. Свирск составляет 0.37 мг/кг, а в фао-земах Харбина достигает 0.68–2.29 мг/кг. Для сравнения отметим, что среднее содержание Cd в черноземах Новосибирской обл. равно 0.17 мг/кг, а Государственный почвенный стандарт, рассчитанный для черноземов Курской обл., – 0.1 мг/кг [11]. Кадмий – один из наиболее сильных генотоксичных и канцерогенных ядов [24].

Принципиальное значение имеет то обстоятельство, что в загрязненных черноземах и фао-земах по сравнению с незагрязненными почвами резко увеличивается содержание и доля подвижных форм кадмия и, соответственно, его биодоступность. В обсуждаемых загрязненных почвах

содержание легкообменной фракции находится на уровне 30–50%, а вместе с фракциями ближнего резерва, карбонатной и гидроксидной может превышать 80%. Причем при подкислении почв биодоступность кадмия должна увеличиваться. Поскольку загрязнение почв тяжелыми металлами и особенно кадмием характерно и для многих промышленных регионов России и мира [5, 11], отмеченные особенности распределения кадмия в почве заслуживают детального изучения. Высокая подвижность и биодоступность кадмия в биосфере в значительной степени определяется его способностью входить в хелатные соединения, которые могут ускорять процесс накопления его в растениях [5, 26]. Наиболее известные случаи кадмиевой интоксикации связаны с употреблением риса, выращенного на полях, орошаемых стоками горнорудных предприятий (болезнь “итай-итай”, Япония).

В отличие от кадмия, цинк, медь и свинец находятся в загрязненных почвах преимущественно в труднорастворимой форме.

Таблица 4. Содержание тяжелых металлов в почве и растениях в пересчете на сухое вещество (мг/кг) техногенной зоны вблизи г. Харбин

Растения	Cd	Pb	Cu	Zn
Мелколепестник канадский	2.33 ± 0.48* (1.2)	3.31 ± 0.66 (0.06)	6.89 ± 0.85 (0.35)	52.8 ± 10.5 (0.36)
Полынь однолетняя	1.62 ± 0.45 (0.84)	1.56 ± 0.43 (0.03)	5.28 ± 1.09 (0.27)	56.4 ± 10.1 (0.39)
Полынь Сиверса	0.93 ± 0.12 (0.48)	1.25 ± 0.20 (0.02)	3.24 ± 0.86 (0.16)	31.8 ± 7.1 (0.22)
Соя	0.62 ± 0.13 (0.32)	0.75 ± 0.21 (0.01)	3.77 ± 0.86 (0.19)	51.6 ± 5.2 (0.36)
Кукуруза	0.14 ± 0.04 (0.07)	0.83 ± 0.41 (0.01)	1.82 ± 0.43 (0.09)	22.7 ± 5.4 (0.16)
ПДК** для зернобобовых	0.1	0.5	10	50
Почва	1.93	57.5	19.8	145.2

* Вариации содержания химических элементов, проанализированных различными методами ($n = 3$) [26].

** ПДК по данным [23].

Примечание. В скобках указаны Кб.

Явное преобладание остаточной фракции отмечается и в распределении приоритетного загрязняющего вещества г. Свирск – мышьяка. В случае свинца с остаточной фракцией конкурируют органическая и гидроксидная формы. Согласно данным Варшал с соавт. [4], главная масса техногенного свинца в загрязненных почвах может аккумулироваться гумусовыми кислотами, что определяет дальнейшую миграцию этого элемента. С этим, очевидно, связана меньшая подвижность и биодоступность свинца по сравнению с кадмием.

Медь и цинк, от 40 до 90% которых находится в нерастворимом остатке, отличаются большим разнообразием соотношений прочих форм в загрязненных почвах различных регионов. Тем не менее, следует отметить, что соотношение форм меди в загрязненных почвах г. Свирск подобно соотношению, установленному в черноземах Курской обл.: содержание меди значительно выше в органической фракции, чем в Fe-Mn гидроксидах [22]. В частности, в черноземах Курской обл. с валовым содержанием меди 30 мг/кг, вклад различных фракций распределяется следующим образом: $Cu_{ост} (92\%) > Cu_{орг} (7\%) > Cu_{Fe+Mn} (0.3\%)$. В остальных фракциях (обменной и карбонатной) содержание меди ниже предела обнаружения. Ряды распределения цинка аналогичны в загрязненных почвах г. Свирск (валовое содержание 94 мг/кг) и в черноземе Курской обл. (валовое содержание 76 мг/кг). Это может указывать на то, что данная тенденция в распределении тяжелых металлов в целом характерна для черноземных почв.

Полученные данные не оставляют сомнений в том, что различные виды растений весьма существенно отличаются по своей способности аккумулировать тяжелые металлы и мышьяк. Вместе с тем биоаккумуляция во многом зависит от степени загрязнения (валового содержания элемента) и особенно от формы нахождения элементов в почве. Так, содержание мышьяка в овощах огородных почв г. Свирск пропорционально его концентрации в почве. Биоаккумуляция кадмия в овощах прямо соответствует высокой доле его легкообменной формы и форм ближнего резерва в загрязненной почве. Высокий уровень биоаккумуляции присущ и цинку, доля подвижных форм которого значительна во всех опробованных почвах г. Свирск. Этот элемент наиболее часто накапливается в количествах, превышающих “нормальное” его содержание в растениях. Для фаоэмов также характерны наиболее высокие коэффициенты биологического накопления цинка, который, как уже отмечалось выше, является жизненно важным элементом для растений [11, 12].

Свинец, несмотря на значительную долю подвижных форм в почве (до 20%), выделяется самым низким уровнем биологического поглощения в растениях обоих районов. Накопление свинца в растениях мало зависит от его содержания в черноземных почвах, по-видимому, оно больше зависит от количества органического вещества. Содержание меди, находящейся в почвах преимущественно в связанной форме, как правило, не достигает высоких концентраций в овощах.

Обращает на себя внимание резкое отличие коэффициентов биоаккумуляции в почвах разной

степени загрязненности, с одной стороны, и различных видов растений – с другой. Так, овощи, выращенные на менее загрязненных почвах г. Свирск, могут иметь высокую степень поглощения тяжелых металлов. Даже с учетом видовой специфики следует отметить, что резкое уменьшение биологического поглощения в районах интенсивного загрязнения и значительные их различия между видами растений свидетельствует о различных барьерных свойствах отдельных культур. Это может быть полезным при выборе сельскохозяйственных культур для выращивания на загрязненных почвах. В частности, для Северо-Восточного Китая такой культурой является кукуруза, отличающаяся самыми низкими коэффициентами биологического поглощения среди изученных растений. Дикорастущие растения, способные аккумулировать тяжелые металлы, можно использовать для фиторемедиации почв.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проведенные в районах Прибайкалья и Северо-Восточного Китая исследования подтвердили перспективность использования различных методик экстракции при оценке закрепленности, подвижности и биодоступности токсичных веществ в почвах.

В обоих районах загрязнение почв As, Cd, Pb, Zn и Cu находится на уровне, близком к ориентировочно допустимой концентрации для пахотных почв или превышает ее. В зонах техногенного загрязнения возрастает в целом содержание подвижных форм тяжелых металлов и мышьяка, что указывает на усиление их миграционной способности и биодоступности. Эта закономерность, по-видимому, имеет общий характер.

Высокую подвижность и биодоступность в изученных почвах имеет кадмий – один из наиболее сильных генотоксичных и канцерогенных ядов. По всей вероятности, это связано со способностью кадмия входить в состав очень подвижных хелатных соединений, которые обеспечивают перенос и накопление этого элемента в растениях.

Медь, цинк и мышьяк в изученных почвах, как правило, находятся в закрепленных формах. В распределении свинца наряду с нерастворимой формой большая роль принадлежит гидроксидной и особенно органической фракциям. Это определяет его меньшую подвижность и биодоступность по сравнению с кадмием.

Биоаккумуляция тяжелых металлов и мышьяка зависит от вида растения, концентрации и от форм нахождения их в почве. Среди изученных культур в максимально загрязненных зонах наиболее высокие коэффициенты бионакопления установлены для сои и капусты, а самые низкие – для кукурузы. Различные виды растений обладают различными

барьерными свойствами в отношении тяжелых металлов. Очевидно, что исследование барьерных свойств различных сельскохозяйственных культур и дикорастущих растений в отношении токсичных загрязнителей заслуживает специального изучения и имеет большое значение для выбора сельскохозяйственных культур, выращиваемых на загрязненных почвах.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Атлас. Иркутская область: экологические условия. М.–Иркутск: Изд-во ИГ СО РАН, Роскартография, 2004. 90 с.
2. Белоголова Г.А., Арсентьева А.Г., Мамитко В.Р. Формы нахождения элементов в зонах техногенного загрязнения // Докл. РАН. 1997. Т. 337. № 5. С. 650–654.
3. Белоголова Г.А., Коваль П.В., Удодов Ю.Н. и др. Тяжелые металлы в пищевой цепи человека Приангарской промышленной зоны // Качество и безопасность продуктов питания. Иркутск: Изд-во ИРГТУ, 2004. С. 8–14.
4. Варшал Г.М., Нестеров А.А., Хушвахтова С.Д., Кошечева И.Я., Данилова В.Н., Холин Ю.В. Комплексообразование свинца (II) с гумусовыми кислотами и влияние этих процессов на подвижность свинца в водах и почвах // Прикладная геохимия. Вып. 2. Экологическая геохимия. М.: ИМГРЭ, 2001. С. 459–473.
5. Волков С.Н. Техногенная биогеохимия кадмия в окружающей среде как явление современного развития биосферы (литературный обзор) // Геохимия природных и техногенно измененных биогеосистем. М.: Научный мир, 2006. С. 179–202.
6. Волков С.Н., Иванов В.В. Новая информация по экологической геохимии металлов и изменению их свойств в техногенезе // Прикладная геохимия. Вып. 2. Экологическая геохимия / Под ред. Э.К. Буренкова. М.: ИМГРЭ, 2001. 514 с.
7. Добровольский В.В. Миграционные формы и миграция масс тяжелых металлов в биосфере // Геохимия природных и техногенно измененных биогеосистем. М.: Научный мир, 2006. С. 35–54.
8. Добровольский В.В. Роль органического вещества почв в миграции тяжелых металлов // Природа. 2004. № 7. С. 35–39.
9. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Справочник. М.: Недра, 1994. Кн. 4. 416 с.
10. Иванов В.В. Экологическая геохимия элементов. Справочник. М.: Недра, 1994. Кн. 5. С. 433–458.
11. Ильин В.Б., Сысо А.И. Микроэлементы и тяжелые металлы в почвах и растениях Новосибирской области. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2001. 229 с.
12. Кабата-Пендиас А., Пендиас Х. Микроэлементы в почвах и растениях: М.: Мир, 1989. 439 с.
13. Кален Л.Л. Агропроизводственная характеристика почв сельскохозяйственных территорий Иркутской области // Почвы Иркутской области, их ис-

- пользование и мелиорация. Иркутск: Изд-во ИГУ, 1979. С. 49–69.
14. *Карпачевский Л.О.* Экологическое почвоведение. М.: ГЕОС, 2005. 336 с.
 15. Контроль химических и биологических параметров окружающей среды / Под ред. Л.К. Исаева. СПб: Эколого-аналитический информационный центр “Союз”, 1998. 896 с.
 16. *Корзун М.А., Кузьмин В.А.* Почвы Иркутской области // Почвы Иркутской области, их использование и мелиорация. Иркутск, 1979. С. 17–35.
 17. *Кузнецов В.А., Шимко Г.А.* Метод постадийных вытяжек при геохимических исследованиях. Минск: Наука и техника, 1990. 88 с.
 18. *Кузьмин В.А.* Почвы Предбайкалья и Северного Забайкалья. Новосибирск: Наука, 1988. 174 с.
 19. *Ломоносов И.С., Макаров В.Н., Хаустов А.П. и др.* // Экогеохимия городов Восточной Сибири. Якутск: Ин-т мерзлотоведения СО РАН, 1993. 108 с.
 20. *Лопатовская О.Г., Михайличенко В.Н.* Почвенные эколого-мелиоративные комплексы Черемховского Приангарья. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 2002. 94 с.
 21. *Орлов Д.С.* Химия почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1992. 400 с.
 22. *Пампура Т.В.* Сравнительный анализ изотерм адсорбции и сорбированных форм Cu и Zn в черноземе // Тяжелые металлы в окружающей среде. Пушкино: ОНТИ ПНЦ, 1997. С. 266–281.
 23. *Поздняковский В.М.* Гигиенические основы питания и экспертизы продовольственных товаров. Новосибирск: Изд-во Новосиб. ун-та, 1996. 432 с.
 24. *Ребров В.Г., Громова О.А.,* Витамины и микроэлементы. М.: Алев-В, 2003. 670 с.
 25. *Хисматуллин Ш.Д.* Вопросы рационального использования засоленных почв Иркутской области // Почвы Иркутской области, их использование и мелиорация. Иркутск: Изд-во ИГУ, 1979. С. 76–87.
 26. *Guo G.L., Zhou Q.X., Koval P.V., Belogolova G.A.* Speciation distribution of Cd, Pb, Cu and Zn in contaminated Phaeozem in north-east China using single and sequential extraction procedures // Australian J. of Soil Research. 2006. V. 44. 135–142.
 27. *Eikmann Th., Kloke A.* Nutzungs-und schutzgutbezogene Orientierungswerte for (Schad) Stoff in Baden // VDLUFA-Mitteilungen, 1991. H. 1. S. 19–26.
 28. *Klok A.* Richtwerte – 80. Orientierungsdaten for tolerierbare Gesamtgehalte einiger Elemente in Kulturbaden // VDLUFA-Mitteilungen, 1980. H. 1–3. S. 9–11.
 29. *Tessier A., Cambell P. G.C., Bission M.* Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analytical Chemistry. 1979. № 51. P. 844–851.

ДИЭЛЕКТРИЧЕСКИЕ ПОКАЗАТЕЛИ ПОЧВЫ И КАТЕГОРИИ ПОЧВЕННОЙ ВЛАГИ*

© 2009 г. С. М. Чудинова

*Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН,
142290, Пущино, Московская обл., ул. Институтская, 2*

e-mail: chudinova@itaec.ru

Поступила в редакцию 15.03.2007 г.

Емкостным методом исследована комплексная диэлектрическая проницаемость гор. А пах чернозема выщелоченного, серой лесной и дерново-подзолистой почв, а также каолина и его смесей с песком. Зависимости диэлектрических показателей (мнимая компонента ϵ'' и тангенс угла потерь $\operatorname{tg} \delta$) от влажности (W) в большей степени отражают изменение категорий воды, чем аналогичные зависимости для действительной компоненты (ϵ'), характеризующей способность молекул воды к релаксации. По сравнению с $\epsilon' = f(W)$ изломы на кривых $\operatorname{tg} \delta = f(W)$, $\epsilon'' = f(W)$ более ясно выражены, для них существует больше совпадений с почвенно-гидрологическими константами: для $\operatorname{tg} \delta = f(W)$ при W , близкой к влажности устойчивого завядания (B_3) для всех почв, при максимальной адсорбционной влагоемкости (MAB) и максимальной капиллярно-сорбционной влагоемкости ($MКСВ$) для каолина и смесей; для $\epsilon'' = f(W)$ при MAB , B_3 , при максимальной молекулярной влагоемкости ($ММВ$) для чернозем выщелоченного и дерново-подзолистой почв. Изломы на кривой $\epsilon' = f(W)$ наблюдались только для серой лесной почвы и песчано-глинистых смесей.

ВВЕДЕНИЕ

Диэлектрическая проницаемость (ϵ) отражает способность вещества поляризоваться под влиянием внешнего электрического поля (E), что приводит к снижению напряженности поля внутри вещества (D) [14]: $\epsilon = E/D$. Поляризации вещества определяется типом молекул вещества, характером межмолекулярного взаимодействия, а также частотой приложенного электромагнитного поля ω (Гц). Если вещество состоит из двух и более диэлектриков, то поляризация будет зависеть также от характера взаимодействия этих диэлектриков и от их соотношения в смеси. На основании диэлектрических показателей мы можем исследовать свойства вещества, которые напрямую связаны с типом молекул и характером межмолекулярных взаимодействий. Физические аспекты диэлектрических явлений подробно изложены, например, в работе Фрелиха [15], принципы и возможности изучения свойств дисперсных систем на основании их диэлектрических показателей – в работах Духина и Челидзе с соавт. [4, 16]. Подробный анализ видов поляризации, действующих во влажных почвах и грунтах, особенности их проявления на разных частотах представлен в работе Берлинера [1].

Поскольку поляризация молекул диэлектрика происходит не мгновенно, а в течение некоторого времени τ , то в переменном электромагнитном

поле между E и D возникает сдвиг фаз (δ). Как следствие, измеряемая диэлектрическая проницаемость представляет собой комплексную величину:

$$\epsilon^*(\omega) = \epsilon'(\omega) + j\epsilon''(\omega), \quad (1)$$

где ϵ' – действительная компонента комплексной диэлектрической проницаемости, которая непосредственно определяется поляризацией молекул вещества; ϵ'' – мнимая компонента. Для оценки потерь энергии часто используют величину тангенса угла потерь: $\operatorname{tg} \delta = \epsilon''/\epsilon'$. Мнимая компонента характеризует диэлектрические потери [14], которые складываются из потерь энергии из-за электропроводности $\sigma/(\omega\epsilon_0)$ и трения молекул воды при релаксации ϵ''_{rel}

$$\epsilon''(\omega) = \sigma/(\omega\epsilon_0) + \epsilon''_{\text{rel}}(\omega), \quad (2)$$

где σ – ионная проводимость, См/м, ϵ_0 – диэлектрическая проницаемость вакуума.

Во влажных дисперсных системах, состоящих из минеральной части, воды, воздуха, в том числе и в почвах, действуют разные виды поляризации [1], влияние которых на ϵ^* обусловлено частотным диапазоном приложенного электромагнитного поля и особенностями компонентов системы. Из всех компонентов вода обладает наибольшей диэлектрической проницаемостью (в свободном состоянии ее $\epsilon = 78.3$ при температуре 25°C) по сравнению с воздухом ($\epsilon = 1$) и минеральной частью ($\epsilon = 3-5$). В диапазоне средних и высоких частот (от 10–50 МГц до 1 ГГц) ϵ' таких смесей

* Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 03-04-49325.

определяется, главным образом, ориентационной поляризацией диполей воды. Считается, что в данном частотном диапазоне потери в виде тепла, обусловленные вращением молекул воды, минимальны [1, 30], к тому же нет надежных способов их оценки [27]. Поэтому обычно на практике рассматривают только потери, связанные с электропроводностью вещества $\epsilon'' = \sigma/(\omega\epsilon_0)$.

Зависимости диэлектрической проницаемости от влажности почв и грунтов, измеренные в диапазоне влажностей, как правило, являются нелинейными. Может наблюдаться как плавное изменение, так и резкое увеличение или уменьшение скорости роста диэлектрической проницаемости в так называемых “критических” точках. Данное явление связывают с изменением не только количества, но и свойств воды в образце, обусловленных взаимодействием ее с поверхностью твердой фазы [4, 16]. При низких влажностях, когда влага находится, главным образом, под действием поверхностных сил, дипольная ориентация молекул в ответ на приложенное электромагнитное поле наиболее затруднена и, как следствие, ϵ связанной воды значительно ниже свободной. С появлением воды, на которую поверхностные силы уже не действуют, скорость увеличения ϵ по мере добавления новых порций уже свободной воды значительно возрастает. Таким образом, можно предположить, что формы зависимостей диэлектрической проницаемости от влажности отражают степень связанности воды, обусловленной взаимодействием твердой и жидкой фаз.

Решить данный вопрос можно путем сопоставления зависимостей диэлектрических показателей от влажности и известных характеристик почвы, которые отражают взаимодействие между жидкой и твердой фазами почв, а именно потенциала почвенной влаги и категорий почвенной влаги. Анализ таких работ показывает, что подобная связь действительно существует, но наблюдаемые эффекты зависят как от состава образца, так и частоты приложенного электромагнитного поля. Дущенко и Романовский [5] обнаружили резкое увеличение ϵ^* при влажности выше максимальной гигроскопической влаги (**МГ**) для увлажненных силикагелей, на частоте 1 кГц. Танзыбаев с соавт. [10] обнаружили такой же эффект для каштановых почв на частоте 10 Гц. Балдвин и Морров [21] наблюдали резкое увеличение ϵ^* при влажности заполнения монослоя по БЭТ на алюминии. Судницын с соавт. [9] отметили резкое изменение угла наклона зависимости $\epsilon = f(W)$ при влажности завядания на цеолитах. Романов [8] наблюдал изломы на зависимостях коэффициентов преломления (частота 1 ГГц) от влажности для кварца, каолинита и монтмориллонита при низких влажностях, которые он связал с появлением свободной воды. Плакк [6], показал, что скорость роста ϵ^* (измеренной на

48 МГц) растет в области адсорбционной и пленочной-рыхлосвязанной влаги, а с появлением капиллярной влаги скорость роста стабилизируется. Миямото с соавт. [28] обнаружили, что изломы $\epsilon^* = f(W)$ для образцов вулканической почвы лежат в диапазоне от –100 кПа до –1555 кПа. Хилхорст [26] попытался напрямую связать значения потенциала почвенной влаги и время диэлектрической релаксации воды в дисперсной системе. Основой для такого сопоставления является то, что обе характеристики могут быть выражены через свободную энергию Гиббса [15]. Однако созданное им уравнение оказалось пригодным для описания зависимости $\epsilon' = f(W)$ от влажности только для образца вермикулита.

Ранее [17, 18] мы уже попытались сопоставить изменение скорости роста диэлектрической проницаемости при увлажнении с почвенно-гидрологическими константами и потенциалом воды в почве. В этих работах диэлектрическую проницаемость измеряли методом рефлектометрии во временной области (Time Domain Reflectometry, TDR), позволяющем измерять ϵ^* , которая для почв и грунтов с низкими потерями из-за электропроводности близка к ϵ' [30]. Эффективная частота измерения в этом случае колеблется от 100 до 400 МГц, что определяется свойствами образца, конструкции датчика и т.д. [34]. В ряде случаев изломы на зависимостях $\epsilon^* = f(W)$ соответствовали некоторым почвенно-гидрологическим константам. Например, для каолина и его смесей с песком существовал хорошо выраженный излом при влажности, близкой к влажности разрыва капиллярных связей (**ВРК**), для каолина и почвенных образцов – при влажности, близкой к влажности предела текучести (**ПТ**). Для бентонита и его смесей с песком резкое увеличение ϵ^* наблюдалось при МГ. Кроме того, для почвенных образцов обнаружен излом в диапазоне пленочной рыхлосвязанной влаги (между МГ, ВРК), который для чернозема выщелоченного и серой лесной почвы совпадал с влажностью устойчивого завядания.

Авторы всех вышеперечисленных работ при интерпретации данных исходили из представлений о том, что изломы на кривых связаны с изменением способности молекул воды в почве к поляризации, и соответственно изучали поведение $\epsilon^* = f(W)$ или $\epsilon' = f(W)$. В то же время существует ряд работ, где изучается поведение также и $\epsilon'' = f(W)$ [22, 25, 27, 31, 33]. В этих работах изломы на кривых как $\epsilon'' = f(W)$, так и $\epsilon' = f(W)$, обсуждаются с точки зрения изменения проводящих свойств почв (формула (1)). Действительно, при изменении степени связанности воды, обусловленной влиянием твердой фазы, изменяется концентрация порового раствора, подвижность ионов и, как следствие, электропроводность образца. К сожалению, никаких сопоставлений с какими-либо

Таблица 1. Некоторые характеристики исследованных образцов

Образец	С орг, %	Содержание частиц, %		Удельная поверхность, м ² /г	Класс по гранулометрии	Плотность сложения, г/см ³
		<0.01 см	<0.001 см			
Чернозем выщелоченный А пах (0–18 см)	2.7	43.8	15.6	185.0	Средний суглинок	1.22
Дерново-подзолистая почва А пах (0–10 см)	2.0	38.0	11.0	44.6	Средний суглинок	1.27
Серая лесная почва А пах (0–10 см)	1.8	31.8	11.0	58.7	Средний суглинок	1.34
Песок	0	0	0	2.4	Песок*	1.50
Смесь к1п4	0	16.0	11.5	9.4	Легкий суглинок*	1.52
Смесь к1п1	0	40.0	31.4	13.4	Тяжелый суглинок*	1.21
Каолин	0	80.5	56.3	28.6	Глина*	1.00

* По классификации Охотина.

характеристиками свойств почвенной влаги в этих работах не делалось.

Данная работа предпринята с целью уточнить и дополнить результаты предыдущих исследований, используя метод, позволяющий определять как действительную, так и мнимую компоненты комплексной диэлектрической проницаемости.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В работе использовали датчик Hydra probe, позволяющий измерять как действительную (ϵ'), так и мнимую части (ϵ'') комплексной диэлектрической проницаемости емкостным методом на частоте 50 МГц. Этот датчик в последние годы начинает активно применяться в мире для измерения влажности почв и грунтов [33]. Четырех-стержневая конструкция прибора аналогична конструкции датчика, используемого в методе рефлектометрии во временной области [30].

Зависимости диэлектрических показателей (действительной ϵ' и мнимой компонент ϵ'' , а также тангенса угла потерь $\tan \delta = \epsilon''/\epsilon'$) от влажности (W) определены для образцов, для которых в предыдущих работах [17, 18] TDR методом получены зависимости $\epsilon^* = f(W)$. Исследованы насыпные образцы (отобранные из пахотных горизонтов) дерново-подзолистой (опытный стационар “Чашниково”, Московская обл.) серой лесной почв (опытная станция ИФХиБПП РАН, г. Пушкино, Московская обл.), чернозема выщелоченного (север Тульской обл.); кварцевого песка, каолина, а также смесей каолина с песком в соотношениях 1/4 (к1п4), 1/1 (к1п1). Некоторые характеристики исследованных образцов приведены в табл. 1. Границы смены категорий влаги: максимальную адсорбционную влагоемкость (**МAB**), максимальную молекулярную влагоемкость (**ММВ**), максимальную капиллярно-сорбционную влагоемкость

(**МКСВ**), капиллярную влагоемкость (**КВ**) – определяли из кривой водоудерживания согласно методике, предложенной Ворониным [3, 19]. Кроме того, традиционными методами [2] определяли максимальную гигроскопическую влагу, нижний предел пластичности (**ПП**), нижний предел текучести, влагу устойчивого завядания (**ВЗ**). Повторность определения физических и водных свойств образцов была 3–5-кратная. Влажности, соответствующие ПГК и границам категорий влаги, определенным из кривой водоудерживания, приведены в табл. 2. Поскольку величины нижнего предела пластичности и максимальной молекулярной влагоемкости были близки практически для всех образцов, а для песка и смеси к1п4 определение ПП было невозможно, то в качестве границы, при которой в образце появляется капиллярная влага, решили использовать величину ММВ для всех образцов.

Плотности почвенных образцов и песка при измерениях поддерживали постоянными: они соответствовали плотностям сложения образцов при TDR измерениях, проведенных ранее [18]. Плотность образцов каолина и его смесей поддерживали практически постоянной во всем диапазоне увлажнения в отличие от предыдущих работ [17, 18].

Методика увлажнения образцов была аналогична той, что применялась ранее в работах с TDR методом. Она заключалась в следующем. Образец тонким слоем рассыпали на поддоне, затем с помощью пульверизатора добавляли небольшое количество дистиллированной воды, тщательно перемешивали, затем снова увлажняли и т.д. Количество воды добавляли с тем расчетом, чтобы обеспечить шаг по влажности примерно 0.02 г/г. Затем образец набивали в измерительную емкость (пластмассовый цилиндрический стакан). Образец выдерживали около получаса, за-

Таблица 2. Влажности (г/г), соответствующие почвенно-гидрологическим константам (I), а также границам категорий почвенной влаги, определенным из кривой водоудерживания (II)

Образец	I					II			
	МГ	ВЗ	ПП	НВ	ПТ	МАВ	ММВ	МКСВ	КВ
Чернозем выщелоченный	0.107 (0.003)	0.18 (0.01)	0.264 (0.001)	0.429 (0.007)	0.419 (0.016)	0.080 (0.002)	0.254 (0.002)	0.314 (0.005)	0.361 (0.011)
Дерново-подзолистая почва	0.045 (0.001)	0.05 (0.01)	0.258 (0.004)	0.393 (0.007)	0.322 (0.007)	0.036 (0.002)	0.224 (0.003)	0.300 (0.001)	0.336 (0.001)
Серая лесная почва	0.058 (0.001)	0.105 (0.01)	0.226 (0.002)	0.373 (0.003)	0.280 (0.001)	0.045 (0.001)	0.203 (0.008)	0.257 (0.017)	0.278 (0.022)
Песок	0.004 (0.002)	0.013 (0.001)	–	–	–	0.015	0.015	0.015	–
Смесь к1п4	0.034 (0.004)	0.025 (0.01)	–	–	0.142 (0.064)	0.010	0.105 (0.005)	0.113 (0.001)	0.118 (0.002)
Смесь к1п1	0.064 (0.016)	0.12 (0.03)	0.173 (0.005)	–	0.230 (0.010)	0.016	0.184 (0.002)	0.192 (0.002)	0.201 (0.003)
Каолин	0.134 (0.002)	0.15 (0.09)	0.351 (0.002)	–	0.435 (0.020)	0.028	0.342 (0.003)	0.382 (0.004)	0.422 (0.009)

Примечание. Прочерк означает, что показатель невозможно или не имеет смысла определять; в скобках – $\pm$ среднеквадратичное отклонение.

тем проводили измерения диэлектрических характеристик. После измерений, образец снова рассыпали, увлажняли и т.д. Когда рассыпать образец становилось невозможно, образец начинали увлажнять капиллярно, подавая воду снизу через перфорированное дно измерительной емкости. При этом количество воды приливалось с тем расчетом, чтобы обеспечить шаг по влажности примерно 0.02 г/г. Для того, чтобы снять сомнения о влиянии возможной неоднородности в распределении воды на показания при некоторых увлажнениях образец оставляли до следующего утра. Как правило, если не происходило подсыхания образца, величины измеряемых характеристик не менялись. Образец увлажняли до достижения полного капиллярного насыщения. При большей влажности (в диапазоне гравитационной влаги) измерения были невозможны из-за конструктивных особенностей Hydra probe.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

На рис. 1 и 2 представлены зависимости $\epsilon' = f(W)$ и $\epsilon'' = f(W)$ и $\lg \delta = f(W)$, полученные для исследованных образцов, с помощью емкостного метода, а также зависимости $\epsilon^* = f(W)$, полученные TDR методом. Несмотря на то, что диэлектрическая проницаемость – величина объемная, влажность на графиках дана в весовых единицах. Это не меняет характера графиков, но упрощает обсуждение результатов: сопоставление с границами категорий почвенной влаги и данными

предыдущих работ, сделанными при других плотностях.

Как видно из рис. 1, для почвенных образцов наиболее заметные изменения в скорости роста по мере увеличением влажности наблюдаются для величины $\lg \delta$ при влажностях приблизительно 0.16, 0.09, 0.11 г/г для чернозема выщелоченного, серой лесной и дерново-подзолистой почв соответственно. Резкое увеличение $\lg \delta$ происходит до области излома, после чего оно прекращается, и наблюдается даже некоторое уменьшение $\lg \delta$ с ростом W . Влажность, при которой наблюдается этот излом, для серой лесной почв и чернозема выщелоченного близка к ВЗ.

Изменение скорости роста ϵ^* , ϵ' и ϵ'' на графиках в отличие от $\lg \delta$ не столь очевидно, поэтому мы аппроксимировали участки кривых внутри различных диапазонов влаги, ограниченных ПГК, отрезками прямых. В этом случае вместо ВЗ для дерново-подзолистой почвы использовали влажность в точке излома. Предварительный анализ показал, что нет достоверных (при $P < 0.05$) различий в коэффициентах прямых, аппроксимирующих участки кривых в диапазонах ММВ–МКСВ и МКСВ–КВ, поэтому мы рассматривали диапазон ММВ–КВ. Из-за незначительной разницы в величинах ММВ и МГ, последнюю также не рассматривали при расчете. Угловые коэффициенты полученных прямых приведены в табл. 3. Практически все полученные коэффициенты достоверны при уровне значимости $P < 0.01$. Про-

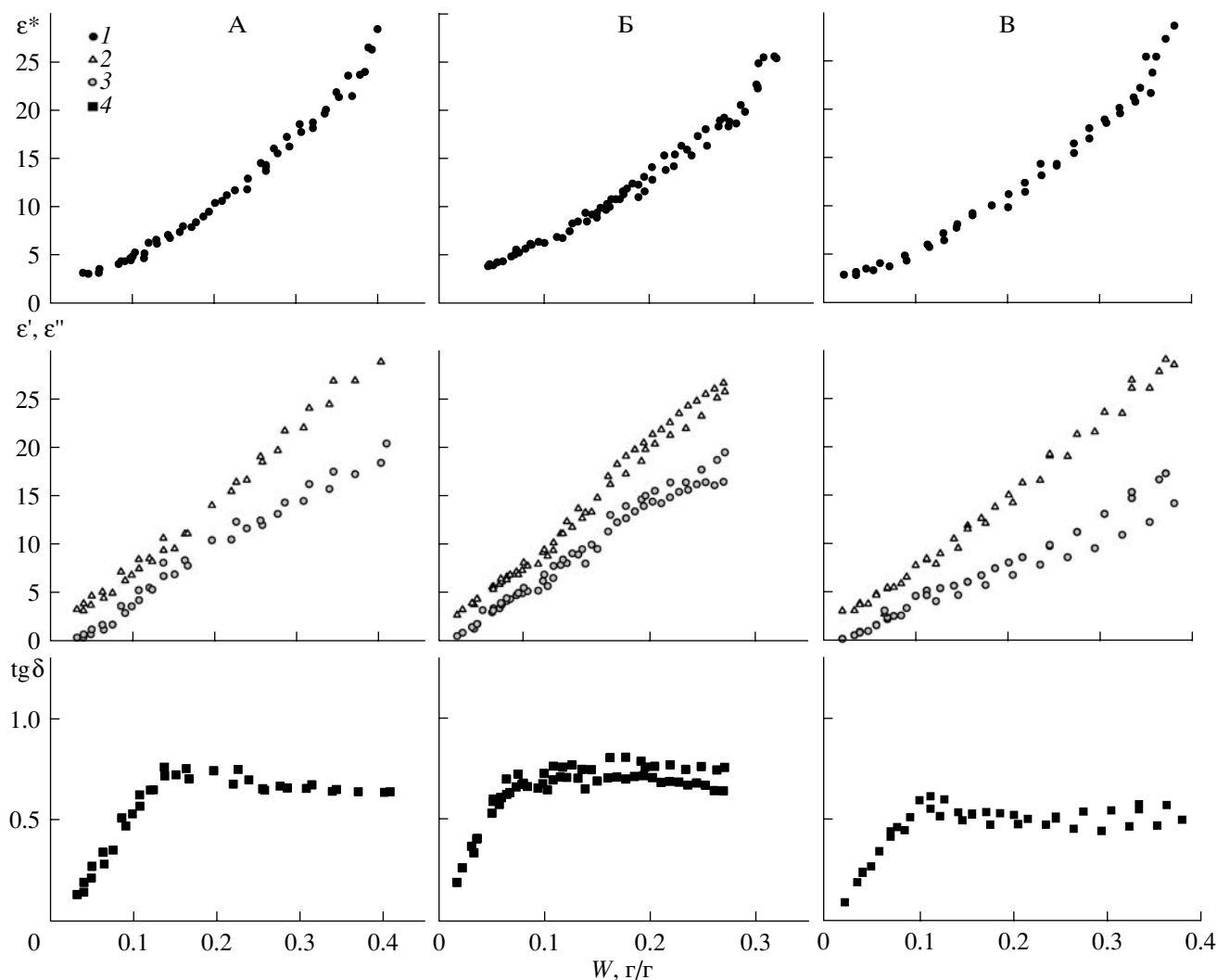


Рис. 1. Зависимости комплексной диэлектрической проницаемости (ϵ^*), измеренной TDR методом (1), действительной (ϵ') (2), мнимой (ϵ'') (3) компонент, тангенса угла потерь ($\text{tg } \delta$) (4) от влажности (W , г/г) для образцов чернозема выщелоченного (А), серой лесной (Б), дерново-подзолистой почв (В).

верка по критерию Фишера показала, что разница в коэффициентах для соседних диапазонов влажности достоверна на уровне значимости $P < 0.05$, если она превышает наибольшее стандартное отклонение одного из сравниваемых коэффициентов.

Как видно из табл. 3, изменения в угловых коэффициентах с увеличением влажности различаются для рассматриваемых показателей. Для зависимостей $\epsilon^* = f(W)$ наблюдается постепенный рост угловых коэффициентов с увеличением влажности и для большинства случаев различия в коэффициентах для соседних диапазонов влажности достоверны. На кривых $\epsilon' = f(W)$, явные изломы наблюдаются только для серой лесной почвы при ВЗ и ММВ, что подтверждается данными табл. 3. Для чернозема явных изломов нет, но угловые коэффициенты для диапазонов МАВ–ВЗ и

ВЗ–ММВ достоверно различаются. Для дерново-подзолистой почвы отсутствуют как изломы на кривой, так и достоверные различия в угловых коэффициентах. В наибольшей степени смену форм воды отражает зависимость мнимой компоненты от влажности. Очевидные изломы на кривых $\epsilon'' = f(W)$ для чернозема и дерново-подзолистой почвы при влажностях, соответствующих МАВ, ВЗ (для чернозема) и ММВ, подтверждаются достоверными различиями в угловых коэффициентах для соответствующих диапазонов влажности.

Изломы при влажностях, соответствующих МАВ и ММВ, на наших кривых подтверждают предположение Сааренкетто [31] том, что наблюдаемые им изломы на зависимостях $\epsilon' = f(W)$ и $\epsilon'' = f(W)$, связаны с появлением влаги на которую, кроме ионно-электростатических сил начинают действовать силы Ван-дер-Ваальса, и влаги, находя-

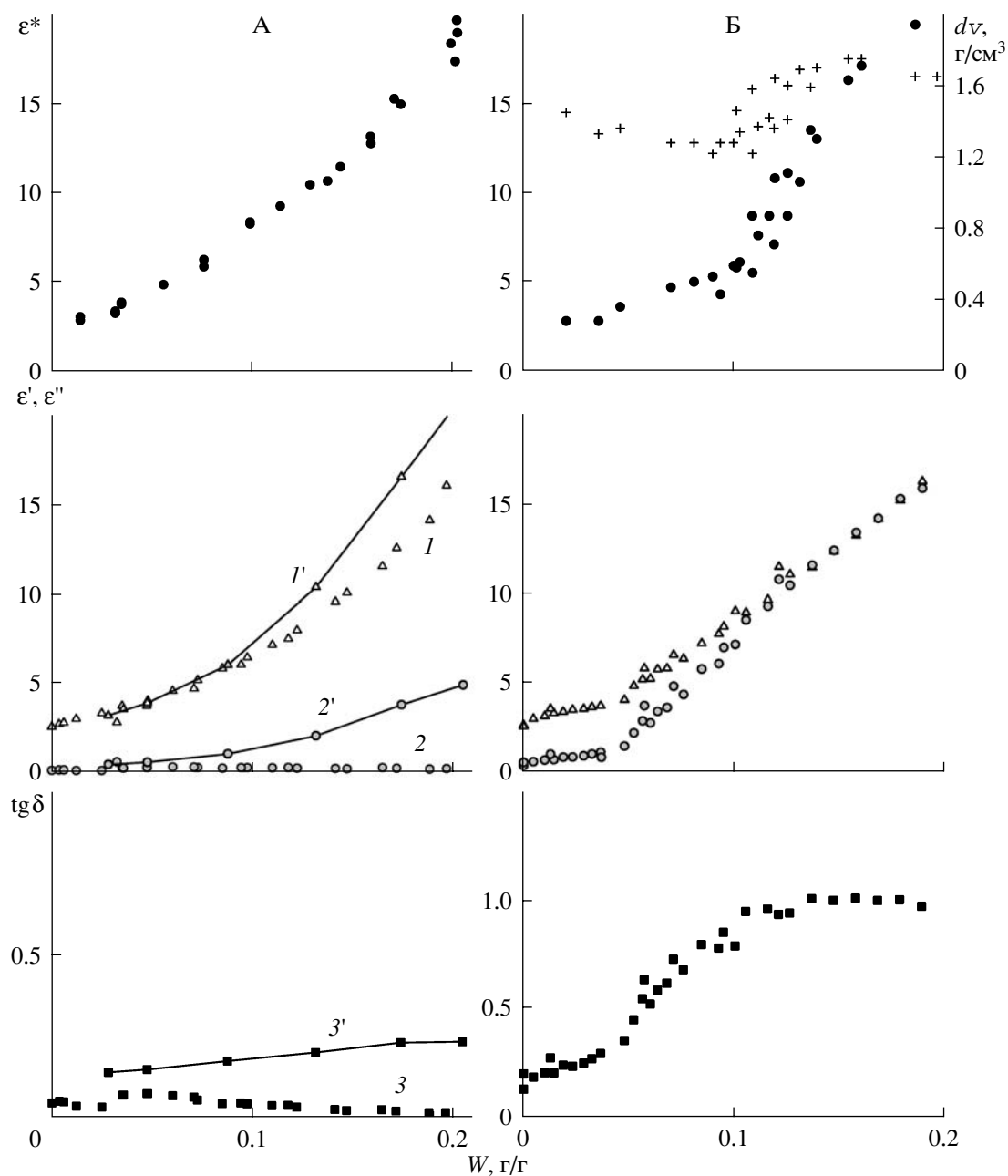


Рис. 2. Зависимости комплексной диэлектрической проницаемости (ϵ^*), измеренной TDR методом, действительной (ϵ'), мнимой (ϵ'') компонент, тангенса угла потерь ($\operatorname{tg} \delta$) от влажности для образцов (А) песка, (Б) смеси к1п4, (В) смеси к1п1, (Г) каолина. Условные обозначения те же, что и на рис. 1. Приведены зависимости плотности сложения (+) от влажности. Для песка кривые 1, 2, 3 получены для образцов, увлажненных дистиллированной H_2O , кривые 1', 2', 3' – для образцов, увлажненных водопроводной водой.

щейся под действием сил поверхностного натяжения (МAB и МMB, соответственно в российской классификации).

Следует отметить одну интересную особенность. Несмотря на то, что по своему вещественному составу образцы чернозема выщелоченного и дерново-подзолистого почвы различаются, поведение их диэлектрических показателей при измерениях емкостным методом весьма сходно и отли-

чается от поведения рассматриваемого образца серой лесной почвы. Возможные причины этого явления будут обсуждены ниже.

В отличие от почв для смесей каолина с песком и каолина (рис. 2) изломы, лежащие внутри области рыхлосвязанной влаги, хорошо выражены уже для зависимостей $\epsilon' = f(W)$, $\epsilon'' = f(W)$. Влажности, при которых они наблюдались, приблизительно равны 0.043, 0.11 и 0.245 г/г

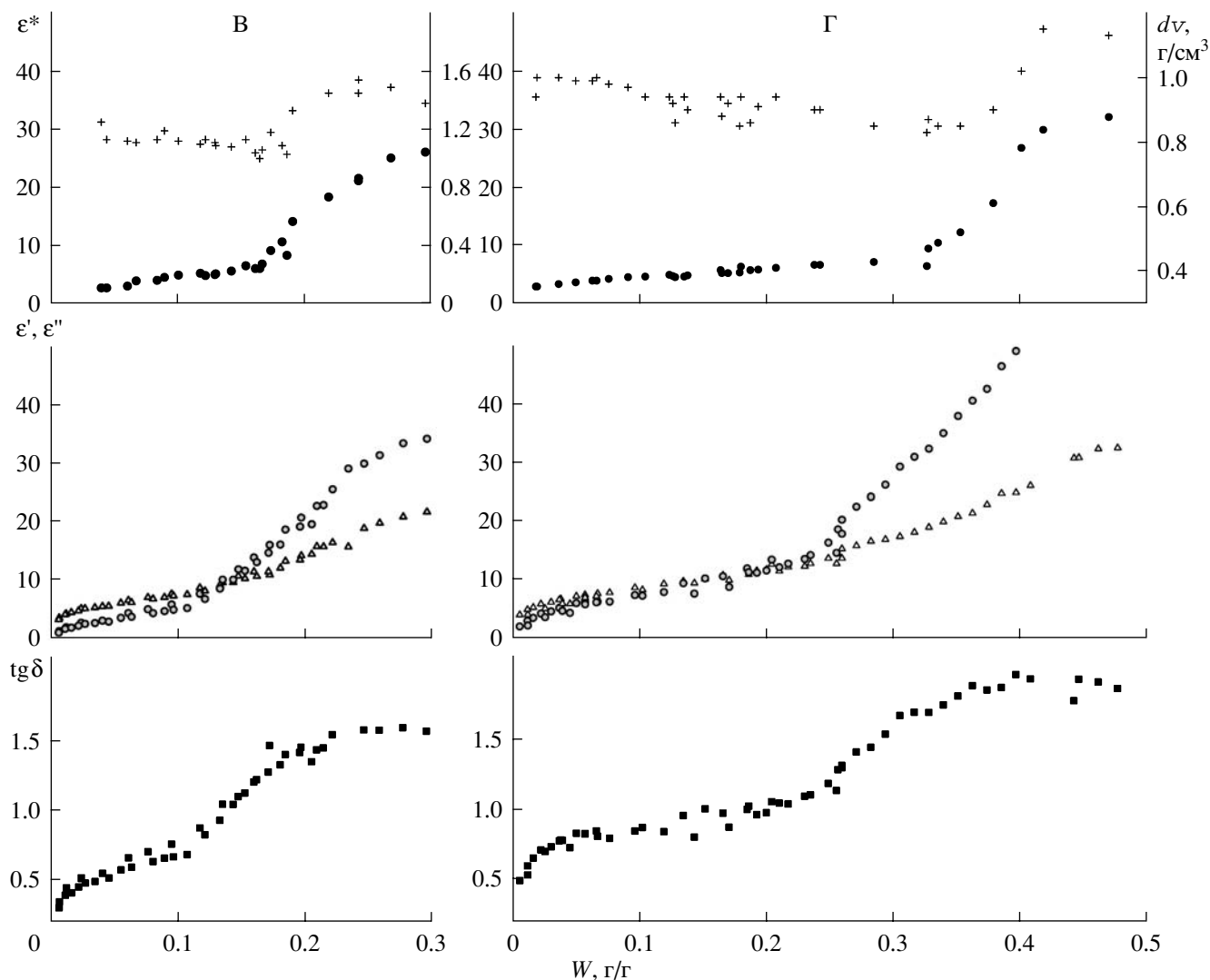


Рис. 2. Окончание.

для смесей к1п4, к1п1 и каолина соответственно. Из существующих почвенно-гидрологических констант они близки к ВЗ только для смеси к1п1. После прохождения точки излома скорость увеличения ϵ'' с ростом влажности становится выше, чем скорость роста ϵ' , а для каолина и смеси к1п1 при дальнейшем увеличении влажности величина ϵ'' начинает превышать ϵ' . Для ϵ^* этот излом наблюдается при несколько более высоких влажностях (0.106, 0.165 и 0.32 г/г для смесей к1п4, к1п1 и каолина соответственно), которые практически совпадают с величинами ММВ, то есть с влажностью появления капиллярной влаги. В наибольшей степени смену категорий воды с увеличением влажности отражает график зависимости $\text{tg} \delta = f(W)$ (рис. 2). Хорошо выражен рост $\text{tg} \delta$ в адсорбционной области – до влажностей, приблизительно равных 0,025 и 0.03 г/г, для смеси п1к1 и каолина соответственно. Эти величины близки к величине

МАВ (табл. 2), которая соответствует максимальному количеству воды, удерживаемой адсорбционными силами. Сохраняется излом и внутри диапазона пленочной рыхлосвязанной воды. Еще один хорошо выраженный излом наблюдается в диапазоне влажностей, где происходит смена пленочного механизма удерживания влаги на капиллярный, то есть между ММВ и влажностью МКСВ. Выше МКСВ, когда в образце основными силами удерживания влаги становятся капиллярные, величина $\text{tg} \delta$ перестает меняться с увеличением влажности. Этот результат аналогичен результату, полученному Плачком [6], поскольку $\text{tg} \delta$ не меняется при увеличении влажности в том случае если скорости роста ϵ' и ϵ'' становятся постоянными.

В отличие от почв, точка излома, обнаруженная внутри области рыхлосвязанной, влаги сдвинута в TDR методе в сторону больших влажно-

Таблица 3. Угловые коэффициенты прямых, аппроксимирующих участки зависимостей $\epsilon^* = f(W)$, $\epsilon' = f(W)$ и $\epsilon'' = f(W)$ внутри различных диапазонов влаги

Почва	Показатель	Диапазон влаги				
		<МAB	МAB–B3	B3–ММВ	ММВ–ПТ	>ПТ
Чернозем выщелоченный	ϵ^*	28.4 (3.1)	47.4 (3.2)	68.3 (8.4)	82.7 (4.3)	215.5 (15.8)
	ϵ'	56.6 (6.6)	57.5 (8.4)	79.1 (8.4)	77.7 (7.8)	
	ϵ''	33.4 (5.8)	64.3 (7.5)	30.1 (12.2)	44.9 (5.9)	
Серая лесная	ϵ^*	36.8 (17.8)	52.8 (5.6)	69.7 (3.8)	74.8 (18.9)	186.2 (27.2)
	ϵ'	84.0 (5.2)	68.0 (4.1)	116.3 (5.9)	78.4 (19.4)	
	ϵ''	84.3 (4.7)	55.8 (5.2)	86.8 (4.7)	54.2 (14.3)	
Дерново-подзолистая	ϵ^*	26.5 (9.9)	29.8 (4.1)	60.8 (4.1)	89.5 (7.4)	177.0 (37.9)
	ϵ'	36.4 (18.8)	75.3 (10.5)	80.6 (5.6)	84.3 (8.5)	
	ϵ''	36.3 (4.2)	58.7 (9.3)	33.9 (5.0)	55.3 (13)	

Примечание. В скобках – $\pm$ среднеквадратичное отклонение.

стей и практически совпадает с ВРК. Как нам представляется, наиболее вероятной причиной является влияние плотности сложения образцов. Как видно из рис. 2, плотность образцов (dV , г/см³) модельных смесей менялась при измерениях TDR методом: до точки излома она уменьшалась, а после резко возрастала, тогда как при измерениях емкостным методом плотность образцов оставалась практически постоянной. Ранее [20, 23, 32] показано влияние воздушных пустот на измерения лучевыми датчиками, которое, при определенном соотношении компонентов смеси вызывает понижение измеряемой диэлектрической проницаемости. Сдвиг вследствие частотной дисперсии ϵ^* маловероятен: на тех частотах, на которых проводились наши измерения (50 МГц – Hydra Probe и 100–400 МГц – TDR), действует только дипольная поляризация молекул воды (например [1, 11]), и, как показано ранее [25, 27, 31, 35], дисперсия ϵ' для различных почв и глин в этом частотном диапазоне ничтожна.

Наше исследование показало, что диэлектрические показатели, характеризующие потери в дисперсной системе, а именно, тангенс угла потерь и мнимая компонента, показывают большую связь с изменением категорий воды, чем показатель, связанный с дипольной релакса-

цией молекул воды – действительная компонента. Что объяснимо: на границах категорий воды будет происходить изменение концентрации порового раствора, изменение сплошности водной пленки и т.д. и, следовательно, меняться величина потерь. Как уже упоминалось выше, мнимую компоненту рассматривают во всем мире как функцию электропроводящих свойств дисперсной системы, которые определяются, прежде всего, ионной проводимостью [22, 25, 27, 31, 33]. Конечно, ϵ'' не является полным эквивалентом электропроводности, и поэтому ее поведение с увеличением влажности более сложное, чем поведение электропроводности (последняя в большинстве случаев показывает гладкий, хотя и нелинейный рост [7]). Причина, возможно, в том, что в отличие от электропроводности, мнимая компонента как диэлектрическая характеристика зависит от объемных соотношений компонентов в дисперсной системе. Причем при изменении влажности образца постоянство его плотности не гарантирует постоянства объемного соотношения компонентов дисперсной системы, поскольку будут происходить процессы агрегации, дезагрегации, следовательно, на микроуровне соотношение компонентов системы и их взаимодействие может меняться. Подтверждением этому служит

то, что зависимости между величиной потерь при диэлектрических измерениях и электропроводностью, измеренной традиционным способом, являются линейными только для растворов и никогда для почв и грунтов [27].

Полученные данные позволяют предположить, что ионная проводимость может оказывать влияние также и на действительную компоненту. Последняя начинает отслеживать изменения степени связанности воды именно в том случае, если на нее начинают оказывать влияние потери. Это подтверждается, например, поведением $\epsilon' = f(W)$ и $\epsilon'' = f(W)$ для серой лесной почвы. Величины ϵ'' для серой лесной почвы выше по сравнению с другими почвами во всем диапазоне влажности, что свидетельствует о более высокой электропроводности используемых образцов. При этом форма зависимости $\epsilon' = f(W)$ серой лесной почвы в отличие от остальных почв полностью копирует форму зависимости $\epsilon'' = f(W)$ (возможная причина повышенной электропроводности серой лесной почвы, по-видимому, в переудобренности участка пахотного поля, с которого был отобран образец). Влияние электропроводности на действительную компоненту проявляется и в изменении показателей песка. Рост величины ϵ' , после некоторой влажности, более значителен при использовании водопроводной воды (рис. 2А, кривая 1'), и он сопровождается увеличением ϵ'' (рис. 2А, кривая 2') в отличие от измерений, проведенных на дистиллированной воде (рис. 2А, кривые 1 и 2). Возможно, нелинейность зависимостей $\epsilon^* = f(W)$ обусловлена влиянием потерь (уравнение (1)), а не изменением доли воды с пониженной диэлектрической проницаемостью. Несмотря на то, что результаты очевидны и подтверждают данные и предположения других ученых [22, 25, 27, 31, 33], только влиянием ионной проводимости объяснить все явления не удастся. Например, непонятно почему существует нелинейность зависимостей $\epsilon'' = f(W)$ и $\epsilon^* = f(W)$ для песка при практически нулевой величине потерь? Все это требует дальнейшего исследования.

Отдельно остановимся на обсуждении хорошо выраженного излома внутри диапазона рыхлосвязанной почвенной влаги. Согласно Кампбеллу [22], в этом случае происходит разрыв сплошности водной пленки и, как следствие резко уменьшается ионная проводимость, а, следовательно, и тангенс угла потерь. Подобное же объяснение было предложено Келленерсом с соавт. [27]. Другие исследователи объясняют подобный излом исходя из гипотезы о бимодальности в распределении пор по размерам [16, 28]. До точки излома происходит заполнение внутриагрегатных пор, где влияние поверхностных сил на воду велико, и диэлектрическая проницаемость воды меньше по сравнению со свободной водой, что обуславливает медленный рост диэлектрической проницае-

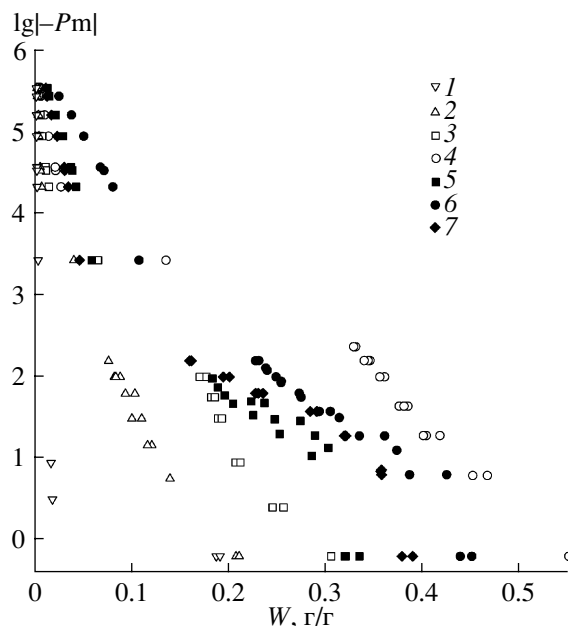


Рис. 3. Кривые водоудерживания для исследованных образцов: 1 – песка, 2 – смеси клп4, 3 – смеси клп1, 4 – каолина, 5 – серой лесной почвы, 6 – чернозема выщелоченного, 7 – дерново-подзолистого почвы. – P_m , кПа – матричное давление почвенной влаги.

мости. При более высоких влажностях происходит заполнение межагрегатных пор водой, на которую поверхностные силы уже не действуют, и диэлектрическая проницаемость образца начинает резко возрастать. Миямото с соавт. [28] для образцов вулканической почвы получили, что область перехода лежит в диапазоне от –100 кПа до –1555 кПа, что в российской классификации соответствует диапазону рыхлосвязанной пленочной влаги [3, 19]. Для образцов исследованных нами почв и смесей, все наблюдаемые точки излома также попадают в этот диапазон: от –158 кПа до –1500 кПа (рис. 3). К сожалению, мы не можем оценить распределение пор по радиусам, исходя из полученных нами ОГХ, из-за отсутствия экспериментальных точек в средней ее части. С другой стороны, согласно обзору, сделанному Фиесом [24], распределение пор по радиусам для смесей глины и песка (проведенное методом ртутной порометрии) всегда является бимодальным. Очевидно, что в обеих гипотезах речь идет об одном и том же процессе. Противоречие лишь в причине изменения диэлектрических показателей. Наши данные подтверждают гипотезу о влиянии ионной проводимости.

Остается нерешенным вопрос о соответствии этой границы какой-либо из границ категорий воды. В ряде случаев точка излома совпадает с ВЗ. Однако характеристика, определяемая биологическим методом, по-видимому, не может адекватно отражать состояние воды в дисперсной системе, а

тем более электрические свойства системы, о чем свидетельствует несовпадение наблюдаемой точки излома с ВЗ для других образцов.

По-видимому, существующие представления о взаимодействии твердой и жидкой фаз почвы не способны объяснить столь резкое изменение диэлектрических свойств системы в этом диапазоне. Это происходит, возможно, потому, что при рассмотрении взаимодействия твердое тело–почвенный раствор не учитывается роль органо-минерального геля, структура которого меняется при увлажнении [12, 13]. Подтверждением этому служат данные, полученные Федотовым с соавт. [13]. Авторы обнаружили резкое увеличение интенсивности рассеивания нейтронов в диапазоне влажностей 7–10 и 17% для образцов, отобранных из гумусово-аккумулятивных горизонтов дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного соответственно. Несмотря на то, что эти образцы по своим свойствам несколько отличаются от используемых в нашей работе, эти величины совпадают с влажностями, при которых наблюдаются изломы в области рыхлосвязанной влаги (рис. 1). Согласно авторам этой работы, рост интенсивности рассеивания нейтронов происходит при увеличении количества коллоидных частиц. Кроме того, Федотов с соавт. [12] показали, что набухание органо-минерального геля (которое происходит, например, при увлажнении почвы) приводит к переходу почвенного раствора из свободного в структурированное, что уменьшает подвижность ионов, а значит и электропроводность системы. Увеличение доли коллоидной фракции в точке излома может означать, увеличение доли почвенного раствора, связанного гелем, а значит и уменьшение подвижности ионов. Не в этом ли причина уменьшения скорости роста мнимой компоненты для дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного после прохождения рассматриваемого “проблемного” излома? Значительное различие в диэлектрическом поведении почвенных образцов и модельных смесей тоже можно объяснить различиями в составе коллоидного геля и его поведения по отношению к поровому раствору при увлажнении. Все это является только предположениями и требует дальнейшего детального исследования.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Наложив на графики зависимостей диэлектрических показателей от влажности границы категорий почвенной влаги, нам удалось подтвердить предположения ряда ученых о том, что изломы на этих зависимостях связаны со сменой доминирующего механизма удерживания воды. Причем, величины, характеризующие потери в системе из-за ионной проводимости (мнимая компонента и тангенс угла потерь), в большей степени связа-

ны с изменением свойств воды в дисперсной системе, чем действительная компонента, характеризующая способность молекул воды к релаксации. Это позволяет определять на основе диэлектрических измерений не только количество, но и форму воды в почве. Но все это требует более масштабных исследований на ненарушенных образцах с использованием неинвазивных методов. На основе полученных результатов можно говорить только о перспективности исследований в этом направлении. Данное исследование также показало, что объяснить все наблюдавшиеся эффекты на основе только существующих представлений о взаимодействии твердой и жидкой фаз невозможно. В ряде случаев возможно влияние изменения структуры органо-минерального геля, что требует дальнейшего исследования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Берлинер М.А. Измерения влажности. М.: Энергия, 1973. 400 с.
2. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследования физических свойств почвы. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
3. Воронин А.Д. Основы физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 244 с.
4. Духин С.С., Шилов В.Н. Диэлектрические явления и ДЭС в дисперсных системах и полиэлектролитах. Киев: Наукова думка, 1972. 270 с.
5. Дущенко В.И., Романовский И.А. Об электрофизических свойствах увлажненных силикагелей // Журн. физ. химии. 1970. Т. XLIV. № 6. С. 1479–1484.
6. Плакк Т.П. О связи между доступностью влаги растениям и диэлектрической проницаемостью почвы // Почвоведение. 1989. № 8. С. 40–46.
7. Поздняков А.И., Хан К.Ю. Использование методов постоянных электрических полей в почвенных исследованиях // Почвоведение. 1979. № 7. С. 69–80.
8. Романов А.Н. Диэлектрические и радиоизлучательные свойства засоленных почв в микроволновом диапазоне. Барнаул: Изд-во Алтайского ун-та, 2002. 117 с.
9. Судницын И.И., Егоров Ю.В., Галицкий В.И. Измерение влажности почв диэлькометрическим методом // Физические и химические методы исследования почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1994. С. 32–41.
10. Танзыбаев М.Г., Перфильева В.Д., Нестеров В.М. Зависимость электрофизических параметров некоторых почв от влажности и температуры в диапазоне частот 20 Гц–10 Гц // Вопросы почвоведения Сибири. Томск: Изд-во ТГУ, 1979. С. 59–67.
11. Ткаченко Ю.Г., Вадюнина А.Ф., Воронин А.Д. Особенности электрических свойств почв в области прочносвязанной влаги // Почвоведение. 1982. № 10. С. 42–51.
12. Федотов Г.Н., Третьяков Ю.Д., Поздняков А.И., Жуков Д.В., Пахомов Е.И. Роль органо-минераль-

- ного геля в формировании электрических полей в почвах // Докл. АН. 2003. Т. 393. № 4. С. 497–500.
13. Федотов Г.Н., Пахомов Е.И., Поздняков А.И., Куклин А.И., Исламов А.Х., Путляев В.И. Структура и свойства почвенного органо-минерального геля // Почвоведение. 2007. № 9. С. 1071–1077.
 14. Физическая энциклопедия. М.: Сов. энциклопедия, 1988. Т. 1. 704 с.
 15. Фрелих Г. Теория диэлектриков. Диэлектрическая проницаемость и диэлектрические потери. М.: Изд-во иностр. лит-ры, 1960. 251 с.
 16. Челидзе Т.Л., Деревянко А.И., Куриленко О.Д. Электрическая спектроскопия гетерогенных систем. Киев: Наукова думка, 1977. 222 с.
 17. Чудинова С.М. Исследование зависимости между водными свойствами и диэлектрической проницаемостью почв с использованием метода рефлектометрии во временной области. Автореф. дис. ... к.б.н. М., 1999. 24 с.
 18. Чудинова С.М., Понизовский А.А. Влияние гранулометрического состава на характер калибровочной зависимости при измерении влажности почв методом TDR // Почвоведение. 1998. № 1. С. 21–28.
 19. Шеин Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 432 с.
 20. Annan A.P. Time-domain reflectometry-air-gap problem for parallel wire transmission lines // Geol. Surv. Can. 1977. Paper 77-1B. P. 59–62.
 21. Baldwin M.G. and Morrow J.C. Dielectric behavior of water adsorbed on alumina // J. Chem. Phys. 1962. V. 36. № 6. P. 1591–1593.
 22. Campbell J.E. Dielectric properties and influence of conductivity in soils at one to fifty megahertz // Soil Sci. Soc. Am. J. 1990. V. 54. P. 332–341.
 23. Ferre P.A., Rudolph D.L. and Kachanoski R.G. Spatial averaging of water content by time domain reflectometry: implication for twin rod probes with and without dielectric coating // Water Resour. Res. 1996. V. 32. P. 271–279.
 24. Fiès J.C. Analysis of soil textural porosity relative to skeleton particle size, using mercury porosimetry // Soil Sci. Soc. Am. J. 1992. V. 56. P. 1062–1067.
 25. Heimovaara T.J. Frequency domain analysis of time domain reflectometry waveforms. 1. Measurement of the complex dielectric permittivity of soils // Water Resour. Res. 1994. V. 30. № 2. P. 189–199.
 26. Hilhorst M.A. Dielectric characterization of soil. Doctoral thesis. Wageningen Agricultural University, 1998. 141 p.
 27. Kelleners T.J., Robinson D.A., Shouse P.J., Ayars J.E., Skaggs T.H. Frequency Dependence of the Complex permittivity and its Impact on Dielectric Sensor Calibration in Soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 2005. V. 69. P. 67–76.
 28. Miyamoto T., Annaka T., Chikushi J. Soil Aggregate Structure Effects on Dielectric permittivity of an Andisol measured by Time Domain Reflectometry // Vadose Zone J. 2003. V. 2. P. 90–97.
 29. Peplinski N.R., Ulaby F.T., Dobson M.C. Dielectric properties of soils in the 0.3-1.3GHz range // IEEE. Transaction on Geoscience and Remote sensing. 1995. V. 33. P. 803–807.
 30. Robinson D.A., Jones S.B., Wraith J.M., Or D. and Friedman S.P. A review of advances in dielectric and electrical conductivity measurement in soil using time domain reflectometry // Vadose Zone J. 2003. V. 2. P. 444–475.
 31. Saarenketo T. Electrical properties of water in clay and silty soils // Applied Geophysics. 1998. V. 40. P. 73–88.
 32. Sakaki T., Sugihara K., Adachi T., Nishid K., and Lin. W. Application of time domain reflectometry to determination of volumetric water content in rock // Water Resour. Res. 1998. V. 34. P. 2623–2631.
 33. Seyfried M.S., Murdock M.D. Measurement of soil water content with a 50 MHz soil dielectric sensor // Soil Sci. Soc. Am. J. 2004. V. 68. P. 394–403.
 34. Topp G.C., Ziegler, and White I. Impact of real and imaginary components of relative permittivity on time domain reflectometry measurements in soils // Soil Sci. Soc. Am. J. 2000. V. 64. P. 1244–1252.
 35. Wensink W.A. Dielectric properties of wet soils in the frequency range 1-3000 MHz // Geophysical Prospecting. 1993. V. 41. P. 671–696.

УДК 631.4

ВОДОПРОЧНОСТЬ АГРЕГАТОВ ПОЧВ СУБТРОПИКОВ И ТРОПИКОВ (ГРУЗИЯ И КИТАЙ): СВЯЗЬ С МИНЕРАЛОГИЧЕСКИМ СОСТАВОМ И ХИМИЧЕСКИМИ СВОЙСТВАМИ

© 2009 г. Т. В. Алексеева¹, З. Соколовска², М. Хайнос², А. О. Алексеев¹, П. И. Калинин¹¹Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, 142290, Пушкино Московской обл., ул. Институтская, 2²Институт агрофизики ПАН, Польша, 20-290 Люблин, ул. Досваджална, 4

Поступила в редакцию 30.08.2007 г.

Изучены свойства водопрочных агрегатов, выделенных из трех субтропических и тропической почвы (Западная Грузия, Китай): содержание органического вещества, состав почвенно-поглощающего комплекса, величина удельной поверхности, магнитная восприимчивость, валовой химический состав. В почвах определены гранулометрический и минералогический составы, содержание свободных форм Fe и Al. В качестве показателей водопрочности структуры использовали содержание водопрочных макроагрегатов (>0.25 мм), средневзвешенный диаметр агрегатов и индекс агрегированности. Желто-коричневая почва (Китай) нейтральная, остальные – кислые. Почвы деградированные, с низким содержанием органического вещества. Наименьшей водопрочностью обладает структура желто-коричневой почвы, где в составе ила преобладает вермикулит. Высокая водопрочность структуры красноземных почв связана с каолинитовым минералогическим составом и большим содержанием оксидов. В трех из четырех изученных почв выделяются иерархические уровни организации почвенной структуры, показателем которой является содержание органического вещества, а в оксисолях – и содержание обменных Ca и Mg. Роль оксидов железа важна прежде всего при формировании микроагрегатов. В формировании макроагрегатов дополнительно принимают участие Al и Mn. Водопрочные агрегаты, выступая в роли сорбционных геохимических барьеров, аккумулируют Pb, Zn, Cd, Cs и другие микроэлементы до концентраций, превышающих их содержание в почве в 5 и более раз. Для этих элементов наилучшие корреляционные связи получены с величиной емкости катионного обмена агрегатов, содержанием в них Mn, P, а не с содержанием органического углерода и Fe.

Наиболее часто цитируемое определение понятия “почвенная структура” предложено Р. Бруером (1964 г.) – “физическое сложение почвенного материала, выражающееся через размеры, форму и взаимное расположение почвенных частиц (скелетных частиц и агрегатов) и пор” [19]. По определению Шеина [16] “структура почвы – это форма и размер макроагрегатов (педов), на которые распадается почва”. Количественная оценка почвенной структуры базируется на распределении содержания компонентов почвенной структуры – агрегатов (воздушно-сухих или в воде) – по размерам. Основы методов оценки структуры и изучения физико-химических процессов формирования и стабилизации почвенных агрегатов, как составляющих ее компонентов заложены в работах отечественных ученых: Костычева [9], Гедройца [5], Тюлина [14], Саввинова [12], Антипова-Каратаева с соавт. [3], Воронина [4] и др.

Гедройц, который положил начало экспериментальным исследованиям явления почвенной агрегации и сформулировал основы иерархии почвенной структуры, обратил внимание на то, что структурность почв – явление зональное [5]. Структура почвы формируется при участии и вза-

имодействии физических, химических, минералогических и биологических факторов, роль которых зависит от типа почвы и уровня организации почвенных частиц.

Современное осостояние проблемы рассмотрено в недавней работе Иванова [7]. Агрегатный структурный уровень принято подразделять на 3 подуровня: ультрамикроагрегаты (<20 мкм), микроагрегаты (20–250 мкм) и макроагрегаты (>250 мкм) [4, 5, 36]. Считается, что данная система распространяется на почвы, где основным фактором, обеспечивающим устойчивость структуры, является органическое вещество. Подуровни отличаются механизмами формирования и природой органического вещества, следствием чего является существование “иерархии почвенной структуры”. Проявляется иерархия, в частности, в увеличении содержания органического углерода (C_{орг}) с увеличением размера агрегатов, а также в отличиях свойств органического вещества микро- и макроагрегатов [10, 17, 30].

В кислых почвах тропиков и субтропиков тяжелого гранулометрического состава и преимущественно каолинитового состава (оксисолях) доминирующим агентом агрегации выступают

Таблица 1. Изученные почвы

Почва			Природная зона	Географическое положение	Почвообразующая порода	Минералогический состав ила	Использование, растительность
местная классификация	ФАО-ЮНЕСКО	обозначение					
Желто-коричневая	Гаплик лювисоль	ЖК	Субтропическая	Джиангсу (Нанкин), Китай	Лёссовиный суглинок	Вермикулит, иллит, каолинит	Последние 2 тыс. лет рис, озимая пшеница, кукуруза и др.
Латосоль	Родик Феррал-соль	ЛС	Тропическая	Гуангдонг, Китай	Кора выветривания базальтов	Метагаллуазит, гиббсит, гетит, гематит	С 1966 г. плантации каучукового дерева
Краснозем	Гаплик Акрисоль	КЗ	Субтропическая	Джианкси (Инган), Китай	Красноцветная четвертичная глина	Каолинит, хлорит-вермикулит, гиббсит, гетит	С 1977 г. посадки сосны
Краснозем		КЧ	Субтропическая	Чаква, Западная Грузия	Кора выветривания андезито-базальтов	Каолинит, хлорит-вермикулит, гиббсит, гетит	Чайная плантация, около 40 лет

оксиды, которые маскируют процессы с участием органического вещества. Показано, что к таким почвам теория “иерархии почвенной структуры” не применима и агрегаты гомогенны [30]. Предложены следующие механизмы формирования агрегатов с участием оксидов: 1) электростатическое взаимодействие между положительно заряженными оксидами и преимущественно отрицательно заряженными поверхностями 1 : 1 глинистых минералов по типу минерал–минерал; 2) адсорбция органических молекул на поверхности оксидов; 3) формирование пленок оксидов на поверхности глинистых или первичных минералов [34]. Воронин [4] показал, что специфика важнейших физических и физико-химических свойств (суб)тропических почв обусловлена их обогащенностью устойчивыми ультрамикроагрегатами, формирующимися преимущественно по механизму (1).

Задачи данного исследования: 1) дать количественную оценку структуры (суб)тропических почв разного генезиса; 2) изучить состав и свойства водопрочных микро- и макроагрегатов; 3) изучить связь между водопрочностью и химическими свойствами и минералогическим составом почв.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В работе исследовали водопрочные агрегаты, выделенные из трех субтропических и тропической почвы (Грузия, Китай). Все почвы находятся в длительном интенсивном сельскохозяйственном использовании либо рекультивируются (табл. 1).

Для выделения водопрочных агрегатов использовали метод Саввинова [12], в соответствии

с которым агрегаты выделяются в 2 этапа. Сначала почвы были разделены на агрегаты методом сухого просеивания через набор сит с отверстиями 10, 7, 5, 3, 2, 1, 0.5 и 0.25 мм. Далее смешанная навеска почвы, составленная из различных фракций агрегатов в соответствии с их содержанием, подвергалась мокрому просеиванию через тот же набор сит.

Изучены следующие характеристики почв: гранулометрический состав пирофосфатным методом, органический углерод по Тюрину, состав обменных оснований уксусно-аммонийным методом, содержание несиликатных форм Fe и Al в оксалатной и дитионит-цитрат-бикарбонатной вытяжках. Минералогический состав илистой фракции (<2 мкм) почв исследовали методом рентгеновской дифрактометрии на установке ДРОН-3 (CuK α -излучение, Ni-фильтр). Изучены образцы в Mg форме, насыщенные этиленгликолем и прокаленные при температуре 350 и 550°C. Съемку Мессбауэровских спектров осуществляли при комнатной температуре на спектрометре МС-1101Е в режиме постоянных ускорений с использованием источника γ -квантов ^{57}Co в матрице хрома с активностью около 32 mCi. Изомерные сдвиги определяли относительно нитропрусида натрия. Отдельные образцы проанализированы при температуре жидкого азота, с целью получения информации о внутреннем эффективном магнитном поле (B_{hf}), которое зависит, в первую очередь, от размера частиц окислов железа и наличия изоморфных примесей. Измерения удельной магнитной восприимчивости проводились на приборе Kappabridge KLY-2.

Для водопрочных агрегатов изучено содержание С орг, состав обменных оснований, величина

Таблица 2. Основные свойства изученных почв

Почва	Об-разец	Гори-зонт	Глуби-на, см	рН вод-ный	С орг	CaCO ₃	<0.01 мм	Обменные катионы, мг-экв/100 г						Fe _d	Fe _o	Al _d
								Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	H ⁺	Al ³⁺	сумма			
Желто-коричневая	ЖК1	А пах	0–15	6.65	0.58	0	32.0	32.2	5.8	0.68	0	0	38.98	0.9	0.22	0.30
	ЖК4	С	264–300	7.35	0.1	0.3	36.0	37.2	6.6	1.08	0	0	45.18	1.5	0.13	0.39
Латосоль	ЛС1	А пах	0–16	5.3	1.75	0	67.0	0.8	1.2	0.01	0.60	2.7	5.47	10.8	0.19	0
	ЛС2	С	100–120	5.4	0.53	0	81.0	0.8	1.2	0	0	0	2.13	9.6	0.17	0
Краснозем (Ингтан)	КЗ1	Ah	0–16	5.6	0.74	0	41.0	1.6	1.6	0	0.20	9.60	13.13	3.4	0.13	0
	КЗ2	B	55–90	5.55	0.15	0	50.0	1.0	1.8	0.10	0.30	15.0	18.28	3.1	0.25	0
Краснозем (Чаква)	КЧ1	А пах	0–25	5.4	4.05	0	53.2	2.2	6.2	0.10	0.27	13.56	22.82	4.46	1.50	0.98
	КЧ2	С	150–160	4.5	0.34	0	30.2	1.0	1.8	0.17	0.30	15.79	19.22	8.09	1.64	1.09

магнитной восприимчивости, удельная поверхность. Определение химического состава почв и водонепроницаемых агрегатов выполнено с применением рентген-флуоресцентного анализатора “Спектроскан МАКС-GV” с использованием методики для определения содержания совокупностей макро- и микроэлементов в порошковых пробах почв.

Величину удельной поверхности рассчитывали по изотермам адсорбции и десорбции водяных паров с использованием уравнения БЭТ. Характер адсорбции–десорбции водяных паров изучали на образцах почв, высушенных в вакууме (около 10^{-5} гПа, $T = 378^\circ\text{K}$) до постоянной массы в течение 48 ч. Изотермы адсорбции водяных паров измеряли при $T = 293^\circ\text{K}$ с использованием метода вакуумного микробаланса [31]. В ходе измерения поддерживали постоянную (с точностью до 0.1°K) температуру. В работе использованы 15 уровней относительного давления в интервале от 0.05 до 0.96. Все измерения выполняли в 2–3 повторностях. Вариации между полученными значениями не превышали $\pm 5\%$ при самом низком давлении паров и $\pm 1\%$ – при самом высоком. Детально описание метода приведено ранее [2].

Для оценки водонепроницаемости структуры помимо процентного содержания макроагрегатов (>0.25 мм) рассчитывали величину средневзвешенного диаметра агрегатов и индекс агрегированности почвы. Средневзвешенный диаметр X определяется по уравнению [4]:

$$X = \sum_{i=1}^n x_i m_i,$$

где x_i – средний диаметр фракции агрегатов i -того размера; m_i – масса агрегатов этой фракции как часть общей массы взвешиваемого образца. Использованный индекс агрегированности W предложен сотрудниками Института агрофизики ПАН [21]. В основе его лежат “весовые величи-

ны” (Q_i), которыми наделены размерные фракции водонепроницаемых агрегатов в соответствии с их ролью в формировании агрономически ценной структуры почвы. В итоге предложены следующие величины: фракция >10 мм = 0; 10–7 мм = 1; 7–5 мм = 3; 5–3 мм = 8; 3–1 мм = 10; 1–0.5 мм = 5; 0.5–0.25 мм = 3; <0.25 мм = 0. Таким образом, максимальный вес дан фракциям 3–1 и 5–3 мм, а минимальный – фракциям >10 и <0.25 мм. Индекс агрегированности почвы определяется следующим уравнением:

$$W = \sum P_i Q_i,$$

где P_i – содержание фракции агрегатов i -того размера, а Q_i – ее “весовая величина”. Показано [21], что величина W может меняться в широких пределах от 0 до 1000, чем выше данная величина, тем лучше агрегатное состояние почвы.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Свойства почв. Свойства изученных почв даны в табл. 2. Желто-коричневая среднесуглинистая пылевато-песчаная почва (ЖК1 и ЖК4) характеризуется высокой емкостью катионного обмена и сравнительно низким содержанием свободных оксидов/гидроксидов железа. По данным Мессбауэровской спектроскопии, они представлены супердисперсными гетитом и гематитом с преобладанием гетита (отношение гематит/гетит составляет 0.2). В составе илстой фракции преобладает вермикулит. Присутствуют также слюда, каолинит, кварц (рис. 1А). Поведение вермикулита после прокаливании (неполное сокращение решетки, асимметрия 10 А рефлекса) свидетельствует о том, что данная фаза представляет собой вермикулит, в межслоевом пространстве которого присутствует незначительное количество молекул гидрооксидов (возможно, алюминия). Данная фаза может быть охарактеризована как смешанослой-

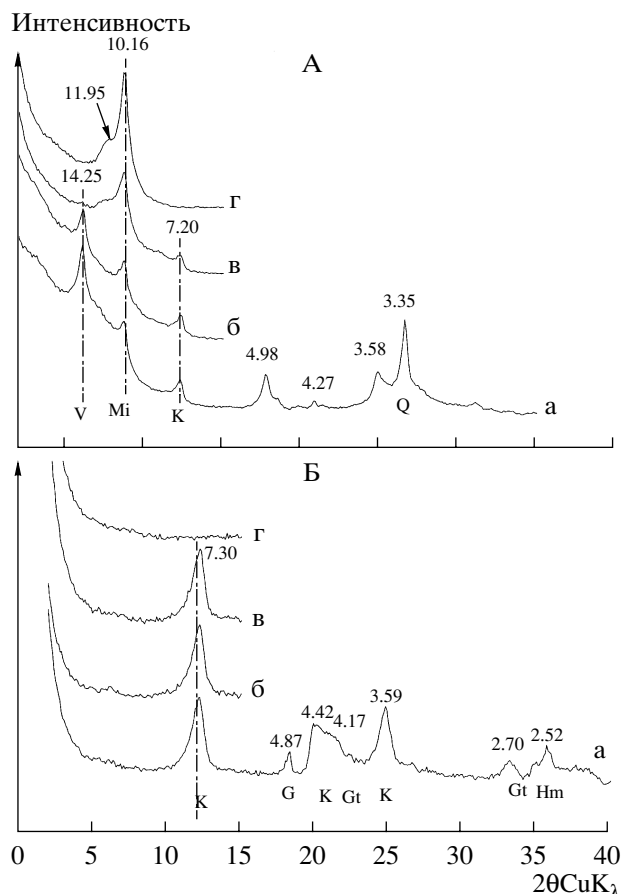


Рис. 1. Рентген-дифрактограммы илистой фракции (<2 мкм) изученных почв (гор. А): А – желто-коричневая почва; Б – латосоль. Обозначения здесь и на рис. 2: а – насыщенный Mg воздушно-сухой образец; б – насыщенный этиленгликолем; в – прокаленный при температуре 350°C; г – прокаленный при температуре 550°C. Межплоскостные расстояния даны в Å. Ch-V – смешанослойный хлорит-вермикулит; V – вермикулит; Mi – слюда; K – каолинит (метагаллуазит в латосоли); Q – кварц; G – гиббсит; Gt – гетит; Hm – гематит.

ный вермикулит-хлорит или хлоритизированный вермикулит.

Красные кислые почвы: латосоль (ЛС) и красные (КЗ и КЧ) – характеризуются низкой емкостью катионного обмена. Гранулометрический состав данных почв варьирует от тяжелой глины до среднего суглинка: ЛС1 – среднеглинистая, а ЛС2 – тяжелоглинистая иловатые; КЗ1 и КЗ2 – тяжелоуглинистые пылевато-иловатые; КЧ1 – легкоглинистая, КЧ2 – среднесуглинистая песчано-пылеватые [13]. Содержание свободных оксидов железа высокое, но изменяется в широких пределах: от 3 в КЗ до 12% в КЧ. Наличие этих минералов наделяет данные почвы (оксисоли) переменным (рН зависимым) зарядом поверхностей, что обуславливает специфику физико-химических свойств этих почв. В составе илистой

фракции ЛС преобладает минерал каолиновой группы – метагаллуазит и оксиды (гидроксиды) железа и алюминия – гетит, гематит и гиббсит. Для метагаллуазита в отличие от упорядоченного каолинита положение рефлекса (001) смещено к 7.30 Å, широкий асимметричный пик 4.4 Å имеет относительно высокую интенсивность, и пик 3.59 Å также интенсивный (рис. 1Б). Минералогический состав илистой фракции обоих красноземов идентичен. Помимо каолинита здесь содержится смешанослойный хлорит-вермикулит и гидроксиды – гиббсит и гетит (рис 2А, Б). В составе смешанослойного образования преобладает хлорит, что обеспечивает относительную устойчивость структуры данного образования при прокаливании.

В оксисолях основная часть оксидов железа (до 70%) – супердисперсна, с размерами кристаллов менее 8 нм для гематита и менее 15 нм – для гетита (при $T = 90^\circ\text{K}$, $V_{\text{hf}} = 51.4 \text{ T}$ и 45.5 T соответственно). Мессбауэровские спектры, полученные при комнатной температуре, свидетельствуют о присутствии в этих почвах гематита и с более крупными размерами частиц (больше 8 нм).

Содержание водопрочных агрегатов и показатели водопрочности структуры. Структура практически всех выбранных для изучения почв характеризуется высокой водоустойчивостью (табл. 3). Базируясь на классификации И.В. Кузнецовой (суммарное содержание агрегатов >0.25 мм при мокром просеивании), водопрочность ЛС и КЗ оценена как “отличная”, а КЧ – “избыточно высокая”. Водопрочность желто-коричневой почвы ниже остальных и оценена как “хорошая” для гор. А и “удовлетворительная” для почвообразующей породы [13]. Средневзвешенный диаметр водопрочного агрегата колеблется в пределах 0.2–2.4 мм, будучи минимальным для лёссовидного суглинка, на котором сформирована ЖК. Индекс агрегированности колеблется в очень широких пределах – 84–609, также будучи минимальным для ЖК. Полученные данные свидетельствуют, что показатели водопрочности агрегатов в оксисолях заметно превосходят таковые для ЖК. Причина, по нашему мнению, заключается в минералогическом составе этих почв и, как следствие, в преимущественном механизме формирования агрегатов в ходе взаимной коагуляции каолинита и оксидов [1]. Агрегаты такого состава характеризуются более высокой водопрочностью по сравнению с агрегатами, состоящими из 2 : 1 минералов, даже при низком (<1%) содержании в почве С орг [25].

Перечисленные показатели структурности почв для органогенных и минеральных горизонтов различаются, они выше для органогенных горизонтов по сравнению с минеральными горизонтами (ЖК) или равны им (КЧ и ЛС). Исключени-

Таблица 3. Агрегатный состав почв (мокрое просеивание) (%) и показатели водопрочности: средневзвешенный диаметр агрегата и величины индекса агрегированности (по [21])

Образец	Размер агрегатов, мм; состав, %							Средневзвешенный диаметр, мм	Индекс агрегированности
	7–5	5–3	3–2	2–1	1–0.5	0.5–0.25	<0.25		
ЖК1	4.1	4.2	2.6	11.2	16.7	17.8	43.4	0.89	320.8
ЖК4	0.0	0.0	0.0	0.4	3.9	20.2	75.5	0.21	84.1
ЛС1	17.1	10.4	6.9	12.8	13.9	12.8	26.1	1.99	439.4
ЛС2	1.6	6.2	8.0	18.8	15.9	15.3	34.2	1.05	447.8
КЗ1	10.2	7.3	7.5	14.4	18.4	15.7	26.5	1.54	447.1
КЗ2	10.4	11.6	9.1	19.9	17.1	13.8	18.1	1.82	540.9
КЧ1	17.1	16.2	9.9	17.3	21.1	7.6	10.8	2.38	581.5
КЧ2	0.0	5.0	9.6	26.2	33.6	14.3	11.3	1.15	609.0

ем является краснозем КЗ, где все предложенные показатели выше для минерального горизонта, что отражает деградацию почвенной структуры органогенного горизонта наряду с деградацией ее вещественного состава (в том числе и потерей С орг) [32, 40].

Для оценки связи между водопрочностью структуры и некоторыми физико-химическими свойствами почв использовался показатель содержания макроагрегатов. Для органогенных горизонтов почв можно говорить о существовании прямой зависимости между содержанием С орг в почве и содержанием макроагрегатов. Трудно сделать однозначный вывод о связи водопрочности с содержанием оксидов железа. Торрент [37] на примере почв Средиземноморья показал, что как несиликатное (Fe_d), так и аморфное железо (Fe_o) могут принимать участие в агрегации частиц разного размера (ила, пыли или песка). Отмечено [29], что роль оксидов железа в агрегации почв определяется не их количеством, а свойствами – минералогией, размерами кристаллов, морфологией, окристаллизованностью и др. Наряду со свободными оксидами железа, соединения Al могут вносить вклад в агрегированность. Существует мнение, что и оксалаторастворимые формы кремния принимают участие в агрегации частиц пыли и песка [33, 37]. Для изученных почв зависимостей между содержанием водопрочных агрегатов и содержанием свободных форм железа, алюминия, как и их суммы не выявлено. Однако для оксисолей отмечена хорошая положительная корреляция между содержанием макроагрегатов и обменным Al ($R^2 = 0.793$).

Наши предыдущие исследования [2, 18] показали, что изученные почвы принципиально различны по механизмам формирования первичных структурных единиц – микроагрегатов. А именно, основным фактором формирования микроагрегатов ЖК является свойства ее почвенно-по-

глощающего комплекса, которые определяются вермикулитовым минералогическим составом илистой фракции. В гумусовом горизонте определенная роль принадлежит органическому веществу. Определяющим механизмом формирования микроагрегатов оксисолей является взаимная коагуляция (электростатические явления) между отрицательно заряженными поверхностями глинистых минералов (преимущественно каолинита) и положительно заряженными частицами минералов оксидов/гидроксидов железа (алюминия). Показано [30, 35, 36], что данный механизм маскирует другие возможно существующие механизмы, в частности, взаимодействие между минеральными частицами и органическим веществом, что препятствует проявлению иерархии почвенной структуры, присущей почвам, обогащенным минералами 2 : 1.

Свойства водопрочных почвенных агрегатов. В табл. 4 даны свойства водопрочных агрегатов. На рис. 3А показано распределение С орг по фракциям водопрочных агрегатов, выделенных из гумусовых горизонтов изученных почв, а также данные для нерасчлененной почвы. За исключением ЛС отмечается обогащение макроагрегатов С орг по сравнению с почвой в целом и по сравнению с микроагрегатами. В случае ЛС содержание, С орг не зависит от размера водопрочных агрегатов и близко к его содержанию в нерасчлененной почве. Иначе представлены эти данные на рис. 3Б, где показано обогащение агрегатов разного размера, С орг по сравнению с нерасчлененной почвой, которое более ярко демонстрирует существование иерархии для агрегатов из ЖК, КЗ и КЧ. Полученный результат свидетельствует, что и в почвах, богатых оксидами, органическое вещество также принимает участие в стабилизации структуры при преобладании механизма взаимной коагуляции оксидов и каолинита. В случае ЛС можно предполо-

Таблица 4. Некоторые свойства водопрочных агрегатов и почв. Обозначения образцов даны в табл. 2

Образец	Размер агрегатов, мм	С орг, %	Обменные основания, мг-экв/100 г		Удельная поверхность*, м ² /г	Магнитная восприимчивость, ед. СИ × 10 ⁻⁸ м ³ /кг
			Ca ²⁺	Mg ²⁺		
ЖК1	>1	0.87	15.60	2.60	79.00	11.67
	1–0.5	0.60	16.40	2.80	74.88	12.09
	0.5–0.25	0.66	12.47	3.72	76.11	12.36
	<0.25	0.52	17.80	2.40	73.08	11.57
	Почва	0.58	32.20	5.80	77.62	12.60
ЖК4	>1		Нет			
	1–0.5	0.05	17.60	4.40	95.27	13.64
	0.5–0.25	0.07	13.44	4.20	85.85	14.79
	<0.25	0.15	22.00	4.00	65.64	14.25
	Почва	0.1	37.20	6.60	91.83	14.20
ЛС1	>1	1.66	2.20	1.00	74.85	102.22
	1–0.5	1.74	4.20	0.80	72.17	106.18
	0.5–0.25	1.66	4.40	0.80	68.41	98.29
	<0.25		Не опр.		57.98	94.58
	Почва	1.75	0.80	1.20	68.68	104.00
ЛС2	>1	0.47	2.60	1.40	62.97	54.04
	1–0.5	0.39	3.60	1.00	62.78	51.84
	0.5–0.25	0.47	3.80	1.40	62.33	54.68
	<0.25	0.47	14.87	4.92	48.24	50.64
	Почва	0.53	0.80	1.20	62.10	57.40
КЗ1	>1	1.08	3.00	1.00	53.58	25.45
	1–0.5	0.87	4.20	2.00	53.07	26.31
	0.5–0.25	0.68	6.00	1.40	53.37	26.91
	<0.25	0.66	8.00	1.80	45.48	27.00
	Почва	0.74	1.60	1.60	53.32	27.30
КЗ2	>1	0.21	2.80	1.80	58.59	27.11
	1–0.5	0.26	5.80	1.20	57.81	27.20
	0.5–0.25	0.26	5.20	3.00	58.22	28.40
	<0.25	0.20	7.73	2.54	49.41	26.79
	Почва	0.15	1.00	1.80	57.86	28.20
КЧ1	>1	4.88	5.60	2.80	Не опр.	66.71
	1–0.5	4.46	10.60	3.00	»	66.34
	0.5–0.25	4.01	8.07	2.87	»	66.14
	<0.25	3.59	20.80	5.25	»	69.04
	Почва	4.05	2.20	6.20	»	66.51
КЧ2	>1	0.34	5.60	2.60	»	65.06
	1–0.5	0.32	10.40	2.20	»	64.22
	0.5–0.25	0.34	11.60	4.40	»	62.63
	<0.25	0.34	21.46	5.55	»	54.35
	Почва	0.34	1.00	1.80	»	61.51

* Удельная поверхность рассчитана по изотермам десорбции водяных паров.

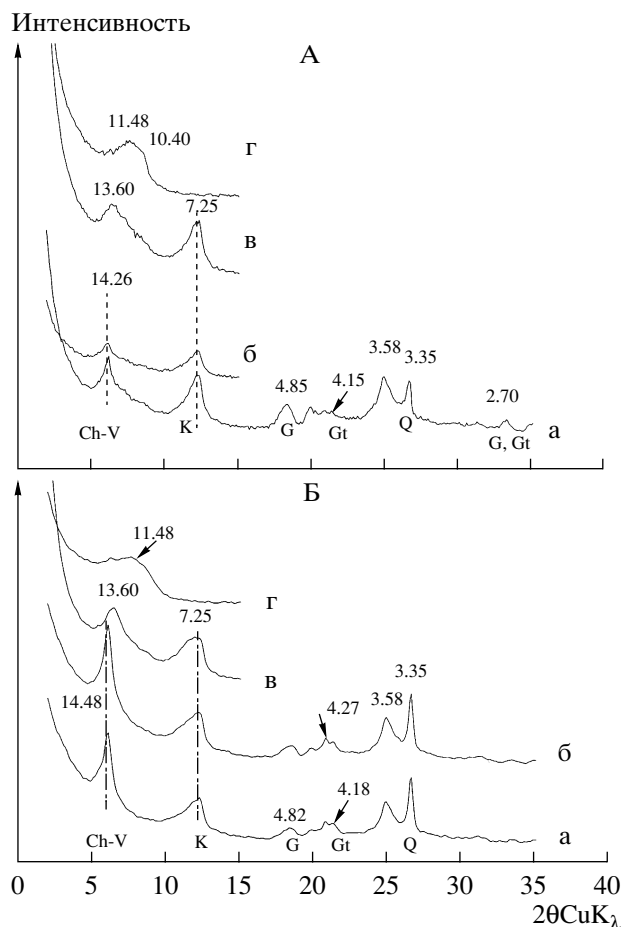


Рис. 2. Рентген-дифрактограммы илистой фракции (<2 мкм) изученных почв (гор. А): А – краснозем Инг-тан (КЗ); Б – краснозем Чаква (КЧ).

жить два состояния почвенного органического вещества: 1) адсорбированное на поверхности оксидов и каолинита; 2) комплексы с соединениями железа и алюминия. Второй вариант представляется более вероятным, учитывая кислую реакцию среды и фульватный тип гумуса [15].

Выступая в роли “кирпичей” при строительстве макроагрегатов, микроагрегаты (<0.25 мм) содержат меньше С орг. Другой причиной более низкого содержания здесь С орг является обогащение фракцией 0.25–0.05 мм (мелкого песка), состоящей в основном из кварца, который практически не закрепляет органические соединения [15].

Для подтверждения данного вывода приводим данные, полученные ранее для водопрочных агрегатов темно-каштановой почвы (с. Отказное, Ставропольский край), сформированной на лёссе. В отличие от обсуждаемых в данной работе (суб)тропических почв, темно-каштановая почва является целинной, что исключает влияние сельскохозяйственного использования на свойства агрегатов, в частности, на содержание и свойства

органического вещества [23, 35]. На рис. 4А показано, что фракция агрегатов <0.25 мм *неоднородна*: составляющая ее фракция 0.25–0.05 мм обогащена крупными (>0.05 мм) частицами. Распределение С орг по фракциям агрегатов также различается (рис. 4 Б). Оно минимально во фракции 0.25–0.05 мм и максимально в илистой фракции (<0.002 мм).

Свойства водопрочных агрегатов изученных почв демонстрируют ряд общих закономерностей (табл. 4). *Макроагрегаты* всех размеров мало различаются по величине удельной поверхности, которая близка нерасчлененной почве. Вместе с тем, для *микроагрегатов* (<0.25 мм) отмечено ее снижение. Известно, что величина удельной поверхности почв связана с гранулометрическим составом (содержанием тонкодисперсных фракций), содержанием органического вещества, минералогическим составом [2, 27]. Полученные данные говорят в пользу того, что первостепенное влияние на величину удельной поверхности агрегатов имеют гранулометрический и минералогический составы, а именно обогащение агрегатов <0.25 мм скелетными частицами размером >0.05 мм, которые представлены в первую очередь кварцем.

Величина магнитной восприимчивости, которая отражает общее содержание железосодержащих оксидов/гидроксидов (ферримagnetиков и парамагнетиков), минимальна для ЖК и на порядок выше для гор. А латосоли – ЛС1. Изученные почвы демонстрируют единую закономерность: величина магнитной восприимчивости агрегатов всех размеров мало отличается от почвы в целом. Для некоторых образцов микроагрегатов имеют минимальные значения χ . Таким образом, можно заключить, что оксиды железа относительно равномерно распределены по фракциям агрегатов.

Отдельно рассмотрим поведение обменных катионов. Для ЖК почвы отмечено уменьшение суммы обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} для агрегатов по сравнению с нерасчлененной почвой. Четкой закономерности между содержанием обменных катионов и размером агрегатов не прослеживается. Содержание обменных Ca^{2+} и Mg^{2+} в оксисолях ничтожно мало, что обусловлено преобладанием в их составе минералов группы каолинита. Водопрочные агрегаты всех размеров данных трех почв имеют большее количество суммы катионов по сравнению с нерасчлененной почвой. Максимальный прирост отмечен для микроагрегатов.

Химический состав водопрочных агрегатов подтверждает существование неоднородности в распределении состава и свойств, показанной выше. Отмечается разница в содержании ряда элементов между водопрочными агрегатами и нерасчлененной почвой, а также между макро- и микроагрегатами. Характер распределения химических

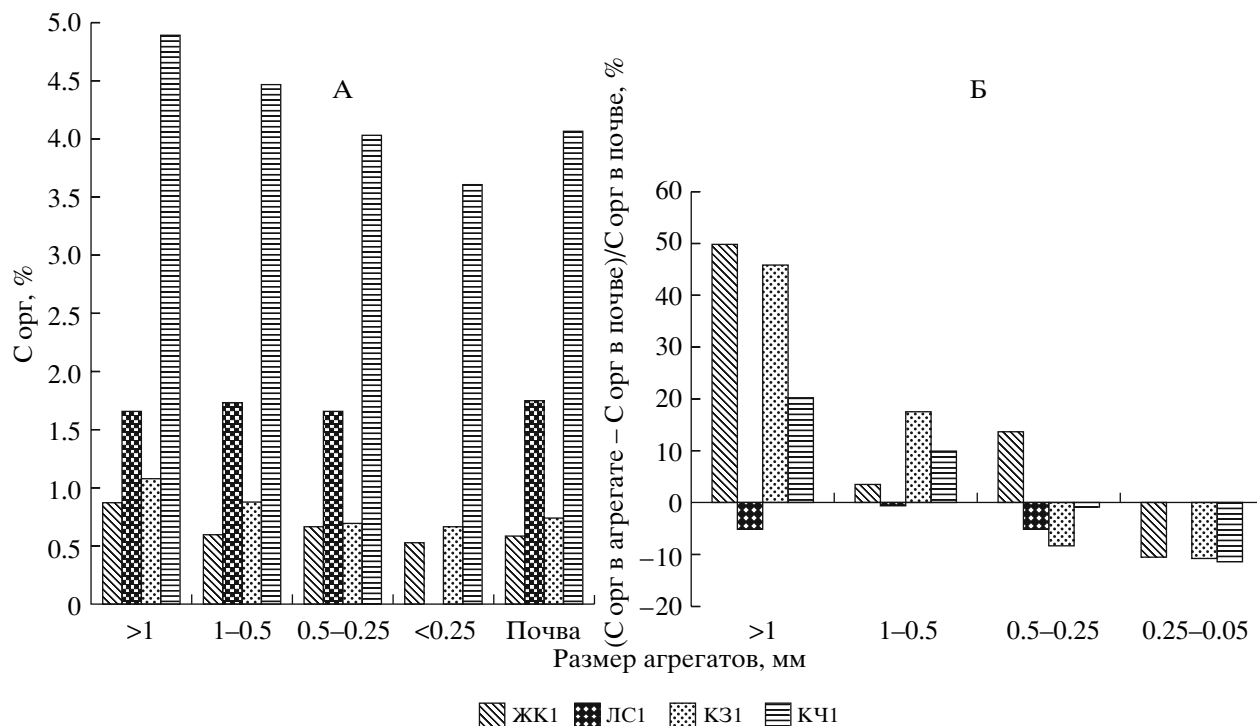


Рис. 3. Распределение органического углерода по фракциям водопрочных агрегатов: А – содержание С орг в водопрочных агрегатах разного размера, выделенных из органогенных горизонтов изученных почв; Б – разница содержания С орг между водопрочными агрегатами разного размера и нерасчлененной почвой, %. Обозначения почв см. в табл. 2.

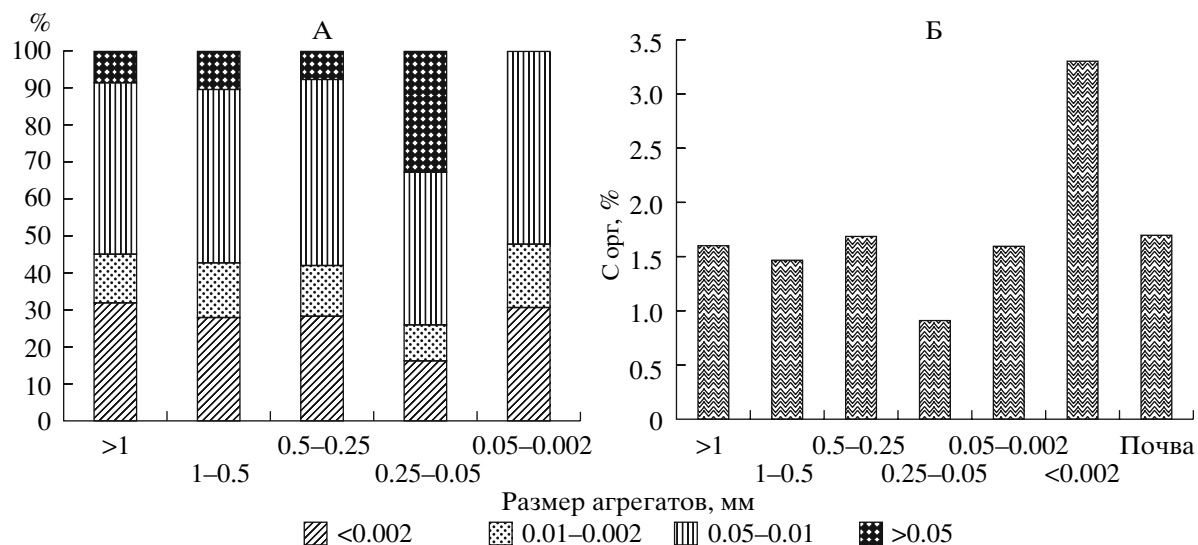


Рис. 4. Свойства водопрочных агрегатов, выделенных из целинной темно-каштановой почвы (Ставрополье): А – гранулометрический состав; Б – содержание органического углерода.

элементов по фракциям агрегатов, как правило, различается для органогенных горизонтов и почвообразующей породы. В качестве примера на рис. 5 приведены результаты, полученные для гор. А краснозема Чаквы. На графике показано обогащение (положительные величины), либо обеднение (отрицательные величины) агрегатов разного размера по сравнению с нерасчлененной почвой.

Для данного конкретного случая получено обогащение макроагрегатов Al, Si, Mn и Fe (рис. 5А). Прослеживается также связь между содержанием некоторых элементов и размером агрегатов. Статистическая обработка (Statistica) всех полученных результатов ($n = 29$) показала наилучшие корреляции для Mn ($R^2 = 0.42$). Расчеты для ЖК почвы показали, что размер агрегатов наилучшим образом

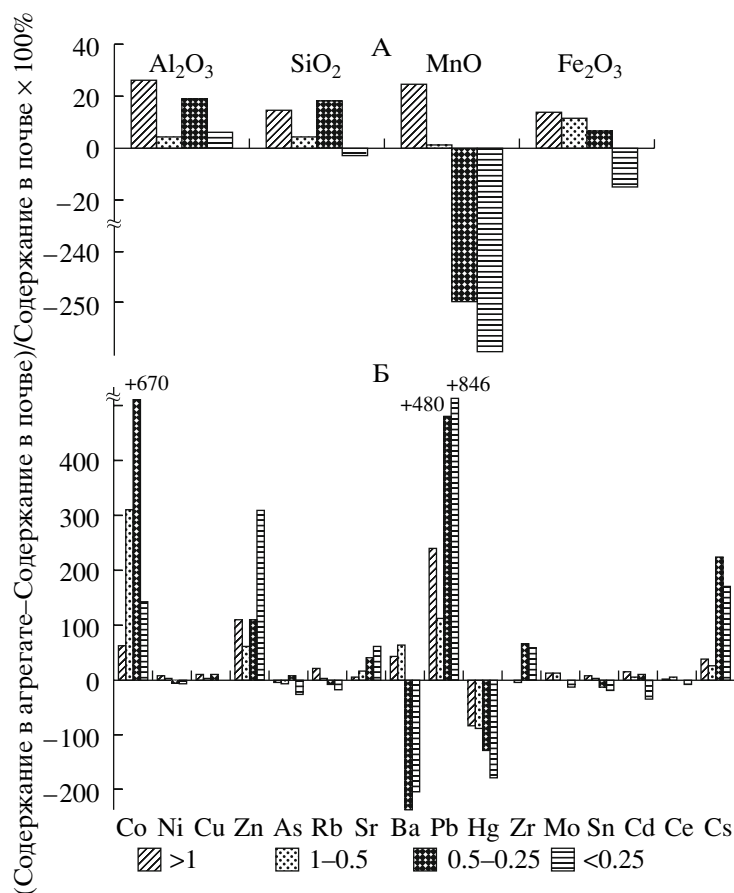


Рис. 5. Химический состав водопрочных агрегатов разного размера, выделенных из гор. А – краснозема Чаква: А – разницы в содержании некоторых химических элементов между водопрочными агрегатами разного размера и нерасчетной почвой; Б – то же для тяжелых металлов и микроэлементов.

связан с содержанием в них Al ($R^2 = 0.55$). Для оксидов наилучший результат получен для Mn ($R^2 = 0.54$). Таким образом, можно предположить, что в формировании макроагрегатов в данных почвах участие принимают соединения алюминия и марганца. Участие оксидов Al в формировании как микро-, так и макроагрегатов ранее обнаружено для почв Нигерии и Китая [24, 26, 28], а обменного Al в формировании макроагрегатов в почвах Австралии [39].

Неоднородность в распределении элементов между структурными отдельностями еще более выражена для некоторых тяжелых металлов (Pb, Zn, Co, Cd) и Cs (рис. 5Б). Так, содержание Pb в валовых образцах почв находится в пределах $1-2 \times 10^{-3}$, в то время как в агрегатах оно составляет $2-12 \times 10^{-3}$ вес. %. Для Zn величины составляют $6-12 \times 10^{-3}$ для почвы и $7-34 \times 10^{-3}$ вес. % для агрегатов. Для Cs $1-5 \times 10^{-4}$ для почвы и $2-20 \times 10^{-4}$ вес. % для агрегатов. Напротив, агрегаты всех почв обеднены Mo и Hg. Содержание перечисленных элементов в валовых образцах почв идентично для органогенных горизонтов и почвообразующей породы. Содержание Zn хорошо коррелирует с содержанием Pb ($R^2 = 0.88$). Оба эти факта говорят в пользу скорее

литогенного происхождения перечисленных элементов [11]. Содержание этих элементов, как правило, выше в микроагрегатах. Наилучшая обратная зависимость между содержанием элемента и размером агрегатов обнаружена для Zn ($R^2 = -0.54$).

Статистическая обработка результатов не показала зависимости между содержанием в агрегатах тяжелых металлов и С орг, содержания Fe. Вместе с тем, обнаружены неплохие корреляции между содержанием в агрегатах Mn и Pb ($R^2 = 0.74$), а также Mn и Zn ($R^2 = 0.51$). Для органогенных горизонтов отмечена зависимость между содержанием свинца и фосфора ($R^2 = 0.55$). Но наилучшим признаком, который контролирует с содержанием тяжелых металлов в агрегатах, является сумма обменных катионов. Для свинца и цинка $R^2 = 0.81$, для Cs $R^2 = 0.57$. Глазовская [6] в качестве геохимических факторов, которые коррелирует накопление в почвах свинца, отмечает pH, гранулометрический состав, подвижный фосфор, С орг, аморфные гидроксиды железа и марганца. Коробова с соавт. [8], изучившие распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям, показали, что Cs концентрируется в илстой фракции и связан,

в первую очередь, с высокодисперсными минералами, а не с С орг.

В изученных почвах субтропического (тропического) поясов с величиной атмосферных осадков 800–2000 мм/год обеднению межагрегатного пространства металлами способствуют вынос элементов с неагрегированной частью ила, адсорбция катионогенных элементов на поверхностях структурных отдельностей (агрегатов) и, возможно, катионный обмен. Поверхности агрегатов выполняют роль сорбционных геохимических барьеров [11]. Подвижности таких элементов как Pb, Zn и Cd благоприятствует низкий pH большинства изученных почв. Возможно, однако, что концентрирование элементов имело место уже на стадии формирования агрегатов. Перечисленные процессы не влияют на судьбу Mo – мало подвижного в кислых условиях [11].

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Базируясь на трех показателях водопрочности структуры (содержании водопрочных макроагрегатов, средневзвешенном диаметре агрегатов и индексе агрегированности), можно заключить, что желто-коричневая почва характеризуется наименее водопрочной структурой. Для нее отмечена большая разница между водопрочностью органо-генного горизонта и почвообразующей породы. Структура оксисолей существенно более водопрочна и сравнима для органо-генного и минерального горизонтов. Причина этих различий заключается в минералогическом составе почв и, как следствие, в преимущественном механизме формирования микроагрегатов. В желто-коричневой почве они формируются в процессе коагуляции вермикулита и иллита при высоком содержании Ca^{2+} в составе ППК (минерал– Ca^{2+} –минерал). В органо-генном горизонте ЖК структурными единицами могут выступать (минерал– Ca^{2+} –органическое вещество) и (органическое вещество– Ca^{2+} –органическое вещество) в соответствии с теорией Эдвардса и Бремнера [22]. Определяющим механизмом формирования микроагрегатов в изученных оксисолях является взаимная коагуляция (электростатические явления) между преимущественно отрицательно заряженными поверхностями глинистых минералов (минералы группы каолинита) и положительно заряженными частицами минералов оксидов/гидроксидов железа, алюминия, марганца [1]. В этом случае даже в отсутствии С орг формируется высокопрочная структура.

Для трех субтропических почв (ЖК, КЗ и КЧ) отмечается обогащение макроагрегатов органическим углеродом по сравнению с микроагрегатами. Таким образом, вопреки существующему мнению, к трем из четырех изученных (суб)тропических почв применима теория иерархии агрегатов, основанная на содержании в агрегатах

С орг [36]. Исключение составляет глубоководная ветрелая тропическая почва (ЛС), для которой органическое вещество равномерно распределено по фракциям агрегатов. Полагаем, что оно либо адсорбировано на поверхности оксидов и каолинита, либо формирует комплексы с соединениями железа и алюминия. В работе Сю и Джи [38] показано, что в органо-генных горизонтах кислых почв Китая от 8 до 69% свободного алюминия может содержаться в виде комплексов с органическим веществом.

В оксисолях (ЛС, КЗ, КЧ) водопрочные агрегаты характеризуются приростом суммы обменных оснований по сравнению с нерасчлененной почвой, причем этот прирост выше в микроагрегатах. Данная тенденция отмечена как для органо-генного, так и минерального горизонтов. Мы полагаем, что вправе говорить о существовании иерархии структуры оксисолей, показателем которой является обменный комплекс. Отмеченная закономерность может быть объяснена адсорбцией гидроксидов на поверхности слоистых силикатов, что может приводить к уменьшению емкости катионного обмена [20]. Максимальное уменьшение емкости катионного обмена отмечается для крупных макроагрегатов. Этот факт, наряду с данными, представленными на рис. 5 А, а также полученные хорошие положительные корреляции между содержанием макроагрегатов и обменным Al, является дополнительным свидетельством участия соединений Al и Mn в формировании макроагрегатов.

Структура почв контролирует поведение микроэлементов: тяжелых металлов, редкоземельных элементов и др. Водопрочные агрегаты, выступая в роли сорбционных геохимических барьеров, способны аккумулировать элементы до концентраций, в 5 и более раз превышающих их содержание в почве. Отмеченные закономерности состава и свойств водопрочных агрегатов свидетельствуют в пользу их физико-химической природы скорее, чем механической.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексеева Т.В. Микроструктурная организация почв и факторы ее формирования // Почвоведение. 2007. № 6. С. 721–732.
2. Алексеева Т.В., Алексеев А.О., Соколовская З., Хайнос М. Связь между минералогическим составом и свойствами поверхности почв // Почвоведение. 1999. № 5. С. 604–613.
3. Антипов-Каратаев И.Н., Келлерман В.В., Хан Д.В. О почвенном агрегате и методах его исследования. М.–Л.: Изд-во АН СССР, 1948. 81 с.
4. Воронин А.Д. Основы физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. 244 с.
5. Гедройц К.К. К вопросу о почвенной структуре и сельскохозяйственном ее значении. Изв. Гос. Ин-

- ститута опытной агрономии. 1926. Т. IV. № 3. С. 117–127.
6. Глазовская М.А. Критерии классификации почв по опасности загрязнения свинцом // Почвоведение. 1994. № 4. С. 110–120.
 7. Иванов И.В. Организация почвенных систем // Почвоведение: история, социология, методология. М.: Наука, 2005. С. 236–243.
 8. Коробова Е.М., Чижикова Н.П., Линник В.Г. Распределение ^{137}Cs по гранулометрическим фракциям в профиле аллювиальных почв поймы р. Ипуть и ее притока р. Булдынка (Брянская область) // Почвоведение. 2007. № 4. С. 404–417.
 9. Костычев П.А. Обработка и удобрение чернозема // Сб. статей П. Костычева. СПб., 1892. 196 с.
 10. Милановский Е.Ю., Шеин Е.В. Функциональная роль амфифильных компонентов гумусовых веществ в процессах гумусо-структурообразования и генезисе почв // Почвоведение. 2002. № 10. С. 1201–1213.
 11. Перельман А.И. Геохимия. М.: Высшая школа, 1989. 528 с.
 12. Саввинов Н.И. Структура почвы и ее прочность на целине, перелог и старопахотных участках / Под ред. В.Р. Вильямса. М.: Сельколхозгиз, 1931. 46 с.
 13. Теории и методы физики почв. Коллективная монография / Под ред. Е.В. Шеина, Л.О. Карпачевского. М.: Гриф и К, 2007. 616 с.
 14. Тюлин А.Ф. Вопросы почвенной структуры. II. Агрегатный анализ как подсобный метод для оценки реальной структуры почвы // Результаты работ Агрохимического отдела Предуральской (Пермской) опытной станции по льну. Пермь, 1928. Вып 2. 156 с.
 15. Хан Д.В. Органо-минеральные соединения и структура почвы. М.: Наука, 1969. 140 с.
 16. Шеин Е.В. Курс физики почв. М.: Изд-во Моск. ун-та, 2005. 430 с.
 17. Шинкарев А.А., Перепелкина Е.Б. Содержание и состав гумусовых веществ в водопрочных агрегатах темно-серой лесной почвы // Почвоведение. 1997. № 2. С. 165–172.
 18. Alekseeva T., Alekseev A. Factors influencing the structural stability of three contrasting soils of China // Catena. 1999. V. 38. P. 45–64.
 19. Brewer R. Fabric and mineral analysis of soils. New York–London–Sydney: John Wiley and Sons, 1964. 470 p.
 20. Dixon J.B. Kaolin and serpentine group minerals. In: Minerals in soil environment / Eds. J.B. Dixon, S.B. Weed. 1989. P. 467–525.
 21. Dobrzanski B., Witkowska B., Walczak R. Soil aggregation and water stability index // Polish J. Soil Sci. 1975. V. VIII. № 1. P. 3–8.
 22. Edwards A.P., Bremner J.M. Microaggregates in soils // J. Soil Science. 1967. V. 18. P. 64–73.
 23. Elliott E.T. Aggregate structure and carbon, nitrogen and phosphorous in native and cultivated soils // Soil Sci. Soc. America J. 1986. V. 50. P. 627–633.
 24. Igwe C., Stahr K. Water-stable aggregates of flooded Inceptisols from south-eastern Nigeria in relation to mineralogy and chemical properties // Australian J. of Soil Research. 2004. V. 42. P. 171–179.
 25. Krishna-Murti G.S.R., Singh G., Rengasamy P. The nature of soil clays and the stability of microaggregates // Australian J. of Soil Research. 1977. V. 15. P. 115–119.
 26. Li Z.-X., Cai C.-F., Shi Z.-H., Wang T.-W. Aggregate stability and its relationship with some chemical properties of red soils in subtropical China // Pedosphere. 2005. V. 15(1). P. 129–136.
 27. Martel Y.A., De Kimpe C.R., Laverdiere M.R. Cation-exchange capacity of clay rich soils in relation to organic matter, mineral composition, and surface area // Soil Sci. Soc. Am. J. 1978. V. 42. № 5. P. 764–767.
 28. Mbagwu J.S.C. and Schwertmann U. Some factors affecting clay dispersion and aggregate stability in selected soils of Nigeria // Int. Agrophysics. 2006. V. 20. P. 23–30.
 29. Muggler C.C., Buurman P., Pape Th. Laser grain-size determination in soil genetic studies. 2. Clay content, clay formation, and aggregation in some Brazilian oxisols // Soil Science. 1997. 162. P. 219–228.
 30. Oades J.M., Waters A.G. Aggregate hierarchy in soils // Australian J. of Soil Research. 1991. V. 29. P. 815–828.
 31. Paterson E., Stawinski J. The use of a vacuum microbalance in the investigation of the kinetics of water vapour adsorption on soil components // Polish J. Soil Sci. 1979. V. 12. P. 105–111.
 32. Peng X., Zhang B., Zhao Q., Horn R., Hallett P.D. Influence of types of restorative vegetation on the wetting properties of aggregates in a severely degraded clayey Ultisol in subtropical China // Geoderma. 2003. V. 115. P. 313–324.
 33. Pinheiro-Dick D. and Schwertmann U. Microaggregates from oxisols and inceptisols: dispersion through selective dissolution and physicochemical treatments // Geoderma. 1996. V. 74. P. 49–63.
 34. Six J., Bossuyt H., Degryze S., Denef K. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota and soil organic matter dynamics // Soil and Tillage Research. 2004. V. 79. P. 7–31.
 35. Six J., Elliott E.T., Paustian K., Doran J.W. Aggregation and soil organic matter accumulation in cultivated and native grassland soils // Soil Sci. Soc. America J. 1998. V. 62. P. 1367–1377.
 36. Tisdall J.M., Oades J.M. Organic matter and water-stable aggregates in soils // J. Soil Science. 1982. V. 33. P. 141–163.
 37. Torrent J. Iron oxides in Mediterranean soils: Properties and influences on soil behaviour // 15th World Congress of Soil Science. Acapulco, Mexico, 1994. V. 8a. P. 2–14.
 38. Xu R.K. and Ji G.L. The chemical species of aluminum ions in acid soils // Pedosphere. 1998. V. 8(2). P. 127–133.
 39. Yamaguchi T., Takei T., Wong M.T.F., Gilkes R.J., Swift R.S. Effect of humic acid, sodium, and calcium additions on the formation of water-stable aggregates in Western Australian wheatbelt soils // Australian J. of Soil Research. 2004. V. 42. P. 435–439.
 40. Zhao Q.-G., Gong Z.-T., Hou C.-Q., Zou G.-C. Ferralitic soils. Institute of Soil Science Academia Sinica. Soil Research Report 15. 1986. 32 p.

БИОЛОГИЯ ПОЧВ

УДК 631.46

СТРУКТУРА ГЕТЕРОТРОФНОГО БЛОКА БАКТЕРИЙ В ТУНДРОВЫХ ПОЧВАХ ПОЛУОСТРОВА ЯМАЛ

© 2009 г. О. С. Кухаренко, Т. Г. Добровольская, А. В. Головченко,
А. Л. Степанов, Г. В. Матышак

Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы

e-mail: soilbac@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 15.10.2007 г.

Исследованные тундровые криогенные почвы п-ва Ямал характеризуются высоким пулом (запасом) прокариотных микроорганизмов, характерным для экосистем, в которых условия для протекания микробиологических процессов оказываются неблагоприятными. Уменьшение температуры культивирования с 20 до 5°C не оказало влияния на численность бактерий и показатели таксономической структуры. В составе бактериальных сообществ исследуемых криогенных почв доминируют психротолерантные грамотрицательные бактерии, представленные олиготрофами и копиотрофами. Среди бактерий гидролитического блока при культивировании на средах выделялись только бациллы. Видовой спектр рода *Bacillus* определялся способностью к росту при низких температурах. Бактерии, выделенные из криогенных почв, обладали высокой нитрогеназной активностью, причем она увеличивалась при понижении температуры культивирования. Это свидетельствует о том, что большинство бактерий, обитающих в почвах тундры, приспособилось к функционированию при низких температурах.

ВВЕДЕНИЕ

Масштабы распространения заболоченных почв северных регионов России определяют их существенное участие в глобальных циклах биогенных элементов, в первую очередь, углерода и азота. Сочетание факторов почвообразования в Западной Сибири очень сложное, совершенно отличное от условий Русской равнины, так как происхождение и развитие почв в сильной степени зависит от почвенного криогенеза. Для почв пятнистой тундры отмечается наличие второго максимума численности микроорганизмов в надмерзлотном горизонте нижней части почвенного профиля [7]. Что касается доминирования тех или иных групп бактерий в почвах тундр, то данные разных авторов весьма противоречивы. В работах одних исследователей сообщается о преобладании спорных бактерий [7], другие же исследователи считают, что основным компонентом бактериальных ценозов тундровых почв являются коринеподобные бактерии [12, 13]. По-видимому, решение вопроса о преобладании тех или иных бактерий возможно лишь при учете специфики почв тундры, заключающейся в неоднородности почвенного покрова. Так, в результате изучения таксономического состава бактерий в почвах Западного Таймыра [7] показано, что спорообразующие бактерии являются преобладающей группировкой в тех элементах рельефа или горизонтах, где присутствует органическое вещество

(верхние горизонты перегнойно-глеевой и торфянистой почв, моховой покров, корка лишайников). К более олиготрофным местообитаниям (поверхность голого пятна, глеевые горизонты, порода) приурочены коринеподобные бактерии, среди которых доминирует артробактер. Работами финских микробиологов [15], применивших молекулярно-биологические методы для определения бактерий, выделенных из различных экосистем Финляндии (в том числе и арктической тундры), установлено, что среди изолятов преобладали грамотрицательные психротолерантные формы бактерий, которые обладали протеазной и липазной активностью при температуре 5°C. Наиболее часто выделялись представители рода *Pseudomonas*. Известно так же о нахождении метанотрофных и олиготрофных бактерий в тундровых почвах, способных развиваться при температуре менее 10°C [2].

Целями настоящей работы явилось определение таксономической структуры и численности сапротрофного комплекса бактерий в криогенных почвах Ямала, а также оценка влияния температуры культивирования на эти показатели.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Образцы почв отбирали в 2006 г. со следующих участков типичной тундры (центральный Ямал):

1. Криозема грубогумусового типичного [5] в пределах бугорковой кустарничково-травяной тундры, верхняя часть склона. Почвенный профиль мох–О–А–Bhf–BC–C (со 100 см мерзлота), pH от 5.5 до 7.

2. Торфяно-глеезема типичного в пределах нано-полигональной мохово-кустарничково-травяной тундры, водораздел. Почвенный профиль О–Т1–Тпогр–BC–G–C (с 53 см мерзлота), pH от 4.5 до 8.

3. Торфяно-криозема типичного в пределах мохово-кустарничково-травяной тундры, водораздел. Почвенный профиль мох–О–Т1–BCg, pH от 4 до 7. Температуры слоя 0–10 см колебались в пределах 4–6°C, 25–50 см – 2–3°C, 80–100 см – 0.2–1°C.

4. Образец из вечномерзлой минеральной породы (супеси) с высоким содержанием органического вещества растительного происхождения (торфа). Отобран с глубины более 2 м в только что образовавшейся в результате схождения оползня стенке обрыва. Возраст 2–5 тыс. лет. Мощность горизонта от 0.5 до 1.5 м. Сверху он перекрыт слоем супеси около 1 м, на котором уже развиваются современные почвы (торфяно-глееземы и др.).

Субстраты анализировались в пространственно-сукцессионном ряду: живые части растений (листья, стебли) – их отмирающие части (очес) – почвенные горизонты. Навески образцов (1 г) переносили в колбы со 100 мл стерильной воды, суспензии обрабатывали на ультразвуковом диспергаторе УЗДН-1 (22 кГц; 0.44 А; 2 мин). Для учета количества бактерий использовали модифицированную глюкозо-пептонно-дрожжевую среду [8]. Для ингибирования грибов в среду добавляли 50 мг нистатина на 0.5 л среды. Посев проводили в 5-кратной повторности из экспериментально подбираемых разведений. Чашки Петри инкубировали при комнатной температуре и в холодильнике при температуре 5°C. Подсчитывали суммарное число колоний, выросших на данной среде, на основании чего определяли численность бактерий, которую выражали количеством колониеобразующих единиц (**КОЕ**) на 1 г почвы. Проводили дифференцированный учет колоний бактерий разных таксономических групп. Для этого первоначально на каждой чашке выделяли макроморфологические типы колоний и подсчитывали количество колоний каждого типа. Основных представителей выделяли в чистую культуру. Идентификацию выделенных штаммов до рода проводили на основании морфологических, культуральных и хемотаксономических признаков, используя определители [8, 11]. При определении факультативно-анаэробных бактерий использовали также “Диагностические системы” (набор

готовых реактивов для проведения теста по использованию разных субстратов).

Общее количество бактерий определяли с помощью метода люминесцентной микроскопии. Препараты готовили по стандартной методике [9]. Суспензии образцов почвы наносили микропипеткой на тщательно обезжиренные предметные стекла (0.01 мл на препарат для бактерий) и равномерно распределяли петлей на площади 4 см². Фиксирование препаратов над пламенем горелки проводили после полного их высыхания. Препараты окрашивали раствором акридина оранжевого (1 : 10000) в течение 2–3 мин.

Нитрогеназная активность измерялась в соответствии с методами, рекомендованными Степановым и Лысак [14]. Навески по 5 г почвы помещали в пенициллиновые флаконы, вносили 0.2% глюкозы (от веса абсолютно сухой почвы) и увлажняли стерильной водой до влажности 60% полной влагоемкости. Флаконы закрывали пробками и оставляли в термостате при температуре 20°C и в холодильнике при 5°C. Через сутки инкубации вводили в каждый флакон по 0.5 мл ацетилена. Через час из каждого флакона отбирали газовую пробу в 0.5 мл и вводили ее в газовый хроматограф. В параллельной навеске проводили контрольное определение на неспецифическое выделение этилена, для чего флакон с почвой инкубировали без введения ацетилена.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Численность бактерий в почвах типичной тундры, определенная прямым люминесцентно-микроскопическим методом, оказалась очень высокой. Она колебалась от 10⁹ до 10¹¹ кл./г, то есть составляла миллиарды–десятки миллиардов клеток в одном грамме почвы. Полученные показатели практически соответствуют результатам прямого определения бактерий в почвах лесотундры и северной тайги [3]. Это связано с тем, что в почвах всегда имеется избыточный пул (запас) микробов, не обеспеченных органическим веществом и другими элементами питания. В природных условиях пул микроорганизмов особенно увеличивается в тех экосистемах, в которых условия для протекания микробиологических процессов оказываются неблагоприятными, в том числе и в почвах тундры [4]. Плотность бактериальных популяций в исследуемых почвах незначительно менялась по профилю. Так, в криоземе количество бактерий во мхе составило 10¹⁰ кл./г, вниз по профилю оно уменьшалось до 10⁹ кл./г (рис. 1). В торфяно-глееземе и торфяно-криоземе максимальная численность зафиксирована в торфяном горизонте – 10¹¹ и 10¹⁰ кл./г соответственно.

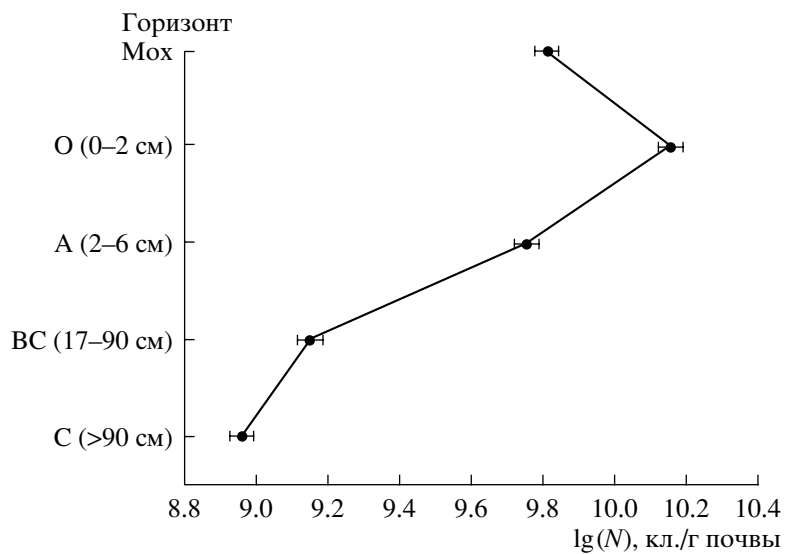


Рис. 1. Численность бактерий в криоземе, определенная прямым люминесцентно-микроскопическим методом.

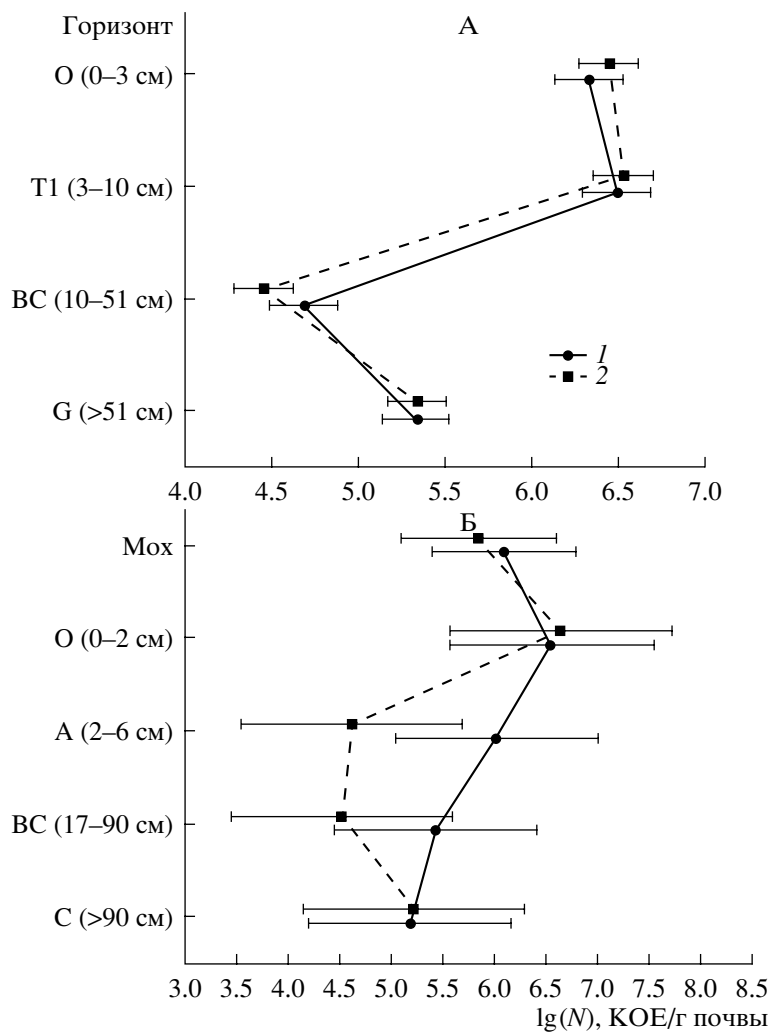


Рис. 2. Численность бактерий в торфяно-глееземе (А) и в криоземе (Б), определенная методом посева при разных температурах: 1 – при 20°C, 2 – при 5°C.

Бактериальное разнообразие в разных типах тундровых почв п-ва Ямал

Почва	Горизонт	Глубина, см	Индекс Шеннона	
			20°C	5°C
Погребенный торфяной горизонт			0.8	2.0
Криозем	Мох		2.1	2.2
	O	0–2	1.0	0.0
	A	2–6	0.9	1.4
	BC	17–90	0.8	1.5
	C	>90	0.1	0.0
Торфяно-глеезем	O	0–3	1.0	1.5
	T1	3–10	1.2	0.8
	BC	10–51	1.7	1.2
	G	>51	1.5	0.9
Торфяно-криозем	Мох		2.0	1.6
	O	0–2	0.3	1.5
	T1	2–8	0.9	0.4
	BCg	8–42	0.0	1.1

Примечание. Жирным шрифтом выделены максимальные значения для каждого типа почв.

С глубиной происходило постепенное уменьшение численности бактерий на порядок.

Количество бактерий, определенное методом посева, во всех исследованных почвах тундры колебалось от 10^4 до 10^6 КОЕ/г (рис. 2). Закономерности в распределении бактерий по профилю аналогичны таковым, выявленным при анализе численности бактерий по прямому методу, то есть наблюдали постепенное уменьшение плотности бактериальных популяций с глубиной. Однако в самом нижнем гор. С торфяно-глезема и криозема происходило увеличение численности бактерий на порядок. Такой эффект можно объяснить

вымыванием веществ из верхних горизонтов и накоплением их над горизонтом мерзлоты. Это так называемый горизонт ретинации, в котором происходит аккумуляция, как веществ, так и микроорганизмов [7]. Уменьшение температуры культивирования с 20 до 5°C не оказало влияния на показатели численности бактерий и их распределение по профилю. Это свидетельствует о том, что большинство бактерий, обитающих в исследованных почвах тундры, является психротолерантным. Они приспособились к существованию при низких температурах.

В исследованных криогенных почвах общее бактериальное разнообразие было невысоким. Показатели индекса Шеннона колебались от 0.11 до 0.8–1.2 битов, доходя до 2 в сфагномах, покрывающих поверхность почв типичной тундры (таблица). Таким образом, максимальным бактериальным разнообразием отличались наземные растительные субстраты, представленные мхами и лишайниками. Следует отметить, что в почвенных горизонтах криозема и погребенном торфяном горизонте бактериальное разнообразие было выше, когда оно учитывалось при низкой температуре культивирования.

Поскольку в напочвенном покрове преобладали мхи и лишайники, расположенные в виде куртин, следует начать анализ таксономического состава с этих растений (рис. 3). Основным доминантом в сфагнуме являлись бациллы (более 50%), в качестве субдоминантов были выявлены факультативно-анаэробные протеобактерии (*Aeromonas* и *Klebsiella*) и аэробные бактерии родов *Aquaspirillum* и *Comamonas*. В качестве минорных компонентов встречались родококки и миксобактерии, а также бактерии группы *Flavobacterium-Cytophaga*. В лишайнике сообщество было более выровненным. Преобладали микрококки и миксобактерии, в группу среднего обилия входили бактерии родов: *Aquaspirillum* и *Comamonas*, олиготрофные

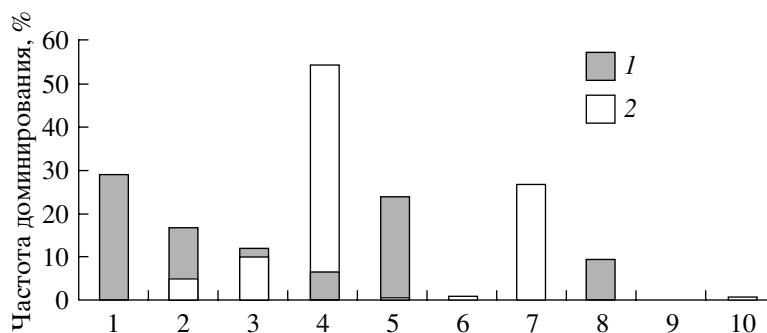


Рис. 3. Таксономический состав бактерий в лишайниках и мхах: 1 – *Micrococcus*, 2 – *Comamonas*, 3 – *Aquaspirillum*, 4 – *Bacillus*, 5 – *Mycobacteriales*, 6 – *Flavobacterium-Cytophaga*, 7 – *Proteobacteria* (факультативно-анаэробные), 8 – *Proteobacteria* (олиготрофные), 9 – *Arthrobacter*, 10 – *Rhodococcus*. 1 – лишайник, 2 – мох.

протеобактерии. Бациллы были минорным компонентом.

В почвенных горизонтах спектр бактериальных таксонов был значительно уже по сравнению с наземными субстратами. Структура бактериальных комплексов была монодоминантной. Спектр доминантов почв типичной тундры включал 9 таксонов, из них 7 представлены грамотрицательными бактериями и 2 – грамположительными (бациллы и артробактер). Бактерии родов *Xanthobacter* и *Beijerinckia* выявлены только при низкой температуре культивирования (рис. 4).

Всего из почв тундры удалось выделить представителей 18 бактериальных таксонов: *Aquaspirillum*, *Mycobacteriales*, *Comamonas*, *Cytophaga*, *Caulobacter vibrioides*, *Pseudomonas*, *Janthinobacterium*, *Methylobacterium*, олиготрофные протеобактерии, *Flavobacterium*, *Alcaligenes*, *Xanthobacter*, *Beijerinckia*, *Bacillus*, *Arthrobacter*, *Rhodococcus*, *Curtobacterium*, *Micrococcus*. Следует отметить, что бактерии всех вышеперечисленных таксонов выделялись как при комнатной, так и при низкой температуре культивирования (5°C), что позволяет отнести их к группе психротолерантных или психроактивных микроорганизмов. Полученные результаты резко отличаются от полученных ранее [1] данных роста культур бактерий, выделенных из почв подзоны южной тайги (торфяники Тульской обл.). При комнатной температуре из этих почв выделено 10 таксонов бактерий, а при температуре 8–10°C – только один – спироиллы. Таким образом, в отличие от криогенных почв, в почвах южно-таежной подзоны тайги практически все бактерии являются мезофильными.

В бактериальных сообществах исследованных почв тундры грамотрицательные формы бактерий преобладали над грамположительными, их соотношение составило 3/1. И это естественно, так как известно, что они являются более устойчивыми к низким температурам. Все выделенные бактерии относятся к разным эколого-трофическим группам, но преобладают олиготрофы и копиотрофы. Почти не выделялись актиномицеты и другие представители актинобактерий, относящиеся к группе гидролитиков. Это означает, что бактериальная деструкция растительных полимеров в криогенных почвах может осуществляться узким спектром бактерий. В основном это бактерии рода *Bacillus*.

Принято считать, что бациллы склонны к термофилии, но есть и психротолерантные формы. Поэтому определили видовой состав бацилл, доминирующих в исследованных торфянистых почвах. Выделено 7 видов рода *Bacillus* (*B. macquariensis*, *B. brevis*, *B. azotophormans*, *B. licheniformis*,

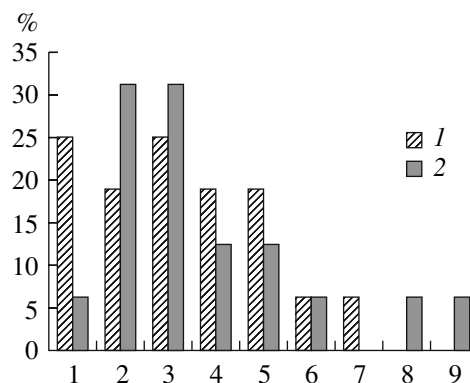


Рис. 4. Частота доминирования бактериальных таксонов в почвах типичной тундры при температурах культивирования 20 (1) и 5°C (2): 1 – *Aquaspirillum*, 2 – *Comamonas*, 3 – *Bacillus*, 4 – *Pseudomonas*, 5 – *Mycobacteriales*, 6 – *Arthrobacter*, 7 – олиготрофные протеобактерии, 8 – *Xanthobacter*, 9 – *Beijerinckia*.

B. pumilus, *B. firmus-lentus*, *B. sphaericus*), все они оказались способными к росту при температуре 6–8°C. Один из них, *B. macquariensis*, рос при 0°C. Ранее установлено, что другие виды бацилл (*B. subtilis*, *B. cereus*, *B. polymyxa*), выделенные из торфяников Тульской обл., не способны расти при температуре 8–10°C [1].

Среди выявленных видов бацилл много культур с раздутым спорангием (*B. macquariensis*, *B. azotophormans*, *B. sphaericus*). Обнаружены бациллы, колонии которых окрашены в розовые и желтые тона: *B. firmus-lentus*, *B. licheniformis*. Ранее показано [10], что они ассоциированы со мхами.

Чтобы выяснить в активном ли состоянии находятся бациллы в почве, проведен посев с прогревом почвенной суспензии при температуре 80°C. Установленная численность оказалась на 30–40% ниже, чем без прогрева. Это говорит о том, что часть клеток находится в вегетативном состоянии и, следовательно, бациллы способны проводить процессы разложения растительных остатков в криогенных почвах. Однако основными деструкторами органического вещества в почвах тундры являются грибы. Разложение растительных остатков в этих почвах замедленно, что является следствием экстремальности условий, в которых происходит почвообразование на севере.

Проверка нитрогеназной активности основных представителей грамотрицательных бактерий, а также разных видов бацилл, показала их относительно высокую активность. При этом азотфиксация была выше при низкой температуре культивирования (рис. 5). Нитрогеназную активность измеряли и в почве – в образцах торфяно-глеезема (рис. 6). В очесе и торфянистом горизонтах этой почвы она оказалась выше при

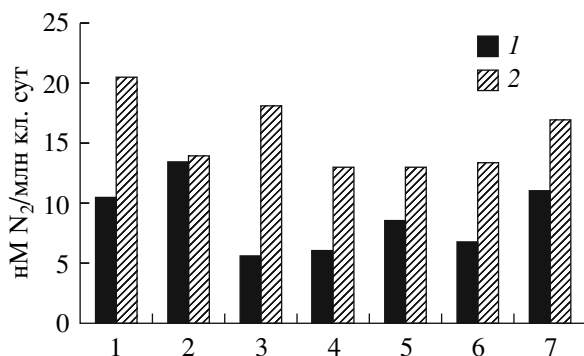


Рис. 5. Азотфиксация в чистых культурах: 1 – *Bacillus macquariensis*, 2 – *Bacillus firmus-lentus*, 3 – *Bacillus azotophormans*, 4 – *Bacillus brevis*, 5 – *Comamonas*, 6 – *Aquaspirillum*, 7 – *Pseudomonas*, при различных температурах: 1 – 20°C; 2 – 5°C.

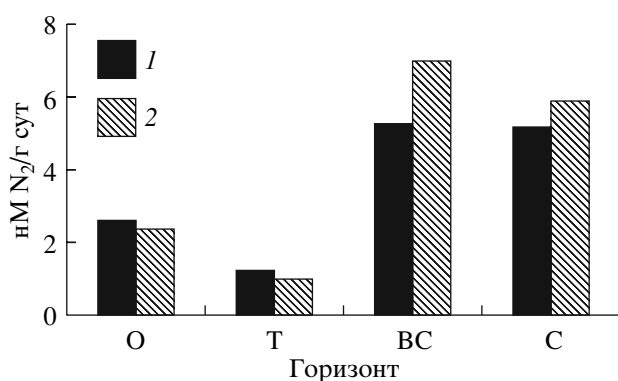


Рис. 6. Азотфиксация в торфяно-глееземе при различных температурах: 1 – 20°C; 2 – 5°C; О – очес; Т – торфянистый горизонт; ВС – почвенный горизонт; С – порода.

температуре 20°C, а в минеральных горизонтах (ВС и С) – при 5°C. Это можно объяснить тем, что органогенные горизонты чаще подвергаются нагреванию–охлаждению, так как находятся ближе к поверхности. В них могут развиваться более теплолюбивые бактериальные сообщества. В глубоких слоях почвы температура всегда ниже, поэтому там доминируют психротолерантные бактерии, которые и оказались более активными при температуре 5°C. Аналогичные закономерности получены ранее другими авторами [6]. Так, в верховых торфяниках тундры активность азотфиксации снижалась более чем в 2 раза при повышении температуры с 30 до 37°C, в то время как при снижении с 25 до 15°C лишь на 20%. В то же время в более южных почвах – торфяниках Тульской обл. – азотфиксация, наоборот, уменьшалась в 3 раза при понижении температуры с 25 до 8°C [1].

Таким образом, для исследуемых почв тундры характерно не только доминирование психро-

лерантных форм бактерий, но и их повышенная активность при тех низких температурах, к которым они адаптировались в процессе жизнедеятельности в условиях криогенного почвообразования.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Арсеньев П.С., Добровольская Т.Г., Кожевин П.А. Характеристика микробных комплексов торфяной почвы при разных температурах // Болота и биосфера. Мат-лы 4-ой науч. школы. Томск, 2005. С. 120–125.
2. Берестовская Ю.Ю., Васильева Л.В., Честных О.В., Заварзин Г.А. Метанотрофы психрофильного микробного сообщества заполярной тундры России // Микробиология. 2002. Т. 71. № 4. С. 538–544.
3. Добровольская Т.Г., Кухаренко О.С., Головченко А.В. Особенности таксономического состава бактериальных комплексов торфяников разного генезиса // Болота и биосфера. Мат-лы 4-ой науч. школы. Томск, 2005. С. 169–174.
4. Звягинцев Д.Г. Почва и микроорганизмы. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. 256 с.
5. Классификация почв России. М.: Почв. ин-т им. В.В. Докучаева РАСХН, 1997. 235 с.
6. Кравченко И.К., Дорошенко Е.В. Азотфиксирующие бактерии болотных и тундровых почв // Экологические проблемы северных регионов и пути их решения. Мат-лы межд. конф. Апатиты, 2004. С. 13–15.
7. Лысак Л.В., Добровольская Т.Г. Бактерии в почвах тундры Западного Таймыра // Почвоведение. 1982. № 9. С. 74–77.
8. Лысак Л.В., Добровольская Т.Г., Скворцова И.Н. Методы оценки бактериального разнообразия почв и идентификации почвенных бактерий. М.: МАКС Пресс, 2003. 120 с.
9. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 303 с.
10. Надирова И.М., Александрюшкина Н.И., Добровольская Т.Г. Дифференциация видов *Bacillus firmus* и *Bacillus lentus* // Микробиология. 1992. Т. 61. № 3. С. 501–507.
11. Определитель бактерий Берджи. М.: Мир, 1997. Т. 1. 436 с. Т. 2. 362 с.
12. Паринкина О.М. Микрофлора почв подзоны арктических тундр Таймыра // Почвоведение. 1984. № 9. С. 61–69.
13. Паринкина О.М. Микрофлора тундровых почв. Л.: Наука, Ленингр. отд., 1989. 159 с.
14. Степанов А.Л., Лысак Л.В. Методы газовой хроматографии в почвенной микробиологии. М.: МАКС Пресс, 2002. 86 с.
15. Mannisto M.K., Haggblom M.M. Characterization of psychrotolerant heterotrophic bacteria from Finnish Lapland // Syst. Appl. Microbiol. 2006. V. 29(3). P. 229–243.

**МИКОЛОГИЧЕСКИЕ СВОЙСТВА ГОЛОЦЕНОВЫХ
И ПОЗДНЕПЛЕЙСТОЦЕНОВЫХ ПАЛЕОГОРИЗОНТОВ
И ФРАГМЕНТОВ ПАЛЕОПОЧВ***© 2009 г. О. Е. Марфенина¹, Д. С. Сахаров¹, А. Е. Иванова¹, А. В. Русаков²¹Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы²Биолого-почвенный факультет Санкт-Петербургского государственного университета, 199178, Санкт-Петербург, Васильевский остров, 16 линия, 29

e-mail: marfenina@soil.msu.ru

Поступила в редакцию 14.01.2008 г.

В погребенных фрагментах палеопочв позднего плейстоцена (30000 лет назад) и раннего голоцена (10000 л.н.) содержатся жизнеспособные комплексы микроскопических грибов. Микобиота этих палеопочв представляет собой пул грибных спор, существенно более низкий по численности и видовому разнообразию по сравнению с современными гумусовыми горизонтами, но более высокий по этим показателям, чем во вмещающих слоях. Наиболее обогащена микроскопическими грибами центральная часть профилей палеопочв. В целых погребенных гумусовых горизонтах позднего голоцена (1000–1200 л.н.) присутствуют активно функционирующие грибные комплексы. По сравнению с современными минеральными почвенными горизонтами они характеризуются большим уровнем эмиссии CO₂, в несколько раз большим содержанием грибной биомассы, более высоким видовым разнообразием микроскопических грибов, в том числе и не выделяемых из современных горизонтов, присутствием неспорулирующих форм в виде стерильного мицелия. В погребенных горизонтах голоцена отмечена выраженная сезонная динамика видового состава и биомассы грибных комплексов, отличная от таковой в поверхностных горизонтах. В этих горизонтах динамика грибной биомассы происходила преимущественно за счет изменения содержания спор. Состав грибных комплексов исследованных погребенных почв подтверждает (за счет присутствия стенофильных видов) данные палеоботанических анализов о характере фитоценозов на исследованных территориях в прошлом или не противоречит им.

ВВЕДЕНИЕ

Палеопочвы представляют собой уникальные природные объекты. Изучение их свойств лежит в основе важнейшего направления генетического почвоведения – палеопочвоведения и других палеоэкологических исследований, так как позволяет получать информацию как о закономерностях формирования почв и экосистем в прошлом в целом, так и об особенностях их современного состояния [6, 16, 17]. Однако до сих пор большинство исследований палеопочв, как правило, основано на изучении абиотических носителей почвопамяти – морфологических, физических и химических свойств погребенных горизонтов [17]. Из биологических характеристик палеопочв до сих пор изучаются преимущественно палеоботанические данные споро-пыльцевого, фитолигнитного анализов [3]. В то же время такие важные характеристики как свойства микробиоты палеопочв остаются еще недостаточно изученными. В последние годы получены многочисленные сведения об особенностях микробных и грибных сообществ

погребенных почв возрастом до нескольких тысяч лет под искусственными сооружениями: курганами и насыпными валами [1, 4, 5], а также погребенных культурных слоев почв древних поселений [7, 11]. В то же время фактически отсутствуют данные о содержании, жизнеспособности и функциях живых микроорганизмов, в том числе грибов, в палеопочвах, погребенных в результате естественных природных процессов под аллювиальными, коллювиальными и прочими отложениями. Кроме этого, сведения о характере грибных сообществ в древних почвах, не испытывавших никаких антропогенных воздействий, могут быть очень полезны или даже необходимы (наряду с известными другими видами анализов, например, споро-пыльцевым) при реконструкции экологических событий прошлого, так как известно, что формирование грибных сообществ проходит в соответствии с характером наземной биоты и экологическими условиями среды [10, 13, 21].

Цель работы – исследование микробиоты, сохранившейся в позднеплейстоценовых и голоценовых фрагментах палеопочв и палеогоризонтах Восточно-Европейской равнины, погребенных в результате естественных процессов.

* Работа выполнена при поддержке грантов РФФИ № 05-04-48380а и 08-04-00190а.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Исследования проводили в 2004–2006 гг. Объектами были уникальные фрагменты палеопочв средневалдайского возраста (брянский интервал) – 25–33 тыс. л.н. (Вологодская обл., западная окраина Вологодской возвышенности, опорный разр. Щетинское) и раннего голоцена – 11.8–12.4 тыс. л.н. (Ленинградская обл., южное побережье Финского залива, опорный разрез Низино). Реликтовая надмерзлотно-дерново-глеяевая почва опорного страторазреза Щетинское [23, 24] сформирована в моренном суглинке, имеет строение профиля [Atg]–[G], характеризуется тяжелосуглинистым гранулометрическим составом, низким содержанием гумуса (1.0%), отличным от перекрывающих палеопочву горизонтов (0.3–0.4%). Сверху палеопочва перекрыта плащом бескарбонатных древнеозерных лёссовидных суглинков мощностью от поверхности 70 см, на которых развита голоценовая дерново-подзолистая почва.

Реликтовая погребенная раннеголоценовая почва опорного разреза Низино, классифицированная как дерново-глеяевая, сформирована на древних озерно-ледниковых суглинистых отложениях. Вмещающими и перекрывающими фрагмент палеопочвы слоями являются гравелистые песчано-супесчаные бассейновые отложения. После погребения палеопочва залегает с обратной последовательностью почвенных горизонтов, что, по данным Никонова с соавт. [15], определяется моментальным сбросом фрагмента почвы в морозобойную полость вследствие сейсмической активности на данной территории. Сейчас глубина погребения составляет 1.5 м от поверхности. В профиле палеопочвы выделяются фрагмент палеоглеявого горизонта [G] и прогумусированные горизонты [Ag], [AG]. В палеоглеевом горизонте содержание органического вещества очень низкое (0.4% углерода), а в палеогумусовом – высокое (3–3.8%).

В другой серии исследований изучали профили почв, включающих целые более “молодые” палеогоризонты. Исследованы погребенные аллювиально-дерновые почвы в толще аллювиальных отложений (Смоленская обл., левый берег Днепра, опорный разр. Гнездово). Возраст погребенного палеогумусового горизонта почв по изотопному составу углерода гумуса определен в пределах 1200 ± 100 лет [20]. Другим объектом была погребенная дерново-карбонатная почва возрастом 1000 лет, перекрытая снизу и сверху слоями коллювиальных отложений (низкие отроги Кавказского хребта, окрестности г. Кисловодск, борт ручья Луначарского, археологический комплекс Горное Эхо) [19]. Ряд физико-химических свойств всех исследованных погребенных почв приведен в табл. 1.

Определение биологической активности (дыхания почв) палеопочв проводили по субстрат-индуцированному дыханию. Для выявления актив-

ности грибных сообществ в качестве ингибитора бактериального роста добавляли стрептомицин. Биомассу и биоморфологическую структуру грибных сообществ определяли прямым счетом при окраске калькофлюором [12]. Выделение микроскопических грибов проводили при поверхностном и глубинном посевах на среде Чапека, а также методом почвенных комочков [12, 22]. В качестве основного приема обработки образцов для микробиологического анализа использовали диспергирование на приборе Vortex (3000 об/мин, 1 мин). Для активизации развития спор микроскопических грибов и их более полного выделения перед посевом использовали предпосевную термическую обработку (52°C) с целью активации покоящихся грибных зачатков [9], а также вели выделение грибных комплексов в течение сукцессии, вызванной увлажнением почвы стерильной водой. Структуру грибных комплексов характеризовали при помощи показателей частоты встречаемости и обилия видов выделяемых почвенных микромицетов [13]. Идентификацию грибов проводили по определителям, принятым в современной микологической практике для соответствующих родов и видов грибов, с проверкой по таксономической базе данных www.indexfungorum.org. Для определения ряда неспорулирующих микроскопических грибов использованы методы молекулярного анализа по ITS рДНК [18].

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Первоначально исследованы погребенные фрагменты наиболее древних палеопочв. Определение биологической активности в средневалдайской палеопочве (разр. Щетинское) показало наличие дыхания в образцах этого профиля. Уровень дыхания в горизонтах палеопочвы был низким (табл. 2) – существенно меньше, чем в поверхностном гумусовом горизонте этих почв.

Определение присутствия грибных диаспор в образцах и подсчет грибной биомассы при окраске калькофлюором показали, что в исследованных фрагментах древних почв биомасса грибов невелика, грибы присутствовали преимущественно в виде спор, а грибного мицелия обнаружено крайне мало. Однако можно отметить, что содержание грибного мицелия в центральной и нижней частях фрагмента палеопочв почти вдвое больше по сравнению с вмещающими суглинками. По морфологическим признакам споры в брянской палеопочве достаточно однородны – округлые и мелкие (1.0–1.2 мкм). В том числе в образцах палеопочвы обнаружено 10–20% спор средних размеров (2.5–6.0 мкм), тогда как в образцах вмещающей породы их отмечено значительно меньше (2%). То есть в средневалдайских палеопочвах грибные популяции сохранялись в основном в виде запаса спор.

Таблица 1. Некоторые физико-химические свойства позднелейстоценовых и голоценовых палеогоризонтов и фрагментов палеопочв

Почва	Горизонт	Глубина, см	pH водный	C орг, %
Погребенная дерново-глеевая (Вологодская обл.)	[Atg]-1*	90–100	5.6	0.57
	[Atg]-2	100–120	5.5	0.58
	[Atg]-3	120–130	5.5	0.58
	Bt	100–120	5.3	0.17
Погребенная дерново-глеевая (Ленинградская обл.)	[G]	60–74	6.1	0.40
	[AG]	74–84	4.3	3.00
	[Ag]	84–104	3.8	3.80
Аллювиально-дерновая (Смоленская обл.)	A	2–11	7.0	4.52
	AB/BC	11–55	7.1	0.49
	[A]	55–68	7.3	1.43
	[Bgh]	68–100	7.4	0.98
	C	100–150↓	7.2	Нет
Дерново-карбонатная (Ставропольский край)	A	0–20	8.2	3.45
	AB/B _{ca}	20–37	8.4	1.45
	B _{ca}	37–74	8.3	0.32
	D ¹	74–102	8.4	0.85
	[A/AB]ca	102–132	8.3	0.76
	D ²	132–183	8.4	0.42

Примечание. Здесь и в табл. 2: [Atg]-1 – верхняя, [Atg]-2 – центральная, [Atg]-3 – нижняя части погребенного палеогумусового горизонта.

Анализ на питательных средах подтвердил это предположение. Следует отметить, что при посеве глубинным способом из погребенных почв выделялось больше грибных колоний, чем при традиционном поверхностном посеве. Исследование микобиоты палеопочв с использованием предварительной температурной обработки почвенных суспензий позволило дополнительно выявить ряд видов, не обнаруженных в посевах без прогревания. Но наибольшее грибное разнообразие выявлено при сукцессионном анализе.

В целом для фрагмента палеопочвы позднего плейстоцена характерен низкий по численности и разнообразию комплекс микроскопических грибов, преимущественно состоящий из видов, образующих мелкие споры. Число КОЕ в различных частях палеогумусового горизонта составило $1.2\text{--}1.7 \times 10^4$, видовое богатство – 6–9 видов. Причем несколько большее разнообразие микроскопических грибов обнаружено в центральной ([Atg]-2) и нижней ([Atg]-3) частях палеопочвы, чем в верхней части ([Atg]-1) и вмещающих бескарбонатных лёссовидных суглинках (гор. Bt), что выявлялось при сукцессионном исследовании (рис. 1).

Доминирующей группой в образцах фрагментов палеопочв и в перекрывающих их суглинках были представители рода *Penicillium* – *Penicillium janczewskii* К.М. Zalessky, *Penicillium simplicissimum* (Oudem.) Thom, *Penicillium viridicatum*

Westling и др. При этом в составе грибного комплекса перекрывающих наносов их доля была наибольшей (до 95%). Из перекрывающих наносов постоянно выделялись некоторые мукооровые грибы и вид *Paecilomyces lilacinus* (Thom) Samson. Комплекс микроскопических грибов центральной части палеопочвы (гор. [Atg]-2) отличало уменьшение доли видов *Penicillium* в процессе сукцессии и появление представителей других таксонов. И в суглинках, и во фрагменте палеопочв выявлены представители рода *Aspergillus* и темноокрашенные микромицеты. Причем обилие этих двух групп грибов было максимально в центральной и нижней частях палеопочвы. Наибольшими отличиями от перекрывающих пылеватых отложений характеризовались образцы из нижней ([Atg]-3) части палеогумусового горизонта. Из них с высоким обилием (до 50%) выделялись грибы рода *Trichoderma* (*Trichoderma aureoviride* Rifai, *Trichoderma viride* Pers.), известные как активные целлюлолитики.

Полученные данные о характере микобиоты во фрагментах древних палеопочв подтверждаются результатами микологического анализа образцов второй раннеголоценовой палеопочвы (разр. Низино). Профиль этой палеопочвы также характеризовался низкими значениями дыхания и грибной биомассы, в составе которой преобладали (75–85%) мелкие споры. Несколько большее

Таблица 2. Содержание грибной биомассы и эмиссия CO₂ в позднеплейстоценовых и голоценовых палеогоризонтах и фрагментах палеопочв

Почва	Горизонт	Глубина от поверхности, см	Общая биомасса, мг/г	Длина мицелия, м/г	Численность спор, млн./г	Эмиссия, мкмоль CO ₂ /г в час
Погребенная дерново-глеевая (Вологодская обл.)	[Atg]-1	90–100	0.050 ± 0.003	40 ± 8	0.71 ± 0.08	0.012 ± 0.003
	[Atg]-2	100–120	0.070 ± 0.010	54 ± 2	0.85 ± 0.16	»
	[Atg]-3	120–130	0.050 ± 0.006	59 ± 6	0.69 ± 0.12	»
	Bt	100–120	0.040 ± 0.003	30 ± 4	0.62 ± 0.05	0.010 ± 0.001
Погребенная дерново-глеевая (Ленинградская обл.)	[G]	60–74	0.001 ± 0.0002	0.6 ± 0.02	0.22 ± 0.02	0.010 ± 0.001
	[AG]	74–84	0.001 ± 0.0002	0.4 ± 0.02	0.35 ± 0.03	0.012 ± 0.002
	[Ag]	84–104	0.003 ± 0.0004	1.2 ± 0.07	0.42 ± 0.06	0.011 ± 0.001
Аллювиально-дерновая (Смоленская обл.)	A	2–11	0.210 ± 0.060	205 ± 22	1.27 ± 0.12	0.078 ± 0.009
	B	11–55		Не опр.		0.008 ± 0.001
	[A]	55–65	0.100 ± 0.030	65 ± 6	3.67 ± 0.20	0.014 ± 0.002
Дерново-карбонатная (Ставропольский край)	A	0–20	0.250 ± 0.030	145 ± 10	2.34 ± 0.08	0.048 ± 0.007
	B	37–74	0.070 ± 0.010	32 ± 7	1.02 ± 0.04	0.003 ± 0.002
	D	74–102		Не опр.		0.012 ± 0.007
	[A]	102–132	0.120 ± 0.010	87 ± 6	1.77 ± 0.11	0.017 ± 0.004

богатство видов микроскопических грибов (6–8 видов) выявлено в центральной части палеопочвы – в гор. [Ag]₂ и [AG]. Более бедными (всего 3–4 вида) были верхний и нижний горизонты палеопочвы – погребенный глеевый горизонт [G] и самый нижний по залеганию слой [Ag]₁.

Преобладающей группой микромицетов во всех слоях этого фрагмента палеопочв были также представители рода *Penicillium* (*P. viridicatum*, *P. spinulosum* Thom, *P. corylophilum* Dierckx). Структура грибных комплексов изменялась по сохранившемуся фрагменту палео профиля. В его верхней части (погребенный минеральный горизонт [G]) выделялись грибы рода *Acremonium*, среди них доминировал *Acremonium charticola* (J. Lindau) W. Gams. В средней части в значительных количествах (18–33% обилия по разным слоям) обнаружены *Geomyces pannorum* (Link) Sigler & J.W. Carmich., *Aspergillus ustus* (Bainier) Thom & Church, *A. versicolor* (Vuill.) Tiraboschi. Следует отметить, что виды рода *Aspergillus* в поверхностных горизонтах современных почв, развитых в этих широтах, обычно встречаются редко [23]. Вид *Geomyces pannorum* часто выявляется и доминирует в залегающих на больших глубинах многолетнемерзлотных отложениях существенно большего возраста [9]. Показана и способность этого вида развиваться в условиях экстремальных местообитаний [8]. В составе грибных комплек-

сов в нижней части палео профиля (гор. [Ag] и [AG]) выявлено существенное увеличение количества грибов *Cladosporium herbarum* (Pers.) Link., *Phoma glomerata* (Corda) Wollenw. & Hochapfel., *Verticillium nigrescens* Pethybr., часто развивающихся в поверхностных горизонтах современных почв и на растительном опаде [23].

Для расширения спектра выделяемых видов грибов проведен анализ образцов при предварительном прогревании почвенной суспензии. Это позволило дополнительно выявить присутствие в гор. [Ag] и [AG], то есть в средней части профиля палеопочвы, видов *Penicillium lagenae* (Delitsch) Stolk & Samson и *Verticicladium* sp., сравнительно редко встречаемых в современных почвах этой зоны.

Таким образом, фрагменты погребенных почв позднего плейстоцена и раннего голоцена содержат комплексы жизнеспособных микроскопических грибов, сохраняющихся преимущественно в виде запаса грибных спор мелких размеров. Важно подчеркнуть несколько большее разнообразие грибного комплекса во фрагментах палеопочв, чем во вмещающей породе. В составе грибных комплексов наряду с видами микроскопических грибов, выделяющихся из глубоко залегающих пород и грунтов, могут выявляться виды, известные как активные деструкторы (грибы рода *Tri-*

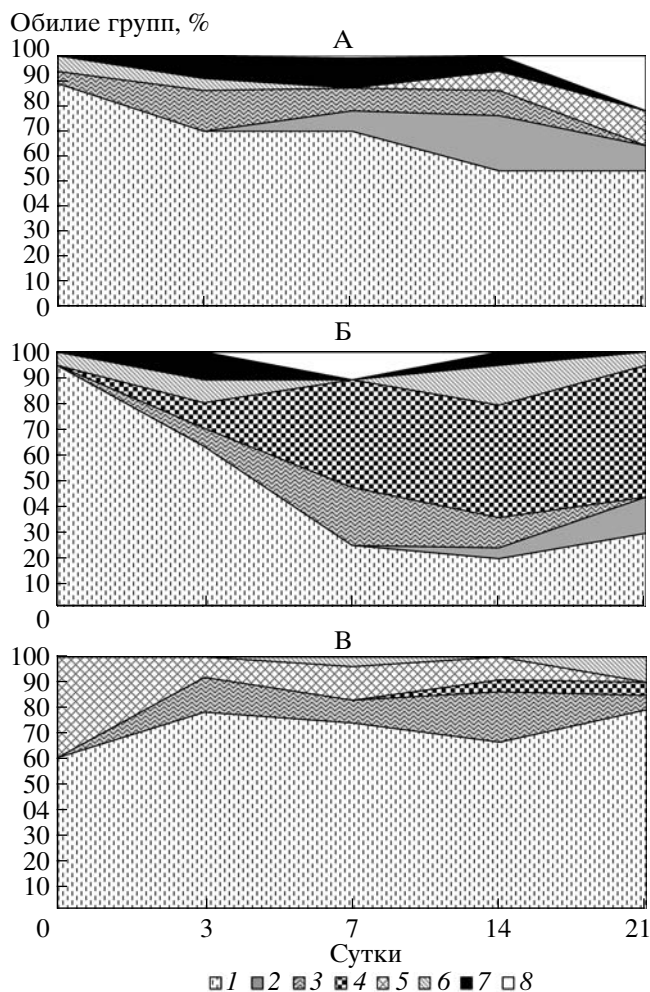


Рис. 1. Сукцессионные изменения структуры (по показателям обилия видов, %) комплексов микроскопических грибов (Вологодская обл., разр. Щетинское) в центральной (А) и нижней (Б) частях погребенного палеогумусового горизонта позднего плейстоцена (30000 л.н.), а также (В) – в гор. Вt современной почвы. Обозначения: 1 – *Penicillium* spp., 2 – *Aspergillus* spp., 3 – *Mucorales* spp., 4 – *Trichoderma* spp., 5 – *Paecilomyces* spp., 6 – другие, 7 – темноокрашенный стерильный мицелий, 8 – светлый стерильный мицелий.

choderma) и обычно свойственные поверхностным почвенным горизонтам.

Другие особенности микобиоты выявлены для целых горизонтов более “молодых” (1000–1200 лет) палеопочв. Установлено, что в этих почвах значительная часть биомассы грибов представлена мицелием, для грибных сообществ выражены процессы сезонной динамики, их разнообразие в горизонтах погребенных почв может превышать таковое в вышележащих минеральных горизонтах, в составе грибных сообществ встречаются неспорулирующие формы (стерильные мицелии).

В исследованных аллювиально-дерновых почвах (1200 ± 100 л.н., разр. Гнездово) наибольшие значения почвенного дыхания отмечались в поверхностном гумусовом горизонте. В образцах палеогумусового горизонта эмиссия CO_2 была в 5–6 раз ниже, но превышала таковую в вышележащем гор. АВ/ВС. Это указывает на возможно более интенсивную жизнедеятельность микроорганизмов в палеогоризонте, чем в современном минеральном горизонте.

Подтверждением активной жизни почвенных грибов в погребенном горизонте является выраженная сезонная динамика грибной биомассы, а также видовой структуры сообществ микроскопических грибов. В структуре биомассы поверхностного гумусового горизонта А как летом, так и осенью преобладал мицелий, а доля спор была значительно ниже. Соотношение биомассы спор и мицелия в этом горизонте меньше 0.3 во все сроки отбора образцов. Такие результаты согласуются с данными, полученными при анализе современных зональных почв [2, 14]. Напротив, грибная биомасса в палеогумусовом горизонте во все сроки была преимущественно представлена спорами. Соотношение биомассы спор и мицелия в гор. [А] превышало 1.5. Причем, если содержание биомассы мицелия в палеогумусовом горизонте сохранялось приблизительно на одном уровне в течение вегетационного сезона, то биомасса спор существенно изменялась – в течение лета увеличивалась и снижалась в осенний период (рис. 2).

Погребенный горизонт характеризовался значительно обедненной по сравнению с современным гумусовым горизонтом биоморфологической структурой грибных спор. В нем, как и в образцах из фрагментов древних палеопочв, преобладали (до 70%) округлые споры мелких размеров, а остальную долю составляли споры среднего размера – до 6 мкм. В современном гумусовом горизонте биоморфологическое разнообразие спор было выше. Более 60% составляли мелкие споры, но присутствовали и фракции более крупных спор – до 10 мкм в диаметре.

Наличие пула спор в погребенном гумусовом горизонте подтверждалось при анализе распределения численности грибных зачатков по результатам посевов. Известно, что вниз по профилю зональных почв обычно численность грибных КОЕ постепенно уменьшается [13]. Однако в почвах, содержащих погребенные горизонты, имелся выраженный второй максимум численности грибных зачатков именно в палеогоризонте. Так, численность КОЕ по профилю почвы составила в гор. А, АВ/ВС и [А] соответственно $(6.4 \pm 0.7) \times 10^4$, $(8.0 \pm 0.1) \times 10^3$ и $(30.0 \pm 0.8) \times 10^4$ КОЕ/г почвы.

При исследовании микобиоты палеопочв с помощью сукцессионного анализа, оказавшегося

наиболее эффективным для оценки грибного разнообразия, выявлено, что в погребенном горизонте может содержаться достаточно разнообразный комплекс микроскопических грибов. Причем, в отличие от современного гумусового горизонта, разнообразие выделяемых из погребенного гумусового горизонта микромицетов в процессе сукцессии, возрастало, что подтвердило предположение о нахождении в палеопочвах запаса покоящихся спор грибов (рис. 3).

Установлено, что в палеогумусовом горизонте были выражены процессы сезонной динамики грибных сообществ, которые, отличались от таковых в современных горизонтах. Для поверхностного горизонта А исследованных аллювиально-дерновых почв было свойственно сравнительно постоянное присутствие и обилие выделяемых видов, 80% из которых обнаруживались в разные сезоны (весна, лето, осень). Наиболее обильными в этом горизонте были *Geomyces pannorum*, *P. janczewski*, *P. canescens* Sopp., *Paecilomyces lilacinus*, *Fusarium solani* (Mart.) Sacc., *Cladosporium cladosporioides* (Fres) de Vries, *Gliocladium catenulatum* J.C. Gilman & E.V. Abbott, *Trichoderma aureoviride*. (табл. 3).

Для палеогумусового горизонта был характерен менее разнообразный комплекс и менее стабильный во времени, с высокой долей в нем сезонных видов. Типичными для гор. [А] оказались виды *Geomyces pannorum*, *Umbelopsis ramanniana* (A. Møller) W. Gams, *P. viridicatum* и светлый стерильный мицелий. К осени отмечено увеличение выделения темноокрашенных грибов, грибов порядка *Mucorales* и рода *Aspergillus*, необычного для зональных грибных сообществ. Во все сроки эксперимента из образцов палеопочв обильно выделялся стерильный светлоокрашенный мицелий, что можно расценивать как возможность активного развития в погребенных палеопочвах и неспорулирующих видов грибов. Методами молекулярного анализа (участки 5, 8S, ITS1, ITS2) все стерильные штаммы отнесены к грибам класса *Zygomycetes* – преимущественно к виду *Mortierella alpina* Peyronel.

Важно отметить, что именно в погребенном горизонте в составе грибов постоянно присутствовал вид *Umbelopsis ramanniana* (синонимы *Micromucor ramannianus*, *Mortierella ramanniana*), который не выделялся из современных поверхностных горизонтов дерново-луговых почв. Этот вид рассматривают как стенотопный для почв подзолистого типа [13]. Его наличие подтверждает предположения о характере эволюции исследованных позднеголоценовых палеопочв, которые включали фазы синлитогенного пойменного и лесного зонального педогенеза [20]. Следует отметить, что по результатам многолетних исследований [10], в грибных сообществах культурных

слоев того же возраста, вскрытых на той же глубине в расположенном рядом археологическом комплексе Гнездово, этот вид ни разу не был выявлен.

Установленные закономерности формирования микобиоты в целых горизонтах сравнительно “молодых” палеопочв подтверждены для палеопочв иного типа генезиса, в других климатических условиях, на других позициях в рельефе, в толще пород иного происхождения. В дерново-карбонатной почве, включающей погребенные гумусовые горизонты (1000 лет, Кисловодск), дыхание в палеогоризонте достоверно превышало активность дыхания в вышележащем горизонте. В современной почве и слоях коллювиальных отложений (s 2). Содержание грибной биомассы в палеогумусовом горизонте было ниже, чем в поверхностном гор. А, но выше по сравнению с гор. В как за счет большей длины мицелия, так и за счет большего содержания грибных спор. В структуре биомассы погребенного горизонта преобладали преимущественно мелкие (85%) споры.

Видовое богатство грибов, выявленное в погребенном горизонте, также оказалось больше, чем в минеральных слоях, вмещающих палеогоризонт. В исследованной почве доминировали по частоте встречаемости и обилию (45–100%) виды рода *Penicillium*. Однако видовой состав выделенных представителей рода значительно изменялся по профилю почвы. Из современного гумусового горизонта выделены виды *P. chrysogenum* Thom., *P. implicatum* Biourge и *P. janczewskii*. Ниже по профилю, в слое коллювиальных отложений присутствовали *P. janczewskii* и *P. chrysogenum*. В составе грибного комплекса палеогумусового горизонта выявлены другие виды: *P. brevicompactum* Dierckx, *P. corylophilum* и *P. purpurogenum* Stoll, Beitr. Character. В нижележащем коллювиальном слое выделялись только *P. chrysogenum* и *P. glabrum* (Wehmer) Westling. Наибольшее сходство видового состава грибов этого рода отмечалось только в разных слоях коллювия.

Из поверхностного горизонта А также выделены представители муконовых грибов: *Mucor hiemalis* Wehmer, *Mortierella alpina*, *Zygorhynchus heterogamus* (Vuill.) Vuill. В нем присутствовали темноокрашенные грибы рода *Cladosporium*, виды *Fusarium solani*, *Gliocladium catenulatum*. В нижележащих слоях коллювия под современными почвенными горизонтами и перекрывающими погребенный гумусовый горизонт выделялись представители ряда тех же родов: *Cladosporium*, *Fusarium* и др. В то же время в подстилающем палеогоризонт слое коллювия выявлены только представители рода *Penicillium*.

В самом грибном комплексе палеогумусового горизонта родовое разнообразие грибов было ниже по сравнению с вышележащими слоями. Од-

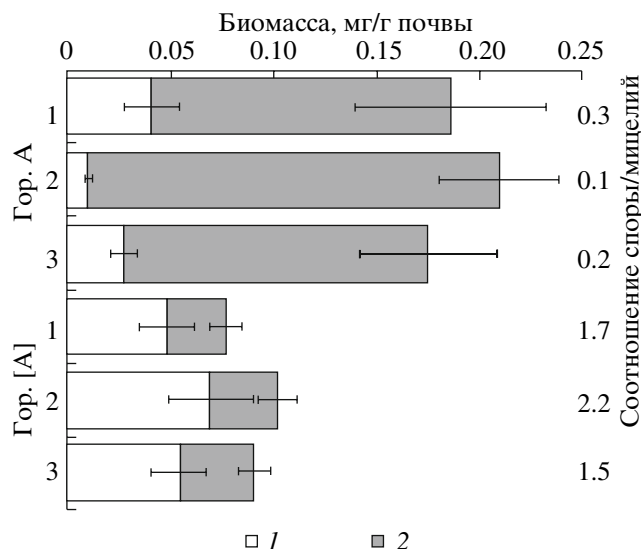


Рис. 2. Сезонные изменения биомассы грибов в погребенном палеогумусовом и поверхностном гумусовом горизонтах аллювиально-дерновой почвы (Смоленская обл., разрез Гнездово). Сроки исследования: 1 – июнь; 2 – август; 3 – сентябрь. Обозначения: 1 – биомасса спор, мг/г почвы; 2 – биомасса мицелия, мг/г почвы.

нако только в нем отмечалось доминирование *Acremonium kiliense* Grütz, нехарактерного для остальных горизонтов профиля дерново-карбонатных почв.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

На современном этапе развития биологии большое внимание исследователей привлечено к изучению свойств различных палеообъектов, в том числе и палеопочв, в целях реконструкции событий и экосистем прошлого. Изучение биологических свойств палеопочв может быть важным направлением палеоэкологических исследований. Нами исследованы две группы объектов палеопочв, расположенных на европейской части России, которые включали более древние (10000 и 30000 лет) фрагменты палеопочв и более молодые (1000–1200 лет) целые горизонты палеопочв.

Установлено, что перекрытые отложениями фрагменты древних палеопочв содержат комплекс жизнеспособных микроскопических грибов, сохраняющихся в виде запаса спор. Показано, что центральная часть фрагментов палеопочв более разнообразна по богатству видов, что позволяет предположить в ней лучшую сохранность грибных комплексов. Безусловно, следует учитывать, что за период погребения одна часть видов грибов в погребенных почвах могла отмереть, другая – измениться в результате протекания сукцессий. Однако часть видов могла сохраниться в виде пула длительно покоящихся

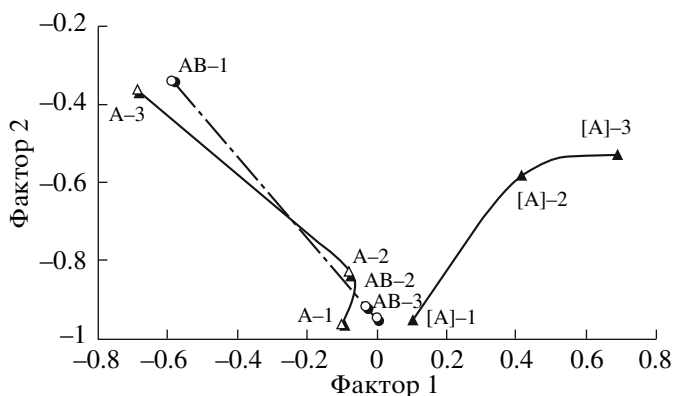


Рис. 3. Сезонная динамика изменения грибных комплексов в горизонтах аллювиально-дерновой почвы (Смоленская обл., разрез Гнездово), включающей погребенный горизонт (метод главных компонент). Сроки исследования: 1 – июнь; 2 – август; 3 – сентябрь.

спор, так как условия для активного развития грибов в погребенных условиях малоблагоприятны, а возможность длительной сохранности грибных спор известна [21]. Кроме того, в случае сукцессионных изменений грибных сообществ в погребенных почвах виды, выделяемые на современных этапах сукцессии, весьма вероятно, были представлены в этих почвах и изначально в прошлом, так как занос грибов извне маловероятен. Подтверждением того, что грибные споры во фрагментах палеопочв находятся в состоянии более глубокого покоя, чем в современных почвах, на наш взгляд, является эффективность приемов активации при выделении грибных комплексов на питательные среды (при глубинном посеве, температурной обработке, сукцессионном исследовании).

В целом, как характерные микологические свойства фрагментов наиболее древних палеопочв можно отметить: низкую численность грибной биомассы, представленную преимущественно мелкими спорами; более высокое по сравнению с вмещающими минеральными слоями видовое богатство грибных комплексов в центральных и нижних частях профилей палеопочв; преобладание в составе грибных комплексов видов грибов, имеющих мелкие споры, представителей родов *Penicillium*, *Trichoderma*, *Mucor*, *Aspergillus* и др. Важно отметить, что для палеопочв как особых почвенно-геологических тел характерно наличие в грибных комплексах ряда видов, не обнаруживаемых в толще вмещающих слоев. Такие виды выявлены при сукцессионном анализе и приурочены к определенным слоям палеопочв. На основании этого можно предположить, что в гумусированной толще палеопочв возможно сохранение в неактивном состоянии грибов даже с момента захоронения.

Таблица 3. Сезонные изменения состава и структуры грибных сообществ (по показателям обилия видов, %) в палеогумусовом и современном гумусовом горизонтах аллювиально-дерновой почвы (Смоленская обл.). Обозначения: обычный шрифт – частота встречаемости видов 0–30%, курсив – частота встречаемости видов 30–60%, жирный – частота встречаемости видов >60%

Вид	Гор. А			Гор. [А]		
	июнь	август	сентябрь	июнь	август	сентябрь
<i>Penicillium spinulosum</i> Thom						3
<i>Aspergillus versicolor</i> (Vuill.) Tirab.						4
<i>A. fumigatus</i> Fresen.					2	3
<i>A. ustus</i> (Bainier) Thom & Church					10	14
<i>Fusarium sambucinum</i> Fuckel		1		3		
<i>P. pinophilum</i> Thom		10		6		
<i>P. viridicatum</i> Westling	1			9	11	18
<i>Umbelopsis ramanniana</i> (A. Møller) Arx	5			7	16	5
<i>Motierella alpina</i> Peyronel				7	25	8
<i>Geomyces pannorum</i> (Link) Sigler & J.W. Carmich.	37	33	12	68	15	15
<i>P. janczewskii</i> K.M. Zalesky	9	24	1		12	7
<i>Cladosporium cladosporioides</i> (Fres) de Vries	6	2	3		6	12
Стерильный светлый мицелий	11	5	9			
<i>F. solani</i> (Mart.) Sacc.	9	15	5			
<i>Paecilomyces lilacinus</i> (Thom) Samson	9	3	13		3	
<i>Gliocladium catenulatum</i> J.C. Gilman & E.V. Abbott	8	4	8			
<i>P. canescens</i> Sopp			34			
<i>P. jantinellum</i> Biourge			6			6
<i>Zygorhynchus moelleri</i> Vuill.	1	1	2			5
<i>Trichoderma aureoviride</i> Rifai	1	1	1			
<i>Mucor hiemalis</i> Wehmer	3					
<i>A. niger</i> Tiegh.		1				
<i>Doratomyces</i> sp.			3			
Темноокрашенный стерильный мицелий			3			
Выделено видов	12	12	13	6	9	12
Всего видов		19			15	

Выявленный грибной комплекс фрагментов наиболее древних палеопочв, скорее всего, беднее первоначальных сообществ, но его состав не противоречит данным палеоботанического ана-

лиза о характере фитоценозов на исследованных территориях в прошлом. Почвенные микроскопические грибы, выявленные в исследованных палеообъектах, по имеющимся данным [23] часто

приурочены к растительным ассоциациям, которые выявлены и в палеоботанических исследованиях [15, 24].

Для микобиоты погребенных горизонтов более молодых голоценовых почв, датируемых 1000–1200 лет, можно отметить ряд других характерных черт: увеличенное по сравнению с современными минеральными горизонтами содержание грибной биомассы, наличие в структуре биомассы как спор, так и мицелия, большее морфологическое разнообразие спор. Одновременно в палеогоризонтах выявляется достаточно высокое родовое и видовое разнообразие типичных почвенных грибов: представителей родов *Penicillium*, *Aspergillus*, *Acremonium*, *Mucor*, темноокрашенных грибов. Из погребенных горизонтов часто выделяются в виде стерильного мицелия неспорулирующие штаммы грибов. То есть можно предположить, что в сравнительно молодых палеогоризонтах сохраняется активное функционирование микробных комплексов. Что, возможно, определяется не только возрастом горизонтов, но и сохранением их как целостных образований. Подтверждением этому являются повышенная по сравнению с минеральными горизонтами активность дыхания, более высокое разнообразие микобиоты, выраженность сезонных изменений. Причем сезонные изменения грибных сообществ погребенного гумусового горизонта происходят иначе, чем в гумусовом и минеральном горизонтах современной почвы. Они проявляются не только в динамике содержания грибной биомассы, но и в структурных перестройках видового состава, смене доминирующих видов. Все это свидетельствует об особом режиме функционирования грибных комплексов в погребенных почвах, обусловленном свойствами самих палеообъектов. При этом и для этих активно функционирующих горизонтов прослеживается (по составу таксонов грибов, присутствию некоторых стенофитных видов) соответствие данных микологического анализа имеющимся представлениям об экологических особенностях исследуемых объектов в историческом прошлом [20].

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Борисов А.В., Демкина Т.С., Демкин В.А. Палеопочвы и климат Ергеней в эпоху бронзы IV–II тысячелетия до н.э. М.: Наука, 2006. 210 с.
2. Головченко А.В., Полянская Л.М. Особенности годовой динамики микроорганизмов в почвах южной тайги // Почвоведение. 2000. № 4. С. 471–477.
3. Гольева А.А. Микробиоморфные комплексы почвенно-ландшафтных систем: генезис, география, информационная роль. Автореф. дис. ... д. б. н. М., 2006. 42 с.
4. Демкина Т.С., Борисов А.В., Демкин В.А. Микробные сообщества палеопочв археологических памятников пустынно степной зоны // Почвоведение. 2000. № 9. С. 1117–1126.
5. Демкин В.А., Гугалинская Л.А., Алексеев А.О. и др. Палеопочвы как индикаторы эволюции биосферы. М.: НИИ-Природа, Фонд "Иносфера", 2007. 282 с.
6. Дергачева М.И. Археологическое почвоведение. Новосибирск: Изд-во СО РАН, 1997. 228 с.
7. Иванова А.Е., Марфенина О.Е., Кислова Е.Е., Зазовская Э.П. Микологические характеристики культурного слоя средневекового поселения на дерново-карбонатных почвах // Почвоведение. 2006. № 1. С. 62–71.
8. Кочкина Г.А., Иванушкина Н.Е., Акимов В.Н., Гиличинский Д.А., Озерская С.М. Галопсихротолерантные грибы рода *Geotus* из криопэггов и морских отложений Арктики // Микробиология. 2007. Т. 76. № 1. С. 39–47.
9. Кочкина Г.А., Иванушкина Н.Е., Карасев С.Г. и др. Микромицеты и актинобактерии в условиях многолетней естественной криоконсервации // Микробиология. 2001. Т. 70. № 3. С. 412–421.
10. Марфенина О.Е. Антропогенная экология почвенных грибов. М.: Медицина для всех, 2005. 195 с.
11. Марфенина О.Е., Горбатовская Е.В., Горленко М.В. Микологическая характеристика культурных слоев почв древнерусских поселений // Микробиология. 2001. № 6. С. 855–859.
12. Методы почвенной микробиологии и биохимии. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
13. Мирчинк Т.Г. Почвенная микология. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1988. 220 с.
14. Никонов В.В., Лукина Н.В., Полянская Л.М., Паникова А.Н. Особенности распространения микроорганизмов в Al-Fe-гумусовых подзолах северотайжных еловых лесов: природные и техногенные аспекты // Микробиология. 2001. № 3. С. 374–383.
15. Никонов А.А., Русаков А.В., Коркка М.А., Спиридонова Е.А. Находка раннеголоценовой почвы на южном побережье Финского залива и ее палеогеографическая интерпретация // Докл. АН. 2005. Т. 403. № 1. С. 106–111.
16. Соколов И.А. Теоретические проблемы генетического почвоведения. Новосибирск: Гуманитарные технологии, 2004. 288 с.
17. Таргульян В.О. Концепция памяти почв: развитие фундаментальной базы генетического почвоведения // Многоликая география. Развитие идей И.П. Герасимова (к 100-летию со дня рождения). 2005. С. 114–131.
18. Фомичева Г.М., Василенко О.В., Марфенина О.Е. Сравнительные эколого-морфологические и молекулярные исследования штаммов микроскопического гриба *Aspergillus versicolor* (Vuill) Tiraboschi, выделенных из разных местообитаний // Микробиология. 2006. Т. 75. № 2. С. 228–234.

19. Arzhantseva I.A., Turova I.V., Bronnikova M.A., Zazovskaya E.P. Alan settlements of the first millennium in the Kislovodsk basin: Conditions for their development and functioning, paleolandscape reconstructions of the life support systems // *One land, many landscapes. Publishers of British Archaeological Reports, England*. 2001. P. 201–219.
20. Bronnikova M.A., Zazovskaya E.P., Bobrov A.A. Local landscape evolution related to human impact of an early medieval pre-urban center in the Upper Dnieper region (Central Russian Plain): an interdisciplinary experience // *Revista Mexicana de Ciencias Geologicas*. 2003. V. 20. № 3. P. 245–262.
21. Carlile M.J., Watkinson S.C., Gooday G.W. *The Fungi*. Academic press. San Diego–San Francisco–New York–Boston, 2001. 588 p.
22. *CBS Course of Mycology*. Fourth edition. Edited by W. Gams, E.S. Hoeksma and A. Aptroot. Printed by Ponsen & Looyen BV, Wageningen, The Netherlands. 1998. 165 p.
23. Domsh K.H., Gams W., Anderson T.H. *Compendium of soil fungi*. London: Reprint der Ausg. von 1980. Eching: IHW-Verlag, 1993. V. 1. 860 p.
24. Rusakov A.V., Korkka M.A. The Bryansk fossil soil of the extraglacial zone of the Valday glaciation as an indicator of landscape and soil forming processes in the centre of the Russian Plane // *Revista Mexicana de Ciencias Geologicas*. 2004. V. 21. № 1. P. 94–100.
25. Rusakov A.V., Korkka M.A., Kerzum P.P., Simakova A.N. Paleosols in the moraine-mantle loam sequence of north-eastern Europe: The memory of pedogenesis rates and evolution of the environment during OIS3 // *Catena*. 2007. V. 71. P. 456–466.

УДК 57:537.531

ВЛИЯНИЕ СВЧ-ИЗЛУЧЕНИЯ НА ФЕРМЕНТАТИВНУЮ АКТИВНОСТЬ И ЧИСЛЕННОСТЬ МИКРООРГАНИЗМОВ ПОЧВ ЮГА РОССИИ*

© 2009 г. Т. В. Денисова, С. И. Колесников

Биолого-почвенный факультет Южного федерального университета

344006, Ростов-на-Дону, ул. Б. Садовая, 105

e-mail: ecology@bio.rsu.ru

Поступила в редакцию 21.12.2007 г.

В модельных экспериментах изучено влияние сверхвысокочастотного (СВЧ-излучения) мощностью 800 Вт и разной длительности воздействия (30 с, 1, 10 и 60 мин) на микрофлору и ферментативную активность чернозема обыкновенного, каштановой почвы, бурой лесной почвы и серопесков. Установлено, что активность почвенных ферментов (каталазы и инвертазы) более устойчива к воздействию СВЧ-излучения, чем численность микроорганизмов (аммонифицирующих, в том числе спорообразующих, бактерий, бактерий рода *Azotobacter*, микромицетов). По устойчивости ферментов исследованные почвы образовали следующий ряд: серопески > чернозем обыкновенный $\geq$ каштановая почва > бурая лесная почва. Численность микроорганизмов под действием СВЧ-излучения меньше снижалась в черноземе обыкновенном.

ВВЕДЕНИЕ

Использование человеком электромагнитных полей (ЭМП) сверхвысокой частоты (СВЧ-полей) в связи с широким развитием микроволновой радиотехники возрастает. Становится актуальным исследование влияния ЭМП СВЧ-диапазона на важнейшие биосубстраты клетки: нуклеиновые кислоты, ферменты – на сами клетки, организмы и экосистемы в целом.

Показано, что хроническое СВЧ-излучение (при определенных параметрах) оказывает как стимулирующее, так и угнетающее действие на структурные компоненты экосистем (животных, насекомых, растения, почвенные микроорганизмы). Последствия таких воздействий для экосистем могут быть связаны с подавлением или стимуляцией роста растений, усилением или ингибированием размножения насекомых, в том числе вредителей, изменением активности почвенных микроорганизмов и поражаемости растений грибными заболеваниями [3, 5, 6, 14]. Кванты СВЧ-излучений обладают высокой проникающей способностью. Механизм их биологического действия до конца не ясен [4, 8].

Целью настоящего исследования было изучение влияния СВЧ-излучения длительностью воздействия 30 с, 1, 10 и 60 мин на биологические свойства некоторых почв юга России, значительно различающихся по генезису и свойствам.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДИКИ

В качестве объектов исследования использованы основные типы почв юга России: чернозем обыкновенный карбонатный, каштановая и бурая лесная почвы, серопески. Эти почвы занимают значительную территорию юга России и достаточно хорошо изучены [1, 2, 10]. Они существенно различаются между собой по содержанию гумуса, реакции среды (рН), содержанию карбонатов, гранулометрическому составу, поглонительной способности, биологической активности и другим свойствам, определяющим устойчивость почвы к антропогенному воздействию (таблица).

Для изучения влияния СВЧ-излучения воздушно-сухие образцы почвы (200 г) помещали в стеклянные сосуды и подвергали воздействию СВЧ-излучения в микроволновой печи (марка LG, частота магнетрона 2450 МГц, мощность 800 Вт, 30 с; 1, 10 и 60 мин). В качестве балластной нагрузки в камеру помещали стеклянный сосуд с водопроводной водой объемом 0.2 л. Балластная нагрузка использовалась, поскольку условия эксплуатации микроволновой печи требуют присутствия в камере определенного количества жидкости.

После СВЧ-облучения исследовали различные показатели, характеризующие биологические свойства почвы. Контролем служили образцы почвы, находившиеся в тех же условиях, но не подвергавшиеся воздействию СВЧ-излучения.

Численность почвенных микроорганизмов определяли по числу колониеобразующих единиц (КОЕ): аммонифицирующих и спорообразующих бактерий на среде МПА, микроскопических грибов на подкисленной среде Чапека. Обилие азотфикси-

* Исследования выполнены при поддержке грантов РФФИ № 07-04-00690а; 08-04-10080-к.

Характеристика мест отбора исследованных почв

Тип почвы	Место отбора	Угодье	Горизонт	Глубина, см	Гранулометрический состав	pH	Содержание гумуса, %
Чернозем обыкновенный карбонатный	Ростовская обл., Октябрьский р-н, учхоз "Донской" ДонГАУ	Пашня, поле озимой пшеницы	А пах	0–25	Тяжелосуглинистый	7.8	4.2
Каштановая	Ростовская обл., Зимовниковский р-н	Пашня	А пах	0–20	Не опр.		
Бурая лесная почва	Республика Адыгея, п. Гузерипль	Пашня	А пах	0–20	Тяжелосуглинистый	5.3	2.2
Серопески	Ростовская обл., Каменский р-н	Разнотравно-типчаково-ковыльная степь на песках	А	0–20	Песчаный	7.4	1.3

рующих бактерий рода *Azotobacter* учитывали методом комочков обрастания на среде Эшби. Определяли активность почвенных ферментов двух классов: каталазы (оксидоредуктаза) и гидролазы (β -фруктофуранозидаза (инвертазы)) [9, 13]. Опыты ставили в 3-кратной повторности. Определение активности ферментов проводили в 4-кратной повторности, а микробиологических показателей в 9-кратной (3 навески почвы из каждого вегетационного сосуда на 3 чашки Петри). Значение показателей в контрольных образцах принимали за 100%. Статистическая обработка данных (дисперсионный и корреляционный анализы) была выполнена с использованием статистического пакета Statistica 6.0 для Windows.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Ферментативная активность. На активность каталазы исследованных почв СВЧ-излучение оказало ингибирующее воздействие (рис. 1). На активность каталазы чернозема обыкновенного и бурой лесной почвы достоверное подавляющее воздействие отмечено во всех вариантах опыта. 30-секундное, 1 и 10-минутное воздействие оказало незначительное и примерно одинаковое влияние на каталазу чернозема – активность фермента снижается на 10, 11 и 11% ($P < 0.05$) по сравнению с контролем соответственно. Активность каталазы бурой лесной почвы меньше контроля на 25, 72 и 80% ($P < 0.001$).

60-минутное действие СВЧ-излучения оказало выраженное подавляющее воздействие на активность каталазы исследованных почв. Активность фермента чернозема, бурой лесной почвы и серопесков меньше контроля на 86 ($P < 0.01$), 88 ($P < 0.001$) и 64% ($P < 0.01$) соответственно.

На активность инвертазы бурой лесной почвы и серопесков 60-минутное СВЧ-излучение оказа-

ло выраженное подавляющее воздействие. Активность фермента чернозема, бурой лесной почвы и серопесков ниже контроля на 53 ($P < 0.01$), 96 ($P < 0.001$) и 87% ($P < 0.01$) соответственно.

На активность инвертазы чернозема и каштановой почвы практически одинаковое достоверное подавляющее воздействие отмечено при 10-минутном воздействии СВЧ-излучения. Активность фермента ниже контроля на 53 ($P < 0.01$) и 54% ($P < 0.001$) соответственно. Инвертаза бурой лесной почвы чувствительнее – активность фермента меньше контроля на 74 ($P < 0.05$) и 96% ($P < 0.001$) в вариантах 1 и 10-минутного воздействия соответственно.

На активность инвертазы серопесков относительно кратковременное воздействие СВЧ-излучения (30 с и 1 мин) – оказало достоверное стимулирующее воздействие. Активность фермента выше контроля на 216 ($P < 0.05$) и 141% ($P < 0.05$) соответственно.

Численность микрофлоры. СВЧ-излучение оказало различное влияние на численность микрофлоры исследованных почв: для микрофлоры чернозема отмечено стимулирующее воздействие (30 с и 1 мин), а на микрофлору серопесков, каштановой и бурой лесной почвы во всех вариантах – подавляющее (рис. 2).

Подавляющее воздействие СВЧ отмечено на бактерии бурой лесной почвы – их численность составляет 27, 0.3 и 0.1% ($P < 0.001$) от контроля с увеличением времени воздействия соответственно.

Показано, что 20-секундное СВЧ-облучение двух типов почв слабо влияло на численность гетеротрофных бактерий, но снижало количество грибных колоний в чашках до нуля [16]. Увеличение времени экспозиции микроволновой радиации еще больше ингибировало нитрификацию и окисление серы, но стимулировало аммонификацию.

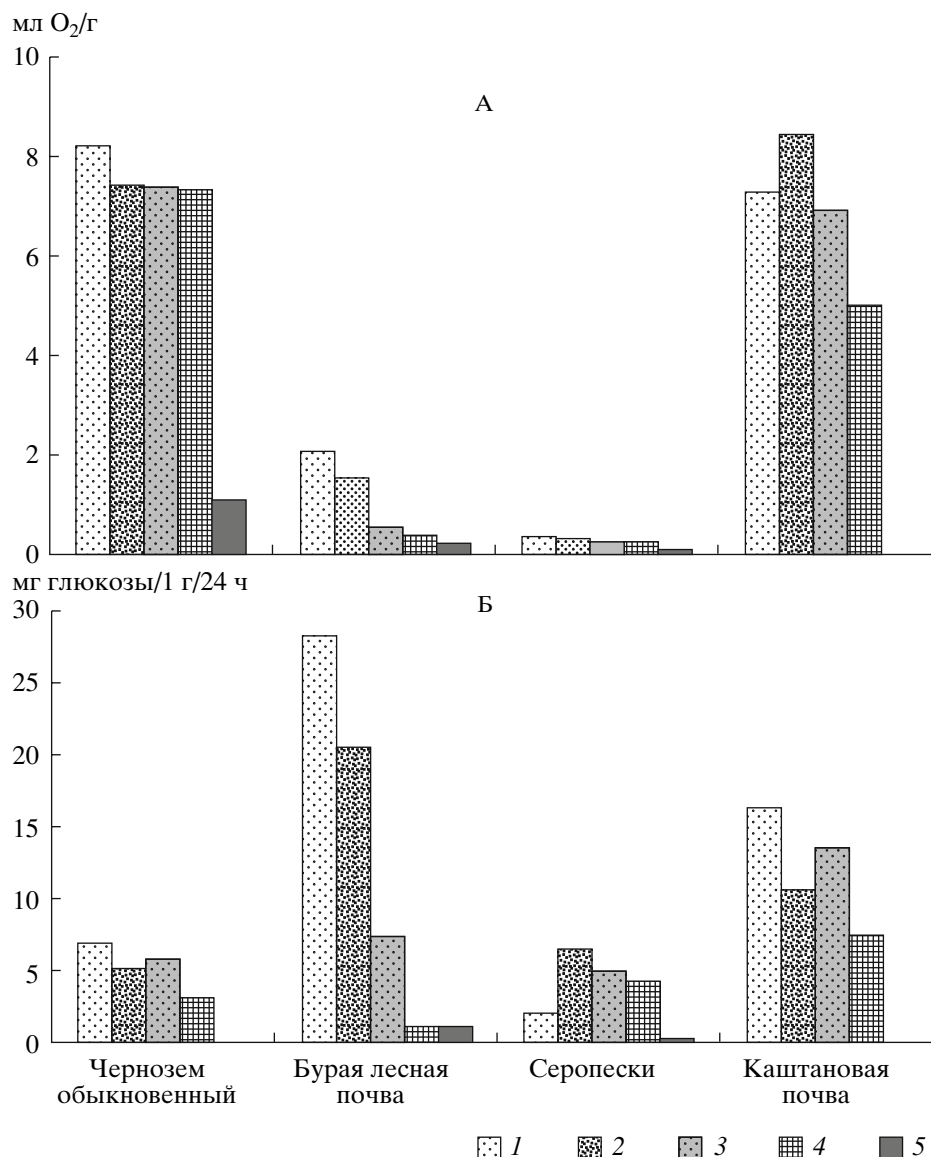


Рис. 1. Влияние СВЧ-излучения на активность каталазы (А) и инвертазы (Б). Условные обозначения здесь и на рис. 2: 1 – контроль; 2 – 30 с; 3 – 1 мин; 4 – 10 мин; 5 – 60 мин.

На численность спорообразующих бактерий чернозема обыкновенного СВЧ-излучение оказало воздействие, сходное с воздействием на бактерии-аммонификаторы. Достоверное стимулирующее влияние отмечено при 30-секундном и 1-минутном воздействии – количество КОЕ на 278 и 336% ($P < 0.05$) выше контроля. На бактерии серопесков и бурой лесной почвы отмечено подавляющее воздействие СВЧ-излучения в вариантах 1 и 10 мин.

Лихачевой с соавт. [12] показано, что споровые суспензии культур стрептомицетов, выделенных из чернозема, дерново-подзолистой и низинной торфяной почв, реагируют на СВЧ-излучение при меньшей экспозиции обработки (30 с), чем суспензии вегетативных клеток стрептоми-

цетов (60 с). СВЧ-излучение воздействовало на стрептомицеты, причем для разных видов обнаруживалось как угнетение, так и стимуляция интенсивности дыхания и накопление биомассы, при этом наблюдалось наличие резонансного эффекта.

На обилие микроскопических грибов каштановой почвы 10-минутное СВЧ-излучение оказало 100%-ное подавляющее воздействие. Обилие грибов серопесков, чернозема и бурой лесной почвы при этом уровне воздействия составило 7.0; 14.0 и 0.5% ($P < 0.001$) от контроля соответственно. 30-секундное и 1-минутное воздействие не оказало достоверного влияния на грибы серопесков, но оказало стимулирующее воздействие

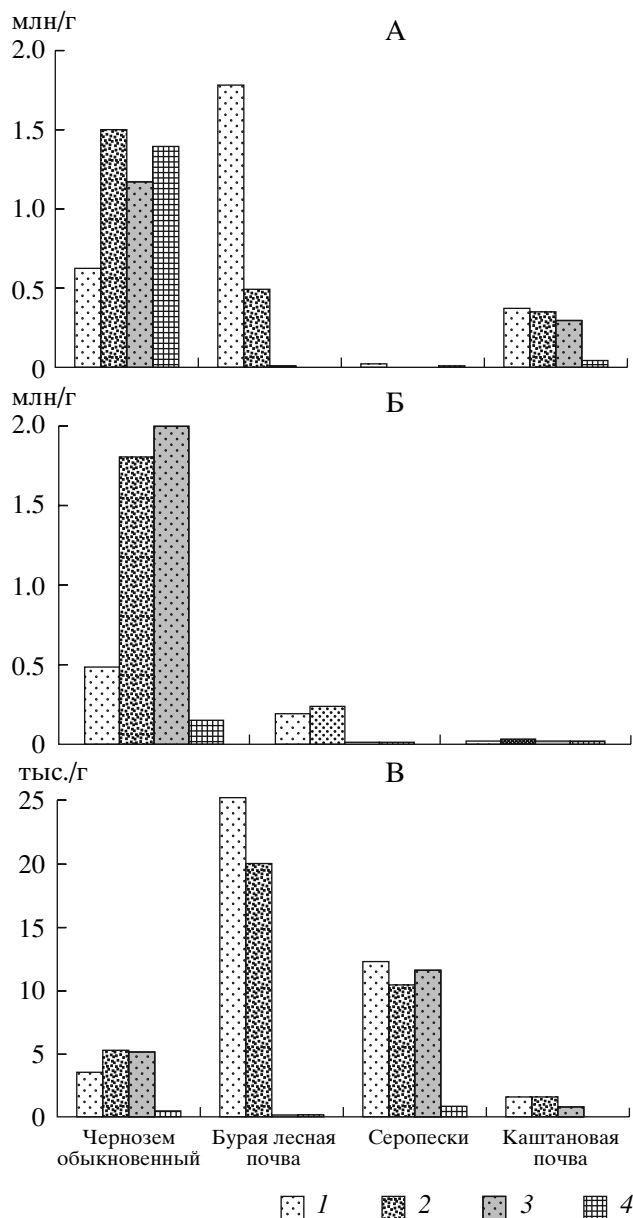


Рис. 2. Влияние СВЧ-излучения на численность бактерий-аммонификаторов (А), спорообразующих бактерий (Б), микромицетов (В).

на микромицеты чернозема на 51 и 46% ($P < 0.05$) соответственно. На микромицеты бурой лесной почвы 30-секундное воздействие не оказало достоверного влияния, а при 1-минутном воздействии обнаруживалось только 0.3% ($P < 0.001$) обилия грибов от контроля.

Показано, что чувствительность микроорганизмов, присутствующих в одной среде, к воздействию СВЧ-излучения значительно различается, особенно когда микроорганизмы находятся в гетерогенных средах, например, в пищевых продуктах, микробиологических средах [7]. Отмечена

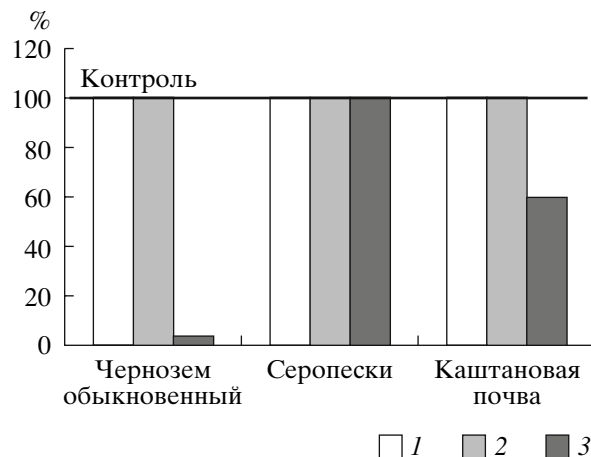


Рис. 3. Влияние СВЧ-излучения (1 – 30 с; 2 – 1 мин; 3 – 10 мин) на обилие бактерий рода *Azotobacter*.

большая устойчивость к СВЧ-облучению микрофлоры воздушно-сухой почвы по сравнению со свежееотобранной (влажной) почвой [15].

На количество бактерий рода *Azotobacter* СВЧ-излучение не оказало влияния. Азотобактер чернозема и каштановой почвы также оказался устойчив к воздействию СВЧ-излучения (30 с и 1 мин). 10-минутное воздействие оказало подавляющее воздействие – обилие азотобактера меньше контроля на 96 ($P < 0.001$) и 40% чернозема и каштановой почвы соответственно (рис. 3).

Предполагают [5], что СВЧ-облучение почвы ведет к частично стерилизующему эффекту, который выражается в снижении уровня азотфиксации, при этом четкой дозовой зависимости не обнаружено. Авторы полагают, что снижение уровня азотфиксации может происходить за счет снижения активности фермента нитрогеназы, ответственного за фиксацию атмосферного азота, либо за счет уменьшения числа азотфиксирующих микроорганизмов. Таким образом, ферменты исследованных почв более устойчивы к СВЧ-излучению, чем клетки микроорганизмов.

По устойчивости ферментов разных классов к СВЧ-излучению каталазы (оксидоредуктаза) и инвертазы (гидролаза) исследованные почвы образовали следующий ряд: серопески > чернозем обыкновенный ≥ каштановая почва > бурая лесная почва. В целом ферменты серопесков наиболее устойчивы к СВЧ-излучению.

По устойчивости микроорганизмов к СВЧ-излучению исследованные почвы образовали следующие ряды:

бактерии-аммонификаторы (среда МПА): чернозем обыкновенный > каштановая почва > серопески > бурая лесная почва;

спорообразующие бактерии (среда МПА): чернозем обыкновенный > серопески > бурая лесная почва;

микробиоты (подкисленная среда Чапека): чернозем обыкновенный > серопески > бурая лесная почва > каштановая почва;

бактерии рода *Azotobacter* (среда Эшби): серопески > каштановая почва > чернозем обыкновенный.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Вальков В.Ф. Генезис почв Северного Кавказа. Ростов на Дону: Изд-во РГУ, 1977. 159 с.
2. Вальков В.Ф., Колесников С.И., Казеев К.Ш. Почвы Юга России: классификация и диагностика. Ростов на Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 2002. 168 с.
3. Влияние СВЧ-излучений на организм человека и животных / Под ред. И.Р. Петрова. Л.: Медицина, 1970.
4. Воздействие на организм человека опасных и вредных экологических факторов. Метрологические аспекты / Под ред. Л.К. Исаева. М.: ПАИМС, 1997. 496 с.
5. Григорьев О.А., Бичелдей Е.П., Меркулов А.В., Степанов В.С., Шенфильд Б.Е. Определение подходов к нормированию воздействия антропогенного электромагнитного поля на природные экосистемы // Ежегодник Российского национального комитета по защите от неионизирующих излучений. М.: Изд-во РУДН, 2003. С. 46–74.
6. Действие ионизирующих излучений и полей сверхвысоких частот на биологические объекты / Под ред. С.С. Хохлова, В.В. Игнатова. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1971. 72 с.
7. Игнатов В.В., Панасенко В.И., Пиденко А.П., Радин Ю.П., Шендеров Б.А. Влияние электромагнитных полей сверхвысокочастотного диапазона на бактериальную клетку. Саратов: Изд-во Саратовского ун-та, 1978. 80 с.
8. Исмаилов Э.Ш. О влиянии микроволн на *Opalina ranarum* II // Вестн. ЛГУ. 1966. Т. 15. № 3. С. 161.
9. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биологическая диагностика и индикация почв: методология и методы исследований. Ростов-на-Дону: Изд-во Рост. ун-та, 2003. 204 с.
10. Казеев К.Ш., Колесников С.И., Вальков В.Ф. Биология почв Юга России. Ростов-на-Дону: Изд-во ЦВВР, 2004. 350 с.
11. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. Ростов-на-Дону: Изд-во СКНЦ ВШ, 2000. 232 с.
12. Лихачева А.А., Комарова А.С., Лукьянов А.А., Горленко М.В., Терехов А.С. Влияние СВЧ-излучения на почвенные стрептомицеты // Почвоведение. 2006. № 8. С. 951–955.
13. Методы почвенной микробиологии и биохимии: Учеб. пособие / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
14. Трифонова М.Ф., Бляндур О.В., Соловьев А.М., Фирсов И.П., Сиротин А.А., Сиротина Л.В. Физические факторы в растениеводстве М.: Колос, 1998. 352 с.
15. Speir T.W., Cowling J.C., Sparling G.P., West A.W., Corderov D.M. // Soil Boil. And Biochem. 1986. V. 18. № 4. P. 377–382.
16. Wainwring M., Killham K., Diprose M.F. Effect of 2450 MHz microwave radiation on nitrification, respiration and S-oxidation in soil // Soil Boil. and Biochem. 1980. V. 12. № 5. P. 489–493.

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК [574:539.1.04]:614.876

ВЛИЯНИЕ ЗАЩИТНЫХ МЕРОПРИЯТИЙ НА ПОГЛОЩЕНИЕ ^{137}Cs СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫМИ РАСТЕНИЯМИ ИЗ ПОЧВЫ ПОСЛЕ АВАРИИ НА ЧЕРНОБЫЛЬСКОЙ АЭС*

© 2009 г. А. В. Панов¹, Р. М. Алексахин¹, П. В. Прудников²,
А. А. Новиков², А. А. Музалевская¹

¹Всероссийский научно-исследовательский институт сельскохозяйственной радиологии и агроэкологии
РАСХН, 249030, Обнинск, Киевское шоссе, 109 км

²Брянский центр “Агрохимрадиология”, 241524, Брянская обл., п. Мичуринский, ул. Спортивная, 1
e-mail: riar@mail.ru

Поступила в редакцию 23.08.2007 г.

На примере юго-западных районов Брянской обл. оценена динамика коэффициентов перехода ^{137}Cs в растения и влияние защитных мероприятий на накопление этого радионуклида в сельскохозяйственной продукции. Выделены три периода уменьшения содержания ^{137}Cs в растениях в течение 20 лет после аварии на Чернобыльской АЭС, оцениваемые изменением со временем эффективного периода полуснижения в них этого радионуклида после радиоактивных выпадений. По истечении 15–20 лет после аварии для некоторых культур уменьшение содержания ^{137}Cs в растениях определяется фактически только распадом радионуклида.

ВВЕДЕНИЕ

При изучении поведения радионуклидов в системе почва–растение как первичном звене поступления их в продукты питания особое внимание уделяется ^{137}Cs – биологически подвижному радионуклиду. Он присутствует в составе глобальных выпадений после проведения испытаний ядерного оружия, в выбросах радиоактивных веществ после аварии на Чернобыльской АЭС и относится к числу основных дозообразующих радионуклидов [9, 17]. Потребление сельскохозяйственной продукции с повышенным содержанием ^{137}Cs стало важным источником дополнительного облучения человека [31], поэтому изучение закономерностей и оценка параметров миграции ^{137}Cs из почвы в сельскохозяйственные растения важны как с точки зрения теоретической радиоэкологии, так и для практики, а именно организации и ведения агропромышленного производства на радиоактивно загрязненных территориях [17].

Как показали проведенные еще до аварии на ЧАЭС многочисленные исследования, одним из наиболее эффективных приемов снижения поступления ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения является применение минеральных удобрений и известкование кислых почв, при этом содержание ^{137}Cs в продукции уменьшается до 2–7 раз [10, 13, 14, 22–24]. В то же время столь высокая эффективность минеральных удобрений отмечалась, как правило, в вегетационных, деланочных и по-

левых опытах, а в реальных условиях она была ниже и зависела от большого числа факторов: времени, прошедшего после радиоактивных выпадений, объемов защитных мероприятий, агрохимических показателей почв, гидрометеорологических условий и др. [1, 3, 16].

Для описания накопления ^{137}Cs сельскохозяйственными растениями в отсутствие защитных мероприятий на территории России, пострадавшей от аварии на ЧАЭС, были предложены двух- и трехэкспоненциальные модели, описывающие изменения в переходе ^{137}Cs в растения для периодов 1987–1995 гг. [15, 21] и 1987–2004 гг. [18]. Однако накопившийся к настоящему времени большой фактический материал по миграции этого радионуклида в системе почва–растения, с учетом проведения защитных мероприятий в течение более 20 лет после аварии на ЧАЭС, позволяет, с одной стороны, принять во внимание динамику и особенности накопления ^{137}Cs в растениях при различных объемах внесения минеральных удобрений, в разные сроки после аварии, для различных типов почв и видов сельскохозяйственных культур, а с другой, уточнить и усовершенствовать предложенные ранее математические модели транспорта радионуклидов из почвы в растения. Результаты таких оценок позволят определить периоды времени, когда применение защитных мероприятий на сельскохозяйственных угодьях с различным уровнем плодородия почв будут оправданы. Оценку поступления ^{137}Cs в растения можно дать на основе коэффициента перехода (**КП**), являющегося отношением удельной

* Работа выполнена при поддержке гранта РФФИ № 07-04-12007.

Таблица 1. Объем выборок данных (1986–2006 гг.) по загрязнению ^{137}Cs сельскохозяйственной продукции, используемых для анализа динамики КП ^{137}Cs

Район	Число хозяйств	Сельскохозяйственная продукция (число выборок)					
		зерно	картофель	овощи	сенаж	сено	силос
Гордеевский	13	2752	826	297	2072	2746	371
Злынковский	9	880	385	140	353	1287	323
Климовский	28	2204	2643	2160	1551	3685	1323
Клинцовский	20	6049	465	449	933	2752	862
Красногорский	18	3138	1331	92	1258	2159	632
Новозыбковский	19	5635	2559	1317	1857	5218	1669
Стародубский	36	527	1057	331	88	1889	222
Итого	143	21 185	9266	4786	8112	19736	5402

активности этого радионуклида в растениях к плотности загрязнения им почвы.

Целями настоящей работы являлись оценка многолетней динамики КП ^{137}Cs в растениях в отсутствие защитных мероприятий и с учетом их применения, разработка математической модели, описывающей особенности накопления ^{137}Cs в растениях, а также исследование закономерностей поступления ^{137}Cs в различные сельскохозяйственные растения.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Для изучения перехода ^{137}Cs в растения использованы результаты ежегодных мониторинговых исследований Брянского центра “Агрохим-радиология”. Эти сведения включали уровни загрязнения ^{137}Cs продукции растениеводства – зерно, картофель, овощи (капуста, томаты, огурцы) и кормопроизводства (сенаж, сено, силос), производящейся в 143 хозяйствах 7 наиболее загрязненных районов Брянской обл. [12]. В 1986–2006 гг. проверено на содержание ^{137}Cs 1.7 млн. т зерна, 1.1 млн. т картофеля, 0.2 млн. т овощей, 2.1 млн. т сенажа, 1.3 млн. т сена и 2.4 млн. т силоса. Для расчетов использовались выборки по каждому виду продукции (от 4.8 до 21.2 тыс.), включающие минимальные, максимальные и средние значения (табл. 1). Каждая выборка содержала данные об измерениях от 3 до 273 образцов.

Информация по уровням загрязнения сельскохозяйственных угодий ^{137}Cs (для продукции растениеводства – пашни, для продукции кормопроизводства – сенокосов и пастбищ) была основана на результатах радиологического картографирования почв Брянской обл. [6]. Для каждого года по-

сле аварии оценивали уровни загрязнения сельскохозяйственных угодий с учетом распада ^{137}Cs по формуле:

$$\sigma(t) = \sigma_{86} \exp \frac{(-0.693 \Delta t)}{T_{1/2}}, \quad (1)$$

где σ_{86} – плотность загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий в 1986 г., кБк/м^2 ; Δt – время, число лет прошедших с 1986 г. до расчетного года; $T_{1/2}$ – период полураспада ^{137}Cs , равный 30.17 года.

Важным фактором, влияющим на накопление ^{137}Cs в растениях, являются свойства почвы [17, 19, 20], для изучения особенностей которых почвы всех исследуемых сельскохозяйственных угодий были разделены на группы по гранулометрическому составу, в соответствии с радиоэкологической классификацией, используемой рядом международных организаций, в том числе МАГАТЭ [4, 26, 28]. Данный показатель является интегральным и связан, в первую очередь, с содержанием в почве физической глины и емкостью катионного обмена, определяющим сорбцию микроколичеств радионуклидов (табл. 2).

В рамках такой классификации все почвы разделяются на 4 группы по способности к фиксации ^{137}Cs , ведущей к изменению его биологической доступности для усвоения растениями. Минеральные почвы объединены в 3 группы в зависимости от их гранулометрического состава: песчаные (песчаные и супесчаные), суглинистые (средне- и легкосуглинистые), глинистые (тяжелосуглинистые и глинистые почвы). Четвертую группу составили органические почвы (торфяного ряда), которые обладают рядом особенностей, определяющих повышенный переход ^{137}Cs в растения.

Таблица 2. Основные характеристики выделенных групп почв Брянской обл.

Группы почв	Гранулометрический состав	Тип (подтип) почв	рН солевой	Гумус, %	Емкость катионного обмена, мг-экв/100 г	Содержание физической глины (<0.01 мм), %
Песчаные	Песчаный, супесчаный	Дерново-подзолистые; дерново-глеевые; дерновые; светло-серые и серые лесные	4.0–6.0	0.3–5.0	3.0–15.0	<20
Суглинистые	Легкосуглинистый, среднесуглинистый	Дерново-подзолистые; дерновые; темно-серые лесные	4.8–6.5	2.0–6.5	5.0–25.0	20–40
Глинистые	Тяжелосуглинистый	Темно-серые лесные	5.0–7.0	3.5–10.0	20.0–70.0	>40
Органические (органогенные)		Торфяные; торфяно-болотные; торфяно-глеевые	3.0–5.0	5.0–30.0	20.0–200.0	

Выбор гранулометрического показателя, характеризующего почвы как ведущего признака классификационной системы, хорошо согласуется с представлениями о значительном влиянии этого показателя на интенсивность миграции ^{137}Cs в системе почва–растения.

Почвы пашни в семи юго-западных районах Брянской обл., использующейся для производства растениеводческой продукции, представлены двумя группами: песчаными и суглинистыми. Сенокосы и пастбища, помимо этих двух групп, включают еще органические (торфяно-болотные) почвы.

После аварии на ЧАЭС на радиоактивно загрязненных сельскохозяйственных угодьях применяли повышенные дозы минеральных удобрений [2, 31], однако объемы внесения мелиорантов для создания агрохимического барьера ^{137}Cs не всегда и не везде оптимальны [5, 7]. На почвах, где минеральные удобрения вносились в достаточных объемах, удалось добиться значительного снижения почвенной кислотности, повышения обеспеченности растений фосфором и калием, увеличения содержания гумуса, что привело к снижению перехода ^{137}Cs в растения. На угодьях, где минеральные удобрения вносились в ограниченных объемах с нарушениями технологии, их положительное влияние было менее выраженным. Наибольшую эффективность уменьшения поступления ^{137}Cs в растения на бедных калием дерново-подзолистых почвах, характерных для юго-западных районов Брянской обл., имело сбалансированное внесение в почву азотных, фосфорных и калийных удобрений в соотношении $\text{N} : \text{P} : \text{K} = 1 : 1.5 : 2$.

Для повышения содержания подвижных форм калия в почве вносили на суглинистых и песчаных почвах соответственно 52 и 69 кг K_2O на 1 га. С целью улучшения физико-химических свойств почв и уменьшения подвижности ^{137}Cs проводили известкование, в дозах 1.5–2 раза превышающих норму (3–10 т/га), при этом учитывалась кислотность почв.

Для учета влияния защитных мероприятий на переход ^{137}Cs все сельскохозяйственные угодья разделены на три группы по объемам агрохимических работ:

Группа I – участки, на которых проводилось интенсивное внедрение защитных мероприятий. На пашне под зерновые культуры на них вносили минеральные удобрения в средних дозах 135, под картофель 360, под кукурузу, выращиваемую на силос, 205 кг/га д.в. На сенокосах и пастбищах проводился комплекс мероприятий по их коренному улучшению, включая вспашку, дискование и фрезерование почвы, внесение повышенных доз минеральных удобрений в средних дозах около 40 кг/га д.в. и высев многолетних трав. Урожайность зерновых при таких объемах внесения агроулучшителей составляла в среднем 20, картофеля 210, кукурузы (зеленая масса) 320, сеяных трав 30 ц/га (в корм. ед.).

Группа II включала сельскохозяйственные угодья с умеренным проведением защитных мероприятий. Под зерновые культуры на таких участках вносили минеральные удобрения в средних дозах 60–70, под картофель 170–190, под кукурузу, выращиваемую на силос, 100–120 кг/га д.в. На лугопастбищных угодьях проводилось их поперх-

Таблица 3. Агрохимические показатели дерново-подзолистых почв Брянской обл. при различных вариантах внедрения защитных мероприятий

Вариант применя контрмер	Гумус, %	рН	Обменный калий	Подвижный фосфор	Индекс степени окультуренности
			мг/100 г		
Интенсивные	2.2–3.5	5.8–6.5	17–35	15–30	>0.7
Умеренные	1.7–2.2	5.2–5.8	8–17	10–15	0.6–0.7
Без контрмер	0.9–1.7	4.0–5.2	<8	<10	0.4–0.6

ностное улучшение, включая внесение минеральных удобрений в средних дозах около 20 кг/га д.в. и подсев многолетних трав. Урожайность зерновых в этом случае была в среднем 15, картофеля 50–70, кукурузы (зеленая масса) 170 ц/га, а сеяных трав около 10 ц/га (в корм. ед.).

Группа III – участки, на которых защитные мероприятия проводились в очень ограниченных масштабах нерегулярно и с нарушением технологий или их не было. Под зерновые культуры на таких сельскохозяйственных угодьях вносили минеральные удобрения в средних дозах не более 10, под картофель менее 25, под кукурузу до 20 кг/га д.в. На лугопастбищных угодьях внесение агрономических удобрений не превышало 1–2 кг/га д.в. Применение минеральных удобрений в таких объемах не оказывало влияния на увеличение урожайности сельскохозяйственных культур.

Необходимо отметить, что в течение 20 лет после аварии происходила ротация исследуемых сельскохозяйственных угодий по группам в связи с неодинаковыми объемами внесения на них агрономических удобрений. Так, в случае сокращения объемов применения минеральных удобрений участки переводились из группы I в II или даже III. Однако возможен и обратный процесс. Решение о переводе исследуемых угодий из одной группы в другую принималось на основе данных об объемах проведения на них реабилитационных работ и изучения достигнутых при этом агрохимических показателей почв (табл. 3).

На основе выборок данных по комбинациям: культура–почва–год–защитное мероприятие, создана база данных, включающая 26718 записей. Используя эти сведения, рассчитали КП ^{137}Cs из различных групп почв в сельскохозяйственные растения для каждого года после аварии с учетом проведения (или отсутствия) защитных мероприятий. Полученные КП ^{137}Cs обрабатывались статистическими методами в соответствии с работами [8, 11, 27]. Для каждой выборки применяли критерии для отбраковки данных, являющихся выбросами. Так, если какое-либо значение выхо-

дило за рамки $\bar{x} \pm 2\sigma$ (где $\bar{x}$ – среднее геометрическое, а σ – стандартное отклонение), оно исключалось из дальнейшей статистической обработки. Необходимость проведения такой операции обусловлена значительной вариабельностью исходных значений КП ^{137}Cs . После отбраковки недостоверных данных рассчитывали параметры распределения полученных выборок, включающие средние геометрические значения КП ^{137}Cs для каждой выборки и их 95%-ные доверительные интервалы. Таким образом, были рассчитаны средние КП ^{137}Cs для каждой комбинации культура–почва–год–защитное мероприятие.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Динамика поступления ^{137}Cs в продукцию растениеводства. Параметры миграции ^{137}Cs в системе почва–растение рассматривали, начиная с 1987 г., когда корневой путь поступления ^{137}Cs стал доминирующим. Учитывая незначительные отличия в переходе ^{137}Cs в ряд зерновых культур (ячмень, пшеницу, рожь, овес), они были объединены в одну группу. На рис. 1 представлена динамика КП ^{137}Cs из песчаной и суглинистой почв в эту группу растений за период наблюдений с 1987 по 2006 гг. при различных объемах защитных мероприятий.

Графики таких оценок (рис. 1, 2) построены в логарифмических координатах, что делает удобным сравнительный анализ динамики КП ^{137}Cs как для обеих групп почв, так и различных периодов после аварии на ЧАЭС. Видно, что за рассматриваемый 19-летний период КП ^{137}Cs уменьшились от 17 до 37 раз. Наиболее интенсивное снижение этого показателя (в 22–37 раз) наблюдалось на песчаных почвах, в то время как на суглинистых почвах оно составило 17–27 раз. Максимальное уменьшение КП ^{137}Cs внутри одной группы почв отмечено на участках, где отсутствовали защитные мероприятия или они проводились в умеренных объемах. Минимальное снижение КП ^{137}Cs наблюдалось на пашне, где мине-

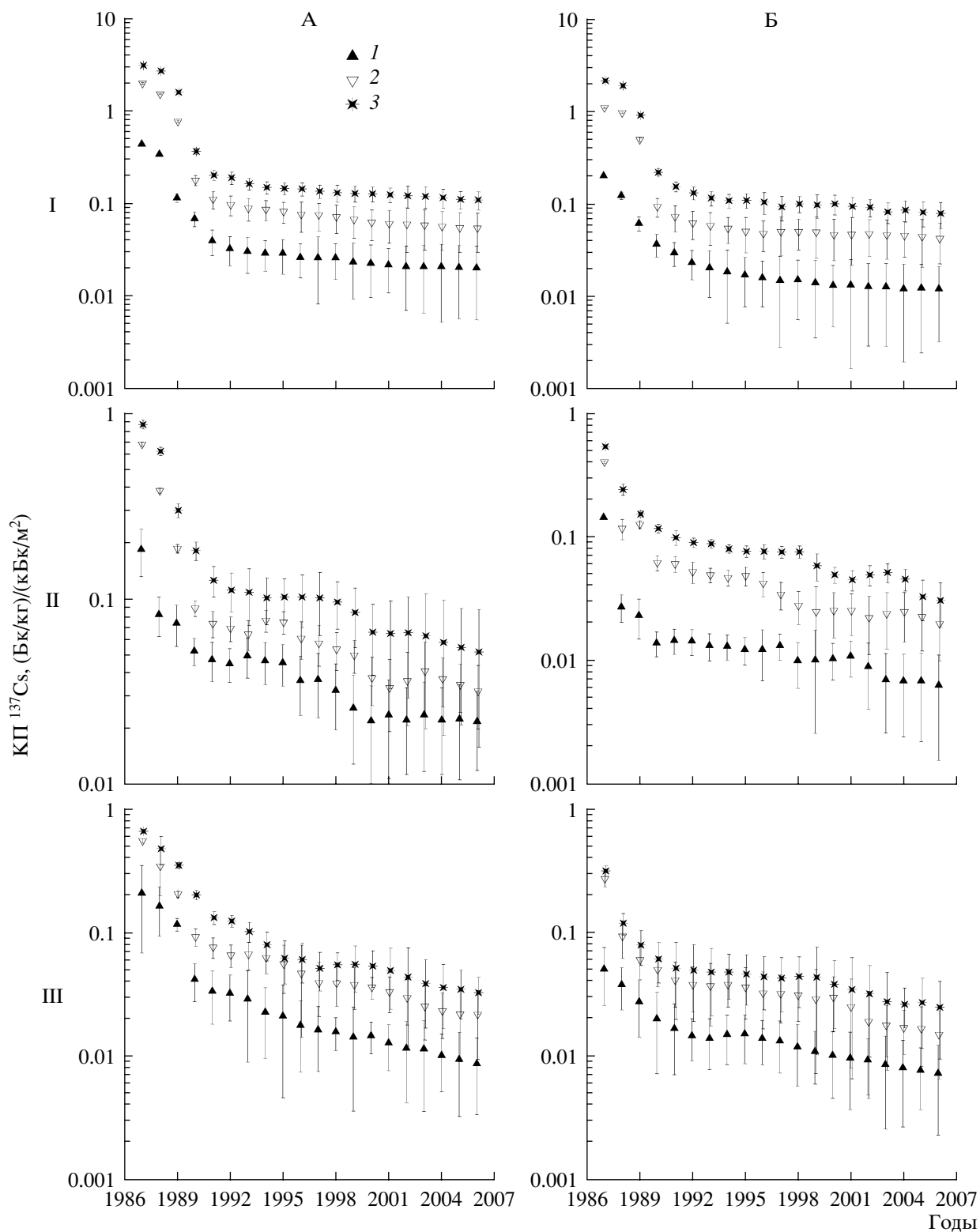


Рис. 1. Динамика КП ¹³⁷Cs из песчаной (А) и суглинистой (Б) почв в зерновые (зерно) (I), картофель (клубни) (II), овощи (III), сенаж (IV) и силос (V) при различных вариантах защитных мероприятий (1 – интенсивное, 2 – умеренное, 3 – без контрмер).

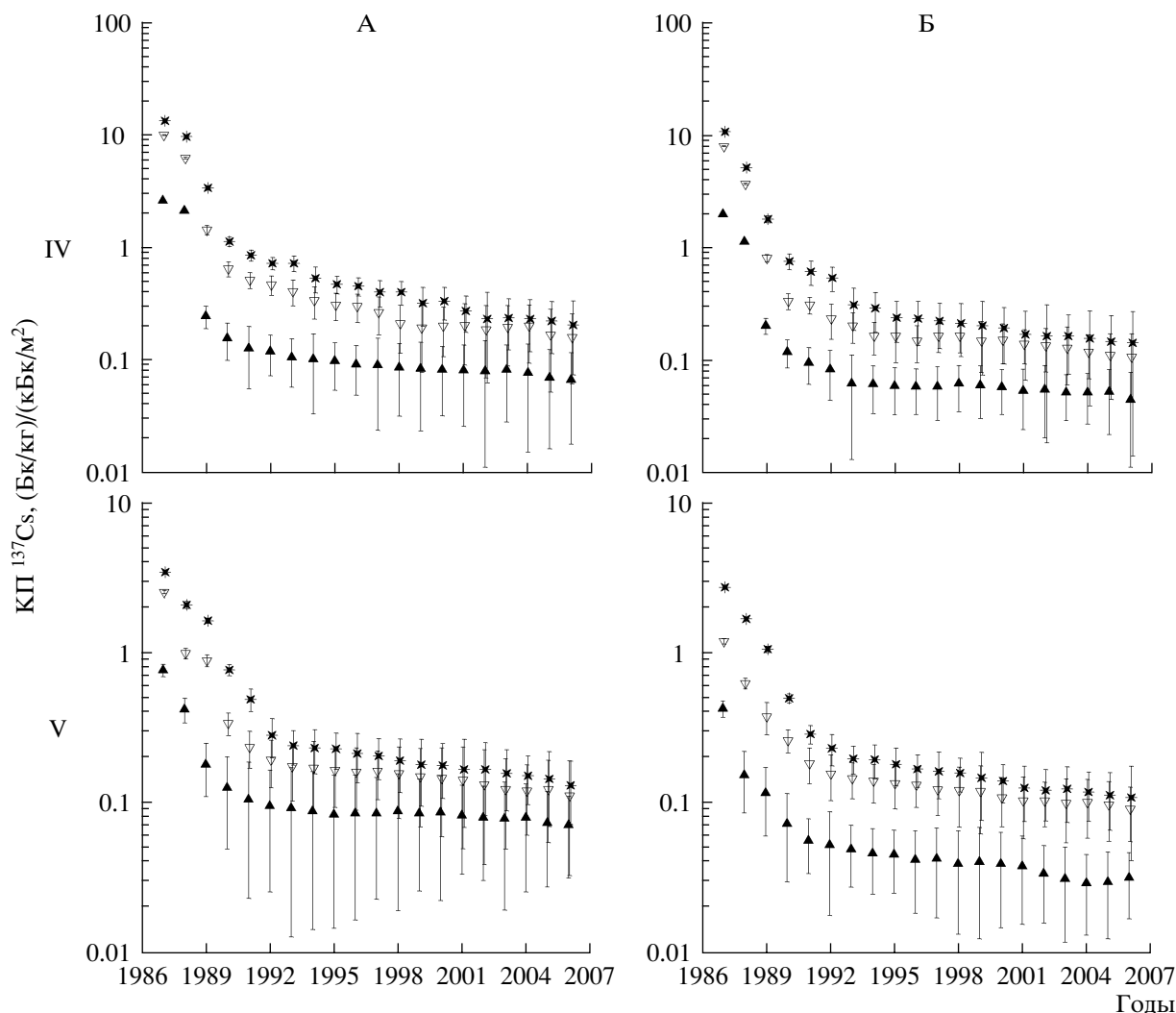


Рис. 1. Продолжение.

ральные удобрения вносились в наибольших объемах в связи с тем, что изначально миграция ^{137}Cs на этих участках была в 7–15 раз ниже, чем на угодьях, где защитные мероприятия не проводились. В среднем за рассматриваемый период поступление ^{137}Cs в зерновые на участках, где реализовывался интенсивный вариант внесения агромерелиорантов, было в 6–7.5 раза ниже, чем на участках, где контрмеры не применялись.

КП ^{137}Cs в картофель за рассматриваемый период времени снизились несколько меньше, чем у зерновых. На песчаных почвах это уменьшение составило от 8 до 21 раза, а на суглинистых почвах в 18–23 раза в зависимости от объемов защитных мероприятий. КП ^{137}Cs для картофеля на песчаных почвах были выше, чем на суглинистых от 1.5 до 3 раз. Внутри одной группы почв при внесении различных доз минеральных удобрений разница в КП ^{137}Cs была в среднем 3-кратной для песчаных и 6-кратной для суглинистых почв. Сни-

жение КП ^{137}Cs для картофеля в отличие от зерновых культур не было плавным: в течение некоторых промежутков времени они практически не менялись, а в отдельные годы даже наблюдался рост этого показателя. Данный факт подтверждает, что в условиях сельскохозяйственного производства на поступление ^{137}Cs в растения помимо времени оказывает влияние большое число факторов, определяющих значительные колебания данного показателя, о чем также говорит и довольно большой разброс экспериментальных данных.

При оценках КП ^{137}Cs в овощные культуры следует отметить, что эти данные были близки к динамике КП ^{137}Cs в картофель (рис. 1). Наиболее значительное снижение КП ^{137}Cs обнаружено на песчаных почвах (20–25 раз), менее существенное – на суглинистых почвах (7–18 раз). Разница в КП ^{137}Cs для участков с различным уровнем плодородия очень близка для обеих групп почв и со-

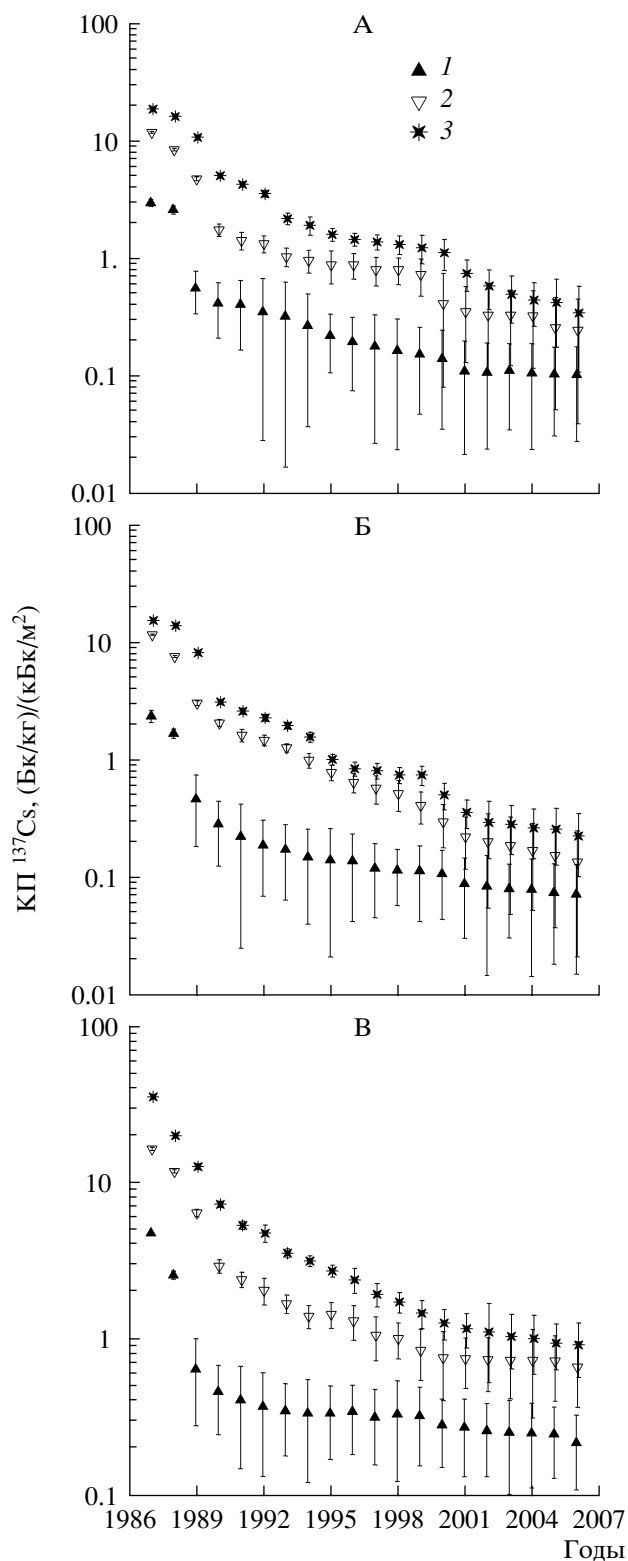


Рис. 2. Динамика КП ^{137}Cs из песчаной (А), суглинистой (Б) и торфяно-болотной (В) почв в сено при различных вариантах защитных мероприятий (1 – интенсивное, 2 – умеренное, 3 – без контрмер).

ставляет около 3.5 раза. Такой показатель можно рассматривать как эффект от применения минеральных удобрений, ведущий к снижению перехода ^{137}Cs для данной группы растений.

Динамика поступления ^{137}Cs в продукцию кормопроизводства. Переход ^{137}Cs в сенаж значительно отличался на участках с различным уровнем почвенного плодородия. Так, на сельскохозяйственных угодьях, где регулярно вносились повышенные дозы минеральных удобрений, в первые годы после аварии КП ^{137}Cs были на уровне 1.2–2.7 $(Bq/kg)/(kBq/m^2)$, в то время как на участках, где контрмеры проводились в ограниченных масштабах или их не было вообще, КП ^{137}Cs были в несколько раз выше – 5.3–13.7 $(Bq/kg)/(kBq/m^2)$. Несмотря на уменьшение КП ^{137}Cs со временем, такая разница прослеживалась и в дальнейшем, составляя для крайних случаев в среднем 4–5 раз. В целом, за 19 лет после аварии КП ^{137}Cs в сенаж снизились в среднем в 40–45 раз на участках с интенсивным внесением удобрений и в 65–75 раз в условиях, когда контрмеры не проводились.

Для производства сена в юго-западных районах Брянской обл. используются угодья, включающие не только рассмотренные ранее группы почв, но и расположенные на торфяно-болотных почвах. КП ^{137}Cs для этой наиболее “критической” группы почв были и остаются самыми высокими. На участках с одинаковыми объемами контрмер относительно песчаных почв они были выше в среднем в 1.7 раза, а по сравнению с суглинистыми – в 2.5 и более раз (рис. 2). Отмечена высокая эффективность комплекса защитных мероприятий по снижению перехода ^{137}Cs в сено. Так, в зависимости от объемов контрмер разница в КП ^{137}Cs на участках с интенсивным и ограниченным внедрением защитных мероприятий составила за 19-летний период времени в среднем 7.4–7.8 раза для различных групп почв, причем если в первые годы после аварии она была на уровне 10–12 раз, то к настоящему времени снизилась до 3–4 раз. Общее уменьшение КП ^{137}Cs в сено трав за весь рассматриваемый период варьировало в пределах 22–86 раз, при этом минимальное значение этого диапазона характерно для участков с интенсивным проведением защитных мероприятий, а максимальное – для территорий, где контрмеры не проводились.

Разница КП ^{137}Cs в кукурузу, выращиваемую на силос, при различных объемах внесения минеральных удобрений (для вариантов интенсивного проведения контрмер и их отсутствия) оказалась несколько меньше по сравнению с сеном и составила в среднем 3.2 для песчаных и 4.8 для суглинистых почв. Общее уменьшение КП ^{137}Cs за рассматриваемый период времени для силоса было наименьшим из всех кормовых культур и варьировало в пределах 11–26 раз в связи с тем, что из-

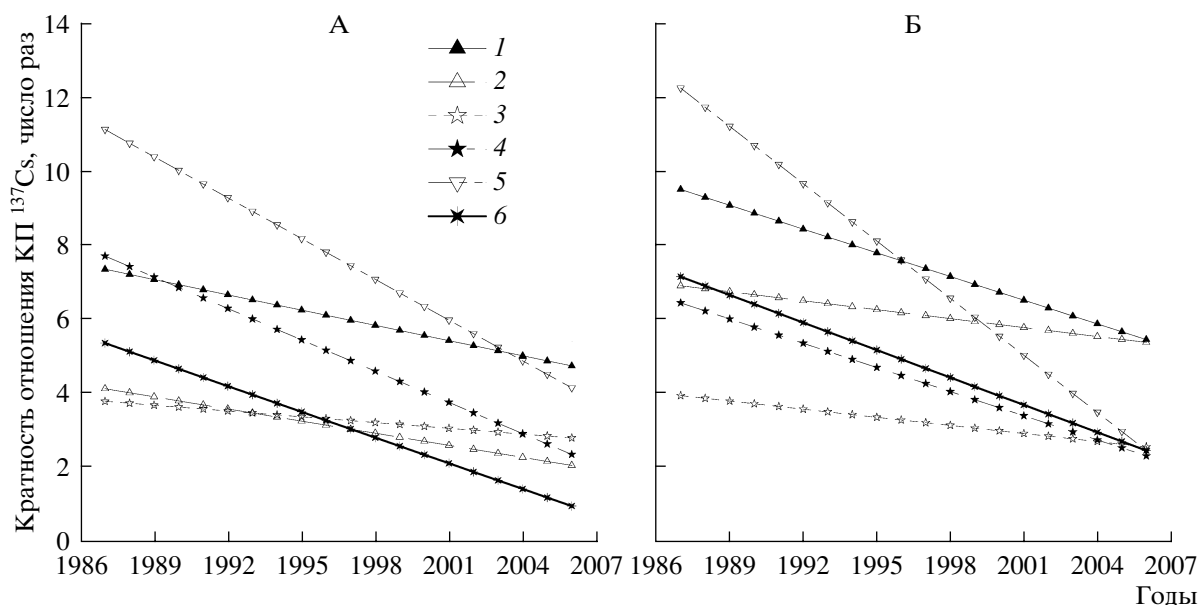


Рис. 3. Динамика отношения КП ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры в отсутствии и интенсивном внедрении защитных мероприятий на песчаной (А) и суглинистой (Б) почв (1 – зерно, 2 – картофель, 3 – овощи, 4 – сенаж, 5 – сено, 6 – силос).

начально КП ^{137}Cs для этой культуры были минимальными из всех исследованных кормов и не превышали 3–4 (Бк/кг)/(кБк/м²).

Влияние защитных мероприятий на динамику поступления ^{137}Cs в растения. Оценка отношения КП ^{137}Cs при отсутствии и интенсивном варианте защитных мероприятий позволила определить их эффективность в растениеводстве и кормопроизводстве в каждый год после аварии на ЧАЭС (рис. 3). Представленные данные по динамике отношения КП ^{137}Cs описаны линейной функцией. Видно, что максимальной эффективности контрмер удалось добиться в первые несколько лет после аварии (1988–1990 гг.). В этот период времени для различных культур отношение КП ^{137}Cs в растения в отсутствии контрмер и их интенсивным проведением достигало 12 и более раз. Такая высокая эффективность защитных мер обусловлена двумя причинами. С одной стороны, в первые годы после аварии агромерелиоранты вносили в почву в максимальных объемах. Так, с 1986 по 1990 гг. только в Брянской обл. проведено известкование, фосфоритование и калиевание сельскохозяйственных угодий на площади более 1.36 млн. га, а коренное улучшение сенокосов и пастбищ на территории 97.6 тыс. га [2]. Основные объемы этих мероприятий пришлось на наиболее загрязненные юго-западные районы, исследуемые в настоящей работе. С другой стороны, в первые годы после аварии ^{137}Cs в почве был достаточно подвижен и в отсутствие повышенного минерального питания растений быстро ими усваивался. Поэто-

му, и разница в КП ^{137}Cs при отсутствии и интенсивном применении агромерелиорантов была существенной.

В последующие годы ^{137}Cs фиксировался в почве, становился менее доступным для растений, и эффект от применения минеральных удобрений стал снижаться. Однако до настоящего времени отношение КП ^{137}Cs в растения, при достаточном внесении минеральных удобрений по сравнению с контролем, находилось на уровне 1.8–6.6 раза для различных культур. В то же время необходимо отметить, что такая существенная разница в КП ^{137}Cs (особенно в первые годы после аварии) отмечалась только для сельскохозяйственных угодий с интенсивным проведением на них контрмер и отсутствием защитных мероприятий (то есть крайних случаев). На практике же, гораздо чаще встречались ситуации с различными вариантами внесения агромерелиорантов в умеренных объемах. Для таких условий разница в КП ^{137}Cs растений в различные группы почв и сельскохозяйственные культуры варьировала в пределах 1.1–3.0 раза.

Таким образом, на миграцию ^{137}Cs в аграрных экосистемах оказывает влияние большое число факторов, и определить их вклад в поступление этого радионуклида в растения достаточно сложно. Это привело к необходимости обобщения полученных экспериментальных данных и их оценки с помощью математических моделей.

Закономерности перехода ^{137}Cs в растения. Анализ многолетней динамики КП ^{137}Cs в растения позволяет провести их классификацию по накоплению этого радионуклида и вли-

Таблица 4. Отношение КП ^{137}Cs в сельскохозяйственные культуры к КП ^{137}Cs в овощи, число раз

Продукция	Песчаные почвы			Суглинистые почвы		
	интенсивные контрмеры	умеренные контрмеры	отсутствие контрмер	интенсивные контрмеры	умеренные контрмеры	отсутствие контрмер
Картофель	1.1	1.1	1.2	1.2	1.4	1.7
Зерно	1.7	3.0	3.7	2.1	3.7	5.7
Кукуруза на силос	3.5	3.9	4.2	4.4	4.7	7.1
Сенаж	8.2	12.2	12.8	13.9	16.8	18.9
Сено	11.9	20.3	27.4	21.0	36.5	46.0

янию защитных мероприятий на данный процесс. Все рассмотренные растения значительно отличаются по аккумуляции в них ^{137}Cs . Так, наибольшими КП ^{137}Cs характеризуется сено трав, причем для естественного травостоя (там, где защитные мероприятия не проводились) этот показатель колеблется в пределах 0.2–35.2 при среднем 4.0 (Бк/кг)/(кБк/м²) в зависимости от гранулометрического состава почв, а на участках, где осуществлялось коренное улучшение сенокосов и пастбищ, вносились минеральные удобрения и выращивались многолетние сеяные травы, КП ^{137}Cs ниже и колебались в пределах 0.1–16.4 при среднем 1.3 (Бк/кг)/(кБк/м²). К следующей группе по степени перехода ^{137}Cs относится травостой, используемый на сенаж, КП ^{137}Cs для этих кормов колеблется в пределах 0.04–13.7 (среднее 0.9 (Бк/кг)/(кБк/м²)). Далее по накоплению ^{137}Cs следует кукуруза, выращиваемая на силос, КП ^{137}Cs в этом случае варьируют в диапазоне 0.03–3.5, а среднее равно 0.3 (Бк/кг)/(кБк/м²). В продукцию растениеводства ^{137}Cs переходит гораздо меньше, чем в кормовые культуры. Для зерна этот показатель находится в интервале 0.01–3.2, при среднем 0.24 (Бк/кг)/(кБк/м²). Наименьшими КП ^{137}Cs характеризуются овощные культуры и картофель, КП ^{137}Cs для этих культур достаточно близки и колеблется в интервале 0.007–0.67 (среднее 0.07 (Бк/кг)/(кБк/м²)) для овощей и 0.006–0.87 (среднее 0.09 (Бк/кг)/(кБк/м²)) для картофеля. Учитывая минимальные КП ^{137}Cs для овощей, они были приняты за единицу, и КП ^{137}Cs для всех остальных культур были нормированы по отношению к значениям для этой культуры (табл. 4).

Таким образом, все растения можно расположить в ряд по убыванию: сено трав (11.9–46.0) > сенаж (8.2–18.9) > кукуруза на силос (3.5–7.1) > зерновые (1.7–5.7) > картофель (1.1–1.7) > овощи (1.0). Такие различия в накоплении ^{137}Cs связаны с биологическими и видовыми особенностями растений. Как видно из табл. 4, на суглинистых

почвах разница в КП ^{137}Cs у всех культур больше, причем на одних и тех же группах почв, с увеличением объемов защитных мероприятий отличия в КП ^{137}Cs закономерно снижались. Полученные данные по классификации сельскохозяйственных растений по накоплению ^{137}Cs близки по результатам с работой Фесенко с соавт. [21].

Моделирование перехода ^{137}Cs в растения. Анализируя рис. 1–2, можно отметить, что вне зависимости от уровня плодородия почв снижение КП ^{137}Cs в растения значительно отличалось в различные сроки после аварии на ЧАЭС. Так, в первые 4–5 лет после аварии уменьшение КП ^{137}Cs было наиболее интенсивным. Через 6–10 лет после радиоактивного загрязнения оно замедлилось, а после 1998 г. уменьшение КП ^{137}Cs стало минимальным. Для корректного описания этих процессов в последние годы нашел широкое применение метод, основанный на оценке эффективных периодов полуснижения (T_{eff}), то есть времени, в течение которого содержание радионуклидов в различных компонентах трофической цепи под влиянием всех факторов уменьшается в 2 раза [21, 25]. Учитывая, что характер снижения КП ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения значительно отличался в различные периоды после аварии, рассчитаны T_{eff} КП ^{137}Cs для трех временных периодов: 1987–1991, 1992–1997 и 1998–2006 гг. Динамика уменьшения КП ^{137}Cs описана тремя экспонентами по формуле:

$$Tf(t) = \begin{cases} Tf_1(0)\exp^{-\lambda_1 t}, & \text{для } t_1 \leq t < t_2 \\ Tf_2(0)\exp^{-\lambda_2 t}, & \text{для } t_2 \leq t < t_3, \\ Tf_3(0)\exp^{-\lambda_3 t}, & \text{для } t \geq t_3, \end{cases} \quad (2)$$

где $Tf(t)$ – КП ^{137}Cs из почвы в растения, (Бк/кг)/(кБк/м²); t – время после радиоактивных выпадений, годы; $\lambda_1, \lambda_2, \lambda_3$ – константы скорости

Таблица 5. Параметры модели, описывающую динамику КП ^{137}Cs в растения

Группа почв	Вариант применения контрмер	Первый период, 1987–1991 гг.			Второй период, 1992–1997 гг.			Третий период, 1998–2006 гг.		
		Tf_1	λ_1	R^2	Tf_2	λ_2	R^2	Tf_3	λ_3	R^2
Зерно										
Песчаные	Без контрмер	3.19	0.43	0.90	0.20	0.08	0.86	0.13	0.02	0.97
	Умеренные	2.04	0.51	0.94	0.10	0.06	0.97	0.07	0.04	0.94
	Интенсивные	0.45	0.52	0.94	0.03	0.05	0.94	0.03	0.04	0.83
Суглинистые	Без контрмер	2.17	0.46	0.90	0.13	0.07	0.90	0.10	0.03	0.89
	Умеренные	1.11	0.45	0.90	0.06	0.06	0.88	0.05	0.03	0.86
	Интенсивные	0.20	0.54	0.99	0.02	0.10	0.98	0.02	0.03	0.86
Картофель										
Песчаные	Без контрмер	0.87	0.47	0.98	0.11	0.20	0.80	0.10	0.09	0.87
	Умеренные	0.68	0.62	0.99	0.07	0.10	(0.21)	0.05	0.07	0.63
	Интенсивные	0.19	0.48	0.91	0.04	0.09	0.59	0.03	0.07	0.54
Суглинистые	Без контрмер	0.55	0.61	0.97	0.09	0.15	0.91	0.08	0.11	0.80
	Умеренные	0.41	0.78	0.92	0.05	0.09	0.78	0.03	0.03	0.66
	Интенсивные	0.15	1.35	0.97	0.01	0.60	0.72	0.01	0.05	0.77
Овощи										
Песчаные	Без контрмер	0.67	0.36	0.99	0.13	0.20	0.98	0.06	0.06	0.95
	Умеренные	0.56	0.51	0.99	0.07	0.15	0.85	0.04	0.08	0.97
	Интенсивные	0.21	0.38	0.95	0.03	0.14	0.98	0.02	0.07	0.97
Суглинистые	Без контрмер	0.32	0.71	0.96	0.05	0.20	0.91	0.04	0.08	0.96
	Умеренные	0.28	0.80	0.96	0.04	0.15	0.74	0.03	0.09	0.92
	Интенсивные	0.05	0.30	0.99	0.01	0.11	(0.19)	0.01	0.06	0.99
Сенаж										
Песчаные	Без контрмер	13.71	0.59	0.95	0.74	0.12	0.91	0.41	0.10	0.90
	Умеренные	10.22	0.71	0.96	0.48	0.12	0.96	0.22	0.03	0.59
	Интенсивные	2.67	0.64	0.87	0.12	0.10	0.94	0.09	0.02	0.81
Суглинистые	Без контрмер	10.95	0.81	0.99	0.55	0.25	0.82	0.22	0.05	0.96
	Умеренные	8.12	0.90	0.99	0.24	0.11	0.78	0.17	0.05	0.97
	Интенсивные	2.03	0.79	0.97	0.08	0.10	0.64	0.06	0.03	0.87
Сено										
Песчаные	Без контрмер	19.00	0.33	0.94	3.61	0.25	0.89	1.34	0.17	0.95
	Умеренные	12.05	0.48	0.98	1.36	0.12	0.87	0.82	0.19	0.87
	Интенсивные	3.03	0.51	0.87	0.36	0.14	0.98	0.17	0.08	0.84
Суглинистые	Без контрмер	15.45	0.36	0.91	2.30	0.23	0.97	0.75	0.18	0.91
	Умеренные	11.71	0.55	0.98	1.48	0.20	0.99	0.52	0.21	0.96
	Интенсивные	2.37	0.59	0.95	0.19	0.09	0.96	0.12	0.07	0.93
Торфяные	Без контрмер	35.20	0.52	0.99	4.76	0.19	0.97	1.74	0.10	0.93
	Умеренные	16.38	0.47	0.98	2.06	0.13	0.92	1.01	0.06	0.74
	Интенсивные	4.76	0.75	0.98	0.37	0.10	0.73	0.34	0.05	0.93
Силос										
Песчаные	Без контрмер	3.49	0.45	0.98	0.29	0.07	0.89	0.19	0.04	0.97
	Умеренные	2.57	0.68	0.96	0.20	0.04	0.82	0.16	0.04	0.96
	Интенсивные	0.78	0.62	0.99	0.10	0.06	0.82	0.09	0.02	0.91
Суглинистые	Без контрмер	2.75	0.52	0.99	0.23	0.08	0.94	0.16	0.05	0.94
	Умеренные	1.20	0.56	0.99	0.16	0.05	0.97	0.12	0.04	0.91
	Интенсивные	0.43	0.74	0.96	0.05	0.05	0.94	0.04	0.03	0.82

Примечание. В скобках указаны значения величин, для которых корреляция не достоверна.

Таблица 6. Эффективные периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в растениях, годы

Группа почв	Вариант применения контрмер	Первый период, 1987–1991 гг.	Второй период, 1992–1997 гг.	Третий период, 1998–2006 гг.
Зерно				
Песчаные	Без контрмер	1.62	8.70	28.88
	Умеренные	1.36	12.37	16.86
	Интенсивные	1.32	14.40	17.29
Суглинистые	Без контрмер	1.52	10.08	24.53
	Умеренные	1.53	12.18	23.10
	Интенсивные	1.28	7.10	20.29
Картофель				
Песчаные	Без контрмер	1.46	3.47	7.68
	Умеренные	1.12	6.93	9.25
	Интенсивные	1.45	7.70	10.51
Суглинистые	Без контрмер	1.14	4.62	6.10
	Умеренные	0.89	7.70	19.90
	Интенсивные	0.51	1.16	14.61
Овощи				
Песчаные	Без контрмер	1.91	3.53	11.31
	Умеренные	1.35	4.62	9.16
	Интенсивные	1.80	4.79	9.75
Суглинистые	Без контрмер	0.97	3.47	8.85
	Умеренные	0.87	4.62	7.33
	Интенсивные	2.34	6.30	10.80
Сенаж				
Песчаные	Без контрмер	1.18	5.69	6.92
	Умеренные	0.97	5.64	27.36
	Интенсивные	1.08	6.93	29.28
Суглинистые	Без контрмер	0.86	2.77	12.78
	Умеренные	0.77	6.56	13.07
	Интенсивные	0.88	7.01	20.33
Сено				
Песчаные	Без контрмер	2.12	2.73	4.05
	Умеренные	1.43	5.69	3.65
	Интенсивные	1.35	4.96	9.08
Суглинистые	Без контрмер	1.90	3.08	3.83
	Умеренные	1.26	3.52	3.27
	Интенсивные	1.17	7.70	10.60
Торфяные	Без контрмер	1.33	3.70	7.15
	Умеренные	1.49	5.27	11.24
	Интенсивные	0.92	6.93	13.49
Силос				
Песчаные	Без контрмер	1.53	9.59	16.71
	Умеренные	1.01	15.52	16.72
	Интенсивные	1.11	11.55	30.12
Суглинистые	Без контрмер	1.34	8.74	13.26
	Умеренные	1.24	14.40	19.28
	Интенсивные	0.94	13.75	19.91

снижения КП ^{137}Cs , год^{-1} ; Tf_1 , Tf_2 , Tf_3 – параметры модели, $(\text{Бк/кг})/(\text{кБк/м}^2)$.

В этом случае T_{eff} могут быть представлены в виде:

$$T_{\text{eff}} = \frac{\ln(2)}{\lambda}. \quad (3)$$

Параметры модели рассчитывали в программном пакете MS Excel функцией “Поиск решения”. Полученные параметры для различных групп почв, растений и вариантов применения защитных мероприятий представлены в табл. 5. В большинстве случаев коэффициенты корреляции (R^2), отражающие степень соответствия результатов модельных расчетов экспериментальным данным, являются достаточно высокими и находятся в диапазоне 0.54–0.99. Рассчитанные на основе модели T_{eff} ^{137}Cs в растениях для различных сроков после радиоактивных выпадений, групп почв и объемов защитных мероприятий приведены в табл. 6.

Анализ данных показывает, что для первого периода после аварии T_{eff} находится в диапазоне 0.5–2.3 года, причем для одних и тех же культур этот показатель выше на участках, где защитные мероприятия не проводились, и он минимален на сельскохозяйственных угодьях при интенсивном внедрении защитных мероприятий. Для второго периода после радиоактивных выпадений T_{eff} колеблется в более широких пределах – от 1.2 до 15.5 года. Максимальные показатели T_{eff} отмечаются для зерновых культур (7.1–14.4 года) и для кукурузы, выращиваемой на силос (8.7–15.5 года). Третий период после аварии на ЧАЭС характеризуется максимальными значениями T_{eff} (3.3–30.1 года). Поскольку величина КП ^{137}Cs не зависит от распада, то рост T_{eff} со временем означает приближение к стабилизации интенсивности перехода этого радионуклида из почвы в растения. В то же время сам факт стабилизации КП ^{137}Cs означает приближение динамики загрязнения растений к динамике радиоактивного распада ^{137}Cs . Тем не менее, приближение T_{eff} для КП ^{137}Cs к 30 годам означает, что динамика снижения загрязнения растений этим радионуклидом все еще в два раза выше динамики распада.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе исследования на основе большого фактического материала показано достоверное уменьшение во времени КП ^{137}Cs в растениях. За 20 лет после радиоактивных выпадений для разных растений это снижение составило от 7 до 85 раз, причем в первые годы оно было максимальным. На накопление ^{137}Cs растениями большое влияние оказывают свойства почв. Так, максимальный переход этого радионуклида в расте-

ния отмечен на торфяных почвах, несколько меньше он на песчаных и минимален на суглинистых. Наиболее подробный сравнительный анализ данных по КП ^{137}Cs в растениях, выращиваемых на песчаных и суглинистых почвах, показал, что на первых он выше и для различных культур варьирует в диапазоне 1.2–4.5 раза.

Доказана важная роль внесения минеральных удобрений и известкования почв по уменьшению накопления ^{137}Cs в растениях. На сельскохозяйственных угодьях, где вносились минеральные удобрения в повышенных дозах, отмечено значительное (в среднем до 3–7 раз) снижение в них КП ^{137}Cs по сравнению с участками, где контрмеры не проводились. Особенно эффективным является применение агроулучшителей в первые годы после радиоактивных выпадений из-за большой подвижности ^{137}Cs . В последующем эффективность таких мероприятий снижается из-за фиксации данного радионуклида в почве. Для одних и тех же культур и групп почв отмечено, что максимальное уменьшение КП ^{137}Cs в растениях наблюдается на участках, где контрмеры не проводились, в связи с тем, что изначально параметры его миграции на них значительно выше, чем на сельскохозяйственных угодьях, на которых осуществлялось интенсивное внедрение защитных мероприятий.

Проведенные исследования также показали, что при одних и тех же условиях ^{137}Cs в большей степени переходит в продукцию кормопроизводства и в меньшей в продукцию растениеводства, что необходимо учитывать при планировании систем севооборотов на радиоактивно загрязненных территориях.

Определены эффективные периоды полуснижения содержания ^{137}Cs в сельскохозяйственной продукции для различных периодов после радиоактивных выпадений. Показано, что в первый период после аварии на ЧАЭС (1987–1991 гг.) этот показатель варьировал в пределах 0.5–2.3 года. Во второй период (1992–1997 гг.) снижение перехода ^{137}Cs замедлилось и составило 1.2–15.5 года. Третий послеварийный период (1998–2006 гг.) характеризуется максимальными значениями эффективного периода полуснижения (3.3–30.1 года). В настоящее время для ряда культур снижение содержания ^{137}Cs определяется радиоактивным распадом этого радионуклида, а для некоторых отмечена тенденция к достижению этой величины.

Рассчитанные в настоящей работе КП ^{137}Cs из почвы в сельскохозяйственные растения, полученные на основе экспериментальных данных для условий сельскохозяйственного производства, хорошо согласуются с результатами исследований, выполненных в районах крупных радиационных аварий [29, 30]. Результаты модельных

расчетов очень близки к экспериментальным данным и дают возможность достаточно точно определить параметры миграции ^{137}Cs в системе почва–сельскохозяйственные растения с учетом плодородия почв. Полученные результаты и разработанная модель могут быть использованы для прогнозирования загрязнения ^{137}Cs сельскохозяйственных угодий, на которых возможно получение продукции, удовлетворяющей нормативным критериям.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алексахин Р.М., Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А. Поведение ^{137}Cs в системе почва–растение и влияние внесения удобрений на накопление радионуклида в урожае // *Агрохимия*. 1992. № 8. С. 127–138.
2. Алексахин Р.М., Санжарова Н.И., Фесенко С.В. и др. Итоги ликвидации последствий аварии на ЧАЭС в агропромышленном комплексе России // *Радиоактивность после ядерных взрывов и аварий*. Тр. междунар. конф. М., 2005. Т. 1. С. 50–58.
3. Алексахин Р.М., Фесенко С.В., Санжарова Н.И. и др. О снижении содержания ^{137}Cs в продукции растениеводства, подвергшейся загрязнению после аварии на Чернобыльской АЭС // *Докл. РАСХН*. 1995. № 3. С. 20–21.
4. Вадюнина А.Ф., Корчагина З.А. Методы исследований физических свойств почв. М.: Агропромиздат, 1986. 416 с.
5. Воробьев Г.Т., Бобровский А.И., Прудников П.В. Агрохимические свойства почв Брянской обл. и применение удобрений. Брянск, 1995. 121 с.
6. Воробьев Г.Т., Гучанов Д.Е., Маркина З.Н. и др. Радиоактивное загрязнение почв Брянской обл. Брянск: Грани, 1994. 148 с.
7. Воробьев Г.Т., Чумаченко И.Н., Маркина З.Н. и др. Почвенное плодородие и радионуклиды. (Экологические функции удобрений и природных минеральных образований в условиях радиоактивного загрязнения почв). М.: НИА – Природа, 2002. 357 с.
8. Гераськин С.А., Фесенко С.В., Черняева Л.Г. и др. Статистические методы анализа эмпирических распределений коэффициентов накопления радионуклидов растениями // *Сельскохозяйственная биология*. 1991. № 1. С. 130–137.
9. Глобальные выпадения продуктов ядерных взрывов как фактор облучения человека / Под ред. А.Н. Мареев. М.: Атомиздат, 1980. 186 с.
10. Дричко В.Ф., Поникарова Т.М., Ефремова М.А. Накопление ^{137}Cs травами из торфяной почвы при возрастающих дозах калийных и азотных удобрений // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1996. Т. 36. Вып. 4. С. 524–530.
11. Закс Л. Статистическое оценивание. М.: Статистика, 1976. 598 с.
12. Маркина З.Н., Курганов А.А., Воробьев Г.Т. Радиоактивное загрязнение продукции растениеводства Брянской обл. Брянск, Изд-во БГСХА, 1997. 241 с.
13. Моисеев И.Т., Тихомиров Ф.А., Мартюшов В.З. и др. К оценке влияния минеральных удобрений на динамику обменного ^{137}Cs в почвах и доступность его овощным культурам // *Агрохимия*. 1988. № 5. С. 86–91.
14. О поведении радиоактивных продуктов деления в почвах, их поступлении в растения и накоплении в урожае / Под ред. В.М. Ключковского. М.: Изд-во АН СССР, 1956. 177 с.
15. Пристер Б.С. Реализация и развитие идей В.М. Ключковского в современной радиоэкологии // XXXV Радиоэкологические чтения, посвященные действительному члену ВАСХНИЛ В.М. Ключковскому (14 декабря 2006 г., ВНИИСХРАЭ, Обнинск). М., 2007. С. 62–88.
16. Ратников А.Н., Алексахин Р.М., Жигарева Т.Л. и др. Эффективность комплекса агромероприятий в снижении накопления ^{137}Cs в продукции растениеводства в зоне аварии на Чернобыльской АЭС (на территории России) // *Агрохимия*. 1992. № 9. С. 112–116.
17. Сельскохозяйственная радиоэкология / Под ред. Р.М. Алексахина, Н.А. Корнеева. М.: Экология, 1992. 400 с.
18. Спиридонов С.И., Мошаров О.В., Соломатин В.М. и др. Оценка уровней загрязнения почв ^{137}Cs , при которых возможно получение нормативно чистой сельскохозяйственной продукции // *Сельскохозяйственная биология*. 2007. № 6. С. 23–26.
19. Фесенко С.В., Алексахин Р.М., Санжарова Н.И. и др. Анализ факторов, определяющих формирование доз внутреннего облучения сельского населения и эффективность защитных мероприятий в сельском хозяйстве в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1999. Т. 39. № 5. С. 487–499.
20. Фесенко С.В., Пахомов А.Ю., Пастернак А.Д. и др. Закономерности изменения содержания ^{137}Cs в молоке в отдаленный период после аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2004. Т. 44. № 3. С. 336–345.
21. Фесенко С.В., Санжарова Н.И., Лисянский К.Б. и др. Динамика снижения коэффициентов перехода ^{137}Cs в сельскохозяйственные растения после аварии на Чернобыльской АЭС // *Радиационная биология. Радиоэкология*. 1998. Т. 38. Вып. 2. С. 256–273.
22. Юдинцева Е.В., Гулякин И.В. Агрохимия радиоактивных изотопов стронция и цезия. М.: Атомиздат, 1968. 472 с.
23. Юдинцева Е.В., Жигарева Т.Л., Левина Э.М. и др. Изменение доступности радионуклидов растениям при химизации сельского хозяйства // *Агрохимия*. 1982. № 5. С. 82–88.

24. Юдинцева Е.В., Левина Э.М. О роли калия в доступности ^{137}Cs растениям // Агрохимия. 1982. № 4. С. 75–81.
25. Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Spiridonov S.I. and Sanzharova N.I. // Radiat. Protect. Dosim. 1995. V. 60. № 2. P. 155–166.
26. Frissel M.J. An update of the recommended soil-to-plant transfer factors of Sr-90, Cs-137 and transuranics // Report of IUR Working group meeting on soil-to-plant transfer factors. Madrid, 1992. P. 16–25.
27. Frissel M.J. Report of the Working group soil to plant transfer factors. RIVM, Bilthoven, Netherland, 1989.
28. IAEA Handbook of parameter values for the prediction of radionuclide transfer in temperate environments // Technical Report Series № 364. Int. Atomic Energy Agency, Vienna, 1994. 74 p.
29. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M. et al. Changes in the forms of ^{137}Cs and its availability for plants as dependent on properties of fallout after the Chernobyl nuclear power plant accident // The Science of the Total Environment, 1994. V. 154. P. 9–22.
30. Shutov V.N., Bruk G.Y., Balonov M.I. et al. Caesium and strontium radionuclide migration in the agricultural ecosystem and estimation of the internal doses to the population // The Chernobyl Papers / Eds. S.E. Merwin, M.I. Balonov. V. 1. Doses to the Soviet population and early health effects studies. Research Enterprises. Washington. DC 1993. P. 167–218.
31. Twenty years after the chernobyl accident: past, present and future / Ed. E.B. Burlakova. Nova Publishers, 2006. 358 p.

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.4:579.6

БИОЛОГИЧЕСКАЯ АКТИВНОСТЬ ЧЕРНОЗЕМА ВЫЩЕЛОЧЕННОГО, ЗАГРЯЗНЕННОГО ПРОДУКТАМИ СГОРАНИЯ ПОПУТНОГО НЕФТЯНОГО ГАЗА, И ВОЗМОЖНОСТИ ЕЕ ВОССТАНОВЛЕНИЯ ПРИ ФИТОРЕМЕДИАЦИИ

© 2009 г. Н. А. Киреева, Е. И. Новоселова, А. А. Шамаева, А. С. Григориади

Биологический факультет Башкирского государственного университета, 450057, Уфа, ул. Фрунзе, 32

e-mail: vodop@yandex.ru

Поступила в редакцию 22.05.2008 г.

Показано, что загрязнение чернозема выщелоченного продуктами сгорания попутного газа способствовало изменению параметров его биологической активности: увеличивалась численность углеводород-окисляющих бактерий и микромицетов, возрастала активность каталазы, липазы и фитотоксичность. Использование костреца безостого (*Bromopsis inermis* Leys) в качестве фитомелиоранта способствовало ускорению деградации углеводородов в ризосфере. Растения, выращенные на загрязненных почвах, накапливали бенз(а)пирен в биомассе в количестве, значительно превосходящем фоновые значения.

ВВЕДЕНИЕ

Нефтяные углеводороды – наиболее экологически опасные загрязнители природной среды. Их непрерывное техногенное рассеивание происходит, прежде всего, вследствие интенсификации добычи, переработки нефти и газа [4, 11]. Наблюдаемая тенденция последовательного увеличения удельного веса углеводородных систем в мировом экономическом балансе – сложившаяся закономерность, и в обозримой перспективе она сохранится.

Одним из источников загрязнения почвенных экосистем являются продукты сгорания и несгоревшие остатки нефти, конденсата природного и нефтяного газа в факельных системах [13]. Рядом авторов показано негативное влияние факелов на биоценозы среднего Приобья и северотаежной зоны на территории “Кавказтрансгаза” [2, 4, 5, 16]. Как правило, содержание загрязняющих веществ в атмосферном воздухе не превышает ПДК [2], но при хроническом поступлении в почву происходит их аккумуляция в ней. Горящие факелы оказывают влияние на микроклимат района их расположения, а также на прилегающие к прифакельной зоне территории [2, 5]. Из поллютантов, поступающих в среду, преобладающими являются углеводороды.

Перспективным методом очистки почв от углеводородов можно назвать фиторемедиацию. Она позволяет обеспечить стабильность процесса биологического распада при относительно невысокой стоимости затрат [18, 21]. Фиторемедиация не требует снятия плодородного слоя почвы, может применяться на больших площадях. Кор-

невая система растений способствует усилению газообмена глубинных слоев почвы и воды, развитию нефтеокисляющей микробиоты в естественной среде, подвергшейся нефтяному загрязнению, которая в обычных условиях характеризуется низкой температурой, недостатком биогенных элементов, недостатком кислорода, избыточной кислотностью.

В данной работе представлены результаты исследований влияния продуктов сгорания попутного нефтяного газа на биологическую активность чернозема выщелоченного и возможности ее восстановления при фиторемедиации.

ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

В течение ряда лет в полевых условиях исследовано влияние продуктов сгорания попутного нефтяного газа в факельной системе на показатели биологической активности выщелоченного чернозема (рН водный – 6.8; гумус – 7.9%; N общ – 5786 мг/кг).

Отбор проб проводился через 5, 50, 100, 150, 200 м по четырем лучам, соответствующим сторонам света. Контролем являлась почва, отобранная за границей санитарно-защитной зоны факельной установки на расстоянии 500 м от факельного хозяйства. Образцы почвы отбирались из слоя 0–5, 15, 30 см.

Изучение возможности фиторекультивации после выведения из эксплуатации факельной системы проводилось на всех участках. Наибольший интерес представляли участки с северной и восточной сторон, характеризующиеся макси-

Таблица 1. Содержание остаточных углеводов в черноземе выщелоченном, г/100 г

Направление	Удаленность от источника загрязнения, м					
	5	50	100	150	200	500
Север	3.2 ± 0.08	5.7 ± 0.07	6.2 ± 0.05	6.0 ± 0.05	3.3 ± 0.07	0.8 ± 0.03
Юг	4.2 ± 0.1	4.0 ± 0.05	3.5 ± 0.1	2.7 ± 0.06	2.0 ± 0.08	0.4 ± 0.01
Запад	4.0 ± 0.07	3.9 ± 0.07	3.1 ± 0.06	2.7 ± 0.05	1.7 ± 0.01	0.5 ± 0.01
Восток	3.1 ± 0.08	5.5 ± 0.06	6.1 ± 0.11	5.7 ± 0.05	3.2 ± 0.02	0.6 ± 0.01

мальным углеводородным загрязнением. В качестве фитомелиоранта использован кострец (*Broctopsis inermis* Leys).

Критериями суждения о биологической активности почвы и ее способности к самоочищению служили следующие параметры: ферментативная активность, численность углеводород-окисляющих микроорганизмов, фитотоксичность почвы.

Активность липазы определялась по модифицированному нами методу Козлова с соавт. [9], каталазную активность изучали газометрическим методом [19]. Активность ферментов выражали в относительных единицах, величина которых составляла отношение величин активности ферментов загрязненных почв к величинам активности ферментов в контрольных (незагрязненных) почвах. Степень фитотоксичности остаточных нефтепродуктов оценивали биотестами с помощью проростков редиса (*Raphanus sativus*) сорта Красный с белым кончиком по Гродзинскому [6]. При оценке токсичности почвы использовали шкалу с условными кумариновыми единицами, согласно которой кумарин в концентрации 1364 мг/л на 100% ингибирует прорастание семян (100% токсичность), а в концентрации 5 мг/л не ингибирует, то есть токсичность отсутствует. Определение численности углеводород-окисляющих микроорганизмов (УОМ) и видового состава грибов и бактерий, в том числе из образцов ризосферы растений, проводили в соответствии с общепринятыми методами [10]. Для учета численности УОМ и оценки углеводород-окисляющей активности микроорганизмов использовали модифицированный нами метод “нитроцеллюлозных фильтров”, предложенный Петрикевич с соавт. [14]. Определение содержания остаточных нефтепродуктов в почве проводили горячей экстракцией хлористым метиленом [20], содержание бенз(а)пирена в почвах и растениях – флуориметрическим методом [17]. Статистическая обработка результатов производилась с применением программ Statistica V 6.0, Microsoft Excel-2000.

РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Загрязнение почвы выбросами продуктов сгорания газовых конденсатов в факельной системе

происходило более 20 лет. Осаждение загрязняющих веществ наблюдалось на определенном расстоянии от источника загрязнения в соответствии со скоростью, направлением ветра и относительной молекулярной массой веществ.

Таким образом, сформировалась следующая картина загрязнения: максимальная концентрация углеводов в черноземе обнаружена с северной и восточной сторон на расстоянии 50–150 м от факела. В южном и западном направлениях (подветренная сторона) наибольшее количество углеводов содержалось вблизи факела (табл. 1). В радиусе 50 м от факела растительность отсутствовала, грунт был прокален и местами спекся в корку до 5 см. В радиусе 50–150 м дернина отсутствовала, но появились единичные травянистые растения. В радиусе 150–300 м живой напочвенный покров имел вторичное происхождение, и общее проективное покрытие составляло 50–60%.

Наивысшая численность углеводород-окисляющих бактерий и грибов отмечена на расстоянии 5–50 м от факела в стороне с наименьшими румбами розы ветров (5×10^6 КОЕ/г и 10^7 КОЕ/г) и на расстоянии 50–100 м с подветренной стороны (2×10^6 КОЕ/г и 4.5×10^6 КОЕ/г). При этом численность углеводород-окисляющих микромицетов в исследуемых образцах почвы в 2 и более раз превышала численность бактерий.

В наших исследованиях углеводород-окисляющие бактерии принадлежали в основном к родам *Arthrobacter*, *Pseudomonas*, *Rhodococcus*, основными представителями углеводород-окисляющих грибов являлись *Fusarium* sp., *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus niger*.

Повышение концентрации углеводов в почве, обусловленное оседанием продуктов сгорания нефтяного газа в факельной системе, стимулировало активность почвенной липазы (табл. 2). Максимум ее активности наблюдался в северном и восточном направлении на удалении 50 и 100 м от факела, в южном и западном – на расстоянии 5 м. С увеличением глубины отбора проб активность липазы возрастала, несмотря на снижение количества углеводов. Это, вероятно, связано с тем, что по мере увеличения давности загрязнения почв нефтью происходит формирование сложных эфиров карбоновых кислот и липидов, в

Таблица 2. Относительная активность липазы и каталазы чернозема выщелоченного, загрязненного продуктами сгорания нефтяного газа

Направление	Расстояние от факела, м					
	5	50	100	150	200	500
Активность липазы						
Север	0.5 ± 0.02	0.9 ± 0.03	0.8 ± 0.03	0.7 ± 0.04	0.7 ± 0.02	0.8 ± 0.03
Юг	0.9 ± 0.04	0.8 ± 0.03	0.8 ± 0.02	0.8 ± 0.01	0.8 ± 0.02	0.7 ± 0.05
Запад	0.8 ± 0.04	0.7 ± 0.02	0.7 ± 0.03	0.7 ± 0.04	0.7 ± 0.01	0.6 ± 0.01
Восток	0.8 ± 0.01	1.0 ± 0.01	0.9 ± 0.01	0.8 ± 0.01	0.8 ± 0.05	0.8 ± 0.01
Активность каталазы						
Север	2.8 ± 0.08	3.0 ± 0.12	3.2 ± 0.1	3.5 ± 0.07	3.6 ± 0.14	2.7 ± 0.13
Юг	3.1 ± 0.12	2.8 ± 0.06	2.8 ± 0.08	2.6 ± 0.03	2.7 ± 0.11	2.5 ± 0.11
Запад	3.1 ± 0.15	2.6 ± 0.11	2.8 ± 0.14	2.8 ± 0.08	2.6 ± 0.10	2.6 ± 0.10
Восток	2.9 ± 0.14	3.1 ± 0.09	3.3 ± 0.13	3.1 ± 0.13	2.7 ± 0.14	2.3 ± 0.09

Таблица 3. Фитотоксичность чернозема выщелоченного, загрязненного продуктами сгорания нефтяного газа, УКЕ мг/л

Направление	Расстояние от факела, м					
	5	50	100	150	200	500
Север	63.6 ± 2.4	90.9 ± 3.5	90.9 ± 1.1	81.8 ± 3.5	36.4 ± 1.2	27.3 ± 0.5
Юг	72.7 ± 1.2	63.6 ± 2.8	63.6 ± 3.5	63.6 ± 2.4	27.3 ± 1.8	18.2 ± 0.6
Запад	45.5 ± 1.8	45.5 ± 1.1	36.4 ± 2.8	36.4 ± 1.2	27.3 ± 2.8	18.2 ± 1.8
Восток	72.7 ± 3.5	72.7 ± 4.9	18.1 ± 1.8	72.7 ± 1.2	36.4 ± 0.5	27.3 ± 2.4

состав которых входят высокомолекулярные нелетучие углеводороды [3, 15], являющиеся субстратами для липазы.

С увеличением численности углеводород-окисляющих микроорганизмов в почве повышалась активность каталазы. Известно, что каталазная активность является одним из важных факторов, поддерживающих соответствующие условия для самоочищения почв, поскольку высокоактивный кислород, образующийся при участии каталазы, может обеспечивать доступным кислородом микроорганизмы, участвующие в процессах разложения углеводородов [1]. С другой стороны, каталаза ускоряет окисление углеводородов перекисью водорода [12]. Поэтому полученные данные свидетельствуют об интенсивно протекающем процессе разложения углеводородов в загрязненной почве.

Максимум активности каталазы наблюдался в северном и восточном направлениях на удалении 50 и 100 м от факела, в южном и западном на расстоянии 5 м. С увеличением глубины отбора проб активность каталазы уменьшалась, что, вероятно, связано с уменьшением скорости биоразложения углеводород-окисляющими микроорганизма-

ми, обусловленной уменьшением количества углеводородов.

Почва, загрязненная продуктами сгорания попутного нефтяного газа, обладала фитотоксическим действием: угнетающе влияла на количество проросших семян, длину корней проростков, степень развития корневых волосков (табл. 3).

Наибольшая фитотоксичность отмечена в образцах почв с высоким содержанием бактерий и микромицетов. Способность продуцировать фитотоксические вещества известна у многих видов бактерий, грибов и актиномицетов. Известно, что значительное количество видов бактерий с фитотоксическими свойствами найдено среди родов *Bacillus* и *Pseudomonas*, которые обнаружены в исследуемых образцах. Значительное число токсических штаммов, обитающих в почвах, выявлено среди грибов рода *Penicillium*, несколько меньше – среди грибов *Aspergillus* [8].

Однако немаловажную роль играет и токсичность продуктов неполного сгорания газовых конденсатов в факельной системе, поскольку даже при невысоком содержании микроорганизмов в образцах почвы, вызывающих фитотоксичность, она оставалась на высоком уровне. Это подтверждается и тем, что фитотоксичность

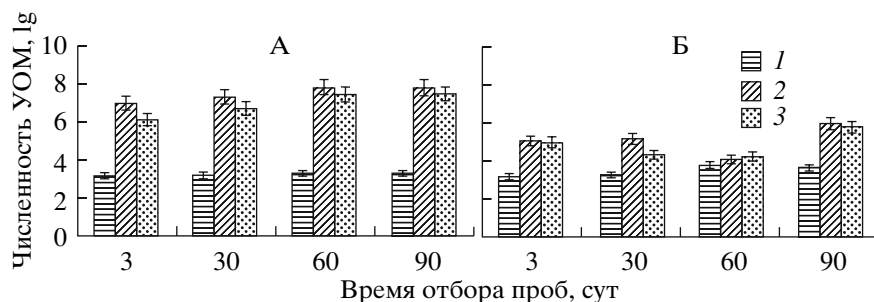


Рис. 1. Численность углеводород-окисляющих микроорганизмов при фитомелиорации кострцом: А – ризосфера, Б – эдафосфера. Условные обозначения здесь и на рис. 2: 1 – контроль; 2 – участок 1 (север); 3 – участок 2 (восток).

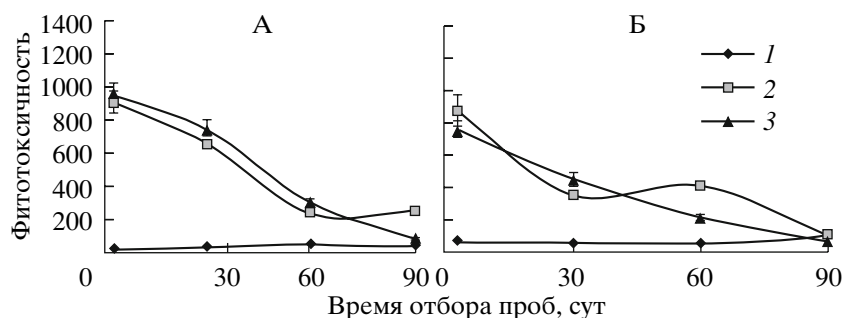


Рис. 2. Фитотоксичность загрязненных почв при фитомелиорации кострцом: А – ризосфера, Б – эдафосфера.

уменьшалась с глубиной отбора проб, а, следовательно, со снижением количества остаточных углеводов.

Проведенные исследования показали, что в почве, загрязненной продуктами сгорания попутного нефтяного газа, численность углеводород-окисляющей микробиоты, активность ферментов и фитотоксичность типичны для нефтезагрязненных почв [9]. Загрязнение способствовало увеличению углеводород-окисляющих бактерий и микромицетов пропорционально поступлению поллютанта ($r = 0.75$ и $r = 0.71$ при $P \geq 0.95$). Активность почвенных ферментов: липазы и каталазы увеличивалась с ростом численности углеводородокисляющих микроорганизмов ($r = 0.80$ и $r = 0.70$ при $P = 0.95$). Загрязненная почва обладала выраженным фитотоксическим действием: угнетающе влияла на количество проросших семян, длину корней проростков, степень развития корневых волосков.

В задачи исследований по разработке приемов фиторемедиации входил подбор растений, которые эффективно могли бы использоваться для восстановления загрязненных углеводородами почв. Скрининг растений-фиторемедиантов проводили с использованием теста на устойчивость к фитотоксичности загрязненного грунта по всхожести семян, увеличению наземной и корневой массы растений, а также по эффективности деградации углеводородов в корневой зоне исследу-

емых растений в условиях лабораторных и полевых экспериментов. Исходя из полученных данных и учитывая данные литературы [7, 8], было решено использовать в качестве фитомелиоранта костреца безостый.

Известно, что костреца безостый обладает развитой корневой системой и высокой почвозадерживающей способностью [7]. Посев кострца безостого способствовал ускорению процесса деструкции нефтяных углеводородов, в первую очередь, за счет увеличения численности и активности УОМ путем создания благоприятных условий для их жизнедеятельности. За один вегетационный сезон содержание остаточных углеводородов в ризосфере кострца уменьшилось на 91.1–98.2% при всех концентрациях загрязнителя. Это связано в первую очередь со значительным увеличением численности УОМ в рис. 1 ризосфере фитомелиоранта. При сравнении с нерекультивируемой почвой на протяжении всего эксперимента в эдафосфере различия были не так заметны (рис. 1).

Выращивание кострца на загрязненном черноземе способствовало значительному снижению фитотоксичности по отношению к семенам редиса (рис. 2), что особенно проявилось в ризосфере растений. Это связано не только с деструкцией углеводородов (через три месяца убыль углеводородов составила в ризосфере около 70%, в эдафосфере – 20%), но и с уменьшением численности углеводород-окисляющих грибов, в том числе и

Таблица 4. Содержание бенз(а)пирена в зеленой массе костреца, выращенного на черноземе, загрязненного продуктами сгорания газа, нг/г

Направление	Удаленность от источника загрязнения, м					
	5	50	100	150	200	500
Север	62 ± 3.0	105 ± 5	190 ± 9	200 ± 10	68 ± 3	15 ± 0.7
Юг	105 ± 5	118 ± 5	68 ± 3	56 ± 2	45 ± 2	12 ± 0.4
Запад	110 ± 5	78 ± 4	65 ± 3	58 ± 2	38 ± 2	10 ± 0.5
Восток	65 ± 3	160 ± 4	200 ± 8	180 ± 8	70 ± 3	18 ± 0.7

фитотоксичных видов. Например, численность представителей родов *Penicillium* сократилась более чем в 3 раза.

При фиторемедиации в течение всего эксперимента наблюдалось стимулирование активности почвенной липазы по сравнению с фоновой почвой. Наиболее интенсивно процесс липолиза происходил в ризосфере растений (увеличение активности липазы составило около 50%).

Известно [15], что наиболее токсичными компонентами нефти являются ароматические углеводороды, среди которых индикаторным представителем является бенз(а)пирен, обладающий мутагенной и канцерогенной активностью и относящийся к веществам первого класса опасности. В связи с вышесказанным представило определенный интерес изучение накопления этого вещества растениями-фитомелиорантами в течение вегетационного периода. В табл. 4 приведены данные содержания бенз(а)пирена в массе растений, выращенных на черноземе, загрязненном продуктами сгорания попутного газа.

Фоновые значения ПДК по бенз(а)пирену в почве составляли 20 нг/г, а фоновое содержание в растениях – 50 нг/г. Как видно из полученных результатов, в биомассе растений костреца, выращенных в санитарно-защитной зоне, содержание бенз(а)пирена не превысило фоновые значения и даже было ниже. Повышенное содержание бенз(а)пирена наблюдалось в биомассе тех растений, где содержание остаточных нефтепродуктов в почве превосходило 2%. Увеличение содержания этих поллютантов способствовало дальнейшему накоплению бенз(а)пирена в массе растений. Растения, выращенные на почве, содержащей до 6% остаточных углеводородов, накапливали бенз(а)пирен в количествах, в 3–4 раза превышающем региональный фоновый уровень. Полученные данные свидетельствуют о способности растений костреца не только к ризодеградации, но и фитоэкстракции поллютантов.

Фиторекультивация чернозема выщелоченного, загрязненного продуктами сгорания попутного газа в факельной системе с использованием костреца безостого способствовала восстановлению его биологической активности, за счет повышения численности УОМ, ускорения про-

цесса деструкции нефтяных углеводов, и снижения токсичности.

Проведенные исследования влияния продуктов сгорания попутного нефтяного газа в факельной системе на биологическую активность выщелоченного чернозема показали, что уровень загрязнения почвы зависел от розы ветров. Характер изменения изученных показателей (численность УОМ, активность каталазы, липазы, фитотоксичность) соответствовал характеру изменения в нефтезагрязненных почвах. Кострец безостый, имеющий развитую корневую систему и высокую почвозадерживающую способность, является перспективным фиторемедиантом, так как способствует ускорению деструкции нефтяных углеводородов за счет увеличения численности и активности УОМ, сокращения фитотоксичности почвы и аккумуляции бенз(а)пирена.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Алиев С.А., Гаджиев Д.А. Влияние загрязнения нефтяным органическим веществом на активность биологических процессов почв // Изв. АН АзССР. Сер. биол. наук. 1977. № 2. С. 46–49.
2. Аникеев Д.Р., Юсупов И.А., Луганский Н.А., Залесов С.В., Лопатин К.И. Влияние продуктов сжигания попутного газа при добыче нефти на репродуктивное состояние сосновых древостоев в северотаежной подзоне // Экология. 2006. № 2. С. 122–126.
3. Бочарникова Е.И., Амосова Я.М. Влияние нефтяного загрязнения на свойства органического вещества серо-бурых почв // Проблемы антропогенного почвоведения. М., 1997. Т. 3. С. 135–137.
4. Бухгалтер Э.Б., Галиулин Р.В., Башкин В.Н., Сидорова И.Е., Грунвальд А.В., Семенов А.Ю., Галиулина Р.А. Ремедиация почвы, загрязненной газовым конденсатом // Защита окружающей среды в нефтегазовом комплексе. 2008. № 2. С. 16–18.
5. Гашев С.Н., Казанцева А.В., Соромотин А.В., Рыбин А.В. Влияние факелов на биогеоценозы Среднего Приобья // Бюл. МОИП. Отд. биол. 1994. Т. 99. Вып. 1. С. 3–7.
6. Гродзинский А.М., Юрчак Л.Д., Головкин Э.А., Панчук М.А., Шроль Т.С. Сравнительная оценка методов изучения аллелопатического почвоутомления // Фитотоксические свойства почвенных микроорганизмов. Л.: ВНИИСХМ, 1978. С. 53–64.

7. *Ивишина И.Б., Куюкина М.С., Костарев С.М.* Применение экологически безопасной экспресс-технологии очистки нефтезагрязненных почв и грунтов (на примере районов нефтедобычи Пермской области) // Нефтяное хозяйство. 2003. № 9. С. 116–118.
8. *Киреева Н.А., Мифтахова А.М., Бакаева М.Д., Водопьянов В.В.* Комплексы почвенных микромицетов в условиях техногенеза. Уфа: Гилем, 2005. 360 с.
9. *Киреева Н.А., Тарасенко Е.М., Шамаева А.А., Новоселова Е.И.* Влияние нефти и нефтепродуктов на активность липазы серой лесной почвы // Почвоведение. 2006. № 8. С. 1005–1011.
10. Методы почвенной микробиологии и биохимии / Под ред. Д.Г. Звягинцева. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1991. 304 с.
11. *Мищенко А.А., Бреус В.А., Неклюдов С.А., Бреус И.П.* Сорбционное связывание углеводов почвами // Технологии нефти и газа. 2001. № 1. С. 36–44.
12. *Несмеянов А.Н., Несмеянов Н.А.* Начала органической химии. М.: Химия, 1969. Кн. 1. 664 с.
13. *Панов Г.Е., Петрашин Л.Ф., Лысяный Г.Н.* Охрана окружающей среды на предприятиях нефтяной и газовой промышленности. М.: Недра, 1986. 244 с.
14. *Петрикевич С.Б., Кобзев Е.Н., Шкидченко А.Н.* Оценка углеводород-окисляющей активности микроорганизмов // Прикладная биохимия и микробиология. 2003. Т. 39. № 1. С. 25–30.
15. *Пиковский Ю.И.* Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 208 с.
16. *Соромотин А.В.* Техногенная трансформация природных экосистем таежной зоны в процессе нефтегазодобычи (на примере Тюменской области). Автореф. дис. ... д. б. н. Тюмень, 2007. 43 с.
17. *Трубникова Л.И., Трубникова Н.И., Бакиров А.Б.* Способы экстракции полиароматических углеводородов из объектов с органической и органо-минеральной матрицей: Пат. № 2281480, РФ. 2006. № 22. 9 с.
18. *Турковская О.В., Муратова А.Ю.* Биodeградация органических поллютантов в корневой зоне растений // Молекулярные основы взаимоотношений ассоциированных микроорганизмов с растениями. М.: Наука, 2005. С. 180–208.
19. *Хазиев Ф.Х.* Методы почвенной энзимологии. М.: Наука, 2005. 252 с.
20. *McGill W.B., Rowell M.J.* Determination of oil content of oil contaminated soil // Sci. Total Environ. 1980. V/14 № 3. P. 245–253.
21. *Pilon-Smits E.A., Pilon M.* Breeding mercury-breathing plants for environmental clean-up // Trends Plant Sci. 2000. № 5. P. 235–236.

РЕЦЕНЗИЯ

УДК 631.4

КОНЦЕПЦИЯ ПАМЯТИ ПОЧВ: РАСШИРЕНИЕ И РАЗВИТИЕ*

© 2009 г. А. Н. Геннадиев

Географический факультет МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы

Поступила в редакцию 19.09.2008 г.

В течение последних десятилетий, а точнее с начала 1980-х годов, в мировой науке о почвах периодически возникают дискуссии о будущем географо-генетического почвоведения – раздела науки, который охватывает исследования в области генезиса, географии, картографии и классификации почв, и по сути является концептуальным ядром, центральным интегрирующим компонентом обширной отрасли естественно-научных знаний. Иногда в этих дискуссиях, особенно зарубежных, присутствуют чрезмерно тревожные настроения, порой заявляется даже о кризисе географо-генетического почвоведения. Но чаще такие дискуссии более взвешены, основываются на объективных признаках состояния науки, однако и в этом случае они поднимают ряд вопросов, безусловно, требующих ответа. Почему в мире сокращается число публикаций в области географо-генетического почвоведения? Почему уменьшается спектр университетских курсов лекций по этому направлению? Почему столь редки крупные теоретические обобщения в этой сфере, синтезирующие знания и стремящиеся к открытию новых научных горизонтов?

Прямое отношение к последнему вопросу имеет вышедшая недавно в свет коллективная монография “Память почв” (ответственные редакторы В.О. Таргульян и С.В. Горячкин). Она не отвечает в данном случае на вопрос “почему?”, но проясняет, о каких именно обобщениях идет речь в данном вопросе. Эта книга также демонстрирует, что географо-генетическое почвоведение по-прежнему обладает мощным потенциалом интегрирования практически всех остальных разделов почвенной науки, и что оно способно плодотворно развиваться в идейном плане.

Монография состоит из 4 частей и 23 глав (всего 688 страниц). В ее подготовке принимали участие около 40 авторов, в основном специалисты лаборатории географии и эволюции почв Института географии РАН. Труд – в полном смысле слова, фундаментальный. После просмотра обширного “Оглавления” книги даже возникает вопрос о том, каким же образом удалось все это

обилие столь разнообразных научных сведений “подверстать” под единую, весьма определенную концепцию? Ведь монография, действительно, охватывает практически все отрасли современной науки о почвах.

В первой части издания “Память почв: общие подходы к проблеме”, объединяющей 7 глав, рассматриваются основные теоретические представления о памяти почв, говорится в целом о механизмах ее формирования, разнообразии форм и видах носителей, методах исследования, информационной структуре. Описываются особенности записи в почвенной памяти изменений природной среды. Сопоставляется память генетических горизонтов и всего почвенного профиля.

Вторая – самая объемная – часть монографии “Минеральные носители памяти почв” включает 9 глав, в которых исследуется каким образом различные гранулометрические фракции почв, глинистые минералы, минералы железа, конкреционные образования, кутаны иллювиирования, почвенные поры и другие накапливают и “запоминают” информацию о процессах почвообразования и предшествующих стадиях формирования почв.

Третья часть “Биогенные носители памяти почв” и ее три главы посвящены изучению микробиоморф (фитолитов, пыльцы, спор, растительного детрита и др.), гумусовых веществ и грибных сообществ с точки зрения их способности фиксировать информацию об истории почв.

В четвертой части “Память антропогенно-преобразованных почв”, включающей 4 главы, исследуются возникшие в условиях хозяйственной деятельности человека свойства почв, их устойчивость и обратимость. Оценивается возможность рассмотрения этих свойств в качестве “свидетелей” воздействия антропогенного фактора. Речь здесь идет о почвах пашен, сенокосов, выруб, культурных слоях древних поселений.

Авторам монографии пришлось решать ряд базовых для данной концепции теоретических вопросов. И главным из них была необходимость идентификации самого понятия “память почв”. Следовало, показать, что это не просто терминологическая замена уже вошедших в научный обиход известных представлений о педогенной записи

* Память почв. Почва как память биосферно-геосферно-антропосферных взаимодействий / Отв. ред. В.О. Таргульян, С.В. Горячкин. М.: Изд-во ЛКИ, 2008. 688 с.

си, необратимых свойствах, почвенных реликтах и палеорекострукциях, но речь идет об обоснованно выделенном особом качестве почв. В книге дается несколько определений “памяти почв”, которые в большинстве случаев удерживают это понятие от поглощения более устоявшимися представлениями. Но иногда, надо признать, последние оставляют для почвенной памяти совсем малую зону в накладывающихся друг на друга понятийных пространствах. В этой связи представляется, что наиболее перспективным путем концептуального обособления памяти почв было бы включение в ее “сферу ответственности” не только относительно простых функций “отбора” и “складирования” почвенных свойств, но и более сложных, таких как “сортировка” свойств и “управление” развитием почв. Иными словами, для повышения уровня специфичности рассматриваемой концепции целесообразным было бы приблизить роль памяти почв к той роли памяти, которую она играет в функционировании живых существ. Безусловно, это сложная задача применительно к биокосному телу, каковым является почва, но, не поставив ее перед собой, трудно оправдать использование понятия и термина (“память”), которые уже “заняты” в биологии и имеют вполне определенное содержание. Надо сказать, что редакторы и авторы книги, склоняются к реализации в перспективе такого подхода, отмечая что “понимание памяти почв как накопленных во времени результатов почвообразовательных процессов стимулирует также размышления о том, как такая накопленная память определяет текущее и может определять будущее функционирование почвенных систем, то есть будущее поведение почв во времени. Подобно тому, как мы пытаемся понять, как память человека и/или общества влияет на его поведение в настоящем и будущем” (с. 17). Возможно, для воплощения этой идеи понадобятся принципиально новые методы аналитического исследования почв и освоение новых достижений ряда других научных отраслей: математического моделирования, теории наследственности, информатики и др.

Во всяком случае, без последнего – понятий и подходов информатики – при анализе механизмов и существа почвенной памяти, уж точно, не обойтись. Об этом свидетельствуют включенные в монографию результаты теоретического исследования информационной структуры почвенного покрова. В этом разделе книги весьма убедительно формулируются представления об информационной емкости почвенного покрова, выделяются типы и виды почвенного морфогенеза и их приуроченность к основным носителям информации на разных уровнях пространственной организации почв (первичные частицы, педы, горизонты, генетические профили, микро- и мезокомбинации почвенного покрова, почвенный покров

местной геосистемы). Данный подход хорошо обоснован в общем виде, но он предстанет еще более завершенным, когда будет реализован на тех или иных конкретных примерах, показывающих в каких именно формах морфогенетическая информация фиксируется на разноуровневых носителях в почвенном теле, и как она сопрягается и передается с одного уровня на другой в пределах сложной иерархической системы организации почв и почвенного покрова.

Зато максимально насыщены и обоснованы эмпирическим материалом главы книги, посвященные “запоминанию” различными почвами изменений природной среды в голоцене. Здесь показано, что информационный потенциал, например, плакорных почв элювиальных ландшафтов может быть значительно расширен за счет исследования не отдельных почвенных профилей, перекрытых природными или техногенными наносами, а более протяженных и более сложных микроструктур почвенного покрова. В этих главах уточнены подходы к эволюционно-генетической интерпретации свойств гидроморфных почв и погребенных в них почвенных горизонтов, а также доказываются преимущества изучения почв аккумулятивных и трансаккумулятивных ландшафтов в связи с тем, что они, то есть циклиты, обладают более “ясной” почвенно-литогенной памятью. По-видимому, следующим этапом исследования памяти почв различных ландшафтно-геохимических позиций должен быть единый совокупный анализ всего комплекса данных и полноценная корреляция сведений, записанных почвами элювиальных, трансаккумулятивных и аккумулятивных (в том числе супераккумулятивных) ландшафтов.

В целом весь значительный фактологический и идейный материал, изложенный в монографии специалистами очень широкого спектра научных направлений, весьма органично встроены в общую структуру монографии и эффективно работают на единую цель – расширение и углубление концепции памяти почв. Можно только воздать должное редакторам этой книги, которые, наверняка, потратили массу усилий и энергии в процессе подготовки издания для того, чтобы упрочить концептуальную нить, связующую все главы монографии, и добиться максимальной целостности этого труда.

Еще раз отметим, в основном это удалось сделать. Вместе с тем, при чтении книги все-таки возникает впечатление некоторой разноудаленности материала различных глав монографии от ее концептуального ядра. При этом следует подчеркнуть, что речь идет не о недостатках “сбивки” материала в монографии, а об объективно существующей различной вовлеченности тех или иных направлений исследования почв (минерало-

гического, биологического, химического, физического) в понятийно-терминологическую систему концепции почвенной памяти. Дело в том, что некоторыми из областей почвоведения эта концепция уже в течение определенного времени весьма плодотворно осваивается, и в данной монографии материалы, представляющие эти области, “чувствуют” себя наиболее органично. Для других же областей – это первый опыт вхождения в лоно концепции, который может иметь продолжение и развитие, но может на данной книге и закончиться. Однако и в последнем случае предпринятая попытка будет иметь положительное значение. Ведь отрицательный *теоретический* результат, также как и отрицательный *экспериментальный* результат, имеет свою цену в науке.

Мы специально не называем более “вписанные” и менее “вписанные” в концепцию фрагменты монографии. Пусть это будет некоторым интригующим моментом для читателя, и он сам, если желает, может ранжировать различные составляющие книги по этому признаку.

В “Предисловии” к монографии “Память почв” сказано: “мы... надеемся, что эта книга покажет, что слухи о кризисе генетического почвоведения в России и в мире оказываются преувеличенными, и что у нашей науки есть куда развиваться и что узнавать в огромном и разнообразном мире почв”. Прочитав рецензируемую монографию, можно только присоединиться к этой надежде.

РЕЦЕНЗИЯ

УДК 631.4

ПОЧВА И ПОЧВОВЕДЕНИЕ: “ВЗГЛЯД СО СТОРОНЫ”*

© 2009 г. И. И. Судницын

Факультет почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова, 119991, Москва, Ленинские горы

Поступила в редакцию 12.10.2008 г.

Уже из названия книги А.И. Морозова видно, что автор ее – не почвовед. В рекламе на обложке книги написано, что он – “один из создателей основ плазмодинамики”, а, кроме того, “ему принадлежат работы по философии науки и истории Древнего Египта”. Что же увидел столь широко эрудированный ученый, “взглянув” на почвоведение “со стороны”?

То, что он увидел, ему очень не понравилось (с. 17–19): “Вторая половина XX века ознаменовалась фантастическими техническими достижениями: посещение Луны, сверхмощные компьютеры, поезда на магнитных подвесках и т. д. Все это буквально перевернуло жизнь человечества. А что за эти 120–150 лет (из них около 120 лет шло с именем В.В. Докучаева) сделано эпохального в почвоведении? Я не знаю... Почвоведение находится на начальной стадии развития. В сравнении с зоологией это где-то между К. Линнеем и Ч. Дарвином... Почему же так? Что виновато? Мое мнение – *отсутствие адекватной прогрессивной идеологии* в “докучаевском генетическом почвоведении”... В нем содержатся *пробелы принципиального характера*... Среди почвоведов-“докучаевцев” была общепринятой двучленная формула почвообразования “факторы-свойства”. При этом промежуток между этими членами ничем не заполнялся! И при этом *докучаевское почвоведение называется генетическим*”.

Итак, А.И. Морозов вынес *докучаевскому почвоведению* приговор не просто суровый, а прямо-таки уничтожающий, несмотря на то, что сам же перед вынесением приговора признался в том, что “*не знает, что сделано эпохального в почвоведении*”. Судя по всему, он *не знает* и один из *главных принципов науки*: “*Невежество не есть аргумент*”. Придется ему напомнить, что именно почвоведы-докучаевцы (потому что *инного научного почвоведения, кроме “докучаевского”, пока еще никто не изобрел*) за “эти 120–150 лет” накопили и обобщили огромный массив сведений о почвообразующих процессах, *заполнив* ими значительную часть упомянутого А.И. Морозовым “*промежутка*” между “факторами” и “свойствами”. И это дало им возможность (в содружестве с

биологами, конечно) совершить “зеленую революцию” – увеличить урожай в *5 раз* и прокормить тем самым *5 миллиардов* людей. Так что же для человечества более “эпохально”: “поезда на магнитных подвесках” или *5 миллиардов детей, спасенных от голодной смерти*? Надеюсь, что все нормальные люди, если им пришлось бы делать выбор, без колебаний согласились бы ездить на обычных поездах, лишь бы спасти *5 миллиардов детей*.

Кроме этой “объективной” причины “*отставания* докучаевского почвоведения”, А.И. Морозов указывает и “*субъективные*”, а именно: “Главная из них – успех докучаевской идеологии, связанный с созданием карт почвенного покрова Земли и *большое впечатление*, которые оставили первые два Международных конгресса почвоведов (1927 и 1930 гг.)”. А.И. Морозов не объяснил, каким таинственным образом почвенные карты Земли и успех на конгрессах смогли вызвать “*отставание*” почвоведения от других наук; следовательно, и это “обвинение” “повисло в воздухе”.

Далее А.И. Морозов подверг столь же “уничтожающей” критике *докучаевское определение понятия “почва”*. Он пишет (стр. 21): “Удивительно, но факт: до сих пор *нет общепринятого определения термина “почва”* и, соответственно, остается *неопределенным предмет почвоведения*”. Для “доказательства” этого “обвинения” он сначала приводит один из вариантов докучаевского определения почвы (“Я предложил бы разуметь под почвой *исключительно только те дневные или близкие к ним горизонты горных пород...*”), а затем делает по-настоящему “удивительный” вывод: “Мы *не встретим формального противоречия с приведенным определением*, если к почвам отнесем... близкие к берегу участки морей и океанов... А может быть, не надо себя ограничивать и мелководьем?...”. Если бы А.И. Морозов позаботился более внимательно прочитать работы Докучаева, то увидел бы его исчерпывающе ясное высказывание по этому вопросу (Собрание сочинений. Т. 3. М., 1949. с. 300): “Чтобы *горная порода* получила право называться *материнской*, нужно, чтобы она *освободилась от воды (морской или пресной) и льда*”. Судя по

* Морозов А.И. О почве и почвоведении (взгляд со стороны). М.: ГЕОС, 2007.0286с.

всему, А.И. Морозов *“не знает”* и основных работ Докучаева, которого так *“уничтожающе”* критикует.

На стр. 42 он заявляет также, что в *докучаевском определении* почвы *“не отражена суть* почвы как таковой, то есть *механизмы функционирования* почвы”. Однако в любой энциклопедии сообщается, что цель любого *“определения”* – *“объяснить смысл* какого-либо *непонятого* (или *неточно понимаемого*) термина при помощи терминов *понятных* (или более *точно понимаемых*)”. Эта цель и была полностью достигнута Докучаевым, так как *“смысл”* термина *“почва”* (в то время многими естествоиспытателями *непонятого* неоднозначно, а потому – *неточно*) он *“объяснил при помощи понятных терминов”* (а именно: *“горные породы”*, *“климат”*, *“живые организмы”*, *“рельеф”* и *“время”*). Следовательно, и это *“обвинение”* В.В. Докучаева А.И. Морозовым *“бьет мимо цели”*.

Что же касается *“отражения сути* почвы как таковой, то есть *механизма функционирования* почвы”, то знатоку *“философии науки”* (так реклама на обложке книги представляет А.И. Морозова) полагалось бы знать, что объем *“механизма функционирования”* объекта намного превышает объем *“определения”* этого объекта. *“Механизм функционирования”* почвы уже более века (со времен Докучаева) непрерывно, поэтапно изучают тысячи почвоведов-докучаевцев во всем мире. Сделано уже очень много, но задача эта столь огромна (по масштабам и сложности), что потребуются еще не одно поколение почвоведов до ее завершения (даже в первом приближении). И почвоведы всегда с благодарностью примут помощь специалистов других наук, если, конечно, за эту *“помощь”* не придется расплачиваться (как в случае с А.И. Морозовым) слишком дорогой ценой: уничтожением фундамента заложенной Докучаевым естественной науки, которая быстро развивается и уже принесла человечеству так много пользы.

Посчитав, что он полностью *“разгромил”* докучаевское определение почвы, А.И. Морозов заполняет образовавшийся (по его мнению) *“вакуум”* своим (в высшей степени оригинальным) *“определением”*, которое, по его мнению, наконец-то *“отразило суть* почвы как таковой, то есть *механизмы ее функционирования”*. Вот это *“определение”* (стр. 43): *“Естественные почвы, по крайней мере, в ряде зон Земли, представляют собой, по-видимому, полисы опенок”*.

По лаконичности это *“определение”* можно было бы отнести к разряду гениальных, если бы в нем не было нескольких существенных недостатков.

Во-первых, не уточнены *“зоны Земли”*, в которых *“опенки организуют свои полисы”*. В тексте

говорится, правда, что это *“прохладные”* зоны, но количественные критерии *“прохладности”* не указаны.

Во-вторых, *“опенки”* – лишь один из многих тысяч видов живых существ, обитающих в почвах, и нет никаких оснований считать, что все они – *“безгласные статисты в биогеоценотическом театре, где единовластно царит одна-единственная примадонна”* (то есть *“опенки”*).

В-третьих, полностью проигнорированы сотни химических веществ, находящихся в почве, а также гидротермические условия, которые (вместе с живыми организмами, конечно) и формируют те самые *“механизмы функционирования почвы”*, включения которых в *“определение”* требует А.И. Морозов (хотя сам он в свое *“определение”* никакие *“механизмы”* тоже не включил).

В-четвертых, опять приходится ему напомнить, что в любой энциклопедии сказано: *“цель определения – объяснить смысл непонятого термина при помощи терминов понятных”*. А.И. Морозов же термин *“почва”* (уже давно, благодаря В.В. Докучаеву, понятный всем естествоиспытателям) пытается объяснить при помощи термина *“полис”* (понятого только тем немногим естествоиспытателям, кто, по совместительству, является специалистом также и по истории Древней Греции и Италии). Что же означает этот термин? В энциклопедии сообщается: *“Полис – форма соц.-экономической и политической организации общества и государства в Древней Греции и Древней Италии. Государственная организация полисов была различной (олигархия, демократия и др.)”*. Следовательно, А.И. Морозов считает, что *“опенки”* создали в почве *“соц.-экономическую и политическую организацию общества и государства”*, уточнив (на с. 36), что эта их организация – не *“олигархия”* и не *“демократия”*, а одна из *“др.”* (а именно – *“монархия”*). Причем, поскольку известно, что *“опенки”* успешно процветают уже миллионы лет, то, значит, этой их монархии удалось избежать разрушительных революций. (Остается лишь пожалеть, что мы не мудрые опенки, а всего лишь бестолковые *“Ното сапиенс”*!). Каким способом удалось *“опенкам”* совершить этот всемирно-исторический подвиг, А.И. Морозов, правда, не уточняет, ссылаясь на ряд досадных обстоятельств: *“к сожалению, систематических исследований здесь нет... Самым слабым местом в нашей трактовке почвы как полиса является отсутствие прямого выявления на опыте структуры и функционирования информационных цепей, образуемых грибами, и отсутствие непосредственных наблюдений эффективного управления почвенными процессами... Сформулированная гипотеза о почве как полисе грибов требует всесторонних экспериментальных исследований. Сюда входит, прежде*

всего, *выделение* небольшой группы грибов-“функционеров”, носителей управления, а также изучение *переноса* грибами *информации*”.

Эти слова все проясняют: “морозовское” определение почвы – не результат “*непосредственных наблюдений*”, “*выявления на опыте*” и “*всесторонних систематических экспериментальных исследований*” (как у В.В. Докучаева), а всего лишь – плод беспочвенной фантазии А.И. Морозова (беспочвенной, потому что, как бы ни хотелось этого А.И. Морозову, но “*опенки*”, обитающие на гнилых пнях, – еще не *почвы*). Ощущая, видимо (несмотря на полемический азарт), явную ущербность своего определения, А.И. Морозов вынужден признать: “Что же касается *естественных почв в целом* (то есть почв, находящихся за пределами “ряда зон Земли” – И.С.), то пока вопрос остается *открытым*”. Этим его “определение” принципиально отличается от столь сурово раскритикованного им докучаевского определения, которое определяет именно “*естественные почвы в целом*”.

Итак, несмотря на интеллектуальные усилия А.И. Морозова, почва по-прежнему остается почвой (а не “*полисом опенок*”), а докучаевское почвоведение (в современной его форме) – единственной наукой, способной ее изучать.

“Легкая победа” над В.В. Докучаевым “вдохновила” А.И. Морозова на решение еще более масштабной задачи – радикальному пересмотру представлений о биосфере и ноосфере, развитых учеником В.В. Докучаева – Владимиром Ивановичем Вернадским. При этом он фамильярно именуется Вернадского “ВИВ”, как и Докучаева – “ВВД”, Костычева – “ПАК”, а Вильямса – “ВРВ”, жалея, по-видимому, тратить драгоценную бумагу на полное выписывание имен столь незначительных персонажей. А о том, что он считает их незначительными, совершенно недвусмысленно свидетельствует явно издевательское “определение”, которое они, как полагает А.И. Морозов, дали бы (по аналогии с определением почвы) *легковому автомобилю* (стр. 22). Что общего нашел он между сложнейшим природным объектом (почвой) и простеньким техническим устройством, А.И. Морозов не уточняет. О Вернадском же пишет (с. 256): “Работы ВИВ, касающиеся биосферы и ноосферы оставляют, у меня, в лучшем случае, смешанное впечатление. Эта неоднозначность, на фоне восторгов в адрес ВИВ, связана со следующими обстоятельствами”. И перечисляет эти “обстоятельства”:

1. Узнав (из книги В.И. Вернадского), что термин “биосфера” первым предложил не сам В.И. Вернадский, а Э. Зюсс, А.И. Морозов прозрачно намекает на “плагиат”. Однако, судя по этому “обвинению”, он *не знает*, что создает новую научную дисциплину не тот, кто придумыва-

ет ей название, а тот, кто наполняет ее реальным содержанием, организуя множество разрозненных фактов в единое, логически завершенное целое. Весь мир (за исключением А.И. Морозова) считает, что В.И. Вернадский сделал это блестяще. (Впрочем, и сам А.И. Морозов не смог избежать подобного “плагиата”: для “определения” термина “почва” он использует термин “*полис*”, придуманный греками несколько тысячелетий тому назад. Имя “*опенкам*” тоже придумал не он).

2. А.И. Морозов считает, что Вернадский “ошибается”, не признавая, что Земля когда-то была “горячей газообразной”. Однако современная планетология не дает возможности это доказать, и многие планетологи (в частности, О.Ю. Шмидт) считают (как и В.И. Вернадский), что Земля образовалась из “холодной и твердой” космической пыли.

3. По мнению А.И. Морозова, “тормозящее влияние на науку” оказало и то, что В.И. Вернадский допускает возможность занесения “спор жизни” на Землю из космоса. По этой проблеме тоже не существует пока однозначного решения (гипотезу Вернадского разделяют многие крупные современные биологи).

4. А.И. Морозов “осуждает” В.И. Вернадского за то, что “попытки объяснить происхождение всех наземных организмов из морских” он считает “несостоятельными и фантастичными” и обижает тем самым потомков латимерии, “запретив им выход на сушу”. Однако многие аспекты эволюции жизни в древние геологические эпохи до сих пор далеки от однозначного решения. Так, Н.Н. Воронцов (на которого А.И. Морозов ссылается как на авторитета) признает (“Развитие эволюционных идей в биологии”. М., 1999. С. 556), что “палеонтологический материал может быть истолкован двояко”.

5. А.И. Морозов “упрекает” В.И. Вернадского в том, что он “всячески подчеркивает геологическую (и геохимическую) деятельность...более простых, чем теперешние, организмов”. И задает “вопрос на засыпку”: “А зачем тогда дальнейшая эволюция живого мира уничтожала примитивы и создавала более совершенные организмы, которые сотворили “геологического” значительно меньше?” Он воздержался бы от этого вопроса, если бы *знал*, что, во-первых, “уничтожены” далеко не все “примитивы” (многие из них, в том числе сотни тысяч видов микроорганизмов, благополучно живут до сих пор и не собираются вымирать), а во-вторых, даже все “примитивы”, вместе взятые, не смогли за миллиарды лет вытащить на поверхность Земли столько миллиардов тонн глубинных горных пород и уничтожить столько миллионов квадратных километров лесов, лугов и почв, сколько смогли “более совершенные организмы” (представители вида *Ното*

sapiens) всего за пару веков (по геологическим масштабам это – мгновение!).

6. “Осуждая” В.И. Вернадского за предложенный им термин “живое вещество”, А.И. Морозов пишет: “Биосфера не просто содержала куски “живого вещества”, а всегда была полна *кипящей* (! – И.С.) жизни... Главная “цель” биосферы и ее развития лежит за пределами геологии и геохимии. “Достижения” эволюции биосферы мы остро воспринимаем всеми органами чувств, попав, например, в летний лес: травы, вычурные формы деревьев и листьев, щебет пестрых птиц, труженики-муравьи, бабочки, настороженные зайцы и т.д. и т.п.”. Отдавая должное “всем органам чувств” А.И. Морозова, приходится все-таки напомнить ему, что цель В.И. Вернадского – изучить именно *геологические и геохимические* аспекты деятельности биосферы, оставив “вычурные формы деревьев, пестрых птиц и тружеников-муравьев” биологам и поэтам. Биологи довольно основательно их изучили, а поэты неплохо справились с проблемами “острого восприятия биосферы всеми органами чувств” (вспомним, например, Пушкина: “Еще прозрачные леса как будто пухом зеленеют... Пчела за данью полевой летит из кельи восковой. Долины сохнут и пестреют; стада шумят, и соловей уж пол в безмолвьи ночей”). Так что “ВИВ” имел полное моральное право со спокойной совестью сосредоточиться на изучении *геологических и геохимических* аспектов деятельности “живого вещества”. И сделал это в высшей степени продуктивно, что и признала с благодарностью научная общественность всего мира (за исключением Морозова, конечно!).

7. И, наконец, основной пункт “обвинения”: “ВИВ много говоря о живом веществе, не отвечает на главный и естественный вопрос: почему *биосфера* начала *создавать ноосферу*”. Действительно, “ВИВ” на этот вопрос не ответил. Потому что вопрос этот – некорректен. Чтобы убедиться в этом, достаточно вспомнить, что у глагола “создавать” есть точный синоним – “творить”, а этому глаголу по смыслу точно соответствует отглагольное существительное “творчество”. В Энциклопедии сказано, что “творчество – деятельность, порождающая нечто качественно новое и отличающаяся неповторимостью, оригинальностью и общественно-исторической уникальностью. Творчество специфично для человека, так как всегда предполагает *творца – субъекта творческой деятельности*; в природе происходит процесс развития, но не *творчества*”. Отсюда следует: поскольку *ноосфера*, по сравнению с *биосферой*, несомненно, – “нечто качественно новое, отличающееся неповторимостью, оригинальностью и уникальностью”, то, по определению, “творить” (то есть “создавать”) *ноосферу* может только человек; природа (в данном случае, часть природы – биосфера) “создавать” *ноосферу*, по определению, не может.

Следовательно, А.И. Морозов (хотя он и “философ науки”) “не знает” и этой элементарной истины. Зато “ВИВ” прекрасно это знал и в своем учении о *ноосфере* подробно объяснил, каким образом человек (а не биосфера) создает ее (с помощью науки).

Итак, вывод А.И. Морозова, что “тормозящее влияние этих тезисов ВИВ на науку очевидно, и идея биосферы по ВИВ лишена серьезных прогностических свойств”, остался недоказанным. Однако А.И. Морозов, к сожалению, так этого и не понял и категорически заявил: “Не смотря на громкую славу, “биосфера ВИВа” беспомощна”. При этом он (как и подобает подлинному ученому) не ограничился одной лишь констатацией этого прискорбного факта, но и объяснил его причину: “Почему она беспомощна? Ответ очевиден. ВИВ не вскрыл “тайну” живого вещества... По своей сути биосфера – это *информсфера* или *сигналосфера*”.

Правда, надо отдать должное интеллигентности А.И. Морозова: “наголову разгромив ВИВа”, он все же проявил к нему некоторую жалость, снисходительно заметив, что “в 20-х годах XX века информация была за пределами естественных наук... и это в известной степени оправдывает ВИВа”. Впрочем, если уж говорить более точно, то до середины XX века термин “информация” не только находился “за пределами естественных наук”, но (как написано в Энциклопедии) не был еще даже “общенаучным понятием”. (А в Большой Энциклопедии начала XX века этот термин вообще отсутствует). Вернадский умер в 1945 г., и поэтому в принципе не имел возможности использовать этот (тогда еще не ставший “общенаучным понятием”) термин. Так что и это “обвинение” “ВИВа” тоже не отличается достаточной аргументированностью.

Что же касается предлагаемых А.И. Морозовым терминов “информсфера или сигналосфера”, то звучат они эффектно, но, к большому сожалению, он не наполнил их никаким конкретным содержанием. Следовательно, А.И. Морозов предлагает ликвидировать термин “биосфера” (уже давно вошедший в науку и наполненный глубоким содержанием), а вместо него ввести в употребление новые термины, не “отразив их сути” (то есть совершает тот самый тяжкий грех, в котором безуспешно пытался обвинить В.В. Докучаева). Ясно, что, эта “игра” в термины, лишенные конкретного содержания, ничего, кроме путаницы, принести в науку не может.

В “конструктивной” части книги приведены математические уравнения. Эти уравнения, по замыслу А.И. Морозова, должны выполнить миссию фундамента будущего “неопочвоведения”, которое призвано заполнить гнетущую пустоту, якобы возникшую на месте “уничтоженного” им

“неадекватного и непрогрессивного докучаевского генетического почвоведения”. “Разгромленных” почвоведов-докучаевцев он обнадеживает блестящими перспективами (с. 277): “Настоящее оформление “неопочвоведения” как фундаментальной науки произойдет тогда, когда уровень понимания (знания) почвенных процессов будет таков, что можно будет провести *всеохватывающую* формализацию, то есть когда на компьютере можно будет рассчитывать почти *любую* почвенную ситуацию”. И он пытается заложить “фундамент” этой будущей “фундаментальной науки” (призванной заменить “уничтоженное” им докучаевское почвоведение) в виде нескольких математических уравнений. Первое из них (известный почвоведом уже 150 лет закон фильтрации влаги Дарси”) должно моделировать водный режим черноземов (с. 50). Идея эта не нова: она реализована почвоведом-докучаевцем уже несколько десятилетий тому назад, но А.И. Морозов и здесь проявил оригинальность подхода. Он изобразил закон Дарси в таком необычном виде, что он стал более похожим на закон диффузии газов (“Фика”). Правда, в отличие от закона Фика, градиент концентрации влаги в почве (то есть влажности почвы) он заменил градиентом “плотности влаги”. Как известно, “плотность влаги” – величина, почти постоянная, а, значит, градиент ее близок к нулю; следовательно, по А.И. Морозову, движение воды в почве должно практически отсутствовать (и все растения, в результате этого, – погибнуть от засухи). К счастью для них, почвенная влага движется не по этой странной формуле А.И. Морозова, а согласно закону Дарси в его неискаженном виде, а именно: скорость потока воды пропорциональна градиенту *давления* почвенной влаги (а не “плотности” влаги, как у А.И. Морозова).

Впрочем, под “плотностью влаги” А.И. Морозов, по-видимому, имел в виду совсем другой параметр – “влажность почвы”. Поэтому ему все-таки удалось рассчитать некую “идеальную модель” динамики влажности черноземов. Однако, из-за того, что он *давление* влаги заменил влажностью, результаты его расчетов оказались очень далекими от природных, и его “модельный” чернозем, в отличие от естественных, оказался сухим именно тогда, когда растения больше всего нуждались во влаге. Так что, если бы природа жила по морозовской “идеальной модели”, то не удалось бы собрать даже самые жалкие урожаи, и черноземы никогда не смогли бы стать бы “житницей России”... Между тем, почвоведом-докучаевцам уже полвека известно, что, используя в качестве силы, движущей влагу, градиент влажности почвы, в *реальных* (то есть всегда неоднородных по глубине) почвах в принципе невозможно не

только точно рассчитать скорость движения влаги, но даже определить направление его движения. Однако, автора “идеальной модели” несовпадение “предсказанных” им явлений с “реальными” ничуть не смутило, и он уверенно заявил: “*тем не менее, очевидно*, что аналоги этих величин (т.е. влажности почвы – И.С.) могут быть найдены численно и для *реалистических* законов этих процессов”. Однако, к сожалению, он так и не разъяснил, каким способом можно это сделать.

Более того, несмотря на то, что его уравнение движения почвенной влаги (в отличие от уравнений, использующихся современным докучаевским почвоведением) несовместимо с “*реалистическими* законами” жизни почв, А.И. Морозов использует его (как фундаментальное) в системах уравнений, которые (по его замыслу) должны описывать другие почвенные процессы. Ясно, что, по причине его ошибочности, все эти системы уравнений тоже весьма далеки от “*реалистических* законов”, по которым живут почвы.

Что же касается “концепции” “*почвы – полиса опенок*”, то здесь автор не приводит *ни одного математического уравнения*. Следовательно, эта его “концепция” вообще не имеет никакого отношения к прокламируемому им компьютерному “неопочвоведению” (которое должно, по его замыслу, заменить “изжившее себя к 40-м годам прошлого века докучаевское почвоведение”). В результате, грандиозные обещания А.И. Морозова создать (и сделать “фундаментальной наукой”), на месте “уничтоженного” им докучаевского почвоведения, компьютерное “неопочвоведение” остались невыполненными (и пока неизвестно даже, можно ли их выполнить в принципе).

Таким образом, попытки А.И. Морозова дискредитировать докучаевское почвоведение и учение Вернадского о биосфере (на деле доказавшие свою высочайшую ценность), предпринятые для того, чтобы заменить их своими “концепциями”, – не увенчались успехом. Неудача была неизбежной, так как эти его “концепции” (в отличие от учений Докучаева и Вернадского) *всесторонних экспериментальных исследований*, “*прямого выявления на опыте*” и “*непосредственных наблюдений*” (в чем он и сам признается), а всего лишь – “*виртуальными*” плодами фантазии, не опирающейся ни на факты, ни даже на элементарную логику. Для профессиональных почвоведов все это очевидно, но те, кто не имеет соответствующего профессионального образования, по неопытности могут принять эти плоды беспочвенной фантазии за серьезные научные разработки. Очень важно их от этого предостеречь.

УДК 631.4

ИНФОРМАЦИЯ О ДОКЛАДЕ А.И. МОРОЗОВА НА СЕМИНАРЕ ПО ТЕОРЕТИЧЕСКИМ ПРОБЛЕМАМ ПОЧВОВЕДЕНИЯ

© 2009 г. О. В. Чернова

Институт проблем экологии и эволюции им. А.Н. Северцова РАН, 117071, Москва, Ленинский пр., 33

15 октября 2008 г. на факультете почвоведения МГУ состоялось очередное заседание научного семинара по теоретическим проблемам почвоведения под руководством акад. Г.В. Добровольского. На семинаре был заслушан доклад д.ф.-м. н., вед. н. сотр. Российского научного центра “Курчатовский институт” А.И. Морозова, посвященный презентации его книги “О почве и почвоведении (взгляд со стороны)”. В докладе автор рассказал о причинах, по которым его заинтересовали проблемы почвоведения, изложил свои представления об организации и функционировании естественного природного тела – почвы и высказал свое мнение об итогах и перспективах развития теоретического почвоведения как фундаментальной науки. Размышления автора изложены в представленной книге вместе с рядом научных статей в области почвоведения.

Доклад вызвал активное обсуждение, в котором приняли участие известные исследователи, как почвоведы, так и специалисты смежных областей.

Присутствующие почвоведы (д.г.н. Геннадиев, д.б.н. И.И. Судницын, д.б.н. А.С. Владыченский, д.б.н. В.О. Таргульян и др.) высказали свое несогласие с большинством теоретических положений, высказанных автором доклада: отметили необоснованность приписывания слишком большой роли биоте в формировании и функционировании почвы при недооценке остальных факторов. Вместе с тем,

в ряде выступлений (д.б.н. Е.В. Шеин) отмечено высокое качество работ автора в области моделирования почвенных процессов, большинство которых написано в соавторстве со специалистами-почвоведцами.

Выступающие специалисты-микробиологи (д.б.н. П.М. Кожевин, д.б.н. А. Кураков, д.б.н. В.А. Терехова) отметили неадекватно большое значение, которое автор придает микоризным грибам в почвообразовании, отождествляя их высокую численность и значительную биомассу в некоторых экосистемах с функциональной ролью.

Акад. Г.В. Добровольский поблагодарил А.И. Морозова за доклад, отметил несомненный интерес обсуждения вопросов почвоведения с учеными и специалистами из других областей знания, но выразил свое несогласие с данной в докладе общей оценкой состояния почвоведения как научной дисциплины, а также с предложенным докладчиком крайне односторонним определением почвы, ни в какой мере не отражающем сущность почв как особых естественно-исторических образований.

В заключении семинара признана полезность обсуждения проблем почвоведения со специалистами смежных специальностей и подчеркнута важность некоторых мыслей докладчика о развитии почвоведения.