



Biogeosystem Technique

Journal is being issued since 2014.
ISSN 2409-3386, E-ISSN 2413-7316
2016. Vol.(7). Is. 1. Issued 4 times a year

EDITORIAL BOARD

Dr. Kalinichenko Valery – Institute of Soil Fertility of South Russia, Persianovsky, Russian Federation (Editor-in-Chief)

Dr. Blagodatskaya Evgeniya – Institute of Physical Chemical and Biological Problems of Soil Science of the Russian Academy of Sciences, Pushchino, Russian Federation

Dr. Elizbarashvili Elizbar – Iakob Gogebashvili Telavi State University, Telavi, Georgia

Dr. Glazko Valery – Moscow agricultural Academy named after K.A. Timiryazev, Russian Federation

Dr. Lisetsky Fedor – Belgorod State University, Russian Federation

Dr. Minkina Tatiana – Southern Federal University, Russian Federation

Dr. Okolelova Alla – Volgograd State Technical University, Russian Federation

Dr. Shein Evgeny – Moscow State University named M.V. Lomonosov, Russian Federation

Dr. Surai Peter - Feed-Food.ltd, Scotland, UK

The journal is registered by Federal Service for Supervision of Mass Media, Communications and Protection of Cultural Heritage (Russian Federation).

Journal is indexed by: **Cross Ref** (USA), **Electronic scientific library** (Russia), **Open Academic Journals Index** (Russia), **CiteFactor – Directory of International Research Journals** (Canada), **Universal Impact Factor** (Australia).

All manuscripts are peer reviewed by experts in the respective field. Authors of the manuscripts bear responsibility for their content, credibility and reliability.

Editorial board doesn't expect the manuscripts' authors to always agree with its opinion.

Postal Address: 26/2 Konstitutsii, Office 6
354000 Sochi, Russian Federation

Website: <http://ejournal19.com/en/index.html>
E-mail: evr2010@rambler.ru

Founder and Editor: Academic Publishing
House *Researcher*

Passed for printing 15.03.16.
Format 21 × 29,7/4.

Headset Georgia.
Ych. Izd. l. 5,1. Ysl. pech. l. 5,8.

Order № B-7.

Biogeosystem Technique

2016

Is. 1



Издается с 2014 г.
ISSN 2409-3386, E-ISSN 2413-7316
2016. № 1 (7). Выходит 4 раза в год.

РЕДАКЦИОННЫЙ СОВЕТ

Валерий Калинин – Институт плодородия почв юга России, Персиановский, Персиановский, Российская Федерация (Гл. редактор)
Благодатская Евгения – Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, Пущино, Российская Федерация
Глазко Валерий – МСХА имени К.А. Тимирязева, Российская Федерация
Лицецкий Федор – Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Российская Федерация
Минкина Татьяна – Южный федеральный университет, Российская Федерация
Околелова Алла – Волгоградский государственный технический университет, Российская Федерация
Сурай Петр – компания Фит-фуд лтд., Скотланд, Соединенное Королевство
Шенин Евгений – МГУ имени Ломоносова, Российская Федерация
Элишбарашвили Элишбар – Телавский государственный университет, Телави, Грузия

Журнал зарегистрирован Федеральной службой по надзору в сфере массовых коммуникаций, связи и охраны культурного наследия (Российская Федерация).

Журнал индексируется в: **Cross Ref** (США), **Научная электронная библиотека** (Россия), **Open Academic Journals Index** (Россия), **CiteFactor – Directory of International Research Journals** (Канада), **Universal Impact Factor** (Австралия).

Статьи, поступившие в редакцию, рецензируются. За достоверность сведений, изложенных в статьях, ответственность несут авторы публикаций.
Мнение редакции может не совпадать с мнением авторов материалов.

Адрес редакции: 354000, Россия, г. Сочи,
ул. Конституции, д. 26/2, оф. 6

Подписано в печать 15.03.16.
Формат 21 × 29,7/4.

Сайт журнала: <http://ejournal19.com/>
E-mail: evr2010@rambler.ru

Гарнитура Georgia.
Уч.-изд. л. 5,1. Усл. печ. л. 5,8.

Учредитель и издатель: ООО «Научный
издательский дом "Исследователь"» - Academic
Publishing House *Researcher*

Заказ № В-7.

CONTENTS

Relevant Topic

Biosocial Consequences of Industrial Accidents and Social Crises (Chernobyl, Fukushima) Valery I. Glazko, Tatiana T. Glazko	4
---	---

Articles and Statements

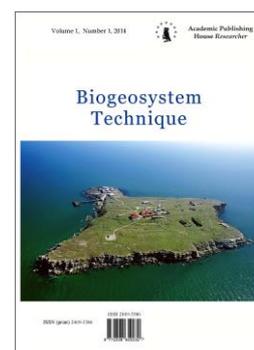
Behavior of ¹³⁷ Cs in the System Soil – Plant in the Stationary Sampling Sites Located Within the 30-Kilometer Zone of the Chernobyl NPP in the Period 1987-1992: Forms of Fallout and Chemical Speciation Dynamics of ¹³⁷ Cs Located in Soils Vyacheslav S. Anisimov, Natalia I. Sanzharova, Rudolph M. Alexakhin	17
Organization of Crop Production at Radioactively Contaminated Areas: Environmental and Biological Aspects Aleksandr I. Dutov, Fedor N. Lisetskii, Sergey V. Dubchak	41
Duration Estimating Spending Soil under Active Development of Erosion Processes Fedor N. Lisetskii, Aleksandr N. Muntian, Ksenija V. Zholumskaya	49
Deepening ⁹⁰ Sr to the Soil as an Option to Reduce Its Accumulation in Vegetative and Generative Parts of Shrubs Alexander I. Melchenko, Maxim V. Tatarin, Evgene A. Melchenko	65
Aggregation of Natural Disperse Formations: Value of Organic Matter, Soluble Salts And Diatoms Evgeny V. Shein, Galina V. Kharitonova, Evgeny Yu. Milanovsky	77
Structural Analysis Based on Living Systems Algorithms Victor Ya. Tsvetkov	87

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 4-16, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.4
www.ejournal19.com



Relevant Topic

Biosocial Consequences of Industrial Accidents and Social Crises (Chernobyl, Fukushima)

¹ Valery I. Glazko

² Tatiana T. Glazko

^{1, 2} Russian State Agrarian University – Moscow agricultural Academy (MTAA) named after K.A. Timiryazev, Russian Federation

Timiryazevskaya Str., 49, Moscow 127550

Centre of Experimental Embryology and Reproductive Biotechnology (CEERB), Russian Academy of Agricultural Science, Russian Federation

Kostyakow Str., 12, Bl. 4, Moscow 127422

¹ Doctor of Agricultural Sciences, Professor, Academician of Russian Academy of Science (foreign participator), Head of the Centre of Nanobiotechnology of MTAA, Leading researcher of CEERB

E-mail: vigvalery@gmail.com

² Doctor of Agricultural Sciences, Professor of Food and Animal Breeding Department of MTAA, Leading researcher of CEERB

E-mail: tglazko@rambler.ru

Abstract

The own and literature data on population-genetic consequences of the reproduction of different mammalian species under conditions of high levels of ionizing radiation as a result of the accident at Chernobyl and Fukushima NPP were discussed. Such conditions contributed to genomic instability of the parent population directly by increased doses of ionizing radiation, and to preferred reproduction of offspring with a relatively more stable of the chromosomal apparatus. We could expect that the relative reproductive success of carriers of increased genomic stability under conditions of environmental changes could be used as an integral indicator of resistance to selective action of environmental stress factors. The importance of transgenerational transmission of symptoms of post-traumatic syndrome and its mechanisms, including the microRNA transfer via spermatozoa, changes in the microbiota of the parents and children, as well as cultural inheritance, to explain the complexity observed radiobiological effects and their transmission into generations were discussed. It was concluded that the frequent man-made accidents (like Chernobyl and Fukushima) and economic crises carry the risk of biosocial consequences in the structure of society, based on epigenetic inheritance, and cultural micro and macro biotic changes.

Keywords: ionizing radiation, molecular genetic markers, reproductive success, transgenerational transmission, post-traumatic syndrome, microRNAs, environmental stress.

Введение

Авария на Чернобыльской АЭС произошла 26 апреля 1986 года и признана самой крупной техногенной радиационной катастрофой современности в истории мировой ядерной

энергетики. В результате аварийного выброса радионуклидов из четвертого энергоблока техногенному загрязнению подверглись 21 область Российской Федерации, 7 % территории Украины. В Республике Беларусь радиационному воздействию подверглась 23 % общей площади, там проживали 2,1 млн. человек – более 20 % населения. Экономический ущерб от последствий чернобыльской катастрофы только для Беларуси оценивается в 235 млрд. долларов США, что равно 32 бюджетам республики доаварийного 1985 года. В белорусских лесах сосредоточено до 70 % радионуклидов, выпавших на территорию республики. Авария на Чернобыльской АЭС поставила перед тремя наиболее пострадавшими республиками СССР, Украиной, Белоруссией и Россией, исключительно сложные задачи, в первую очередь, по обеспечению радиационной безопасности населения. Были предприняты крупномасштабные меры по ликвидации последствий на самой ЧАЭС, дезактивации сопредельных территорий, эвакуации населения. В целом реагирование на начальном периоде аварии было адекватным и эффективным. Однако экстраординарный характер ситуации обусловил и ряд ошибок или промедлений. В частности, это относится к йодной профилактике населения. Чернобыльская катастрофа отрицательно сказалась на всех сферах жизни населения всех республик, нарушив общественные, экономические и социальные связи. Кофи Аннан писал “Чернобыль – это слово, которое мы все хотели бы вытравить из нашей памяти. ...Но более чем 7 миллионов человек не могут этого себе позволить. Они ежедневно страдают в результате того, что случилось” [<http://www.sighings.com/sighings/general/morecancer.html>].

Последствия радиационной аварии

Действие короткоживущих радионуклидов (йод-131, барий-140, лантан-140) длилось относительно небольшой промежуток времени (недели) после аварии. Активность I-131 на различных территориях в процентах к общей выброшенной активности распределилась следующим образом: СССР – 66 %; Украина – 20 %, Беларусь – 19 %, Россия – 12 %, остальные страны Европы – 28 %, остальной мир – 7 %. [4, 7]. Однако именно это обусловило основную часть доз облучения населения.

Загрязнение I-131 наблюдалось на огромной территории, в том числе на значительном удалении от Чернобыльской АЭС. Пострадала Европа – Прибалтика, Польша, Чехия, Венгрия и многие другие страны. Этот «йодный удар» привел к значительному росту патологий щитовидной железы, особенно в Беларуси, Украине, России. Наиболее опасны в радиологическом плане долгоживущих радионуклидов – Sr-90, трансураниевые элементы – изотопы плутония и америция. Где они локализованы – проведено отселение людей, но негативные последствия загрязнения для экосистем будут существенно сказываться еще многие сотни и тысячи лет. Всего в бывшем Советском Союзе, были загрязнены территории площадью приблизительно 150 000 км². На этих территориях проживают более пяти миллионов человек. 28 аварийных работников, участвовавших в ликвидации последствий в первые несколько часов после аварии, умерли от лучевой болезни в течение четырех месяцев, и еще двое умерли от комбинированных поражений – физических травм, термальных ожогов и лучевой болезни. В общей сложности на протяжении 1986 года с территорий, расположенных в непосредственной близости от атомной электростанции, были эвакуированы 116 000 человек, и еще 220 000 человек были эвакуированы с территорий трех наиболее пострадавших республик в период после 1986 года [4].

Проведенные многочисленные исследования показали влияние повышенного уровня ионизирующего облучения на ряд сельскохозяйственных видов животных, мелких видов мышевидных грызунов после аварии на Чернобыльской АЭС [4]. Полученные выводы были сопоставимы с данными исследований популяций человека после чернобыльской и фукусимской аварий: выявлено сходство основных мишеней действия ионизирующего облучения у человека и животных сельскохозяйственных видов, изменения были связаны в основном с сердечно-сосудистой и иммунной системами, а также такими выводящими системами, как почки [3].

Достаточно давно обсуждался тот факт, что зависимость эффекта от дозы облучения может носить нелинейный, немонотонный, полимодальный характер [1]. Дозы, при которых наблюдаются экстремумы, зависят от мощности (интенсивности) облучения и уменьшаются при ее уменьшении. Облучение в малых дозах приводит к изменению (в большинстве

случаев увеличению) чувствительности к действию повреждающих факторов. Все это может быть обусловлено с возможными механизмами, связанные с порогом накопления повреждений для индукции репарационных систем ДНК, изменений в соотношениях юных и старых клеточных популяций, дисфункций митохондрий. Отсюда введены понятия горизонтальных и вертикальных последствий повышения уровня ионизирующего излучения для биологических объектов [3].

Главное, с нашей точки зрения, и недостаточно учтенное вертикальное последствие воздействия ионизирующего облучения для живых объектов проявляется в снижении репродуктивной функции, вследствие чего из воспроизводства исключаются носители аллелей и генных систем, ассоциированных с относительно повышенной радиочувствительностью. Именно таким снижением воспроизводства объясняется и выявленное нами увеличение числа радиорезистентных особей среди отловленных полевок в зоне отчуждения Чернобыльской АЭС, и сдвиг генетической структуры в экспериментальной группе специализированной молочной породы крупного рогатого скота в поколениях в сторону более примитивных форм [4], и повышенная радиорезистентность клеток крови у жителей радиоактивных провинций. Наблюдаемые сдвиги соответствуют утверждению И.И. Шмальгаузена о том, что при любых экологических изменениях преимущество для воспроизводства получают наиболее устойчивые, но наименее специализированные формы [8]. Вклад Чернобыльской катастрофы в изменения генофонда человека можно оценивать только сейчас, поскольку поколение, родившееся после аварии, вступило в репродуктивный период. Отметим, что реальные аварии на атомных станциях всегда сопровождаются совокупным действием как стрессующих факторов, так и ионизирующего облучения. Как показывает опыт чернобыльской катастрофы, ее психосоциальные последствия оказались достаточно долгосрочными. Это подтверждается огромным количеством проведенных исследований. Например, юные люди получившие дозы ионизирующего излучения *in utero*, показали существенно более низкий IQ, чем контрольная группа того же возраста. Различия ограничиваются вербальным IQ, но не выражены по невербальному IQ. Эффекты не выявлялись у тех, кто получил облучение в результате Чернобыльской аварии после 16 недели беременности [29].

В наших собственных исследованиях было обнаружено, что у разных видов мелких мышевидных грызунов (полевок), лабораторных линий мышей, суммарно получавших дозы ионизирующего облучения $<1\text{Gy}$ в год зоне отчуждения Чернобыльской АЭС, в клетках костного мозга наблюдается рост числа только тех цитогенетических аномалий, по которым конкретный вид или лабораторная линия были нестабильны и в контрольных условиях [4, 23]. То есть, наши эксперименты показали, что более чем 100-кратное увеличение дозы ионизирующего облучения у полевок и у лабораторных линий мышей не индуцирует новых вариантов мутационных спектров клетках костного мозга, а только усиливает те специфичные для вида или линии проявления геномной нестабильности, которые в контрольных условиях возникают у исследованных животных спонтанно. Например, у линии C57BL/6 возрастала частота анеуплоидных клеток, у C57W/Mv – метафаз с хромосомными aberrациями, у BALB/c – доля двуядерных лимфоцитов, у обыкновенной полевки (*Microtus arvalis*) – процент анеуплоидных клеток, у рыжей полевки (*Clethrionomys glareolus*) – доля метафаз с межхромосомными слияниями по типу Робертсоновских транслокаций. Очевидно, что совершенно особые ответы на ионизирующее облучение будут наблюдаться в популяциях людей, воспроизводящихся в условиях естественных радиоактивных провинций или во многих поколениях животных в местах повышенного загрязнения радионуклидами, в частности, после чернобыльской аварии [9].

К настоящему времени наиболее подробный многолетний обзор последствий действия резкого повышения ионизирующего облучения для здоровья человека представлен в работах японских исследователей, изучающих последствия атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки, аварий на атомных станциях [3]. Воздействие ионизирующего излучения на организм человека наиболее подробно изучалось на основе долгосрочных крупномасштабных эпидемиологических исследований и создания базы данных (реестра) жителей Японии, переживших атомные бомбардировки Хиросимы и Нагасаки. Благодаря объему сведений, представленности широких слоев населения обоих полов, всех возрастов и большому разнообразию доз, оцененных индивидуально, результаты анализа

продолжительности жизни, онкологических и неонкологических заболеваний (LifeSpanStudy – LSS) японцев, внесенных в реестр, считаются наиболее надежным источником информации о влиянии ионизирующего облучения на популяции человека. По этой причине исследования LSS стали основополагающими для оценок риска в системе радиационной защиты, разрабатываемой International Commission on Radiological Protection (ICRP, Англия). В целом полученные данные свидетельствуют о том, что выжившие после радиационного воздействия имеют четкую избыточность развития онкологических заболеваний по отношению к контрольным группам (excess relative risk – ERR). Для всех форм лейкемии по всем возрастным группам этот показатель увеличен в 3-5 раз при поглощенных дозах около 1 Gy в расчете на клетки костного мозга [30, 36]. Статистически достоверное увеличение частоты встречаемости солидных опухолей наблюдалось через 6-10 лет после облучения уже при поглощенных дозах 0,1-0,2 Gy. При этом возростала частота таких опухолей в мочевом пузыре, молочных железах, легких, головном мозге, щитовидной железе, толстом кишечнике, яичниках, желудке, печени, но не в поджелудочной железе, прямой кишке, матке, простате и паренхиме почек. У выживших после атомных бомбардировок обнаруживались множественные нераковые заболевания, в основном связанные с патологиями сердечно-сосудистой, респираторной и иммунной систем, а также с повреждениями почек.

Обращает на себя внимание то, что при изучении последствий землетрясения и повышения ионизирующего облучения в популяциях человека после фукусимской трагедии получены данные о выраженном сходстве между ними [28, 39, 48]. Подчеркивается однонаправленность изменений после землетрясения и при повышении уровня ионизирующего излучения. Так, в течение 3 лет в префектуре Фукусима после землетрясения и повышения ионизирующего облучения существенно увеличилось число пациентов с нейроотоларингологическими заболеваниями, осложненными депрессиями и другими ментальными дефектами. Обнаружена полицитемия у людей, эвакуированных из зоны с повышенным ионизирующим излучением в течение 2 лет после аварии на АЭС Фукусима-1, свидетельствующая о существенных изменениях в кроветворении.

Накоплен большой объем данных о неспецифических нарушениях здоровья у отселенных из зоны с повышенным уровнем ионизирующего излучения после аварий на атомных станциях в Чернобыле и в префектуре Фукусима. Так, после чернобыльской аварии переселенные матери с детьми оценивали свое здоровье в 2 раза хуже, чем в контрольной группе [15, 19].

После аварии на Фукусиме-1 почти 30 % матерей находились в клинически диагностируемом состоянии депрессии [26]. Обнаружено, что среди лиц, эвакуированных в связи с ядерной катастрофой на АЭС Фукусима-1, озабоченность радиационными рисками ассоциируется с наличием психологических расстройств [45].

Изучение здоровья ликвидаторов, участвовавших в обеззараживании загрязненных радионуклидами районов после аварии на Чернобыльской АЭС, показало, что даже через 24 года сохраняются нарушения всех трех показателей, которые использует Всемирная организация здравоохранения (ВОЗ – WHO) для контроля здоровья в популяциях людей (физическое, ментальное здоровье и социальное благополучие) [16, 31].

Повреждающее действие ионизирующего излучения на головной мозг и когнитивные функции известны достаточно давно. Так, в работе А.И. Нягу и К.Н. Логановского приводится историческая сводка наблюдений, в которых были обнаружены нейрофизиологические последствия ионизирующего облучения у человека, впервые описанные в 1896 году. В постчернобыльский период этими же авторами выявлены множественные нарушения функций центральной нервной системы, связанные с радионуклидным загрязнением после чернобыльской аварии [5, 6].

Оказалось, что сам факт отселения из зоны с повышенным уровнем ионизирующего излучения вокруг атомной станции Фукусима-1 приводит к повышению смертности среди отселенного населения, и это отчетливо выявляется на протяжении первых 4 лет после аварии. Причем увеличение смертности не было прямо связано с величинами доз, полученными за счет внешнего и внутреннего облучения [46].

Предполагается, что в большей степени, чем собственно повреждающее действие ионизирующего облучения, этот эффект обусловлен посттравматическим синдромом, который

провоцирует ускоренное развитие ряда неспецифических (особенно хронических) заболеваний.

В литературе достаточно долгое время накапливаются данные о влиянии стресса на потомство, начиная от условий развития эмбрионов. Одно из таких исследований связано с Голландский синдром (голодная зима). Голландская голодная зима продолжалась с начала ноября 1944 года до поздней весны 1945 года. Германская блокада привела к катастрофическому сокращению поставок продовольствия гражданскому населению Голландии. Около двадцати тысяч человек погибли к тому времени, когда в мае 1945 года поставки продовольствия были возобновлены. Выполненный впоследствии мониторинг детей и внуков женщин, беременных в этот период, позволил выявить последствия дефицита питательных веществ на здоровье следующих поколений. Если мать голодала в последний триместр беременности, ее ребенок чаще всего рождался с пониженной массой тела. Если в первый триместр беременности – вес в большинстве случаев соответствовал норме. Дефицит веса у первой группы сохранялся всю жизнь и обнаруживался у внуков и внучек женщин, голодавших в первый триместр беременности. Если матери голодали на ранних стадиях беременности, то у их детей с большой долей вероятности развивалась шизофрения [17, 32, 33, 40, 44]. Похожие результаты были получены в популяциях людей Китая [41, 42]. Предполагается, что наблюдаемая передача через поколение последствий воздействия внешних факторов связана с индуцируемыми ими эпигенетическими изменениями.

Передача определенных отклонений от родителей, подвергавшихся неблагоприятным воздействиям, к детям, описана в ряде случаев и без прямого воздействия на эмбриогенез. Такая передача оказалась распространенной и получила название «трансгенерационное наследование» [34]. Показано, что индуцируемые эпигенетические изменения и факторы передаются как по материнской, так и по отцовской линиям.

Прямые биосоциальные последствия обнаруживаются при передаче пост-травматического синдрома, которое широко исследуется в последние годы. Получены данные, которые свидетельствуют о том, что повышенная чувствительность к стрессирующим воздействиям обнаруживается у детей, рожденных от родителей с таким синдромом. Так, у детей 4-9 лет, не подвергавшихся травмированию, но рожденных в Дании в семьях беженцев, где один или оба родителей были направлены на лечение симптомов посттравматического расстройства, выявлена передача этого синдрома [21]. Более 50 лет изучаются проявления посттравматического синдрома у детей, рожденных от родителей, переживших Холокост [13]. Обнаружено, что среди отселенных после аварии на атомной станции Фукусима-1 и у внуков японцев, выживших после атомных бомбардировок Хиросимы и Нагасаки, частота проявлений посттравматического синдрома повышена относительно контрольной группы [12]. Ведутся подробные исследования механизмов передачи повышенной чувствительности к проявлению и индукции симптоматики посттравматического синдрома от поколения к поколению, выявлена зависимость этого феномена от культурных особенностей и близости контактов между родителями и детьми [20].

Еще один источник эпигеномного наследования может быть связан с межгеномными взаимоотношениями между многоклеточным организмом и представителями его микробиома (метагеномика) [10, 43].

Биологические механизмы передачи изменений, вызванных действием факторов окружающей среды, от родительского поколения к последующим, описаны в ряде исследований. У человека и модельных объектов (лабораторные линии мышей, крыс) описаны различные механизмы эпигенетической изменчивости, влияющей на геномное репрограммирование гамет. К таким механизмам относится эндокринное действие на профиль метилирования ДНК, изменение упаковки хроматина и гистонового кода, накопление в гаметах регуляторных микроРНК, которые могут вовлекаться в трансгенерационное наследование [27, 47]. Индукция внешними факторами эпигенетических изменений в сперматогенезе описана в ряде работ [11, 14, 18, 22, 37, 38, 49, 50].

Заключение

Таким образом, совокупность накопленных к настоящему времени данных свидетельствует о том, что трансгенерационная передача ответов родителей на стрессирующие факторы окружающей среды может быть обусловлена культурным

наследованием, индуцируемыми эпигенетическими изменениями в гаметах родителей, в гаметах потомков в эмбриогенезе, в эмбрионах на ранних этапах развития, а также в микробиоме родителей и потомков.

Для объяснения полученных данных можно привлечь так называемый «эпигенетический ландшафт Уоддингтона» [2, 25, 35]. Термин «эпигенетический ландшафт» Уоддингтон представил в 1957 году для иллюстрации концепций биологии развития. Исходя из представлений об эпигенетическом ландшафте, ионизирующее облучение приводит к широкому спектру изменений живых организмов, которые подразделяются на «горизонтальные» – у непосредственно попавших под воздействия, и «вертикальные», обнаруживаемые у потомства. Изменения зависят от видовых, генотипических особенностей облучаемых организмов, региона их воспроизводства, специфики питания, а также от величины поглощенной дозы, причем низкие могут не индуцировать репаративные внутриклеточные механизмы, что сопровождается длительным сохранением повреждений. Выраженность популяционно-генетических «вертикальных» последствий определяется отбором на устойчивые к ионизирующему облучению форм, наследование же признаков пост-травматического синдрома у модельных объектов (лабораторные линии мышей) обусловлено передачей со сперматозоидами микроРНК, участвующих в изменениях в геноме регуляции многих генных систем в онтогенезе. Биосоциальные последствия для популяций человека обусловлены не только индуцируемыми облучением изменениями «работы» центральной нервной системы, наследованием микроРНК, вовлеченных в формирование стресс-синдрома, но и в связи с культурным наследованием, изменениями микробиома.

Можно ожидать, что накопление объемных реестров групп людей и их потомков в разных поколениях, в которых учитываются не только полученные дозы ионизирующего излучения, но и экогеобиохимические особенности мест их обитания, популяционно-этнические особенности может позволить учесть своеобразие радиобиологического ответа, что ускорит развитие методов диагностики радиоповреждений, способов радиозащиты и адресной компенсации возникающих клеточных, органных и системных повреждений у многоклеточных организмов.

С накопленными к настоящему времени наблюдениями хорошо согласуются сформулированные нами положения о последствиях техногенных катастроф, которые были обозначены как «законы Чернобыля» [24]. Эти законы следующие:

- 1) после Чернобыля рождаются не все, кто должен был бы родиться;
- 2) после Чернобыля идет отбор против специализированных форм и преимущественное воспроизводство менее специализированных, но обладающих более высокой устойчивостью к действию неблагоприятных средовых факторов;
- 3) ответ на одни и те же дозы ионизирующего облучения зависит от ее «новизны» для конкретной популяции, т.е. наличия предшествующего отбора у предковых поколений на устойчивость к таким дозам;
- 4) все проблемы Чернобыля впереди, поскольку поколение, попавшее под прямое повреждающее воздействие аварии относительно недавно вступило в репродуктивный период.

К этим четырем законам Чернобыля, по сути – законам техногенных катастроф, теперь можно добавит пятый закон:

- 5) Участвовавшие техногенные аварии (типа на АЭС Чернобыля и Фукусимы) и экономические кризисы несут в себе опасность биосоциальных последствий в структуре общества и власти, основанных на наследовании эпигенетических, культурных и микро- и макро биотических изменений.

Примечания

1. Бурлакова Е.Б., Голощапов А.Н., Горбунова Н.В. Особенности биологического действия «малых» доз облучения // Радиационная биология. Радиоэкология. 1996. Т. 36. № 4. С. 610–631.
2. Ванюшин Б.Ф. Эпигенетика сегодня и завтра // Вавиловский журнал генетики и селекции // 2013, Том 17, № 4/2. С. 805–832.

3. Глазко В.И., Зыбайлов В.Л., Глазко Т.Т. Повышение уровня ионизирующего облучения: «горизонтальные» и «вертикальные» биологические и биосоциальные последствия (на примере аварий на Чернобыльской АЭС и АЭС Фукусима-1) // Сельскохозяйственная биология. 2016. Т. 51. № 2. С. 141–155 doi: 10.15389/agrobiology.2016.2.141rus
4. Глазко Т.Т., Архипов Н.П., Глазко В.И. Популяционно-генетические последствия экологических катастроф на примере Чернобыльской аварии. М: ФГОУ ВПО РГАУ – МСХА им. К.А. Тимирязева, 2008. 556 с.
5. Нягу А.И., Логановский К.Н. Изменения в нервной системе при хроническом воздействии ионизирующего излучения // Журн. невропатол. и психиатр. им. С.С. Корсакова. 1997. Т. 97. № 2. С. 62–70.
6. Нягу А.И., Логановский К.Н. Нейропсихиатрические эффекты ионизирующих излучений // Чернобыльинтеринформ. К., 1998. 350 с.
7. Российский национальный доклад «25 лет Чернобыльской аварии. Итоги и перспективы преодоления ее последствий в России, 1986–2011» / Под общей редакцией С.К. Шойгу, Л.А. Большова. М: Министерство Российской Федерации по делам гражданской обороны, чрезвычайным ситуациям и ликвидации последствий стихийных бедствий. 82 с.
8. Шмальгаузен И.И. Факторы эволюции. Теория стабилизирующего отбора. 2-е изд. М.: Наука, 1968. 451 с.
9. Aliyu A.S., Ramli A.T. The world's high background natural radiation areas (HBNRAs) revisited: A broad overview of the dosimetric, epidemiological and radiobiological issues // Radiation Measurements 2015. 73: 51e59 <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2015.01.007>
10. Asgari S Epigenetic modifications underlying symbiont-host interactions // Adv Genet. 2014; 86:253-76. doi: 10.1016/B978-0-12-800222-3.00010-3
11. Bale T.L. Lifetime stress experience: transgenerational epigenetics and germ cell programming//Dialogues in Clinical Neuroscience. 2014. Vol 16. No. 3. pp. 297–305. www.dialogues-cns.org
12. Ben-Ezra M., Palgi Y, Soffer Y, Shrira A. Mental health consequences of the 2011 Fukushima nuclear disaster: are the grandchildren of people living in Hiroshima and Nagasaki during the drop of the atomic bomb more vulnerable? // World Psychiatry. 2012 - 11(2):133.
13. Braga L.L., Mello M.F., Fiks J.P. Transgenerational transmission of trauma and resilience: a qualitative study with Brazilian offspring of Holocaust survivors // BMC Psychiatry 2012, 12:134 <http://www.biomedcentral.com/1471-244X/12/134>
14. Brieño-Enríquez MA, García-López J, Cárdenas DB, Guibert S, Cleroux E, Déd L, de Dios Hourcade J., Pěkníková J., Weber M., del Mazo J. Exposure to Endocrine Disruptor Induces Transgenerational Epigenetic Deregulation of MicroRNAs in Primordial Germ Cells // PLoS ONE – 2015. 10(4): e0124296. doi:10.1371/journal.pone.0124296
15. Bromet E.J., Gluzman S., Schwartz J.E., Goldgaber D. Somatic symptoms in women 11 years after the Chornobyl accident: prevalence and risk factors.// Environ. Health Perspect., 2002, 110(suppl. 4): 625-629 http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/2002/suppl-4/625-629_bromet/abstract.html
16. Bromet E.J., Luft B.J. Consequences of toxic disasters for rescue, recovery, and clean-up workers require integrated mental and physical health monitoring //Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology, 2015, 50(11): 1761-1763. doi: 10.1007/s00127-015-1124-0.
17. Brown A.S., Susser E.S. Prenatal Nutritional Deficiency and Risk of Adult Schizophrenia // Schizophrenia Bulletin. 2008. V. 34, No 6. pp 1054–1063 (doi:10.1093/schbul/sbn096);
18. Casas E., Vavouri T. Sperm epigenomics: challenges and opportunities // Frontiers in Genetics. Bioinformatics and Computational Biology. 2014. V. 5. Article 330. DOI: 10.3389/fgene.2014.00330
19. Contis G., Foley T.P. Depression, suicide ideation, and thyroid tumors among Ukrainian adolescents exposed as children to Chernobyl radiation // J. Clin. Med. Res., 2015, 7(5): 332-338. doi: 10.14740/jocmr2018w.
20. Dalgaard N.T., Montgomery E. Disclosure and silencing: A systematic review of the literature on patterns of trauma communication in refugee families // Transcultural Psychiatry 2015, Vol. 52(5) 579–593 DOI: 10.1177/1363461514568442 tps.sagepub.com

21. Dalgaard NT, Todd BK, Daniel SI, Montgomery E .The transmission of trauma in refugee families: associations between intra-family trauma communication style, children's attachment security and psychosocial adjustment // *Attach Hum Dev.* 2016 Feb;18(1):69-89. doi: 10.1080/14616734.2015.1113305
22. Gapp K, Jawaid A, Sarkies P, Bohacek J., Pelczar P., Prados J., Farinelli L., Miska E., Mansuy I.M. Implication of sperm RNAs in transgenerational inheritance of the effects of early trauma in mice. // *Nat Neurosci* 2014;17:667–9. doi:10.1038/nn.3695;
23. Glazko V.I., Glazko T.T., Reproductive “Success” and Population-Genetic Consequences of Environmental Stress on the Example of Accidents in Chernobyl and Fukushima // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 316–326 DOI: 10.13187/bgt.2015.6.316
24. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // *Biotechnol. & Biotechnol.* 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6 DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.
25. Goldberg A. D., Allis C. D., Bernstein, E. Epigenetics: A landscape takes shape.// *Cell* - 2007. V. 128. pp 635–638;
26. Goto A., Bromet E.J., Fujimori K. Immediate effects of the Fukushima nuclear power plant disaster on depressive symptoms among mothers with infants: a prefectural-wide cross-sectional study from the Fukushima health management survey // *BMC Psychiatry*, 2015, 15: 59 doi: 10.1186/s12888-015-0443-8.
27. Grandjean Ph., Barouki P., Bellinger D.C., Casteleyn L., Chadwick L.H., Cordier S., Etzel R.A., Gray K.A., Ha E-H., Junien C., Karagas M., Kawamoto T., Lawrence B.P., Perera F.P., Prins G.S., Puga A., Rosenfeld C.S., Sherr D.H., Sly P.D., Suk W., Sun Q., Toppari J., van den Hazel P., Walker C.L., Heindel J.J. Life-Long Implications of Developmental Exposure to Environmental Stressors: New Perspectives // *Endocrinology.* 2015, 156(10):3408–3415 doi: 10.1210/EN.2015-1350.
28. Hasegawa J., Hidaka H., Kuriyama S., Obara T., Hashimoto K., Tateda Y., Okumura Y., Kobayashi T., Katori Y. Change in and long-term investigation of neuro-otologic disorders in disaster-stricken Fukushima Prefecture: retrospective cohort study before and after the Great East Japan Earthquake // *PLoS ONE*, 2015, 10(4): e0122631 doi: 10.1371/journal.pone.0122631
29. Heiervang K.S., Mednick S., Sundet K., Rund B.R. Effect of low dose ionizing radiation exposure in utero on cognitive function in adolescence // *Scand. J. Psychol.*, 2010, 51(3): 210-215.
30. Hsu W.-L., Preston D.L., Soda M., Sugiyama H., Funamoto S., Kodama K., Kimura A., Kamada N., Dohy H., Tomonaga M., Iwanaga M., Miyazaki Y., Cullings H.M., Suyama A., Ozasa K., Shore R.E., Mabuchi K. The incidence of leukemia, lymphoma and multiple myeloma among atomic bomb survivors: 1950-2001 // *Radiat.Res.*, 2013, 179: 361-382. doi: 10.1667/RR2892.1
31. Laidra K., Rahu K., Tekkel M., Aluoja A., Leinsalu M. Mental health and alcohol problems among Estonian cleanup workers 24 years after the Chernobyl accident. // *Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology*, 2015, 50(11): 1753-1760. doi: 10.1007/s00127-015-1102-6
32. Neugebauer R. Accumulating evidence for prenatal nutritional origins of mental disorders // *JAMA.* 2005;294:621–623.
33. Painter A, Roseboom T, Bleker O. Prenatal exposure to the Dutch famine and disease later in life: an overview // *Reprod Toxicol.* 2005;20:345–352.
34. Pembrey M, Saffery R, Bygren LO, Network in Epigenetic Epidemiology. Human transgenerational responses to early-life experience: potential impact on development, health and biomedical research // *J Med Genet* – 2014. V. 51. pp 563–572 doi:10.1136/jmedgenet-2014-102577
35. Polak P, Karlič R, Koren A, Thurman R, Sandstrom R, Lawrence MS, Reynolds A, Rynes E, Vlahoviček K, Stamatoyannopoulos JA, Sunyaev SR. Cell-of-origin chromatin organization shapes the mutational landscape of cancer. *Nature* – 2015. V. 518, N. 7539. pp. 360–364 doi: 10.1038/nature14221
36. Richardson D., Sugiyama H., Nishi N., Sakata R., Shimizu Y., Grant E.J., Soda M., Hsu W.-L., Suyama A., Kodama K., Kasagi F. Ionizing radiation and leukemia mortality among Japanese atomic bomb survivors, 1950-2000 // *Radiat. Res.*, 2009,172: 368-382. doi: 10.1667/RR1801.1.

37. Rodgers A.B., Bale T.L. Germ Cell Origins of Posttraumatic Stress Disorder Risk: The Transgenerational Impact of Parental Stress Experience // *Biol Psychiatry*. 2015 - 1;78(5):307-14. doi: 10.1016/j.biopsych.2015.03.018
38. Rodgers AB, Morgan CP, Leu NA, Bale TL. Transgenerational epigenetic programming via sperm microRNA recapitulates effects of paternal stress // *Proc Natl Acad Sci USA*. 2015 Nov 3;112(44):13699-704. doi: 10.1073/pnas.1508347112
39. Sakai A., Ohira T., Hosoya M., Ohtsuru A., Satoh H., Kawasaki Y., Suzuki H., Takahashi A., Kobashi G., Ozasa K., Yasumura S., Yamashita S., Kamiya K., Abe M. Life as an evacuee after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident is a cause of polycythemia: the Fukushima health management survey // *BMC Public Health*, 2014, 14: 1318 doi: 10.1186/1471-2458-14-1318
40. Selten JP, van der Graaf Y, van Duursen R, Gispen-de Wied CC, Kahn RS. Psychotic illness after prenatal exposure to the 1953 Dutch Flood Disaster. // *Schizophr Res*. 1999;35:243–245
41. Smil V. China's great famine: 40 years later // *BMJ*. 1999;319:1619–1621
42. St. Clair D, Xu M, Wang P, et al. Rates of adult schizophrenia following prenatal exposure to the Chinese famine of 1959-1961 // *JAMA*. 2005;294:557–562.
43. Stilling R.M., Bordenstein S.R., Dinan T.G., Cryan J.F. Friends with social benefits: host-microbe interactions as a driver of brain evolution and development? // *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology* – 2014. V. 4. Article1 47. doi: 10.3389/fcimb.2014.00147
44. Susser E, Hoek HW, Brown A. Neurodevelopmental disorders after prenatal famine: the story of the Dutch Famine Study // *Am J Epidemiol*. 1998;147:213–216.
45. Suzuki Y., Yabe H., Yasumura S., Ohira T., Niwa S.-I., Ohtsuru A., Mashiko H., Maeda M., Abe M. Psychological distress and the perception of radiation risks: the Fukushima health management survey // *Bull. World Health Org.*, 2015, 93: 598-605. doi: 10.2471/BLT.14.146498
46. Tanaka R. Prolonged living as a refugee from the area around a stricken nuclear power plant increases the risk of death // *Prehosp. Disaster. Med.*, 2015, 30(4): 425-430. doi:10.1017/S1049023X15004926
47. Trerotola M., Valeria Relli V., Pasquale Simeone P., Alberti S. Epigenetic inheritance and the missing heritability//*Human Genomics* - 2015. - 9:17 DOI 10.1186/s40246-015-0041-3.
48. Tsubokura M., Takita M., Matsumura T., Hara K., Tanimoto T., Kobayashi R., Hamaki T., Oiso G., Kami M., Okawada T., Tachiya T. Changes in metabolic profiles after the Great East Japan Earthquake: a retrospective observational study // *BMC Public Health*, 2013, 13: 267 doi: 10.1186/1471-2458-13-267
49. Weigmann K. Lifestyle in the sperm // *EMBO reports*. – 2014. Vol 15, No 12. DOI 10.15252/embr.201439759
50. Wu H., Hauser R., Krawetz S.A., Pilsner J.R. Environmental Susceptibility of the Sperm Epigenome During Windows of Male Germ Cell Development // *Curr Envir Health Rpt* – 2015. 2:356–366 DOI 10.1007/s40572-015-0067-7

References

1. Burlakova EB, Goloshchapov AN, Gorbunova NV Features of the biological effect of "small" doses of radiation // *Radiation Biology. Radioecology*. 1996. V. 36. № 4. pp. 610–631.
2. Vanyushin BF Epigenetics today and tomorrow // *Vavilov Journal of Genetics and Breeding* // 2013, Volume 17, No 4/2. pp 805–832.
3. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // *Agricultural Biology*. 2016. T. 51. № 2. pp 141–155. doi: 10.15389/agrobiology.2016.2.141rus
4. Glazko TT, NP Arkhipov, VI Glazko Population-genetic consequences of environmental disasters on example of the Chernobyl accident. M: FSEIHPE RGAU – ICCA named after KA Timiryazev, 2008. 556 p.
5. Neagu A., Loganovsky KN Changes in the nervous system in chronic exposure to ionizing radiation // *Journal. nevropatol. and a psychiatrist. named after SS Korsakov*. 1997. V. 97. № 2. pp 62-70.
6. Neagu AI, Loganovsky KN Neuropsychiatric effects of ionizing radiation // *Chornobilinterinform. K.*, 1998. 350 p.

7. The Russian national report "25 years after the Chernobyl accident. Results and prospects of overcoming its consequences in Russia, 1986-2011" / Edited by SK Shoigu, LA Bol'shova. Moscow: Russian Ministry for Civil Defense, Emergencies and Elimination of Consequences of Natural Disasters. 82 p.
8. Schmalhausen II Factors of evolution. The theory of stabilizing selection. 2nd ed. M. : Nauka, 1968. 451 p.
9. Aliyu A.S., Ramli A.T. The world's high background natural radiation areas (HBNRAs) revisited: A broad overview of the dosimetric, epidemiological and radiobiological issues // *Radiation Measurements* 2015. 73: 51e59 <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2015.01.007>
10. Asgari S Epigenetic modifications underlying symbiont-host interactions // *Adv Genet.* 2014; 86:253-76. doi: 10.1016/B978-0-12-800222-3.00010-3
11. Bale T.L. Lifetime stress experience: transgenerational epigenetics and germ cell programming//*Dialogues in Clinical Neuroscience.* 2014. Vol 16. No. 3. pp. 297-305. www.dialogues-cns.org
12. Ben-Ezra M., Palgi Y, Soffer Y, Shrira A. Mental health consequences of the 2011 Fukushima nuclear disaster: are the grandchildren of people living in Hiroshima and Nagasaki during the drop of the atomic bomb more vulnerable? // *World Psychiatry.* 2012 - 11(2):133.
13. Braga L.L., Mello M.F., Fiks J.P. Transgenerational transmission of trauma and resilience: a qualitative study with Brazilian offspring of Holocaust survivors // *BMC Psychiatry* 2012, 12:134 <http://www.biomedcentral.com/1471-244X/12/134>
14. Briño-Enríquez MA, García-López J, Cárdenas DB, Guibert S, Cleroux E, Déd L, de Dios Hourcade J., Pěkníková J., Weber M., del Mazo J. Exposure to Endocrine Disruptor Induces Transgenerational Epigenetic Deregulation of MicroRNAs in Primordial Germ Cells // *PLoS ONE* – 2015. 10(4): e0124296. doi:10.1371/journal.pone.0124296
15. Bromet E.J., Gluzman S., Schwartz J.E., Goldgaber D. Somatic symptoms in women 11 years after the Chornobyl accident: prevalence and risk factors.// *Environ. Health Perspect.*, 2002, 110(suppl. 4): 625-629 <http://ehpnet1.niehs.nih.gov/docs/2002/suppl-4/625-629/bromet/abstract.html>
16. Bromet E.J., Luft B.J. Consequences of toxic disasters for rescue, recovery, and clean-up workers require integrated mental and physical health monitoring //*Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology*, 2015, 50(11): 1761-1763. doi: 10.1007/s00127-015-1124-0.
17. Brown A.S., Susser E.S. Prenatal Nutritional Deficiency and Risk of Adult Schizophrenia // *Schizophrenia Bulletin.* 2008. V. 34, No 6. pp 1054–1063 (doi:10.1093/schbul/sbn096);
18. Casas E., Vavouri T. Sperm epigenomics: challenges and opportunities // *Frontiers in Genetics. Bioinformatics and Computational Biology.* 2014. V.5. Article 330. doi: 10.3389/fgene.2014.00330
19. Contis G., Foley T.P. Depression, suicide ideation, and thyroid tumors among Ukrainian adolescents exposed as children to Chernobyl radiation // *J. Clin. Med. Res.*, 2015, 7(5): 332-338. doi: 10.14740/jocmr2018w.
20. Dalgaard N.T., Montgomery E. Disclosure and silencing: A systematic review of the literature on patterns of trauma communication in refugee families // *Transcultural Psychiatry.* 2015. Vol. 52(5). pp 579–593. DOI: 10.1177/1363461514568442 tps.sagepub.com
21. Dalgaard NT, Todd BK, Daniel SI, Montgomery E .The transmission of trauma in refugee families: associations between intra-family trauma communication style, children's attachment security and psychosocial adjustment // *Attach Hum Dev.* 2016 Feb;18(1):69-89. doi: 10.1080/14616734.2015.1113305
22. Gapp K, Jawaid A, Sarkies P, Bohacek J., Pelczar P., Prados J., Farinelli L., Miska E., Mansuy I.M. Implication of sperm RNAs in transgenerational inheritance of the effects of early trauma in mice. //*Nat Neurosci* 2014;17:667–9. doi:10.1038/nn.3695;
23. Glazko V.I., Glazko T.T., Reproductive “Success” and Population-Genetic Consequences of Environmental Stress on the Example of Accidents in Chernobyl and Fukushima // *Biogeosystem Technique*, 2015, Vol.(6), Is. 4, pp. 316–326 DOI: 10.13187/bgt.2015.6.316
24. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident.// *Biotechnol. & Biotechnol.* 2011. Vol. 25, No 4. pp. 1–6 DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.

25. Goldberg A. D., Allis C. D., Bernstein, E. Epigenetics: A landscape takes shape.// *Cell* - 2007. V. 128. pp 635–638;
26. Goto A., Bromet E.J., Fujimori K. Immediate effects of the Fukushima nuclear power plant disaster on depressive symptoms among mothers with infants: a prefectural-wide cross-sectional study from the Fukushima health management survey // *BMC Psychiatry*, 2015, 15: 59 doi: 10.1186/s12888-015-0443-8.
27. Grandjean Ph., Barouki P., Bellinger D.C., Casteleyn L., Chadwick L.H., Cordier S., Etzel R.A., Gray K.A., Ha E-H., Junien C., Karagas M., Kawamoto T., Lawrence B.P., Perera F.P., Prins G.S., Puga A., Rosenfeld C.S., Sherr D.H., Sly P.D., Suk W., Sun Q., Toppari J., van den Hazel P., Walker C.L., Heindel J.J. Life-Long Implications of Developmental Exposure to Environmental Stressors: New Perspectives // *Endocrinology* - 2015, 156(10):3408–3415 doi: 10.1210/EN.2015-1350.
28. Hasegawa J., Hidaka H., Kuriyama S., Obara T., Hashimoto K., Tateda Y., Okumura Y., Kobayashi T., Katori Y. Change in and long-term investigation of neuro-otologic disorders in disaster-stricken Fukushima Prefecture: retrospective cohort study before and after the Great East Japan Earthquake // *PLoS ONE*, 2015, 10(4): e0122631 doi: 10.1371/journal.pone.0122631
29. Heiervang K.S., Mednick S., Sundet K., Rund B.R. Effect of low dose ionizing radiation exposure in utero on cognitive function in adolescence // *Scand. J. Psychol.*, 2010, 51(3): 210-215.
30. Hsu W.-L., Preston D.L., Soda M., Sugiyama H., Funamoto S., Kodama K., Kimura A., Kamada N., Dohy H., Tomonaga M., Iwanaga M., Miyazaki Y., Cullings H.M., Suyama A., Ozasa K., Shore R.E., Mabuchi K. The incidence of leukemia, lymphoma and multiple myeloma among atomic bomb survivors: 1950-2001 // *Radiat.Res.*, 2013, 179: 361-382. doi: 10.1667/RR2892.1
31. Laidra K., Rahu K., Tekkel M., Aluoja A., Leinsalu M. Mental health and alcohol problems among Estonian cleanup workers 24 years after the Chernobyl accident. // *Social Psychiatry and Psychiatric Epidemiology*, 2015, 50(11): 1753-1760. doi: 10.1007/s00127-015-1102-6
32. Neugebauer R. Accumulating evidence for prenatal nutritional origins of mental disorders // *JAMA*. 2005;294:621–623.
33. Painter A, Roseboom T, Bleker O. Prenatal exposure to the Dutch famine and disease later in life: an overview // *Reprod Toxicol*. 2005;20:345–352.
34. Pembrey M, Saffery R, Bygren LO, Network in Epigenetic Epidemiology. Human transgenerational responses to early-life experience: potential impact on development, health and biomedical research // *J Med Genet* – 2014. V. 51. pp 563–572 doi:10.1136/jmedgenet-2014-102577
35. Polak P, Karlić R, Koren A, Thurman R, Sandstrom R, Lawrence MS, Reynolds A, Rynes E, Vlahoviček K, Stamatoyannopoulos JA, Sunyaev SR. Cell-of-origin chromatin organization shapes the mutational landscape of cancer. *Nature* – 2015. V. 518, N. 7539. pp 360–364 doi: 10.1038/nature14221
36. Richardson D., Sugiyama H., Nishi N., Sakata R., Shimizu Y., Grant E.J., Soda M., Hsu W.-L., Suyama A., Kodama K., Kasagi F. Ionizing radiation and leukemia mortality among Japanese atomic bomb survivors, 1950-2000 // *Radiat. Res.*, 2009,172: 368-382. doi: 10.1667/RR1801.1.
37. Rodgers A.B., Bale T.L. Germ Cell Origins of Posttraumatic Stress Disorder Risk: The Transgenerational Impact of Parental Stress Experience // *Biol Psychiatry*. 2015 - 1;78(5):307-14. doi: 10.1016/j.biopsych.2015.03.018
38. Rodgers AB, Morgan CP, Leu NA, Bale TL. Transgenerational epigenetic programming via sperm microRNA recapitulates effects of paternal stress // *Proc Natl Acad Sci USA*. 2015 Nov 3;112(44):13699-704. doi: 10.1073/pnas.1508347112
39. Sakai A., Ohira T., Hosoya M., Ohtsuru A., Satoh H., Kawasaki Y., Suzuki H., Takahashi A., Kobashi G., Ozasa K., Yasumura S., Yamashita S., Kamiya K., Abe M. Life as an evacuee after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident is a cause of polycythemia: the Fukushima health management survey // *BMC Public Health*, 2014, 14: 1318 doi: 10.1186/1471-2458-14-1318
40. Selten JP, van der Graaf Y, van Duursen R, Gispen-de Wied CC, Kahn RS. Psychotic illness after prenatal exposure to the 1953 Dutch Flood Disaster. // *Schizophr Res*. 1999;35:243–245.
41. Smil V. China's great famine: 40 years later // *BMJ*. 1999;319:1619–1621.

42. St. Clair D, Xu M, Wang P, et al. Rates of adult schizophrenia following prenatal exposure to the Chinese famine of 1959-1961 // *JAMA*. 2005;294:557-562.
43. Stilling R.M., Bordenstein S.R., Dinan T.G., Cryan J.F. Friends with social benefits: host-microbe interactions as a driver of brain evolution and development? // *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology* – 2014. V. 4. Article 147. doi: 10.3389/fcimb.2014.00147
44. Susser E, Hoek HW, Brown A. Neurodevelopmental disorders after prenatal famine: the story of the Dutch Famine Study // *Am J Epidemiol*. 1998;147:213-216.
45. Suzuki Y., Yabe H., Yasumura S., Ohira T., Niwa S.-I., Ohtsuru A., Mashiko H., Maeda M., Abe M. Psychological distress and the perception of radiation risks: the Fukushima health management survey // *Bull. World Health Org.*, 2015, 93: 598-605. doi: 10.2471/BLT.14.146498
46. Tanaka R. Prolonged living as a refugee from the area around a stricken nuclear power plant increases the risk of death // *Prehosp. Disaster. Med.*, 2015, 30(4): 425-430. doi:10.1017/S1049023X15004926
47. Trerotola M., Valeria Relli V., Pasquale Simeone P., Alberti S. Epigenetic inheritance and the missing heritability // *Human Genomics* – 2015. - 9:17 DOI 10.1186/s40246-015-0041-3.
48. Tsubokura M., Takita M., Matsumura T., Hara K., Tanimoto T., Kobayashi R., Hamaki T., Oiso G., Kami M., Okawada T., Tachiya T. Changes in metabolic profiles after the Great East Japan Earthquake: a retrospective observational study // *BMC Public Health*, 2013, 13: 267 doi: 10.1186/1471-2458-13-267
49. Weigmann K. Lifestyle in the sperm // *EMBO reports*. – 2014. Vol 15, No 12. DOI 10.15252/embr.201439759
50. Wu H., Hauser R., Krawetz S.A., Pilsner J.R. Environmental Susceptibility of the Sperm Epigenome During Windows of Male Germ Cell Development // *Curr Envir Health Rpt* – 2015. 2:356-366 DOI 10.1007/s40572-015-0067-7

УДК 575.82+575.224

Биосоциальные последствия техногенных аварий и социальных кризисов (Чернобыль, Фукусима)

¹ Валерий Иванович Глазко

² Татьяна Теодоровна Глазко

^{1,2} Российский государственный аграрный университет – МСХА имени К.А. Тимирязева, Российская Федерация

^{1,2} ФГБНУ Центр экспериментальной эмбриологии и репродуктивных биотехнологий (ЦЭЭРБ), Российская Федерация

¹ Доктор сельскохозяйственных наук, профессор, академик РАН (иностраный член), заведующий Центром нанобиотехнологий МСХА, ведущий научный исследователь ЦЭЭРБ E-mail: vigvalery@gmail.com

² Доктор сельскохозяйственных наук, профессор кафедры кормления и разведения животных МСХА, ведущий научный исследователь ЦЭЭРБ E-mail: tglazko@rambler.ru

Аннотация. В статье рассматриваются собственные и литературные данные о популяционно-генетических последствиях воспроизводства разных видов млекопитающих в условиях высокого уровня ионизирующего облучения в результате аварии на Чернобыльской АЭС и Фукусиме. Такие условия способствуют геномной нестабильности родительской популяции, непосредственно попавшей под воздействие увеличенных доз ионизирующего облучения, и предпочтительному воспроизводству потомства с относительно повышенной стабильностью хромосомного аппарата. Можно ожидать, что использование относительного репродуктивного «успеха» носителей повышенной геномной стабильности в условиях экологических изменений в качестве интегрального показателя устойчивости к селективному действию факторов экологического стресса может использоваться для выявления радиорезистентных особей. Обсуждается важность

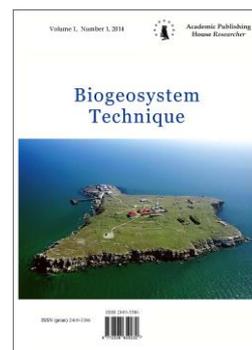
трансгенерационной передачи признаков посттравматического синдрома и ее механизмы, включающие передачу микроРНК через сперматозоиды, изменения микробиоты родителей и потомков, а также культурное наследование, для объяснения сложности наблюдаемых радиобиологических эффектов и их передачи в поколениях. Делается вывод о том, что участвовавшие техногенные аварии (типа Чернобыля и Фукусимы) и экономические кризисы несут в себе опасность биосоциальных последствий в структуре общества и власти, основанных на наследовании эпигенетических, культурных и микро- и макро биотических изменений.

Ключевые слова: ионизирующее излучение, молекулярно-генетические маркеры, репродуктивный «успех», трансгенеративная передача, посттравматический синдром, микроРНК, экологический стресс.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*

Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 17-40, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.17
www.ejournal19.com



UDC 502.052 504.75.05 504.055 539.183.2 54.027 543.054 631.412

Behavior of ^{137}Cs in the System Soil – Plant in the Stationary Sampling Sites Located Within the 30-Kilometer Zone of the Chernobyl NPP in the Period 1987-1992: Forms of Fallout and Chemical Speciation Dynamics of ^{137}Cs Located in Soils

¹Vyacheslav S. Anisimov
²Natalia I. Sanzharova
³Rudolph M. Alexakhin

¹⁻³ Russian Institute of Agricultural Radiology and Agroecology, Russian Federation
Kievskoe shosse, 109 km, Obninsk, Kaluzhskaya oblast 249032

¹ PhD (Biology), Head of Laboratory
E-mail: vsanisimov@list.ru

² Dr (Biology), Professor, Corresponding member of Russian Academy of Science, Director of Institute

E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Dr (Biology), Professor, Full member of Russian Academy of Science, Scientific Head of Institute
E-mail: alexakhin@yandex.ru

Abstract

When studying the behaviour of radionuclides – fission products of nuclear fuel, released into natural ecosystems after the Chernobyl accident, significant differences were found in migration capacity of ^{137}Cs global fallout and Chernobyl origin. This is because the radionuclide in the Chernobyl fallout, in contrast to the global, entered to the surface of the earth not only in water-soluble form, but also in the composition of particles of nuclear fuel and composite materials of different dispersion. On the territory of 30-km zone around Chernobyl NPP were allocated to 2 areas, which differ in the form of depositions of radionuclides. The first, which was called the "near" area (2-15 km from the emergency unit of the ChNPP), dominated by the fuel component (the coefficients of fractionation of the non-volatile ^{144}Ce and ^{90}Sr to $^{137}\text{Cs} \geq 1$). In the second zone, named "remote" (15-35 km from ChNPP), was dominated the condensation component ($f^{144}\text{Ce}/^{137}\text{Cs}$ and $f^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} < 1$).

In "near" to the damaged reactor zone properties of ^{137}Cs , ^{90}Sr and ^{144}Ce are largely determined by its localization within fuel particles, which are transforming in turn under the influence, primarily, of air oxygen and water. Thus, the content in the soils of mobile ^{90}Sr in 1987, was 26.8 % in the "near" zone (v. Krasnoe) and 45.7 % in the "remote" zone (v. Radin). This is 3.6 and 1.3 times less of the relative content of mobile ^{90}Sr in 1990.

By 1990 there was a complete transformation of a primary fuel particles, as indicated the data about: almost complete ^{144}Ce extraction from soils by 1 N solution of hydrochloric acid in 1990; about the reduction of the quantity of unleacheable ^{137}Cs in soil in 1988 and especially in 1990 compared to 1987; and the fact that there is huge increase in the relative content of mobile ^{90}Sr in 1990 as compared to 1987 in the soils of "near" zone where was dominated the fuel component of fallout.

Due to the transformation of the fuel particles already in 1988 the mobility in soil and, consequently, the availability for the root uptake by plants of ^{137}Cs , which is incorporated within the transformed fuel matrix, was higher than the mobility of the radionuclide in the soil exchange complex.

The content of exchangeable and mobile forms of ^{137}Cs was relatively high in the first year after the accident (9.5-30.1 and 12.7-41.2 %, respectively) and then decreased according to the exponential law due process of irreversible fixation of radionuclide by soils: $dC/dt = -bC$, where C is the content of the corresponding form of the radionuclide in soil; b – coefficient of proportionality. Calculated for automorphous soils located in "near" to the reactor zone, half-reduction periods of relative content of exchangeable and mobile forms of ^{137}Cs in soil was equal to 3.7 and 7.0 years, respectively, and for automorphous soils of the "remote" zone – 2.7 and 4.8 years.

For hydromorphous soils of "near" zone the half-reduction periods of the relative content of exchangeable and mobile forms of ^{137}Cs was 1.8 and 3.2 years, for "remote" zone soils – 1.4 and 1.9 years, respectively.

Keywords: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , radionuclide, coefficient of fractionation, form of fallout, soil, chemical speciation, dynamics.

Введение

Радионуклиды, выпавшие на почву в результате аварии на ЧАЭС, были выброшены в атмосферу в виде конденсационной и топливной компонент. Последняя, в свою очередь, была представлена частицами топливной матрицы и композитных материалов (графит, цирконий, и др.) [1]. В результате, поведение "чернобыльских" радионуклидов в почве оказалось существенно отличным от поведения радионуклидов глобальных выпадений, характеризуясь меньшей подвижностью.

Был проведен сравнительный анализ результатов растворимости "чернобыльского" ^{137}Cs в почве [2]. Оказалось, что 55-79 % валового содержания нуклида в почве в течение 3 лет после аварии на ЧАЭС находилось в "фиксированной" форме и не выщелачивалось даже 6N HCl. Причем, наибольший вклад "фиксированного" ^{137}Cs в суммарное загрязнение почвы отмечался в ближней к реактору 30-км зоне загрязнения, что, по мнению авторов, объясняется значительной долей малорастворимых частиц топливной матрицы в выпадениях ближней зоны ЧАЭС. Аналогичные результаты получены в исследованиях других авторов [3-6].

С увеличением времени контакта радионуклида с почвенной системой происходило перераспределение отдельных форм нахождения его в почве. В начальный период после аварии наибольшим изменениям оказался подвержен ^{137}Cs , находившийся в почвах "дальней" зоны выпадений, наименьшим – в 30-км зоне. Через год после аварии содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs в зоне 0-30 км уменьшилось в 1,2-1,3 раза, а за пределами 30-километровой зоны – в 1,7-3,0 раз [2]. Количественных связей растворимости радионуклида в почвах ближнего следа со свойствами почв исследователям выявить не удалось, что также подтверждает вывод о включении части ^{137}Cs в выпадения в состав аэрозольных малорастворимых частиц топливной матрицы.

Согласно данным, приведенным в работе [7], вынос ^{137}Cs из слоя 0-5 см лесных почв за 8 месяцев 1989 года с лизиметрическими водами не превышал 0,1% от общего количества радионуклида в этом слое, что позволяет говорить о незначительном вкладе этого механизма в вертикальную миграцию радиоцезия в почвах.

К началу октября 1986 года значительная доля ^{137}Cs , попавшего в почву за пределами 30-километровой зоны, находилась в необменном состоянии [8]. Содержание различных форм ^{137}Cs в изученных почвах: количество воднорастворимого и обменного ^{137}Cs (в сумме) – от 16 до 36 %, прочносвязанного ^{137}Cs (не переходящего в вытяжку 3N HCl) – от 36 до 71 %. Величины коэффициентов распределения ^{137}Cs для почв, подвергшихся радиоактивному загрязнению, колебались от 14,3 до 370. На 82-99 % ^{137}Cs в почвах находился в необменной форме [9]. В почвах Белоруссии только 30-70 % ^{137}Cs обнаруживалось в необменном состоянии, и на некоторых почвах 70 % было в обменном состоянии [10, 11].

Существенная часть радионуклида, выпавшего после аварии на ЧАЭС, в течение длительного периода времени может находиться в доступной для растений форме [12].

Исследования, проводившиеся в Киевской, Житомирской и Гомельской областях, загрязненных в результате аварии на ЧАЭС, показали, что доля водорастворимых соединений ^{137}Cs в изученных почвах колебалась в пределах 1-9 %, переходящих в ацетатно-аммонийный буфер – 11-31 % и кислоторастворимых – 23-40 % [13]. По данным, полученным на дерново-подзолистых почвах Гомельской области, через 3,5 года после аварии на ЧАЭС относительное содержание радионуклидов цезия в воднорастворимом состоянии не превышало 1 %, в обменном состоянии (вытяжка 1N $\text{CH}_3\text{COONH}_4$) в целинных почвах находилось от 1,5 до 3 % радионуклидов, в пахотных почвах – от 5 до 10%, 3N HCl вытеснялось из целинной почвы 2-8% радионуклидов цезия, а из пахотной почвы – 10-15 %. На лугах после коренного улучшения также увеличивалось содержание подвижного радиоцезия по сравнению с целинными почвами [14]. В пробах почв, отобранных в Брянской и Тульской областях, содержание обменного ^{137}Cs через 2 года после аварии колебалось от 4 до 72 %.

Определение подвижных форм ^{137}Cs , экстрагируемых 1N раствором $\text{CH}_3\text{COONH}_4$ при pH 4,8 и 1N раствором HCl в естественных почвах Украины на следе аварии ЧАЭС в течение 1988-1989 гг. показало, что подвижная фракция ^{137}Cs в разных почвах составляла 2-30 %, в том числе, в ацетатно-аммонийной вытяжке было 1-16%, в кислотной – 1-14% [15].

Целью работы было установление форм выпадения ^{137}Cs на различном удалении от Чернобыльской АЭС и исследование динамики форм нахождения радионуклида в почвах.

Материалы и методы

Характеристика района исследования. Район проведения исследований располагался в зоне Украинского и Белорусского Полесий на границе Киевской и Гомельской областей (рис. 1). Основными типами почв в данной зоне являются дерново-подзолистые связно-песчаные и супесчаные в комплексе с торфяно-болотными. В поймах рек распространены различные типы аллювиальных почв. Рельеф местности слабопересеченный с преобладанием равнинных участков. Среднегодовое количество осадков 586 мм. Среднемесячная температура января – 4.7°C, июля + 18.6 °C.

В результате аварии на ЧАЭС в пределах исследуемого района выпало наибольшее количество искусственных радионуклидов как в топливной, так и в конденсационной формах. При этом в составе радиоактивных выпадений спустя год после аварии преобладали радионуклиды ^{137}Cs – 62%, ^{134}Cs – 30% и ^{90}Sr – 7-8% [1].

Характеристика экспериментальных участков. Для оценки динамики трансформации форм ^{137}Cs и его биологической доступности для растений в 1988 г. в пределах зоны 0-35 километров на различном удалении от ЧАЭС на территории северного следа аварийного выброса была заложена сеть попарно-сопряженных стационарных полигонов или реперных участков (всего 12) [16-20]: один – на почве автоморфного ряда, другой – на почве гидроморфного ряда. При выборе участков учитывались как физико-химические свойства почв, так тип и плотность выпадений (рис. 1). Экспериментальные полигоны были заложены на естественных сухоходольных, низинных и пойменных лугах с разнотравно-злаковой растительностью с преобладанием злаковых трав. В таблице 1 приводится общая характеристика экспериментальных площадок.

Отбор проб почвы. Для изучения радиационно-экологической обстановки на опытных полигонах по общепринятым методикам [21-23] производился отбор почвенных и растительных проб. Почвенные пробы отбирались при помощи кольца диаметром 15 см и высотой 5 см. При изучении вертикальной миграции почва отбиралась послойно через 1-2 см с помощью совка с площадки 20x20 см [16-18].

γ-спектрометрия проб. Концентрацию ^{137}Cs и ^{144}Ce в почве и лизиметрических водах и растениях определяли на γ-спектрометрической установке типа IN-1200 (Франция) с полупроводниковым детектором типа JEM-1200 (США). Ошибка измерения составляла ± 10%.



Рис. 1. Схема расположения экспериментальных полигонов

Определение подвижных форм макроэлементов в почве. Содержание подвижных форм макроэлементов находили, извлекая последние из почв 0,2N раствором HCl в динамическом режиме до отрицательной пробы на Ca^{2+} в фильтрате. Объем пропущенного через навеску почвы массой 5-10 г исходного раствора был не менее 400 мл [16, 17]. В вытяжках определяли P_2O_5 по методу Кирсанова; калий, кальций, магний и марганец методом атомной адсорбции на "Perkin – Elmer" спектрофотометре; Al_2O_3 методом обратного титрования; Fe_2O_3 – колориметрически с использованием сульфосалициловой кислоты при $\text{pH} > 8$ [24].

Характеристика почв экспериментальных полигонов

Площадка, номер	Расстояние от ЧАЭС, км	Ближайший населенный пункт	Тип почвы	Механический (гранулометрический) состав
1 2	5	с.Красное с.Красное	дерново-подзолистая дерново-подзолистая грунтово-оглеенная	песок связанный супесь
3 4	15 15	д.Уласы д.Уласы	дерново-подзолистая перегнойно-подзолистая грунтово-оглеен.	песок связанный супесь
5 6	35 35	д.Кажушки д.Кажушки	дерново-подзолистая торфяная низинная освоенная	песок связанный глина средняя*
7 8	20 20	д.Радин д.Радин	дерново-подзолистая торфяная низинная освоенная	супесь глина легкая*
9 10	7 7	с.Красное с.Красное	дерново-подзолистая аллювиальная лугово- болотная	супесь суглинок средний
11 12	25 25	д.Хвощевка д.Хвощевка	дерново-подзолистая дерново-подзолистая грунтово-оглеенная	супесь суглинок легкий

* – гранулометрический состав подстилающих пород

Расчет коэффициентов фракционирования. Коэффициенты фракционирования (обогащения) выпадений нелетучим ^{144}Ce ($t_{\text{кип}} = 3700^\circ\text{C}$) относительно легколетучего ^{137}Cs ($t_{\text{кип}} = 672^\circ\text{C}$) находили по формуле:

$$f_{144/137} = \frac{(A_{144\text{Ce}} / A_{137\text{Cs}})_{\text{эксн.}}}{(A_{144\text{Ce}} / A_{137\text{Cs}})_{\text{теор.}}} \times \exp[-(\lambda_{137} - \lambda_{144})\Delta t], \quad (1)$$

где $(A_{144\text{Ce}} / A_{137\text{Cs}})_{\text{эксн.}}$ – соотношение концентраций радионуклидов в образцах почв, $(A_{144\text{Ce}} / A_{137\text{Cs}})_{\text{теор.}}$ – соотношение концентраций радионуклидов в ядерном топливе в момент аварии для реактора РБМК-1000 с обогащением ядерного топлива ^{235}U 2% и выдержкой ядерного топлива 1 сут. По данным справочника [25] эта величина составляет 8.72. λ_{137} и λ_{144} – постоянные радиоактивного распада ^{137}Cs и ^{144}Ce , Δt – время (сут), прошедшее с момента аварии до измерения концентрации радионуклидов в почвенных образцах. Чем выше величина $f_{144/137}$, тем больше обогащены выпадения тугоплавкими топливными компонентами, т.к. ^{144}Ce в выпадениях ЧАЭС находится преимущественно в топливных частицах. Аналогичным образом определяется и $f_{90/137}$.

Определение форм нахождения радионуклидов в почвах. Содержание различных форм ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce определялось в серии последовательных вытяжек [26]: водной (т:ж = 1:5), 1 н раствором CH_3OONH_4 , pH 7 (т:ж = 1:10), 1 Н раствором HCl (т:ж = 1:10), 3 н раствором HCl (т:ж = 1:10). Для образцов торфяных почв отношение твердой и жидкой фаз расширялось в 10 раз по сравнению с минеральными образцами [16, 17, 24].

Смесь почвы с раствором взбалтывали в течение 1 час, настаивали 24 час и фильтровали через плотный фильтр "синяя лента", после чего фильтрат упаривали до требуемого объема и определяли содержание ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce в нем γ -спектрометрическим методом. К фильтрованию водной вытяжки приступали сразу после часового взбалтывания. Фильтрат вытяжек далее использовался для определения в нем ^{90}Sr оксалатным методом [21].

После прокаливания остатка почвы при 450°C в течение 5 час его дважды кипятили с 6N HCl в течение 30 мин. при соотношении т:ж = 1:5. После каждого кипячения образец

фильтровали и промывали дистиллированной водой. Далее, в фильтрате последовательно определяли ^{137}Cs и ^{90}Sr .

Статистическая обработка экспериментальных данных производилась общепринятыми методами [27], как правило, для уровня значимости 5%, правда, в некоторых случаях данные обрабатывались, исходя из уровня значимости 10%, что каждый раз особо оговаривалось.

Результаты и их обсуждение

Физико-химическая характеристика почв экспериментальных участков. Для установления связи между почвенными свойствами и подвижностью ^{137}Cs были определены основные физические и агрохимические показатели (табл. 2), а также гранулометрический состав (табл. 3) почв для двенадцати экспериментальных участков [16-18, 20]. Отмечено значительное варьирование определяемых показателей в зависимости от типа, а также в пределах одного типа почвы. Вместе с тем, все почвы характеризуются ненасыщенностью основаниями почвенного поглощающего комплекса (ППК) и кислыми рН водной и солевой вытяжек, которые несколько выше для перегнойно-торфяных почв (точки 6 и 8). Отмечается повышенное содержание фракции среднего песка (0.25 ± 0.05 мм): 51.71-79.91 % и низкое содержание физической глины (< 0.01 мм): 5.10-18.46 % для дерново-подзолистых почв автоморфного ряда. В гидроморфных почвах содержание фракции физической глины было существенно выше: 13.46-74.55 %, в результате чего они имеют более высокие, по сравнению с автоморфными почвами, значения емкости катионного обмена, содержания обменных и подвижных форм макроэлементов, оказывающих влияние на поступление радионуклидов в растения.

Нами была определена подвижность основных макроэлементов, полуторных окислов в почвах 12 экспериментальных участков, так как известно, что подвижность радионуклидов зависит от степени насыщения ППК основаниями, содержания в почве химических аналогов [6], а также веществ, способных окклюлировать радионуклиды (полутораокисей, фосфатов, органического вещества). В таблице 4 приведены доверительные интервалы содержания подвижных форм (извлекаемых 0.1 N HCl – вытяжкой) макроэлементов в почвах на уровне значимости 5 %. Нам представляется также разумным предложение [24] считать данные формы доступными для корневого усвоения растениями.

Таблица 2

Основные физические и химические показатели почв

Участок, №	ρ_s , г/см ³	ρ_b , г/см ³	Сорг., %	Е К О	Нг	рНводн.	рНсолев.	Зольность %
				мг-экв./100 г почвы				
1	1.20	2.56	1.66	4.30	5.21	4.72	3.70	97.30
2	1.17	2.49	3.52	14.59	12.67	4.70	3.82	90.77
3	1.32	2.52	3.27	9.55	9.44	4.29	3.82	92.28
4	0.62	2.31	8.64	25.21	26.91	3.94	3.36	80.65
5	1.22	2.57	2.52	8.45	6.38	4.87	4.30	95.26
6	0.30	1.74	21.36	95.75	37.03	5.87	5.21	48.08
7	1.04	2.58	3.61	11.14	6.60	5.13	4.57	92.86
8	0.25	1.66	28.32	132.4	22.42	6.52	5.87	32.51
9	1.29	2.60	1.33	4.97	5.13	4.66	3.94	96.73
10	0.43	2.21	10.58	43.18	18.78	5.14	4.48	73.42
11	0.60	2.33	5.46	17.06	15.45	4.82	4.15	87.39
12	0.58	2.40	5.35	22.55	13.35	4.66	4.05	86.75

Таблица 3

**Гранулометрический состав почв
экспериментальных участков в 30-км зоне**

Точка, №	Глубина, см	Потеря от обработки HCl,%	ФРАКЦИЯ, мм (%)						Сумма частиц размером, мм	
			1÷0,2	0,25÷ 0,05	0,05÷ 0,01	0,01÷ 0,005	0,005÷ 0,001	<0,001	<0,01	>0,01
1	0-10	0.13	31.4	58.97	4.47	0.27	1.86	2.84	5.10	94.90
2	0-10	0.40	17.7	56.41	12.44	2.27	4.27	6.52	13.46	86.54
3	0-10	0.87	27.7	61.02	4.34	1.28	1.57	3.18	6.90	93.10
4	0-10	0.53	17.4	59.42	8.43	2.80	3.99	7.39	14.71	85.29
5	0-10	0.20	32.8	55.60	2.08	2.90	1.81	4.63	9.54	90.46
6	0-10	8.16	3.0	0.47	22.01	2.55	16.44	47.40	74.55	25.45
7	0-10	1.73	15.7	51.71	15.97	3.17	2.79	10.71	16.67	83.33
8	0-10	15.5	5.7	2.50	30.50	5.79	6.67	48.82	61.28	38.72
9	0-10	0.94	1.0	79.91	11.23	1.91	1.88	4.04	17.83	82.17
10	0-10	5.19	2.3	44.86	16.19	5.15	7.41	24.07	36.63	63.37
11	0-10	2.56	3.1	64.03	14.45	4.52	3.80	10.14	18.46	81.54
12	0-10	2.35	1.3	52.66	17.49	5.67	8.04	14.85	28.56	71.44

Таблица 4

Содержание подвижных форм макроэлементов

Участок, №	K ₂ O	Na ₂ O	MgO	CaO	MnO	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	P ₂ O ₅	R ₂ O ₃
	мг /100 г. абсолютно-сухой почвы								
1	10.8± 0.3	4.3± 0.05	1.3± 0.1	17.9± 1.1	1.7± 0.01	86.4± 1.9	81.3± 0.4	4.5± 0.02	149.7± 12.9
2	29.7± 1.4	23.0± 1.2	4.2± 0.4	74.1± 5.5	2.1± 0.07	188.7± 1.6	355.9± 3.7	4.9± 0.2	554.0± 6.8
3	17.3± 0.03	6.5± 0.3	5.5± 0.02	57.8± 0.9	19.6± 0.2	124.9± 6.2	115.7± 5.8	21.0± 0.9	239.5± 21.5
4	63.5± 0.1	35.1± 0.4	12.1± 0.3	161.1± 6.4	10.0± 0.5	161.5± 1.3	377.5± 18.9	25.3± 0.5	522.6± 25.3
5	37.4± 0.5	7.8± 0.9	8.9± 0.1	106.4± 1.4	25.1± 0.2	117.3± 0.3	63.3± 3.2	27.3± 1.4	179.4± 24.0
6	134.7± 9.5	73.5± 17.6	147.3± 2.2	2542± 34	33.5± 0.3	554.6± 10.1	1039± 52	174.8± 8.7	1670± 63
7	36.1± 0.6	3.4± 0.2	26.5± 0.4	140.8± 38.1	25.3± 0.1	103.3± 1.0	89.9± 4.5	33.5± 1.0	250.1± 38.3
8	389.7± 16.6	58.4± 2.8	367.8± 1.0	2912± 6	39.1± 0.7	153.0± 8.0	1259± 63	195.1± 2.8	1676± 31.9
9	13.2± 0.5	6.0± 0.1	1.9± 0.04	30.1± 1.6	2.7± 0.1	97.6± 0.5	200.1± 1.1	1.6± 0.05	265.5± 31.3
10	96.0± 0.3	33.6± 0.4	28.7± 0.1	319.9± 4.0	9.5± 0.2	470.4± 1.2	578.6± 28.9	15.8± 1.7	1252± 100.4
11	54.2± 0.8	15.7± 1.1	12.0± 0.5	282.5± 9.9	22.7± 0.2	129.6± 0.4	466.8± 1.2	5.4± 0.4	487.4± 69.3
12	118.4± 1.0	24.0± 0.2	16.9± 0.04	253.2± 9.3	13.2± 0.1	203.7± 1.5	267.6± 2.2	14.7± 1.0	495.0± 31.4

Особенности радиоактивных выпадений аварийного выброса ЧАЭС на экспериментальных участках. В 1988-1990-м годах было проведено определение содержания в почвах четырех основных дозообразующих к этому моменту радионуклидов радиоактивных выпадений Чернобыльской катастрофы (⁹⁰Sr, ¹⁴⁴Ce, ¹³⁴Cs и ¹³⁷Cs) в пределах

30-километровой зоны вокруг ЧАЭС по ходу северного следа выброса. Результаты представлены в таблице 5 в пересчете на момент аварии. Из таблицы 5 видно, что концентрация вышеупомянутых радионуклидов в слое 0-5 см почв, значительно различается в зависимости от удаленности от ЧАЭС (для наиболее удаленных площадок 5, 6 и 11, 12 она на один – два порядка ниже, чем для остальных).

Анализ экспериментальных данных позволил выделить в пределах 30-км зоны Чернобыльской АЭС две подзоны, различающиеся характером выпадений радионуклидов – "ближнюю" и "дальнюю" [16-18, 20]. "Ближняя" зона, где изучение поведения радионуклидов в почвах и их переход естественно произрастающую злаковую растительность проводились на реперных участках 1, 2, 9 и 10, расположенных на расстоянии 5-7 км от ЧАЭС вблизи с. Красное, характеризуется преобладанием в выпадениях тугоплавких, топливных компонент, обогащенных нелетучими продуктами деления ядерного топлива, на что указывают высокие значения коэффициентов фракционирования ^{144}Ce относительно ^{137}Cs и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs ($f_{144/137}$ и $f_{90/137} > 1$). В выпадениях "дальней" зоны преобладает конденсационная компонента. Они характеризуются низкими значениями $f_{144/137}$ и $f_{90/137} (< 1)$. К этой зоне относятся площадки 3, 4, 5, 6, 7, 8, 11, 12, расположенные на расстоянии 15-35 км от ЧАЭС (рис. 1).

Таблица 5

Радиоэкологическая характеристика почв загрязненных участков

Участок, №	Расстояние от ЧАЭС, км	Содержание радионуклидов кБк/кг почвы				Коэффициенты фракционирования, f	
		^{90}Sr	^{144}Ce	^{134}Cs	^{137}Cs	144,137	90,137
1	5	43.4	1432	28.9	60.1	2.14	1.14
2	5	57.4	1734	39.4	83.5	2.19	0.91
3	15	14.0	325.0	72.1	144.2	0.29	0.14
4	15	17.4	662.0	96.2	194.3	0.31	0.16
5	35	2.2	33.0	7.8	15.6	0.26	0.23
6	35	6.2	223.0	46.0	91.9	0.24	0.13
7	20	9.9	291.0	73.8	152.8	0.17	0.12
8	20	33.0	1027	281.4	582.4	0.17	0.06
9	7	139.2	2747	59.8	133.9	2.35	0.94
10	7	338.5	8426	193.1	419.0	2.69	1.22
11	30	5.2	162.0	12.5	25.5	0.59	0.32
12	30	2.7	72.0	9.5	19.3	0.33	0.31

Относительное содержание различных форм радиологически-значимых радионуклидов в зависимости от характеристик радиоактивных выпадений аварийного выброса ЧАЭС и свойств почв. Изучение радиологической обстановки на границе Украинского и Белорусского Полесий, проведенное еще в 1965-70-х гг. показало, что этот район отличается необычно высокой подвижностью ^{137}Cs глобальных выпадений в системе почва-растение благодаря особенностям почвенно-растительного покрова. [28, 29, 30]. Значения коэффициентов накопления (КН) ^{137}Cs растениями здесь составляли 1.8-2.5, что на порядок выше значений, наблюдаемых для большинства регионов бывшего СССР. Это объяснялось слабым закреплением ^{137}Cs в легких по гранулометрическому составу дерново-подзолистых почвах при сильном увлажнении. Подтверждением того, что данная закономерность будет наблюдаться для почв экспериментальных участков, могут служить данные по гранулометрическому составу почв экспериментальных участков (табл. 3). Из нее видно, что содержание физической глины в дерново-подзолистых почвах колеблется от 5.1 до 18.5 %, т.е. почвы являются легкими по гранулометрическому составу.

Форма выпадения имеет исключительно важное значение для изучения поведения радионуклидов в почве. В результате аварии на Чернобыльской АЭС радиоактивные вещества поступили на поверхность земли в виде двух основных компонент – конденсационной (струйной) и в виде твердых высокоактивных аэрозолей, причем

последняя компонента включала в себя как частицы композитного материала - графита, сорбировавшие прежде всего легколетучие радионуклиды, такие как $^{134,137}\text{Cs}$, так и частицы топливной матрицы UO_2 , а также уран-циркониевые и циркониевые частицы, обогащенные нелетучими радионуклидами, например, ^{90}Sr , ^{95}Zr , ^{141}Ce , ^{144}Ce и др. С течением времени, в результате трансформации топливных частиц и поглощения радионуклидов почвой снижается роль формы выпадения и возрастает роль форм нахождения радионуклидов в почвах, которая и определяет их поведение в системе "почва-растение".

Анализ относительного содержания радионуклидов, извлекаемых различными экстрагентами, позволяет определить преобладающие формы их нахождения в почвах и оценить степень доступности растениям. Проведение мониторинга относительного содержания различных форм радионуклидов и, прежде всего ^{137}Cs , в почвах необходимо для нахождения параметров, характеризующих процесс фиксации радионуклидов в почвах.

В таблице 6 приведены доверительные интервалы для относительного содержания различных форм ^{137}Cs в почвах [16, 17].

Таблица 6

Содержание различных форм ^{137}Cs в исследованных почвах (%)

Точка, №	Содержание ^{137}Cs (%), извлекаемого реагентами					
	H_2O	1N. NH_4Ac , (pH 7,0)	1N HCl	3N HCl	6N HCl	остаток
1	0.04 ± 0.003	2.42 (2.20±0.16)	4.45 ± 2.76 (3.94±0.55)	17.72 ± 0.29 (22.99±2.69)	55.36 ± 30.29 (61.09±7.29)	- (9.7±2.4)
2	0.04 ± 0.004	3.47 ± 0.95 (2.38±0.27)	3.96 ± 1.87 (1.87±0.28)	19.27 ± 9.78 (9.32±0.96)	61.92 ± 0.21 (77.02±7.94)	- (9.4±0.9)
3	0.07 ± 0.01	16.83 ± 0.16 (5.14±0.07)	14.94 ± 0.41 (7.48±0.99)	28.84 ± 4.01 (23.07±4.59)	36.56 ± 3.67 (57.16±11.45)	- (7.1±1.6)
4	0.86 ± 0.26	14.19 ± 9.28 (10.16±3.06)	10.06 ± 4.35 (7.78±1.67)	19.38 ± 3.18 (18.50±2.40)	42.93 ± 10.72 (45.68±6.46)	- (7.0±3.2)
5	0.15 ± 0.03	10.83 ± 3.16 (8.32±1.51)	17.14 ± 3.51 (11.54±0.83)	17.46 ± 6.65 (21.17±1.45)	75.82 (54.37±5.09)	- (4.5±0.3)
6	0.07 ± 0.02	0.78 ± 0.11 (4.81±1.56)	2.10 ± 0.25 (4.85±1.18)	7.12 ± 0.50 (13.17±2.81)	61.43 ± 7.09 (58.10±8.30)	- (9.0±4.4)
7*	0.47 ± 0.03	13.04 ± 0.78	11.72 ± 1.14	18.03 ± 1.63	54.01 ± 4.66	2.7 ± 0.4
8*	0.63 ± 0.22	7.53 ± 2.71	7.55 ± 2.14	16.43 ± 2.64	62.76 ± 3.95	5.1 ± 0.4
9*	0.20 ± 0.001	8.19 ± 0.06	5.86 ± 0.44	не опр.	81.30 ± 1.45	4.5 ± 0.4
10*	0.04 ± 0.005	3.50 ± 0.47	2.11 ± 0.23	не опр.	79.21 ± 3.30	5.1 ± 1.8
11*	0.06 ± 0.00	2.54 ± 0.27	2.97 ± 0.30	6.96 ± 0.66	77.49 ± 7.81	10.0 ± 1.3
12*	3×10^{-3}	1.66 ± 0.28	1.08 ± 0.07	4.11 ± 0.33	83.69 ± 3.53	9.5 ± 0.9

* - данные 1990 г.

** - без скобок приведены данные 1988 г. ($n=5, q=0.05$); в скобках – 1990 г. ($n=9, q=0.05$)

Относительное количество ^{137}Cs в обменной форме (вытяжка 1N раствором NH_4Ac pH 7.0) в 1990 году ниже, чем в 1988 году (табл. 6). Это свидетельствует о "фиксации" ^{137}Cs почвами. Подтверждают этот вывод данные по содержанию различных форм ^{137}Cs , приведенные в таблице 7. В почвах, расположенных в "ближней" к реактору зоне, где преобладает топливная компонента радиоактивных выпадений, количество радионуклида, извлекаемого 1N растворами ацетата аммония и соляной кислоты в 1987 г. было выше, чем в 1988 и в 1990 гг. Диаграммы относительного содержания в них обменной и подвижной форм ^{137}Cs в 1987, 1988, 1990 гг. изображены на рисунках 2 и 3. В 1987 году почвы "ближней" зоны содержали и большее количество ^{137}Cs не извлекаемого после кипячения с 6N раствором HCl. Подобное поведение радионуклида может быть следствием неполной

трансформации топливных частиц, на что указывает и низкое содержание обменной и подвижной форм ^{90}Sr в 1987 г. (табл. 8) в почвах, отобранных в "ближней" (с. Красное) и в "дальней" (д. Радин) зонах.

Таблица 7

Содержание (%) различных форм ^{137}Cs в слое 0-5 см почв экспериментальных участков в 30-км зоне ЧАЭС (1987)

Участок	Тип почвы	Содержание ^{137}Cs (%), извлекаемого реагентами				
		1N NH_4Ac , (pH 7.0)	1N HCl	3N HCl	6N HCl	остаток
Красно	Дерново-подзолистая связно-песчаная	9.3	5.3	17.7	38.6	29.2
Красно	Дерново-подзолистая грунтово-оглеенная	5.9	3.1	18.6	51.6	20.8

Таблица 8

Содержание (%) различных форм ^{90}Sr в слое 0-5 см почв экспериментальных участков в 30-км зоне ЧАЭС (1987)

Участок	Тип почвы	Концентрация ^{90}Sr , Бк/кг	Содержание ^{90}Sr (%), извлекаемого реагентами		
			1N NH_4Ac , (pH 7.0)	1N HCl	6N HCl
Радин	Дерново-подзолистая связно-песчаная	10303	20.7	25.0	54.3
Красно	Дерново-подзолистая связно-песчаная	86220	10.0	16.8	73.2

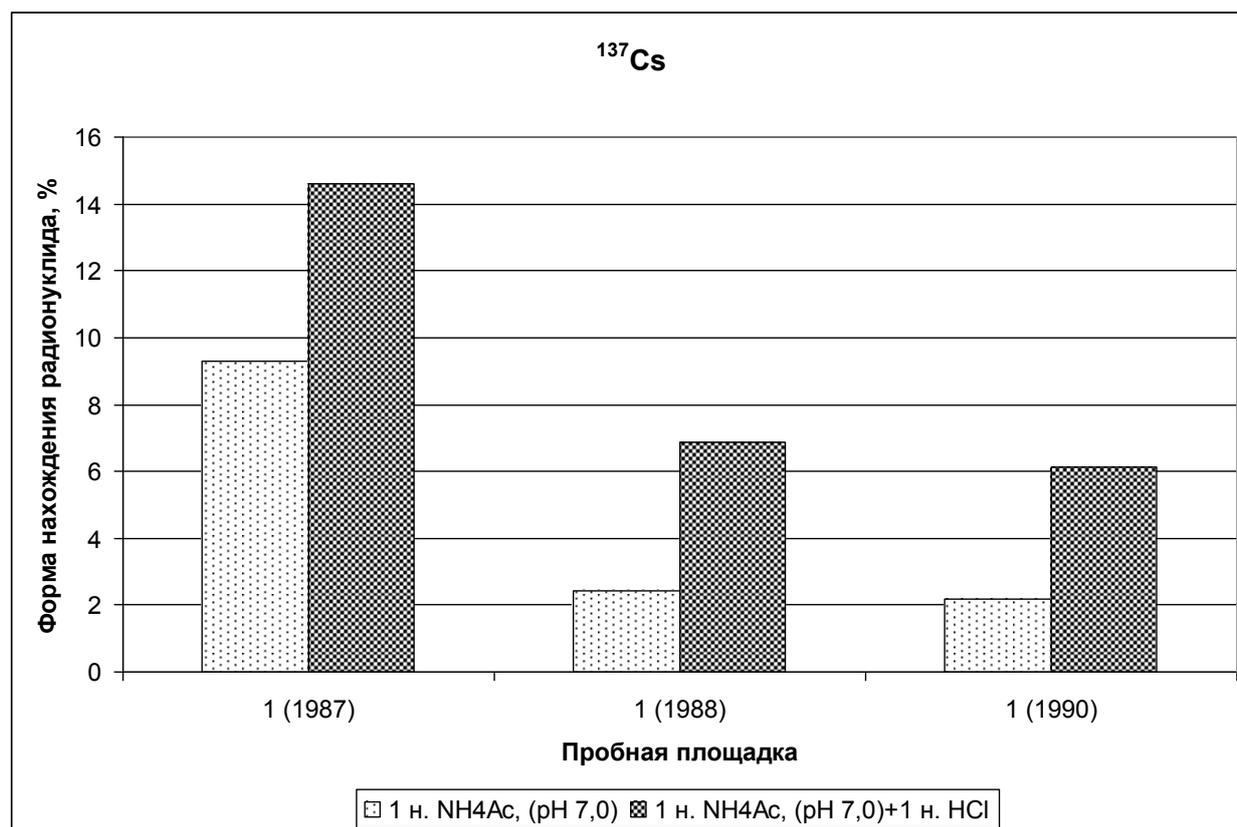


Рис. 2. Изменение относительного содержания обменного и подвижного ^{137}Cs (сумма обменного и извлекаемого 1N HCl) в дерново-подзолистой связанно-песчаной почве (с. Красное)

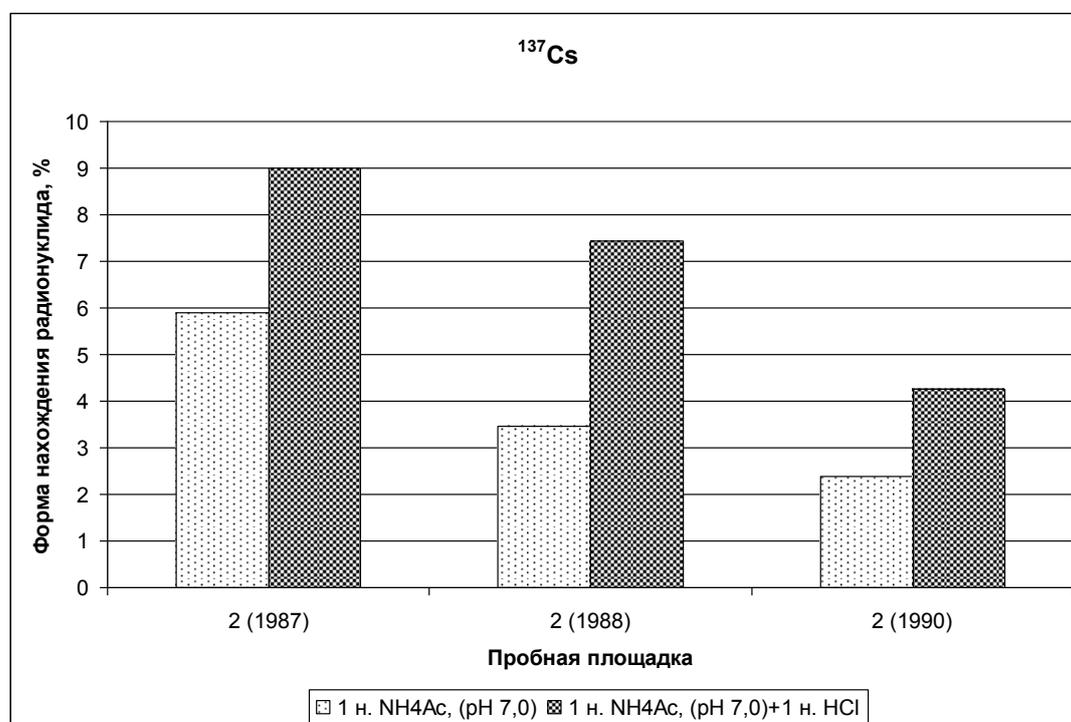


Рис. 3. Изменение относительного содержания обменного и подвижного ^{137}Cs (сумма обменного и извлекаемого 1N HCl) в дерново-подзолистой грунтово-оглеенной почве (с. Красное)

Результаты определения различных форм нахождения ^{144}Ce в почвах в 1990 году [16, 17], приведенные в таблице 9, свидетельствуют о полной трансформации к этому времени топливной матрицы (в таблице 9 приведены доверительные интервалы для плотности загрязнения и относительного содержания ^{144}Ce в слое почв 0-5 см для уровня значимости 5%). 1N раствором HCl из почв в "ближней" зоне извлекается 78-98% всего ^{144}Ce . Разрушение топливных частиц при pH около нуля говорит об их сильной трансформации. Для почв "дальней" зоны аналогичная процедура позволяет извлечь 54-75% от валового количества ^{144}Ce . Остальная часть радионуклида находится в фиксированном почвенными частицами состоянии.

Таблица 9

Содержание различных форм ^{144}Ce в слое 0-5 см почв экспериментальных участков в 30-км зоне ЧАЭС (1990 г.)

Точка, N	Общее содержание ^{144}Ce на момент аварии, кБк/м ²	Содержание ^{144}Ce (%), извлекаемого реагентами				
		H ₂ O	1N NH ₄ Ac	1N HCl	6N HCl	остаток
1	85910±6313	-	1.72±0.13	84.59±6.32	7.30±0.52	6.39±0.48
2	101452±10782	-	2.94±0.36	85.42±8.79	8.12±1.54	3.52±0.36
3	21458±1516	-	-	46.90±5.86	53.10±6.04	-
4	20528±3673	-	-	65.76±10.09	34.25±9.01	-
5	2010±224	-	-	57.79±3.51	42.21±14.65	-
6	3341±615	-	-	57.49±12.37	42.51±8.44	-
7	15131±636	-	-	32.93±2.51	52.38±0.57	14.69±1.12
8	12837± 275	-	-	17.55±1.10	64.85±4.35	17.60±1.11
9	177171± 11262	-	-	97.48±6.20	-	2.52±0.16
10	181169± 6158	-	1.77±0.02	77.61±0.31	18.23±3.70	2.39±0.01
11	4848±495	-	-	58.44±3.94	41.56±6.27	-
12	2076±344	-	-	58.03±9.63	41.97±6.96	-

$n=5, q=0,05$

К аналогичным выводам приводят результаты определения различных форм нахождения ^{90}Sr в почвах [16, 17]. В таблице 10 приведены доверительные интервалы для плотности загрязнения ^{90}Sr почв, концентрации радионуклида и относительного содержания его в слое 0-5 см на уровне значимости 5%.

Таблица 10

Содержание различных форм ^{90}Sr в слое 0-5 см почв 30-км зоны ЧАЭС (1990 г.)

Точка, №	Общее содержание ^{90}Sr на момент аварии, кБк/м ²	Содержание ^{90}Sr (%), извлекаемого реагентами:			
		H ₂ O	1N NH ₄ Ac	1N HCl	6N HCl
1	2601±104	не опр.	69.11±4.15	28.53±1.43	2.37±0.17
2	3357±108	не опр.	68.43±2.18	28.42±0.90	3.15±0.10
3	922.4±50.3	2.65±0.26	24.94±2.83	15.66±2.23	56.74±7.61
4	540.0±53.2	0.81±0.07	51.21±4.44	22.70±5.39	25.28±0.05
5	133.3±12.4	1.49±0.14	26.67±3.52	15.23±1.10	56.68±4.67
6	92.6±13.5	0.90±0.13	19.18±2.80	23.74±3.47	56.17±8.20
7	515.7±36.9	2.49±0.12	40.34±13.28	16.89±1.41	40.27±6.24
8	413.0±26.5	2.05±0.13	16.36±1.50	19.80±2.09	61.79±2.71
9	8977±1205	не опр.	69.79±9.37	26.66±3.58	3.55±0.48
10	72781±17.3	не опр.	58.00±1.23	26.88±0.64	15.12±0.36
11	155.7±3.4	2.09±0.07	40.87±3.03	24.57±1.11	32.45±0.78
12	78.2±2.3	3.70±0.33	55.86±2.78	27.97±1.97	12.46±1.00

$n=3, q=0,05$

Из этой таблицы следует, что водная, ацетатная вытяжки и вытяжка 1N HCl в сумме извлекают из почв "ближней" зоны (84.9-97.6 %) ^{90}Sr , что значительно превышает количество радионуклида, переходящего в эти вытяжки для почв "дальней" зоны (38.2- 87.5 %), а также количество радиоцезия, извлеченное из почв "ближней" (с. Красное) и "дальней" (д. Радин) зон в 1987 году (26.8 % и 45.7 % соответственно). Причем, для всех почв "дальней" зоны количество ^{90}Sr , извлекаемого после озоления образца кипячением с 6N HCl максимально и составляет от 12.5 до 61.8%. Это свидетельствует о существенной роли органического вещества в закреплении ^{90}Sr в почве. Таким образом, поведение ^{90}Sr в "ближней" зоне в 1990 г. не отличается от поведения ^{90}Sr глобальных выпадений [26, 31, 32] или внесенного в почву (но не на растительную подстилку или степной войлок) в водорастворимой форме.

Ввиду трансформации топливной матрицы, содержащей продукты деления, и имеющей ромбическую кристаллическую решетку, UO_2 переходит в растворимую только в сильных кислотах аморфную закись-окись урана U_3O_8 под воздействием кислорода воздуха. При этом происходит разрушение кристаллической структуры UO_2 и, находившиеся внутри кристаллов двуокиси урана продукты деления выходят из кристаллических структур и подвергаются выщелачиванию различными реагентами; ^{90}Sr – уже 1N раствором ацетата аммония при pH 7.0, а ^{144}Ce – 1N раствором HCl. Этим, а также наличием значительного количества ^{137}Cs в частицах композитного материала (прежде всего графита) и объясняется повышенная подвижность (в том числе и в системе "почва-растение") радионуклидов ^{137}Cs , ^{90}Sr , находящихся в почвах "ближней" зоны. Известно [33], что характерной особенностью искусственно полученного графита является его пористость, оказывающая существенное влияние практически на все свойства графита. Объем пор составляет от 2-3 % для пирографита до 80-85% для других видов графита. С большинством металлов и их оксидов, а также со многими неметаллами графит дает карбиды. Графит образует соединения с различными элементами при внедрении атомов, ионов или молекул между углеродными слоями его кристаллической решетки. Образование соединений графита сопровождается разбуханием (вследствие раздвигания углеродных слоев и существенным изменением его электрических свойств. Соединения со щелочными металлами могут иметь составы C_8Me , C_{16}Me , C_{24}Me , C_{36}Me , C_{40}Me , C_{64}Me . Соединение C_8Me имеет следующую структуру: атомы металла располагаются над центрами гексагональных колец из атомов углерода. В соединении C_{16}Me атомы металла расположены также, но только между каждой парой слоев графита. Аналогично построены и другие соединения. В случае C_{64}Me один металлический слой приходится на восемь углеродных. По уменьшению деформирующего действия на решетку графита при образовании слоистых соединений щелочные металлы располагаются в ряд: Cs, Rb, K, Na, Li. Соединения с графитом образуют также другие металлы: Ba, Sr, Zn, Cd и многие редкоземельные элементы.

Исходя из вышеизложенного, резонно допустить, что под влиянием десорбентов (в частности, корневых выделений растений) ^{137}Cs , находящийся в межпакетном пространстве графита, переходит в раствор и медленно диффундирует к поверхности графитовой частицы, причем скорость диффузии определяется размером пор. Таким образом, вследствие особенностей строения графита (высокая пористость и способность к межслоевому поглощению элементов) количество выщелачиваемого из него ^{137}Cs прямо пропорционально времени выщелачивания, что объясняет факт незначительного вытеснения радионуклида 1N растворами NH_4Ac и HCl при использовании стандартной методики [26] (ограниченной по времени выщелачивания 1 сут.) в почвах "ближней" зоны (табл. 6) при высоком накоплении его в растениях [16].

Как следует из экспериментальных данных, полученных в 1990 году для слоя почв 0-5 см в 30-км зоне ЧАЭС, относительное количество ^{90}Sr , переходящего в водную вытяжку (0.81-3.70 %), (табл. 10), в среднем, в 9.2 раза больше, чем относительное количество ^{137}Cs , извлекаемого дистиллированной водой, (0.04-0.86 %). Содержание ^{90}Sr в обменной форме в слое почв 0-5 см в 1990 году составило 16.4-69.1%, что, в среднем, в 7.8 раз выше, чем содержание обменного ^{137}Cs : 1.7-13.0 %. Различие в количестве подвижной формы этих радионуклидов было намного меньше. Относительное содержание ^{90}Sr , извлекаемого 1N раствором HCl (15.2-28.5 %) было, в среднем, в 4.0 раз больше, чем ^{137}Cs (1.1-11.7 %). Эти данные говорят о большей подвижности ^{90}Sr в почве.

Динамика и периоды полуменьшения содержания различных форм ^{137}Cs в почвах. Исключительно важную роль в прогнозировании поведения ^{137}Cs в почвах играет динамика содержания в них различных форм радионуклида (водорастворимой, обменной, подвижной, кислоторастворимой).

Снижение содержания подвижной формы ^{137}Cs в почве с течением времени указывает на наличие чрезвычайно важного процесса фиксации радионуклида минеральной компонентой. Этот процесс значительно уменьшает подвижность находящегося в почве ^{137}Cs и делает его недоступным для корневого усвоения растениями, что приводит к снижению содержания радионуклида в сельскохозяйственной продукции на загрязненной территории за счет природных биогеохимических процессов, протекающих в почве.

В таблице 11 приведена динамика относительного содержания водорастворимой, обменной и экстрагируемой 1N HCl форм ^{137}Cs в почвах экспериментальных участков 30-километровой зоны ЧАЭС в 1988, 1990 и 1992 гг. За этот период для исследованных почв наблюдалось снижение содержания обменной (в 1.3-3.3 раза) и подвижной (в 1.1-2.0 раза) форм ^{137}Cs в почвах в результате процессов "старения" радионуклида.

Таблица 11

Содержание различных форм ^{137}Cs (%) в почвах экспериментальных участков в 30-километровой зоне ЧАЭС

Участок, №	Содержание ^{137}Cs (%), извлекаемого реагентами							
	H_2O		1N NH_4Ac , (pH 7,0)			1N HCl		
	1990	1992	1988	1990	1992	1988	1990	1992
1	0.04+ 0.003	0.06+ 0.01	2.4	2.20+ 0.06	0.61+ 0.06	4.0+ 1.0	3.9+ 0.2	1.65+ 0.05
2	0.04+ 0.004	0.026+ 0.005	3.5+ 0.3	2.4+ 0.1	1.5+ 0.4	4.0+ 0.7	1.9+ 0.1	2.10+ 0.06
3	0.07+ 0.01	0.15+ 0.07	16.83+ 0.06	5.14+ 0.03	8.0+ 2.0	14.9+ 0.2	7.5+ 0.4	6.8+ 0.6
4	0.9+ 0.3	0.5+ 0.1	14.0± 3.0	10.0+ 1.0	20.0+ 2.0	10.0+ 2.0	7.8+ 0.6	9.8+ 0.9
5	0.15+ 0.03	0.01	11.0+ 1.0	8.3+ 0.5	7.6+ 0.3	17.0+ 1.0	11.5+ 0.3	7.0+ 1.0
6	0.07+ 0.02	0.18+ 0.03	0.78+ 0.04	4.8+ 0.6	1.0+ 0.2	2.10+ 0.09	4.9+ 0.4	3.5+ 0.3

Были определены периоды полуменьшения относительного содержания радионуклида в обменной и кислоторастворимой (извлекаемой 1N раствором HCl) формах соответственно: т. 1 – 2.04 и 3.15 лет; т. 2 – 3.30 и 4.33 лет; т. 3 – 3.65 и 3.47 лет; т. 5 – 7.70 и 3.15 лет [16,17]. Однако, следует отметить, что на торфяной почве (участок 6) наблюдалось некоторое увеличение относительного содержания этих форм радионуклида в связи с разложением растительности и органического материала, первоначально сорбиовавших ^{137}Cs , что не привело, однако, к аналогичному увеличению поступления ^{137}Cs в растения. Возможно, это было связано со снижением уровня грунтовых вод в 1990 г. по сравнению с 1988 г. вследствие ирригационных мероприятий на данном участке.

Для получения обобщенных закономерностей фиксации ^{137}Cs в почвах автоморфного и гидроморфного ряда, а также в перегнойно-торфяных почвах, расположенных на различном удалении от ЧАЭС по ходу северного следа аварийного выброса, мы использовали обширную выборку, в которую наряду с данными по 12 экспериментальным участкам, включили материалы исследований, опубликованные в работе [20]. Снижение относительного содержания обменного и подвижного (сумма обменного и экстрагируемого 1N раствором HCl) ^{137}Cs с течением времени для разных типов почв в зависимости от расстояния от в 30-км зоне ЧАЭС приведены на рисунке 4.

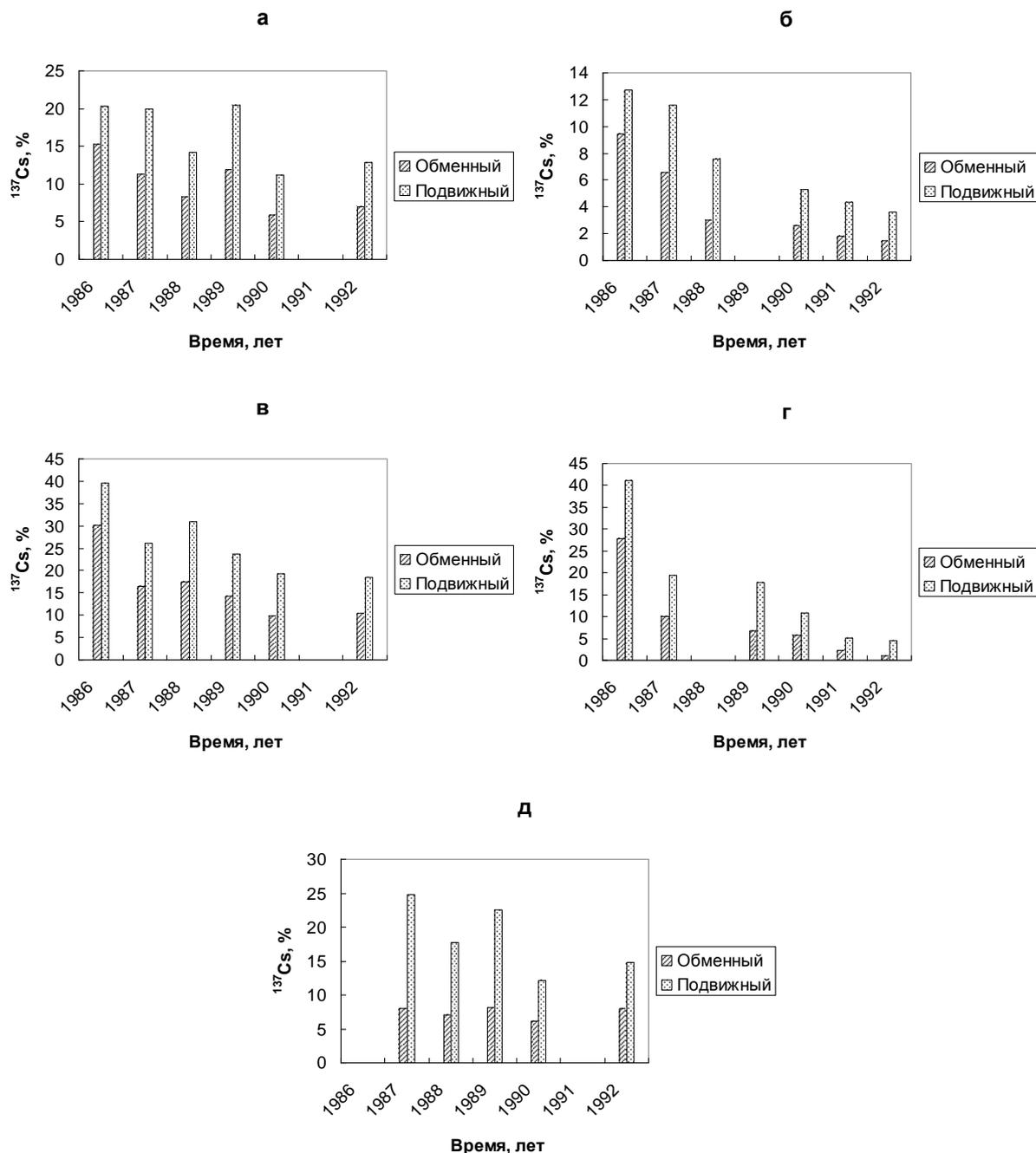


Рис. 4. Изменение относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах 30-километровой зоны ЧАЭС: а) автоморфные почвы “ближней” (2-15 км) зоны; б) гидроморфные почвы “ближней” (2-15 км) зоны; в) автоморфные почвы “дальней” (15-50 км) зоны; г) гидроморфные почвы “дальней” (15-50 км) зоны; д) перегнойно-торфяные почвы “дальней” (15-50 км) зоны

В течение первого года с момента аварии на ЧАЭС наряду с высоким содержанием доступного ^{137}Cs в ППК, определяемого как сумма обменного и извлекаемого ^{137}Cs раствором HCl , происходил процесс дополнительного поступления радионуклида в почвенный поглощающий комплекс в результате разложения охеса и верхнего слоя дернины, сорбиовавших основное количество выпавшего в результате аварии на Чернобыльской АЭС ^{137}Cs , а также быстрой трансформации и извлечения радиоцезия из наименее устойчивых топливных частиц (сажа, оксиды и карбонаты свинца, карбиды и мелкодисперсные частицы оксидов урана). Это обеспечивало высокое содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs в вытяжках из почв, а также очень высокую скорость процесса фиксации радиоцезия в течение первого периода после аварии (особенно в гидроморфных почвах), так как скорость процесса фиксации ^{137}Cs почвой (dC/dt) прямо пропорциональна количеству радионуклида в доступной форме (рис. 4: а, б, в, г). Следует отметить, что в гидроморфных почвах вышеуказанные процессы протекают значительно интенсивнее, чем в автоморфных. Как и следовало ожидать, для торфяных почв (рис. 4 д) не наблюдалось достоверного снижения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs , что легко объяснить почти полным отсутствием у торфяных почв минеральной компоненты, способной фиксировать радиоцезий. Для автоморфных почв, расположенных в "ближней" зоне (2-15 км), (рис. 4 а) процесс уменьшения относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs можно описать экспоненциальным уравнением с двумя различными параметрами вида:

$$C(^{137}\text{Cs}) = \exp(C_0 + bt), \quad (2)$$

где $C(^{137}\text{Cs})$ – процентное содержание соответствующей формы ^{137}Cs в почве;

C_0, b – различные параметры; t – время, прошедшее с момента аварии.

Коэффициенты C_0 и b в линейной части уравнения типа (2) для относительного содержания в почвах обменного и подвижного ^{137}Cs в автоморфных почвах "ближней" зоны за период 1986–1992 гг. равны, соответственно, 2.60, -0.15 и 3.00, -0.10. Периоды полууменьшения относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах равны 3.7 и 7.0 лет соответственно. По мере того, как основное количество радионуклида, первоначально выпавшего на поверхность земли, переходит в результате разложения дернины и разрушения топливных частиц в ППК (в основном, в течение первого года после аварии [20]), а из почвенного поглощающего комплекса в результате процессов диффузии и вторичной адсорбции внутрь кристаллической решетки глинистых минералов, скорость фиксации ^{137}Cs почвой замедляется.

Для гидроморфных почв "ближней" зоны вследствие высокой скорости процессов разложения растительных остатков и разрушения наименее устойчивых топливных частиц в течение первого года после аварии, наблюдается повышенная скорость процесса уменьшения десорбции обменного и подвижного ^{137}Cs в течение периода (1986-1992 гг) (рис. 4 б). Снижение относительного содержания обменного и подвижного радиоцезия описывается уравнением типа (2) с коэффициентами C_0 и b равными 2.07, -0.29 и 2.57, -0.22 соответственно, и периодами полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs 1.8 и 3.2 года.

Для автоморфных почв "дальней" зоны (рис. 4 в) также наблюдается снижение десорбции радиоцезия в течение периода исследований 1986- 1992 гг. Этот процесс описывается при помощи регрессионного уравнения типа (2) с параметрами C_0 и b для обменной и подвижной форм ^{137}Cs 3.16, -0.16 и 3.54, -0.11 соответственно. Периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs 2.7 и 4.8 года.

Для гидроморфных почв "дальней" зоны (рис. 4 г) при описании процессов десорбции обменного и подвижного радиоцезия снижение относительного содержания в почвах вышеуказанных форм радионуклида, хорошо описывается уравнением (2) с коэффициентами C_0 и b равными 3.34, -0.50 для обменной и 3.71, -0.36 для подвижной ^{137}Cs и периодами полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs 1.4 и 1.9 года.

Значения периодов полууменьшения содержания вышеуказанных форм ^{137}Cs в почвах 30-км зоны ЧАЭС обобщены в таблице 12.

**Периоды полууменьшения содержания обменной
и подвижной форм ^{137}Cs в почвах**

Расстояние от ЧАЭС, км									
2-15					15-55				
Тип почвы									
Автоморфные		Гидроморфные		Автоморфные		Гидроморфные		Торфяные	
О	П	О	П	О	П	О	П	О	П
3.7	7.0	1.8	3.2	2.7	4.8	1.4	1.9	24.9	6.3

О – обменная форма, П – подвижная форма

Полученные количественные значения показывают, что периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs зависят от форм выпадений и свойств почв. Для “ближней” зоны эти периоды в 1.5 – 2.0 раза длиннее, чем для “дальней”, а для гидроморфных почв они короче, в среднем, в 1.5 – 2.0 раза, чем для автоморфных почв.

Таким образом, в результате проведения комплекса полевых работ в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и лабораторных исследований [16, 20] по изучению поведения основных радиологически значимых радионуклидов - продуктов деления ядерного топлива» и прежде всего ^{137}Cs , в природных экосистемах были получены результаты, свидетельствующие о существенном различии в миграционной способности ^{137}Cs глобальных выпадений и “чернобыльского”, Это обусловлено тем, что радионуклид “чернобыльских” выпадений, в отличие от глобального, поступил на поверхность земли не только в водорастворимой форме, но и в составе частиц ядерного топлива и композитных материалов различной дисперсности. Образованию большого количества мелкодисперсных частиц способствовал бризантный (объемный) характер взрыва реактора. На территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС были выделены 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа “ближней” зоной, преобладала топливная компонента (коэффициенты фракционирования нелетучих ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно легколетучего ^{137}Cs больше или равны 1); во второй, названной “дальней” зоной, преобладала конденсационная компонента (коэффициенты фракционирования ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs < 1).

В пределах двух выделенных зон поведение радионуклидов в системе “почва-растение” весьма различно. В “ближней” к реактору зоне свойства ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce в значительной степени определяются вхождением их помимо ППК (почвенного поглощающего комплекса) в состав трансформированных топливных частиц.

В течение первого периода после аварии (1986-1988 гг.) частицы ядерного топлива претерпели значительные метаморфические изменения под влиянием, прежде всего, кислорода воздуха и воды, находящиеся в них радионуклиды – продукты деления стали более доступны для корневой системы растений. Так, содержание в почвах подвижного ^{90}Sr , находящегося, в основном, в топливной матрице, в 1987 г. было 26.8 % в “ближней” зоне (с. Красно) и 45.7% в “дальней” зоне (д. Радин), что в 3.6 и 1.3 раза меньше содержания подвижного ^{90}Sr в 1990 г. О практически полной трансформации топливной матрицы в 1990 г. свидетельствуют данные об относительном содержании различных форм нахождения ^{144}Ce в почвах “ближней” зоны. При помощи вытяжки 1N раствором HCl удалось извлечь из этих почв от 77.6 до 97.5 % валового количества радионуклида. Подтверждают также факт трансформации топливных частиц и данные по количеству ^{137}Cs , не извлекаемого из автоморфной и гидроморфной почв “ближней” зоны (с. Красное) после двукратного кипячения с 6N HCl с предварительным озолением почвы при 450° С в течение 6 час. Если в 1987 году эти величины составляли 29.2 и 20.8 % соответственно, то уже в 1988 г: 11.4 % (есть достоверные данные только для гидроморфной почвы), а в 1990 году: 9.7 и 9.4 %. Естественно предположить, что основная часть радиоцезия в остатке, не поддающемся выщелачиванию, в 1987 году входила в состав первичной топливной матрицы. Вследствие трансформации топливных частиц уже в 1988 г. подвижность в почве и, как следствие, доступность для корневого усвоения растениями ^{137}Cs , входящего в состав

трансформированной топливной матрицы, была выше, чем подвижность радионуклида, находящегося в ППК.

Радиоцезий, входящий в состав частиц композитных материалов (прежде всего, графита), максимальное количество которых сосредоточено в "ближней" к реактору зоне, в течение всего периода исследований (1986-1992 гг.) постепенно выщелачивался из них, оставаясь легкодоступным для усвоения растениями. В то же время, большая часть радионуклида, перешедшая в почвенный поглощающий комплекс, стала менее доступной для растений вследствие процесса необратимой фиксации ^{137}Cs глинистыми минералами почвы.

Таким образом, в течение периода исследований (1988-1992 гг.) подвижность радиоцезия в системе "почва-растение" должна быть выше в "ближней" к реактору зоне, где преобладают топливные частицы, в том числе и композитных материалов, чем в "дальней", с преобладанием конденсационной формы выпадения (что и было в последующем подтверждено экспериментальными данными).

Содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs было довольно высоким в течение первого года после аварии (9.5 – 30.1 и 12.7 – 41.2% соответственно) вследствие разложения охеса и верхнего слоя дернины, сорбиовавших основную часть выпавшего в результате аварии радионуклида и перехода большей его части в ППК, а затем снижалось согласно экспоненциальному закону: $dC/dt = -bC$, где C – содержание соответствующей формы радионуклида в почве; b – коэффициент пропорциональности вследствие процесса необратимой фиксации радионуклида почвой. Учитывая этот факт, были использованы регрессионные модели процессов уменьшения содержания обменной и подвижной форм радиоцезия в почве, описываемые экспоненциальными уравнениями с двумя различными параметрами вида: $C(^{137}\text{Cs}), \% = \exp(C_0 + b \times t)$, где $C(^{137}\text{Cs}), \%$ – процентное содержание соответствующей формы ^{137}Cs в почве; C_0, b – различные параметры; t – время, прошедшее с момента аварии. Для автоморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне (2-15 км), коэффициенты C_0 и b для относительного содержания в почвах обменного и подвижного ^{137}Cs за период 1986-1992 гг. равны, соответственно, 2.6, -0.15 и 3.0, -0.1. Периоды полууменьшения относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах равны 3.7 и 7.0 лет соответственно. Для гидроморфных почв "ближней" зоны вследствие высокой скорости процессов разложения растительных остатков, разрушения наименее устойчивых топливных частиц и выщелачивания из них ^{137}Cs в течение первого периода после аварии, наблюдается повышенная скорость процесса уменьшения десорбции обменного и подвижного ^{137}Cs в течение периода (1986-1992 гг.). Коэффициенты C_0 и b равны 2.1, -0.3 и 2.6, -0.2 соответственно для обменной и подвижной форм, а периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs составляют 1.8 и 3.2 года.

Для автоморфных почв "дальней" зоны параметры C_0 и b для обменной и подвижной форм ^{137}Cs равны 3.2, -0.2 и 3.5, -0.1 соответственно. Периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs : 2.7 и 4.8 года. Для гидроморфных почв "дальней" зоны коэффициенты C_0 и b равны 3.3, -0.5 для обменного и 3.7, -0.4 для подвижного ^{137}Cs (периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs : 1.4 и 1.9 года).

Заключение

Таким образом, на основании результатов проведенных исследований, можно сделать следующие выводы:

1) свойства выпадений являются ведущим фактором биологической опасности [34, 35], определяющим миграционную способность радионуклидов "чернобыльского" происхождения в течение первых 6 лет после аварии, следующим по значимости фактором является характер водного режима почв, что накладывает ограничения на способы его регулирования [36], и лишь затем следуют свойства почв, важнейшим из которых является кислотность почв. Также значимы адсорбция, ассоциация и комплексообразование ионов в почвенном растворе [37-39]. Это согласуется с результатами исследований [40, 41] с искусственным внесением радиоцезия в водорастворимой форме;

2) к 1990 г. происходит полная трансформация первичных топливных частиц, на что указывают данные о практически полном извлечении ^{144}Ce из почв «ближней зоны», где в

выпадениях преобладала топливная компонента, $1N$ HCl в 1990 г., об уменьшении количества невыщелачиваемого ^{137}Cs в вышеуказанных почвах в 1988 и, особенно, в 1990 гг. по сравнению с 1987 г., а также факт резкого увеличения содержания в них подвижного ^{90}Sr в 1990 г. по сравнению с 1987 годом.

Примечания:

1. Крышев И.И., Алексахин Р.М., Рябов И.М., Махонько К.П., Таскаев А.И. Радиэкологические последствия Чернобыльской аварии / Под ред. Крышева И.И. Ядерное общество СССР. Серия "Радиэкологические аспекты ядерной энергетики". М.: 1991. 172 с.
2. Суркова Л.В., Погодин Р.И. Состояние и формы нахождения цезия-137 в почвах различных зон аварийного выброса ЧАЭС // Агрехимия. 1991. № 4. С. 84-86.
3. Новикова Н.Я., Химич С.Л., Сапунова Р.Н. и др. Формы нахождения цезия-137 и стронция-90 в почвах районов Гомельской области, подвергшихся загрязнению в результате аварии на ЧАЭС / Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и методы ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 104.
4. Перепелятников Г.П., Ильин М.И., Буковская В.С. Изучение форм содержания ^{137}Cs и ^{90}Sr в луговых зонах Чернобыльской АЭС // В кн.: Проблемы сельскохозяйственной радиологии. / Под ред. Лоцилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1991. С. 129-132.
5. Петряев Е.П., Овсянникова С.В., Любкина И.Я. и др. Экспериментальные исследования форм нахождения радионуклидов в почвах загрязненных районов Белоруссии // Тез. докл. Всес. совещ. "Принципы и метода ландшафтно-геохимических исследований миграции радионуклидов. Суздаль, 1989. С. 104.
6. Vldal M., Roig M., Rigol A., Llauro M., Rauret C., Wautere J., Elsen A., Cremers A. Two approaches to the study of radiocaesium partitioning and mobility in agricultural soils from Chernobyl area // Analyst. V. 120. pp 100-106
7. Тихомиров Ф.А., Щеглов А.И., Цветнова О.В., Кляшторин А.Л. Геохимическая миграция радионуклидов в лесных экосистемах зоны радиоактивного загрязнения ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 10. С.41-50.
8. Корнеев Н.А., Поваляев А.П., Алексахин Р.М. и др. Сфера агропромышленного производства – радиологические последствия аварии на Чернобыльской АЭС и основные защитные мероприятия // Атомная энергия. 1988. Т. 65. Вып. 2. С. 129-134.
9. Коноплев А.В., Борзилов В.А., Бобовникова Ц.И. и др. Распределение радионуклидов, выпавших в результате аварии на Чернобыльской атомной электростанции, в системе "почва-вода" // Метеорология и гидрология. 1988. № 2. С. 63-74.
10. Смян Н.И., Марцуль И.И. Загрязнение земель сельскохозяйственных угодий БССР радионуклидами, их формы и вертикальная миграция в основных типах почв: /Мат. науч. конф. "Основные положения концепции с.- х. производства в зоне радиационного загрязнения выбросами Чернобыльской АЭС (20-21 июля 1989). Минск, 1990. С.38-46
11. Riise J., Bjornstad H.E., Lien H.N., Oughton D.H., Salbu B. A study on radionuclide association with soil components using a sequential extraction procedure // J. of Rad. Nucl. Chemistry. 1990. V.142. No 2. pp 531-538.
12. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Коноплев А.В. и др. Химические формы нахождения долгоживущих радионуклидов и их трансформация в почвах зоны аварии на ЧАЭС // Почвоведение. 1990. № 12. С. 20-25.
13. Орлов П.М., Кузнецов А.В., Андриевский Е.И., Хомич В.К. Формы соединений цезия-137 в почве и его накопление в урожае сельскохозяйственных культур: /Тез докл Всес. радиобиол. съезда, Т. 2. Пушино, 1989. С. 291-292
14. Гребенщикова Н.В., Самусев Н.И., Новак А.А. Поведение радионуклидов Cs в дерново-подзолистых, почвах Гомельской области / Тез. докл. 3 Всес. конф. по с.-х. радиологии, т.1. Обнинск, 1990. С.18-19.
15. Иванов Ю.А., Лоцилов Н.А., Орешнич Л.А. и др. Динамика мобильных форм цезия-137 выпадений аварийного выброса ЧАЭС в почвах // Проблемы сельскохозяйственной радиологии. Вып. 2 / Под ред. Лоцилова Н.А. Киев: УНИИСХР, 1992. С. 43-56.
16. Анисимов В.С. Влияние формы аварийных выпадений и физико-химических свойств почв на подвижность ^{137}Cs в системе "почва – растение" в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС // Диссертация на соиск.уч. степ. канд. биол. наук. Обнинск. 1995. 140 с.

17. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р. М. О формах нахождения и вертикальном распределении ^{137}Cs в почвах в зоне аварии на Чернобыльской АЭС // Почвоведение. 1991. № 9. С. 31-40.
18. Анисимов В.С., Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Миграция ^{137}Cs в почвах с гравитационным потоком влаги// Доклады РАСХН. 1994. № 1. С. 24-26.
19. Анисимов В.С, Санжарова Н.И., Алексахин Р.М. Влияние физических и агрохимических свойств торфяных почв на относительное содержание различных форм ^{137}Cs , извлекаемых при разном соотношении почва: экстрагент/ Материалы международной конференции «Радиоэкология торфяных почв» (Санкт-Петербург 7- 11 июня 1994 г.). С.-Петербург, 1994. С. 101-104.
20. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. 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. No 154. pp 9-22.
21. Методические рекомендации (по санитарному контролю за содержанием радиоактивных веществ в объектах внешней среды) / Под общ.редакцией А.Н. Марей и А.С. Зыковой. М.: МЗ СССР, 1980. 336 с.
22. Методические указания по контролю за радиоактивным загрязнением сельскохозяйственных угодий прилегающих к атомным электростанциям. М.: ЦИНАО, 1990. 15 с.
23. Руководство по организации контроля состояния природной среды в районе расположения АЭС // под ред. Махонько К.П. Л.: Гидрометеиздат, 1990. 264 с.
24. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. М.: Изд-во МГУ, 1970. 488 с.
25. Радиационные характеристики облученного ядерного топлива /Справочник. М.: Энергоатомиздат, 1983. 384 с.
26. Павлоцкая Ф.И. Миграция радиоактивных продуктов глобальных выпадений в почвах. М.: Атомиздат, 1974. 215 с.
27. Доспехов Б.А. Методика полевого метода. М.: Агропромиздат, 1985. 352 с.
28. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова Н.Я. Глобальные выпадения ^{137}Cs и человек. М.: Атомиздат, 1974. 168 с.
29. Марей А.Н., Бархударов Р.М., Новикова И.Я. Радиационно-гигиеническая значимость цезия ^{137}Cs в некоторых районах страны / Под ред. Рамзаева П.В. // Радиационная гигиена. Изд-во Медицина, 1971, вып., 4. С. 124-126
30. Новикова Н.Я., Орлова Е.М., Бархударов Р.М. и др. Особенности миграции ^{137}Cs из почвы в растительность в районах Белорусского Полесья // Тез. Докл. симп. "Исследование форм соединений радионуклидов и механизмы их миграции в почвах и растениях". (Тбилиси, 15-19 дек 1970). С. 123
31. Павлоцкая Ф.И., Сальников В.Г., Моисеев И.Т. К вопросу о механизме влияния извести и торфа на поступление стронция-90 в растения. М.: Атомиздат, 1976. 12 с.
32. Павлоцкая Ф.И., Тюрюканова Э.Б., Баранов В.И. Глобальное распределение радиоактивного стронция по земной поверхности. М.: Наука, 1970.
33. Химическая энциклопедия // Под ред. И.Л. Кнунянца. М.: Изд-во "Советская энциклопедия", 1988. Т. 1. 1220 с.
34. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // Agricultural Biology. 2016. Т. 51. № 2. pp 141–155. doi: 10.15389 / agrobiology.2016.2.141rus
35. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // Biotechnol. & Biotechnol. 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6. DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.
36. Калиниченко В.П., Минкина Т.М., Безуглова О.С., Зармаев А.А., Романов О.В., Ким В.Ч.-Д. Концепция внутрипочвенной дискретной импульсной ирригации // Природообустройство. 2013. № 2. С. 6-11.

37. Калиниченко В.П., Лазуренко В.Н., Ляхов В.П., Старцев В.Ф. Биогосистемотехника как технологическая платформа рециклинга отходов в биосфере // Рециклинг отходов. № 1 (5) январь-февраль 2015. С. 12-17.

38. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S. S. Mandzhieva, O. N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // Journal of Geochemical Exploration. 2014. 144. Pp. 226-229. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.12.016

39. Abdul-Malik A. Batukaev, Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016

40. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // Health Physics. 1988. V.55. No 3. P. 575-577.

41. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade, F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 Mai. 1984. V.1. P. 193-196.

References:

1. Kryshev I.I., Alexakhin R.M., Ryabov I.M., Makhonko K.P., Taskaev A.I. Radioecological consequences of the Chernobyl accident /Ed. by I.I. Kryshev. Nuclear society of the USSR. A series of "Radioecological aspects of nuclear power". M.: 1991. 172 p. (in Russian)

2. Surkova L.V. and Pogodin R.I. State and speciation of caesium-137 in soils of different zones of the Chernobyl NPP accidental fallouts// Agrochemistry. 1991, No 4. pp 84-86 (in Russian).

3. Novikova N.I., Khimich S.L., Sapunova R.N. etc. The speciation of cesium-137 and strontium-90 in the soils of the districts of the Gomel region contaminated as a result of the Chernobyl accident /Abstr. of the All-USSR Meeting "Principles and Methods of Landscape-geochemical Studies of Radionuclides Migration. Suzdal'. 1989. pp 104. (in Russian)

4. Perepelyatnikova G.P., Ilyin M.I., Bukowskaya V.S. The study of the forms of ^{137}Cs and ^{90}Sr content in the meadow zones of Chernobyl NPP // In the book: Problems of Agricultural Radiology/ Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1991. pp 129-132. (in Russian)

5. Petryaev E.P., Ovsyannikova S.V., Lukina I.Y. etc. The experimental studies of radionuclides species in soils of contaminated regions of Belarus /Abstr. of the All-USSR Meeting "Principles and Methods of Landscape-geochemical Studies of Radionuclides Migration. Suzdal'. 1989. pp 104. (in Russian)

6. Vldal M., Roig M., Rigol A., Laurado M., Rauret C., Wauters J., Elsen A., Cremers A. Two approaches to the study of radiocaesium partitioning and mobility in agricultural soils from Chernobyl area // Analyst. V.120. pp 100-106.

7. Tikhomirov F.A., Shcheglov A.I., Tsvetnova O.V., Klyashtorin A.L. Geochemical migration of radionuclides in forest ecosystems of ChNPP radioactive contamination // Pochvovedenie. 1990. No 10. pp 41-50 (in Russian)

8. Korneev N.A., Povalyaev A.P., Alexakhin R.M. etc. Scope of agricultural production - the radiological consequences of the Chernobyl accident and main protective measures //Atomic Energy. 1988. Vol. 65. Is. 2. pp 129-134. (in Russian)

9. Konoplev A.V., Borzilov V.A., Bobovnikova Ts.I. The distribution of radionuclides emitted by the accident at the Chernobyl nuclear power plant in the system "soil-water" //Meteorology and Hydrology. 1988. No. 2. pp 63-74. (in Russian)

10. Smeyan N.I., Martsul' I.I. Pollution of arable land of the BSSR by the radionuclides, its species and vertical migration in the main types of soils /Proc. of the Sci. Conf. "The basic concept of agricultural production in the zone of radiation contamination by the emissions of the Chernobyl NPP. (20-21 July 1989). Minsk. 1990. pp 38-46. (in Russian)

11. Riise J., Bjornstad H.E., Lien H.N., Oughton D.H., Salbu B. A study on radionuclide association with soil components using a sequential extraction procedure // J. of Rad. Nucl. Chemistry. 1990. V.142. No 2. pp 531-538.

12. Bobovnikova Ts.I., Virchenko, E.P., Konoplev A.V. Chemical speciation of long-lived radionuclides and their transformation in soils of the zone of the Chernobyl NPP accident // *Pochvovedenie*. 1990. No. 12. pp 20-25. (in Russian)
13. Orlov, P.M., Kuznetsov A.V., Andrievsky E.I., Khomich V.K. Forms of compounds of cesium-137 in soils and its accumulation in the harvest of crops / Abstr. of the All-USSR Radiobiol. Congress. Pushchino. 1989. Vol. 2. pp 291-292. (in Russian)
14. Grebenshchikova N.V., Samusev N.I., Novak A.A. Behavior of Cs radionuclides in sod-podzolic soils of the Gomel region / Abstr. of the 3-rd All-USSR Conf. on Agricultural Radiology. Vol. 1. Obninsk. 1990. pp 18-19.
15. Ivanov Y.A., Loshilov N. A., Oresic L.A. etc. The Dynamics of mobile forms of cesium-137 fallout of the ChNPP accident in soils / In the book: Problems of Agricultural Radiology/ Edited by Loschilov N.A. Kiev: UIARAE. 1992. Vol.2. pp 43-56. (in Russian)
16. Anisimov V.S. The influence of the accidental fallout forms as well as physical and chemical properties of the soils on ¹³⁷Cs mobility in the system "soil – plant" within the 30-kilometer zone of Chernobyl NPP / PhD thesis. Obninsk. 1995. 140 p. (in Russian)
17. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. On the chemical speciation and vertical distribution of ¹³⁷Cs in soils in the zone of Chernobyl NPP // *Pochvovedenie*. 1991. No. 9. pp 31-40. (in Russian)
18. Anisimov V.S., Sanzharova N.I, Alexakhin R.M. The migration of ¹³⁷Cs in the soils with the gravitational flow of moisture // Reports of the RAAS. 1994. No. 1. pp 24-26 (in Russian)
19. Anisimov V.S., Sanzharova N.I., Alexakhin R.M. The Influence of physical and agrochemical properties of peat soils on the relative content of different forms of ¹³⁷Cs extracted with different ratios of soil: extractant/Proc. of the Int. Conf. "Radioecology of Peat Soils". (St. Petersburg. June 7 – 11. 1994). St. Petersburg. 1994. pp 101-104. (in Russian)
20. Sanzharova N.I., Fesenko S.V., Alexakhin R.M., Anisimov V.S., Kuznetsov V.K., Chernyayeva L.G. Changes in the forms of ¹³⁷Cs 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. No 154. pp 9-22.
21. Methodological recommendations (on sanitary control over the content of radioactive substances in environment objects) / Edited by A.N. Marey and S.A. Zykova. M.: USSR Ministry of Health. 1980. 336 p. (in Russian)
22. Methodical instructions on control of radioactive contamination of agricultural land adjacent to nuclear power plants. M: CISAS. 1990. 15 p. (in Russian)
23. Guidelines for the control of the natural environment in the area of NPP /Ed. by Makhonko K.P. L.: HydroMeteoizdat. 1990. 264 p. (in Russian)
24. Arinushkina E. V. Guidance on chemical analysis of soils. M. MSU Publishing house. 1970. 488 p. (in Russian)
25. Radiation characteristics of irradiated nuclear fuel /Guide. M.: Energoatomizdat. 1983. 384 p. (in Russian)
26. Pavlotskaya F.I. Migration of radioactive products of global fallout in soils. M: Atomizdat. 1974. 215 p. (in Russian)
27. Dospechov B.A. Technique of field method. M.: Agropromizdat. 1985. 352 p. (in Russian)
28. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova N.Ya. Global fallout of ¹³⁷Cs and a Man. M.: Atomizdat. 1974. 168 p. (in Russian)
29. Marey A.N., Barhudarov R.M., Novikova I.Ya. Radiation-hygienic significance of cesium-137 in some parts of the country /Ed. by Ramzaev P.V. Radiation Hygiene. Medicine Publ. 1971. Is. 4. pp 124-126 (in Russian)
30. Novikova N.Ya., Orlova E. M., Barkhudarov R.M., etc. Features of Cs-137 migration from soil to vegetation in areas of the Belarusian Polesye /Abst. Symp. "The study of forms of the compounds of radionuclides and mechanisms of its migration in soils and plants". Tbilisi. 15-19 Dec. 1970. p 123.
31. Pavlotskaya F.I., Salnikov V.G., Moiseev I.T. To the question of the mechanism of the effect of lime and peat on uptake of strontium-90 in plants. Moscow: Atomizdat. 1976. 12 p. (in Russian)
32. Pavlotskaya F.I., Tyuryukanova E.B., Baranov V.I. Global distribution of radioactive strontium in the earth's surface. M.: Nauka. 1970. (in Russian)

33. Chemical encyclopedia/ Ed. by I.L. Knunyants. M.: Publishing house "Soviet Encyclopedia". 1988. Vol. 1. 1220 p. (in Russian)
34. Glazko VI, Zybaylov VL Glazko TT Increasing the level of ionizing radiation: "horizontal" and "vertical" biological and biosocial consequences (on example of the Chernobyl and Fukushima-1 accidents) // *Agricultural Biology*. 2016. T. 51. № 2. pp 141–155. doi: 10.15389 / agrobiology.2016.2.141rus
35. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // *Biotechnol. & Biotechnol.* 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6. DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.
36. Kalinichenko VP, Minkina TM, Bezuglova OS, Zarmaev AA Romanov OV, Kim V.CH.-D. Concept of subsurface discrete pulse irrigation // *Environmental Engineering*. 2013. № 2. pp 6-11.
37. Kalinichenko VP, Lazurenko VN Lyakhov VP, VF Starcev Biogeosystem technique as a technology platform of waste recycling in the biosphere // *Waste Recycling*. Number 1 (5) in January-February 2015. pp 12-17.
38. T.M. Minkina, D.L. Pinskiy, T.V. Bauer, S. S. Mandzhieva, O. N. Belyaeva, V.P. Kalinichenko, A.P. Endovitsky. Effect of attendant anions on zinc adsorption and transformation in chernozem // *Journal of Geochemical Exploration*. 2014. 144. pp 226-229. DOI: 10.1016/j.gexplo.2013.12.016
39. Abdul-Malik A. Batukaev, Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // *Solid Earth*, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016
40. Schuller P., Handl J., Trumper R. Dependence of the ^{137}Cs soil-to-plant transfer factor on soil parameters // *Health Physics*. 1988. V.55. No 3. pp 575-577.
41. Steffens W., Mittelstaedt W., Klaes J. and Funk P. Radionuclide transfer Sr, Cs, Co and Mn to plants grown on soils with different physical and chemical properties and from different sites at Eschweiler, Gorleben, Biblis and Stade, F.R.G. Compacts of 6th International Congress of the International Radiation Protection Association (IRPA). Berlin. 7-12 May. 1984. V.1. pp 193-196.

УДК 502.052 504.75.05 504.055 539.183.2 54.027 543.054 631.412

Поведение ^{137}Cs в системе почва – растение на постоянных пробных площадках, расположенных в 30-километровой зоне Чернобыльской АЭС в период 1987-1992 гг.: формы выпадения и динамика форм нахождения ^{137}Cs в почвах

¹ Вячеслав Сергеевич Анисимов

² Наталья Ивановна Санжарова

³ Рудольф Михайлович Алексахин

¹⁻³ ФГБНУ «Всероссийский научно-исследовательский институт радиологии и агроэкологии», Российская Федерация

249032 Обнинск, Калужская обл., Киевское ш.,

¹ Кандидат биологических наук, заведующий лабораторией

E-mail: vsanisimov@list.ru

² Член-корреспондент РАН, директор института

E-mail: natsan2004@mail.ru

³ Академик РАН, научный руководитель института

E-mail: alexakhin@yandex.ru

Аннотация. При изучении поведения радионуклидов – продуктов деления ядерного топлива, попавших в природные экосистемы после аварии на Чернобыльской АЭС, были обнаружены существенные различия в миграционной способности ^{137}Cs глобальных выпадений и "чернобыльского" происхождения. Это обусловлено тем, что радионуклид

"чернобыльских" выпадений, в отличие от глобального, поступил на поверхность земли не только в водорастворимой форме, но и в составе частиц ядерного топлива и композитных материалов различной дисперсности. На территории 30-километровой зоны вокруг Чернобыльской АЭС (ЧАЭС) были выделены 2 зоны, различающиеся по форме выпадения радионуклидов. В первой, которая была названа "ближней" зоной (2-15 км от аварийного блока ЧАЭС), преобладала топливная компонента (коэффициенты фракционирования нелетучих ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно легколетучего ^{137}Cs больше или равны 1). Во второй зоне, названной "дальней" (15-35 км от ЧАЭС), преобладала конденсационная компонента (коэффициенты фракционирования ^{144}Ce и ^{90}Sr относительно ^{137}Cs < 1).

В "ближней" к реактору зоне свойства ^{137}Cs , ^{90}Sr и ^{144}Ce в значительной степени определяются нахождением значительной их части в составе трансформирующихся под влиянием, прежде всего, кислорода воздуха и воды топливных частиц. Так, содержание в почвах подвижного ^{90}Sr в 1987 г. было 26,8 % в "ближней" зоне (с. Красное) и 45,7% в "дальней" зоне (д. Радин), что в 3,6 и 1,3 раза меньше содержания подвижного ^{90}Sr в 1990 г.

К 1990 г. произошла полная трансформация первичных топливных частиц, на что указывают данные о практически полном извлечении ^{144}Ce из почв 1N раствором соляной кислоты в 1990 г., об уменьшении количества невыщелачиваемого ^{137}Cs в почвах в 1988 и, особенно, в 1990 гг. по сравнению с 1987 г., а также факт резкого увеличения содержания подвижного ^{90}Sr в 1990 г. по сравнению с 1987 годом в почвах "ближней" зоны, где в выпадениях преобладала топливная компонента.

Вследствие трансформации топливных частиц уже в 1988 г. подвижность в почве и, как следствие, доступность для корневого усвоения растениями ^{137}Cs , входящего в состав трансформированной топливной матрицы, была выше, чем подвижность радионуклида, находящегося в ППК (доминирующая форма нахождения радионуклида в «дальней» зоне).

Содержание обменной и подвижной форм ^{137}Cs было довольно высоким в течение первого года после аварии (9,5 – 30,1 и 12,7 – 41,2% соответственно), а затем снижалось согласно экспоненциальному закону вследствие процесса необратимой фиксации радионуклида почвой: $dC/dt = -bC$, где C – содержание соответствующей формы радионуклида в почве; b – коэффициент пропорциональности. Рассчитанные для автоморфных почв, расположенных в "ближней" к реактору зоне, периоды полууменьшения относительного содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs в почвах оказались равны 3,7 и 7,0 лет соответственно, а для автоморфных почв "дальней" зоны – 2,7 и 4,8 года.

Для гидроморфных почв "ближней" зоны периоды полууменьшения содержания обменной и подвижной форм ^{137}Cs составили 1,8 и 3,2 года, "дальней" зоны – 1,4 и 1,9 года соответственно.

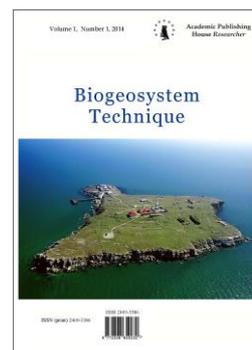
Ключевые слова: ^{90}Sr , ^{137}Cs , ^{144}Ce , радионуклид, коэффициент фракционирования, почва, форма выпадения, форма нахождения, динамика.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 41-48, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.41
www.ejournal19.com



UDC 631.95:628.516:615.849

Organization of Crop Production at Radioactively Contaminated Areas: Environmental and Biological Aspects

¹ Aleksandr I. Dutov
² Fedor N. Lisetskii
³ Sergey V. Dubchak

¹ Belgorod State Agricultural University named after V. Gorin, Russian Federation
308503 Belgorod region, Belgorod district, p. Maisky, Vavilova, 1

² Belgorod State National Research University, Russian Federation
308015 Belgorod, st. 308015, str. Pobedy, 85

³ State Ecological Academy of Postgraduate Education and Management, Ukraine
3035, Kiev, str. Lipkovsky, 35

¹ Dr. (Agriculture), Professor
E-mail: dutov_bsau@mail.ru

² Dr (Geography), Professor
E-mail: liset@bsu.edu.ru

³ PhD (Agriculture)
E-mail: sergiy.dubchak@yahoo.com

Abstract

The modern environmental and biological approaches to the selection of field agricultural crops for cultivation at contaminated areas are considered. It is established, that the satiation of rotations with agricultural crops differed by potentially low capacity to accumulate ¹³⁷Cs, can significantly extend the areal of radioactively contaminated lands use for production of guaranteed safe products. The influence of arbuscular mycorrhizal fungi on radiocaesium uptake by plants is analyzed. The ability of arbuscular mycorrhiza to modify significantly radiocaesium accumulation by agricultural crops is found.

Keywords: greening of agriculture, radiocaesium, agricultural crops, radioactively contaminated areas, arbuscular mycorrhizal fungi, mycorrhizal colonization.

Введение

Поздняя фаза развития радиационной ситуации характеризуется тем, что одним из наиболее значимых радионуклидов, который определяет степень радиационной опасности населения остается ¹³⁷Cs, а преимущественным его включением в трофические цепи является корневое поступление из почвы в растения. Указанная закономерность подтверждена как опытом преодоления последствий аварии на Чернобыльской АЭС (1986 г.) [1, 2, 3], так и на АЭС «Фукусима» (2011 г.) [4]. Поэтому особенностью растениеводства в этих условиях является внедрение комплекса противорадиационных мероприятий, направленных на минимизацию дозы облучения населения путем

производства гарантированно радиоэкологически безопасной сельскохозяйственной продукции [5, 6, 7].

В последнее время значительное внимание уделяется экологизации земледелия, в частности инвайронментальным биотехнологиям, которые предусматривают комбинированное использование биологических особенностей растений и их взаимоотношений с определенными видами почвенных микроорганизмов [8]. Среди таких микроорганизмов особое значение имеют арбускулярные микоризные (АМ) грибы, поскольку около 90 % растений формируют с ними симбиотические связи, образуя микоризные ассоциации [9]. Наряду с сохранением и повышением плодородия почвы, применение АМ грибов значительно уменьшает химическую нагрузку на окружающую среду (из-за снижения потребности в применении средств химизации, в частности минеральных удобрений), что особенно актуально на территориях, загрязненных радионуклидами после ядерных и радиационных инцидентов.

Материалы и методы исследований

Удельную активность радиоактивного цезия в подземных и надземных частях исследуемых растений определяли на полупроводниковом гамма-спектрометре с *HP-Ge* детектором (относительная эффективность 15%, разрешение 2,5 кэВ для энергии 1,33 МэВ).

Растения в лабораторных опытах выращивали на почве с искусственно внесенным и гомогенно распределенным ^{134}Cs , удельная активность которого была 77000 Бк/кг.

Отбор почвенных образцов и их подготовку к анализу осуществляли по общепринятым методикам с учетом специфики научно-исследовательских работ в области сельскохозяйственной радиологии [10].

Для оценки накопления радионуклидов в урожае при различной плотности загрязнения почвы использовали коэффициент перехода (КП) радиоцезия из почвы в растения – содержание радионуклида в растении при плотности загрязнения почвы, равной единице (Бк / кг воздушно-сухой массы растений) / (кБк/м² почвы) и коэффициент накопления (КН) – отношение удельной активности радионуклида в воздушно-сухой массе растений к удельной активности радионуклида в почве (Бк / кг воздушно-сухой массы растений) / (Бк / кг почвы).

Изучение влияния арбускулярных микоризных (АМ) грибов на накопление радиоцезия сельскохозяйственными культурами в лабораторных условиях проводили на растениях люцерны (*Medicago truncatula*) и подсолнечника (*Helianthus annuus*). В качестве инокулянта использован АМ гриб *Glomus intraradices* (штамм ВЮ; компания BIORIZE, м. Дижон, Франция), который является широко распространенным в различных типах почв и проявляет высокую колонизационную способность в симбиозе со многими видами растений [11, 12].

Колонизацию АМ грибами определяли с помощью светового микроскопа Nikon Eclipse 800 (Япония) с системой фоторегистрации Nikon FDX-35. Корни растений окрашивали раствором 0,01% голубого анилина и 80% молочной кислоты. Количественный анализ микоризной колонизации растений внутрикорневыми структурами АМ грибов проводили по методу Трувелота [13] с использованием шестиуровневой шкалы колонизации.

Измерения концентрации стабильных металлов (К, Са, Тi, Cr, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As, Se, Rb, Sr, Cs, Y и Pb) в надземных и подземных частях растений и почве проводили с использованием метода флуоресцентного анализа с полным рентгеновским отражением (TXRF-анализ).

Результаты и обсуждение

Инвайронментально-биологические подходы к подбору сельскохозяйственных культур при составлении севооборотов для загрязненных радионуклидами территорий базируются на потенциальной способности растений к накоплению радионуклидов. Обобщение многолетних экспериментальных данных позволило разделить по этому признаку наиболее распространенные полевые сельскохозяйственные культуры на три условных группы (рис. 1). Наименьшая аккумуляция ^{137}Cs в урожае была отмечена для кукурузы. Коэффициент перехода радионуклида в зерно культуры составил 0,07 (Бк/кг) / (кБк/м²). Потенциальная способность к аккумуляции радиоактивного цезия в зерне озимой и яровой пшеницы,

ячменя и тритикале также была относительно невысока, но в 1,5–2,3 раза выше, чем у кукурузы. К группе культур с потенциально невысокой способностью к накоплению ^{137}Cs относят и картофель [14]. Коэффициент перехода радионуклида в клубни этой культуры занимает промежуточное положение между озимой пшеницей и ячменем.

Более высоким потенциальным накоплением радионуклида отличалась группа крупяных культур. Если содержание радиоцезия в просе было на уровне озимой ржи, то в зерне гречихи оно было в 3 раза выше. Однако максимальное накопление ^{137}Cs характерно для группы зерновых бобовых культур. В частности, в зерне гороха этот показатель был в 13 раз выше по сравнению с кукурузой.

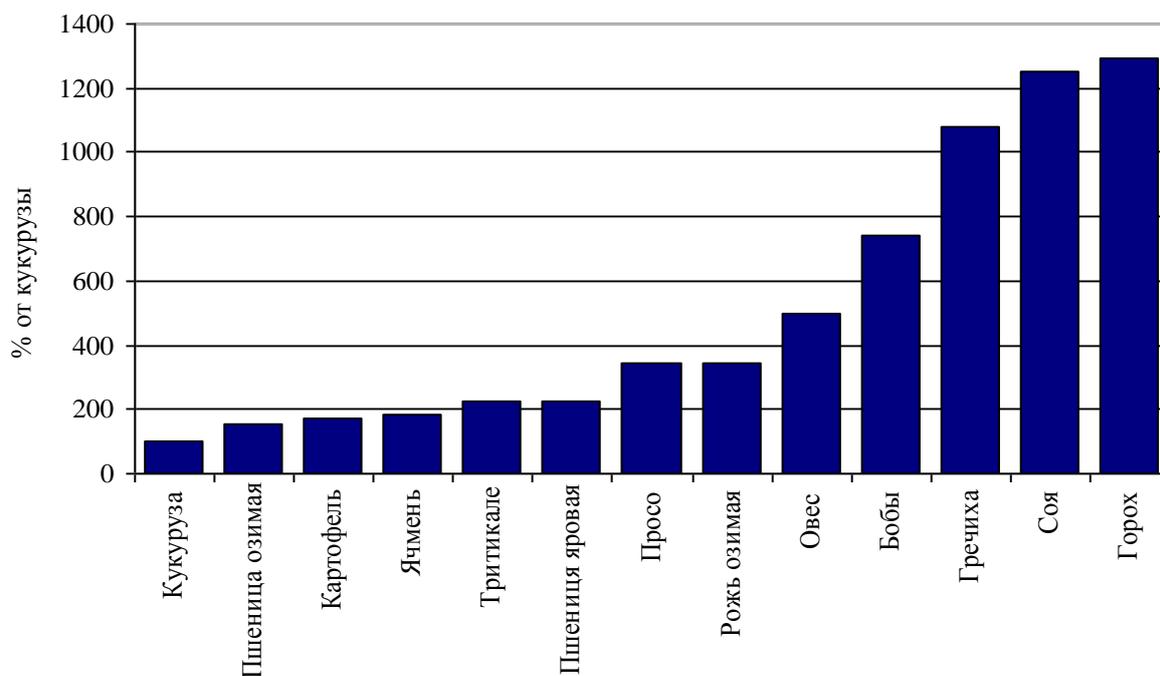


Рис. 1. Относительное накопление ^{137}Cs полевыми сельскохозяйственными культурами, % от кукурузы

Учитывая изложенное, следует отметить, что путем введения в севообороты тех сельскохозяйственных культур, отличающихся потенциально невысокой способностью к накоплению радиоцезия, можно значительно расширить ареал использования радиоактивно загрязненных земель для производства продукции, которая будет гарантированно соответствовать действующим гигиеническим нормативам, снять радиационно-экологическую критичность аграрных экосистем.

Полученные результаты также свидетельствуют о способности арбускулярной микоризы существенно модифицировать накопление радиоцезия растениями. В частности, инокуляция АМ грибом *G. intraradices* обусловила уменьшение коэффициента накопления ^{134}Cs в надземных органах люцерны по сравнению с немикоризованным контролем на 52 %. В то же время микоризованные растения люцерны аккумулировали в корнях на 19 % больше ^{134}Cs , чем немикоризованные (табл. 1).

Таблица 1

Влияние арбускулярной микоризации на накопление ^{134}Cs в люцерне (*Medicago truncatula*) и подсолнечнике (*Helianthus annuus*)*

Варианты	Удельная активность, Бк·кг ⁻¹		Активность растения, Бк/растение		Коэффициент накопления (КН)		Соотношение активности, подз./надз. частей растений
	подз. часть	надз. часть	подз. часть	надз. часть	подз. часть	надз. часть	
<i>Medicago truncatula</i>							
НМ	106400 ± 19986 ^a	132100 ± 15505 ^b	2.3 ± 0.2 ^a	12.3 ± 0.6 ^b	1.38 ± 0.21 ^a	1.72 ± 0.20 ^b	0.81 ± 0.28 ^a
М	126441 ± 11463 ^b	86888 ± 20022 ^a	3.1 ± 0.1 ^b	9.3 ± 0.6 ^a	1.64 ± 0.15 ^b	1.13 ± 0.26 ^a	1.45 ± 0.41 ^b
<i>Helianthus annuus</i>							
НМ	38412 ± 3933 ^a	26202 ± 1147 ^a	0.4 ± 0.1 ^a	6.4 ± 1.8 ^a	0.50 ± 0.05 ^a	0.34 ± 0.04 ^a	1.47 ± 0.21 ^a
М	378932 ± 10233 ^b	245353 ± 4502 ^b	6.5 ± 1.2 ^b	104.1 ± 4.6 ^b	4.92 ± 0.08 ^b	3.19 ± 0.06 ^b	1.54 ± 0.10 ^a

* различные буквы над величинами в таблице означают статистически существенные различия между микоризованными (М) и немикоризованными (НМ) растениями (P < 0,05).

Таким образом, под действием арбускулярного микоризного симбиоза произошло увеличение на 80% соотношения между удельной активностью ^{134}Cs в подземных и надземных частях растений люцерны и, следовательно, – уменьшение переноса радионуклида из корневой системы в надземные органы растения.

Противоположный эффект влияния арбускулярной микоризы наблюдался у подсолнечника обычного (*Helianthus annuus*). В надземной и подземной частях растений, инокулированных АМ грибом был отмечен почти десятикратный рост коэффициентов накопления ^{134}Cs (с 0,50 до 4,92 в корневой системе и 0,34 до 3,19 в надземных органах) по сравнению с контрольным вариантом без проведения инокуляции. Микоризованные растения этого вида обнаружили гипераккумулирующую способность к ^{134}Cs , усвоив за трехмесячный период культивации относительно высокую (0,22 – 0,27%) часть ^{134}Cs из почвы.

Следует отметить, что механизм ограничения или интенсификации поступления в растения радиоактивного цезия АМ грибами детально не изучен. На сегодня известно два основных процесса: первый – это образование АМ грибом соединений, которые переводят поллютанты в почве в необменную форму, иногда с его фиксацией на внешней поверхности мицелия. И второй - компартментализация – перемещение поглощенного поллютанта к наиболее устойчивым к его воздействию органам АМ гриба или к внутриклеточному пространству с последующей изоляцией от цитоплазмы и депонированием [11].

Микоризованные растения люцерны и подсолнечника, выращиваемые на почве, загрязненной ^{134}Cs , и в «контрольном» варианте характеризовались значительными уровнями АМ колонизации (84–98%). Колонизация фрагментов корней растений была однородной, а внутрикорневые структуры АМ гриба *G. intraradices* образовывали Arum-тип микоризы (рис. 2).

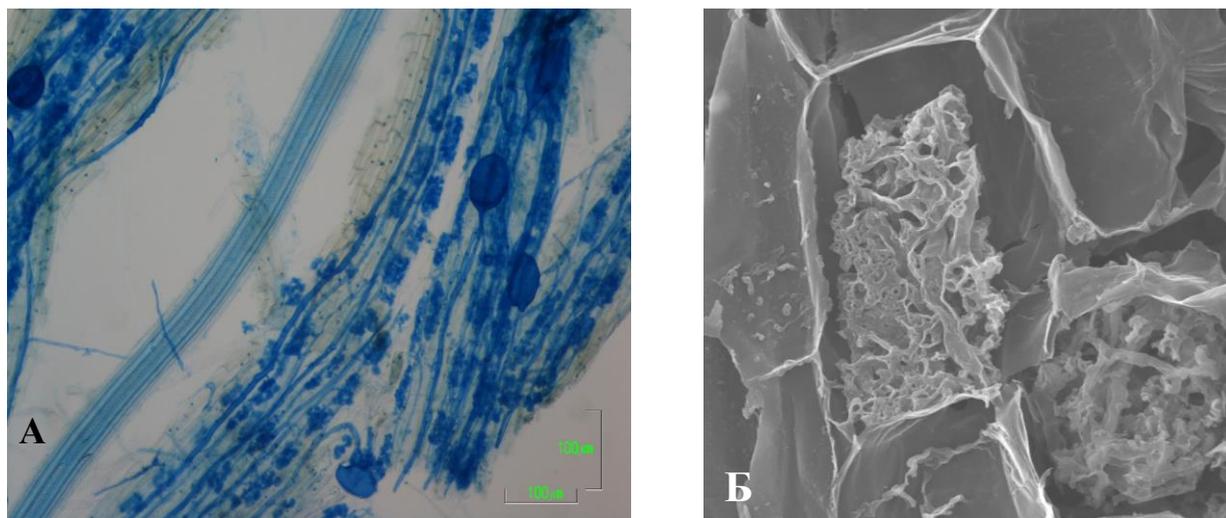


Рис. 2. Арбускулы и везикулы АМ гриба *G. intraradices*:
А – фото светового микроскопа в корнях люцерны; Б – арбускулы в клетках кортикального слоя корней подсолнечника (фото с электронного микроскопа, $\times 2000$)

Высокое содержание арбускул в колонизированных корнях всех видов растений (52–89 %) свидетельствует об эффективном функционировании и хорошем качественном состоянии микоризы. По данным, приведенным на рис. 3, видно, что параметры АМ колонизации корней люцерны были значительно выше, чем у подсолнечника.

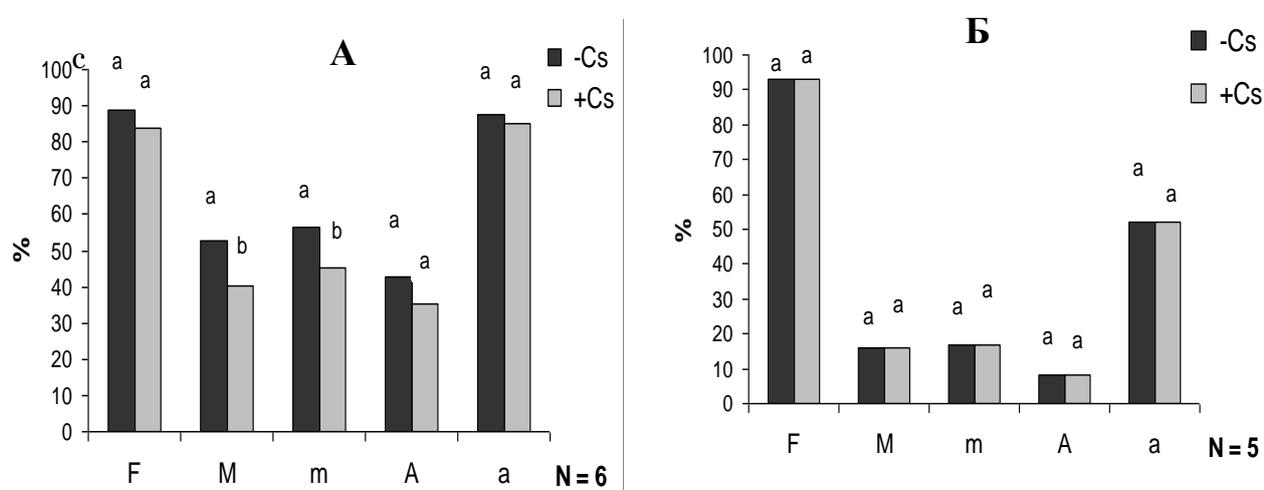


Рис. 3. Параметры арбускулярной микоризной колонизации корневой системы растений люцерны (А) и подсолнечника (Б) грибом *G. intraradices*, выращенных на почве, загрязненной ^{134}Cs («+ Cs») и без радиоцезия («- Cs»), %
F – Общая степень колонизации; M, m – интенсивность микоризной колонизации (общая и в микоризированных фрагментах корней, соответственно); A, a – содержание арбускул (общий и в микоризированных фрагментах корней с арбускулами, соответственно)

При этом следует отметить, что присутствие радиоактивного цезия в почве существенно не повлияло на параметры АМ колонизации подсолнечника и одновременно привело к уменьшению (на 10–12 %) показателей интенсивности микоризной колонизации (M и m) в отношении люцерны.

Заключення

Как показано ранее по результатам радиационно-экологической оценки перспектив сельскохозяйственного использования Чернобыльской зоны отселения [15], наиболее рациональным направлением развития сельскохозяйственной деятельности в этих условиях является мясное животноводство и производство сельскохозяйственного сырья для последующей глубокой переработки.

Инвайронментально-биологические аспекты организации растениеводства на радиоактивно загрязненных территориях предусматривают более полное использование потенциальной способности сельскохозяйственных растений накапливать радионуклиды с помощью определенных видов почвенных микроорганизмов, что значительно уменьшает химическую нагрузку на агроэкосистемы, способствует сохранению и воспроизводству плодородия загрязненных почв, скорейшей их реабилитации.

АМ грибы могут способствовать трансформации и иммобилизации в своих структурах радиоактивного цезия и ограничивать его доступность отдельным видам растений. Эффективность микоризы в процессах переноса радиоцезия не определяется интенсивностью АМ колонизации и демонстрирует зависимость коэффициентов накопления радионуклида от биологических особенностей растений. В то же время более эффективное использование АМ грибов в системе противорадиационных мероприятий на загрязненной радионуклидами территории требует более полного изучения

Примечания

1. Абагян А.А. Информация об аварии на Чернобыльской АЭС и ее последствиях, подготовленная для МАГАТЭ // Атомная энергия. 1986. Т. 61. Вып. 5. С. 301–320.

2. Національна доповідь України «25 років Чорнобильської катастрофи. Безпека майбутнього». Київ: КІМ, 2011. 395 с.

3. Дутов А.И., Булыгин С.Ю. Инновационные подходы к рациональному сельскохозяйственному использованию загрязненных земель в поздний период развития радиационной ситуации после аварии на ЧАЭС // Инновации в АПК: проблемы и перспективы. 2014. № 4. С. 66–74.

4. Hirose K. Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results // Journal of environmental radioactivity. 2012. Vol. 111. P. 13–17.

5. Ведення сільськогосподарського виробництва на територіях, забруднених внаслідок Чорнобильської катастрофи у віддалений період (методичні рекомендації) / редкол.: Б.С. Пристер (голова) та ін. Київ : Атіка-Н, 2007. 195 с.

6. Пристер Б.С. Проблемы сельскохозяйственной радиэкологии и радиобиологии при загрязнении окружающей среды молодыми смесями продуктов ядерного деления. Чернобыль. Київ : Книга, 2008. 320 с.

7. Дутов О.І. Сучасні підходи до раціонального використання радіоактивно забруднених земель (на прикладі аварії на Чорнобильській АЕС) // Агрохімія і ґрунтознавство. 2012. Вып. 77. С. 38–43.

8. Entry J.A., Astrud L.S., and Reeves M. Accumulation of ^{137}Cs and ^{90}Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi // Environ. Pollut. 1999. Vol. 104. P. 449–457.

9. Smith S.E., and Read D.J. Mycorrhizal Symbiosis. Academic Press, San Diego. 1997. 312 p.

10. Методичний посібник з організації проведення науково-дослідних робіт в галузі сільськогосподарської радіології. Київ, 1992. 136 с.

11. Кріпка Г.В., Сорочинський Б.В. Отримання та випробування інокулятив арбускулярних мікоризних грибів з метою модифікації поглинання радіонуклідів рослинами // Зб. наукових праць Інституту ядерних досліджень. 2003. №2 (10). С. 80–84.

12. Meharg A.A. The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and toxic metal cations // Mycol. Res. 2003. Vol. 107. P. 1253–1265.

13. Trouvelot A., Kough J.L., and Gianinazzi-Pearson V. Mesure du taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification

fonctionnelle // *Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae.* / Gianinazzi-Pearson, V., Gianinazzi, S. (Eds.). INRA Press. Paris. P. 217–221.

14. Дутов О.І. Сільськогосподарські культури для сівозмін в умовах радіоактивного забруднення ґрунту // *Збірник наукових праць ХДАУ. Серія рослинництво, селекція і насінництво, овочівництво.* 1999. № 4. С. 164–168.

15. Дутов А.И., Булыгин С.Ю., Лисецкий Ф.Н. Чернобыльская зона отселения: радиационно-экологические аспекты перспектив сельскохозяйственного использования территории // *Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия: Естественные науки.* 2015. Т. 31. № 9 (206). С. 186–191.

References

1. Abagian A.A. Informacija ob avarii na Chernobyl'skoj AJeS i ee posledstvijah, podgotovlennaja dlja MAGATJe // *Atomnaja jenergija.* 1986. Т. 61. № 5. P. 301–320.

2. Nacional'na dopovid' Ukraïni «25 rokov Chornobil's'koï katastrofi. Bezpeka majbutn'ogo». Kïiv: KIM, 2011. 395 p.

3. Dutov A.I., Bulygin S.Ju. Innovacionnye podhody k racional'nomu sel'skohozjajstvennomu ispol'zovaniju zagryzannyh zemel' v pozdnij period razvitija radiacionnoj situacii posle avarii na ChAJeS // *Innovacii v APK: problemy i perspektivy.* 2014. № 4. P. 66–74.

4. Hirose K. Fukushima Dai-ichi nuclear power plant accident: summary of regional radioactive deposition monitoring results // *Journal of environmental radioactivity.* 2012. Vol. 111. P. 13–17.

5. Vedennja sil's'kogospodars'kogo virobnictva na teritorijah, zabrudnenih vnaslidok Chornobil's'koï katastrofi u viddalenij period (metodichni rekomendacii) / redkol.: B.S. Prister (golova) ta in. Kïiv : Atika-N, 2007. 195 p.

6. Prister B.S. Problemy sel'skohozjajstvennoj radiojekologii i radiobiologii pri zagryznenii okruzhajushhej srede molodymi smesjami produktov jadernogo delenija. Chernobyl'. Kïiv : Kniga, 2008. 320 p.

7. Dutov O.I. Suchasni pidhodi do racional'nogo vikoristannja radioaktivno zabrudnenih zemel' (na prikladi avarii na Chornobil's'kij AES) // *Agrohimiya i gruntoznavstvo.* 2012. № 77. P. 38–43.

8. Entry J.A., Astrud L.S., and Reeves M. Accumulation of ¹³⁷Cs and ⁹⁰Sr from contaminated soil by three grass species inoculated with mycorrhizal fungi // *Environ. Pollut.* 1999. Vol. 104. P. 449–457.

9. Smith S.E., and Read D.J. *Mycorrhizal Symbiosis.* Academic Press, San Diego. 1997. 312 p.

10. Metodichnij posibnik z organizacii provedennja naukovo-doslidnih robit v galuzi sil's'kogospodars'koï radiologii. Kïiv, 1992. 136 p.

11. Kripka G.V., Sorochins'kij B.V. Otrimannja ta viprobuvannja inokuljativ arbuskuljarnih mikoriznih gribiv z metoju modifikacii poglinannja radionuklidiv roslinami // *Zb. naukovih prac' Institutu jadernih doslidzhen'.* 2003. №2 (10). P. 80–84.

12. Meharg A.A. The mechanistic basis of interactions between mycorrhizal associations and toxic metal cations // *Mycol. Res.* 2003. Vol. 107. P. 1253–1265.

13. Trouvelot A., Kough J.L., and Gianinazzi-Pearson V. Mesure du taux de mycorrhization VA d'un système racinaire. Recherche de méthodes d'estimation ayant une signification fonctionnelle // *Physiological and Genetical Aspects of Mycorrhizae.* / Gianinazzi-Pearson, V., Gianinazzi, S. (Eds.). INRA Press. Paris. P. 217–221.

14. Dutov O.I. Sil's'kogospodars'ki kul'turi dlja sivozmin v umovah radioaktivnogo zabrudnennja ґрунту // *Zbirnik naukovih prac' HDAU. Serija roslinnictvo, selekcija i nasinnictvo, ovochivnictvo.* 1999. № 4. P. 164–168.

15. Dutov A.I., Bulygin S.Ju., Liseckij F.N. Chernobyl'skaja zona otselenija: radiacionno-jekologicheskie aspekty perspektiv sel'skohozjajstvennogo ispol'zovanija territorii // *Nauchnye vedomosti Belgorodskogo gosudarstvennogo universiteta. Serija: Estestvennye nauki.* 2015. Т. 31. № 9 (206). P. 186–191.

УДК 631.95:628.516:615.849

**Организация растениеводства на радиоактивно загрязненных территориях:
инвайронментально-биологические аспекты**

¹ Александр Иванович Дутов

² Федор Николаевич Лисецкий

³ Сергей Валерьевич Дубчак

¹ Белгородский государственный аграрный университет им. В.Я. Горина, Российская Федерация

308503 Белгородская обл., Белгородский р-н, п. Майский, ул. Вавилова, 1

² Белгородский государственный национальный научно-исследовательский университет, Российская Федерация

308015 Белгород, ул. Победы, 85

³ Государственная экологическая академия последипломного образования и управления, Украина

3035 г. Киев, ул. Липковского, 35

¹ Доктор сельскохозяйственных наук, профессор

E-mail: dutov_bsau@mail.ru

² доктор географических наук, профессор

E-mail: liset@bsu.edu.ru

² Кандидат сельскохозяйственных наук

E-mail: sergiy.dubchak@yahoo.com

Аннотация. Рассмотрены современные инвайронментально-биологические подходы к подбору полевых сельскохозяйственных культур для выращивания на радиоактивно загрязненных территориях. Установлено, что насыщением севооборотов сельскохозяйственными культурами, которые отличаются потенциально невысокой способностью к накоплению ¹³⁷Cs, можно значительно расширить ареал использования радиоактивно загрязненных земель для производства гарантированно безопасной продукции. Проанализировано влияние арбускулярных микоризных грибов на поступление радиоцезия к растениям. Установлена способность арбускулярной микоризы существенно модифицировать накопления радиоцезия сельскохозяйственными культурами.

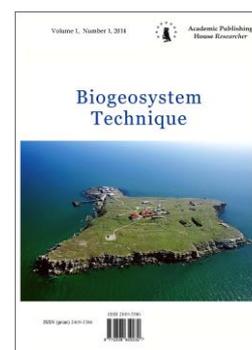
Ключевые слова: экологизация земледелия, радиоцезий, сельскохозяйственные культуры, радиоактивно загрязненные территории, арбускулярные микоризные грибы, микоризная колонизация.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 49-64, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.49
www.ejournal19.com



UDC 631,485

Duration Estimating Spending Soil under Active Development of Erosion Processes

¹ Fedor N. Lisetskii
² Aleksandr N. Muntian
³ Ksenija V. Zholumskaya

¹ Belgorod State National Research University, Belgorod, Russia
308015 Belgorod, st. Victory, 85

² Republican Scientific-Research Institute of Environment and Natural Resources, Bendery,
Moldova

¹ Doctor of Geographical Sciences, Professor
E-mail: liset@bsu.edu.ru

² Leading Researcher

E-mail: piter504@mail.ru

³ E-mail: zholumskaya@list.ru

Abstract

Preconditions of formation of soil conservation farming systems and prospects of irrigation reclamation development in the context of active manifestations of water erosion (for example, strongly dissected the central part of the Republic of Moldova) were investigated. It was found that over the past 20 years due to the intensification of agricultural production, the use of heavy equipment and the use of irrigation washability value of land increased by 1.5-2 times. It is shown that within the subsystem slope position-dynamic type agrolandscapes units have views of the landscape rather narrow bands. Their boundaries can be justified not only by the methods of landscape mapping, but also with the help of an integrated indicator of the potential duration of soil consumption, which includes stock assessment of soil resources and resource velocity forming and soil-destroying processes. This approach is complemented by the use of a series of micro-climatic irregularities card (first of all, heat and moisture) with quantitative gradation in the legend, and executed with the help of geographic information technologies allows for typing agroecological land and determine the most rational location for eco-restoration measures. As a result, the integrated application of biogeosystem-technology methods, adaptive-landscape approaches to land management in the face of strong manifestation of erosion there are new opportunities for controlling soil expenditure within the boundaries of landscape strips as the operating units contour-reclamation organization of agricultural landscapes to ensure the conditions of ecological rehabilitation of degraded land in the conservation mode, or annealing, as well as the creation of conditions for the conservation of biological diversity.

Keywords: soil erosion; soil formation; land irrigation; erosion control reclamation.

Введение

Общепринятая практика противоэрозионного проектирования структуры агроландшафтов основана на сопоставлении расчетных величин смыва почв с допустимыми потерями, которые часто определяют на основе скорости формирования гумусового горизонта почв. При таком (оценочно-процессном) подходе остается в стороне оценка почвенного ресурса, дискретно распределенного в пространстве из-за многообразия комбинаций почвенно-формирующих и почвенно-деградационных процессов. Поэтому в целях выработки сценариев дальнейшего использования почвенно-земельных ресурсов, обоснования границ технологических групп земель при землеустроительном проектировании и расчета прогнозной оценки потенциальной длительности расходования почвы при постоянной среднемноголетней величине смыва необходима разработка и апробация комплексных показателей, которые интегрируют информацию о запасах почвенных ресурсов и скоростях ресурсоформирующих и почвообразующих процессов.

Исследуемая территория представляет собой полигон площадью около 1900 км², расположенный в центральной части Республики Молдова. С севера полигон ограничен рекой Бык, с юга и востока – реками Ботна и Днестр соответственно. Западная граница пролегает по линии, проведенной между истоком реки Ботны и средним течением реки Бык. Регион входит в состав Нижнебыковской равнины и вблизи истоков Ботны вдается в Центрально-Молдавскую возвышенность [1]. Средняя абсолютная высота составляет 125 м, у довольно изолированных плакоров отметки высот колеблются от 200 до 260 м, но отдельные останцы возвышаются до 300 м, максимальная высота в пределах региона – 335 м (рис. 1).

Наибольшее распространение получил овражно-балочный тип рельефа, формирование которого началось в верхнем плиоцене [2]. Этапы развития эрозионно-денудационного рельефа зафиксированы в виде надпойменных террас, число которых для рек Ботна и Бык по разным источникам [2, 3] варьирует от 4-5 до 8.

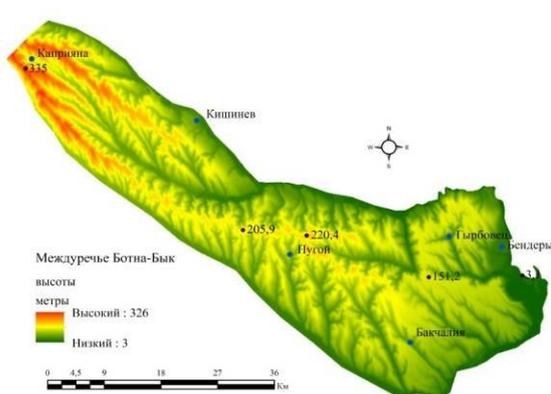


Рис. 1. Орографические особенности междуречья Ботна-Бык

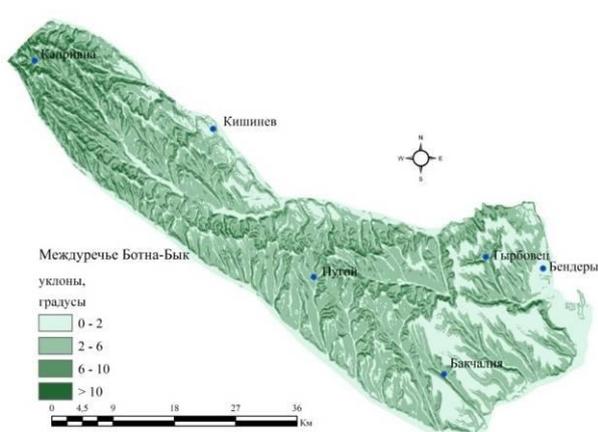


Рис. 2. Распределение уклонов на территории междуречья Ботна-Бык

Рассматриваемый участок в пределах Нижнебыковской равнины входит в Пугойский (Быковский) геоморфологический район, в пределах которого выделяют [4] долинно-террасовый генетический тип аккумулятивного рельефа, в том числе голоценовую пойму и неоплейстоценовые террасы, а также долинно-террасовый генетический тип денудационного рельефа.

По причине колебательного характера тектонических движений глубинная эрозия неоднократно сменялась аккумуляцией, что привело к террасированию долин. В долине реки Днестр насчитывается более 10 террас. На межбалочных пространствах в виде изолированных плато представлен наиболее древний уровень – аллювиальная позднеплиоценовая поверхность выравнивания. В целом территория имеет высотные отметки на уровне поверхности (раннечетвертичной) террасы и ниже. Это позволяет утверждать, что в четвертичный период междуречье неоднократно затоплялось речными

разливами и перекрывалось новыми осадками, преимущественно субаквального происхождения. Средние и нижние (начиная с надпойменной) террасы Днестра, в основном, сложены лессовидными суглинками или лессами. Эти отложения охватывают также водораздельные пространства и террасы притоков Днестра.

По мере накопления лессовидных пород шел процесс их разрушения, смещения по склонам и вторичного отложения на склонах долин и балок в виде делювиальных лессовидных суглинков. Мощность их на нижних частях склонов достигает 10-20 м, уменьшаясь к верхней бровке до 1 м.

Среди современных факторов развития водной эрозии почв одним из ключевых является сложный рельеф территории (рис. 1). Глубина вертикального расчленения достигает 100-200 м, что согласно [5] способствует сильному и очень сильному проявлению эрозии. Установлено [6], что густота овражной сети и скорость роста оврагов именно в этих геоморфологических районах наибольшие. Распределение территории по уклонам (до 2° – 29% площади, 2-6° – 50%, 6-10° – 18%, больше 10° – 3%) показывает, что значительные площади заняты пологими (до 6°) склонами, но немало и покатых склонов (рис. 2).

Среди почвообразующих пород доминируют тяжелые лессовидные суглинки (67%). Почвенный покров (рис. 3) почти на 90% представлен подтипами черноземов с территориальным преобладанием обыкновенных и карбонатных (вместе – 56,2% площади). Но на отрогах Центральной Молдавской возвышенности распространены также серые лесные и бурые лесные почвы.

Карбонатные черноземы характеризуются наличием карбонатов в поверхностном слое, щелочной реакцией по всему профилю, повышенным известковым потенциалом, заметной оглиненностью профиля, незначительной гумусированностью при довольно большой мощности гумусового горизонта. Обыкновенные черноземы отличаются от карбонатных лучшей оструктуренностью. С глубины 50-60 см различия между обыкновенными и карбонатными черноземами по морфологии, вещественному составу и свойствам сглаживаются. Различия между этими двумя подтипами черноземов реализуются и в такой интегральной характеристике как противоэрозионная стойкость почв. Оценка влияния генетического типа почв на процессы эрозии показала, что в зональном ряду почв Молдовы черноземы карбонатные характеризуются величиной относительного смыва почвы 1,5, если смыв на черноземах обыкновенных и типичных принять за 1.

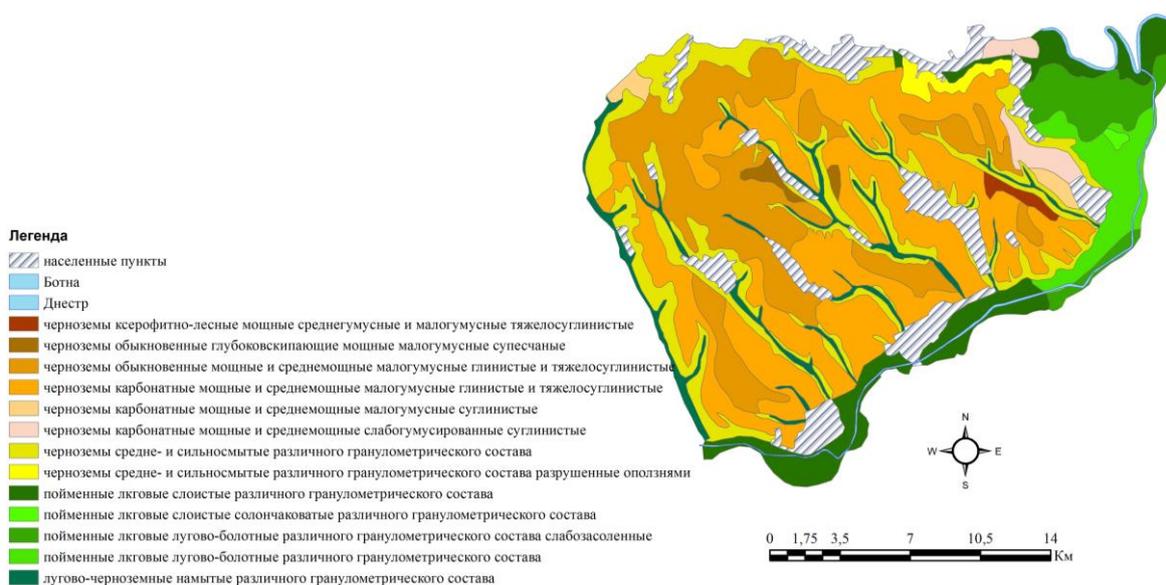


Рис. 3. Распределение почв по территории междуречья Ботна-Бык

Особенности геоморфологического строения территории республики (чередование низменных всхолмленных равнин с возвышенностями, быстрое изменение высот на

сравнительно коротких линейных расстояниях и др.) в значительной мере осложняют широтную зональность почвенного покрова. В итоге, четко выражена высотная дифференциация почв. На склонах Молдовы среди морфологических единиц ландшафта наиболее репрезентативной является единица ранга ландшафтной полосы. Это природный территориальный комплекс, состоящий из закономерного сочетания морфологически однородных урочищ в пределах одного геоморфологического комплекса и одинаковых условий макроэкопозиции. По сути, каждая ландшафтная полоса отражает определенный гипсометрический уровень развития эрозионных процессов. Как правило, на одних и тех же материнских породах, но в различных условиях рельефа и при разных характеристиках стока формируется определенная последовательность почвенных разновидностей – катена, катенарный комплекс. Как на водораздельных пространствах с большими абсолютными высотами по сравнению с более низкими водоразделами, так и на водоразделах по сравнению со склонами, длительность почвообразования была более значительной, что нашло отражение и во многих параметрах почв. В пределах одного склона в результате преимущественного развития процессов смыва формируется однофакторная почвенная комбинация – *сочетания (вариации)* почв разной степени смытости.

Факторы развития водно-эрозионных процессов, включая высокую степень земледельческого освоения (57 % пашни), привели к тому, что эродированные черноземы всех категорий занимают более 30 % территории (рис. 3), и, хотя преобладают слабосмытые их разновидности (более 16 %), но почти такая же площадь приходится на почвы более высоких степеней эродированности, а также на земли, сильно пораженные оврагами [7]. Современное состояние почвенного покрова в бассейне Днестра оценивается как неудовлетворительное приблизительно на 35 % площадей, а как критическое – на 5 % [8].

Другим, не менее важным, фактором эрозии является климат. Особенности климатических условий во многом определяют направленность и темпы развития эрозионных процессов. При этом они не одинаково протекают как по сезонам года, так и на отдельных территориях. Район исследования относится к зоне недостаточного увлажнения. Такой неблагоприятный режим выпадения осадков способствует развитию, как эрозионных процессов, так и почвенной засухи.

Средние годовые суммы осадков региона варьируют в пределах 489-533 мм, причем из них около 80 % приходится на период с температурами воздуха выше 10°. В весенне-летний период большая часть осадков выпадает в виде ливней, наблюдаемый суточный максимум по метеостанции «Кишинев» на 8 июля 1948 г. составил 218 мм [9]. В целом условия увлажнения, особенно в экстремальные годы, довольно жесткие и могут изменяться более чем в 2 раза (от 316 мм в засушливые годы до 853 мм – во влажные).

В годы с обильными ливневыми осадками создается потенциальная опасность возникновения поверхностного смыва, а в годы с малым количеством осадков возрастает опасность сильных засух. Как правило, период максимального количества осадков совпадает с периодом наиболее высоких температур, что вызывает большие потери на испарение, которое часто усиливается низкой относительной влажностью воздуха. Если зимой относительная влажность составляет 60-90 %, то летом она уменьшается до 50-60 %. Вероятность засухи в теплый период в среднем составляет 30-35 %.

В качестве характеристики эрозионной опасности климата в связи с неравномерным распределением осадков внутри года может быть использован плювиометрический коэффициент В.В. Сластихина [10], который определяется по следующей формуле:

$$P = K \frac{m}{M},$$

где m – среднемесячные осадки, в мм; M – среднегодовые осадки, в мм; K – показатель продолжительности расчетного периода.

Наивысшие значения плювиометрического коэффициента (> 1) для ряда пунктов Молдавии соответствуют периоду с мая по август. В этот период, который условно назван «эрозионно опасным», наиболее отчетливо наблюдается проявление эрозионных процессов. Для зимних месяцев значения плювиометрических коэффициентов в 2 раза меньше, чем для июня. Попутно отметим, что месячные суммы осадков дают лишь самое общее представление об эрозионной опасности территории. Поэтому плювиометрический

коэффициент не отражает количественной стороны влияния осадков на эрозию и может быть использован лишь для общей характеристики на начальных этапах исследований.

Огромное влияние на формирование поверхностного стока и смыва оказывает интенсивность и характер выпадения осадков. Наиболее опасны в эрозионном отношении ливни (дожди с интенсивностью более 0,05 мм/мин). Для ливневых осадков характерна пятнистость, наличие ливневых зон и зон слабых осадков со скачкообразным переходом от одних к другим, а также существенное снижение интенсивности с увеличением продолжительности. Средняя интенсивность особо обильных дождей сравнительно невелика, поскольку ливни часто чередуются со слабыми дождями. Наиболее часты ливни со средними интенсивностями за ливень равными 0,1-0,5 мм/мин. Самые большие величины интенсивности достигают 0,6-1 мм/мин.

Атмосферные жидкие осадки разной интенсивности в вегетационный период разрушают поверхностный слой почвы в различной степени. Обложные дожди, у которых средний диаметр капель не более 1 мм, незначительно воздействуют на него: масса перемещения частиц почвы при таких дождях не превышает 9,8 т/га, тогда как при ливневых осадках масса частиц достигает 97 т/га [11].

Продолжительность ливневой части, в течение которой осуществляется интенсивный поверхностный сток и смыв почвы, колеблется от 0,6 до 1,6 часа. Некоторые ливневые дожди имеют эрозионную опасность большую, чем все дожди одного года и даже нескольких лет. К таким ливням относится дождь продолжительностью 3,5 часа, максимальной интенсивностью 2,58 мм/мин, а средней – 0,26 мм/мин. (Кишинев, 29.06.1964 г.). Максимальная интенсивность (10,7 мм/мин) зарегистрирована во время ливня, выпавшего 20 июня 1959 года в с. Валя Сатулуй.

В годовом ходе интенсивности осадков минимум наблюдается в январе, максимум – почти по всей территории приходится на июнь. В отдельные годы, как минимум, так и максимум осадков могут быть сдвинуты на другие месяцы.

По данным метеостанции «Кишинев» максимальное количество осадков приходится на июнь только в 33 % лет, на июль – в 22 % лет, а в остальные годы приходится на разные месяцы года. Месячный максимум осадков колеблется на территории в пределах 55-85 мм, а месячный минимум – 15-30 мм. Средняя годовая амплитуда осадков колеблется от 35 до 55 мм.

Изменчивость сумм осадков в многолетнем режиме очень велика. В отдельные годы количество осадков может отклониться от среднего многолетнего значения на $\pm 200-300$ мм и более. В 30-40 % периода наблюдения с 1891 по 2013 гг., отклонения от годовой суммы осадков превышают 100 мм.

Таким образом, осадки, выпадающие на территории Молдовы, имеют различный характер внутригодового распределения. В летнее время осадки выпадают преимущественно в виде ливней. Ливни летом выпадают в среднем 1-2 раза в месяц, что является мощным фактором развития эрозии. Осенью большинство дождей имеют обложной характер. В среднем за год выпадает 62 % жидких, 11 % смешанных и 7 % твердых осадков.

Благоприятные условия тепло- и влагообеспеченности междуречья Ботна-Бык определяют довольно высокие значения энергетического потенциала почвообразования (Q (по Волобуеву)): на большей части территории величина Q находится в диапазоне от 1120 до 1160 МДж/(м²-год) [12]. Однако на начало XXI века в регионе отмечается преобладание антициклонального типа погоды, которое отражается в уменьшении годового количества осадков, росте температуры воздуха, уменьшении годовой средней скорости ветра, уменьшении количества пасмурных дней, росте средней годовой амплитуды температуры воздуха [13].

Посредством динамического моделирования на базе имитационной компьютерной системы к 2021–2050 году, в рамках стабилизационной проекции климата (RCP 4.5), на летний период спрогнозирован рост средней температуры воздуха на 1,7 °С, снижение суммарного количества осадков на 32 мм, коэффициента увлажнения за вегетационный период с 0,69 до 0,57 [8].

Следует отметить, что для летних месяцев ожидается [14] 20-30 %-ное уменьшение частоты суточных осадков при 5-10 %-ном усилении их интенсивности. Вышеперечисленные тенденции ожидаемо приведут к аридизации климата и повышению эрозионной опасности региона.

Сложившиеся климатические условия в совокупности с ожидаемыми изменениями климата обусловили рассмотрение вопроса о развитии искусственного орошения. По данным Земельного Кадастра и Бюро Национальной статистики Молдовы пригодные для полива земли составляют 225 тыс. га, или 11,2 % земель сельскохозяйственного назначения [8]. Однако, согласно данным региональных исследований [15, 16], орошение, как традиционное, так и капельное способствует деградации структурного состава почвы. Возрастают пептизация глинистых частиц, объемная масса и уплотненность почвы и снижаются водопрочность агрегатов, аэрация почвы, водопроницаемость почвы.

Отдельное внимание при орошении должно уделяться качеству воды, ввиду того что в условиях дефицита пресной речной воды орошение подземными водами любой степени минерализации со временем приводит, согласно исследованиям [17], к геохимической трансформации почв, выраженной в накоплении водорастворимых солей в почве. Таким образом, развитие систем орошения региона должно происходить в рамках внутрипочвенной импульсной континуально-дискретной парадигмы ирригации, позволяющей согласно исследованиям [18, 19], минимизировать трансформацию почв в результате орошения и обеспечить долговременное сохранение исходных геосистем орошаемых почв, ландшафтов и прилегающих территорий.

Имеющийся агропотенциал изученной территории, и текущая краткосрочная динамика климата позволяют предложить оптимистичный сценарий регионального развития на ближайшее время. Но непременным условием реализуемости такой стратегии является внедрение эффективных почвозащитных адаптивных систем земледелия. Кроме стандартных ингредиентов систем земледелия, ввиду критически большой интенсивности расходования почвы в условиях активного развития эрозионных процессов на Южно-Молдавской холмисто-увалистой равнине, приближения почвообразующих пород к дневной поверхности, особенно с учетом того, что это явление дифференцировано в пространстве, следует ориентироваться на принципиально новые возможности синтеза агропочв, которые дает биогеосистемотехника [20].

Наряду с известной отечественной разработкой – щелеванием (по возвращении термина из-за рубежа в СССР, затем в РФ, получило распространение более позднее заимствование – чизелевание, от слова *chisel* – долото) для увеличения глубины корнеобитаемого слоя, следует ориентироваться также на новую отечественную разработку – внутрипочвенное роторное фрезерование почвы. Оно обеспечивает наращивание почвы, долгосрочную направленность ее устойчивой агроэволюции, длительный агрономический и ландшафтно-экологический эффект [21]. Также возможно более эффективное, чем это обеспечивают стандартные технологии, размещение мелиорантов, структурообразователей, отходов во внутренних слоях почвы в процессе ее обработки [22].

Климатические условия юга Восточно-Европейской равнины обуславливают необходимость развития орошения. Условием реализации оптимистической стратегии является такое развитие ирригации, при котором будет заложен отказ от стандартной гравитационной фронтальной парадигмы ирригации [23, 24]. Она ведет к избыточному увлажнению, что опасно при высокой степени расчленения земельного фонда. Разработанные в 60-х годах XX века в СССР [25] капельное, капельное внутрипочвенное орошение имеют дополнительное ограничение – значительную неравномерность давления вдоль капельной линии и как следствие – разную интенсивность подачи воды через отдельные капельницы и неравномерность полива [26]. Стандартные способы ирригации ведут к опасным почвенным [27, 28], ландшафтными, бассейновым, гидрологическим [29, 30], геохимическим, климатическим последствиям по всему миру: США [31], Индия, Китай и другие страны.

В свете вышесказанного, в условиях широкого развития эрозионно опасного рельефа, специфики почвенно-климатических условий предъявляются особые требования к эффективности противоэрозионных комплексов в Приднестровье как при организации

территории в ходе землеустроительных действий, так и при проектировании оросительных систем. Таким образом, имеющийся агропотенциал территории и направленные изменения климата определяют необходимость внедрения эффективных почвозащитных адаптивных систем земледелия.

Методика

В пределах склоновой подсистемы агроландшафта единицы позиционно-динамического типа ландшафтной дифференциации выделяют таким образом, чтобы в их пределах интенсивность современных природных процессов была близкой и однотипной по динамическим показателям. Границы при позиционно-динамической структуризации ландшафта проводят в местах наибольших градиентов горизонтальных потоков – по каркасным линиям рельефа (водораздельной линии, тальвегу, бровке, подошве склона, линиям его перегибов). Территориальные единицы этого типа структуры часто имеют форму полос, почему и были названы Г.И. Швобсом [32] ландшафтными полосами, хотя в некоторых случаях они принимают изометрическую или кольцевую форму. В пределах одной ландшафтной полосы горизонтальные потоки, включая сток воды и наносов, однонаправлены и во всех точках имеют одинаковые градиенты.

Границы ландшафтных полос можно обосновать не только методами ландшафтного картографирования, но и при помощи комплексных показателей, которые включают оценки запасов почвенных ресурсов и скоростей ресурсоформирующих и почворазрушающих процессов. Предлагается использовать показатель потенциальной длительности расходования почвы при постоянной среднемноголетней величине смыва (T , годы), который рассчитывается по формуле:

$$T = \frac{10\gamma(H_{исх} - H_{опт})}{V_{э} - V_{п}}, \quad (1)$$

где γ – плотность сложения почвы, т/м³; $H_{исх}$ – исходная (фактическая) мощность гумусового горизонта, мм; $H_{опт}$ – средневзвешенное значение оптимальной мощности гумусового горизонта, учитывающее состав сельскохозяйственных культур в севообороте, мм (определяется по опытным данным либо может быть рассчитано по зависимости, отражающей изменение урожая 15 основных сельскохозяйственных культур от мощности гумусового горизонта [33]); $V_{э}$ – среднегодовой модуль потенциального смыва почвы, т/га; $V_{п}$ – средние многолетние скорости почвообразования, т/га.

При сложившейся специализации растениеводства структуру посевов, оценку почвозащитной способности сельскохозяйственных культур (для последующей оценки их требований к почвенному плодородию через $H_{опт}$) оптимально отслеживать с помощью средств дистанционного зондирования Земли, а результаты структурировать в специализированной базе данных [34].

В отличие от часто практикуемого в противоэрозионном проектировании подхода, использующего прямое сопоставление интенсивности смыва (или выдувания) почвы со скоростью почвообразовательного процесса, расчетная формула комплексного показателя потенциальной длительности расходования почвы по формуле (1) относится к особой группе методик, которые включают помимо скоростей ресурсоформирующих и почворазрушающих процессов также оценку запасов почвенных ресурсов.

Потенциальный смыв почвы оценивали по формуле RUSLE [35]:

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P, \quad (2)$$

где A – среднее расчетное количество теряемой почвы в год на единицу площади т/га в год; R – коэффициент эродирующей способности осадков; K – коэффициент эродируемости почвы; L – коэффициент длины; S – коэффициент уклона; C – коэффициент растительного покрова и севооборотов; P – коэффициент охраны почв.

Результаты и обсуждение

Ранее [24] по датированным почвам Молдовы выполнена оценка среднемноголетних скоростей почвообразования и установлены различия почвообразовательного потенциала в лесостепной и степной частях Днестровско-Прутского междуречья. В первые 3000 лет

черноземы южно-степной подзоны имеют наибольшие скорости формирования гумусового горизонта (0,15-0,18 мм/год) и быстрее, чем другие подтипы, достигают его равновесной мощности, что подтверждает мнение [36] о том, что карбонатные черноземы являются почвой, которая среди других подтипов черноземов обладает наибольшими скоростями воспроизводства. Опираясь на результаты расчетов по моделям формирования гумусового горизонта черноземов Молдовы, определен [37] по оценке максимальных скоростей почвообразования следующий убывающий ряд: черноземы южно-степной подзоны (до 0,18 мм/год) → черноземы северо-степной подзоны (до 0,14 мм/год) → черноземы Северо-Молдавской лесостепной провинции (до 0,09 мм/год).

Показатель потенциальной длительности расхождения почвы, рассчитанный с включением в формулу (2) среднегодового модуля потенциального ливневого смыва почвы по модели RUSLE (формула 3), апробирован для условий расчлененных ландшафтов междуречья Ботна-Бык. На основе модели RUSLE дана оценка эрозионной силы осадков изучаемой территории (рис. 4), эрозионной устойчивости почв (рис. 5) и значения рельефной функции (рис. 6).

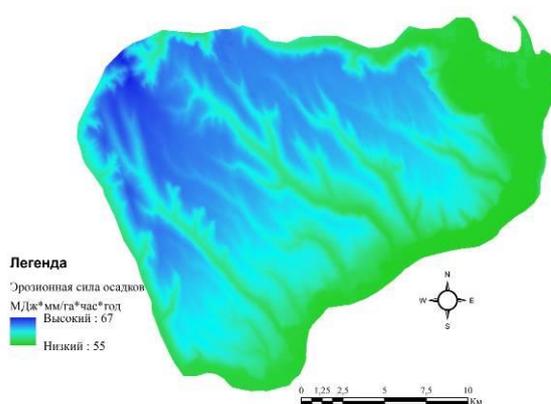


Рис. 4. Эрозионная сила осадков междуречья Ботна-Бык

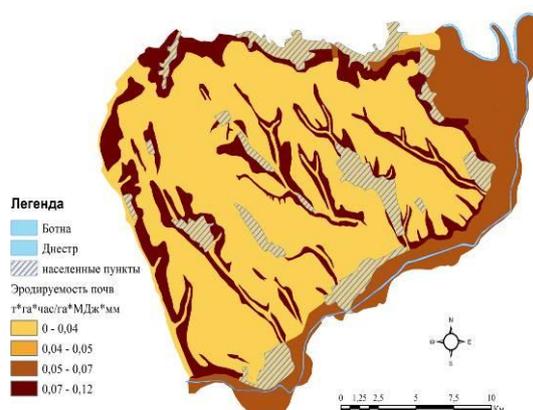


Рис. 5. Эродруемость почв междуречья Ботна-Бык

Расчет эрозионной силы осадков проводился по среднемесячным данным основных метеорологических величин [9]. При картографировании учитывалась дифференциация количества осадков в соответствии с их высотной зависимостью, выведенной для МССР [7]. Эродруемость почв определена по уравнению RUSLE на основе их гранулометрического состава.

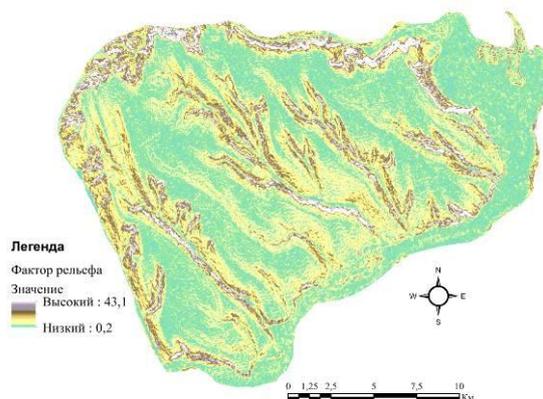


Рис. 6. Значение рельефной функции на территории междуречья Ботна-Бык

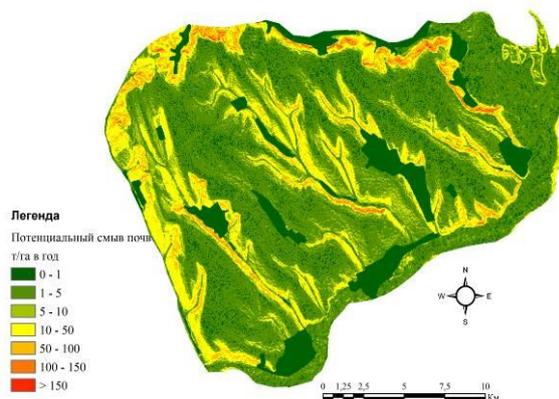


Рис. 7. Потенциальный смыв почв на территории междуречья Ботна-Бык

В условиях расчлененного рельефа междуречья Ботна-Бык обособляются (и через морфологическую структуру, и функционально) каскадные ландшафтно-геохимические системы, сопряженные потоками вещества и энергии, которые на уровне подтипов могут

быть названы элювиальными, элювиальными слабого транзита, транзитными, элювиально-гидроморфными, транзитно-гидроморфными и гидроморфными ландшафтными полосами.

При анализе пространственной картины распределения потенциальной длительности расхождения почвы (рис. 8) выделяются ареалы линейной протяженности, которые коррелируются с ориентацией изогипс и формируют ландшафтные полосы как операционные единицы для земледелия с контурно-мелиоративной организацией агроландшафтов.

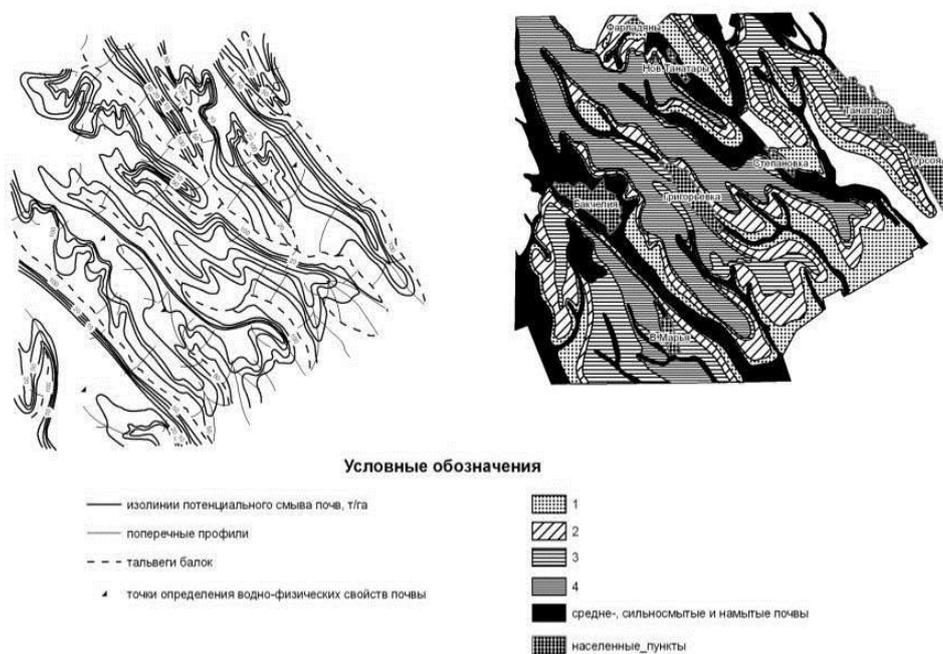


Рис. 8. Распределение потенциальной длительности расхождения почвы (годы) при постоянной среднемноголетней величине смыва на территории междуречья Ботна-Бык. Длительность использования почвенного ресурса: 1 – менее 200 лет; 2 – 200-500 лет; 3 – 500-600 лет; 4 – 600 и более лет

Пространственная картина распределения показателя потенциальной длительности расхождения почвы (T) позволяет определить территории для двух типов экологической реабилитации деградированных земель и/или занимающих позиции с наибольшей эрозийной опасностью ($T < 200$ лет): 1) конверсии сельскохозяйственных угодий в несельскохозяйственные земли (режим консервации); 2) ренатурационного (почвовосстанавливающего) земледелия.

Особый интерес представляет вопрос воздействия искусственного орошения на противоэрозионную стойкость почв. В этой связи в междуречье Ботна-Бык проведены полевые исследования в районе с. Урсоая, с. Танатары, пос. Фарладены и с. Григорьевка. Опыты по искусственному дождеванию проводили в июне-сентябре 1988 г (табл. 1).

В таблице приняты следующие условные обозначения: K – коэффициент структурности [38]; K_B – коэффициент водопрочности; S – комковатость (как индикатор ветроустойчивости почв); K_A – коэффициент микроагрегированности; d – средневзвешенный диаметр водопрочных агрегатов, мм; k_0 – интенсивность впитывания, мм/мин; ρ_0 – мутность потока, г/л; R_0 – расход наносов (смываемость почвы), г/см.

Таблица 1

Физико-химические свойства почв и их противозерозивная устойчивость на площадках искусственного дождевания (Молдова, Каушанский район, июнь-сентябрь 1988 г.)

Расположение площадок	Агрофон	Мощность, А+АВ, см	Содержание, %		Поглощенные основания, мг-экв на 100 г		рН вод.	К	S	Ca	d	Месяцы	k ₀	ρ ₀	R ₀	K _к
			гумуса	CaCO ₃	Ca	Mg										
Чернозем карбонатный тяжелосуглинистый слабосмытый (неорошаемый)																
Приводораздельный склон б. Урсоя	кукуруза	62	2,16	3,61	21,8	4,4	7,75	4,3	44,3	0,42	0,30	VI VII	0,50 0,66	6,95 10,20	0,24 0,38	67,9 61,4
Чернозем карбонатный тяжелосуглинистый слабосмытый (орошаемый)																
Там же	кукуруза	90	2,33	3,09	22,4	2,8	7,70	6,7	56,0	0,38	0,45	VI VII IX	0,58 0,70 0,18	4,84 16,65 6,91	0,24 1,04 0,19	46,2 65,8
Чернозем карбонатный тяжелосуглинистый сильносмытый (орошаемый)																
Там же	яч. ячмень с подсевом люцерны	36	2,04	8,58	21,2	8,4	7,75	12,3	64,0	0,43	0,55	VI VII	0,60 0,18	3,87 7,54	0,16 0,43	67,4 63,3
Чернозем карбонатный тяжелосуглинистый (неорошаемый)																
Водораздел междуречья Ботна-Бык	кукуруза	120	3,02	3,61	24,4	7,2	7,65	8,3	54,6	0,44	0,88	VI VII	0,31 0,74	6,75 18,95	0,17 0,59	64,2 66,9
Чернозем карбонатный тяжелосуглинистый (орошаемый)																
Там же	картофель	120	2,65	2,57	25,4	4,8	7,65	7,9	56,3	0,43	0,54	VI VII IX	0,20 0,30 0,40	3,00 19,49 8,30	0,24 1,08 0,22	27,4 53,0

Согласно таблице 1, средняя величина смываемости почвы для несмытых карбонатных черноземов составляет 0,21 г/см, для слабосмытых – 0,32 г/см, а для среднесмытых – 0,41 г/см. Сопоставление результатов смываемости почв, определенных Г.И. Швобсом [39] и данными таблицы 1 позволяют сделать вывод, что ее значения за 20 лет увеличились в 1,5 раза для несмытых, в 2 раза – для слабосмытых и среднесмытых.

Таким образом, увеличение интенсификации производства, использование тяжелой техники и применение орошения вызывают уменьшение противозерозивной стойкости почв на территории междуречья Ботна-Бык.

В связи с вышеуказанным, на части территории, сильно пораженной овражной эрозией, следует предусмотреть эколого-реставрационные мероприятия, нацеленные на создание буферных зон или коридоров экологической сети разного уровня, что будет способствовать сохранению биологического разнообразия [40]. Ландшафтные полосы в пределах склоновых местоположений могут быть обоснованы и в результате агроландшафтного картографирования, но количественная оценка процессов формирования-разрушения почвенного профиля, а также составление серии карт микроклиматических неоднородностей (прежде всего, тепло- и влагообеспеченности) с легендами по количественным грациям, уже успешно реализованные с помощью ГИС-технологий для агроэкологической типизации земель, в целом дают более прецизионные решения.

Заключение

Для обеспечения ландшафтной адаптации ирригации, уменьшения интенсивности расходования почвы, сохранения и расширенного воспроизводства плодородия земель, устойчивости ландшафтов, экономии пресной воды следует переходить к внутрипочвенной импульсной континуально-дискретной парадигме ирригации [41]. Принципиальная ее новизна состоит в том, что открывается возможность поддерживать в почве термодинамический потенциал воды в диапазоне от -0,1 МПа до -0,4 МПа за счет ее подачи внутрь почвы дискретными импульсами. Это позволяет избежать избыточного переувлажнения, сосредоточенных непроизводительных преференсных потоков воды из почвы, обеспечить потребление воды растениями в комфортном диапазоне устьичного регулирования расхода воды при органогенезе [42], опереться на внутрипочвенное роторное фрезерование почвы, утилизацию вещества при фертигации, эффективно использовать возможности гидрогелей [43]. При имеющейся водности источников орошения возможная площадь ирригации может быть многократно больше за счет меньшего расхода пресной воды.

Комплексное применение методов биogeосистемотехники, адаптивно-ландшафтных подходов к организации землепользования в условиях активного проявления эрозионных процессов обеспечат новые возможности в урегулировании пространственного распределения оценок потенциальной длительности расщедования почвы и ландшафтных полос как операционных единиц контурно-мелиоративной организации агроландшафтов, в обеспечении условий для экологической реабилитации деградированных земель в режиме консервации или ренатурации, в повышении эффекта от эколого-реставрационных мероприятий, и создании условия для сохранения биологического разнообразия. Будет обеспечена востребованность агроландшафтного картографирования, ГИС-технологий для прецизионных решений агроэкологической типизации земель.

Исследование выполнено при финансовой поддержке РФФИ в рамках научного проекта № 16-35-50009.

Примечания

1. Boboc N., Mişul E., Sîrodov Gh. Единицы рельефа. Масштаб 1: 1 500 000. Кишинев: Институт экологии и географии АНМ, 2006. 120 с.
2. Билинкис Г.М., Друмя А.В., Дубиновский В.Д., Покатилов В.П. Геоморфология Молдавии. Кишинев: Штиинца, 1978. 188 с.
3. Билинкис Г.М., Буткачук П.Д., Дубиновский В.Д., Покатилов В.П., Чебану Е.Ф., Гуйван П.Е., Ефимова З.Г., Зимовец И.Г. Геоморфологическая карта МССР. Масштаб 1: 200 000. Кишинев: Институт геофизики и геологии АН МССР, 1985. 112 с.
4. Мунтян А.Н., Захаров Д.С. Применение геоинформационных технологий для дифференциации генетических типов рельефа долинно-речных комплексов (на примере нижнего Днестра) // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Серия Естественные науки. 2014. № 10. С. 166-173.
5. Chiobotaru V., Ivanovitchi C., Constantinov I., Zagarovski V., Ceban P., Ţăganok V., Krupenikov Ig., Andrieş S., Donos T., Kuharuk E., Marinescu C., Revenco E., Ursu A., Jiugău G., Burlacu I., Ungureanu V., Sugaeva T. Buletin de monitoring ecopedologic (pedoerozional) ediţia a treia: red. resp. S. Andrieş, resp. de ediţie D. Balteanschi. Chişinău: Institutul de Ştiinţifice şi Proiectări Tehnologice pentru Pedologie, Agrochimie şi ameliorarea Solurilor «N. Dimo», 1996. 85 p.
6. Билинкис Г.М. Неотектоника Молдавии и смежных районов Украины. Кишинев: Штиинца, 1971. 152 с.
7. Крупеников И.А., Урсу А.Ф. Почвы Молдавии. Т. 2. Кишинев: Штиинца, 1985. 240 с.
8. Коробов Р., Тромбицкий И., Сыродоев Г., Андреев А. Уязвимость к изменению климата: Молдавская часть бассейна Днестра: Монография междунар. асоц. хранителей реки Eсо-Tiras. Кишинев: Б.И., 2014. 336 с.
9. Справочник по климату СССР, вып. 11, ч. IV влажность воздуха, атмосферные осадки, снежный покров; под ред. Г.Ф. Лассе. Л.: Гидрометеорологическое изд-во, 1968. 127 с.
10. Сластихин В.В. Вопросы мелиорации склонов Молдавии / В.В. Сластихин. – Кишинев: «Карта Молдовеняскэ», 1964. 212 с.
11. Сластихин В.В., Гаврилица А.О. Воздействие искусственного дождевания и атмосферных осадков на поверхность водосбора // Гидрология малых водосборов. – Кишинев: Штиинца, 1978 – С. 19-36.
12. Лисецкий Ф., Сыродоев Г., Голусов П., Марциневская Л., Нарожняя А. Климатическая обусловленность формирования зональных почв Молдовы // Descrierea CIP a Camerei Naţionale a Cărţii Universitatea Agrară de Stat din Moldova. Lucrări ştiinţifice: [in vol.] / Univ. Agrară de Stat din Moldova, Fac. de Cadastru şi Drept; red.-şef: Gh. Cîmpoieş. Chişinău: Centrul editorial UASM. Vol. 33: Cadastru şi drept / col. red. : T. Coşuleanu [et al.]. 2013. P. 76-79.
13. Кольвенко В.В., Ершов Л.В. Комплексная оценка климатических изменений в Приднестровье второй половины XX века - начала XXI века // Геоэкологические и биоэкологические проблемы Северного Причерноморья: Мат. V Междунар. науч.-практ. конф. Тирасполь, 15 ноября 2014 г. Тирасполь: Изд-во Приднестр. ун-та. 2014. С. 134-137.
14. Концепция региональной стратегии адаптации к изменению климата. Приднестровье / Общественная организация Экоспектр. Бендеры: Полиграфист, 2012. 136 с.
15. Гуманюк А.В., Пара Н.П., Погребняк А.П. Влияние факторов интенсификации земледелия на плодородие почв. Тирасполь: Литера, 2010. 216 с.

16. Кирилюк В.П., Боаге Л.В., Шалагина Н.Г. Агрофизические свойства чернозема выщелоченного и их изменение под влиянием орошения днестровской водой // Современное состояние и перспективы инновационного развития сельского хозяйства: Мат. межд. науч.-практ. конф., посвященной 85-летию со дня основания Научно-исследовательского института сельского хозяйства 16-17 нояб. 2015 г. Тирасполь: Есо-Tiras. 2015. №2. С. 482-487.
17. Боаге Л.В. Результаты исследования влияния орошения днестровской водой на основные физико-химические свойства чернозема выщелоченного // Современное состояние и перспективы инновационного развития сельского хозяйства: Мат. межд. науч. -практ. конф., посвященной 85-летию со дня основания Научно-исследовательского института сельского хозяйства 16-17 нояб. 2015 г. Тирасполь: Есо-Tiras. 2015. С. 425-428.
18. Калиниченко В.П., Минкина Т.М., Сковпень А.Н., Ендовицкий А.П., Ильина Л.П., Болдырев А.А., Рыхлик А.Э., Яценко С.А., Ермаков С.А. Обоснование и пути реализации внутрипочвенной импульсной континуально-дискретной парадигмы ирригации // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2012. № 3(07). С. 186-198.
19. Калиниченко В.П., Безуглова О.С., Солнцева Н.Г., Сковпень А.Н., Черненко В.В., Ильина Л.П., Болдырев А.А., Шевченко Д.В., Скворцов Д.А. Неблагоприятное влияние орошения на почву и возможности и перспективы применения внутрипочвенной импульсной континуально-дискретной парадигмы ирригации // Научный журнал Российского НИИ проблем мелиорации. 2012. № 2(06). С. 38-49.
20. Калиниченко В.П. Биогеосистемотехника как гносеологическая основа управления экосистемами // Живые и биокосные системы. 2012. Вып. 1. <http://www.jbks.ru/archive/issue-1/article-3>.
21. Калиниченко В.П., Шаршак В.К., Миронченко С.Ф., Черненко В.В., Ладан Е.П., Генева Е.Д., Илларионов В.В., Удалов А.В., Удалов В.В., Киппель Е.В. Изменение свойств почв солонцового комплекса через 30 лет после мелиоративных обработок // Почвоведение. 2014. №4. С. 490-506.
22. Kalinichenko V.P., and Starcev V.F. Recycling of Poultry Litter by Method of Biogeosystem Technique // International Journal of Environmental Problems. 2015. Vol 1. С. 17-48.
23. Бобченко В.И. Сочетание орошаемого и богарного земледелия // Мелиорация и водное хозяйство. 1998. № 5. С. 5-8.
24. Андреева Т.П., Стратинская Э.Н. Циклическое орошение – способ сохранения плодородия орошаемых земель // Пути повышения эффективности орошаемого земледелия. ФГНУ РосНИИПМ. Новочеркасск. 2009. Вып. 41. С. 61-68.
25. Ясонида О.Е. Капельное орошение. Новочеркасск: Изд-во Рост. ун-та, 2011. 322 с.
26. Воеводина Л.А. Влияние переполивов при капельном орошении на мелиоративное состояние земель // Пути повышения эффективности орошаемого земледелия: сб. ст. ФГНУ РосНИИПМ. Новочеркасск: Геликон. 2011. Вып. 45. С. 49-56.
27. Калиниченко В.П., Минкин М.Б. Трансформация структуры почвенного покрова при ирригации // Почвоведение. 1993. №1. С. 70-76.
28. Калиниченко В.П., Минкина Т.М., Безуглова О.С., Зармаев А.А., Романов О.В., Ким В.Ч.-Д. Концепция внутрипочвенной дискретной импульсной ирригации // Природообустройство. 2013. № 2. С. 6-11.
29. Wiß F., Stacke T., and S. Hagemann. Statistical analysis of simulated global soil moisture and its memory in an ensemble of CMIP5 general circulation models // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna. 2014. Vol. 16.
30. Агальцева Н.А., Болгов М.В., Спекторман Т.Ю., Трубецкова М.Д., Чуб В.Е. Оценка гидрологических характеристик в бассейне Амударьи в условиях изменения климата // Метеорология и гидрология. 2011. № 10. С. 58-69.
31. Carlos O., Guldan S., Fernald A., Tidwell V., Elias E., Gutierrez K., and M. Borman. Surface water and shallow groundwater interactions in semiarid agro-ecosystems of the western USA // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna. 2014. Vol. 16.
32. Швебс Г.И. Контурное земледелие. Одесса: Маяк, 1985. 56 с.
33. Лисецкий Ф.Н., Белов В.В. Принципы рационального использования почвенного ресурса в районах активного проявления эрозионных процессов // Тез. докл. III съезда

почвоведов и агрохимиков Украинской ССР. Мелиорация и охрана почв. Харьков: УНИИПА. 1990. С. 185-188.

34. Лисецкий Ф.Н., Павлюк Я.В., Самофалова О.М. Основные параметрические характеристики сельхозугодий. Свидетельство о государственной регистрации базы данных № 2015620296 от 17.02.2015 г. Дата публикации 20.03.2015 // Программы для ЭВМ, базы данных, топологии интегральных микросхем. 2015. №3. С. 95.

35. Foster G.R., Weesies G.A., Renard K.G., Porter J.P., and Yoder D.C. A Guide to Conservation Planning with the Revised Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook 703. U.S. Department of Agriculture, 1997. 385 p.

36. Лисецкий Ф.Н., Голушов П.В., Чепелев О.А. Развитие черноземов Днестровско-Прутского междуречья в голоцене // Почвоведение. 2013. № 5. С. 540-555.

37. Крупеников И.А. Черноземы Молдавии. Кишинев: Картя Молдовеняскэ, 1967. 427 с.

38. Ревут И.Б. Физика почвы. – Л.: Колос, 1972. 366 с.

39. Швец Г.И. Формирование водной эрозии стока и их оценка (на примере Украины и Молдавии). – Л.: Гидрометеиздат, 1974. 184 с.

40. Германюк Д.Д., Лисецкий Ф.Н., Сыродоев Г.Н. Овраги Кахульской равнины // Buletin Științific al Muzeului Național de Etnografie și Istorie Naturală a Moldovei. 2007. Vol. 6(19). P. 176-181.

41. Kalinichenko V.P. Patent RU № 2386243 C1. Method of intra-soil pulse discrete irrigation. IPC A01G 25/06 (2006.01) A01S 23/02 (2006.01). Patentee Kalinichenko V.P. Application number 2009102490 on 16.01.09. Published on 20.04.2010. Bull. Number 11.

42. Шейн Е.В. Математические физически обоснованные модели в почвоведении: история развития, современное состояние проблемы и перспективы (аналитический обзор) // Почвоведение. 2015. № 7. С. 816-823.

43. Okolelova A.A., Rachimova N.A., Egorova G.S., Kasterina N.G., Zaikina V. N. Influence of Hydrogels on Productivity of Light-brown Soils // International Journal of Environmental Problem. 2015. Vol. 2. P. 117-135.

References

1. Boboc N., Mițul E., and Sîrodоеv Gh. Edinicy rel'efa. Masshtab 1: 1 500 000. Kishinev: Institut jekologii i geografii ANM, 2006. 120 p.

2. Bilinkis G.M., Drumja A.V., Dubinovskij V.D., and Pokatilov V.P. Geomorfologija Moldavii. Kishinev: Shtiinca, 1978. 188 p.

3. Bilinkis G.M., Butkachuk P.D., Dubinovskij V.D., Pokatilov V.P., Chebanu E.F., Gujvan P.E., Efimova Z.G., and Zimovec I.G. Geomorfologicheskaja karta MSSR. Masshtab 1: 200 000. Kishinev: Institut geofiziki i geologii AN MSSR, 1985. 112 p.

4. Muntjan A.N., and Zaharov D.S. Primenenie geoinformacionnyh tehnologij dlja differenciacii geneticheskikh tipov rel'efa dolinno-rechnyh kompleksov (na primere nizhnego Dnestra) // Nauchnye vedomosti Belgorodskogo gosudarstvennogo universiteta. Serija Estestvennye nauki. 2014. № 10. P. 166-173.

5. Chiobotaru V., Ivanovitchi C., Constantinov I., Zagarovski V., Ceban P., Țăganok V., Krupenikov Ig., Andrieș S., Donos T., Kuharuk E., Marinescu C., Revenco E., Ursu A., Jiugău G., Burlacu I., Ungureanu V., and Sugaeva T. Buletin de monitoring ecopedologic (pederozional) ediția a treia: red. resp. S. Andrieș, resp. de ediție D. Balteanschi. Chișinău: Institutul de Științifice și Proiectări Tehnologice pentru Pedologie, Agrochimie și ameliorarea Solurilor «N. Dimo», 1996. 85 p.

6. Bilinkis G.M. Neotektonika Moldavii i smezhnyh rajonov Ukrainy. Kishinev: Shtiinca, 1971. 152 p.

7. Krupenikov I.A., and Ursu A.F. Pochvy Moldavii. T. 2. Kishinev: Shtiinca, 1985. 240 p.

8. Korobov R., Trombickij I., Syrodоеv G., and Andreev A. Ujazvimos' k izmeneniju klimata: Moldavskaja chast' bassejna Dnestra: Monografija mezhdunar. assoc. hranitelej reki Eco-Tiras. Kishinev: B.I., 2014. 336 p.

9. Spravochnik po klimatu SSSR, vyp. 11, ch. IV vlazhnost' vozduha, atmosferynye osadki, snezhnyj pokrov; pod red. G.F. Lasse. L.: Gidrometeorologicheskoe izd-vo, 1968 – 127 p.

10. Slastihin V.V. Voprosy melioracii sklonov Moldavii / V.V. Slastihin. – Kishinev: «Kartja Moldovenjaskje», 1964 – 212 p.

11. Slastihin V.V., and Gavrilica A.O. Vozdejchtvie iskusstvennogo dozhdevanija i atmosferyh osadkov na poverhnost' vodosbora // *Gidrologija malyh vodosborov*. – Kishinev: Shtiinca, 1978 – P. 19-36.
12. Liseckij F., Syrodoev G., Goleusov P., Marcinevskaja L., and Narozhnjaja A. Klimaticheskaja obuslovlennost' formirovanija zonal'nyh pochv Moldovy // *Descrierea CIP a Camerei Naționale a Cărții Universitatea Agrară de Stat din Moldova. Lucrări științifice: [in vol.] / Univ. Agrară de Stat din Moldova, Fac. de Cadastru și Drept; red.-șef: Gh. Cimpoieș. Chișinău: Centrul editorial UASM. Vol. 33: Cadastru și drept / col. red. : T. Coșuleanu [et al.]. 2013. P. 76-79.*
13. Kol'venko V.V., and Ershov L.V. Kompleksnaja ocenka klimaticheskikh izmenenij v Pridnestrov'e vtoroj poloviny XX veka - nachala XXI veka // *Geojekologicheskie i biojekologicheskie problemy Severnogo Prichernomor'ja: Mat. V Mezhdunar. nauch.-prakt. konf. Tiraspol', 15 nojabrja 2014 g. Tiraspol': Izd-vo Pridnestr. un-ta. 2014. P. 134-137.*
14. Koncepcija regional'noj strategii adaptacii k izmeneniju klimata. Pridnestrov'e / *Obshhestvennaja organizacija «Jekospekt»*. Bendery: Poligrafist, 2012. 136 p.
15. Gumanjuk A.V., Para N.P., and Pogrebnyak A.P. Vlijanie faktorov intensivacii zemledelija na plodorodie pochv. Tiraspol': Litera, 2010. 216 p.
16. Kiriljuk V.P., Boage L.V., and Shalagina N.G. Agrofizicheskie svojstva chernozema vyshhelochennogo i ih izmenenie pod vlijaniem oroshenija dnestrovskoj vodoj // *Sovremennoe sostojanie i perspektivy innovacionnogo razvitija sel'skogo hozjajstva: Mat. mezhd. nauch. - prakt. konf., posvjashhennoj 85-letiju so dnja osnovanija Nauchno-issledovatel'skogo instituta sel'skogo hozjajstva 16-17 nojab. 2015 g. Tiraspol': Eco-Tiras. 2015. №2. P. 482-487.*
17. Boage L.V. Rezul'taty issledovanija vlijanija oroshenija dnestrovskoj vodoj na osnovnye fiziko-himicheskie svojstva chernozema vyshhelochennogo // *Sovremennoe sostojanie i perspektivy innovacionnogo razvitija sel'skogo hozjajstva: Mat. mezhd. nauch. - prakt. konf., posvjashhennoj 85-letiju so dnja osnovanija Nauchno-issledovatel'skogo instituta sel'skogo hozjajstva 16-17 nojab. 2015 g. Tiraspol': Eco-Tiras. 2015. P. 425-428.*
18. Kalinichenko V.P., Minkina T.M., Skovpen' A.N., Endovickij A.P., Il'ina L.P., Boldyrev A.A., Ryhlik A.Je., Jashhenko S.A., and Ermakov S.A. Obosnovanie i puti realizacii vnutripochvennoj impul'snoj kontinual'no-diskretnoj paradigmy irrigacii // *Nauchnyj zhurnal Rossijskogo NII problem melioracii. 2012. № 3(07). P. 186-198.*
19. Kalinichenko V.P., Bezuglova O.S., Solnceva N.G., Skovpen' A.N., Chernenko V.V., Il'ina L.P., Boldyrev A.A., Shevchenko D.V., and Skvorcov D.A. Neblagoprijatnoe vlijanie oroshenija na pochvu i vozmozhnosti i perspektivy primenenija vnutripochvennoj impul'snoj kontinual'no-diskretnoj paradigmy irrigacii // *Nauchnyj zhurnal Rossijskogo NII problem melioracii. 2012. № 2(06). P. 38-49.*
20. Kalinichenko V.P. Biogeosistemotekhnika kak gnoseologicheskaja osnova upravljenija jekosistemami // *Zhivye i biokosnye sistemy. 2012. Vyp. 1. <http://www.jbks.ru/archive/issue-1/article-3>.*
21. Kalinichenko V.P., Sharshak V.K., Mironchenko S.F., Chernenko V.V., Ladan E.P., Genev E.D., Illarionov V.V., Udalov A.V., Udalov V.V., and Kippel' E.V. Izmenenie svojstv pochv soloncovogo kompleksa cherez 30 let posle meliorativnyh obrabotok // *Pochvovedenie. 2014. №4. P. 490-506.*
22. Kalinichenko V. P., and Starcev V. F. Recycling of Poultry Litter by Method of Biogeosystem Technique // *International Journal of Environmental Problems. 2015. Vol 1. P. 17-48.*
23. Bobchenko V.I. Sochetanie oroshaemogo i bogarnogo zemledelija // *Melioracija i vodnoe hozjajstvo. 1998. № 5. P. 5-8.*
24. Andreeva T.P., and Stratinskaja Je.N. Ciklicheskoje oroshenie – sposob sohranjenija plodorodija oroshaemyh zemel' // *Puti povyshenija jeffektivnosti oroshaemogo zemledelija. FGNU RosNIIPM. Novoherkassk. 2009. Vyp. 41. P. 61-68.*
25. Jasonidi O.E. Kapel'noje oroshenie. Novoherkassk: Izd-vo Rost. un-ta, 2011. 322 p.
26. Voevodina L.A. Vlijanie perepolivov pri kapel'nom oroshenii na meliorativnoje sostojanie zemel' // *Puti povyshenija jeffektivnosti oroshaemogo zemledelija: sb. st. FGNU «RosNIIPM». Novoherkassk: Gelikon. 2011. Vyp. 45. P. 49-56.*
27. Kalinichenko V.P., and Minkin M.B. Transformacija struktury pochvennogo pokrova pri irrigacii // *Pochvovedenie. 1993. №1. P. 70-76.*

28. Kalinichenko V.P., Minkina T.M., Bezuglova O.S., Zarmaev A.A., Romanov O.V., and Kim V.Ch.-D. *Koncepcija vnutripochvennoj diskretnoj impul'snoj irrigacii // Prirodoobustrojstvo. 2013. № 2. P. 6-11.*
29. Wiß Felix, Stacke Tobias, and Hagemann Stefan, *Statistical analysis of simulated global soil moisture and its memory in an ensemble of CMIP5 general circulation models // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna. 2014. Vol. 16.*
30. Agal'ceva N.A., Bolgov M.V., Spektorman T.Ju., Trubeckova M.D., and Chub V.E. *Ocenka gidrologicheskikh karakteristik v bassejne Amudar'i v uslovijah izmenenija klimata // Meteorologija i gidrologija. 2011. № 10. P. 58-69.*
31. Carlos Ochoa, Guldán Steve, Fernald Alexander, Tidwell Vince, Elias Emile, Gutierrez Karina, and Borman Mike. *Surface water and shallow groundwater interactions in semiarid agroecosystems of the western USA // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna. 2014. Vol. 16.*
32. Shvebs G.I. *Konturnoe zemledelie. Odessa: Majak, 1985. 56 p.*
33. Liseckij F.N., and Belov V.V. *Principy racional'nogo ispol'zovanija pochvennogo resursa v rajonah aktivnogo pojavlenija jerozionnyh processov // Tez. dokl. III s#ezda pochvedovedov i agrohimikov Ukrainskoj SSR. Melioracija i ohrana pochv. Har'kov: UNIIPA. 1990. P. 185-188.*
34. Liseckij F.N., Pavljuk Ja.V., and Samofalova O.M. *Osnovnye parametricheskie charakteristiki sel'hozugodij. Svidetel'stvo o gosudarstvennoj registracii bazy dannyh № 2015620296 ot 17.02.2015 g. Data publikacii 20.03.2015 // Programmy dlja JeVM, bazy dannyh, topologii integral'nyh mikroshem. 2015. №3. P. 95.*
35. Foster G.R., Weesies G.A., Renard K.G., Porter J.P., and Yoder D.C. *A Guide to Conservation Planning with the Revised Soil Loss Equation (RUSLE). Agriculture Handbook 703. U.S. Department of Agriculture, 1997. 385 p.*
36. Liseckij F.N., Goleusov P.V., and Chepelev O.A. *Razvitie chernozemov Dnestrovsko-Prut'skogo mezhdurech'ja v golocene // Pochvedovedenie. 2013. № 5. P. 540-555.*
37. Krupenikov I.A. *Chernozemy Moldavii. Kishinev: Kartja Moldovenjaskje, 1967. 427 p.*
38. Revut I.B. *Fizika pochvy. L.: Kolos, 1972. 366 p.*
39. Shvebs G.I. *Formirovanie vodnoj jerozii stoka i ih ocenka (na primere Ukrainy i Moldavii). L: «Gidrometeoizdat», 1974. 184 p.*
40. Germanjuk D.D., Liseckij F.N., and Syrodoev G.N. *Ovrage Kahul'skoj ravniny // Buletin Ştiinţific al Muzeului Naţional de Etnografie şi Istorie Naturală a Moldovei. 2007. Vol. 6(19). P. 176-181.*
41. Kalinichenko V.P. *Patent RU № 2386243 C1. Method of intra-soil pulse discrete irrigation. IPC A01G 25/06 (2006.01) A01S 23/02 (2006.01). Patentee Kalinichenko V.P. Application number 2009102490 on 16.01.09. Published on 20.04.2010. Bull. Number 11.*
42. Shein E.V. *Matematicheskie fizicheski obosnovannye modeli v pochvedovenii: istorija razvitija, sovremennoe sostojanie problemy i perspektivy (analiticheskij obzor) // Pochvedovedenie. 2015. № 7. P. 816-823.*
43. Okolelova A.A., Rachimova N.A., Egorova G.S., Kasterina N.G., and Zaikina V.N. *Influence of Hydrogels on Productivity of Light-brown Soils // International Journal of Environmental Problem. 2015. Vol. 2. P. 117-135.*

УДК 631.485

Оценка длительности расхождения почвы в условиях активного развития эрозионных процессов (на примере Нижнебыковской равнины)¹ Федор Н. Лисецкий² Александр Н. Мунтян³ Ксения В. Жолумская^{1,3} Белгородский государственный национальный исследовательский университет, Белгород, Российская Федерация

308015 Белгород, ул. Победы, 85

² Республиканский научно-исследовательский институт экологии и природных ресурсов, Бендеры, Республика Молдова¹ д.г.н., профессор

E-mail: liset@bsu.edu.ru

² Ведущий научный сотрудник

E-mail: piter504@mail.ru

³ E-mail: zholumskaya@list.ru

Аннотация. Исследованы предпосылки формирования почвозащитных систем земледелия и перспектив развития оросительной мелиорации в условиях активного проявления водной эрозии почв (на примере сильно расчлененной центральной части Республики Молдова). Установлено, что за последние 20 лет из-за интенсификации сельскохозяйственного производства, использования тяжелой техники и применения орошения величина смываемости почв увеличились в 1,5-2 раза. Показано, что в пределах склоновой подсистемы агроландшафтов единицы позиционно-динамического типа имеют вид довольно узких ландшафтных полос. Их границы можно обосновать не только методами ландшафтного картографирования, но и при помощи комплексного показателя потенциальной длительности расхождения почвы, который включает оценки запасов почвенных ресурсов и скоростей ресурсоформирующих и почворазрушающих процессов. Этот подход, дополняемый применением серии карт микроклиматических неоднородностей (прежде всего, тепло- и влагообеспеченности), имеющих количественные градации в легенде, и выполненных с помощью геоинформационных технологий, позволяет провести агроэкологическую типизацию земель и определить наиболее рациональные местоположения для осуществления эколого-реставрационных мероприятий.

В результате комплексного применения методов биогеосистемотехники, адаптивно-ландшафтных подходов к организации землепользования в условиях активного проявления эрозионных процессов появляются новые возможности для регулирования расхождения почвы в границах ландшафтных полос как операционных единиц контурно-мелиоративной организации агроландшафтов, для обеспечения условий экологической реабилитации деградированных земель в режиме консервации или ренатурации, а также создания условий для сохранения биологического разнообразия.

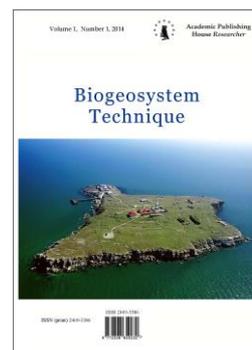
Ключевые слова: эрозия почв, формирование почвы, орошение земель, противоэрозионные мелиорации.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 65-76, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.65
www.ejournal19.com



UDC 630:635.9:502.55

Deepening ^{90}Sr to the Soil as an Option to Reduce Its Accumulation in Vegetative and Generative Parts of Shrubs

¹ Alexander I. Melchenko
² Maxim V. Tatarin
³ Evgene A. Melchenko

¹⁻³ Kuban State Agrarian University, Russian Federation

¹ Candidate of Biological (Radiobiology) Sciences, Associate Professor of Department of Applied Ecology

E-mail: alexkuban59@mail.ru

² Postgraduate student

E-mail: maksim.tatarin@yandex.ru

³ Postgraduate student

E-mail: mel@yuga.ru

Abstract

In the field stationary experiment in All-Russian Scientific-Research Institute of Biological Protection of Plants the study is fulfilled of migration and accumulation of ^{90}Sr in vegetative and generative organs of shrubs – the Filbert (*Corylus maxima* L.), the Dogwood (*Swida sanguinea* (L.) Opiz.) – at artificial placement of radionuclide on the soil surface and to the depth of 50 cm. The study of ^{90}Sr under the Filbert was of 18 years long. It was determined that placement of radionuclide to the depth of 50 cm compared to soil surface placement causes statistically reliable reduction of ^{90}Sr accumulation in the nut kernel of Filbert. Variability of ^{90}Sr accumulation in Filbert bark at placement of radionuclide to the depth of 50 cm compared to soil surface placement was statistically unreliable. In Filbert kernel the accumulation of ^{90}Sr was 1.4 times less when radionuclide placed to the depth of 50 cm compared to its soil surface placement.

The study of ^{90}Sr under the Dogwood was of 12 years long.

The placement of radionuclide to the depth of 50 cm compared to soil surface placement causes reduction of ^{90}Sr accumulation in the bark, wood and leaves for 3,6; 2,2 and 3,0 times respectively.

Keywords: radionuclide, translocation of «soil – plant», accumulation, vegetative organs, the generative organs.

Введение

В XXI веке все больше внимания уделяется развитию атомной энергетики, применению атома в военной промышленности, медицине, строительстве и других областях хозяйственной деятельности человека. Атомные электростанции дают огромное количество энергии городам, заводам, военным предприятиям. Представить развитие человечества без увеличения использования энергии атома просто невозможно. Растущее

благополучие человека требует увеличения затрат энергии на его производство. Но, к сожалению, есть и обратная сторона использования атома в народном хозяйстве и военной промышленности. Например, аварийные ситуации на АЭС [21,22,25,26], военных предприятиях, атомных подводных лодках. Кроме того, испытание ядерного оружия так же вносит свой вклад в загрязнения окружающей среды. Последствия аварийных ситуаций могут носить локальный и глобальный характер. В 2016 году исполняется 30 лет аварии на ЧАЭС. Вся мировая общественность помнит эту дату, помнит людей, которые ценой своей жизни, своего здоровья смогли ликвидировать последствия этой аварии.

В настоящее время и в дальнейшем исследования в области возможного использования радиоактивно загрязненных земель в сельском хозяйстве будут носить актуальный характер. Не менее актуальной остается проблема утилизации радиоактивных отходов. К уже существующим вариантам утилизации радиоактивных отходов должны быть разработаны новые смелые варианты, но с учетом требований санитарных правил СП 2.6.6.1168-02 «Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами (СПОРО-2002)».

В последние десятилетия появилось довольно много научных трудов посвященных изучению миграции радионуклидов и тяжелых металлов по трофическим цепям [1-4, 18, 19, 21], однако вопрос использования радиоактивно загрязненных территорий для выращивания садов, виноградников, ягодных культур в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России остается открытым. Комплекс исследований должен охватывать и садозащитные лесные полосы, которые играют большую роль в защите сада от неблагоприятных погодных условий.

Так как в Краснодарском крае большое внимание уделяется плодоводству одним из вариантов использования радиоактивно загрязненных земель в условиях лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России является создание садов. Со времен освоения Кубани орехоплодные растения всегда выращивались на подворье и, в дальнейшем, им уделялось большое внимание. Наибольшей популярностью среди орехоплодных культур пользуется фундук (*Corylus maxima* L.), относительно малотрудоемкая культура при ее выращивании и уборке плодов. Поэтому вариант создания орехоплодного сада на радиоактивно загрязненных территориях может быть предложен, однако для этого следует изучить эту возможность.

На Кубани этой орехоплодной культуре уделяется большое внимание, так как плоды содержат 15-16 % белков, 42-77 % жиров, 60-72 % невысыхающего масла, 2-5 % сахарозы и витамин В. Кустарник высотой 7-8 м, плоды созревают с августа по октябрь. Корневая система неглубокая, расположена на поверхности почвы. Фундук неприхотлив к почве, но любит свет. На Северном Кавказе этой культуре всегда уделялось особое место в садоводстве [5].

Но сад невозможен без садозащитных лесных полос. Для садозащитных лесных полос в основном рекомендуют ажурно-продуваемый тип конструкции. В таком типе обязательно присутствуют кустарники. Кустарниковые породы, используемые при создании лесных полос, по возможности не должны иметь общих вредителей и болезни, не образовывать много поросли, которая будет наступать на поля. При этом возможно использование кустарниковой растительности в хозяйственных целях: плетение изгородей, изготовление плетеных корзин и т.д. [29].

Одним из оптимальных кустарников для условий лесостепной и степной черноземной биогеохимической зоны юга России является свидина кровавокрасная (*Swida sanguinea* (L.) Opiz.).

Дерен кроваво-красный или свидина кроваво-красная листопадный кустарник, обычно достигает высоты до 3 м. В целом крона может быть неправильной формы или иметь полушаровидный вид. Дерен кроваво-красный цветет от пятнадцати до двадцати дней. Его щитковидные соцветия имеют до семи сантиметров в диаметре, они очень пушистые появляются в мае-июне и повторно в начале осени. Плоды несъедобны. Дерен кроваво-красный неприхотлив к почве, растет не только на влажных, но и на сухих грунтах, засухоустойчив, хорошо выносит жару. К тому же он зимостойкий [6].

Одним из факторов, влияющих на подвижность радионуклидов в почве, является вспашка. На радиоактивно загрязненной территории она способствует увеличению количества почвенной массы, взаимодействующей с загрязнениями, и тем самым

способствует «разбавлению» и сорбции радионуклидов в минеральной части почвы. При вспашке процесс минерализации органогенных горизонтов и органических остатков ускоряется, что в свою очередь ускоряет переход радионуклидов в минеральную часть почвы. Кроме того, плантажная вспашка может перемещать верхний, часто наиболее радиоактивно загрязненный слой почвы на такую глубину, где процессы корневого поглощения радионуклидов существенно снижены. В то же время радиоактивно загрязненная территория не должна оставаться свободной от растительности, так как возможно развитие водной и ветровой эрозии и рассеяние радионуклидов [13-16,23].

Определенное влияние на подвижность радионуклида оказывают органические вещества, удобрения, орошение [17,27,28].

Несомненна актуальность исследований, направленных на изучение использования радиоактивно загрязненных территорий в сельскохозяйственном производстве, так как, с одной стороны, они увеличат продовольственную базу страны, а с другой, – снизится распространение радионуклидов в окружающей среде, в том числе, за счет создания технических средств надежной рассредоточенной утилизации радионуклидов внутри почвы.

Цель работы – изучить накопление и определить коэффициенты перехода в вегетативные и генеративные органы кустарниковых растений ^{90}Sr при различной глубине его залегания в почве.

Экспериментально полученные в полевых условиях сведения о качественных и количественных закономерностях переноса радиоактивных веществ в различных биологических цепочках, важны для оценки степени радиационной опасности территории в целом для биоты.

Объекты и методы

Опыты проводили на черноземе выщелоченном малогумусном, сверхмощном. Мощность гумусового горизонта 180 см, тяжелый механический состав: физической глины 62 %, фракции ила 33 %, песка почти нет. Общая скважность – 51 %. Пахотный слой на участке выполняемых опытов имеет нейтральную реакцию (рН солевой вытяжки 6,9). В нижних слоях реакция слегка щелочная (рН 7,2 – 7,5). Обменная кислотность 0,6 мг-экв на 100 г почвы. Гидролитическая кислотность 1,3 мг-экв на 100 г почвы. Сумма поглощенных оснований в пахотном горизонте составляет 37,5 мг-экв на 100 г почвы. Содержание гумуса – 3,8 % [7, 8].

Все работы по подготовке участка проводили тщательно с соблюдением однородности условий. Для агротехнических опытов рекомендуют и чаще всего используют в исследовательской работе делянки с шестью растениями [9]. На концах рядов расположены защитные растения – по 2 растения. С учетом сказанного, полевые опыты заложены стандартным методом размещения вариантов.

В 1989 году в полевых условиях Всероссийского НИИ биологической защиты растений (ВНИИБЗР, г. Краснодар) был заложен экспериментальный участок – сад фундука. Начиная с 1995 года, по мере отбора растений фундука для анализа, появились свободные делянки, которые были заняты саженцами свидины кроваво-красной для дальнейших исследований накопления ^{90}Sr по уже существующим вариантам его расположения в почве.

Опыты по фундуку располагались по следующей схеме: 1 вариант – в почву поверхностно загрязненную $^{90}\text{SrCl}_2$, проведена посадка саженцев фундука сорт «Луиза». Площадь питания саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м²; 2 вариант – на делянках проведена посадка саженцев с расположением радионуклида в почве на глубине 50 см. Площадь питания высаженных саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м². Повторность опыта 6 кратная.

Опыты по свидине кроваво-красной располагались по следующей схеме: 1 вариант – в почву поверхностно загрязненную $^{90}\text{SrCl}_2$, проведена посадка саженцев свидины кроваво-красной. Площадь питания саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м²; 2 вариант – на делянках проведена посадка саженцев кустарника с расположением радионуклида в почве на глубине 50 см. Площадь питания высаженных саженцев 4×4 м. Уровень загрязнения опытного участка составил 500 МБк/м². Повторность опыта 6 кратная. То есть получилось 4 варианта в опыте.

После отбора проб растения разделяли на органы и части, высушивали при температуре 105°C, взвешивали и измельчали на мельницах МРП-1 или ЭМ-3А.

Испытания продукции по признаку радиоактивного загрязнения выполнены на приборе УСК «Гамма Плюс» по методике измерения активности бета-излучающих радионуклидов в счетных образцах с применением программного обеспечения «Прогресс». Методика разработана ГП ВНИИФТРИ и утверждена Госстандартом России 05.05.1996 году. Настоящая методика является основной в определении значений активности бета-излучающих радионуклидов в счетном образце и позволяет выполнить расчет погрешности каждого измерения. Для регистрации бета-излучения от счетного образца используется бета-спектро-метрический тракт со сцинтилляционным блоком детектирования (СБД). Для экспонирования счетных образцов применяются специальные алюминиевые кюветы (Комплекс универсальный спектрометрический «Гамма Плюс», 1995).

При контроле почвы применяли Инструкцию по отбору проб почвы при радиационном обследовании загрязненности местности, утвержденные Госкомгидрометом в 1987 году. При контроле содержания ^{90}Sr в почвах и растениях, кроме того применяли методические указания (Методические указания по определению содержания стронция-90 и цезия-137 в почвах и растениях, ЦИНАО, 1985), ГОСТ Р 50801-95, а также ОСТ Р 10070-95 Почвы. Методика определения стронция-90 в почвах сельхозугодий (ОСТ Р 10070-95). Полученные результаты обрабатывали методами математической статистики по Б.А. Доспехову [9].

Результаты и обсуждение

В отличие от большинства радиоактивных продуктов деления ^{90}Sr в почвах находится в основном в обменном состоянии; переход его в необменные формы («старение»), если и происходит, то очень медленно. По истечении 12 лет после попадания ^{90}Sr в выщелоченный чернозем 92-96 % находилось в обменном состоянии. Длительное пребывание ^{90}Sr в почве в обменной и, следовательно, легкодоступной для усвоения растениями форме и медленная миграция по профилю почвы обеспечивают существование устойчивого источника поступления этого радионуклида в растения [10-12].

Анализ различных радиологических ситуаций (облучение от естественного радиационного фона, аварийные и технологические выбросы радионуклидов предприятий ядерной энергетики, глобальное загрязнение внешней среды от ядерных испытаний и другое) свидетельствует о том, что роль почвенного пути миграции радионуклидов в дополнительном облучении населения является весьма значительная, а иногда и доминирующая. Особенно эта роль важна при выбросе в биосферу биологически подвижных долгоживущих радионуклидов (^{14}C , ^{90}Sr , ^{129}I , ^{137}Cs и др.).

В выполненных экспериментах в полевых условиях определено существенное, в зависимости от варианта расположения радионуклида в почве, различие в накоплении ^{90}Sr в коре кустарниковых растений (рис. 1).

При расположении радионуклида на поверхности почвы в коре обоих растений его накапливается больше, чем при его заглублении на 50 см. Если различие в 1998 году для свидины кроваво-красной составляло в 3,1 раза, то к 2007 году – в 3,6 раз.

Коэффициент перехода ($K_{п}$) нуклида из почвы в кору свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,25 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,07 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

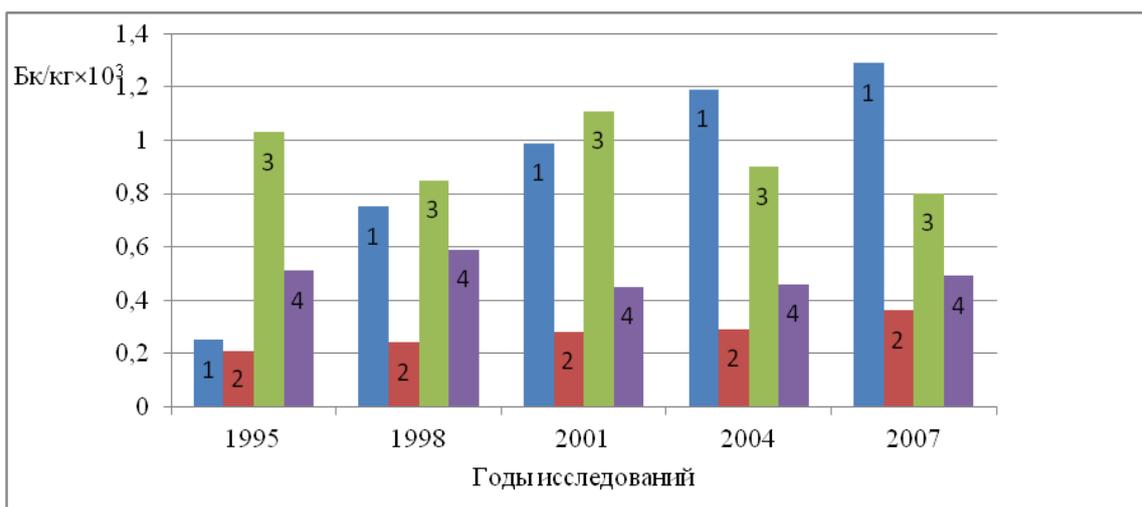


Рис. 1. Содержание ^{90}Sr в коре кустарниковых растений в зависимости от глубины его расположения в почве (свидина кроваво-красная: 1 – 0 см, 2 – 50 см, фундук: 3 – 0 см, 4 – 50 см)

Посадка свидины осуществлена в 1995 году, корневая система у молодых растений расположена не глубоко в почве. Поэтому в первый год исследований различий существенных в накоплении нуклида в коре не обнаружено. В дальнейшем в первом варианте происходит большее накопление нуклида в коре, тогда, как во втором варианте поверхность почвы не загрязнена и накопления, как такового нет. Однако к 2007 году корневая система свидины кроваво-красной глубже проникла в почву, что постепенно привело ее к контакту с расположенным на глубине нуклидом. Поэтому происходит постепенное увеличение содержания ^{90}Sr в коре и во втором варианте. Но в целом его накопилось в коре значительно меньше, чем в первом варианте.

Сад фундука был заложен в 1989 году. Поэтому к 1998 году его корневая система уже имела определенную глубину проникновения. И если в первые годы в первом варианте происходил рост содержания нуклида в коре, то уже с 2001 года, то есть через 12 лет после посадки мы наблюдаем постепенное его снижение (рис. 1). Во втором варианте происходит постепенный рост накопления в коре изучаемого нуклида. Одной из особенностей фундука является образование молодой поросли. С течением времени старые стволы фундука удаляют и оставляют молодые для поддержания высокой урожайности куста. Этим можно объяснить волнообразное накопление нуклида в коре фундука.

Накопление ^{90}Sr в коре свидины кроваво-красной существенно зависит от вариантов расположения его в почве и описывается экспоненциальным уравнением (1):

$$y = 18 \times e^{(4,61 \times 10^{-3} \times X)} \quad (1)$$

при $r = 0,938$ $F = 29,4$ разница существенна на 5 % уровне значимости.

Накопление ^{90}Sr в коре фундука существенно зависит от вариантов расположения его в почве: при $F = 48,8$ влияние фактора на отклик доказано на 5 % уровне значимости.

Коэффициент перехода (Кп) нуклида из почвы в кору фундука в первом варианте составил $0,16 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,09 \times 10^{-5}$ (Бк/кг) / (Бк/м²).

За этот же период времени (1995–2007 гг.) нами проведены исследования по накоплению радионуклида в древесине изучаемых кустарников. Оказалось, что меньше его накапливается во втором варианте (с заглубление нуклида в почву на 50 см) (рис. 2).

В древесине свидины кроваво-красной больше накопилось радионуклида к 2007 году в первом варианте, чем во втором и это различие составляет в 2,2 раза. В первом варианте нуклид имеет контакт с корневой системой растения с первого года после посадки его в почву, поэтому происходит постепенное его накопление, что и подтверждает рисунок 2. Во втором варианте контакт корневой системы кустарника начинается через несколько лет, когда корневая система достигает глубины в 50 см. Это подтверждается данными приведенными на рисунке 2, различие между 1995 и 2007 годом составляет в 1,5 раз.

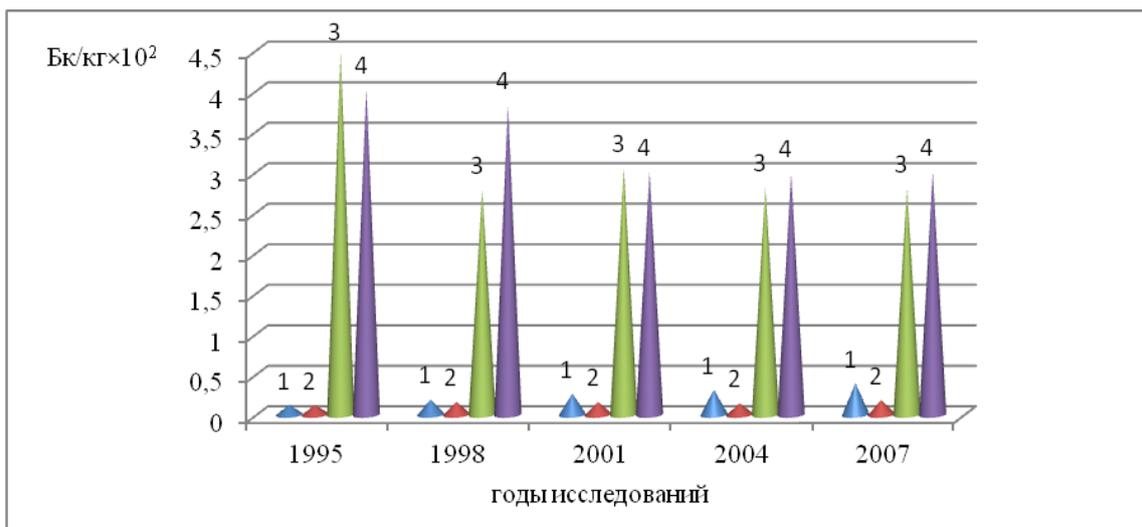


Рис. 2. Содержание ^{90}Sr в древесине кустарниковых растений в зависимости от глубины его расположения в почве (свидина кроваво-красная: 1 – 0 см, 2 – 50 см, фундук: 3 – 0 см, 4 – 50 см)

Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в древесину свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,7 \times 10^{-7}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,3 \times 10^{-7}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

В первые годы жизни изучаемых кустарниковых растений (сад был заложен в 1989 г.) накопление нуклида в древесине было более интенсивным.

К 2007 году сад фундука прожил 18 лет. За это время произошло снижение содержания радионуклида в древесине орехоплодного растения в первом и втором вариантах. Причем, если в первом варианте с 1995 года по 2007 год снижение составило в 1,6 раз, то во втором – в 1,3 раза. Корневая система в первом варианте со временем выходит за пределы загрязненного слоя и контакт с ним уменьшается, во втором – наоборот контакт со временем увеличивается. Различие в накоплении нуклида в древесине фундука по вариантам несколько нивелируется из-за удаления старых стволов и появления новых – молодых, которые оставляют, как более урожайные. В целом снижение накопления нуклида в растениях может быть объяснено уменьшением под влиянием времени его подвижности в почве. За садом фундука продолжают наблюдения и, за следующие годы исследований, появится дополнительный научный материал.

Накопление ^{90}Sr в древесине свидины кроваво-красной существенно зависит от вариантов расположения его в почве и описывается уравнением геометрической зависимости (2):

$$y = 6,69 \times x^{0,257} \quad (2)$$

при $r = 0,76$ $F = 5,48$ разница существенна на 5 % уровне значимости.

Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в древесину фундука в первом варианте составил $0,5 \times 10^{-6}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,6 \times 10^{-6}$ (Бк/кг) / (Бк/м²).

Один из важнейших показателей в накоплении радионуклида в растении это листовой аппарат, так как он является пищей для некоторых представителей насекомых, которые в свою очередь по цепи питания могут оказаться пищей для птиц и т.д. Кроме того листовой опад – это «дом» для почвенной мезофауны, которая так же участвует в трофических цепях.

Нами выполнены исследования по накоплению ^{90}Sr в листьях свидины кроваво-красной и фундука, которые приведены на рисунке 3.

Анализ данных, приведенных на рисунке 3 показал, что накопление нуклида в листе свидины кроваво-красной происходит в обоих вариантах, но более динамично – в первом. На полученный результат оказало влияние в первую очередь размещение нуклида в почве и время его контакта с корневой системой. Различие между изучаемыми вариантами в накоплении ^{90}Sr в свидине кроваво-красной составляет на 2007 год в 3,0 раза.

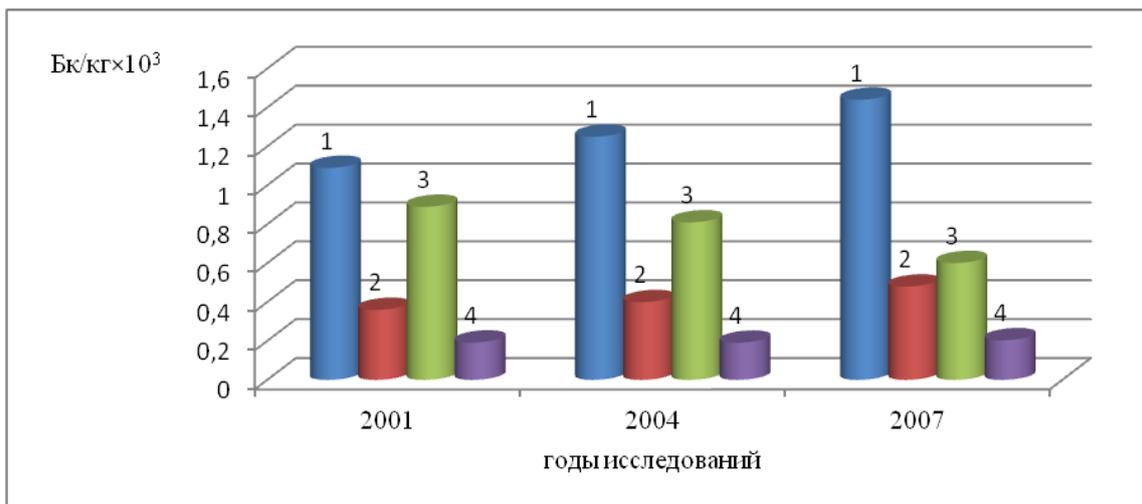


Рис. 3. Содержание ⁹⁰Sr в листе кустарниковых растений в зависимости от глубины его расположения в почве (свидина кроваво-красная: 1 – 0 см, 2 – 50 см, фундук: 3 – 0 см, 4 – 50 см)

Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в листу свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,28 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,09 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

Накопление ⁹⁰Sr в листе свидины кроваво-красной существенно зависит от вариантов расположения его в почве и описывается линейным уравнением:

$$y = -2,17 + x \times 0,345 \quad (3)$$

при $r = 0,99$ $F = 99,7$ разница существенна на 5 % уровне значимости.

В листе фундука так же есть различие, которое к 2007 году составило в 2,9 раз.

Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в листу фундука в первом варианте составил $0,12 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,04 \times 10^{-5}$ (Бк/кг) / (Бк/м²).

Накопление ⁹⁰Sr в листе фундука существенно зависит от вариантов расположения его в почве и описывается геометрическим уравнением:

$$y = 35,4 \times x^{-0,14} \quad (4)$$

при $r = 0,97$ $F = 36,2$ разница существенна на 5 % уровне значимости.

Важнейшим показателем при изучении накопления нуклидов в растениях это его содержание в плодах. Нами в процессе исследований получен экспериментальный материал, который приведен на рисунке 4.

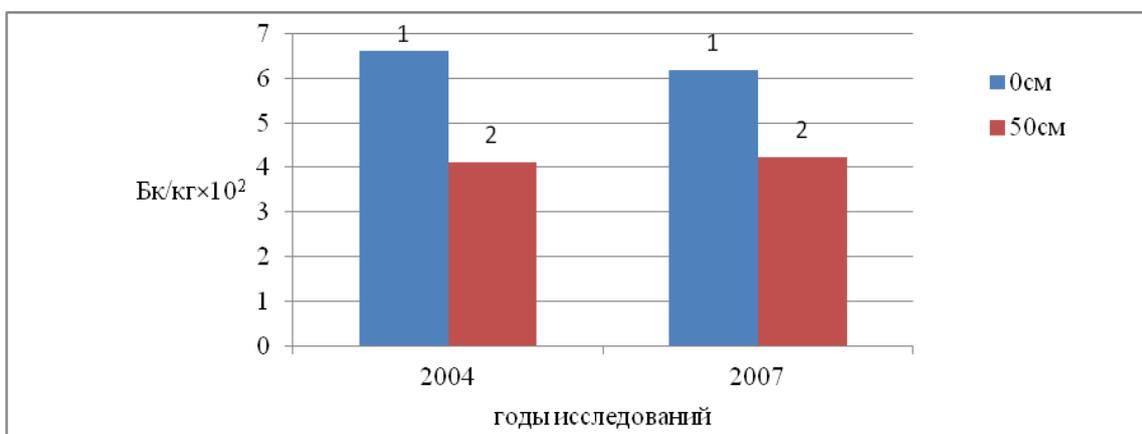


Рис. 4. Содержание ⁹⁰Sr в плодах (ядре) фундука в зависимости от глубины его расположения в почве (1 – 0 см, 2 – 50 см)

В плодах (ядре) фундука больше ^{90}Sr накопилось в первом варианте, чем во втором в 1,5 раза. То есть вариант расположения нуклида в почве оказал влияние на накопление его в ядре.

Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в плоды (ядро) фундука в первом варианте составил $0,12 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,08 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

Кроме того, из рисунка 4 видно, что в первом варианте происходит постепенное снижение радионуклида в ядре, тогда, как во втором – постепенное увеличение.

С течением времени происходит уменьшение подвижности нуклида в почве, то есть происходит его «старение», что в целом может оказать влияние на накопление его в ядре фундука. Однако эти исследования следует продолжить, чтобы получить точный экспериментальный материал.

В целом можно сказать, что при заглублении нуклида в почву на 50 см уменьшается его накопление в коре, древесине и листьях изучаемых кустарниковых растений. В ядре фундука также меньше содержалось нуклида во втором варианте его расположения в почве.

Кроме того, при выполнении полевых работ заглубленный в почву радионуклид меньше будет оказывать влияние на людей, работающих в поле [24]. Для этого следует использовать уже состоявшиеся теоретические и прикладные исследования в сфере управления миграцией вещества в почве [30-32], и выполнить перспективные исследования с точки зрения специфики пассивирования радионуклидов внутри почвы путем внесения вглубь в сухой и жидкой форме.

Выводы

1. В коре свидины кроваво-красной и фундука больше накапливается ^{90}Sr при расположении его на поверхности почвы, чем при заглублении на 50 см, различие к концу эксперимента составляло соответственно в 3,6 и 1,6 раз.

2. Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в кору для свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,25 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,07 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), для фундука соответственно – $0,16 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²) и $0,09 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

3. В древесине свидины кроваво-красной больше накопилось радионуклида в первом варианте, чем во втором и это различие составляет в 2,2 раза. В древесине фундука содержание нуклида в обоих вариантах было примерно одинаковым, разница не существенная.

4. Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в древесину для свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,7 \times 10^{-7}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,3 \times 10^{-7}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), для фундука соответственно – $0,5 \times 10^{-6}$ (Бк/кг)/(Бк/м²) и $0,6 \times 10^{-6}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

5. Накопление нуклида в листе свидины кроваво-красной и фундука происходит в обоих вариантах, но более динамично – в первом. Различие между изучаемыми вариантами в накоплении ^{90}Sr в свидине кроваво-красной составляет в 3,0 раза, в фундуке – в 2,9 раз.

6. Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в листву для свидины кроваво-красной в первом варианте составил $0,28 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,09 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), для фундука соответственно – $0,12 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²) и $0,04 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

7. В плодах (ядре) фундука больше ^{90}Sr накопилось в первом варианте, чем во втором в 1,5 раза. Коэффициент перехода (K_p) нуклида из почвы в плоды (ядро) фундука в первом варианте составил $0,12 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²), а во втором – $0,08 \times 10^{-5}$ (Бк/кг)/(Бк/м²).

Примечания

1. Лес. Человек. Чернобыль // Под ред. В.А. Ипатьева. Гомель, 1999. 454 с.
2. Щеглов А.И. Биогеохимия техногенных радионуклидов в лесных экосистемах. М., 2000. 268 с.
3. Щеглов А.И., О.Б. Цветнова Экологическая роль лесных подстилок в миграции техногенных загрязнителей. М., 2002. 126 с.
4. Мельченко А.И., В.А. Мельченко Влияние сортовых особенностей фундука на накопление ^{90}Sr в различных его органах и частях (на примере сортов Ата-Баба и Луиза) //

Материалы 12 Международной научной конференции «Сахаровские чтения 2012 года: Экологические проблемы 21 века», 17-18 мая 2012 года. Минск, Республика Беларусь. С. 237.

5. Плодоводство // Под ред. В.И. Якушева. М.: «Колос», 1982. 415 с.
6. Барышман Ф.С. Основы защитного лесоразведения на Кубани. Краснодарское книжное издательство, 1968. 189 с.
7. Симакин А.И. Удобрение, плодородие почв и урожай. Краснодар, 1988. 270 с.
8. Тарасенко Б.И. Повышение плодородия почв Кубани. Краснодар, 1981. 146 с.
9. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. М.: «Колос», 1968. 336 с.
10. Алексахин Р.М. Некоторые актуальные вопросы почвенной химии естественных и искусственных радионуклидов и их накопления сельскохозяйственными растениями // Почвоведение. 1975. №11. С. 15-18.
11. Бакунов Н.А. Миграция Sr-90 в толще нарушенного сложения: идентификация механизма переноса // Почвоведение. 1998. №11. С. 1356-1361.
12. Молчанова И.В., Е.Н. Караваева Эколого-геохимические аспекты миграции радионуклидов в почвенно-растительном покрове.. Екатеринбург, 2001. 161 с.
13. Алексахин Р.М. , М.А. Нарышкин Миграция радионуклидов в лесных биогеоценозах. М.: Наука, 1977. 144 с.
14. Тихомиров Ф.А., А.И. Щеглов, О.Б. Цветнова Распределение и миграция радионуклидов в лесах в зоне радиоактивного загрязнения. СПб.: Гидрометеиздат, 1993. С. 41-47.
15. Мельченко А.И., В.А. Мельченко, А.А. Подгорная Изучение миграционных особенностей ^{90}Sr и ^{137}Cs в почвах плодового ценоза // 33-я научная конф. студентов и молодых ученых вузов Южного Федерального округа. Краснодар. 2006. С. 101.
16. Мельченко А.И. Накопление радионуклидов в сельскохозяйственных растениях в зависимости от их биологических особенностей // Труды Кубанского государственного аграрного университета 6(33). Краснодар, 2011. 6(33). С. 83-89.
17. Himes F.L. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils / F.L. Himes, R. Shufelt // Symp. Int. Radiocol. Cadarache, 1969. V. 1. pp 493-506.
18. Anisimov V.S., Kochetkov I.V., Dikarev D.V., Anisimova L.N., Korneev Y.N. Effects of physical-chemical properties of soils on ^{60}Co and ^{65}Zn bioavailability // Journal of Soils and Sediments. 2015. T. 15. № 11. pp 2232-2243.
19. Фригидов Р.А., Анисимов В.С., Фригидова Л.М., Гераськин С.А., Анисимова Л.Н., Корнеев Ю.Н., Санжарова Н.И. Влияние концентрации Zn в почвах на динамику накопления биомассы и металла растениями ячменя // Агрехимия. 2014. № 12. С. 42-54.
20. Aliyu A.S., Ramli A.T. The world's high background natural radiation areas (HBNRAs) revisited: A broad overview of the dosimetric, epidemiological and radiobiological issues // Radiation Measurements 2015. 73: 51e59 <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2015.01.007>
21. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // Biotechnol. & Biotechnol. 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6 DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.
22. Goto A., Bromet E.J., Fujimori K. Immediate effects of the Fukushima nuclear power plant disaster on depressive symptoms among mothers with infants: a prefectural-wide cross-sectional study from the Fukushima health management survey // BMC Psychiatry, 2015, 15: 59 doi: 10.1186/s12888-015-0443-8.
23. Grandjean Ph., Barouki P., Bellinger D.C., Casteleyn L., Chadwick L.H., Cordier S., Etzel R.A., Gray K.A., Ha E-H., Junien C., Karagas M., Kawamoto T., Lawrence B.P., Perera F.P., Prins G.S., Puga A., Rosenfeld C.S., Sherr D.H., Sly P.D., Suk W., Sun Q., Toppari J., van den Hazel P., Walker C.L., Heindel J.J. Life-Long Implications of Developmental Exposure to Environmental Stressors: New Perspectives // Endocrinology. 2015, 156(10):3408–3415 doi: 10.1210/EN.2015-1350
24. Rodgers A.B., Bale T.L. Germ Cell Origins of Posttraumatic Stress Disorder Risk: The Transgenerational Impact of Parental Stress Experience // Biol Psychiatry. 2015 - 1;78(5):307-14. doi: 10.1016/j.biopsych.2015.03.018
25. Sakai A., Ohira T., Hosoya M., Ohtsuru A., Satoh H., Kawasaki Y., Suzuki H., Takahashi A., Kobashi G., Ozasa K., Yasumura S., Yamashita S., Kamiya K., Abe M. Life as an evacuee after the

Fukushima Daiichi nuclear power plant accident is a cause of polycythemia: the Fukushima health management survey // BMC Public Health, 2014, 14: 1318 doi: 10.1186/1471-2458-14-1318

26. Suzuki Y., Yabe H., Yasumura S., Ohira T., Niwa S.-I., Ohtsuru A., Mashiko H., Maeda M., Abe M. Psychological distress and the perception of radiation risks: the Fukushima health management survey // Bull. World Health Org., 2015, 93: 598-605. doi: 10.2471/BLT.14.146498

27. Калиниченко В.П. Патент на изобретение RU №2387115 С2. Устройство для внесения вещества при ротационном внутрипочвенном рыхлении. МПК А01В 33/02 (2006.01) А01С 23/00 (2006.01). Патентообладатель ИППЮР. Заявка №2008124500/12(029710) от 16.06.2008. Опубликовано 27.04.2010. Бюл. №12. 7 р:2 fig

28. Калиниченко В.П. Патент на изобретение RU №2386243 С1. Способ внутрипочвенного импульсного дискретного полива растений. МПК А01G 25/06 (2006.01) А01С 23/02 (2006.01). Патентообладатель Калиниченко В.П. Заявка №2009102490/12 от 16.01.09.. Опубликовано 20.04.2010. Бюл. №11. 7 с. 6 ил.

29. Батукаев А.А., Зармаев А.А., Калиниченко В.П., Чулков В.В., Мамилов Б.Б., Черненко В.В., Лохманова О.И. Патент на изобретение RU №2498550 С2. Способ создания многолетних насаждений. МПК А01В 79/02. Заявка № 2012102879(004261) от 27.01.2012. Опубликовано 20.11.2013. Бюл. №32. 4 с. : ил.

30. Калиниченко В.П., Лазуренко В.Н., Ляхов В.П., Старцев В.Ф. Биогосистемотехника, как технологическая платформа рециклинга отходов в биосфере // Рециклинг отходов. № 1 (5) январь-февраль 2015. С. 12-17.

31. Batukaev Abdulmalik A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi:10.5194/se-7-415-2016, 2016

32. Kalinitchenko Valery, Abdulmalik Batukaev, Vladimir Zinchenko, Ali Zarmaev, Ali Magomadov, Vladimir Chernenko, Viktor Startsev, Serojdin Bakoev, and Zaurbek Dikaev. Biogeosystem technique as a method to overcome the Biological and Environmental Hazards of modern Agricultural, Irrigational and Technological Activities // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna, 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17015

References

1. Forest. Human. Chernobyl // Ed. VA Ipatiev. Gomel, 1999. 454 p.
2. Shcheglov AI Biogeochemistry of artificial radionuclides in forest ecosystems. M., 2000. 268 p.
3. Shcheglov AI, OB Tsvetnova ecological role of forest litter in the migration of man-made pollutants. M., 2002. 126 p.
4. Melchenko AI, VA Melchenko Influence of varietal characteristics of Filbert on the accumulation of ⁹⁰Sr in its organs and parts (on example of varieties Ata-Baba and Louise) // Proceedings of the 12th International Scientific Conference "Sakharov readings 2012: environmental problems of the 21st century", 17-18 May 2012. Minsk, Republic of Belarus. p. 237.
5. Pomiculture // Ed. By VI Yakushev. M.: "Kolos", 1982. 415 p.
6. Baryshman FS Fundamentals of protective afforestation in Kuban. Krasnodar: Krasnodar Book Publishers, 1968. 189 p.
7. Simakin AI Fertilizer, soil fertility and crop. Krasnodar, 1988. 270 p.
8. Tarasenko BI Improving soil fertility of Kuban. Krasnodar, 1981. 146 p.
9. Dospekhov BA Methods of field experiment. M.: "Kolos", 1968. 336 p.
10. Alexakhin RM Some topical issues of the soil chemistry of natural and artificial radionuclides and the accumulation by agri-tural plants // Soil science. 1975. №11. pp 15-18.
11. Bakunov NA Migration of Sr-90 in the disturbed layer: identification of the transfer mechanism // Soil science. 1998. №11. pp 1356-1361.
12. Molchanova IV EN Karavaeva Ecological and geochemical aspects of the migration of radionuclides in soil and vegetation. Ecaterinburg, 2001. 161 p.
13. Alexakhin RM , MA Naryshkin Migration of radionuclides in forest Biogeocenoses. M.: Nauka, 1977. 144 p.

14. Tikhomirov FA, AI Scheglov, OB Tsvetnova Distribution and migration of radionuclides in the woods in the area of radioactive contamination. SPb.: Gidrometeoizdat, 1993. pp 41-47.
15. Melchenko AI, VA Melchenko, AA Podgornaya Study of migration singularities of ^{90}Sr and ^{137}Cs in the soil of fruit cenosis // 33th Conf. of students and young scientists of universities of the Southern Federal District. Krasnodar. 2006. p. 101.
16. Melchenko AI The accumulation of radionuclides in the agricultural plants depending to biological features // Proceedings of the Kuban State Agrarian University 6 (33). Krasnodar, 2011. 6 (33). pp 83-89.
17. Himes F.L. Influence of some organic compounds on the movement of ^{90}Sr in soils / F.L. Himes, R. Shufelt // Symp. Int. Radiocol. Cadarache, 1969. V. 1. pp 493-506.
18. Anisimov V.S., Kochetkov I.V., Dikarev D.V., Anisimova L.N., Korneev Y.N. Effects of physical-chemical properties of soils on ^{60}Co and ^{65}Zn bioavailability // Journal of Soils and Sediments. 2015. T. 15. № 11. pp 2232-2243.
19. Frigidov RA, Anisimov VS, Frigidova LM, Geraskin SA, Anisimova LN, Korneev Yu, NI Sanzharova Influence of concentration of Zn in soil on the dynamics of accumulation of biomass and metal in plants of barley // Agrochemistry. 2014. № 12. pp 42-54.
20. Aliyu A.S., Ramli A.T. The world's high background natural radiation areas (HBNRAs) revisited: A broad overview of the dosimetric, epidemiological and radiobiological issues // Radiation Measurements 2015. 73: 51e59 <http://dx.doi.org/10.1016/j.radmeas.2015.01.007>
21. Glazko VI, Glazko TT. Laws of anthropogenic (ecological) disasters – the example of the Chernobyl accident // Biotechnol. & Biotechnol. 2011. Vol. 25, No 4. pp 1–6 DOI: 10.5504/bbeq.2011.0088.
22. Goto A., Bromet E.J., Fujimori K. Immediate effects of the Fukushima nuclear power plant disaster on depressive symptoms among mothers with infants: a prefectural-wide cross-sectional study from the Fukushima health management survey // BMC Psychiatry, 2015, 15: 59 doi: 10.1186/s12888-015-0443-8.
23. Grandjean Ph., Barouki P., Bellinger D.C., Casteleyn L., Chadwick L.H., Cordier S., Etzel R.A., Gray K.A., Ha E-H., Junien C., Karagas M., Kawamoto T., Lawrence B.P., Perera F.P., Prins G.S., Puga A., Rosenfeld C.S., Sherr D.H., Sly P.D., Suk W., Sun Q., Toppari J., van den Hazel P., Walker C.L., Heindel J.J. Life-Long Implications of Developmental Exposure to Environmental Stressors: New Perspectives // Endocrinology. 2015, 156(10):3408–3415 doi: 10.1210/EN.2015-1350
24. Rodgers A.B., Bale T.L. Germ Cell Origins of Posttraumatic Stress Disorder Risk: The Transgenerational Impact of Parental Stress Experience // Biol Psychiatry. 2015 - 1;78(5):307-14. doi: 10.1016/j.biopsych.2015.03.018
25. Sakai A., Ohira T., Hosoya M., Ohtsuru A., Satoh H., Kawasaki Y., Suzuki H., Takahashi A., Kobashi G., Ozasa K., Yasumura S., Yamashita S., Kamiya K., Abe M. Life as an evacuee after the Fukushima Daiichi nuclear power plant accident is a cause of polycythemia: the Fukushima health management survey // BMC Public Health, 2014, 14: 1318 doi: 10.1186/1471-2458-14-1318
26. Suzuki Y., Yabe H., Yasumura S., Ohira T., Niwa S.-I., Ohtsuru A., Mashiko H., Maeda M., Abe M. Psychological distress and the perception of radiation risks: the Fukushima health management survey // Bull. World Health Org., 2015, 93: 598-605. doi: 10.2471/BLT.14.146498
27. Kalinichenko V.P. Patent RU № 2387115 C2. Device for entering a substance at intra-soil rotary hoeing. Patentee IPPYUR. IPC A01B 33/02 (2006.01) A01C 23/00 (2006.01) . Application number 2008124500 / 12 (029710) from 16.06.2008 . Published on 27.04.2010 . Bull. Number 12. 7 p. : 2 fig.
28. Kalinichenko V.P. Patent RU № 2386243 C1. Method of intra-soil pulse discrete irrigation. IPC A01G 25/06 (2006.01) A01S 23/02 (2006.01). Patentee Kalinichenko V.P. Application number 2009102490 on 16.01.09 . Published on 20.04.2010 . Bull. Number 11. 9 p : 4 fig
29. Kalinichenko V.P., Batukaev A.A., Zarman A.A., Chulkov V.V., Mamilov B.B., Chernenko V.V., Lohmanova O.I. Patent RU № 2498550 C2. Method of planting trees. IPC A01B 79/ 02. Application number 2012102879 (004261) from 27.01.2012. Published on 20.11.2013. Bull. Number 32. 4 p :fig..

30. Kalinichenko VP, Lazurenko VN Lyakhov VP, VF Starcev Biogeosystem technique as a technology platform of waste recycling in the biosphere // Waste Recycling. Number 1 (5) in January-February 2015. pp 12-17.

31. Batukaev Abdulmalik A., Anatoly P. Endovitsky, Andrey G. Andreev, Valery P. Kalinichenko, Tatiana M. Minkina, Zaurbek S. Dikaev, Saglara S. Mandzhieva, and Svetlana N. Sushkova Ion association in water solution of soil and vadose zone of chestnut saline solonetz as a driver of terrestrial carbon sink // Solid Earth, 7, Issue, 2, 415-423, doi: 10.5194 / se-7-415-2016, 2016

32. Kalinichenko Valery, Abdulmalik Batukaev, Vladimir Zinchenko, Ali Zarmaev, Ali Magomadov, Vladimir Chernenko, Viktor Startsev, Serajdin Bakoev, and Zaurbek Dikaev. Biogeosystem technique as a method to overcome the Biological and Environmental Hazards of modern Agricultural, Irrigational and Technological Activities // Geophysical Research Abstracts. EGU General Assembly. Vienna, 2014. DOI: Vol. 16, EGU2014-17015

УДК 630:635.9:502.55

Заглубление ^{90}Sr в почву, как вариант снижения его накопления в вегетативной и генеративной части кустарниковых растений

¹ Александр Иванович Мельченко

² Максим Владимирович Татарин

³ Евгений Александрович Мельченко

¹⁻³ Кубанский государственный аграрный университет, Российская Федерация

¹ Кандидат биологических наук, доцент

E-mail: alexkuban59@mail.ru

² Аспирант

E-mail: maksim.tatarin@yandex.ru

³ Аспирант

E-mail: mel@yuga.ru

Аннотация. В условиях полевого стационарного эксперимента во Всероссийском научно-исследовательском институте биологической защиты растений изучена миграция и накопление ^{90}Sr в вегетативных и генеративных органах кустарниковых растений – фундук (*Corylus maxima* L.), свидина кроваво-красная (*Swida sanguinea* (L.) Opiz.) – при искусственном размещении радионуклида на поверхности почвы, и на глубине 50 см внутри почвы. Исследовали накопление ^{90}Sr в фундуке в течение 18 лет. Установлено, что размещение радионуклида на глубине 50 см по сравнению с размещением на поверхности обуславливает статистически достоверное уменьшение накопления ^{90}Sr в коре фундука. Варьирование накопления ^{90}Sr в древесине фундука в зависимости от расположения нуклида на поверхности почвы или на глубине 50 см статистически не значимо. В ядре ореха фундука за период исследований накопилось в 1,4 раза меньше ^{90}Sr при размещении радионуклида на глубине 50 см, чем при размещении на поверхности почвы. Исследовали накопление ^{90}Sr в свидине красной в течение 12 лет. В варианте размещения радионуклида на глубине 50 см содержание ^{90}Sr было меньше по сравнению с размещением радионуклида на поверхности почвы в коре, древесине и листьях свидины кроваво-красной, соответственно, в 3,6; 2,2 и 3,0 раза.

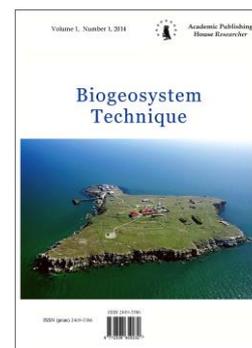
Ключевые слова: радионуклид, транслокация «почва – растение», накопление, вегетативные органы, генеративные органы.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*



Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 77-86, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.77
www.ejournal19.com



UDC 630

Aggregation of Natural Disperse Formations: Value of Organic Matter, Soluble Salts And Diatoms

¹ Evgeny V. Shein

² Galina V. Kharitonova

³ Evgeny Yu. Milanovsky

^{1,3} Lomonosov Moscow State University, Russian Federation
119991 Moscow, Leninskie Gory Faculty of Soil Science

² Institute of Water and Ecological Problems Far East Branch of RAS, Russian Federation
680000 Khabarovsk, Dikopoltseva, 56

¹ Soil Science Faculty

Doctor of Biological Sciences, Professor, Head of Soil Physics and Reclamation Department
E-mail: evgeny.shein@gmail.com

² Doctor of Biological Sciences, Leading Researcher, Head of Laboratory of Soil Ecology

³ Soil Physics and Reclamation Department, Laboratory of Soil Physics and Technology, Soil Science Faculty
Doctor of Biological Sciences

Abstract

Microaggregates in natural dispersed bodies – sustainable formations sizes less than 250 microns, in which the interparticle bonds are formed by organic matter, clay salts, diatomaceous spillways and some other substances. Organic matter in the microaggregates exist in inaccessible state in sustainable forms, and is not subjected to dehumification. But organic matter controls also the ability of soil to retain the structure in water; and the stability of the wet soil under external mechanical action. Dominant interactive forces between organic substances and the surface of mineral particles typically have sorption nature, hydrophobic interaction, ionic (or electrostatic nature) compound and van der Waals interactions. In saline soils and rocks microaggregates are presented in clay-salt formations. One of the possible types aggregate formation in saline soils may be the formation of quasicrystals. Packaging particle size and shape depend on the content of microaggregates and salts properties involved in their formation. The carbonates (calcite, dolomite) and ferruginous form clay-salt microaggregates. In many ways the formation of microaggregates in soils and other natural systems caused by bio-organic macromolecules produced by algae, particularly diatoms which uses a special strategy for connection with other particles (spines). A very promising direction is to study the formation of microaggregates under the influence of diatoms, which dominate in hydromorphic soils, moist habitats, river valleys. Numerous literature and own experimental data are discussed.

Keywords: aggregates, organic matter, saline soils, quasicrystals, carbon sequestration and water quality.

Introduction

Since the second half of the last century, the main attention of environmentalists was focused on processes related to global changes of the environment and climate in which the leading role belongs to the carbon cycle. Carbon cycle in terrestrial ecosystems is determined by the balance between carbon uptake by vegetation to create organic matter and the release of various levels of ecosystem in the process of respiration and as a result of man-made phenomena. A so-called "greenhouse effect" is the result of violation in the balance in the direction of increasing carbon dioxide in the atmosphere. The soil, disperse natural sea, river and lake sediments, also serve also serve, in turn, tanks accumulating carbon. The carbon and organic matter accumulates in soil organic matter (SOM), humus, for a long period of time, serves as a natural carbon sink. Consequently, the ratio in the soil ecosystem processes and soil organic mater dehumi-fication influences the carbon balance in the atmosphere.

If we consider the number of citations of articles that examined the phenomenon of isolation and increasing the concentration of greenhouse gases, and especially CO₂, in the atmosphere, revealed a picture of this kind of exponential growth of citations in recent years. In fact, the main work has been devoted to the emission of CO₂ by different soils and ecosystems, and not so much the study of mechanisms of formation and emission of carbon dioxide (Fig. 1).

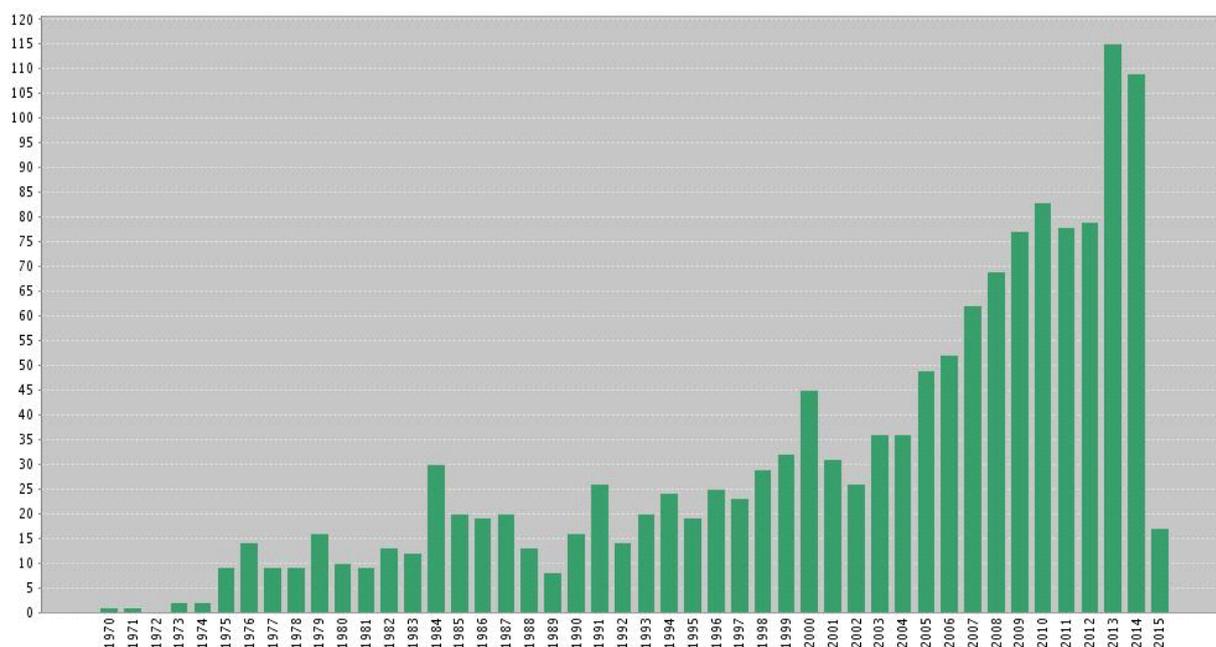


Figure 1. The number of citations of articles devoted to the study of the problem of allocation of CO₂ by soils and soil cover 1970 to 2014 (a search on Web of Science, on the «climate global change» in the titles of the articles)

This exponential growth of manuscripts on the phenomenon under consideration is certainly linked to the conservation challenges of maintaining health and prognosis. Human induced changes in the ecology of widespread among all ecosystems. They occur as a result of plowing land, accumulation of waste, industrial pollution, mining, urban expansion, etc. (Keil, Mayer, 2014; Hannah et al., 1995). Recently, most attention is paid to the processes of sustainable conservation (sequestration) of carbon in the natural disperse systems: soils, marine and river sediments, natural disperse systems, where this element becomes inaccessible for a long time and is part of the stable microaggregates.

Preservation carbon in soil aggregates. Aggregate formation in soils with soil organic matter.

However, in recent years more and more attention of researchers directed not so much on the study of soil CO₂ emissions as the CO₂ in soil conservation in the form of sustainable forms of soil organic matter (SOM) or soil humus. Such a stable (or inaccessible) form of SOM acquires while in a soil aggregates (soil, in natural waters, sediments and other natural dispersed bodies). The soil

unit – a natural soil formation of three-dimensional., consisting of soil micro-aggregates as a result of their connection strong ties and connections of different nature. They are the main volume of the pore space of the soil that contains nutrients, water, air and soil microorganisms. Often indicate that the organic matter in the soil is resistant to degradation, particularly in aggregates (John, Yamashita, et al., 2005; Kaizer, Guggenberger, Haumaier, 2004; Kandeler, Tscherko et al., 2001; De Gryze, Jassogne et al., 2006; McCarthy, Ilavsky et al., 2008; Grosbellet, Vidal-Beaudet et al., 2011), presumably due to the particular conditions of oxidation (Chen, Wagenet, 1992; D'Acqui, Churchman et al., 1999). It is well-known over 100 years ago (Wollny, 1898, see Horn et al., 1989) that positive soil structure effects the root growth, the availability of water and air, the soil strength and as a result, soil fertility. Positive and negative (with soil compaction) the role of soil structure yields have repeatedly noted (Dexter, 1988; Peth, Horn et al., 2008; Piccolo, Joe, Mbagwu, 1999; Bachmann., Guggenberger et al., 1992; Six, Elliott, Paustian, 2000). For agriculture, the soil should be not just a good structure, a structure that is long retains its stability and quality (Dexter, 1988) This author classifies the stability of the two grounds of the structure: (1) the ability of soil to retain the structure when exposed to water; and (2) the stability of the structure of the wet soil under external mechanical action (Palma, Arrigo, 1984; Perfect, Sukop , 2001; Peth, Horn et al., 2008). The first type is the stability of the structure is estimated by wet sieving; the structure stability under external stresses can be determined in compression tests and shear strength in a well-aggregated soil pore size distribution varies widely (Markgraf, Horn , Pet, 2006; Six, Elliott, Paustian, 2000; Sullivan, 1990. Large pore (> 30 microns) include cracks and extra-aggregate pores and biopores. The pore space, the size and number can influence by SOM content and its turnover. Conversely, SOM composition, agents and texture of the soil can have a significant effect on the porosity. According to limnology, geochemists, number geologists this two factors (size distribution and organic matter quality and quantity) play a role in most aggregate formation processes and the formation pore space (Keil, Mayer, 2014).

Soil structure is determined by the size, shape and arrangement of solids and voids, a continuous distribution functions, the ability to maintain and carry out solutions of organic and inorganic substances, maintain vigorous growth and development of the root system (Lal., 1991). It proposed several aggregation mechanisms. Forming unit occurs in stages with different particle dominant binding mechanism involving organic compounds, each next stage (Tisdall, Oades, 1982). Aggregate structure of the soil – the most important factor in the functioning of soil and its ability to support plants and animals, adjust the ecology of the environment, the ability of carbon sequestration and water quality). The complex aggregation dynamics – the result of the interaction of many factors, including the environment, land-use system, the plants influence and soil properties, such as the mineralogical composition, texture, the concentration of organic matter, the type of soil, microbial activity, exchangeable cations, stocks of nutrients and moisture availability (Kay, 1990; Six, Elliot, Paustian, 2000b; Pachepsky, Rawls, 2003). The microaggregates (<250 microns) are generated from organic molecules (of SOM) , connected with the clay (Cl) polyvalent cations (Ct), forming a fragment (Cl-Ct-OM), which is connected with other particles (Cl-Ct-SOM-), forming macroaggregates [(Cl-Ct-SOM) x] (Ensminger, Gieseking, 1939; Tisdall, 1996; Ellerbrock, Kersebaum, Kaiser, 2005; Golchin, Baldock, Oades, 1997; Verchot, Dutaur, Shepherd, Albrecht, 2011). Macroaggregates may be formed around the particles of organic matter, forming a waterproof connection with cementing ties. In addition, the products formed by the decomposition of OM in microbial cenoses can serve structure formators. So, the decomposition of OM by microbial cenoses allocated microbial exudates that make macroaggregates more sustainable, lower C / N ratio and form microaggregates in macroaggregates. Thus, it is believed that the size analysis and aggregation density yields consistent trends in identification of SOM and other organic substance in its composition and content (Kaiser, Guggenberger, Haumaier, 2004; Knicker, 2004; Pichevin, Bertrand, Boussafir, Disnar, 2004; Six , Bossuyt, Degryze, Deneff, 2004; Wagai, Mayer, 2007).

Currently several forming micro- and macroaggregates mechanisms are identified for micro-macroaggregation by natural dispersed organic substances of different nature. Dominant interactive forces between organic substances of protein origin and the surface of mineral particles typically have sorption nature, the compounds of hydrophobic interaction, ionic (or electrostatic nature) compound and van der Waals interactions (AsthaGiri, Lenhoff, 1997; Baldock, Masiello , Gelinas, Hedges, 2004; Bennett, Ransom, Kastner, et al., 1999; De Cristofaro, Colombo, Gianfreda,

Violante, 1999; Derenne, Largeau, 2001; Gu, Schmitt, Chen, Liang, McCarthy, 1994; Lutzow, Kogel-Knabner, Ekschmitt, et al., 2006). It is generally believed that molecules of high molecular weight, with aromatic structures, often exhibit preferential adsorption from solution, and may also be 'irreversibly' adsorbed so that they can not be removed from the surface, thereby forming stable microaggregates. Microaggregates – the most resistant to various influences, well maintained by organic matter (Nguyen, Harvey, 2001; Ovesen, Nielsen, Hansen, 2011; Rabe, Verdes, Seeger, 2011; Ransom, Bennett, Baerwald, Hulbert, Burkett, 1999)

Aggregate formation in saline soils

Of course, when the microaggregate formation process is marked in saline soils and geological deposits much attention is paid to the formation of stable cutans (surface organic films or in situ modifications of the solid plasma (Glossary of Soil Science Terms, 1996)). But on the effect of the clay cutans on physical properties of soils in soil literature data are very rare, cutans considered primarily as markers of soil processes such as illuviation. The industry has long used the ability of bentonite clays in the form of cutans on the sand particles to increase plasticity of molding sands (Fredlund, Venepalli, 2002; Snyder, Pietrioms, Miro, Lugo, 1993; Spielvogel, Prielzel, Kogel-Knabner, 2006; Strong, de Wever, Merckx, Recous, 2004, et al.). Apparently, and cutans and clay-salt formation play a significant role in aggregate formation, and in the formation of the physical properties of clay saline soils.

Soil geological depressions in arid conditions is always to some extent saline (carbonates and evaporites). To carry evaporites salt solubility greater than or equal to the solubility of gypsum. Of these, readily soluble evaporites, despite the ephemeral character (in the sense of localization and mineralogical forms) have a great influence on the chemical and physical properties of soil. If the issues of formations of carbonates and evaporites are widely discussed in the literature, the question of the role of soluble salts (their interaction with clay minerals) in the processes aggregate formation still remains debatable.

Interest in saline soils is associated with long marked characteristics of their microaggregate composition, due to the presence in their structure of the original "clay" sand (aggregates of clay particles of sand dimension). According to one hypothesis, their formation is the result of coagulation of silty sediment under salinity in arid climates. However, it is still unclear what mechanisms in this process occur, what types microaggregates formations (salt units, cutans and others) are preferable. One of the possible types aggregate formation in saline soils may be the formation of quasicrystals.

By electron microscopy and energy dispersive analysis for soil landscapes mounds Baer (Astrakhan region, Russia) clay-salt formations – microaggregates, cutans, salt units and quasicrystals – were discovered in the composition of the aggregates of sandy soil landscapes fraction Baer mounds. Type of clay-salt formations (cutans and/or microaggregates) depends on the content in the silt soil of clay part (mainly smectite). Packaging particle size and shape depend on the content of microaggregates and salts properties involved in their formation. The carbonate (calcite, dolomite and ferruginous) clay-salt microaggregates were found in all the studied soils. The first quasicrystal formation were detected in soils, in the solonchaks of the Baer mounds foothills, – pentagonal NaCl crystals up to 3 mkm with clay minerals, sodium and magnesium sulfates (Shein, Kharitonova, Milanovskii et al., 2013). This is a relatively newly opened special (intermediate between crystalline and amorphous) type of structural state of solids (Shechtman D. et al., 1984; Abe, Yan, Pennycook, 2004; Mikhael, Schmiedeber, Rausch et al., 2010; Shainberg I., Sumner M.E., Miller W.P. et al., 1989; Shechtman, Baronnet D. et al. 1992; Bind, Steinhardt, Yao, Lu. 2009; Fischer et al., 2011 et al). In addition to "forbidden" symmetry quasicrystals have special properties, of which the main – in addition to the sharp increase in the strength of the original matrix in the implementation of quasicrystals particles – are less wettability and density. For clay saline soils also noted an increase in mechanical strength, wettability and lower density for areas (horizons) increased salinity. Earlier in soils quasicrystals were not found. Our model experiments (Shein, Kharitonova, Milanovskii et al., 2013) also showed the possibility of the formation of quasicrystals at a salt interaction with clay minerals. It is shown that the severity of the formation of clay-salt aggregates, particle packing, size, and shape depend on the content and salt properties involved in their formation, and the hydrological regime of soils, which in turn depends on the soil situation in the mesorelief and its agricultural use.

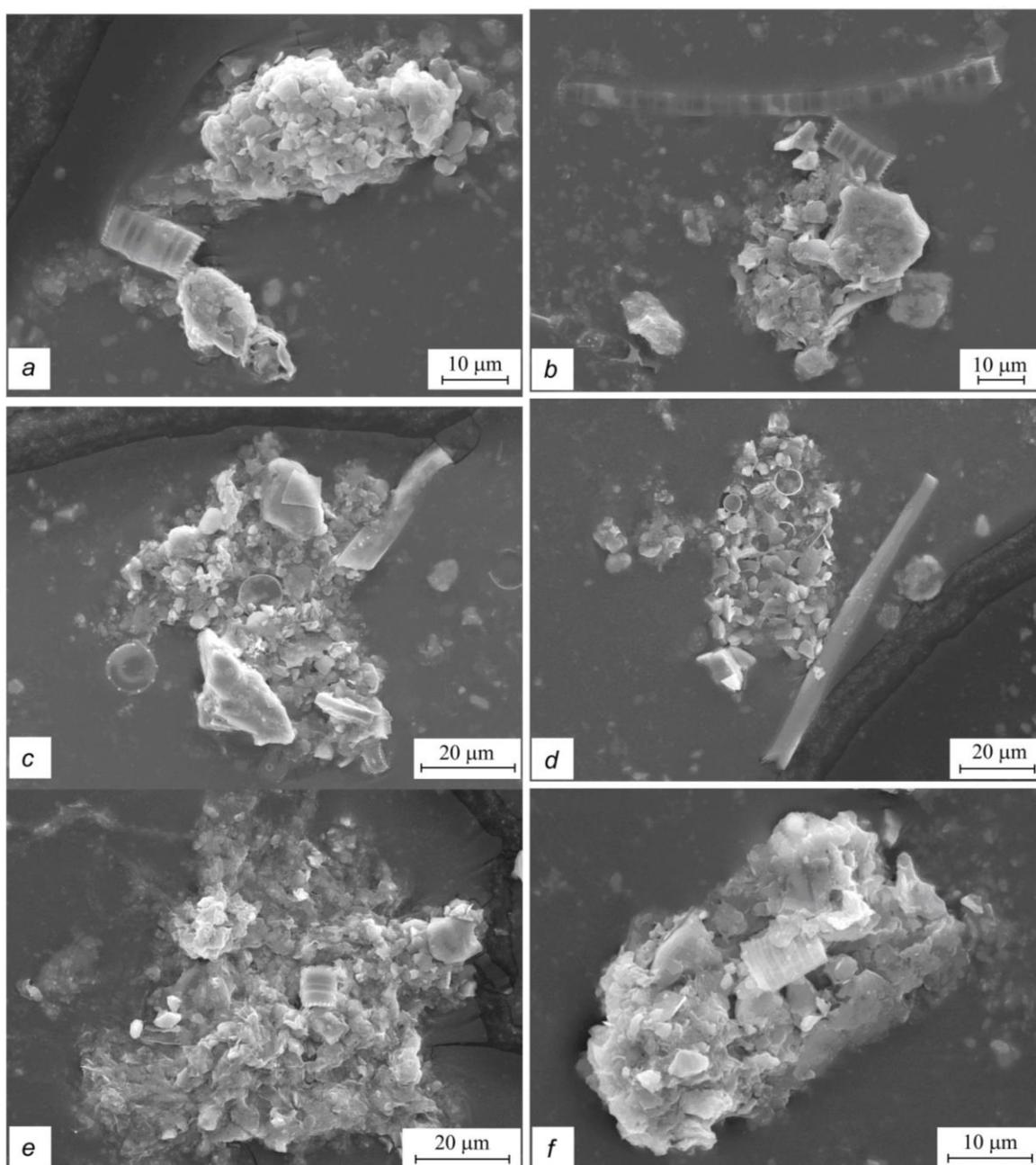


Fig. 2. The micrographs suspensions r. Amur and the surrounding lands: a, b – microaggregates from the surrounding land , c, d – aggregation of diatoms; e-h – microaggregates with diatoms.

According to our hypotheses and experimental data obtained for soil (aggregates) and the sample as a whole, apparently readily soluble salts may form both individual crystals and isolating co-crystallization with each other and clay minerals, including quasicrystals clay-salt microaggregates and cutans. Recently, a lot of work (the highest level using the latest methods of analysis of the fine structure of minerals such as EXAFS-spectroscopy) dedicated to the study of the interaction of clay minerals with salts of heavy metals, but they are discussed mainly the issues of the external inner-surface complexes with heavy metals clay matrix formations, the formation of clay-salt aggregates and microaggregates (the next step in our view after the formation of complexes) are not considered (Rimmer , Greenland, 2001; Roth, Pavan, 1991; Shechtman D. et al., 1984, et al.).

Diatoms

A natural microbiota (bacteria and diatoms) also takes active part in the formation of micro- and macroaggregates. It is in the microaggregates the organic-products formed by microbiota interactions with clay minerals substances are concentrated (Keil, Mayer, 2014; Kaiser, Ellerbrock, Sommer, 2009). The development of the microbiota is most clearly manifested in the aquatic environment and soil humid climate.

In many ways the formation of microaggregates in soils and other natural systems caused by bio-organic macromolecules produced by algae, particularly diatoms are discussed (Bennett, Ransom, Kastner, et al., 1999; Foster, et al., 1985). Most of the diatom uses a special strategy for communication with other particles: communication manual by thorns (spines) (Kjørboe, Hansen, 1993; Round et al., 1990) and bonding allocated mucopolysaccharides (Bernhardt et al., 1989; Decho, 1990; Decho, Lopez, 1993; Kjørboe, Hansen, 1993; Kies, 1995). Whereby diatoms (live and dead cells) are a substrate for the generation units of the number and size of the aggregates in aquatic systems (Uhlmann, 2001; Zimmermann-Timm, 2002; Wörner et al., 2000; Zimmermann et al., 1996, 1998). In the river solid aggregates the organic content is low, but it is stable and up to 65% of it falls into the estuaries and marine ecosystems (Degens, Ittekkot, 1984; Ittekkot, 1988; Ittekkot et al., 1992). Our study of river sediment (r.Amur, Russia) showed that microaggregates of the river contain not only from land environment (it was shown by Eisma, 1993; Kies, 1995; Zimmermann-Timm et al., 1998), but also a large amounts of microaggregates with diatoms (Fig. 2.). Diatoms own form as separate aggregation (Fig. 2c,d), and microaggregates with clay minerals and primary minerals (Fig. 2e-f). The basis of the aggregations are predominantly centric diatoms. The greatest number of cells forming microaggregates, falls on the species of the genus *Stephanodiscus* (Coscinodiscophyceae class, family Stephanodiscaceae) due to the presence of thorns and allocated as a result of physiological processes polysaccharide exudates. With studs they are retained on particles of clay minerals (Fig. 2e), but capable of retaining microaggregates and a larger primary particle minerals (Fig. 2f). With the participation of both this mechanisms the diatoms become centers of microaggregates formation with mineral particles and form microaggregates in size from 20 to 100 m (Fig. 2c-e). Unfortunately, the study of aggregates in the river systems has received little attention, although high concentrations of suspended organic and inorganic substances are common to most river systems (Findlay, Pace, Lints, 1991) and takes part in aggregation of disperse natural systems.

Conclusion

The goal of this study was to discuss the problems concerning the formation, stability and functioning of microaggregates in natural soils, rocks, sediments. This issue is very complex and multi-faceted: in different natural formations aggregation may be due to the forces and substances of different nature and composition, such as the mineralogical composition, texture, the concentration of organic matter, the type of soil, microbial activity, exchangeable cations, stocks of nutrients and water availability. The microaggregates (<250 microns) are generated from organic molecules, connected with the clay, polyvalent cations, forming a fragment, which is connected with other particles and fragments, forming macroaggregates. Macroaggregates may be organized around the particles of organic matter, forming a waterproof connection with cementing ties. Clay-salt formations – microaggregates, cutans, salt units and quasicrystals – are discovered in the composition of the aggregates of sandy soil landscapes in arid zone of Russia. Type of clay-salt formations (cutans and/or microaggregates) depends on the content in the silt soil of clay part (mainly smectite). A very promising direction is to study the formation of microaggregates under the influence of diatoms, which dominate in hydromorphic soils, moist habitats, river valleys.

Acknowledgments

This work was supported by the Russian Scientific Fund (the project № 14-16-00065).

References:

1. Abe E., Yan Y., Pennycook S.J. 2004. Quasicrystals as cluster aggregates. *Nature materials*. V. 3 (11). P. 759–767.
2. Asthagiri D., Lenhoff A.M. 1997. Influence of structural details in modeling electrostatically driven protein adsorption. *Langmuir* 13(25): 6761–6768.

3. Bader RG, Hood DW, and Smith JB .1960 Recovery of dissolved organic matter in seawater and organic sorption by particulate material. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 19(4): 236–243.
4. Bennett R.H., Ransom B, Kastner M, et al. 1999. Early diagenesis: Impact of organic matter on mass physical properties and processes, California continental margin. *Marine Geology* 159: 7–34.
5. Bernhardt H., O. Hoyer, B. Lüsse and H. Schell, 1989. Einflußalgenbürtiger organischer Substanzen auf Flockung und Filtration. – *Actahydrochim. Hydrobiol.* 17: 235–277.
6. Bachmann J., Georg Guggenberger, Thomas Baumgartl, Ruth H. Ellerbrock, Emilia Urbanek, Chen C. and Wagenet, R.I., 1992. Simulation of water and chemicals in macro pore soils, 1. representation of the equivalent macropore influence and its effect on soil-water flow. *J. Hydrol.*, 130: 105126.
7. Baldock J.A., Masiello C.A., Gelinas Y, and Hedges J.I .2004. Cycling and composition of organic matter in n terrestrial and marine ecosystems. *Marine Chemistry* 92(1–4): 39–64.
8. Baronnet A., Devouard B. 2005. Microstructures of common polygonal serpentines from axial HRTEM imaging, electron diffraction and lattice-simulation data // *Can. Miner. V.* 2005(2)/ P. 513–542.
9. Bennett R.H., Ransom B, Kastner M, et al. .1999. Early diagenesis: Impact of organic matter on mass physical properties and processes, California continental margin. *Marine Geology* 159: 7–34.
10. Bernhardt H., O. Hoyer, B. Lüsse and H. Schell, 1989. Einflußalgenbürtiger organischer Substanzen auf Flockung und Filtration. *Actahydrochim. Hydrobiol.* 17: 235–277.
11. Bindi L., Steinhardt P.J., Yao N., Lu P.J. 2009. Natural quasicrystals. *Science.* V. 324 (5932). P. 1306–1309.
12. Chen C. and Wagenet, R.I., 1992. Simulation of water and chemicals in macro pore soils, 1. representation of the equivalent macropore influence and its effect on soil-water flow. *J. Hydro.*, 130: 105126.
12. D'Acqui L.P., Churchman G.J., Janik L.J., Ristori G.G., Weissmann D.A., 1999. Effect of organic matter removal by lowtemperature ashing on dispersion of undisturbed aggregates from a tropical crusting soil. *Geoderma* 93, 311–324.
13. Decho, A. W., 1990: Microbial exopolymer secretion in ocean environments: their role(s) in food webs and marine processes. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 28: 73–153.
14. Decho, A.W. and Lopez, 1993: Exopolymer microenvironments of microbial flora: Multiple and interactive effects on trophic relationship. *Limnol. Oceanogr.* 38: 1533–1645.
15. De Cristofaro A, Colombo CM, Gianfreda L, and Violante A.1999. Effect of pH, exchange cations and hydrolytic species of Al and Fe on formation and properties of montmorillonite–protein complexes. In: Berthelin J, Huang PM, and Bollag J-M (eds.) *Effect of Mineral–Organic–Microorganism Interactions on Soil and Freshwater Environments*, pp. 159–166. New York: Plenum.
16. De Gryze S., Jassogne L., Six J., Bossuyt H., Wevers M., Merckx R. 2006. Pore structure changes during decomposition of fresh residue: X-ray tomography analysis // *Geoderma.* V. 134. P. 82–96.
17. Degens, E.T. and V. Ittekkot, 1984: A new look at clay-organic interaction. *Mitt. Geol. Palaeontol. Inst., Univ. Hamburg* 56: 229–248.
18. Derenne S and Largeau C (2001) A review of some important families of refractory macromolecules: Composition, origin, and fate in soils and sediments. *Soil Science* 166(11): 833–847.
19. Dexter, A.R., 1988. Advances in characterisation of soil structure. *Soil Tillage Res.*, II: 199–239.
20. Hannah, L., Carr, j.L., Lankerani, A, 1995. Human disturbance and natural habitat: a biome level analysis of a global data set. *Biodivers. Conserv.* 4, 128–155.
21. Eisma, D., 1993: *Suspended Matter in the Aquatic Environment*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York.
22. Ensminger L.E., Gieseking J.E. 1939. The adsorption of proteins by montmorillonitic clays. *Soil Science* 48(1): 467–473.

23. Ellerbrock R.H., Kersebaum K.C., Kaiser M. 2005. Isolation and characterization of soil organic matter fractions different in solubility as a possibility to evaluate and to improve C-pools in C-turnover models. *Archives of Agronomy and Soil Science* 51(2): 209–219.
24. Findlay, S., M. Pace and D. Lints, 1991: Variability and transport of suspended sediment, particulate and dissolved organic carbon in the tidal freshwater Hudson River. *Biogeochem.* 12: 149–169.
25. Fischer S., Exner A., Zielske K., Perlich J., Deloudi S., Steurer W., Lindner P., Förster S. 2011. Colloidal quasicrystals with 12-fold and 18-fold diffraction symmetry // *PNAS.* V. 108 (5). P. 1810–1814.
26. Fredlund D.G., Vanapalli S.K. 2002. Shear strength of unsaturated soils. In: Dane, J.H. & Topp, G.C., eds. *Methods of soil analysis: Physical methods.* Madison, Soil Science Society of America, Part 4. p.329-361. (SSSA Book Series, 5).
27. Foster R.C.1985. The biology of the rhizosphere. In: Parker C.A., Rovira A.D., Moore K.J., Wong PTW, and Kollmorgen JF (eds.) *Ecology and Management of Soil-Borne Plant Pathogens*, 358 pp. St. Paul: American Phytopathological Society. ISBN: 978-0-89054-066-4.
28. Grosbellet C., Vidal-Beaudet L., Caubel V., Charpentier S. 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter // *Geoderma.* V. 162. P. 27-38.
29. Golchin A., Baldock J.A., Oades J.M. 1997. A model linking organic matter decomposition, chemistry, and aggregate dynamics. In: Lal R., Kimble J.M., Follet R.F., and Stewart B.A. (eds.) *Soil Processes and the Carbon Cycle*, pp. 245–266. Boca Raton, FL: CRC Press.
30. *Glossary of Soil Science Terms.* 1996. Soil Science Society of America. Library of Congress-in-Publication Data
31. Grosbellet C., Vidal-Beaudet L., Caubel V., Charpentier S. 2011. Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter // *Geoderma.* V. 162. P. 27-38
32. Gu B., Schmitt J, Chen Z, Liang L, McCarthy J.F. 1994. Adsorption and desorption of natural organic matter on iron oxide: Mechanisms and models. *Environmental Science and Technology* 28(1): 38–46. <http://dx.doi.org/10.1021/es00050a007>
33. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63-79.
34. Hildebrand, E.E., 1988. Strukturegebundene chemische Ungleichgewichte in Waldboden. *Bull. BGS*, 12: 67-86.
35. Horn R., Taubner H., Hantschel, R., 1989. Effect of structure on water transport, proton buffering and nutrient release. In: E.D. Schulze, O. Lange and R. Oren (Editors), *Forest Decline and Air Pollution.* Ecological Studies, 77: 323-340.
36. Ittekkot V., 1988: Global trends in the nature of organic matter in river suspension/ *Nature* 332: 436–438/
37. Ittekkot V., Haake B., Bartsch M., Nair R.R. and Ramaswamy V., 1992. Organic carbon removal in the sea: The continental connection. *Geol. Society, London, Special Publication*, 64:167–176
38. Kaiser K, Guggenberger G, and Haumaier L. 2004. Changes in dissolved lignin-derived phenols, neutral sugars, uronic acids, and amino sugars with depth in forested Haplic Arenosols and Rendzic Leptosols. *Biogeochemistry* 70(1): 135–151
39. John B., Yamashita T., Ludwig B., Flessa H. 2005. Storage of organic carbon in aggregate and density fractions of silty soils under different types of land use. *Geoderma* 128: 63-79.
40. Kaiser M., R. H. Ellerbrock M. Sommer. 2009. Separation of Coarse Organic Particles from Bulk Surface Soil Samples by Electrostatic Attraction. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 73:2118-2130.
41. Kaupenjohann, M. and Fischer, P., 1989. Influence of sulfuric and nitric acid deposition on acidification of forest soils in the Fichtelgebirge. *Z. Pflanzenern. und Bodenkunde*, 152: 211-217.
42. Kaizer K., Guggenberger G., Zech W. 1996. Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils // *Geoderma.* V. 74. P. 281-303.
43. Kandeler E., D. Tscherko, M.Stemmer, S. Schwarz andM. H. Gerzabek 2001. Organic mauer and soil microorganisms - Invesrigations from rhe micro- to rhe macro-scale. *Die Bodenkultur* 52. 117-131
44. Kay B.D., Angers D.A., 1999. Soil structure. In: Sumner, M.E. (Ed.), *Handbook of Soil Science.* CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 229-276.

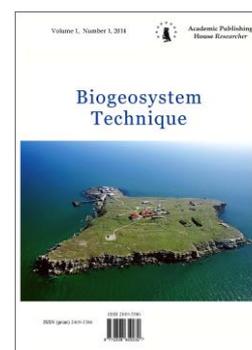
45. Kay, B., 1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Sci.*, 12: 1-41
46. Keil R.G., Mayer L.M. 2014. Mineral Matrices and Organic matter. *Treatise in geochemistry*, 337-359.
47. Kies, L., 1995: Algal snow and the contribution of algae to suspended particulate matter in the Elbe estuary. In: Weissner, W., E. Schnepf and R.C. Starr (eds.). *Algae, Environment and Human Affairs*. Biopress Limited, Bristol, 93-121.
48. Kjørboe, T., K. P. Andersen and H. G. Dam, 1990: Coagulation efficiency and aggregate formation in marine phytoplankton. – *Mar. Biol.* 107: 235–245.
49. Kjørboe T., J. L. S. Hansen, 1993: Phytoplankton aggregate formation: observations of patterns and mechanisms of cell sticking and the significance of exopolymeric material. *J. Plankt. Res.* 15: 993–1018.
50. Knicker H. 2004. Stabilization of N-compounds in soil and organic-matter-rich sediments – What is the difference? *Marine Chemistry* 92(1–4): 167–195.
51. Lal, R., 1991. Soil structure and sustainability. *J. Sustain. Agric.* 1, 67- 92.
52. Lutzow M, Kögel-Knabner I, Ekschmitt K, et al. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: Mechanisms and their relevance under different soil conditions – A review. *European Journal of Soil Science* 57(4): 426–445.
53. Markgraf W, Horn R., Peth S. 2006. An approach to rheometry in soil mechanics—Structural changes in bentonite, clayey and silty soils// *Soil & Tillage Research*. Vol. 91 P. 1–14
54. McCarthy J. F., J. Ilavsky, J.D. Jastrow, L.M. Mayer, E. Perfect, Jie Zhuang. 2008. Protection of organic carbon in soil microaggregates via restructuring of aggregate porosity and filling of pores with accumulating organic matter // *Geochimica et Cosmochimica Acta* 72 (2008) 4725-4744
55. Mikhael J., Schmiedeberg M., Rausch S., Roth J., Stark H., Bechinger C. 2010 Proliferation of anomalous symmetries in colloidal monolayers subjected to quasiperiodic light fields // *PNAS*. V. 107 (16). P. 7214–7218.
56. Nguyen R.T., Harvey H.R. 2001. Preservation of protein in marine systems: Hydrophobic and other noncovalent associations as major stabilizing forces. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65(9): 1467–1480.
57. Oades J.M. 1984. Soil organic matter and structural stability: Mechanisms and implications for management. *Plant Soil*, 76:319-337.
58. Ovesen R.G., Nielsen J., Hansen H.C.B. 2011. Biomedicine in the environment: sorption of the cyclotide Kalata B2 to Montmorillonite, Goethite and humic acid. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(8): 1785–1792.
59. Pachepsky Y.A., Rawls W.J., 2003. Soil structure and pedotransfer functions. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 443- 451.
60. Palma, R.M., Arrigo, N.M. and Conti, M.E., 1984. Chemical characterization of soil aggregates (esp). *Ciencia de Suelo*, 2: 93-97.
61. Perfect E., Sukop M.C., 2001. Models relating solute dispersion to pore space geometry in saturated media: a review. In: Selim, H.M., Sparks, D.L. (Eds.), *Physical and Chemical Processes of Water and Solute Transport/Retention in Soils*. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 77-146.
62. Peth S., Horn R., Beckmann F., Donath T., Fischer J., Smucker A.J.M. 2008. Three-dimensional quantification of intra-aggregate pore-space features using synchrotron-radiation-based micromorphology // *Soil Science Society of America Journal*. V. 72. P. 897-907
63. Piccolo A, Joe S. C. Mbagwu 1999. Role of Hydrophobic Components of Soil Organic Matter in Soil Aggregate Stability // *SOIL SCI. SOC. AM. J.*, VOL. 63, 1801-1810;
64. Pichevin L, Bertrand P, Boussafir M, and Disnar J-R. 2004. Organic matter accumulation and preservation controls in a deep sea modern environment: An example from Namibian slope sediments. *Organic Geochemistry* 35: 543–559.
65. Rabe M, Verdes D, and Seeger S. 2011. Understanding protein adsorption phenomena at solid surfaces. *Advances in Colloid and Interface Science* 162(1–2): 87–106.
66. Ransom B, Bennett R.H., Baerwald R., Hulbert M.H., and Burkett P-J. 1999. In situ conditions and interactions between microbes and minerals in fine-grained marine sediments: ATEM microfabric perspective. *American Mineralogist* 84: 183–192.

67. Rimmer D.L., Greenland D.J. 2001. Effects of calcium carbonate on the swelling behavior of a soil clay. *J. Soil Sci.* Vol. 27. P. 129–139.
68. Roth C.H., Pavan M.A. 1991. Effects of lime and gypsum on clay dispersion and infiltration in samples of a Brazilian Oxisol. *Geoderma*. Vol. 48. P. 351–361.
69. Round F.E., Crawford R.M., Mann D.G. 1990. The diatoms. Biology, morphology of genera. Cambridge, New York, Port Chester; Melbourne; Sydney. 747 p.
70. Shainberg I., Sumner M.E., Miller W.P., Farina M.P.W., Pavan M.A., Fey M.V. 1989. Use of gypsum on soils: a review // *Adv. Soil. Sci.* Vol. 9. P. 1–11.
71. Shechtman D., Blech I., Gratias D., Cahn J.W. 1984. Metallic phase with long-range orientational order and no translational symmetry // *Phys. Rev. Lett.* V. 53 (20). P. 1951–1954
72. Shein E. V., E. Yu. Milanovskii. 2003. The Role of Organic Matter in the Formation and Stability of Soil Aggregates, *Eur. Soil Sci.* 36 (1), 51–58.
73. Shein E. V., G. V. Kharitonova, E. Yu. Milanovskii, A. V. Dembovetskii, A. V. Fedotova, N. S. Konovalova, S. E. Sirotskii, and N. E. Pervova 2013. Aggregate Formation in Salt-Affected Soils of the Baer Mounds. *Eurasian Soil Science*, 2013, Vol. 46, No. 4, pp. 401–412. Pleiades Publishing, Ltd., pp. 401-412.
74. Six J., Elliott E.T., Paustian K., 2000. Soil structure and soil organic matter: II. A normalized stability index and the effect of mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64, 1042- 1049.
75. Six J, Elliott E.T., Paustian K. 2000 Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture *Soil Biology and Biochemistry* 32, 2099-2103
76. Six J, Bossuyt H, Degryze S, and Deneff K. 2004. A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* 79: 7–31.
77. Snyder V. A., Pietrioms R., Miro M., Lugo H. M. 1993. Structural stability, pore-size distribution and surface-charge properties of clay soils with varying mineralogy and organic-matter content. *J. Agric. Univ. Puerto Rico.* 77: 11–31.
78. Spielvogel S., Prietzel J., Kogel-Knabner J. 2006. Soil Organic Matter Changes in a Spruce Ecosystem 25 Years after Disturbance. *SOIL SCI. SOC. AM. J.*, VOL. 70, 2006
79. Strong DT, de Wever H, Merckx R, Recous S. 2004. Spatial location of carbon decomposition in the soil pore system. *European Journal of Soil Science* 55: 739-750.
80. Sullivan, L.A. 1990. Soil Organic Matter, Air Encapsulation and Water-Stable Aggregation. *Soil Sci.*, vol.41, pp. 529-534.
81. Tisdall, J.M., 1996. Formation of soil aggregates and accumulation of soil organic matter. In: Carter, M.R., Stewart, B.A. (Eds.), *Structure and Organic Matter Storage in Agricultural Soils*. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 57-96.
82. Tisdall, J.M., Oades, J.M., 1982. Organic matter and water-stable aggregates in soils. *J. Soil Sci.* 33, 141-163.
83. Uhlmann, D., 2001: *Hydrobiologie der Binnengewässer*. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 528 pp.
84. Verchot L.V., Dutaur L., Shepherd K.D., Albrecht A. 2011. Organic matter stabilization in soil aggregates: Understanding the biogeochemical mechanisms that determine the fate of carbon inputs in soils. *Geoderma* 161(3–4): 182–193.
85. Wagai R. and Mayer L.M. 2007. Sorptive stabilization of organic matter in soils by hydrous iron oxides. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 71: 25–35.
86. Wörner, U., H. Zimmermann-Timm and H. Kausch, 2000: Succession of protists on estuarine aggregates. *Microb. Ecol.* 40: 209–222.
87. Zimmermann, H. And H. Kausch, 1996: Microaggregates in the Elbe estuary: structure and colonization during spring // *Arch. Hydrobiol. Spec. Iss. Adv. In Limnol.* 48. 85–92.
88. Zimmermann–Timm H. 2002. Characteristics, dynamics and importance of aggregates in rivers – An Invited Review // *Internat. Rev. Hydrobiol.* Vol. 87. № 2–3. C. 197–240.
89. Zimmermann-Timm, H., H. Holst and S. Muller, 1998: Season dynamics of aggregates and their typical biocoenosis in the Elbe estuary. *Estuaries* 21: 613–621.

Copyright © 2016 by Academic Publishing House *Researcher*

Published in the Russian Federation
Biogeosystem Technique
Has been issued since 2014.
ISSN: 2409-3386
E-ISSN: 2413-7316
Vol. 7, Is. 1, pp. 87-95, 2016

DOI: 10.13187/bgt.2016.7.87
www.ejournal19.com



UDC 001.8 001.51

Structural Analysis Based on Living Systems Algorithms

Victor Ya. Tsvetkov

Center for Advanced fundamental and applied research, Russian Federation
27, bldg 1 Nizhegorodskaya Str., 109029 Moscow
Doctor of Technical Sciences, Professor
E-mail: cvj2@mail.ru

Abstract

This article describes the analysis of structures of spatial objects, using living systems algorithms. This article contains an overview of methods for the analysis of different structures. The analysis shows the absence to date address the analysis of spatial topological structures. The article compares the methods of decision-making and analysis of structures. The article proves the possibility of the application of decision analysis methods for the analysis of structures. The article reveals the contents of the ant algorithm as the algorithm of living systems. The paper describes the possibility of using ant algorithm to analyze the structure. The article proves the possibility of the use of information superiority criterion for selecting solutions for structure analysis. The article proves the similarity analysis of the structure with the solution of problems of the second kind.

Keywords: modeling, decision making, analysis of structures, structure, ant algorithm, the second kind of task complexity.

Введение

Существует различие между понятиями структурная сложность [1, 2] и сложность структуры [3, 4]. Структурная сложность это одна из разновидностей сложности, например, аналогичной характеристикой может быть вычислительная сложность. Сложность структуры это комплексная характеристика, включающая разные виды сложности, характеризующие данную структуру. В геоинформатике представляет интерес пространственные структуры и их сложность [5]. Однако сложность пространственных структур изучают больше в области химии и кристаллографии [4]. Такие объекты исследования являются рафинированными и отличаются от объектов исследования геоинформатики.

Вопросы пространственной сложности и термин пространственная сложность исследуют в теории коммуникации [6]. Однако в этом направлении сложность связывают со сложностью спектра передаваемых сигналов и такая сложность имеет слабое отношение к сложности реальных пространственных объектов на земной поверхности. Пространственная сложность наиболее близка понятию топологическая сложность или сложность в топологии [7]. К формальным математическим методам исследования сложности относят матричный метод [8] и метод конечных элементов [9]. В России матричный метод исследования

топологической сложности известен под названием метод структурных матриц. При исследовании сложности применяют динамические модели. Интересный подход дан в работе [10], в которой для исследования сложности используют методику сетей Петри. В науках о Земле и, в частности, в геоинформатике работы по изучению структур связывают в первую очередь со структурами данных [11] и пространственным анализом, осуществляемым средствами ГИС [12]. Однако значительная часть такого встроенного анализа в ГИС связана с геостатистикой [13], в основном с кригингом.

Последнее время в связи с актуализацией экологических проблем развернуты работы по пространственному анализу в области экологии [14, 15]. Однако исследуемые объекты являются ареальными (плоскими), а не сетевыми. Поэтому сложность таких объектов не такая высокая как в топологии и по существу сводится к анализу плоских ограниченных множеств находящихся в определенных отношениях друг с другом. Пространственный анализ в археологии [16] связывают в основном со стратификацией слоев. Это тоже достаточно простой анализ, а стратификация применяется в геоинформатике при визуальном отображении информации, хранимой в ГИС.

Материал и методы исследования

В качестве основы исследований использовались идеи о связи между живыми системами и информатикой [17, 18]. Использовались идеи о динамическом исследовании сложности [10] и о применении метода конечных элементов для анализа сложности [9]. Использовались идеи о построении информационной конструкции [19] явления или процесса. Использовались идеи об использовании моделей информационного взаимодействия для исследования динамических систем [20]. Кроме того, использовались идеи инкрементного моделирования [21, 22] как моделирования с накоплением и наращиванием ресурса. В качестве методики исследования применялся системный анализ, топологический анализ и дихотомический анализ [23].

Результаты исследования

Связь между принятием решений и структурным анализом

Исследование структур пространственных объектов и принятие решений имеют много общего. По существу, найденная структура является аналогом принятия решений в управлении. При анализе структуры субъект сталкивается с информационным полем и со сложной системой параметров которые нужно проанализировать и связать между собой. При этом возникает противоречие: чем глубже человек вникает во взаимосвязь параметров и отношений, тем формально лучше будет описание структуры; однако чем глубже человек вникает в совокупность множества параметров и связей, тем больше сложность анализа и больше вероятность ошибки. Сталкиваясь с множеством параметров, отражающих сложную ситуацию, субъект объединяет их в группы в соответствии с качественными признаками [24]. В процессе принятия решений человек или живое существо анализирует объекты и отношения между ними. При возникновении информационного барьера [25] субъект производит декомпозицию сложного явления или объекта. Фундаментальный подход, лежащий в основе структурного анализа, включает в себя декомпозицию и синтез. Декомпозиции, проводимые разными субъектами, могут отличаться, но лежащий в основе декомпозиции логический метод позволяет получать достаточно близкие оценки. Поэтому можно моделировать действительность таким образом, чтобы сохранять общее и исключать индивидуальное.

Таким образом, найденную структуру можно рассматривать как схему принятия решения, а сформированное в результате анализа решение можно рассматривать как структуру в пространстве анализируемых параметров

Существуют разные методы принятия решений в зависимости от структурной сложности [26] задачи. Простейшее принятие решений строится по правилу «Если А, то В». Это означает, что если имеет место известная информационная ситуация «А», то следует принять действие «В» при заданном наборе правил принятия решений. Такое решение называется простым или однозвенным и описывается одним звеном

$$A \rightarrow B. (1)$$

Такие причинно-следственные шаги имеют место в ситуациях, когда появление ситуации «А» предусмотрено регламентом. В таком нормативе предписывается действие «В» для ситуации «А». В этом случае система просто исполняет инструкцию. В биологии цепочка (1) описывает условный рефлекс. Если конечную цель A_T нельзя достичь за одно действие, то имеет место последовательное решение, когда для получения решения требуется цепочка звеньев типа

$$A_1 \rightarrow B_1 \rightarrow A_2 \rightarrow B_2 \rightarrow \dots \rightarrow B_{N-1} \rightarrow A_T (2)$$

Выражение (2) интерпретируется следующим образом. Известная информационная ситуация [27] A_1 влечет действие B_1 , которое приводит к известной информационной ситуации A_2 . Информационная ситуация A_2 влечет действие B_2 и так далее пока не будет достигнуто целевое состояние A_T . Такая цепочка действий называется также "путем решения" или "структурой решения". Она служит основой построения последовательного алгоритма, который приводит к решению A_T от исходной ситуации A_1 . Он же осуществляет построение структуры решения. Совокупность действий B характеризует процессы вычислений или построения структуры. Вычисления связаны с компьютерными технологиями, принятие решений относится к живым и интеллектуальным системам [18]. При изменении условий в середине цепочки или в начале, получится набор цепочек (2) или набор структур для разных условий. При переборе всех условий получится полная структура возможных решений или полная структура для данного пространства параметров. Если отдельные цепочки (2) повторяются, то они фиксируются в памяти системы и запоминаются как стереотипные решения или как фрагменты структуры.

Выражение (2) характеризует сложность решения задач 1 рода [18], поскольку для получения решения применяется только одна цепочка решающих действий.

Возможно наличие группы альтернативных маршрутов решений при одних и тех же условиях, например, $D \rightarrow E$, $H \rightarrow P$, $X \rightarrow Y$ и т.п. При этом они могут не допускать перехода от одного маршрута к другому. Это типичная параллельная структура. Субъекту, принимающему решение, необходимо выбрать оптимальный, по его мнению, маршрут и действовать согласно предписанию этого маршрута. Это имеет отношение к принятию решений. Но для анализа структур это не существенно, поскольку там иная задача определить структуру, а не выбрать оптимальный путь.

В других случаях в условиях сложности ситуации [2] необходимо выбрать предпочтительный "путь решения" или начало пути решения. На рисунке 1 изображена ситуация, когда из начальной точки A_B необходимо получить целевую A_E или конечную ситуацию. Путь получения ситуации A_E является многовариантным. На первом этапе решения необходимо выбрать вариант решения (A_{01}). Он определяет процесс решения и следующее состояние и процесс, который ведет к этому состоянию. Если таких состояний и следующих за ними много, то процесс поиска "пути решения" становится необозримым. В этом случае сложно или невозможно найти оптимальный путь решения. Эти задачи называют задачами второго рода [18]. Следует отметить, что не многовариантность, а невозможность построения пути решения характеризует задачи второго рода.

Проведем различие между задачами первого рода и задачами второго рода. Задачи первого рода характеризуются однозначностью решения и алгоритмом, который приводит от начальной ситуации к конечной (целевой ситуации). С топологической точки зрения, граф задачи первого рода не имеет циклов. Задачи второго рода характеризуются неоднозначностью решения и отсутствием единственного алгоритма, который приводит от начальной ситуации к конечной точке. Граф задачи второго рода имеет циклы.

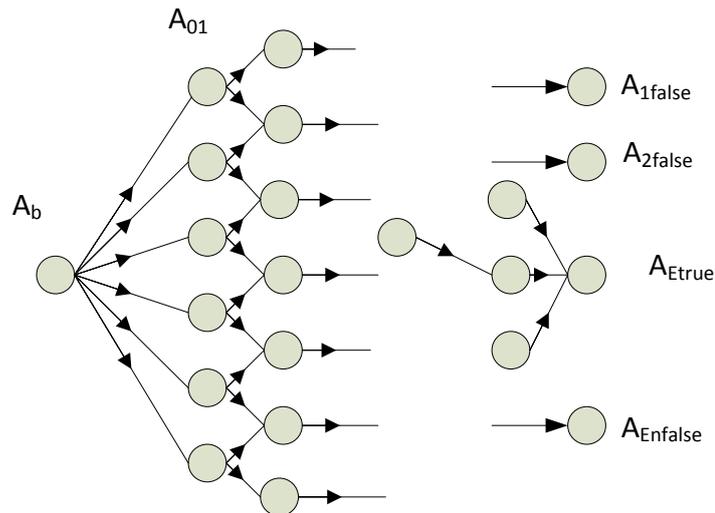


Рис. 1. Граф задачи второго рода

Кроме того решение задачи второго рода может давать ошибочный результат (A_{1false} , A_{2false} ...) или правдоподобный, но неверный результат ($A_{Enfalse}$). Истинным является только (A_{Etrue})

Применение алгоритмов живых систем.

Живые системы: птицы, муравьи, пчелы строят маршруты и структуры (муравейник, соты), применяя метод принятия решений. Они решают задачу второго рода при множестве исходных вариантов решения и при возможности выбора правильного и неправильного решения.

Одним из методов решения задач второго рода может быть так называемый муравьиный алгоритм [28]. Муравьиный алгоритм моделирует алгоритм оптимизации поведения муравьиной колонии (*ant colony optimization*) при поиске пищи. Он используется для нахождения приближённых решений транспортной задачи, а также для поиска маршрутов на графах.

Суть алгоритма заключается в анализе и использовании модели группового поведения отдельных муравьев с механизмом самоорганизации, при котором муравьи ищут пути от колонии к источнику питания. Первая версия алгоритма, предложенная доктором наук Марко Дориго [29] была направлена на поиск оптимального пути в графе.

В упрощенном понимании модель решения ищется с использованием модифицированного "жадного алгоритма" [30] дополненного механизмом самоорганизации – передачи информации от одного агента другому с включением параметров "жадности" алгоритма и "стадности" алгоритма. Параметр "жадность" характеризует мотивацию, параметр "стадность" характеризует повторяемость поведения и является антонимом термина "случайность". Передача информации создает возможность самоорганизации системы колонии муравьев в достижении цели. Такая модель задает сзему и применяется в мультиагентных системах [31].

Мультиагентная система [32] ищет оптимальное решение задачи без внешнего вмешательства. Под оптимальным решением понимается решение, на которое потрачено наименьшее количество энергии в условиях ограниченных ресурсов. Таким образом такое решение дает дополнительный эффект экономии ресурсов. Работа начинается с размещения муравьёв в вершинах графа (городах), затем начинается движение муравьёв – направление определяется вероятностным методом [29]. Напомним суть алгоритма. Муравьи первоначально перемещаются в случайном порядке по графу на рис. 1. После нахождения питания они возвращаются в свою колонию, при этом отмечают феромонами путь движения. Феромон – вещество, которое с течением времени испаряется. Процесс испарения феромонов задает механизм самоорганизации. Если другие муравьи находят такие тропы, то они пойдут по ним. При нахождении питания и возвращении они

укрепляют этот маршрут своими феромонами.

Феромонная тропа испаряется и тем самым уменьшает свою привлекательную силу. Подкрепление ее зависит от длины и количества пищи на ее конце. Чем больше времени требуется для прохождения пути до цели и обратно, тем сильнее испарится феромонная тропа. Чем больше питания на конце тропы, тем больше муравьев пройдут по пути и тем сильнее будет феромонная содержательность. Это мотивирует к движению по тропам, ведущим к максимальным ресурсам. Так алгоритм обеспечивает ресурсность решения задачи.

Другой аспект алгоритма пространственное решение. На коротком пути прохождение будет более быстрым и как следствие, плотность феромонов остаётся высокой. Это мотивирует муравьев к движению по коротким маршрутам к источникам питания.

Испарение феромонов создает условие исключения локально-оптимального решения. Если бы феромоны не испарялись, то путь, выбранный первым, был бы самым привлекательным. В этом случае, исследования пространственных решений были бы ограниченными. Однако на практике существует иная ситуация. Если другой муравей находит более короткий путь от колонии до источника пищи, чем первый муравей, то он создает большую плотность феромонов по этому пути. Другие муравьи, скорее всего, пойдут по этому пути, и алгоритм такого поведения в конечном итоге приводит всех муравьев к оптимальному пути.

По существу муравьи решают задачу информационного (феромонного) превосходства. Запах информирует муравья и создает в нем информационный ресурс о данном маршруте. При выборе пути он руководствуется критерием информационного превосходства [33] одного пути над другим.

Недостатком метода является требование наличия колонии муравьев. Математически это требование заключается в размещении начала поиска решения не в начальной точке A_0 , в совокупности множества точек ряда A_n . Такой алгоритм оправдывает себя в сложных ситуациях типа поиска маршрута в системах GRID [34] или в комбинации с генетическими алгоритмами [35]. Но принципиально он требует множества точек поиска или

При решении практических задач модель Ant Colony Algorithm (ACA) дополняется цепочкой обратной связи и банком данных. Это приводит к дополнительному механизму: инкрементное накопление знаний и ресурсов; применение инкрементных знаний и ресурсов для решения очередного этапа задачи [21, 22].

В результате работы этого механизма на каждом этапе анализа структуры получают инкрементные ресурсы (ИР) и инкрементные знания (ИЗ). Эти инкрементные величины помещают на хранение в банк данных и используют для решения задачи следующего этапа. На каждом этапе происходит решение задач с помощью ACA и накопление ресурсов и знаний. Итогом многократного решения задачи будут суммарные информационные ресурсы (СИР) и суммарные знания (СЗ).

$$СИР = ИР_1 + ИР_2 + \dots + ИР_n$$

$$СЗ = ИЗ_1 + ИЗ_2 + \dots + ИЗ_n$$

Здесь n - число этапов решения задачи

На основе накопленных знаний могут формироваться правила поиска маршрутов или правила прохождения определенных ситуаций. Одной из характеристик такого решения является допустимое время выбора маршрута, то есть интервал времени, в течение допускается решение задачи. В муравьином алгоритме такого ограничения нет. Информационное технологическое обеспечение инкрементного решения включает совокупность правил.

Обсуждение

Полностью переносить алгоритм живых систем на анализ структур нельзя и он требует расширения. Это обусловлено разными целями. В управлении требуется найти один или равные по полезности маршруты. В структурном анализе требуется найти все маршруты. В теории структурного анализа слабо используется понятие информационного превосходства и информационной асимметрии. Также не используется понятие

информационного соответствия. Недостатком алгоритма является ограничение типа допустимого времени решения. Этот недостаток требует привлечения больших вычислительных ресурсов.

Заключение

В ходе данной работы использовалась дуальность понятий: структура и схема решений. Не потребовалось разграничение этих понятий, что дает основание говорить об универсальности метода. Дополнение муравьиного алгоритма механизмом инкрементного получения ресурсов и механизмом накопления ресурсов позволяет переносить решение данной задачи в область компьютерного и информационного моделирования. Накопление ресурсов в банке данных, как позволяет проводить системный анализ решений и проводить дополнительную оптимизацию на найденных решениях. Результаты исследований показали применимость метода для поиска структур и для поиска управленческих решений. Расширение муравьиного алгоритма механизмом инкрементного наращивания ресурсов, позволяет по мере накопления опыта строить топологические структуры с циклами.

Примечания:

1. Bullmore E., Sporns O. Complex brain networks: graph theoretical analysis of structural and functional systems // *Nature Reviews Neuroscience*. 2009. V. 10. №. 3. p.186-198.
2. Tsvetkov V.Ya. Complexity Index // *European Journal of Technology and Design*, 2013, Vol.(1), № 1, p.64-69.
3. Stone S. et al. Complex structure and regulation of the P16 (MTS1) locus // *Cancer Research*. 1995. V 55. №. 14. p.2988-2994.
4. Kettenberger H., Armache K. J., Cramer P. Complete RNA polymerase II elongation complex structure and its interactions with NTP and TFIIS // *Molecular cell*. 2004. V 16. №. 6. p.955-965.
5. Touryan J., Felsen G., Dan Y. Spatial structure of complex cell receptive fields measured with natural images // *Neuron*. 2005. T. 45. №. 5. p. 781-791.
6. Lugt A. V. Signal detection by complex spatial filtering // *Information Theory, IEEE Transactions on*. 1964. T. 10. №. 2. p. 139-145.
7. Liu F. C. et al. First metal azide complex with isonicotinate as a bridging ligand showing new net topology: hydrothermal synthesis, structure, and magnetic properties // *Inorganic chemistry*. 2006. T. 45. №. 7. p. 2776-2778.
8. McGuire W., Gallagher R. H., Ziemian R. D. Matrix structural analysis. 2000.
9. Zienkiewicz O. C. et al. The finite element method. London: McGraw-hill, 1977.
10. Nagasaki M. et al. A versatile Petri net based architecture for modeling and simulation of complex biological processes // *Genome informatics*. 2004. V 15. №. 1. p.180-197.
11. Bailey T. C., Gatrell A. C. Interactive spatial data analysis. Essex: Longman Scientific & Technical, 1995. T. 413.
12. Fotheringham S., Rogerson P. (ed.). Spatial analysis and GIS. CRC Press, 2013.
13. Цветков В.Я. Геоestatистика // *Известия высших учебных заведений. Геодезия и аэрофотосъемка*. 2007. №3. с.174-184.
14. Dale M. R. T., Fortin M. J. Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge University Press, 2014.
15. Rangel T. F., Diniz-Filho J. A. F., Bini L. M. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology // *Ecography*. 2010. V 33. №. 1. p.46-50.
16. Hodder I., Orton C. Spatial analysis in archaeology. 1976.
17. Gatlin L.L. et al. Information theory and the living system. 1972.
18. Tsvetkov V.Ya. Incremental Solution of the Second Kind Problem on the Example of Living System, Biosciences biotechnology research Asia, November 2014. Vol. 11(Spl. Edn.), p. 177-180. doi: <http://dx.doi.org/10.13005/bbra/1458>
19. Tsvetkov V.Ya. Information Constructions // *European Journal of Technology and Design*, 2014, Vol (5), № 3. p.147-152.
20. Tsvetkov V. Ya. Information interaction // *European Researcher*, 2013, Vol.(62), № 11-1. p.2573-2577.

21. Цветков В.Я., Железняков В. А. Инкрементальный метод проектирования электронных карт. // Инженерные изыскания. 2011. № 1. с.66-68.
22. Цветков В.Я. Инкрементное информационное моделирование // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2016. №3. с.500-501.
23. Tsvetkov V.Ya. Dichotomous Systemic Analysis. Life Science Journal 2014. 11(6). pp. 586-590.
24. Savin-Baden, M. & Major, C. (2013). Qualitative Research: The Essential Guide to Theory and Practice. London: Routledge.
25. Ozhereleva T.A. Information Barriers. // European Journal of Technology and Design, 2016, Vol.(11), Is. 1, pp.30-34. DOI: 10.13187/ejtd.2016.11.30
26. Dickstein D. L. et al. Changes in the structural complexity of the aged brain //Aging cell. 2007. V6. №. 3. p.275-284.
27. Tsvetkov V. Ya. Information Situation and Information Position as a Management Tool // European Researcher, 2012, Vol.(36), № 12-1, p.2166-2170.
28. Zhong-Zhi W. U. B. S. H. I. An Ant Colony Algorithm Based Partition Algorithm for TSP [J] //Chinese Journal of Computers. 2001. V 12. p.13.
29. Colorni A., Dorigo M., Maniezzo V. (1992). An Investigation of some Properties of an Ant Algorithm. *Proceedings of the Parallel Problem Solving from Nature Conference (PPSN 92)*, Brussels, Belgium, Elsevier Publishing, p. 509–520.
30. Ruiz R., Stützle T. A simple and effective iterated greedy algorithm for the permutation flowshop scheduling problem //European Journal of Operational Research. 2007. V177. №. 3. p.2033-2049.
31. Розенберг И.Н., Цветков В.Я. Применение мультиагентных систем в интеллектуальных логистических системах. // Международный журнал экспериментального образования. 2012. №6. с.107-109
32. Michael Wooldridge, An Introduction to MultiAgent Systems, John Wiley & Sons Ltd, 2002, paperback, 366 p.
33. Tsvetkov V.Ya. Dichotomic Assessment of Information Situations and Information Superiority // European Researcher, 2014, Vol.(86), № 11-1, pp.1901-1909. DOI: 10.13187/er.2014.86.1901
34. Chang R. S., Chang J. S., Lin P. S. An ant algorithm for balanced job scheduling in grids //Future Generation Computer Systems. 2009. V25. №. 1. p. 20-27.
35. Li D. J., Qiang C. Z., Zhi Y. Z. On the Combination of Genetic Algorithm and Ant Algorithm [J] //Journal of Computer Research and Development. 2003. V. 9. p.10.

References

1. Bullmore E., Sporns O. Complex brain networks: graph theoretical analysis of structural and functional systems //Nature Reviews Neuroscience. 2009. V. 10. №. 3. p.186-198.
2. Tsvetkov V.Ya. Complexity Index // European Journal of Technology and Design, 2013, Vol.(1), № 1, p.64-69.
3. Stone S. et al. Complex structure and regulation of the P16 (MTS1) locus // Cancer Research. 1995. V 55. № 14. p.2988-2994.
4. Kettenberger H., Armache K. J., Cramer P. Complete RNA polymerase II elongation complex structure and its interactions with NTP and TFIIS //Molecular cell. 2004. V 16. № 6. p.955-965.
5. Touryan J., Felsen G., Dan Y. Spatial structure of complex cell receptive fields measured with natural images //Neuron. 2005. T. 45. №. 5. p. 781-791.
6. Lugt A. V. Signal detection by complex spatial filtering //Information Theory, IEEE Transactions on. 1964. T. 10. № 2. p. 139-145.
7. Liu F. C. et al. First metal azide complex with isonicotinate as a bridging ligand showing new net topology: hydrothermal synthesis, structure, and magnetic properties //Inorganic chemistry. 2006. T. 45. №. 7. p. 2776-2778.
8. McGuire W., Gallagher R. H., Ziemian R. D. Matrix structural analysis. 2000.
9. Zienkiewicz O.C. et al. The finite element method. London: McGraw-hill, 1977.
10. Nagasaki M. et al. A versatile Petri net based architecture for modeling and simulation of complex biological processes //Genome informatics. 2004. V 15. №. 1. p. 180-197.

11. Bailey T.C., Gatrell A.C. Interactive spatial data analysis. Essex: Longman Scientific & Technical, 1995. 413 p.
12. Fotheringham S., Rogerson P. (ed.). Spatial analysis and GIS. CRC Press, 2013.
13. Cvetkov V.Ja. Geostatistika // Izvestija vysshih uchebnyh zavedenij. Geodezija i ajerofotosemka. 2007. №3. s.174-184.
14. Dale M. R. T., Fortin M. J. Spatial analysis: a guide for ecologists. Cambridge University Press, 2014.
15. Rangel T.F., Diniz-Filho J.A.F., Bini L.M. SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology // *Ecography*. 2010. V 33. № 1. p.46-50.
16. Hodder I., Orton C. Spatial analysis in archaeology. 1976.
17. Gatlin L.L. et al. Information theory and the living system. 1972.
18. Tsvetkov V.Ya. Incremental Solution of the Second Kind Problem on the Example of Living System, Biosciences biotechnology research Asia, November 2014. Vol. 11(Spl. Edn.), p. 177-180. doi: <http://dx.doi.org/10.13005/bbra/1458>
19. Tsvetkov V.Ya. Information Constructions // *European Journal of Technology and Design*, 2014, Vol (5), № 3. p. 147-152.
20. Tsvetkov V. Ya. Information interaction // *European Researcher*, 2013, Vol.(62), № 11-1. p.2573-2577.
21. Cvetkov V.Ja., Zheleznyakov V. A. Inkremental'nyj metod proektirovanija jelektronnyh kart. // *Inzhenernye izyskanija*. 2011. № 1. s.66-68.
22. Cvetkov V.Ja. Inkrementnoe informacionnoe modelirovanie // *Mezhdunarodnyj zhurnal prikladnyh i fundamental'nyh issledovanij*. 2016. №3. (chast' 3) s.500-501.
23. Tsvetkov V.Ya. Dichotomous Systemic Analysis. // *Life Science Journal* 2014. 11(6). Pp.586-590.
24. Savin-Baden, M. & Major, C. (2013). *Qualitative Research: The Essential Guide to Theory and Practice*. London: Routledge.
25. Ozhereleva T.A. Information Barriers. // *European Journal of Technology and Design*, 2016, Vol.(11), Is. 1, pp.30-34. DOI: 10.13187/ejtd.2016.11.30
26. Dickstein D. L. et al. Changes in the structural complexity of the aged brain // *Aging cell*. 2007. V.6. № 3. p.275-284.
27. Tsvetkov V. Ya. Information Situation and Information Position as a Management Tool // *European Researcher*, 2012, Vol.(36), № 12-1, p.2166-2170.
28. Zhong-Zhi W. U. B. S. H. I. An Ant Colony Algorithm Based Partition Algorithm for TSP [J] // *Chinese Journal of Computers*. 2001. V 12. p.13.
29. Colorni A., Dorigo M., Maniezzo V. (1992). An Investigation of some Properties of an Ant Algorithm. *Proceedings of the Parallel Problem Solving from Nature Conference (PPSN 92)*, Brussels, Belgium, Elsevier Publishing, 509–520.
30. Ruiz R., Stützle T. A simple and effective iterated greedy algorithm for the permutation flowshop scheduling problem // *European Journal of Operational Research*. 2007. V177. № 3. p.2033-2049.
31. Rozenberg I.N., Cvetkov V.Ja. Primenenie mul'tiagentnyh sistem v intellektual'nyh logisticheskikh sistemah. // *Mezhdunarodnyj zhurnal jeksperimental'nogo obrazovanija*. 2012. №6. s.107-109.
32. Michael Wooldridge, *An Introduction to MultiAgent Systems*, John Wiley & Sons Ltd, 2002, paperback, 366 pages.
33. Tsvetkov V.Ya. Dichotomic Assessment of Information Situations and Information Superiority // *European Researcher*, 2014, Vol.(86), № 11-1, pp.1901-1909. DOI: 10.13187/er.2014.86.1901.
34. Chang R. S., Chang J. S., Lin P. S. An ant algorithm for balanced job scheduling in grids // *Future Generation Computer Systems*. 2009. V25. №. 1. p. 20-27.
35. Li D. J., Qiang C. Z., Zhi Y. Z. On the Combination of Genetic Algorithm and Ant Algorithm [J] // *Journal of Computer Research and Development*. 2003. V. 9. p. 10.

УДК 001.8 001.51

Структурный анализ с использованием алгоритмов живых систем

Виктор Яковлевич Цветков

Центр перспективных фундаментальных и прикладных исследований, Российская Федерация
109029 Москва, Нижегородская ул., 27, стр. 1
Доктор технических наук, профессор
E-mail: cvj2@mail.ru

Аннотация. Статья описывает анализ структур пространственных объектов, с использованием алгоритмов живых систем. Дается краткий обзор методов анализа разных структур. Обзор показывает отсутствие на сегодняшний день решения проблемы анализа пространственных топологических структур. Проводится сравнение методов принятия решений и анализа структур. Доказана возможность применения метода анализа решений для анализа структур. Раскрывается содержание муравьиного алгоритма как алгоритма живых систем. Показана возможность применения муравьиного алгоритма для анализа структуры. Показана возможность использования критерия информационного превосходства для выбора решений при анализе структуры. Отмечено сходство анализа структуры с решением задач второго рода.

Ключевые слова: моделирование, принятие решений, анализ структур, структура, муравьиный алгоритм, задачи второго рода, сложность.