

УДК 621.64.631.46:631.81.033
<https://doi.org/10.32686/1812-5220-2021-18-4-48-65>

ISSN 1812-5220
© Проблемы анализа риска, 2021

Оценка риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах

Башкин В. Н.*,

Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН, 142290, Россия, Московская обл., г. Пушкино, Институтская ул., д. 2-1

Галиулина Р. А.,

Институт фундаментальных проблем биологии РАН, 142290, Россия, Московская обл., г. Пушкино, Институтская ул., д. 2

Аннотация

На основании обширного материала рассмотрены подходы к оценке риска накопления тяжелых металлов (ТМ) в овощных культурах, выращиваемых в открытом и защищенном грунте, в том числе в условиях гидропоники. Предложена схема выполнения оценки риска, включая такие этапы, как идентификация опасности, оценка экспозиции, оценка воздействия в системе доза-эффект, характеристика риска и управление риском. Для каждого этапа приведены модельные подходы к количественной оценке риска, даны примеры характеристики неканцерогенного и канцерогенного рисков в различных регионах при потреблении овощных культур, загрязненных ТМ. Показано, что управление риском накопления ТМ в овощных культурах возможно с помощью различных штаммов микроорганизмов, вносимых в ризосферу и способствующих как иммобилизации этих металлов в почве, так и препятствующих их поступлению в товарную часть овощной продукции.

Ключевые слова: овощные культуры, тяжелые металлы, неканцерогенные и канцерогенные риски, ассоциативные микроорганизмы, управление риском.

Для цитирования: Башкин В.Н., Галиулина Р.А. Оценка риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах // Проблемы анализа риска. Т. 18. 2021. № 4. С. 48—65, <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2021-18-4-48-65>

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Assessment of the Risk of Heavy Metals Accumulation in Vegetable Crops

Vladimir N. Bashkin*

Institute of Physico-Chemical and Biological Problems of Soil Science of the Russian Academy of Sciences,
Institute str., 2-1, Pushchino,
Moscow region, 142290, Russia

Rosa A. Galiulina,

Institute of Fundamental Problems of Biology of the Russian Academy of Sciences,
Institute str., 2, Pushchino,
Moscow region, 142290, Russia

Abstract

Based on the extensive material, approaches to assessing the risk of accumulation of heavy metals in vegetable crops grown in open and protected ground, including hydroponics, are considered. A scheme for performing risk assessment is proposed, including such stages as hazard identification, exposure assessment, the dose-effect estimates, risk characterization, and risk management. For each stage, model approaches to quantifying the risk are presented, and examples of the characteristics of non-carcinogenic and carcinogenic risk in different regions are given when consuming vegetable crops contaminated with HM. It is shown that the risk of accumulation of HM in vegetable crops can be managed with the help of various strains of microorganisms that promote both the immobilization of these metals in the soil and prevent their entry into the marketable part of vegetable products.

Keywords: vegetable crops, heavy metals, non-carcinogenic and carcinogenic risks, associative microorganisms, risk management.

For citation: Bashkin V.N., Galiulina R.A. Assessment of the risk of heavy metals accumulation in vegetable crops // Issues of Risk Analysis. Vol. 18. 2021. No. 4. P. 48–65, <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2021-18-4-48-65>

The authors declare no conflict of interest.

Содержание

Введение
Схема оценки риска
1. Идентификация опасности
2. Оценка экспозиции
3. Оценка воздействия в системе доза-эффект
4. Характеристика риска
5. Управление риском
Заключение
Литература

Введение

Для удовлетворения потребности организма человека в белках, жирах, углеводах, витаминах, микроэлементах, кислотах, солях необходимо ежедневно употреблять около 2 кг пищи. На долю растительных продуктов должно приходиться более 60%, из них в рационе питания овощи должны составлять по рекомендациям ВОЗ 600 г на человека в день. В России по большинству регионов нормы потребления овощей должны достигать не менее 400 г, что особенно важно в осенне-зимний период [1, 2].

При этом можно отметить следующую динамику наращивания производства овощных культур в России [3]. Так за пять лет, с 2008 по 2013 г., сбор овощей увеличился более чем в 1,5 раза. По данным МСХ РФ, в 2013 г. в защищенном грунте в сельскохозяйственных организациях было произведено 615,0 тыс. т овощей, в хозяйствах населения — 538,8 тыс. т, в крестьянских фермерских хозяйствах — 29,2 тыс. т, в том числе огурцы — 28%, томаты — 68%, прочие — 6%. Однако, как показывает анализ, ни один регион не обеспечивает норму потребления овощей защищенного грунта. При этом российский рынок сборов фруктов и овощей растет со средними темпами 1,1% в год, и объем производимой на территории страны плодоовощной продукции достиг в 2020 г. около 50 млн т. В целом, несмотря на предпринятые Правительством России попытки импортозамещения сельскохозяйственной продукции, объем сборов плодоовощных и бахчевых культур с 2014 г. вырос незначительно — на 2%. Почти половина (48,4%) всех сборов плодоовощных культур приходится на картофель. Овощи массового употребления (морковь, капуста, лук) занимают около 20%, и 30,9% сборов составляют другие овощи открытого и закрытого грунтов¹. Однако нужно подчеркнуть, что за 11 лет (2010—2021 гг.) отечественное производство овощей закрытого грунта выросло в 2,3 раза. Кроме того, оставаясь одним из крупнейших мировых импортеров томатов и огурцов, за последние 5 лет Россия увеличила суммарный объем экспорта этих культур почти втрое.

Фактическое потребление овощей в России в настоящее время составляет 109 кг на душу населения в год. Это на 24% меньше рекомендованной Минздравом нормы. Планируется, что потребление свежих овощей в России будет увеличиваться примерно на 1% ежегодно и достигнет 115 кг на душу населения к 2028 г. за счет дальнейшего увеличения объемов производства тепличных овощей².

В условиях роста потребления овощей возникает вопрос о качестве овощной продукции. Вопросы качества нормируются как с точки зрения полезности продукта (содержания витаминов, сахаров, углеводов, белков), так и содержания нежелательных примесей — вредных веществ (нитратов, пестицидов, тяжелых металлов). При этом содержание нитратов и пестицидов контролируется в нужной степени, однако в меньшей степени это относится к тяжелым металлам.

Следовательно, целью данной статьи является оценка риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах, выращиваемых как в открытых, так и в закрытых системах, включая гидропонику.

Схема оценки риска

Стандартная схема оценки риска включает в себя следующие этапы [4]:

1. Идентификация опасности.
2. Оценка экспозиции.
3. Оценка воздействия в системе доза-эффект.
4. Характеристика риска.
5. Управление риском.

Рассмотрим применение этой схемы для оценки риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах.

1. Идентификация опасности

Принципы здорового питания подразумевают употребление экологически чистых и биологически полноценных продуктов. Правильное питание означает грамотное сочетание растительной и животной пищи в соответствии с возрастом, состоянием здоровья, характером труда. При этом выращивание овощей, как в открытом грунте, так и в закрытых

¹ См.: Анализ рынка фруктов и овощей. Центр экономики рынков. 18.08.2020. URL: <https://zen.yandex.ru/media/id/5dd01bd9a28a2f180f2b7c29/analiz-rynka-fruktov-i-ovoscei-5f3ae818936fc6e4ac03127>

² См.: Центр отраслевой экспертизы Россельхозбанка. Производство тепличных овощей в РФ. URL: <https://tass.ru/ekonomika/10108435>, 26.11.2020.

условиях, требует постоянного контроля качества получаемой продукции [1].

Прежде всего, овощи анализируются на содержание нитратов. В нашей стране эти анализы начали массово проводиться с середины 1980-х [5]. Поскольку овощные культуры потребляют большое количество питательных веществ, то агротехника их выращивания основана на применении различных минеральных и органических удобрений, как правило, в больших дозах. В них зачастую в качестве примесей присутствуют различные тяжелые металлы, особенно в фосфорных и органических удобрениях. Из почвы и/или гидропонных субстратов эти тяжелые металлы могут поступать в овощные растения и накапливаться в растительной массе. Их содержание также нормируется (табл. 1, 2), и в ряде случаев отмечается превышение нормативов как для нитратов, так и для тяжелых металлов.

2. Оценка экспозиции

2.1. Оценка воздействия тяжелых металлов на растения

Тяжелые металлы (далее — ТМ), такие как кадмий, медь, свинец, хром и ртуть, являются основными загрязнителями окружающей среды, особенно в районах с высокой антропогенной нагрузкой. Накопление тяжелых металлов в почвах является неблагоприятным фактором, в частности, проявляется фитотоксичность ТМ для растений и почвенных организмов. Также опасно накопление ТМ в продукции, особенно овощеводческой. Влияние растений и их метаболической активности определяет биогеохимическое перераспределение тяжелых металлов в системе воздух-воды-почвы. При этом

Таблица 1. Предельно допустимые концентрации нитратов в овощных культурах

Table 1. Maximum permissible concentrations of nitrates in vegetable crops

Продукт	Содержание, мг/кг сырой массы
Картофель	250
Капуста белокочанная ранняя	900
Капуста белокочанная поздняя	500
Морковь ранняя	400
Морковь поздняя	400
Томаты	150/300
Огурцы	150/400
Свекла столовая	1400
Лук репчатый	80
Листовые овощи	2000
Перец сладкий	200
Кабачки	400

важно оценить как спектр тяжелых металлов, так и их токсичность для растений. Токсичность металлов влияет на экологическую систему, где растения являются неотъемлемым компонентом. Растения, произрастающие на загрязненных металлами участках, демонстрируют измененный метаболизм, снижение роста и биомассы, в которой происходит избыточное накопление металлов. Металлы влияют на различные физиологические и биохимические процессы в растениях. Современные исследования токсичности и толерантности растений, подверженных воздействию металлов, вызваны растущим

Таблица 2. Величины ПДК тяжелых металлов в овощных и фруктовых продуктах питания, мг/кг

Table 2. MPC values of heavy metals in vegetable and fruit food products, mg/kg

Продукты	Свинец (Pb)	Кадмий (Cd)	Мышьяк (As)	Ртуть (Hg)	Медь (Cu)	Цинк (Zn)
Овощи, ягоды, фрукты свежие и свежемороженые	0,04—0,5	0,03	0,2	0,02	5,0	10,0
Овощи, ягоды, фрукты и изделия из них в сборной жестяной таре	1,0	0,05	0,2	0,02	5,0	10,0

загрязнением окружающей среды металлами. Однако некоторые металлы, в том числе медь, марганец, кобальт, цинк и хром, необходимы для метаболизма растений в следовых количествах. Поэтому лишь тогда, когда металлы присутствуют в биодоступных формах и в чрезмерных количествах, они могут стать токсичными для растений. Необходимо учитывать воздействие цинка, меди, ртути, хрома, мышьяка, кобальта, никеля, марганца и железа. Но для ряда тяжелых металлов, таких как кадмий, свинец, биохимические и физиологические потребности неизвестны, и они считаются токсичными элементами в любых количествах. Токсичность других ТМ, например мышьяка, зависит от валентности и формы нахождения металла в организмах — токсичность пятивалентного As неизвестна, тогда как трехвалентный — токсичен [6].

Мышьяк, кадмий, свинец и ртуть являются токсичными элементами, и они почти повсеместно присутствуют в низких концентрациях в окружающей среде из-за антропогенного воздействия. Пищевое потребление продуктов растительного происхождения составляет основную долю потенциально опасного для здоровья человека воздействия ТМ, особенно мышьяка и кадмия. Для повышения безопасности пищевых продуктов важно уменьшить накопление токсичных элементов в сельскохозяйственных культурах. Понимание молекулярных механизмов, ответственных за это накопление, может позволить создать сорта сельскохозяйственных культур с сильно сниженной концентрацией токсичных элементов в их съедобных частях. Считается, что в настоящее время эти механизмы достаточно известны для мышьяка и кадмия, но еще недостаточно исследованы в отношении свинца и ртути. Основные результаты были получены для риса и других модельных растений, тогда как для овощных культур таких исследований явно не хватает. Были идентифицированы белки, ответственные за поглощение мышьяка и кадмия, и в настоящее время достаточно изучена биотрансформация мышьяка. Также были выявлены факторы, контролирующие эффективность транслокации от корня к побегу и распределение токсичных элементов через так называемый рисовый узел [7].

2.2. Токсичность для растений и человека

Установлено, что мышьяк (As), кадмий (Cd), свинец (Pb) и ртуть (Hg) являются высокотоксичными как для растений, так и для человека в их ионных формах; As и Hg также токсичны в их метилированных формах [8, 9]. Как уже упоминалось выше, в то время как метилированный As, по крайней мере в пятивалентном состоянии, обычно считается менее токсичным, чем As(III) и As(V), метилированная Hg более токсична, чем Hg(II), для большинства организмов [10, 11].

Основные мишени токсичности для этих элементов неизвестны, и таких мишеней может и не быть; эти элементы могут повреждать как различные клеточные структуры, так и различные ткани и органы. Одной из основных причин токсичности является сильное взаимодействие с сульфгидрильными группами; другой причиной является воздействие на гомеостаз основных элементов. Высокая реактивность тиоловых форм может ухудшать функционирование белков и опосредствованно вызывать окислительный стресс. Известно, что Cd влияет на метаболизм кальция (Ca) у млекопитающих, вызывая болезнь Итай-Итай при сильном воздействии. Как кадмий, так и свинец могут замещать цинк (Zn) в белках. Арсенат нарушает фосфатный обмен из-за химического сходства двух анионов. Кадмий и неорганические соединения мышьяка классифицируются как канцерогены. Воздействие низких доз, значительно ниже пороговых значений острой токсичности, может вызвать заболевание из-за длительной биоаккумуляции в организме человека. Медленное отравление из-за хронического воздействия Cd и As было связано с общим увеличением смертности и целым рядом заболеваний, включая различные виды рака и сердечно-сосудистые заболевания в случае As, повреждение почек и остеопороз в случае Cd [12].

Известна нейротоксичность свинца, связанная с его негативным воздействием на интеллектуальные способности детей даже при низких уровнях воздействия [13]. Точно так же нейроны являются основными мишенями токсичности метилртути [14].

В отношении мышьяка и кадмия достигнут консенсус в том, что их потребление с растительной пищей в значительной степени способствует усилению воздействия на человека.

3. Оценка воздействия в системе доза-эффект

У многих групп населения поглощение с пищей, например, Cd превышает предварительные допустимые еженедельные уровни потребления (Provisional Tolerable Weekly Intake, PTWI), определенные Продовольственной и сельскохозяйственной организацией Объединенных Наций (ФАО) и Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) [15]. При этом следует подчеркнуть, что имеющиеся данные заставили эпидемиологов усомниться в установленных величинах PTWI [16]. Так, группа экспертов европейского управления по безопасности пищевых продуктов (European Food Safety Authority, EFSA) по загрязняющим веществам в пищевой цепочке призвала снизить PTWI с 5,8 до 2,5 мкг на килограмм веса тела [17], до уровня, близкого к среднему потреблению во всем мире [18]. Отмечено, что использование PTWI, величина которого, согласно недавним анализам [19], для Pb превышена, например, в некоторых регионах Китая, было признано нецелесообразным в свете имеющихся эпидемиологических данных [20, 21]. Соответственно, объединенный комитет экспертов ФАО/ВОЗ по пищевым добавкам даже пришел к выводу, что нынешний уровень PTWI для свинца должен быть снижен, поскольку этот уровень воздействия связан с измеримым нарушением развития нервной системы у детей [22].

В целом, по данным [23, 24], усвоение Cd из пищи является низким. Продовольствие является важным путем для ряда металлов, особенно для населения, потребляющего регионально загрязненные продукты питания. По данным [25], население, которое ограничивает свой рацион продуктами местного производства, например, фермеры, ведущие натуральное хозяйство, особенно подвержено риску загрязнения почвы, поскольку Cd в их рационе не разбавляется продуктами питания из других, незагрязненных районов, как это происходит в большинстве развитых стран мира. В связи с этим предложено рассчитывать риск воздействия токсичных элементов через пищу, используя коэффициент, называемый целевым коэффициентом опасности (target hazard quotient, THQ) [26]. Величины THQ включают, в частности, частоту воздей-

ствия и концентрацию загрязняющего вещества. Считается, что, когда THQ ниже 1, уровень ежедневного воздействия на человеческую популяцию может быть безопасным. Используя индекс THQ, авторы [27, 28] пришли к выводу, что «жители, живущие в 500—1000 м от цинкового завода Хулудао в Китае, имели значения THQ от овощей выше 1, что означает, что они подвержены риску токсичности Cd. Кроме того, показано, что в бассейне реки верхний У Цзян, провинция Гуандун, Китай, растения риса, орошаемые неочищенными сточными водами горнодобывающей промышленности, содержали до 1,15 мкг Cd/g в неочищенном зерне, а потребление Cd с пищей, по расчетам, составляло 2,2 и 1,5 мкг Cd/kg массы тела в день для 60-килограммового взрослого и 40-килограммового ребенка соответственно» [29]. Эти значения превышают предварительное допустимое потребление кадмия с пищей, установленное ФАО/ВОЗ, которое составляет 1 мкг Cd/kg веса тела [30]. Хотя рис потребляется в качестве основного продукта питания в провинции Гуандун, и, следовательно, рис вносит большую часть в общее ежедневное потребление пищи, существуют и другие источники потребления Cd, такие как молочные продукты и овощи, которые должны рассматриваться также как существенные факторы риска. При этом, по данным [30], потребление овощей в ряде случаев является основным источником Cd для человека.

Таким образом, очевидно, что для уменьшения риска в связи с потреблением ТМ с растительной пищей, в частности, с овощами, необходимо снизить их содержание в рационе питания. В ряде случаев речь уже идет о нулевых величинах содержания ТМ в овощной продукции.

4. Характеристика риска

На стадии характеристики риска проводят моделирование параметров и процессов, указанных на первых трех стадиях (идентификация опасности, оценка экспозиции, оценка воздействия в системе доза-эффект) и рассчитывают вероятность риска заболеваний человека от потребления овощной продукции с высоким содержанием тяжелых металлов [31, 32].

4.1. Оценка воздействия

Для расчета уровней воздействия тяжелых металлов на человека используется уравнение среднесуточного потребления (average daily intake, ADI) (мг/кг-сут):

$$ADI = C \times IR \times EF \times ED \times BW \times AT,$$

где C — концентрация химического вещества в конкретной среде воздействия (мг/л, мг/кг, мг/м³),

IR — интенсивность приема вовнутрь (л/сут, кг/сут, м³/сут),

EF — частота воздействия (сут/год),

ED — продолжительность воздействия (год),

BW — масса тела человека, подвергшегося воздействию (кг),

AT — период времени, за который усредняется доза (сут).

Для тяжелых металлов поглощение с пищей и водой, а также всасывание через кожу играют наиболее важную роль среди потенциальных путей воздействия [33–35].

С учетом этого величину экспозиции можно рассчитывать следующим образом.

4.1.1. Прием вовнутрь:

$$ADII = CS \times SIR \times EF \times ED \times BW \times AT,$$

где $ADII$ — среднесуточное поступление тяжелых металлов из почвы (мг/кг-сут),

CS — концентрация тяжелых металлов в почве (мг/кг),

SIR — скорость поступления тяжелых металлов в почву (мг/сут).

4.1.2. Дermalная абсорбция:

$$ADID = CS \times SA \times AF \times ABS \times EF \times ED \times BW \times AT,$$

где $ADID$ — среднесуточное потребление тяжелых металлов из-за дермальной абсорбции (мг/кг-сут),

SA — площадь открытой поверхности кожи (см²),

AF — коэффициент адгезии (мг/см²-сут),

ABS — коэффициент дермальной абсорбции (безразмерный).

4.2. Оценка риска

4.2.1. Оценка неканцерогенного риска

Оценка неканцерогенного риска обычно характеризуется коэффициентом опасности (hazard quotient, HQ). Коэффициент опасности определяется как фактор хронического ежедневного потребления или доза, деленная на пороговое значение токсичности, которая называется референтной дозой (RfD) конкретного химического вещества. Коэффициент опасности одного химического вещества определяется уравнением:

$$HQ = ADI \times RfD,$$

где RfD — хроническая референтная доза для данного химического вещества (мг/кг-сут).

Для оценки общего потенциала неканцерогенных эффектов, создаваемых более чем одним химическим веществом, применяется индекс опасности (hazard index, HI). Для смеси загрязнений индекс опасности вычисляется как [36–38]:

$$HI = \sum HQ_i = \sum ADI_i RfD_i.$$

Если значение HI меньше единицы, то подвергаясь воздействию популяция вряд ли будет испытывать очевидные неблагоприятные последствия для здоровья. Если значение HI превышает единицу, то могут возникнуть неблагоприятные последствия для здоровья. Поскольку в настоящее время нет референтных доз для прямой оценки воздействия загрязняющих веществ на кожную абсорбцию, USEPA разработало метод экстраполяции значений пероральной токсичности для использования в оценке кожного риска [39] как следующее уравнение:

$$RfDABS = RfDo \times ABSGI,$$

где $RfDABS$ — дермально скорректированная референтная доза (мг/кг-сут),

$RfDo$ — пероральная референтная доза (мг/кг-сут),

$ABSGI$ — коэффициент желудочно-кишечной абсорбции (безразмерный).

4.2.2. Оценка канцерогенного риска

Канцерогенные риски оцениваются путем расчета возрастающей вероятности развития рака у человека в течение всей жизни в результате воздействия

потенциального канцерогена. Коэффициент наклона (slope factor, SF) позволяет преобразовать расчетное ежедневное потребление токсина, усредненное за весь жизненный период воздействия, непосредственно в инкрементный риск индивидуального развития рака [37]:

$$\text{Риск} = \text{ADI} \times \text{SF},$$

где Риск — это безразмерная вероятность развития рака у человека в течение всей жизни, а SF — коэффициент развития канцерогенности (в мг/кг-день).

Риски, превышающие 1×10^{-4} , рассматриваются как неприемлемые, риски ниже 1×10^{-6} не считаются представляющими значительные последствия для здоровья, а риски, лежащие между 1×10^{-4} и 1×10^{-6} , обычно считаются приемлемым диапазоном в зависимости от ситуации и обстоятельств воздействия [33, 40].

Аналогично RfD, согласно методу экстраполяции USEPA, SFABS рассчитывается с использованием уравнения:

$$\text{SFABS} = \text{SFO}/\text{ABSGI},$$

где SFABS — дермально скорректированный коэффициент наклона (в мг/кг-сут),

SFO — пероральный коэффициент наклона (в мг/кг-сут) [41].

4.3. Моделирование методом Монте-Карло

При оценке рисков необходимо учитывать неопределенность, которая постоянно встречается в моделях [31, 42, 43], особенно когда неопределенность возникает из-за отсутствия точных знаний,

изменчивости экологических систем и изменчивости индивидуальных характеристик человека [44]. Чтобы свести к минимуму неопределенность приведенных выше расчетов, оценка рисков должна проводиться с помощью моделирования методом Монте-Карло. Для проведения моделирования может быть принята программная платформа Oracle Crystal Ball (Oracle Corporation, Вальехо, США), которая является одним из наиболее часто используемых инструментов моделирования методом Монте-Карло [45].

4.4. Примеры характеристики неканцерогенного и канцерогенного риска при загрязнении овощей тяжелыми металлами

4.4.1. Территория вблизи рудного месторождения Дабаошань, Южный Китай

В данном исследовании были оценены параметры токсичности тяжелых металлов, поступающих в организм местных жителей, проживающих вблизи рудного месторождения. Токсикологические данные по тяжелым металлам и подробная информация о вероятностных факторах воздействия представлены в [27, 28]. Для оценки неопределенности полученных входных данных проводилось моделирование методом Монте-Карло с использованием представленных параметров, и модельные данные формировались в течение 10 000 итераций.

Была проведена оценка потребления ТМ с пищей (рис и овощи), результаты представлены в табл. 3.

Таблица 3. Оцененное потребление ТМ с пищей: рис и овощи на четырех участках вблизи рудного месторождения, Китай (по данным [27, 28])

Table 3. Estimated consumption of HM with food: rice and vegetables at 4 sites near the ore deposit, China (according to [27, 28])

Продукт	Суточное потребление, г/дн	Cu	Zn	Pb	Cd
		мкг/сут			
Участок 1 — ZX					
Рис	372	1977	11,693	516	229
Овощи	274	327	2357	47	59
Всего		2304	14,050	563	287

Окончание таблицы

Продукт	Суточное потребление, г/дн	Cu	Zn	Pb	Cd
		мкг/сут			
Участок 2 — FD					
Рис	372	1961	9447	371	406
Овощи	274	290	3344	45	53
Всего		2251	12,791	416	459
Участок 3 — LQ					
Рис	372	2322	11,172	476	269
Овощи	274	339	2104	39	27
Всего		2661	13,276	514	296
Участок 4 — SB					
Рис	372	1721	11,127	425	170
Овощи	274	352	2559	49	57
Всего		2073	13,685	474	226

Риск для здоровья местных жителей

Для оценки риска для здоровья, связанного с загрязнением тяжелыми металлами риса и овощей, выращенных в окрестностях шахты Дабаошань, были рассчитаны оценочные показатели потребления ТМ с пищей (estimated dietary intake, EDI) и целевые коэффициенты опасности (target hazard quotients, THQ). Показатели потребления тяжелых металлов оценивали в соответствии со средней концентрацией каждого тяжелого металла в каждой продовольственной культуре (листовые, плодовые и корнеплодные овощи и рис) и соответствующей величиной потребления. Эти величины для Cu, Zn, Pb и Cd были ниже в районе шахты Дабаошань, чем в аналогичном исследовании в районе свинцово-цинкового месторождения, расположенного на юго-западе Китая. Тем не менее обнаружено, что максимальная величина EDI для Pb (563 мкг/сут) и Cd (459 мкг/сут) при потреблении овощей и риса значительно превышает установленные ВОЗ значения PTDI, в 2,3 и 6,8 раза соответственно.

Наибольший вклад в поглощение тяжелых металлов был за счет потребления риса, в 3–11 раз превышающий аналогичные величины при поглощении с овощами, как показано в табл. 3. Таким

образом, постоянное потребление этих загрязненных пищевых культур, вероятно, вызовет неблагоприятные последствия для здоровья, в основном от воздействия Pb и Cd. Величины THQ для Pb и Cd при потреблении риса были выше 1, а [Cd]THQ для овощей приблизился к 1 на трех участках исследования. Это показало, что жители вокруг рудного месторождения Дабаошань испытывают относительно высокий риск для здоровья. С удалением от месторождения рассматриваемые величины снижаются (рис. 1).

Рассматриваемые показатели для Cu и Zn, как для риса, так и для овощей, как правило, были меньше 1, что говорит о том, что местные жители не будут подвергаться потенциальному риску для здоровья от потребления с пищей этих металлов.

4.4.2. Территория вблизи крупного промышленного города: Томский район Томской области

Была проведена оценка канцерогенного и неканцерогенного рисков для здоровья населения при алиментарном поступлении токсичных загрязнителей с овощными культурами. Для оценки риска были рассчитаны среднесуточные дозы поступления ТМ.

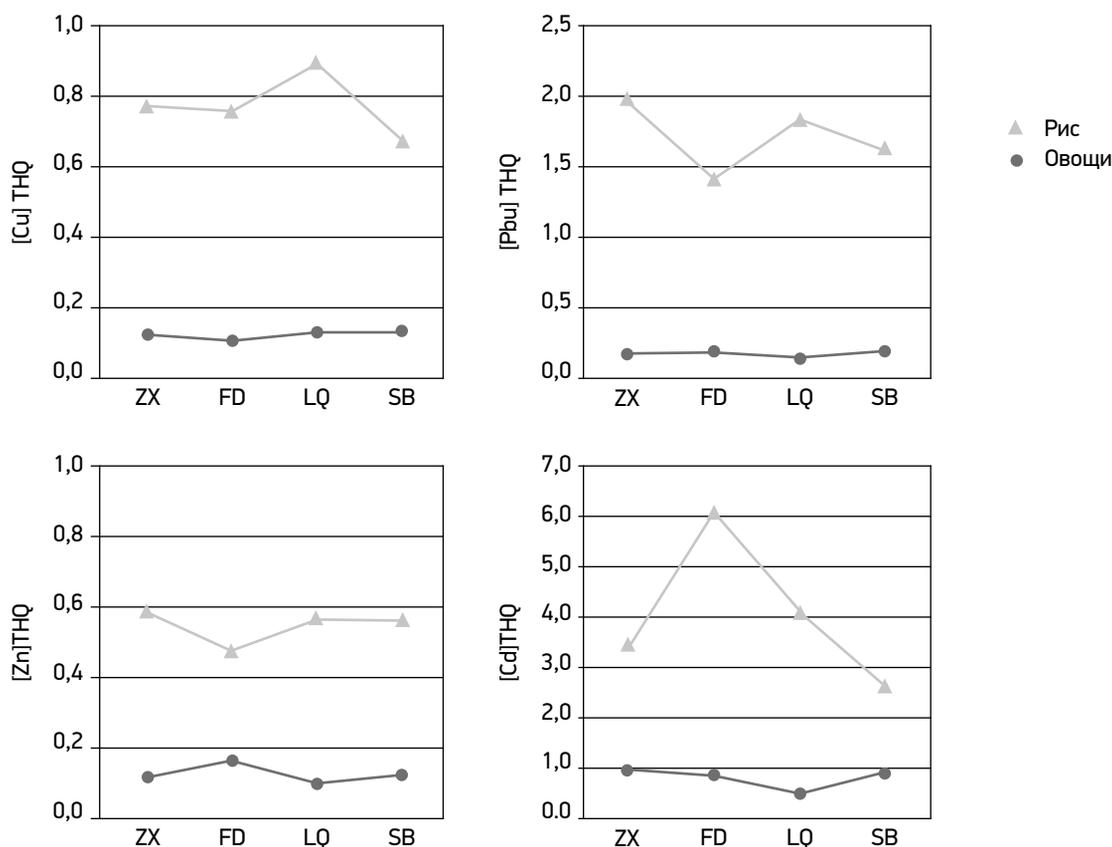


Рис. 1. Величины THQ для различных ТМ (Zn, Cu, Cd, Pb) при их поглощении с рисом и овощами в окрестностях рудного месторождения Дабаошань, Китай. По оси абсцисс указаны сокращенные наименования четырех населенных пунктов: аналогично в таблице 3 (по данным [27, 28])

Figure 1. THQ values for various HM (Zn, Cu, Cd, Pb) when they are absorbed with rice and vegetables in the vicinity of the Dabaoshan ore deposit, China. On the abscissa axis, the abbreviated names of 4 localities are indicated: similarly, in Table 3 (according to [27, 28])

Для этого были использованы усредненные значения концентраций тяжелых металлов в овощах: свекле, капусте, моркови, картофеле на территории овощеводческих объединений в окрестностях г. Томска [46].

Данные о суточном среднелюдовом потреблении продуктов, значения факторов канцерогенного потенциала приведены в табл. 4. Доля потребления местной продукции в исследовании принималась равной 100%.

Риск развития неканцерогенных эффектов оценивали по значениям коэффициента опасности (табл. 5).

Поскольку исследуемые ТМ воздействуют на различные критические органы или системы, в табл. 5

включены данные о тех физиологических системах (мишенях), на которые воздействует загрязняющее вещество. Было также оценено комбинированное воздействие различных ТМ с использованием метода суммации. Вклад в суммарную величину коэффициента опасности различных загрязняющих веществ при регулярном поступлении в организм человека с овощами представлен на рис. 2. Авторами показано, что «общий суммарный риск развития неканцерогенных эффектов составляет 1,745. Системами, наиболее подверженными суммарному воздействию неканцерогенных веществ, таких как свинец и никель, являются: центральная нервная система, сердечно-сосудистая, репродуктивная» [46, с. 685].

Таблица 4. Содержание ТМ в овощной продукции и среднесуточные дозы (ССД) поступления элементов в организм человека с потребляемыми в пищу овощами (по данным [46])

Table 4. Heavy metal content and average daily doses (SSD) of the intake of elements into the human body with vegetables consumed (according to [46])

Овощная культура	ТМ	ПДК в овощах, мг/кг	С _{ср.} '	С _{мин.} '	С _{макс.} '	ССД, мг/кг
			(мг/кг сырой массы)			
Картофель	Свинец	0,5	0,06	0,02	0,14	3,3·10 ⁻⁴
	Ртуть	0,02	8,4·10 ⁻⁴	3,4·10 ⁻⁴	49·10 ⁻⁴	4,3·10 ⁻⁶
	Медь	5,0	0,99	0,6	1,4	5·10 ⁻³
	Цинк	10,0	0,22	0,03	0,3	1,1·10 ⁻³
	Никель	0,5	0,18	0,06	2,2	9,2·10 ⁻⁴
	Марганец		2,1	0,09	4,0	1,1·10 ⁻²
	Барий		0,7	0	0,2	3,5·10 ⁻³
	Хром	0,2	0,15	0,07	2,1	7,5·10 ⁻⁴
	Молибден		0,12	0,07	0,31	6·10 ⁻⁴
	Стронций		2,47	1,0	3,5	1,2·10 ⁻²
Свекла, морковь	Свинец	0,5	0,05	0,02	0,14	1,54·10 ⁻⁴
	Ртуть	0,02	2,4·10 ⁻⁴	0,6·10 ⁻⁴	8,5·10 ⁻⁴	7,4·10 ⁻⁷
	Медь	0,8	0,3	1,69	1,4	2,5·10 ⁻⁵
	Цинк	10,0	0,11	0,02	0,21	3,4·10 ⁻⁴
	Олово		0,002	0,0001	0,02	6,2·10 ⁻⁶
	Никель	0,5	0,15	0,07	0,35	4,5·10 ⁻⁴
	Марганец		6,0	1,5	15	1,8·10 ⁻²
	Барий		3,6	2,0	7,0	1,1·10 ⁻²
	Хром	0,2	0,09	0,03	0,13	2,7·10 ⁻⁴
	Молибден		0,09	0,05	0,23	2,7·10 ⁻⁴
	Стронций		3,3	2,0	4,5	9,9·10 ⁻³
	Капуста	Свинец	0,5	0,045	0,027	0,09
Ртуть		0,02	0,8·10 ⁻⁴	3·10 ⁻⁵	1,75·10 ⁻⁵	5,4·10 ⁻⁷
Медь		0,8	0,32	0,21	0,48	1,5·10 ⁻³
Цинк		10,0	0,053	0,001	0,21	6,48·10 ⁻⁴
Никель		0,5	0,15	0,057	0,33	4,5·10 ⁻⁴
Марганец			5,8	2,9	12	1,7·10 ⁻²
Барий			0,6	0,01	1,2	1,8·10 ⁻³
Хром		0,2	0,06	0,038	0,16	1,8·10 ⁻⁴
Молибден			0,11	0,043	0,13	3,3·10 ⁻⁴
Стронций			2,7	1,5	3,1	8,1·10 ⁻³

Таблица 5. Оценка риска развития неканцерогенных эффектов при потреблении в пищу выращенных овощей (по данным [46])

Table 5. Assessment of the risk of developing non-carcinogenic effects when eating grown vegetables (according to [46])

ТМ	Доза, мг/кг	Референтная доза, мг/кг	Коэффициент опасности	Критический орган
Свинец	0,000764	0,0035	0,218	ЦНС, кровь, репродуктивная система
Ртуть	0,00000558	0,0003	0,0186	Иммунная система, почки, ЦНС, репродуктивная система
Медь	0,006525	0,019	0,342	ЖКТ, печень
Цинк	0,002088	0,3	0,0070	Кровь, биохим.
Олово	0,0000062	0,6	0,00001	Печень, почки, ЖКТ
Никель	0,00182	0,02	0,091	Печень, серд.-сосуд. система, кровь, масса тела
Марганец	0,046	0,14	0,329	ЦНС, кровь, ЖКТ
Барий	0,016	0,07	0,229	Почки, серд.-сосуд. система
Хром	0,0012	0,005	0,24	Печень, почки, ЖКТ, слизистые
Молибден	0,0012	0,005	0,24	Почки
Стронций	0,0182	0,6	0,03	Костная система

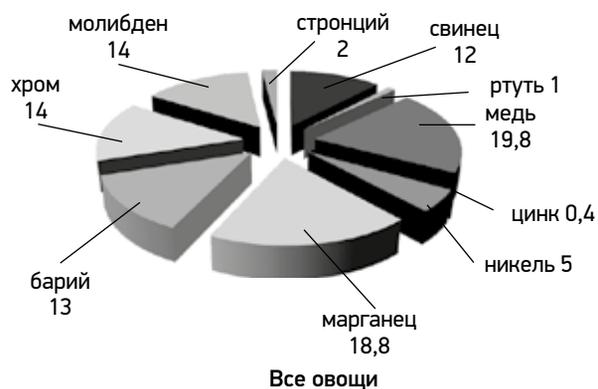
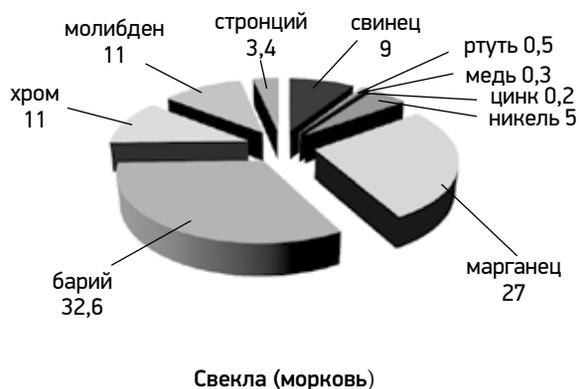
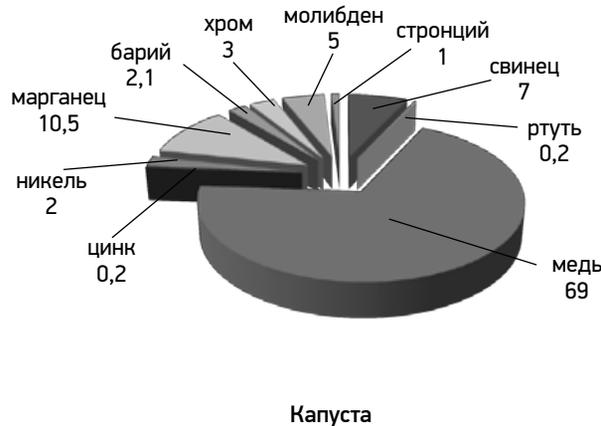
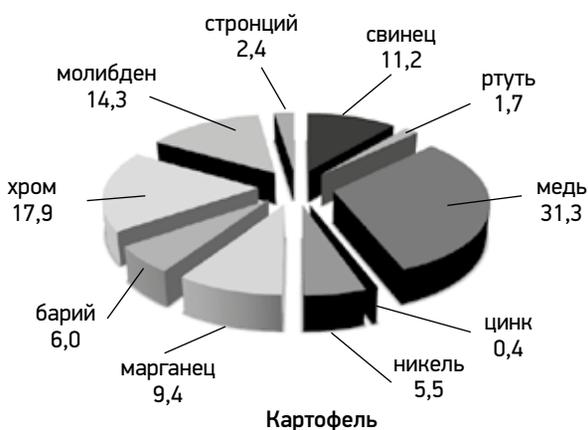


Рис. 2. Вклад в суммарную величину коэффициента опасности различных загрязняющих веществ при регулярном поступлении в организм человека с овощами (по данным [46]), %

Figure 2. Contribution to the total value of the hazard coefficient of various pollutants when regularly ingested with vegetables (according to [46]), %

Следует отметить, что рассчитанные в исследовании индексы опасности неканцерогенных эффектов, связанных с потреблением продуктов питания, характеризуют максимально возможные уровни, поскольку при расчете доз авторы [46] ориентировались на сценарии максимального воздействия.

Значения канцерогенных рисков, рассчитанные в данном исследовании по усредненным концентрациям свинца в овощах, находятся в интервале 10^{-7} – 10^{-5} , что, как отмечено выше, не является существенным. Однако в ряде случаев ПДК по свинцу в пробах картофеля превышены до 2,7 раза. В этих случаях среднесуточная доза поступления свинца в организм человека уже не может считаться безопасной, и рассчитываемый индивидуальный канцерогенный риск может быть на грани опасного.

5. Управление риском

Таким образом, ТМ нарушают комплекс процессов в растении и индуцируют множество специфических и неспецифических реакций живых организмов, прежде всего, человека как конечного консумента в пищевой цепи [31, 47]. Поскольку, как показано выше, значительное количество ТМ потребляется с овощами, необходимо управление риском поступления этих металлов в растения. Такое управление возможно с использованием штаммов ряда микроорганизмов.

Известно, что микроорганизмы обладают полезными для растений свойствами, благоприятное сочетание которых может оказывать в стрессовой ситуации аддитивный или синергический эффект. Так, инокуляция бобовых растений устойчивыми к ТМ и эффективными штаммами клубеньковых бактерий существенно улучшала образование и функционирование азотфиксирующего симбиоза. Показано, что почвенные бактерии (бактериальные препараты азотобактерина, фосфобактерина и кремнебактерина на основе ризобактерий *Azotobacter* и *Bacillus*) способствуют накоплению в овощных растениях (морковь, свекла, картофель) биофильных элементов (K, Mg, Ca, Na, S, Si) и некоторых металлов (Pb, Zn, Ni, Cr), но последние накапливались преимущественно в кожуре. В то же время не отмечено аккумуляции Cd, Hg и лишь отчасти Cr [48].

В последнее десятилетие значительно возрос интерес к использованию ризосферных бактерий для

стимуляции роста и регуляции поступления ТМ в растения из загрязненных почв, что отражено в серии обзорных статей. Например, производственные штаммы ассоциативных бактерий *Arthrobacter myso-rens* 7 и *Flavobacterium* sp. Л30 снижали подвижность Cd в почве [49], а инокуляция ими ячменя улучшала рост растений и препятствовала поступлению ТМ в зерно [50–52].

Показана также способность псевдомонад, ассоциированных с эктомикоризными грибами, усиливать иммобилизацию Cd, Zn и Pb микросимбиотом в корнях и предотвращать поступление этих металлов в надземную часть растений [53].

Иммобилизация металлов может происходить благодаря образованию малорастворимых комплексов с бактериальными сидерофорами, полисахаридами и другими веществами. Однако бактериальные сидерофоры и их Fe-содержащие комплексы поглощаются растениями, поэтому в некоторых случаях возможно усиление поступления металлов в последние [54].

Имеются данные об одновременной стимуляции роста и выноса никеля горчицей сарептской (*Brassicajuncea*) при инокуляции штаммом *Bacillus subtilis* SJ-101, продуцирующим ауксины и растворяющим фосфаты [55].

Получены результаты по динамике численности биоконтрольных с антифугальной активностью штаммов *Pseudomonas chlororaphis* SPB1217 и *Pseudomonas fluorescens* SPB2137, способных приживаться в ризосфере огурцов, выращиваемых в минеральном субстрате гидропонным способом в условиях промышленных теплиц. При этом численность грибов в контроле была в два раза выше, чем в варианте с инокуляцией штаммом SPB2137 [56].

В этих и многих других исследованиях усиление поглощения токсичных металлов происходило без негативных последствий для роста растений, что указывает на способность бактерий повышать гомеостаз микробно-растительной системы [57].

Также следует упомянуть и другие подходы для устранения угнетающего действия ТМ на овощные культуры. Так, отмечено положительное влияние синтетического регулятора роста тидиазуронана на устойчивость проростков огурца, выращиваемых в условиях гидропонии, при воздействии сублетальных доз ионов свинца и меди, а также охлаждении [58].

Заключение

Таким образом, на основании обширного материала рассмотрены подходы к оценке риска накопления тяжелых металлов в овощных культурах, выращиваемых в открытом и защищенном грунте, включая гидропонику. Поскольку алиментарное поглощение ТМ с овощами представляет собой комбинацию природных и экологических рисков [59], то необходима процедура оценки таких рисков. Соответственно, предложена схема выполнения оценки риска, включая такие этапы, как идентификация опасности, оценка экспозиции, оценка воздействия в системе доза-эффект, характеристика риска и управление риском. Для каждого этапа приведены модельные подходы к количественной оценке риска, даны примеры характеристики неканцерогенного и канцерогенного рисков в различных регионах при потреблении овощных культур, загрязненных ТМ. Показано, что управление риском накопления ТМ в овощных культурах возможно с помощью различных штаммов микроорганизмов, как способствующих иммобилизации этих металлов в почве, так и препятствующих их поступлению в товарную часть овощной продукции. Следовательно, необходимо разрабатывать природоподобные технологии, в частности, биогеохимические технологии, способные предотвращать поступление ТМ в овощные растения. Разработка таких технологий для выращивания овощей в почвенных условиях может быть основана на показанных выше исследованиях [51, 52].

Также следует отметить, что в современной литературе еще крайне недостаточно исследований по оценке риска накопления ТМ при выращивании овощных культур в условиях гидропоники. Гидропоника быстро развивается, и необходимы знания по вероятности поступления ТМ в товарную часть продукции и оценке соответствующих величин риска.

Литература [References]

1. Пинчук Е.В., Беспалько Л.В., Козарь Е.Г., Балашова И.Т., Сирота С.М., Шевченко Т.Е. Ценная овощная зелень на гидропонике для круглогодичного потребления // Овощи России. 2019. №3. С. 45—53. <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2019-3-45-53>. [Pinchuk E.V., Bepalko L.V., Kozar E.G., Balashova I.T., Sirota S.M., Shevchenko T.E. Valuable vegetable green on hydroponics for seasonal use // Vegetable crops of Russia. 2019. No 3. P. 45—53 (in Russ.) <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2019-3-45-53>]
2. Солдатенко А.В., Разин А.Ф., Шатилов М.В., Иванова М.И., Разин О.А., Россинская О.В., Башкиров О.В. Межрегиональный обмен в контексте выравнивания потребления овощей в субъектах Федерации // Овощи России. 2018. № 6. С. 41—46. <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2018-6-41-46>. [Soldatenko A.V., Razin A.F., Shatilov M.V., Ivanova M.I., Razin O.A., Rossinskaya O.V., Bashkirov O.V. Interregional exchange in the context of the alignment of the consumption of vegetables in subjects of the Russian Federation // Vegetable crops of Russia. 2018. No. 6. P. 41—46 (in Russ.) <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2018-6-41-46>]
3. Мамедов М.И. Перспективы защищенного грунта в России // Овощи России. 2014. № 4 (25). С. 4—9. <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2014-4-4-9>. [Mamedov M. I. Prospects of protected ground in Russia // Vegetable crops of Russia. 2014. No. 4. P. 4—9. (in Russ.) <https://doi.org/10.18619/2072-9146-2014-4-4-9>]
4. Башкин В.Н. Управление экологическим риском. М.: Научный мир. 2005. 368 с. [Bashkin V. N. Ecological risk management. M.: Nauchny Mir. 2005. 368 p. (in Russ.)]
5. Башкин В.Н. Агрогеохимия азота // Пушчино: ОНТИ НЦБИ. 1987. 270 с. [Bashkin V.N. Agrogeochemistry of nitrogen // Pushchino: ONTI NCBI. 1987. 270 p. (in Russ.)]
6. Nagajyoti P.C., Lee K.D. & Sreekanth T.V.M. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. Environ Chem Lett 8, 199—216 (2010). <https://doi.org/10.1007/s10311-010-0297-8>
7. Clemens S, Ma JF. Toxic Heavy Metal and Metalloid Accumulation in Crop Plants and Foods. Annu Rev Plant Biol. 2016 Apr 29;67:489-512. doi: 10.1146/annurev-arplant-043015-112301. Epub 2016 Jan 21. PMID: 27128467.
8. Goyer RA. Toxic and essential metal interactions. Annu Rev Nutr. 1997;17:37-50. doi: 10.1146/annurev.nutr.17.1.37. PMID: 9240918.
9. Kopittke PM, Blamey FP, Asher CJ, Menzies NW. Trace metal phytotoxicity in solution culture: a review. J Exp Bot. 2010 Feb;61(4):945-54. doi: 10.1093/jxb/erp385. Epub 2010 Jan 6. PMID: 20054033

10. Hughes MF. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicol Lett.* 2002 Jul 7;133(1):1-16. doi: 10.1016/s0378-4274(02)00084-x. PMID: 12076506
11. Li WC, Tse HF. Health risk and significance of mercury in the environment. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2015 Jan;22(1):192-201. doi: 10.1007/s11356-014-3544-x. Epub 2014 Sep 16. PMID: 25220768.
12. Järup L, Akesson A. Current status of cadmium as an environmental health problem. *Toxicol Appl Pharmacol.* 2009 Aug 1;238(3):201-8. doi: 10.1016/j.taap.2009.04.020. Epub 2009 May 3. PMID: 19409405.
13. R.L. Canfield, C.R. Henderson, D.A. Cory-Slechta, C. Cox, T.A. Jusko and B. P. Lanphear. "Intellectual impairment in Children with Blood Lead Concentrations below 10 µg Per Deciliter," *New England Journal of Medicine*, Vol. 348, No. 16, 2003, pp. 1517—1526. doi: 10.1056/NEJMoa022848
14. Mergler D, Anderson HA, Chan LH, Mahaffey KR, Murray M, Sakamoto M, Stern AH; Panel on Health Risks and Toxicological Effects of Methylmercury. Methylmercury exposure and health effects in humans: a worldwide concern. *Ambio.* 2007 Feb;36(1):3-11. doi: 10.1579/0044-7447(2007)36[3:meahei]2.0.co;2. PMID: 17408186.
15. Meharg AA, Norton G, Deacon C, Williams P, Adomako EE, Price A, Zhu Y, Li G, Zhao FJ, McGrath S, Villada A, Sommella A, De Silva PM, Brammer H, Dasgupta T, Islam MR. Variation in rice cadmium related to human exposure. *Environ Sci Technol.* 2013 Jun 4;47(11):5613-8. doi: 10.1021/es400521h. Epub 2013 May 23. PMID: 23668419.
16. Åkesson A, Barregard L, Bergdahl IA, Nordberg GF, Nordberg M, Skerfving S. Non-renal effects and the risk assessment of environmental cadmium exposure. *Environ Health Perspect.* 2014 May;122(5):431-8. doi: 10.1289/ehp.1307110. Epub 2014 Feb 25. PMID: 24569905; PMCID: PMC4014752.
17. EFSA (Eur. Food Saf. Auth.). Scientific opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on cadmium in food // *EFSA J.* 2009. Vol. 980. P. 1—139.
18. Clemens S, Aarts MG, Thomine S, Verbruggen N. Plant science: the key to preventing slow cadmium poisoning. *Trends Plant Sci.* 2013 Feb;18(2):92-9. doi: 10.1016/j.tplants.2012.08.003. Epub 2012 Sep 12. PMID: 22981394.
19. Zhao FJ, Ma Y, Zhu YG, Tang Z, McGrath SP. Soil contamination in China: current status and mitigation strategies. *Environ Sci Technol.* 2015 Jan 20;49(2):750-9. doi: 10.1021/es5047099. PMID: 25514502.
20. EFSA (Eur. Food Saf. Auth.). Scientific opinion on lead in food // *EFSA J.* 2010. No. 8. P. 1570.
21. EFSA (Eur. Food Saf. Auth.). Scientific opinion on the risk for public health related to the presence of mercury and methylmercury in food // *EFSA J.* 2012. No. 10. P. 2985.
22. FAO (Food Agric. Organ. UN), WHO (World Health Organ.). Evaluation of certain food additives and contaminants: seventy-third report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. WHO Tech. Report Ser. 960, WHO, Geneva, Switz. 2010. http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_960_eng.pdf
23. Veltman K, Huijbregts MA, Hendriks AJ. Cadmium bioaccumulation factors for terrestrial species: application of the mechanistic bioaccumulation model OMEGA to explain field data. *Sci Total Environ.* 2008 Dec 1;406(3):413-8. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.05.049. Epub 2008 Aug 22. PMID: 18722646.
24. Alonso E, González-Núñez M, Carbonell G, Fernández C, Tarazona JV. Bioaccumulation assessment via an adapted multi-species soil system (MS.3) and its application using cadmium // *Ecotoxicol Environ Saf.* 2009. Vol. 72. No 4. 1038—1044. doi: 10.1016/j.ecoenv.2008.08.004
25. Chary NS, Kamala CT, Raj DS. Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2008 Mar; 69(3):513-24. doi: 10.1016/j.ecoenv.2007.04.013. Epub 2007 Jun 6. PMID: 17555815.
26. L. C. Chien, T. C. Hung, K. Y. Choang, C. Y. Yeh, P. J. Meng, M. J. Shieh and B. C. Ha, "Daily Intake of TBT, Cu, Zn, Cd and As for Fishermen in Taiwan," *Science of the Total Environment*, Vol. 285, No. 1-3, 2002, pp. 177185. doi: 10.1016/S0048-9697(01)00916-0
27. Zheng N, Wang Q, Zheng D. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao Zinc Plant in China via consumption of vegetables. *Sci Total Environ.* 2007 Sep 20;383(1-3):81-9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2007.05.002. Epub 2007 Jun 15. PMID: 17573096.
28. Zheng N, Wang QC, Zheng DM. [Transfer characteristics of mercury, lead, cadmium, zinc and cuprum from soil to vegetable around zinc smelting plant]. *Huan Jing Ke Xue.* 2007 Jun;28(6):1349-54. Chinese. PMID: 17674748.

29. Yang Q.W, Lan C.Y, Wang H.B, Zhuang P, Shu W.S. Cadmium in soil—rice system and health risk associated with the use of untreated mining wastewater for irrigation in Lechang, China // *Agric Water Manag.* 2006. Vol. 84 (1—2). P. 147—152.
30. Millis PR, Ramsey MH, John EA. Heterogeneity of cadmium concentration in soil as a source of uncertainty in plant uptake and its implications for human health risk assessment. *Sci Total Environ.* 2004 Jun 29;326(1-3):49-53. doi: 10.1016/j.scitotenv.2003.12.009. PMID: 15142764.
31. Bashkin V.N. *Modern Biogeochemistry: Environmental Risk Assessment* // 2d Edition Springer Publishers. 2006. 444 pp.
32. Li Z, Ma Z, van der Kuijp TJ, Yuan Z, Huang L. A review of soil heavy metal pollution from mines in China: pollution and health risk assessment. *Sci Total Environ.* 2014 Jan 15;468-469:843-53. doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.08.090. Epub 2013 Sep 25. PMID: 24076505.
33. Fryer M, Collins C.D. Ferrier H., Colvile R.N., Nieuwenhuijsen M.J. Human exposure modelling for chemical risk assessment: a review of current approaches and research and policy implications // *Environ Sci Pol.* Vol. 9. 2006. No. 3. P. 261—274. DOI: 10.1016/j.envsci.2005.11. 011
34. Sun Qu. K., Wang S.R., Huang L., Bi J. Monte Carlo simulation based health risk assessment of heavy metal pollution: a case study in Qixia mining area, China // *Hum. Ecol. Risk Assess.* 2012. No. 18. P. 733—750. DOI: 10.1080/10807039.2012.688697
35. Ordóñez A., Álvarez R., Charlesworth S., De Miguel E., Loredo J. Risk assessment of soils contaminated by mercury mining, Northern Spain // *J Environ Monit.* 2011. No. 13(1). P. 128—136. DOI: 10.1039/c0em00132e
36. USEPA. *Guidelines for the health risk assessment of chemical mixtures* [R]. US Environmental Protection Agency, Washington, DC (1986).
37. *Risk assessment guidance for Superfund. Human health evaluation manual, (part A)* [R], vol. 1, Office of emergency and remedial response, Washington, DC (1989).
38. *Guidelines for exposure assessment* [R]. USEnvironmental Protection Agency, Washington, DC (1992).
39. *Example exposure scenarios* [R]. National Center for Environmental Assessment, Washington, DC (2003) [EPA/600/R-03/036].
40. Hu, X., Zhang, Y., Ding, Z.H., Wang, T.J., Lian, H.Z., & Sun, Y.Y. (2012). Bio-Accessibility and Health Risk of Arsenic and Heavy Metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in Nanjing, China. *Atmospheric Environment*, 57, 146—152. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.04.056>
41. USEPA. *Supplemental guidance for developing soil screening levels for Superfund sites* [R]. Soil Waste and Emergency Response, Washington, DC (2002).
42. Carrington C.D., Bolger P.M. Uncertainty and risk assessment // *Hum Ecol Risk Assess.* 1998. Vol. 4. No. 2. P. 253—257. doi.org/10.1080/10807039891284325
43. Mesa-Frias M, Chalabi Z, Vanni T, Foss AM. Uncertainty in environmental health impact assessment: quantitative methods and perspectives. *Int J Environ Health Res.* 2013;23(1):16-30. doi: 10.1080/09603123.2012.678002. Epub 2012 Apr 19. PMID: 22515647.
44. Mari M, Nadal M, Schuhmacher M, Domingo JL. Exposure to heavy metals and PCDD/Fs by the population living in the vicinity of a hazardous waste landfill in Catalonia, Spain: health risk assessment. *Environ Int.* 2009 Oct;35(7):1034-9. doi: 10.1016/j.envint.2009.05.004. Epub 2009 Jun 10. PMID: 19515422.
45. Molak V. *Fundamentals of risk analysis and risk management* // Lewis Publishers, New York (1997). DOI: 10.1201/9780367803056. COPY. ABSTRACT
46. Осипова Н.А., Язиков Е.Г., Янкович Е.П. Тяжелые металлы в почве и овощах как фактор риска для здоровья человека // *Фундаментальные исследования.* 2013. № 8 (часть 3). С. 681—686. [Osipova N.A., Yazikov E.G., Yankovich E.P. Heavy metals in soil and vegetables as a risk factor for health of consumers // *Basic research.* 2013. No. 8 (part 3). P. 681—686 (in Russ.)]
47. Prasad M.N.V., Hagemeyer J. (eds.). *Heavy metal stress in plants: from molecules to ecosystems* // Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 1999.
48. Белоголова Г.А., Соколова М.Г., Пройдакова О.А. Влияние почвенных бактерий на поведение химических элементов в системе почва-растение // *Агрохимия.* 2011. № 9. С. 58—76. [Belogolova G.A., Sokolova M.G., Prokhodakova O.A. Effect of soil bacteria on the distribution of chemical elements in the soil-plant system // *Agrochemistry.* 2011. No. 9. P. 58—76 (in Russ.)]
49. Pishchik V.N., Vorobyev N.I., Chernyaeva I.I., Timofeeva, A.P Kozhemyakov, Y.V. Alexeev. Y., Lukin S.M. Experimental and mathematical simulation of plant growth promoting rhizobacteria and plant interaction under cadmium stress // *Plant Soil.* Vol. 243. 2002. No. 2. P. 173—186. DOI: 10.1023/A:1019941525758

50. Белимов А.А., Кунакова А.М., Сафронова В.И., Степанов В.В., Юдкин Л.Ю., Алексеев Ю.В., Кожемяков А.П. Использование ассоциативных бактерий для инокуляции ячменя в условиях загрязнения почвы свинцом и кадмием // *Микробиология*. 2004. Т. 73. № 1. С. 118—125 [Belimov A. A., Kunakova A.M., Safronova V.I. Stepanov V.V., Yudkin L. Yu. Employment of rhizobacteria for the inoculation of barley plants cultivated in soil contaminated with lead and cadmium // *Microbiology*. Vol. 73. 2004. No. 1. P. 118—125 (in Russ.)]
51. Шабает В.П., Бочарникова Е.А., Остроумов В.Е. Ремедиация загрязненной кадмием почвы при применении стимулирующих рост растений ризобактерий и природного цеолита // *Почвоведение*. 2020. № 6. С. 733—760 DOI: 10.31857/S0032180X20060118 [Shabaev V.P., Bocharnikova E.A., Ostroumov V. E. Remediation of cadmium-polluted soil using plant growth-promoting rhizobacteria and natural zeolite // *Soil science*. 2020. No 6. P. 733—760 (in Russ.) DOI: 10.31857/S0032180X20060118]
52. Шабает В.П. Эффективность применения азотфиксирующей бактерии при выращивании растений в различных почвенных условиях // *Агрохимия*. 2020. № 11. С. 41—52. DOI: 10.31857/S0002188120110083 [Shabaev V.P. Efficiency of using n₂-fixing bacterium under growing plants in various soil conditions // *Agrochemistry*. 2020. No 11. P. 41—52 (in Russ.) DOI: 10.31857/S0002188120110083]
53. Krupa, P., Kozdrój, J. Ectomycorrhizal Fungi and Associated Bacteria Provide Protection Against Heavy Metals in Inoculated Pine (*Pinus Sylvestris* L.) Seedlings. *Water Air Soil Pollut* 182, 83—90 (2007). <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9323-7>
54. Awad F., Romheld V. Mobilization of heavy metals from contaminated calcareous soils by plant born, microbial and synthetic chelators and their uptake by wheat plants // *J. Plant Nutrit.* 2000. Vol. 23. P. 1847—1855. DOI: 10.1080/01904160009382147
55. Zaidi S, Usmani S, Singh BR, Musarrat J. Significance of *Bacillus subtilis* strain SJ-101 as a bioinoculant for concurrent plant growth promotion and nickel accumulation in *Brassica juncea*. *Chemosphere*. 2006 Aug;64(6):991-7. doi: 10.1016/j.chemosphere.2005.12.057. Epub 2006 Feb 17. PMID: 16487570.
56. Кравченко Л.В., Шапошников А.И., Макарова Н.М., Азарова Т.С., Тихонович И.А. Динамика численности антифунгальных штаммов *Pseudomonas* в ризосфере огурцов, выращиваемых в условиях гидропоники на минеральном тепличном субстрате // *Микробиология*. 2006. Т. 75. № 3. С. 404—409. [Kravchenko L.V., Shaposhnikov A.I., Makarova N.M., Azarova T.S., Tikhonovich I.A. Dynamics of abundance of antifungal strains of pseudomonas in the rhizosphere of hydroponic cucumbers grown on greenhouse mineral substrate // *Microbiology*. 2006. Vol. 75. No 3. P. 404—409 (in Russ.)]
57. Белимов А.А., Тихонович И.А. Микробиологические аспекты устойчивости и аккумуляции тяжелых металлов у растений (обзор) // *Сельскохозяйственная биология*. 2011. № 3. С. 10—15. [Belimov A.A., Tikhonovich I.A. Microbiological Aspects of resistance and accumulation of heavy metals by plants // *Agricultural biology*. 2011. No. 3. P. 10—15 (in Russ.)]
58. Лукаткин А.С., Башмаков Д.И., Кипайкина Н.В. Протекторная роль обработки тидиазураном проростков огурца при действии тяжелых металлов и охлаждения // *Физиология растений*. 2003. Т. 50. № 3. С. 305—307. [Lukatkin A.S., Bashmakov D.I., Kipaikina N.V. Rotective role of thidiazuron treatment on cucumber seedlings exposed to heavy metals and chilling // *Russian Journal of Plant Physiology*. 2003. Т. 50. No 3. С. 305—307 (in Russ.)]
59. Быков А.А., Башкин В.Н. Об экстремальных природных явлениях и оценке природных и экологических рисков // *Проблемы анализа риска*. Т. 15. 2018. № 3. 4—5. <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2018-15-3-4-5> [Bykov A.A., Bashkin V.N. On extreme natural phenomena and the assessment of natural and environmental risks // *Issues of Risk analysis*. Vol. 15. 2018. No 3. P. 4—5 (In Russ.) <https://doi.org/10.32686/1812-5220-2018-15-3-4-5>]

Сведения об авторах

Башкин Владимир Николаевич: доктор биологических наук, профессор, главный научный сотрудник Федерального государственного бюджетного учреждения науки Институт физико-химических и биологических проблем почвоведения РАН

Количество публикаций: более 400

Область научных интересов: биогеохимия, (гео)экологические риски, газовая промышленность

ResearcherID: J-4621-2018

Scopus Author ID: 7005340339

Контактная информация:

Адрес: 142290, Московская обл., г. Пушкино, ул. Институтская, д. 2-1, ИФХБПП РАН

E-mail: vladimrbashkin@yandex.ru

Галиулина Роза Адхамовна: научный сотрудник Федерального государственного бюджетного учреждения науки Институт фундаментальных проблем биологии РАН

Количество публикаций: более 300

Область научных интересов: геоэкология

Scopus Author ID: 6602432775

Контактная информация:

Адрес: 142290, Московская обл., г. Пушкино, ул. Институтская, д. 2, ИФПБ РАН

E-mail: rosa_g@rambler.ru

Статья поступила в редакцию: 22.06.2021

Принята к публикации: 14.07.2021

Дата публикации: 31.08.2021

The paper was submitted: 22.06.2021

Accepted for publication: 14.07.2021

Date of publication: 31.08.2021