

Ракитский В.Н., Синицкая Т.А., Скупневский С.В.

Современные проблемы загрязнения ртутью окружающей среды (обзор литературы)

ФБУН «Федеральный научный центр гигиены имени Ф.Ф. Эрисмана» Федеральной службы по надзору в сфере защиты прав потребителей и благополучия человека, 141014, Московская область, Мытищи

В обзоре обобщены результаты изучения проблемы загрязнения ртутью объектов окружающей среды и связанных с ним рисков для здоровья населения. Токсиколого-гигиенические исследования включают анализ основных источников эмиссии тяжёлого металла, путей его распространения в окружающей среде и биологических эффектов для человека. Показано, что основу антропогенного загрязнения составляют кустарная горнодобывающая промышленность, сжигание угля и производство цветных металлов. От мест выбросов металл распространяется с атмосферным воздухом на большие расстояния, о чём свидетельствуют результаты мониторинговых исследований, проводимых в Арктике и Антарктиде. Загрязнение водных объектов представляет особую опасность для здоровья человека, поскольку доказано, что главный источник поступления ртути в организм связан с употреблением рыбы и морепродуктов. В почвенном горизонте токсикант локализуется преимущественно в пахотных слоях, но в местах хранения ртутьсодержащих отходов металл способен мигрировать на глубину 18 м и более. Анализ механизмов адсорбции, распределения, метаболизма и экскреции позволяет заключить: наибольшую угрозу для здоровья представляют металлоорганические формы – метил- и диметил-ртуть, что связано с высокой липофильностью указанных соединений. На примере болезни Минамата приводится описание характерных признаков ртутной интоксикации, среди которых ведущим является поражение центральной нервной системы. Представлены результаты исследований биологического действия низких концентраций металла и современных средств профилактики негативных воздействий на здоровье человека. Контакт широких слоев населения – в производстве и быту – определяет необходимость всестороннего изучения и освещения эффектов, связанных с воздействием токсичных соединений ртути.

К л ю ч е в ы е с л о в а : антропогенное загрязнение; болезнь Минамата; интоксикация; обзор; риски здоровью; ртуть; тяжёлый металл.

Для цитирования: Ракитский В.Н., Синицкая Т.А., Скупневский С.В. Современные проблемы загрязнения ртутью окружающей среды (обзор литературы). *Гигиена и санитария*. 2020; 99 (5): 460-467. DOI: <https://doi.org/10.33029/0016-9900-2020-99-5-460-467>

Для корреспонденции: Скупневский Сергей Валерьевич, доктор биол. наук, в.н.с. отдела токсикологии и гигиены окружающей среды ФБУН «Федеральный научный центр гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана» Роспотребнадзора, 141014, Мытищи. E-mail: dreammas@yandex.ru

Финансирование. Исследование не имело спонсорской поддержки.

Конфликт интересов. Авторы сообщают об отсутствии конфликта интересов.

Участие авторов: концепция и основные структурные элементы – Ракитский В.Н.; построение дизайна, сбор материала и написание статьи – Синицкая Т.А., Скупневский С.В.

Поступила: 09.04.2020

Принята к печати: 25.04.2020

Опубликована: 07.07.2020

Rakitskii V.N., Synitskaya T.A., Skupnevskii S.V.

Current issues of environmental mercury pollution (review)

F.F. Erisman Federal Scientific Center of Hygiene, Mytishchi, 141014, Russian Federation

The review summarizes the results of studying the problem of environmental mercury pollution and associated risks to public health. Toxicological and hygienic studies include an analysis of the main sources of heavy metal emissions, ways of their distribution in the environment and biological effects on humans. The basis of anthropogenic pollution was shown to include the following: artisanal mining, coal burning and non-ferrous metal production. Out of the places of emissions metal is distributed with atmospheric air over long distances, as evidenced by the results of monitoring studies conducted in the Arctic and Antarctica. Pollution of water is extremely dangerous for human health, since it is proven that the main source of mercury intake is associated with the consumption of fish and seafood. In the soil horizon the toxicant is localized mainly in arable layers but in places where mercury-containing waste is stored, the metal can migrate to a depth of 18 m or more. Analysis of the mechanisms of adsorption, distribution, metabolism and excretion allows concluding: the greatest threat to health are metal-organic forms (methyl- and dimethyl-mercury), which is associated with the high lipophilicity of these compounds. On the example of Minamata disease there is given a description of the characteristic signs of mercury intoxication among which the Central nervous system is the leading one. There are presented the results of the research of biological effects of low metal concentrations and modern means of preventing negative impact on human health. Contact of the General population in production and everyday life determines the necessity for a comprehensive study and coverage of the effects associated with exposure of toxic mercury compounds.

К e y w o r d s : anthropogenic pollution; health risks; heavy metal; intoxication; mercury; Minamata disease; review.

For citation: Rakitskii V.N., Synitskaya T.A., Skupnevskii S.V. Current issues of environmental mercury pollution (review). *Gigiena i Sanitaria (Hygiene and Sanitation, Russian journal)*. 2020; 99 (5): 460-467. DOI: <https://doi.org/10.33029/0016-9900-2020-99-5-460-467>. (In Russian)

For correspondence: Sergei V. Skupnevskii, doctor of Biol. Sciences, leading researcher of the Department of toxicology and environmental health of the F.F. Erisman Federal Scientific Center of Hygiene, Mytishchi, 141014, Russian Federation. E-mail: dreammas@yandex.ru

Information about authors:

Rakitskii V.N., <https://orcid.org/0000-0002-9959-6507>; Synitskaya T.A., <https://orcid.org/0000-0002-3974-4977>; Skupnevskii S.V., <https://orcid.org/0000-0002-6233-5944>

Conflict of interest. The authors declare no conflict of interest.

Acknowledgment. The study had no sponsorship.

Contribution: Rakitskii V.N. – the concept and basic structural elements; Synitskaya T.A. – design, collection material and writing the text; Skupnevskii S.V. – design, collection material and writing the text. Approval of the final version of the manuscript, responsibility for the integrity of all parts of the manuscript – all co-authors.

Received: April 04, 2020

Accepted: April 25, 2020

Published: July 07, 2020

Введение

Ртуть относится к числу трёх наиболее токсичных элементов, которые, несмотря на ужесточающиеся гигиенические меры их регулирования, поступают в окружающую среду и организм человека, создавая риски здоровью [1–3]. Использование ртути уходит своими корнями в далёкое историческое прошлое и связано с добычей и переработкой драгоценных металлов, применением в медицине и косметологии, золочением и серебрением [4, 5], а современная хозяйственно-экономическая деятельность определяет непрерывное возрастание концентрации металла в атмосферном воздухе на 1,5% в год [6]. К настоящему времени наиболее крупными стационарными источниками ртутного загрязнения выступают горнодобывающие и перерабатывающие комбинаты, теплоэлектростанции, отдельные отрасли химической и электронной промышленности [7, 8]. Обращение люминесцентных ламп, термометров, манометров и других приборов определяет возможность загрязнения помещений в быту [9, 10].

Эффективность миграции поллютанта в воздушной, водной и почвенной средах, определяющей его высокую биодоступность и токсичность для человека и животных, обеспечивается существованием элемента в различных химических формах: металлической, неорганической и металлоорганической [11]. Возможность длительного нахождения металлической ртути в газообразном состоянии — более одного года — является причиной загрязнения не только антропогенно преобразованных ландшафтов, но и таких малодоступных регионов, как Арктика и Антарктида [12–15]. В атмосферном воздухе над Арктикой средние концентрации ртути фиксируются на уровне 1,82 нг/м³ [16], в Антарктиде — 0,91 нг/м³ [17]. Условия, способствующие окислению металла, сокращают время его пребывания в воздушной среде до нескольких часов или дней, обеспечивая локальное или региональное депонирование [8]. В водной и почвенной средах металл легко переходит в органическую форму — моно- или диметил-ртуть, которая представляет наибольшую опасность для живых организмов [18].

В отдельных регионах и странах проблема ртутных выбросов и связанных с ними нарушений здоровья населения стоит особенно остро [19–21]. Последние достижения в области гигиены позволили выработать чёткие представления о токсических свойствах ртути, тем не менее многие задачи практического решения проблемы снижения ртутного загрязнения промышленных объектов и окружающей среды, влияния на здоровье длительной экспозиции малыми концентрациями остаются малоосвещёнными и требуют к себе внимания специалистов [22, 23].

Целью работы явилось обобщение собственных и имеющихся литературных данных о токсиколого-гигиенических свойствах ртути и практических рекомендациях по снижению риска для здоровья населения.

Основные источники ртутного загрязнения окружающей среды

По оценкам специалистов, эмиссия ртути в окружающую среду оценивается количествами от 6500 до 8200 т в год, из которых на долю естественных выбросов приходится от 4600 до 5300 т/год [8]. Транслокационная активность и биоаккумулятивная способность металла определяют его высокие содержания в растительных объектах, что явилось причиной накопления токсиканта в минеральном топливе — основном источнике энергообеспечения человеческого общества. В каменном угле ртуть обнаруживается на уровне 0,1–0,3 г/т [24, 25], горючих сланцах 0,1–1 г/т [26], в отдельных сортах нефти — от 7,3 мг/т [27] до 593 мг/т [28], в природном газе 1–500 мг/м³ [28, 29], что обеспечивает глобальный массоперенос ртути в биогеохимическом цикле.

Мировое производство ртути по состоянию на 2018 г. оценивалось на уровне 2500 ± 0,5 т в год [30]. Масштабы антропогенного загрязнения токсичным металлом окружающей среды зависят от характера выполняемых в условиях производства «ртутных» процессов и операций, а также удельным весом производственных потерь ртути и содержащих её продуктов.

Согласно «The Global Mercury Assessment 2018» [31], кустарная и мелкомасштабная добыча полезных ископаемых (в первую очередь драгоценных металлов) связана с оборотом 837,7 т ртути, сжигание угля обеспечивает выход 473,8 т, производство цветных металлов — 326,7 т, производство цемента — 233,2 т, бытовые отходы — 146,9 т, выпуск винилхлорида — 58,3 т, сжигание биомассы — 51,9 т, хлорно-щелочная промышленность — 15,1 т.

В ходе социально-гигиенического мониторинга, проведённого рядом отечественных исследователей, выявлены относительно высокие концентрации ртутных паров вблизи заводов по производству ртути, предприятий, изготовляющих гидроксид натрия и хлор, других промышленных объектов, где в воздухе рабочих помещений постоянно обнаруживается ртуть — вплоть до 0,2 мг/м³ (при ПДК 0,01 мг/м³) [32–34].

Ртуть используется также в электротехнической, химической и оборонной промышленности, сельском хозяйстве, медицине и стоматологии [35–38].

Отдельные отрасли хозяйственной деятельности, не связанные непосредственно с добычей и переработкой ртути, тем не менее обуславливают поступление её значительных количеств в объекты окружающей среды. К их числу следует отнести: производство цветных металлов (выбросы ртути 0,09–2,98 г Hg/т продукции [39]); фосфатов и полимерных материалов; обжиг сернистых и антимонийных руд [40, 41].

Загрязнение атмосферного воздуха связано с промышленными предприятиями по добыче и переработке ртутьсодержащих и полиметаллических руд, работой теплоэлектростанций и хлорно-щелочной промышленности [42]. Особого внимания заслуживает то обстоятельство, что металл определяется выше фонового уровня на расстоянии более 6 тыс м от источника выбросов, выявляя следующую закономерность в распределении: в радиусе 1–1,5 км 10 нг/м³, 1,5–3 км 4–10 нг/м³, 3–6 км 3–4 нг/м³ [43]. Поступающие в атмосферу промышленные выбросы ртути обуславливают не только значительное повышение её содержания в воздухе, но и загрязняют объекты внешней среды, поглощаясь почвой, листьями деревьев, конструктивными элементами зданий.

Накопление ртути в водной акватории обусловлено выпадением её с осадками из атмосферного воздуха и непосредственным загрязнением промышленными сточными водами. Примером масштабного ртутного загрязнения водных объектов является Ангара, в которую поступают отходы предприятий по производству хлора, каустика, пластмассы и других промышленных товаров. Как отмечается в работе [44], основными путями поступления ртути в воды реки и Братского водохранилища являются загрязнённые промышленные сточные воды (1,6 ПДК по ртути), инфильтрация ртути из шламоотстойников и миграция с промшадки (4–10 мг/кг). Немаловажный вклад в загрязнение окружающей среды вносит испарение металла из мест его концентрации (в первую очередь цеха ртутного электролиза (5–900 г/кг)).

Опасность, обусловленная загрязнением ртутью почвы, связана с преимущественной её локализацией в поверхностных горизонтах. Установлено, что металл обнаруживается на глубине до 1 м и более, распределение по концентрации подчиняется следующей закономерности, выявленной в различных независимых исследованиях: до 20 см — десятые доли мг, 50 см — сотые доли мг, 100 см — следовые количества [22, 45, 46]. В исследованиях японских учёных показано, что в местах длительного хранения ртутьсодержащих материалов — на примере полигонов с твёрдыми бытовыми

отходами — металл способен мигрировать в глубь почвенного профиля. Так, в кернах, изъятых с глубины 11 м, средние содержания ртути выявляются на уровне 316 ± 164 мкг/кг, 16 м — 226 ± 224 мкг/кг, 18 м — 353 ± 196 мкг/кг, при этом максимальные значения на данной глубине достигают 774 мкг/кг [47].

Почва выступает основной депонирующей средой ртутного загрязнения на урбанизированных территориях. Механизм её накопления в почвогрунтах зависит от типа почвы и химической формы нахождения поллютанта [48]. Использование метода ступенчатого термосканирования позволило установить, что адсорбция элементарной (металлической) ртути имеет в своей основе физическую природу (ван-дер-ваальсовы силы связывания) и подчиняется закону полимолекулярной изотермы Ленгмюра. Об этом свидетельствуют два максимума выхода ртути из анализируемого образца: один при температуре 45 ± 5 °С, другой — при температуре 300 ± 10 °С. Первый аналитический сигнал ртути приходится на диапазон температур, достижимых в области средних широт Российской Федерации, что представляет высокие риски интоксикации населения за счёт перехода металла из педосферы в атмосферный воздух. Третий пик, зарегистрированный авторами при температуре 570 ± 5 °С, может свидетельствовать о явлениях капиллярной конденсации микропорами почвы и выявляет наименее доступную и малоопасную фракцию токсиканта.

Применение методов дифференциальной экстракции из почвы ртути в виде различных химических форм экспериментально доказывает, что наиболее подвижной является монометил-ртуть, которая количественно извлекается водой и слабыми растворами минеральных кислот, переходя в водную фазу в течение нескольких минут после начала разделения [48, 49]. Транслокационная активность поллютанта определяется также показателем кислотности почвы. В работе [50] отмечается, что, согласно государственному законодательству КНР, нормирование содержания ртути находится в непосредственной зависимости от величины рН почвы. Для кислых грунтов ($\text{pH} < 6,5$) концентрация ртути не должна превышать 0,25 мг/кг; при $\text{pH} 6,5-7,5$ $\text{Hg} \leq 0,3$ мг/кг; при значениях $\text{pH} > 7,5$ допустимо наличие Hg до 0,35 мг/кг.

Высокая биодоступность ртути обуславливает длительные циклы её рециркуляции в системе «почва — древесные породы — почва». Авторы статьи [51] указывают, что аккумуляющая способность листопадных деревьев на 10–30% выше, чем хвойных видов. Это позволяет рекомендовать высадку лиственных пород в местах высокого загрязнения почвы с последующей утилизацией подстилки или захоронением его на специально отведённых полигонах.

От источников эмиссии ртуть может распространяться с атмосферным воздухом в направлении господствующих ветров до 12 км и более [52], определяя широкие ареалы загрязнения почвы. Особенности процессов рассеяния химических веществ вблизи источников загрязнения определяют образование так называемых зон с повышенными массовыми долями химических веществ, загрязняющих почву, — техногенных ореолов рассеяния. Хотя, как правило, размеры указанных ореолов сравнительно невелики (0,5–2 км), однако по мере увеличения мощности в зависимости от местоположения источника загрязнения эти зоны могут значительно возрастать, достигая 5–10 км и более [53].

Установлена корреляционная связь между распределением загрязняющих веществ и ртути в системе «вентиляционные выбросы — атмосферный воздух — атмосферные выпадения на поверхность земли» [22].

В свою очередь почвенный покров выступает в роли источника вторичного загрязнения грунтовых и поверхностных вод, а также воздушной среды. В водный бассейн ртуть поступает из почвы в растворённой, взвешенной (коллоидной) форме в процессах плоскостного смыва или эоловым путём. Ртуть сорбируется или накапливается соответственно аллох-

тонным или автохтонным веществом, образуя высокотоксичные донные отложения [54] и определяя потенциальные источники загрязнения на длительные периоды времени. Примером реки с высоким значением ртутного загрязнения донных осадков является вода р. Дон (Таганрогский залив), где обнаруживается содержание металла до 0,6 мг/кг (в пересчёте на сухую массу) [55].

Наиболее значимые пути поступления ртути в организм человека

Первым по значимости источником поступления ртути в организм людей (не задействованных в технологических производствах) являются рыба и морепродукты, определяющие порядка 80% поступления метил-ртути [56–60]. Высокая миграционная активность металла в системе «вода — планктон — рыбы-планктофаги — хищные рыбы» приводит к его аккумуляции на последних звеньях и увеличению содержания поллютанта в тканях всеядных представителей ихтиофауны на 2–3 порядка по сравнению с исходной водной средой [61]. Содержание ртути в рыбах и морепродуктах, обитающих в тех же экологических условиях, что и растительноядные виды, различается в 500 раз [62].

Различные органы и ткани рыб характеризуются дифференциальным распределением в них ксенобиотиков. Для многих видов водных позвоночных животных установлена следующая общая закономерность по накоплению ртути: почки \geq печень \geq мышцы \geq жабры \geq скелет [63]. С гигиенической точки зрения интересными являются результаты исследований, в которых показано, что в икре содержание ртути минимально и не зависит от её концентрации в мышцах рыб [64]. В то же время эти же исследователи отмечают, что между массой рыбы и содержанием в её мышечном волокне тяжёлого металла существует прямая пропорциональная зависимость. Содержание ртути в волосах взрослого населения, употребляющего рыбу чаще 3 раз в месяц, в 5 раз превышает значение в той же возрастной категории, но использующей обеднённую рыбой диету, и составляет соответственно 2,75 и 0,55 мкг/г [65].

Следующим по значимости источником ртутного поступления во внутренние среды организма человека являются зерновые и овощные культуры, выращиваемые на территориях, подверженных антропогенному загрязнению. В работе [66] доказана обратная корреляция между содержанием загрязнителя в почве и расстоянием от источника эмиссии (угольной ТЭС) и прямой корреляция между концентрацией ртути в пахотном слое и тканях таких культур, как рис, салат, амарант, шпинат и др. Так, если фоновые содержания ртути в рисе определялись на уровне $0,55 \pm 0,48$ мкг/кг, то на расстоянии 1 км от угольной ТЭС оно составляло $59,21 \pm 4,36$ мкг/кг, 3 км — $43,3 \pm 2,19$ мкг/кг, 5 км — $37,15 \pm 2,39$ мкг/кг, 10 км — $24,99$ мкг/кг. Повышенное содержание токсичного металла в листьях по сравнению с корневой системой побудило исследователей к проведению дополнительных работ, в которых они доказали, что тщательная очистка листовой поверхности способствует значительному снижению общего содержания ртути — от 19 до 63%, выявляя существенный вклад атмосферы как источника загрязнения. Расчёты показывают, что употребление сельскохозяйственной продукции, произведённой на указанных сельскохозяйственных угодьях, значительно превышает допустимую суточную дозу без учёта вклада других составляющих (атмосферного воздуха, воды) [67].

Поражение органов и систем ртутью

Адсорбция, метаболизм и экскреция ртути, определяющие спектр ответных биологических реакций, напрямую зависят от химической формы и пути поступления металла в организм [68].

При ингаляционном поступлении паров металлической ртути первичным органом-мишенью выступает головной мозг [69]. Длительное воздействие Hg(0) приводит к эрозивному бронхиту и бронхоолиту [70], а также вызывает нарушения центральной и периферической нервной системы, почек и других органов.

Экспозиция растворимыми неорганическими солями ртути способствует поражению тонкого кишечника и почек [71, 72]. Выраженный мочегонный эффект ионов ртути (II, I) способствовал внедрению в клиническую практику высокоэффективных диуретиков: меркузала, промерана и новурита (в меньшей степени для этих целей использовалась каломель), которые ввиду высокой токсичности в настоящее время запрещены к использованию. Механизм действия ртутных диуретиков является универсальным для всех тяжёлых металлов – тиоловых ядов и обусловлен блокирующим действием на серосодержащие центры ферментной системы почек [73].

Токсическое действие метил- (а также диметил-) ртути обусловлено её высокой липофильностью и, как следствие, биодоступностью и распределением по всем органам организма [74]. Высокое сродство металлоорганических соединений ртути к глиальным оболочкам определяет нейротоксическое действие [75].

Из организма человека соединения ртути выводятся в основном с мочой и путём билиарной экскреции с калом [76]. Пары элементарной ртути способны выводиться с выдыхаемым воздухом, потом и слюной [77].

В окружающей среде соединения ртути и её неорганические соединения легко переходят в органическую форму как под влиянием микроорганизмов, так и физико-химических факторов [78, 79], что создаёт повышенные риски интоксикации населения. Высокая степень абсорбции метил-ртути – более 95% через гастроинтестинальный тракт и порядка 80% при респирации – характеризует её биодоступность и токсичность для живых организмов. Распределение по органам происходит уже в течение 30 ч, а период полувыведения определяется отрезком от 45 до 70 дней и более [76]. Металлическая и органическая формы ртути характеризуются высокой проникающей трансбарьерной способностью, проходят через гематоэнцефалический и гистогематический барьер в системе «мать – плод», обнаруживаются в молоке при грудном вскармливании [80]. Авторы работы [81] провели исследования и показали, что в грудное молоко переходит преимущественно органическая форма ртути. Распределение металла в организме матери подчиняется следующей закономерности: волосы – $0,28 \pm 0,16$ мкг/г, кровь – $2,3 \pm 1$ мкг/кг, грудное молоко – $0,6 \pm 0,4$ мкг/кг. При этом доля органической ртути в крови составляет 74%, а в женском молоке её содержание снижается до 49%, что выявляет защитные функции женского организма в отношении потомства.

Картина ртутного отравления населения

Наиболее хорошо изучены случаи массового хронического отравления людей ртутью в Японии, в районе залива Минамата [82] и Ираке [83–86]. Сброс загрязнённых соединений ртути в воды бухты Минамата послужил причиной накопления ртути в промысловой рыбе до 35 и более мг/кг, в устрицах – до 85 мг/кг. Несмотря на проведённые мероприятия по снижению ртутного загрязнения, проблема рисков для здоровья населения продолжает оставаться актуальной. Подсчитано, что за 50 лет (2006 г.) по причине болезни Минамата погибли 900 человек, заболело – 2265 [87]. Болезнь Минамата (БМ) впервые была зарегистрирована в префектуре Кумамото в городе Минамата 1956 г. В 1959 г. установили причину – отравление органическими соединениями ртути (преимущественно – метил-ртуть), поступавшими в пищевой рацион с рыбой и морепродуктами. В 1965 г. БМ обнаружена у жителей другого региона – префектуры Ниигата.

Причиной заболевания также оказалась метил-ртуть. Были подробно описаны условия возникновения БМ – острой, подострой и хронической формы. БМ имеет следующую симптоматику: нарушение чувствительности (поверхностной и глубокой), сужение поля зрения, атаксия, ослабление слуха, тремор, патологические рефлексы, саливация (повышенное слюноотделение), психические нарушения, а также поражения печени, почек, сердца [88]. Проявление БМ наблюдали в тех случаях, когда содержание метил-ртути в теле взрослого человека достигало 100 мг/мл.

Существует врождённая форма БМ. Этот симптом получил название врождённая болезнь Минамата (ВБМ). Подобные случаи были выявлены в Ниигата (Япония), Нью-Мексико (США), в Швеции и Иране. Первые симптомы ВБМ появлялись на шестом месяце жизни и проявлялись в ослаблении мышц шеи, судорогах, неспособности открыть глаза. Во всех случаях наблюдались нарушения умственной деятельности, появление примитивных рефлексов, мозжечковые симптомы, нарушения роста тела и питания, деформация конечностей. В 95% случаев отмечались гиперкинез (хорея, атетоз) и гиперсаливация, у 82% – пароксизмальный симптом, у 77% – косоглазие, у 74% – пирамидный синдром, у 60% детей, заболевших ВБМ, – микроцефалия; хромосомные нарушения не выявлены [89]. По результатам 15-летнего наблюдения за больными ВБМ большая часть симптомов, особенно при более лёгких формах, со временем полностью или в основном исчезает, но умственные расстройства плохо поддаются лечению.

Клиническое проявления хронической интоксикации ртутью, как и другими тяжёлыми металлами, отличаются политропностью [90]. На фоне нейротоксического действия возможно существенное влияние на иммунную и эндокринную системы, функциональное состояние сердца и сосудов, печень, почки, процессы обмена, в частности белкового [91]. Исследования, связанные с оценкой появления так называемого астеновегетативного синдрома, или микромеркуриализма, описаны в литературе [92]. Хотя этот синдром может наблюдаться у людей как при воздействии ртутью, так и без него, для диагностики вызванного ртутью астеновегетативного синдрома считается необходимым наличие не только неврастенических симптомов, но и трёх или большего количества следующих клинических признаков: тремора, увеличения щитовидной железы, лабильного пульса, тахикардии, дермографизма, изменений в крови и экскреции ртути с мочой [93, 94], превышающей нормальный уровень или возрастающей после лечения унитиолом.

С позиций оценки патогенеза, клиники и профилактики возможных ртутных интоксикаций в условиях техногенного загрязнения среды обитания человеком важное значение принадлежит дальнейшим комплексным исследованиям состояния здоровья населения, проживавшего как в районах или зонах выбросов ртутных производств, так и в условиях геохимических ртутных провинций, где имеет место сочетание естественного повышенного содержания ртути с дополнительным загрязнением внешней среды в результате получения ртути из руды [95, 96]. На примере биогеохимической ртутной провинции Горного Алтая показано, что санитарно-гигиенические условия жизни населения, живущего в районах ртутного оруднения, характеризуются поступлением в организм повышенных количеств ртути за счёт избыточного естественного содержания её в объектах внешней среды – почве, воде, воздухе, продуктах животного и растительного происхождения. Следствием этого является более высокий уровень общей заболеваемости, сдвиги со стороны сердечно-сосудистой системы, поражённость населения кариесом, развитие эндемического зоба, а также повышенная элиминация ртути с мочой по сравнению с лицами, проживающими в контрольном регионе. Среднее содержание ртути в моче у лиц различных возрастных групп ртутной биогеохимической провинции составляло среди детей дошкольного

возраста — 0,014 мг/л, школьников — 0,021 мг/л и взрослого населения — 0,033 мг/л (в контрольном районе — в пределах 0,006–0,008 мг/л). В результате комплексной социально-гигиенической оценки здоровья населения, проживающего в зоне выбросов ртутного комбината в городе Г., выделены приоритетные факторы, влияющие на состояние здоровья [22]. Отмечено, что в районе размещения ртутного комбината имеет место интенсивное загрязнение окружающей среды ртутью и её соединениями, которое носит зональный характер. В зоне удаления от предприятия (до 3 км) максимальная суточная концентрация ртути в атмосферном воздухе в 23,3 раза превышала ПДК, в то время как во II зоне (до 5 км) — всего в 3 раза. Средняя концентрация ртути в воздушном бассейне I зоны была в 5,4 раза выше, чем II зоны, где этот показатель приблизился к ПДК [97].

Установлено, что распространённость болезней среди жителей I зоны удаления от ртутного комбината была в 1,5–2 раза выше, чем среди жителей II зоны и контрольного города. Наибольшая частота болезней выявлена у рабочих комбината, проживающих в I зоне, что можно объяснить интенсивным и длительным воздействием ртути как в производственных условиях, так и по месту жительства. Влияние загрязнения атмосферного воздуха на формирование этих показателей подтверждается высокой и достоверной корреляционной зависимостью. Анализ интенсивности комплексного влияния всех изученных факторов на состояние здоровья населения, проживающего в условиях загрязнения атмосферного воздуха ртутью, позволил определить доли влияния каждого. Наибольшее воздействие на формирование контингента болевших оказывают такие факторы, как удалённость места проживания от ртутного комбината, длительность проживания на данной территории, возраст, условия отдыха и питания. Методом Байеса определено, что при благоприятном сочетании комплекса изученных факторов теоретически можно ожидать снижение частоты болевших лиц среди населения исследуемого района в 8,4 раза, а уменьшение только концентрации ртути в атмосферном воздухе позволит снизить частоту болевших лиц на 17,7% и уровень невынашиваемости беременности у женщин в 2 раза [97].

Биологические эффекты низких концентраций

Изучение биологической активности малых концентраций ртути на организм человека представляет собой сложную методическую задачу, а интерпретация имеющихся в литературе данных затруднена, поскольку различные авторы используют широкую палитру методов контроля металла в биосредах и статистических подходов при обработке и сравнении полученных результатов. В работах [98, 99] отмечается, что увеличение содержания ртути в пуповинной крови способствует снижению массы новорождённых и замедлению их роста в постнатальном периоде. Так, для взрослого

населения эффективной дозой является 200 мкг/л в крови, в то время как для беременных женщин риск для плода представляют дозировки 40–50 мкг/л [100].

Экспозиция малыми дозами ртути способствует снижению координации, что особенно проявляется при осуществлении действий, требующих мелкой моторики [101], а также служит фактором риска развития сердечно-сосудистых заболеваний [102]. Иммунотоксический эффект малых концентраций ртути в организме человека является спорным и требует научного обоснования [103].

Профилактика ртутных интоксикаций

Общепризнанным в мире дезинтоксикационным средством при ртутных отравлениях является (RS)-2,3-бис(сульфанил)пропан-1-сульфонат или его натриевая соль — унитиол. Наличие двух сульфгидрильных групп обеспечивает прочное связывание металла в хелатный комплекс, что значительно снижает биодоступность токсического элемента и способствует защите или высвобождению активных тиоловых центров ферментов. Это способствует снижению или полному купированию токсических эффектов, обусловленных воздействием соединений ртути на организм [104]. Высокая эффективность препарата и минимальные побочные эффекты обуславливают возможность применения унитиола в профилактике интоксикаций у беременных женщин.

Применение пенициллина — продукта гидролиза пенициллина — также обеспечивает антидотное действие в отношении солей тяжёлых металлов и ртути. Механизм действия обусловлен прочным связыванием ионов ртути в растворимые комплексы, которые экскретируются преимущественно почками [105].

Димеркаптоянтарная кислота — сукцимер, также используется для профилактики ртутных интоксикаций [106]. Фармакологическое действие препарата схоже с действием унитиола и заключается в прочном связывании ртути тиоловыми группами замещённого янтарной кислоты.

Заключение

Высокая токсичность ртути и её широкое распространение в окружающей среде определяют необходимость дальнейшего совершенствования мер по снижению рисков для здоровья населения. К числу первоочередных должны быть отнесены мероприятия по ограничению кустарной горнодобывающей промышленности, защите водного бассейна, улучшению системы социально-гигиенического мониторинга продуктов питания и биосред людей, контактирующих с тяжёлым металлом. Выявление повышенных содержаниях токсиканта в крови является аргументом в пользу проведения профилактических мероприятий и дезинтоксикационных процедур.

Литература

(пп. 2–8, 10–21, 25, 27, 28, 30, 31, 35–43, 47, 49, 50, 52, 57–62, 65, 66, 68–89, 98–104, 106 см. References)

1. Минко В.В., Макарова А.С. Организация взаимодействия с различными категориями предприятий, выбросы и сбросы которых содержат ртуть, в рамках создания кадастра источников ртути. *Успехи в химии и химической технологии*. 2014; 28 (4): 76–8.
9. Беспалов В.И., Самарская Н.С., Парамонова О.Н., Лысова Е.П. Выбор способа демеркуризации для последующего вторичного использования ртутьсодержащих отходов. *Инженерный вестник Дона*. 2018; 2. [Электронный источник] Доступно по: <https://www.ivdon.ru/ru/magazine/archive/n2y2018/5055>
22. Ракитский В.Н., Синицкая Т.А. *Комбинированное действие нестицидов и тяжелых металлов*. М.: Шико; 2012. 295 с.
23. Пивоваров Ю.П., Милушкина О.Ю., Тихонова Ю.Л., Аксенова О.И., Калиновская М.В. Загрязнение химическими веществами продуктов детского питания в Российской Федерации. *Гигиена и санитария*. 2016; 95 (8): 707–11.
24. Юдович Э.Я., Кетрис М.П. Проблема ртути в углях. *Вестник института геологии Коми научного центра Уральского отделения РАН*. 2004; 10: 6–13.
26. Пуанова С.А., Нукунов Д.Н. К вопросу об экологических последствиях горизонтального бурения сланцев в связи с их обогащённостью микроэлементами. *Георесурсы*. 2017; 19 (3), 1: 239–48.
29. Шевкунов С.Н. Процессы переработки газового конденсата с повышенным содержанием ртути. *Актуальные проблемы добычи газа*. 2018; 33 (1): 207–15.
32. Шаяхметов С.Ф., Лисецкая Л.Г., Мешакова Н.М. Оценка загрязнения воздуха рабочей зоны ртутью и содержания её в биосредах у работников производства каустика и хлора. *Бюллетень ВСНЦ СО РАМН*. 2010; 4 (74): 59–63.
33. Рапута В.Ф., Юсупов Д.В., Ярославцева Т.В., Ляпина Е.Е., Турсуналиева Е.М. Экспериментальное исследование и численный анализ распространения ртути в окрестностях Новосибирского завода химконцентратов. *Интерэкспо Гео-Сибирь*. 2018; 2 (4): 48–58.

34. Калиева А.А., Ермиенко А.В. К вопросу об опасности ртутного загрязнения подземными водами реки Иртыш. В кн.: *Сборник материалов Международной научной конференции «Дистанционные методы зондирования Земли и фотограмметрия, мониторинг окружающей среды, геоэкология».* Новосибирск, 25 апреля 2015 г. Новосибирск; 2015: 4 (2): 216–22.
44. Домрачева В.А. Ртуть: свойства, накопление в окружающей среде и пути обезвреживания. *Вестник ИрГТУ.* 2004; 2 (18): 119–22.
45. Соловьев В.М., Громов Н.Б. Агроэкологический мониторинг содержания ртути в почвах Ярославской области. *Агрохимический вестник.* 2011; 4: 21–2.
46. Безносиков В.А., Лодыгин Е.Д., Низовцев А.Н. Пространственное и профильное распределение ртути в почвах естественных ландшафтов. *Вестник Санкт-Петербургского университета.* 2013; 3 (1): 94–101.
48. Питиримов П.В. Ртуть в почвах на территории исторической части СПбГУ. *Вестник СПбГУ.* 2014; 7 (1): 57–61.
51. Боев В.А., Барановская Н.В., Боев В.В. Ртуть в листовом опаде подтаежных лесов на фоновой территории. *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* 2018; 329 (8): 124–31.
53. Калиева А.А., Ермиенко А.В. К вопросу о ртутном загрязнении территории Павлодарского химзавода. *Интерэкспо Гео-Сибирь.* 2016; 4 (2): 116–20.
54. Федоров Ю.А., Овсепян А.Э., Доценко И.В. Ртуть в почвах Устьевой области р. Северной Двины. *Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки.* 2007; 6: 109–14.
55. Доценко И.В., Федоров Ю.А., Михайленко А.В., Дмитрик Л.Ю. О связи содержания ртути и органического вещества в донных отложениях по профилю река Дон – Азовское море. *Известия вузов. Северо-Кавказский регион. Естественные науки.* 2015; 3: 96–102.
56. Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Ермолаев Б.В. Распределение ртути в природных и урбанизированных средах Карелии. *Экология человека.* 2019; 4: 10–7. DOI: <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2019-4-10-17>
63. Крамар К.В. Содержание ртути в органах и тканях рыб. *Символ науки.* 2017; 4 (3): 18–21.
64. Горбунов А.В., Ляпунов С.М., Окينا О.И., Шешуков В.С. Биоаккумуляция ртути в тканях пресноводных рыб. *Экология человека.* 2018; 11: 26–31.
67. Методические указания по гигиенической оценке новых пестицидов № 4263-87. 1987.
90. Малов А.М., Сибираков В.К., Муковский Л.А., Семенов Е.В. Ртуть как фактор риска для здоровья человека. *Известия Самарского научного центра Российской академии наук.* 2014; 16 (5): 907–10.
91. Бодиенкова Г.М., Боклаженко Е.В. Иммунологические критерии диагностики нейротоксикации парами металлической ртути. *XXI век. Техносферная безопасность.* 2016; 1 (4): 23–9.
92. Краснопеева И.Ю. Ртутная интоксикация. *Сибирский медицинский журнал.* 2005; 7: 104–8.
93. Трахтенберг И.М. Проблема микромеркуриализма в свете новых экспериментальных фактов и наблюдений. *Гигиена и санитария.* 1962; 9: 17–25.
94. Ефимова Н.В., Дьякович М.П., Бичева Г.Г., Лисетская Л.Г., Коваль П.В., Андрулайтис Л.Д. и соавт. Изучение здоровья населения в условиях воздействия техногенной ртути. *Бюллетень ВСНЦ СО РАМН.* 2007; 2 (54): 75–9.
95. Евстафьева Е.В., Барановская Н.В., Тымченко С.Л., Богданова А.М., Нараев Г.П., Сологуб Н.А. и соавт. Экологические и биомониторинговые исследования ртути в Крымском регионе. *Известия Томского политехнического университета. Инжиниринг георесурсов.* 2017; 328 (3): 96–105.
96. Брин В.Б., Митчиев А.К., Митчиев К.Г. Профилактика гемодинамических и почечных эффектов хлорида ртути в эксперименте. *Кубанский научный медицинский вестник.* 2013; 136 (1): 38–41.
97. Синицкая Т.А. Гигиеническая безопасность населения в условиях комбинированного воздействия пестицидов и тяжелых металлов: дис. ... д-ра мед. наук. Мытищи; 2005.
105. Осминина М.К., Лыскина Г.А., Аммосова Е.П., Тугаринова Г.В., Рабиева Г.М. Д-пеницилламин в лечении ограниченных форм ювенильной склеродермии. *Педиатрия.* 2008; 87 (4): 97–102.

References

1. Minko V.V., Makarova A.S. Organization of interaction with various categories of enterprises, emissions and discharges which contain mercury, in the framework of creating an inventory of mercury sources. *Uspekhi v khimii i khimicheskoy tekhnologii.* 2014; 28 (4): 76–8. (in Russian)
2. US Department of Health and Human Services, Public Health Service. Toxicological profile for mercury. Atlanta: US Department of Health and Human Services; 1999.
3. Steffen A., Douglas T., Amyot M., Ariya P., Aspmo K., Berg T. et al. A synthesis of atmospheric mercury depletion chemistry in the atmosphere and snow. *Atmos Chem Phys.* 2008; 8: 1445–82. DOI: <https://doi.org/10.5194/acp-8-1445-2008>
4. Esdaile L.J., Chalker J.M. The Mercury Problem in Artisanal and Small-Scale Gold Mining. *Chemistry.* 2018; 24 (27): 6905–16. DOI: <https://doi.org/10.1002/chem.201704840>
5. Iqbal K., Asmat M. Uses and effects of mercury in medicine and dentistry. *J Ayub Med Coll Abbottabad.* 2012; 24 (3–4): 204–7.
6. Clifton J.C. Mercury exposure and public health. *Pediatr Clin North Am.* 2007; 54 (2): 237–69.
7. <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/Mercury#section=Uses>
8. Driscoll C.T., Mason R.P., Chan H.M., Jacob D.J., Pirrone N. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. *Environ Sci Technol.* 2013; 47 (10): 4967–83. DOI: <https://doi.org/10.1021/es305071v>
9. Bepalov V.I., Samarskaya N.S., Paramonova O.N., Lysova E.P. The choice of the method of demercurization for the subsequent secondary use of mercury-containing waste. *Inzhenernyy vestnik Dona.* 2018; 2. [Electronic resource] Available at: <https://www.ivdon.ru/magazine/archive/n2y2018/5055> (in Russian)
10. Wilson E., Lafferty J.S., Thiboldeaux R., Tomasallo C., Grajewski B., Wozniak R. et al. Occupational Mercury Exposure at a Fluorescent Lamp Recycling Facility – Wisconsin, 2017. *Morb Mortal Wkly Rep.* 2018; 67 (27): 763–6. DOI: <https://doi.org/10.15585/mmwr.mm6727a3>
11. WHO; Environmental Health Criteria 118: Inorganic Mercury. 1991.
12. Ebinghaus R., Kock H.H., Temme C., Einax J.W., Lowe A.G., Richter A. et al. Antarctic springtime depletion of atmospheric mercury. *Environ. Sci. Technol.* 2002; 36: 1238–44. DOI: <https://doi.org/10.1021/es015710z>.
13. Lindberg S.E., Brooks S.B., Lin C.-J., Scott K.J., Landis M.S., Stevens R. K. et al. The dynamic oxidation of gaseous mercury in the Arctic atmosphere at polar sunrise. *Environ. Sci. Technol.* 2002; 36: 1245–56. DOI: <https://doi.org/10.1021/es0111941>
14. Sprovieri F., Pirrone N., Landis M., Stevens R.K. Oxidation of gaseous elemental mercury to gaseous divalent mercury during 2003 polar sunrise at Ny-Alesund. *Environ. Sci. Technol.* 2005; 39: 9156–65. DOI: <https://doi.org/10.1021/es050965o>
15. Durnford D., Dastoor A., Figueras-Nieto D., Ryjkov A. Long range transport of mercury to the Arctic and across Canada. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.* 2010; 10: 6063–86. DOI: <https://doi.org/doi.org/10.5194/acp-10-6063-2010>
16. Kirk J.L., Lehnerr I., Andersson M., Braune B.M., Chan L., Dastoor A.P. et al. Mercury in Arctic Marine Ecosystems: Sources, Pathways, and Exposure. *Environ Res.* 2012; 119: 64–87. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2012.08.012>
17. Wang J., Zhang L., Xie Z. Total gaseous mercury along a transect from coastal to central Antarctic: Spatial and diurnal variations. *J Hazard Mater.* 2016; 317: 362–72. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.05.068>
18. Sheehan M.C., Burke Th.A., Navas-Acien A., Breysse P.N., McGready J., Foxb M.A. Global methylmercury exposure from seafood consumption and risk of developmental neurotoxicity: a systematic review. *Bull World Health Organ.* 2014; 92 (4): 254–269F. DOI: <https://doi.org/10.2471/BLT.12.116152>
19. Harada M. Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Crit Rev Toxicol.* 1995; 25 (1): 1–24. DOI: <https://doi.org/10.3109/10408449509089885>
20. Skerfving S.B., Copplestone J.F. Poisoning caused by the consumption of organomercury-dressed seed in Iraq. *Bull World Health Organ.* 1976; 54 (1): 101–12.
21. Li P., Feng X.B., Qiu G.L., Shang L.H., Li Z.G. Mercury pollution in Asia: a review of the contaminated sites. *J Hazard Mater.* 2009; 168(2-3): 591–601. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.031>
22. Rakitskiy V.N., Sinitskaya T.A. *The combined effect of pesticides and heavy metals [Kombinirovannoye deystviye pestitsidov i tyazhelykh metallov].* Moscow: Shiko; 2012. 295 p. (in Russian)
23. Pivovarov Yu.P., Milushkina O.Yu., Tikhonova Yu.L., Aksenova O.I., Kalinovskaya M.V. Chemical contamination of baby food in the Russian Federation. *Gigiena i sanitariya [Hygiene and Sanitation, Russian journal].* 2016; 95 (8): 707–11. (in Russian)
24. Yudovich E.Ya., Ketris M.P. The problem of mercury in coal. *Vestnik instituta geologii Komi nauchnogo tsentra Ural'skogo otdeleniya RAN.* 2004; 10: 6–13. (in Russian)
25. Huang W., Yang Y. Mercury in coal in China. *Coal Geol. China.* 2002; 14: 37–40.
26. Punanova S.A., Nukonov D.N. On the environmental impact of horizontal shale drilling in connection with their enrichment with trace elements. *Georesursy.* 2017; 19 (3), 1: 239–48. (in Russian)
27. Wilhelm S.M., Liang L., Cussen D., Kirchgessner D.A. Mercury in crude oil processed in the United States. *Environ Sci Technol.* 2007; 41 (13): 4509–14.
28. Lopez-Garcia R., Radford R. Managing mercury in hydrocarbon processing plants during turnarounds. *Hydrocarbon World [Internet].* 2012; 7 (1): 19–22.
29. Shevkunov S.N. Processes for processing gas condensate with a high mercury content. *Aktual'nye problemy dobychi gaza.* 2018; 33 (1): 207–15. (in Russian)
30. Outridge P.M., Mason R.P., Wang F., Guerrero S., Heimbürger-Boavida L.E. Updated Global and Oceanic Mercury Budgets for the United Nations Global Mercury Assessment 2018. *Environ Sci Technol.* 2018; 52 (20): 11466–77. DOI: <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01246>

31. <https://www.unenvironment.org/explore-topics/chemicals-waste/what-we-do/mercury/global-mercury-assessment>
32. Shayakhmetov S.F., Lisetskaya L.G., Meshchakova N.M. Assessment of air pollution of the working area with mercury and its content in biological media among caustic and chlorine production workers. *Byulleten' VSNTs SO RAMN.* 2010; 4 (74): 59–63. (in Russian)
33. Raputa V.F., Yusupov D.V., Yaroslavtseva T.V., Lyapina E.E., Tursunaliyeva E.M. An experimental study and numerical analysis of the distribution of mercury in the vicinity of the Novosibirsk Chemical Concentrate Plant. *Interesko Geo-Sibir'*. 2018; 2 (4): 48–58. (in Russian)
34. Kalieva A.A., Ermienko A.V. On the danger of mercury pollution by groundwater of the Irtysh River. In: *Proceedings of the International scientific conference "Remote sensing methods of the Earth and photogrammetry, environmental monitoring, geoecology"*. Novosibirsk, April 25, 2015 [Sbornik materialov Mezhunarodnoy nauchnoy konferentsii "Distsionnyye metody zondirovaniya Zemli i fotogrammetriya, monitoring okruzhayushchey sredy, geoekologiya"]. Novosibirsk, 25 aprelya 2015 g. Novosibirsk; 2015. Vol. 2: 216–22. (in Russian)
35. Bernhoft R.A. Mercury Toxicity and Treatment: A Review of the Literature. *J Environ Public Health.* 2012; 2012: 460508. DOI: <https://doi.org/10.1155/2012/460508>
36. Kazantzis G. Mercury exposure and early effects: an overview. *Med Lav.* 2002; 93 (3): 139–47.
37. Zhao X., Wang D. Mercury in some chemical fertilizers and the effect of calcium superphosphate on mercury uptake by corn seedlings (*Zea mays* L.). *J Environ Sci (China)*. 2010; 22 (8): 1184–8.
38. Tibau A.V., Grube B.D. Mercury Contamination from Dental Amalgam. *J Health Pollut.* 2019; 9 (22): 190612. DOI: <https://doi.org/10.5696/2156-9614-9-22.190612>
39. Zhang L., Wang S., Wu Q., Meng Y., Yang H., Wang F., Hao J. Were mercury emission factors for Chinese non-ferrous metal smelters overestimated? Evidence from onsite measurements in six smelters. *Environ Pollut.* 2012; 171: 109–17. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.07.036>
40. Dzik T., Strugała A., Włodek A. Studies on mercury occurrence in inorganic constituents of Polish coking coals. *Environ Sci Pollut Res Int.* 2019; 26 (9): 8371–82. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1667-1>
41. Wang F., Wang S., Zhang L., Yang H., Gao W., Wu Q., Hao J. Characteristics of mercury cycling in the cement production process. *J Hazard Mater.* 2016; 302: 27–35. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.09.042>
42. Wang F., Wang S., Zhang L., Yang H., Gao W., Wu Q., Hao J. Mercury mass flow in iron and steel production process and its implications for mercury emission control. *J Environ Sci (China)*. 2016; 43: 293–301. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2015.07.019>
43. Hodgson S., Nieuwenhuijsen M.J., Colville R., Jarup L. Assessment of exposure to mercury from industrial emissions: comparing "distance as a proxy" and dispersion modelling approaches. *Occup Environ Med.* 2007; 64 (6): 380–8. DOI: <https://doi.org/10.1136/oem.2006.026781>
44. Domracheva V.A. Mercury: properties, accumulation in the environment and ways of neutralization. *Vestnik IrGTU.* 2004; 2 (18): 119–22. (in Russian)
45. Soloviev V.M., Gromov N.B. Agroecological monitoring of mercury in soils of the Yaroslavl region. *Agrokhimicheskiy vestnik.* 2011; 4: 21–2. (in Russian)
46. Beznosikov V.A., Lodygin E.D., Nizovtsev A.N. Spatial and profile distribution of mercury in soils of natural landscapes. *Vestnik Sankt-Peterburgskogo universiteta.* 2013; 3 (1): 94–101. (in Russian)
47. Yang J., Takaoka M., Sano A., Matsuyama A., Yanase R. Vertical Distribution of Total Mercury and Mercury Methylation in a Landfill Site in Japan. *Int J Environ Res Public Health.* 2018; 15 (6): 1252. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph15061252>
48. Pitirimov P.V. Mercury in soils in the historical part of St. Petersburg State University. *Vestnik SPbGU.* 2014; 7 (1): 57–61. (in Russian)
49. Denmark I.S., Begu E., Arslan Z., Han F.X., Seiter-Moser J.M., Pierce E.M. Removal of inorganic mercury by selective extraction and coprecipitation for determination of methylmercury in mercury-contaminated soils by chemical vapor generation inductively coupled plasma mass spectrometry (CVG-ICP-MS). *Anal Chim Acta.* 2018; 1041: 68–77. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aca.2018.08.049>
50. Yu H., Li J., Luan Y. Meta-analysis of soil mercury accumulation by vegetables. *Sci Rep.* 2018; 8: 1261. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19519-3>
51. Boev V.A., Baranovskaya N.V., Boev V.V. Mercury in leaf litter of subtaiga forests in the background. *Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. Inzhiniring georesursov.* 2018; 329 (8): 124–31. (in Russian)
52. Ye Z., Mao H., Driscoll C.T. Impacts of anthropogenic emissions and meteorology on mercury deposition over lake vs land surface in upstate New York. *Ecotoxicology.* 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02113-2>
53. Kalieva A.A., Ermienko A.V. On the issue of mercury pollution in the territory of the Pavlodar chemical plant. *Interesko Geo-Sibir'*. 2016; 4 (2): 116–20. (in Russian)
54. Fedorov Yu.A., Hovsepyan A.E., Dotsenko I.V. Mercury in the soils of the Ust'ev region Northern Dvina. *Izvestiya vuzov. Severo-Kavkazskiy region. Yestestvennyye nauki [University News. North Caucasus region. Natural Sciences]*. 2007; 6: 109–14. (in Russian)
55. Dotsenko I.V., Fedorov Yu.A., Mikhailenko A.V., Dmitrik L.Yu. On the relationship between mercury and organic matter in bottom sediments along the Don – Azov Sea profile. *Izvestiya vuzov. Severo-Kavkazskiy region. Yestestvennyye nauki [University News. North Caucasus region. Natural Sciences]*. 2015; 3: 96–102. (in Russian)
56. Gorbunov A.V., Lyapunov S.M., Ermolaev B.V. Mercury distribution in natural and urbanized environments of Karelia. *Ekologiya cheloveka [Human Ecology]*. 2019 4: 10–7. DOI: <https://doi.org/10.33396/1728-0869-2019-4-10-17>. (in Russian)
57. Passos C.J., Mergler D., Lemire M., Fillion M., Guimaraes J.R. Fish consumption and bioindicators of inorganic mercury exposure. *Sci Total Environ.* 2007; 373 (1): 68–76. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.015>
58. Passos C.J., Da Silva D.S., Lemire M., Fillion M., Guimaraes J.R., Lucotte M., Mergler D. Daily mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2008; 18 (1): 76–87. DOI: <https://doi.org/10.1038/sj.jes.7500599>
59. Hong Y.-S., Kim Y.-M., Lee K.-E. Methylmercury Exposure and Health Effects. *J Prev Med Public Health.* 2012; 45 (6): 353–63. DOI: <https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.353>
60. Banana A.A.S., Radin Mohamed R.M.S., Al-Gheethi A.A.S. Mercury pollution for marine environment at Farwa Island, Libya. *J Environ Health Sci Eng.* 2016; 14: 5. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40201-016-0246-y>
61. Bradley M.A., Barst B.D., Basu N. A Review of Mercury Bioavailability in Humans and Fish. *Int J Environ Res Public Health.* 2017; 14 (2): 169. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph14020169>
62. Régine M.B., Gilles D., Yannick D., Alain B. Mercury distribution in fish organs and food regimes: Significant relationships from twelve species collected in French Guiana (Amazonian basin). *Sci Total Environ.* 2006; 368 (1): 262–70. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.077>
63. Kramar K.V. The mercury content in the organs and tissues of fish. *Simvol nauki.* 2017; 4 (3): 18–21. (in Russian)
64. Gorbunov A.V., Lyapunov S.M., Okina O.I., Sheshukov V.S. Bioaccumulation of mercury in freshwater fish tissues. *Ekologiya cheloveka [Human Ecology]*. 2018; 11: 26–31. (in Russian)
65. Nuttall K.L. Interpreting Hair Mercury Levels in Individual Patients. *Ann Clin Lab Sci.* 2006; 36 (3): 248–61.
66. Li R., Wu H., Ding J., Fu W., Gan L., Li Y. Mercury pollution in vegetables, grains and soils from areas surrounding coal-fired power plants. *Scientific Reports.* 2017; 7: 46545. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep46545>
67. Guidelines for the hygienic assessment of new pesticides N 4263-87. 1987. (in Russian)
68. Nordberg G.F., Fowler B.A., Nordberg M., Friberg L.T. eds. *Handbook on the Toxicology of Metals.* 3rd ed. New-York: Elsevier; 2007.
69. Aschner M., Aschner J.L. Mercury neurotoxicity: mechanisms of blood-brain barrier transport. *Neurosci Biobehav Rev.* 1990; 14 (2): 169–76. DOI: [https://doi.org/10.1016/s0149-7634\(05\)80217-9](https://doi.org/10.1016/s0149-7634(05)80217-9)
70. Milne J., Christophers A., De Silva P. Acute mercurial pneumonitis. *Br J Ind Med.* 1970; 27 (4): 334–8. DOI: <https://doi.org/10.1136/oem.27.4.334>
71. Zalups R.K. Molecular interactions with mercury in the kidney. *Pharmacol Rev.* 2000; 52 (1): 113–43.
72. Bridges C.C., Zalups R.K. The Aging Kidney and the Nephrotoxic Effects of Mercury. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev.* 2017; 20 (2): 55–80. DOI: <https://doi.org/10.1080/10937404.2016.1243501>
73. Clarkston T.W., Rothstein A., Sutherland R. The mechanism of action of mercurial diuretics in rats; the metabolism of 203hg-labelled chlormerodrin. *Br J Pharmacol Chemother.* 1965; 24 (1): 1–13. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1476-5381.1965.tb02075.x>
74. Bradley M.A., Barst B., Basu N. A Review of Mercury Bioavailability in Humans and Fish. *Int J Environ Res Public Health.* 2017; 14 (2): E169. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijerph14020169>
75. Whitacre D.M. ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology.* Vol. 229. Switzerland: Springer International Publishing; 2014. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-319-03777-6_1
76. Ye B.-J., Kim B.-G., Jeon M.-J., Kim S.-Y., Kim H.-Ch. et al. Evaluation of mercury exposure level, clinical diagnosis and treatment for mercury intoxication. *Ann Occup Environ Med.* 2016; 28 (5): 1–8. DOI: <https://doi.org/10.1186/s40557-015-0086-8>
77. Park J.-D., Zheng W. Human Exposure and Health Effects of Inorganic and Elemental Mercury. *J Prev Med Public Health.* 2012; 45(6): 344–352. DOI: <https://doi.org/10.3961/jpmph.2012.45.6.344>
78. Gilmour C.C., Podar M., Bullock A.L., Graham A.M., Brown S.D., Somnathally A.C. et al. Mercury methylation by novel microorganisms from new environments. *Environ Sci Technol.* 2013; 47 (20): 11810–20. DOI: <https://doi.org/10.1021/es403075t>
79. Celo V., Lean D.R., Scott S.L. Abiotic methylation of mercury in the aquatic environment. *Sci Total Environ.* 2006; 368 (1): 126–37. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.043.00>
80. Chen Z., Myers R., Wei T., Bind E., Kassim P., Wang G. et al. Placental transfer and concentrations of cadmium, mercury, lead, and selenium in mothers, newborns, and young children. *J Expo Sci Environ Epidemiol.* 2014; 24 (5): 537–44. DOI: <https://doi.org/10.1038/jes.2014.26>
81. Oskarsson A., Schültz A., Skerfving S., Hallén I.P., Ohlin B., Lagerkvist B.T. Total and inorganic mercury in breast milk in relation to fish consumption and amalgam in lactating women. *Arch Environ Health.* 1996; 51 (3): 234–41. DOI: <https://doi.org/10.1080/00039896.1996.9936021>
82. Environmental Health Department, Ministry of the Environment, Minimata Disease: The History and Measures, Ministry of the Environment, Government of Japan, Tokyo; 2002.

83. Bakir F., Damluji S.F., Amin Zaki I. Methylmercury poisoning in Iraq: an interuniversity report. *Science*. 1973; 181 (4096): 230–241. DOI: <https://doi.org/10.1126/science.181.4096.230>
84. Skerfving S.B., Copplestone J.F. Poisoning caused by the consumption of organomercury dressed seed in Iraq. *Bull World Health Organ*. 1976; 54 (1): 101–12.
85. Clarkson T.W., Magos L., Cox C. Tests of efficacy of antidotes for removal of methylmercury in human poisoning during the Iraq outbreak. *J Pharmacol Exp Ther*. 1981; 218 (1): 74–83.
86. Amin-zaki L., Majeed M.A., Clarkson T.W., Greenwood M.R. Methylmercury poisoning in Iraqi children: clinical observations over two years. *Br Med J*. 1978; 1 (6113): 613–16. DOI: <https://doi.org/10.1136/bmj.1.6113.613> https://www.theregister.co.uk/2006/07/14/the_odd_body_minimata_disaster
87. Ekino S., Susa M., Ninomiya T., Imamura K., Kitamura T. Minamata disease revisited: an update on the acute and chronic manifestations of methylmercury poisoning. *J Neurol Sci*. 2007; 262 (1–2): 131–44. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jns.2007.06.036>
88. Kondo K. Congenital Minamata disease: warnings from Japan's experience. *J Child Neurol*. 2000; 15 (7): 458–64. DOI: <https://doi.org/10.1177/088307380001500707>
89. Malov A.M., Sibiryakov V.K., Mukovsky L.A., Semenov E.V. Mercury as a risk factor for human health. *Izvestiya Samarskogo nauchnogo tsentra Rossiyskoy akademii nauk*. 2014; 16: 5 (2): 907–10. (in Russian)
90. Bodyienkova G.M., Boklazhenko E.V. Immunological criteria for the diagnosis of neurointoxication with metallic mercury vapor. *XXI vek. Tekhnosferaya bezopasnost'*. 2016; 1 (4): 23–9. (in Russian)
91. Krasnoopeeva I.Yu. Mercury intoxication. *Sibirskiy meditsinskiy zhurnal*. 2005; 7: 104–8. (in Russian)
92. Trachtenberg I.M. The problem of micromercurialism in the light of new experimental facts and observations. *Gigiena i sanitariya [Hygiene and Sanitation, Russian journal]*. 1962; 9: 17–25. (in Russian)
93. Efimova N.V., Dyakovich M.P., Bicheva G.G., Lisetskaya L.G., Koval P.V., Andrulaitis L.D. et al. The study of public health under the influence of technogenic mercury. *Byulleten' VSNtS SO RAMN*. 2007; 2 (54): 75–9. (in Russian)
94. Evstafieva E.V., Baranovskaya N.V., Tymchenko S.L., Bogdanova A.M., Naraev G.P., Sologub N.A. et al. Ecological and biomonitoring studies of mercury in the Crimean region. *Izvestiya Tomskogo politekhnicheskogo universiteta. Inzhiniring georesurov*. 2017; 328 (3): 96–105. (in Russian)
95. Brin V.B., Mitsiev A.K., Mitsiev K.G. Prevention of hemodynamic and renal effects of mercury chloride in the experiment. *Kubanskiy nauchnyy meditsinskiy vestnik*. 2013; 136 (1): 38–41. (in Russian)
96. Sinititskaya T.A. Hygienic safety of the population under the combined effects of pesticides and heavy metals: Diss. Mytishchi; 2005. (in Russian)
97. Lee B.E., Hong Y.C., Park H., Ha M., Koo B.S., Chang N. et al. Interaction between GSTM1/GSTT1 polymorphism and blood mercury on birth weight. *Environ Health Perspect*. 2010; 118 (3): 437–43. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.0900731>
98. Kim B.M., Lee B.E., Hong Y.C., Park H., Ha M., Kim Y.J. et al. Mercury levels in maternal and cord blood and attained weight through the 24 months of life. *Sci Total Environ*. 2011; 410–1: 26–33. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.060>
99. Air Quality Guidelines for Europe. WHO regional publications. European series; 2000: 91.
100. Yokoo E.M., Valente J.G., Grattan L., Schmidt S.L., Platt I., Silbergeld E.K. Low level methylmercury exposure affects neuropsychological function in adults. *Environ Health*. 2003; 2: 8. DOI: <https://doi.org/10.1186/1476-069X-2-8>
101. Guallar E., Sanz-Gallardo M.I., van't Veer P., Bode P., Aro A., Gómez-Aracena J. et al. Mercury, fish oils, and the risk of myocardial infarction. *N Engl J Med*. 2002; 347 (22): 1747–54. DOI: <https://doi.org/10.1056/NEJMoa020157>
102. Karagas M.R., Choi A.L., Oken E., Horvat M., Schoeny R., Kamai E. et al. Evidence on the Human Health Effects of Low-Level Methylmercury Exposure. *Environ Health Perspect*. 2012; 120 (6): 799–806. DOI: <https://doi.org/10.1289/ehp.1104494>
103. Rafati-Rahimzadeh M., Rafati-Rahimzadeh M., Kazemi S., Moghadamnia A.A. Current approaches of the management of mercury poisoning: need of the hour. *Daru*. 2014; 22 (1): 46. DOI: <https://doi.org/10.1186/2008-2231-22-46>
104. Osminina M.K., Lyskina G.A., Ammosova E.P., Tugarinova G.V., Rabieva G.M. D-penicillamine in limited forms of juvenile scleroderma. *Pediatriya [Pediatrics]*. 2008; 87 (4): 97–102. (in Russian)