

УДК 577.47 : 546.81 : 502.7

**НЕКОТОРЫЕ АСПЕКТЫ ПРОБЛЕМЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ
ОКРУЖАЮЩЕЙ И ВНУТРЕННЕЙ СРЕДЫ СВИНЦОМ*****Затонская В. М., Лобанов Ф. И., Макаров Н. В.***

Обсуждены опубликованные в последние годы работы по исследованию загрязнения биосферы свинцом. Рассмотрены многообразные источники поступления свинца в атмосферу и гидросферу, вопросы загрязнения почв, растений, водорослей, организма животных и человека вследствие повышенной адсорбции и аккумуляции свинца. Освещен вопрос о химических формах нахождения свинца в окружающей среде, включая и внутреннюю среду.

Библиография — 153 ссылки.

ОГЛАВЛЕНИЕ

I. Введение	693
II. Свинец в атмосфере	694
III. Загрязнение почвы и растений свинцом	698
IV. Свинец в гидросфере	702
V. Влияние свинца на живые организмы	706

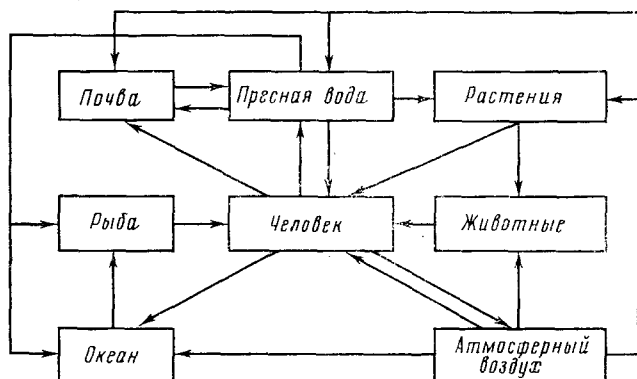
I. ВВЕДЕНИЕ

Производство и потребление свинца, используемого в различных отраслях промышленности, постоянно растет; при этом одновременно возрастает его поступление в биосферу. Так, в США в 1964 г. в атмосферу выброшено 100 тыс. т свинца, что составило 10% от общего индустриального потребления свинца, а в 1968 г. — 184 316 тонн [1]. По данным ЮНЕСКО, ежегодно с водами рек в моря попадает свыше 2,3 млн. т свинца. Источником загрязнений мирового океана свинцом является также атмосфера. Так, по подсчетам [2] на его поверхность ежегодно выпадает 200 тыс. т свинца.

Число публикаций, посвященных проблеме загрязнения окружающей среды свинцом, обширно, поскольку свинец загрязняет различные объекты — атмосферу, гидросферу, почвы. Многие растения, произрастающие на почвах, загрязненных свинцом, аккумулируют его. Концентрация свинца в таких обогащенных свинцом растениях превышает нормальное его содержание в 2—100 раз [3—4]. Накопление свинца растениями заслуживает внимания, так как обогащенными им оказываются не только дикорастущие, но и культурные растения, которые являются продуктами питания людей. Свинец может концентрироваться на всех уровнях водной цепи питания, как в водорослях, так и в моллюсках, рыбе [5]. В последнее время появились работы, в которых обнаружены большие количества свинца в мясе и внутренних органах домашних животных, употребляемых в пищу [6, 7]. Свинец попадает в организм человека с водой и с пищей.

Цель питания не является единственным источником поступления свинца в организм человека. Загрязнение атмосферного воздуха свинцом также способствует его проникновению в организм. Все большее число исследований свидетельствует о том, что основной источник по-

ступающего в организм свинца — воздух, загрязненный антидетонационными добавками, которые содержат алкильные соединения свинца [8—10]. В составе органических соединений [11], а также с мазями и косметическими средствами свинец может проникать через кожу, но, по-видимому, незначительно [12]. Таким образом, имеются два основных пути хронического воздействия свинца на человека — оральный и дыхательный. На рисунке изображена схема миграции свинца в биосфере.



Показателем глобальности загрязнения окружающей среды свинцом является повышение содержания его в полярных льдах. Так, за последние 25 лет содержание свинца в снежном покрове Гренландии увеличилось в 400 раз [13]. Свинец найден также в почве удаленных от промышленных районов северных лесов, где он откладывается со скоростью 305 грамм на гектар в год [14]. Это говорит о том, что миграция свинца в окружающей среде происходит через атмосферу в виде аэрозолей свинца и его соединений, и проблема загрязнения окружающей среды свинцом превращается в международную, так как государственных границ для передвижения атмосферных загрязнений не существует.

II. СВИНЕЦ В АТМОСФЕРЕ

1. Источники поступления свинца в атмосферу

Источники поступления свинца в атмосферу можно разделить на природные и антропогенные. К первым относятся ветровая пыль, лесные пожары, извержения вулканов, морская водяная пыль и продукты разложения растений. По данным работы [14], ежегодное мировое поступление свинца в атмосферу из природных источников составляет $24,5 \cdot 10^6$ кг.

К антропогенным источникам свинца относятся свинцовые рудники; предприятия, производящие выплавку свинца и переплавку свинецсодержащих изделий; предприятия по производству различных соединений свинца; предприятия черной и цветной металлургии. Значительное загрязнение атмосферы свинцом происходит при сжигании угля, торфа, древесины, нефтяных горючих веществ, используемых в двигателях внутреннего сгорания, при сжигании отходов, при очистке цистерн и баков для хранения бензина.

Антропогенная эмиссия свинца составляет $449 \cdot 10^6$ кг в год [14] и превышает природную более чем на порядок. При этом количество свинца, поступающего в атмосферу при сжигании бензина, который со-

держит антидетонационные соединения, составляет $\sim 60\%$ от общей эмиссии из антропогенных источников.

Общее количество свинца, распространившееся в мировых экосистемах через атмосферу за время цивилизации, составляет $20 \cdot 10^9$ кг [14]. Резкое увеличение эмиссии наблюдалось в начале XX века, а затем в 1923 г., когда стали вводить антидетонационные алкилсодержащие производные свинца в бензин.

2. Свинец в выхлопных газах автотранспорта

Одним из главных источников поступления свинца в окружающую среду являются выхлопные газы автомобильного и авиационного транспорта. Выбросы автотранспорта в ряде городов высокоразвитых капиталистических стран составляют 57—95% загрязнения воздуха, в Москве — более 40%, в СССР в среднем 13,3% [15]. При эксплуатации автомобиля выделяет в окружающую среду свыше 100 различных соединений, большинство из которых оказывает вредное воздействие на окружающую среду.

Результаты изучения загрязнения воздуха свинцом из соединений, применяющихся в качестве антидетонатора для двигателей внутреннего сгорания, приведены в работе [17]. Авторы этой работы с помощью ^{203}Pb определяли количество свинца, осевшего на листьях растений, почве, траве. Найдено, что на поверхности растений легче оседают мелкие аэрозольные частицы (0,01—0,03 мкм), чем крупные (0,2—0,25 мкм). Только 10% от общего количества содержащегося в выхлопных газах свинца оседает на расстоянии 30 м от автостреды с интенсивностью движения 40 000 автомашин в час; остальные включающие свинец частицы находятся во взвешенном состоянии и оседают на значительно большем расстоянии от шоссе.

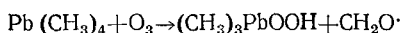
В основном антидетонационные добавки включают алкильные производные свинца: $\text{Pb}(\text{CH}_3)_4$, $\text{Pb}(\text{CH}_3)_3(\text{C}_2\text{H}_5)$, $\text{Pb}(\text{CH}_3)_2(\text{C}_2\text{H}_5)_2$, $\text{Pb}(\text{C}_2\text{H}_5)_4$. При сгорании топлива существенная часть органически связанного свинца разлагается и выбрасывается в атмосферу в виде неорганических солей; однако небольшое количество выбрасывается в неизменном виде. В работе [18] приведены результаты изучения уровней содержания органических и неорганических соединений свинца в воздухе. Путем отбора проб на фильтры с диаметром пор 0,01 мкм и использования газохроматографического метода анализа можно раздельно определять концентрации органических и неорганических соединений элемента. Установлено, что большая часть обнаруженного в атмосфере свинца находится в неорганическом виде, а концентрации органических соединений свинца в воздухе очень низки и составляют 10^2 — 10^3 мкг/м³.

В обзоре [19], посвященном вопросу загрязнения атмосферы тетраэтилсвинцом (ТЭС) и тетраметилсвинцом (ТМС), отмечается, что содержание их в атмосфере составляет $<5\%$ от общего количества свинца в атмосфере. Этот факт автор [19] объясняет двумя причинами: довольно быстрым фотохимическим разложением этих соединений, а также наличием в атмосфере веществ, ускоряющих их разложение. В качестве таких веществ наиболее активны NO_x , O_3 , атомарный кислород, радикалы OH^\cdot , CO^\cdot и др., причем реакции алкильных производных свинца с этими веществами идут довольно быстро и в темноте. Исследована кинетика и механизм основных гомогенных реакций ТМС и ТЭС в атмосфере [20]. Найдено, что алкильные соединения свинца относительно стабильны в темноте и имеют период полураспада 320 и

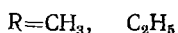
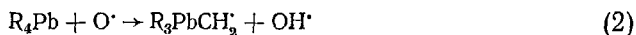
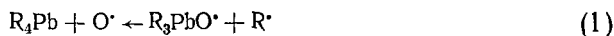
100 ч для ТМС и ТЭС соответственно в очищенном сухом воздухе. Оба соединения неустойчивы к воздействию УФ-облучения и распадаются на свету по реакции первого порядка с константами скорости фотолитического разложения $3,4 \cdot 10^{-4} \text{ мин}^{-1}$ для ТМС и $1,3 \cdot 10^{-3} \text{ мин}^{-1}$ для ТЭС (после вычитания соответствующих величин для реакций, протекающих в темноте).

Таким образом, скорость фотолиза ТЭС почти в четыре раза выше скорости фотолиза ТМС. Вероятно поэтому в воздухе около автотрасс с сильным движением автотранспорта из алкильных соединений свинца можно определить только ТМС, содержание которого составляет 1—20% от общей концентрации свинца в воздухе [21]. В отношении механизма гомогенных реакций тетраалкилсвинца авторы [20] сделали вывод о том, что он аналогичен механизму реакций распада углеводородов. Реакции взаимодействия ТМС и ТЭС с O_3 , O^\bullet и OH^\bullet аналогичны реакциям алкенов, в частности этилена и пропилена.

Предложен следующий механизм реакции взаимодействия ТМС с озоном [20]:

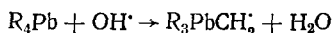


Определена константа скорости данной реакции, равная $1,9 \cdot 10^{-3} \text{ (р. р. т.)}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$. Константа скорости реакции ТЭС с озоном равна $1,6 \cdot 10^{-2} \text{ (р. р. т.)}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$. Взаимодействие алкильных производных свинца с атомарным кислородом может протекать либо по реакции (1), либо по реакции (2):



При этом константы скорости реакций равны $7,0 \cdot 10^2$ и $18,9 \cdot 10^2 \text{ (р. р. т.)}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$ для ТМС и ТЭС соответственно [20].

Наиболее вероятно взаимодействие радикалов OH^\bullet с тетраалкилсвинцом протекает по схеме:



Константы скорости равны $13,3 \cdot 10^3$ и $11,7 \cdot 10^4 \text{ (р. р. т.)}^{-1} \cdot \text{мин}^{-1}$ для ТМС и ТЭС соответственно.

По данным [22], концентрация тетраалкилсвинца в городском воздухе вблизи автострад в среднем равна $0,1 \text{ мкг/м}^3$ и составляет меньше 5% общего содержания свинца, что совпадает с результатами работы [19].

От 80 до 100% свинецсодержащих соединений, найденных в выхлопных газах автомобилей, приходится на долю галогенидов свинца PbBr_2 , PbCl_2 , PbBrCl , α - и β -форм двойной соли $2\text{PbBrCl} \cdot \text{NH}_4\text{Cl}$. Детальное исследование состава и размеров частиц в выхлопных газах проведено в [23] с использованием сканирующего микроскопа. Найдено, что большие частицы ($>200 \text{ мкм}$) содержат в основном PbBrCl , $2\text{PbO} \cdot \text{PbBrCl}$ и незначительные количества PbSO_4 , $\text{Pb}_3(\text{PO}_4)_2$; в частицах размером 2—10 мкм основным соединением свинца является PbBrCl . Частицы с диаметром $>5 \text{ мкм}$ содержат 20—30% Pb, частицы размером 1—5 мкм содержат 50—70% Pb и только 5% Pb содержится в субмикрочастицах.

Более 90% частиц в выхлопных газах имеют размер $<2 \text{ мкм}$. Таким образом, вследствие высокой дисперсности частиц выхлопных газов автотранспорта возможности проникновения в организм свинца дыха-

тельным путем высоки. Отметим, что концентрация свинца в воздухе городов принимает угрожающие размеры, если учесть, что 1 литр бензина содержит 200—600 мг свинца, 50—70% которого выбрасывается в воздух с выхлопными газами [24]. Возможными путями борьбы с загрязнениями окружающей среды свинцом являются создание принципиально новых двигателей, создание новых катализаторов и применение неэтилированного бензина. Результаты опытов показали уменьшение содержания свинца в воздухе районов города с уменьшенным автомобильным движением [25].

3. Содержание свинца в атмосфере и его биологическое действие

Хотя мнения о механизме поглощения свинца через дыхательные пути разноречивы, предполагается, что значительная часть вдыхаемого свинца попадает в кровь через трахеобронхиальную систему. По данным [21], 35% общего количества вдыхаемого свинца попадает в кровь.

В работе [26] приводятся результаты, полученные при ингаляции крыс в течение 40—60 мин аэрозолем выхлопных газов двигателей, которые работали на бензине с добавкой ТЭС с изотопом ^{203}Pb . Авторы предполагают, что всасывание свинца у крыс происходит в основном через легкие, а не через желудочно-кишечный тракт. Замечено, что процессы всасывания свинца при ингаляции довольно близки у крыс и у человека, но метаболизм всосавшегося свинца имеет существенные различия.

Авторы работы [27] подвергали бабуинов ингаляции пылью Pb_3O_4 (диаметр частиц 3,2 мкм) в концентрации 1,5 мкг/м³ по 4 часа в день в течение 26 дней. Найдено, что если исходное содержание свинца в крови составляло 9,9 мкг/100 мл, то после 24 час ингаляции оно поднялось до 19, а через двое суток до 41 мкг/100 мл.

В работе [28] приведены данные о концентрации свинца в пыли воздуха крупных городов промышленных центров Канады, которые превышают природные концентрации в 18—300 раз. При вдыхании 0,1 г пыли с концентрацией свинца 1500 мкг/г, что примерно соответствует уровню его содержания в пыли промышленного города среднего масштаба, человек накапливает до 20 мкг свинца. В сельской местности поглощение свинца с пылью составляет 5% от его общего дневного поступления (с пищей, водой и воздухом), а в крупном промышленном городе — 60%.

Люди, постоянно подвергающиеся действию воздуха, содержащего 4,5 мкг/м³ свинца (концентрация над большинством крупных городов), поглощают 91 мкг свинца в сутки. В зависимости от размера частиц в организме задерживается примерно 30—40% поглощенного таким путем свинца, что составляет 36 мкг в сутки [29]. В Филадельфии у 11 женщин, живущих в городских районах, уровень свинца в крови составлял 29 мкг/100 г и более, при концентрации свинца в городском воздухе 1,7 мкг/м³ [25].

Во многих работах подчеркивается, что уровень свинца в крови зависит от множества различных факторов, а не только от уровня содержания свинца в атмосфере. Так, в работе [30] описано подробное изучение биологического действия аэрозолей свинца на жителей Токио. Предельное значение концентрации свинца в атмосфере составляло 0,63 мкг/м³. Значение уровня в крови колебалось в области 16,8—18,7 мкг/100 мл в зависимости от места жительства и работы. Однако

положительной корреляции концентрации свинца в крови с уровнем содержания свинца в атмосфере не было установлено. Не найдено корреляции и в [31] при изучении биологического действия содержания свинца в атмосфере на жителей семи американских городов. Однако в работе [32] показано, что содержание свинца в крови жителей Тегерана тесно связано с уличным движением; при этом концентрация свинца в крови увеличивалась с возрастом и была выше у больных раком, чем у здоровых людей. В Италии был проверен уровень свинца в крови людей, живущих в городском, индустриальном районах и районе керамической промышленности [33]. Средние величины содержания свинца в крови были равны соответственно 26,02; 32,21; 58,06 мкг/100 мл. Содержание свинца в крови было выше у мужчин, чем у женщин, и у курящих мужчин выше, чем у некурящих. Таким образом, курение можно рассматривать как один из путей проникновения свинца в организм человека.

Данные работы [25] показывают, что средний уровень свинца в крови увеличивается незначительно под воздействием воздуха с содержанием свинца ~ 2 мкг/м³; при этом уровне свинца в воздухе у большинства людей концентрация свинца в крови ~ 30 мкг/100 мл. Авторы работы [34] рассчитали, что при пребывании в атмосфере, содержащей свинец в концентрации 2 мкг/м³, количество поглощенного из дыхательных путей свинца составляет в среднем 14 мкг в день. Средние величины содержания свинца в крови городских жителей различных стран имеют значения: 12,1 мкг/100 мл [35], 25 мкг/100 мл [36], 43 мкг/100 мл [37].

III. ЗАГРЯЗНЕНИЕ ПОЧВЫ И РАСТЕНИЙ СВИНЦОМ

1. Свинец в почве вблизи плавильных, рудников, предприятий

Кларковый уровень свинца в земной коре составляет $1,6 \cdot 10^{-3}\%$ [38]. В районах заброшенных свинцовых рудников и плавильных, предприятий, связанных с производством свинца и его соединений, уровень содержания этого металла в почве, особенно в ее поверхностных слоях, значительно выше. Чрезвычайно высокие концентрации Pb (>5000 мкг/г) найдены в верхних слоях почв в непосредственной близости от предприятий по переработке металлического лома и использованных батарей и возле складов заводов, производящих батареи.

Показано [39], что содержание свинца уменьшается экспоненциально с удалением от источника загрязнения. Аналогичные данные приводятся и в других работах. Пыль и образцы грязи, собранные на земле на расстоянии 1 км от плавильных, содержали 3541—5466 мкг/г свинца, а в 2,5 км — 397 мкг/г [40]. Во многих работах, посвященных определению свинца в почвах вблизи предприятий, также обнаружен высокий уровень его содержания [41—43]. Следует отметить, что в почве дворов и отведенных под игры участков, удаленных от предприятий и автомагистралей, концентрации свинца составляли 800 мкг/г (в 900 образцах почв) [44].

Свинец накапливается в почве не только вследствие загрязнения ее выбросами промышленных предприятий, но и, как отмечено выше, в результате загрязнения атмосферного воздуха выхлопными газами автотранспорта. Вблизи автострад концентрация свинца в почве и в пыли, покрывающей растения, увеличена. По результатам работы [45], самые высокие количества свинца обнаружены на расстоянии от 10 м

от дороги; с удалением от автострад концентрация свинца уменьшается. В работе [46] определено, что свинец аккумулируется на поверхности почв в слоях глубиной 0—5 см. Образцы, взятые на рисовых полях в 3—5 метрах от автотрассы, содержат 11—110 мкг/г Pb; в образцах, взятых на расстоянии больше 3—5 метров, кларковый уровень свинца не превышен.

Способность свинца к адсорбции различными почвами чрезвычайно высока. Так, при изучении распределения ионов металлов между почвой и раствором установлено [47], что в области pH 3,5—4,5 адсорбция уменьшается в следующем порядке: $Pb > Cu > Cd \sim Zn > Ca$. Абсолютные количества адсорбированных ионов увеличиваются с ростом концентрации их в растворах, полупериод адсорбции и десорбции находится в области 5—15 с. Поскольку почва является сложной многокомпонентной системой, включающей в себя кроме органических и неорганических ингредиентов также грибы и ферменты, то можно ожидать, что свинец будет оказывать на них влияние. В эксперименте по изучению влияния свинца на самоочищающую способность почвы обнаружено [48], что из всех показателей биологической активности почвы наиболее чувствительна к воздействию свинца активность ферментов. Свинец в концентрации 100 мкг на 100 г почвы достаточно угнетает дегидрогеназную активность почвы. При изучении токсичного воздействия на ферменты почвы салицилата, ацетата и окиси свинца оказалось, что наиболее угнетает ферментативную активность салицилат, а наименее — окись свинца [49], т. е. наибольшее влияние оказывает более водорастворимое соединение.

2. Загрязнение свинцом растений

На возможность стимулирующего действия свинца в малых концентрациях на растения указывается в отечественных работах [50, 51]. Однако вопрос о зависимости между концентрациями свинца в почве и оказываемым биологическим эффектом в этих работах не решен. В работах последних лет большое внимание уделяется установлению корреляции между количеством вносимого в почву свинца и его действием на развитие растений. Так, в работе [52] установлено, что внесение в почву уксуснокислого свинца в концентрации 100 мг/кг, углекислого свинца в концентрациях 500 и 5000 мг/кг оказало положительное влияние на рост и развитие пшеницы Харьковская-46. В то же время ацетат свинца в концентрации 500 и 5000 мг/кг вызвал угнетение роста растений. Разное действие солей свинца связывается со слабой усвояемостью карбоната свинца вследствие его низкой растворимости, а также с изменением pH почвенного раствора при внесении солей свинца. В [52] не приводятся данные по содержанию свинца в самом растении.

В работе [53] указывается, что внесение свинца в почву в концентрациях до 1000 мкг/г не оказывает влияния на рожь и овсяницу, посеянные в илистый суглинок. Дальнейшее повышение концентрации свинца приводит к резкому уменьшению скорости роста. Внесение удобрения не уменьшает вредного влияния свинца при его концентрации > 1000 мкг/г.

По данным [54], кларковое содержание свинца в растениях составляет $1,0 \cdot 10^{-4}\%$. В районах с почвами, загрязненными выбросами промышленных предприятий и автотранспортом, установлен факт аккумуляции свинца растениями. В работе [3] исследована аккумуляция свинца растениями, выросшими на почвах с различным его содержанием. Ре-

зультаты показали, что картофель, капуста, томаты, огурцы, лук и морковь, выросшие на почвах с содержанием свинца 220—480 мг/кг, содержат его в 2—5 раз больше, чем овощи, выросшие в тех же климатических условиях, но на почвах с меньшим содержанием свинца — 18 мг/кг. Авторы [3] делают вывод о том, что концентрация свинца в овощах в среднем на два порядка меньше, чем его концентрация в почве, на которой они выросли, и что аккумуляция свинца растениями на обогащенных почвах по сравнению с таковой на почвах нормальных различается не более чем в 10 раз.

Установлено [4], что разные растения способны поглощать в одинаковых условиях различные количества свинца. Минимальное количество свинца обнаружено в семенах бобовых культур — горохе и фасоли. Максимальное количество содержалось в листьях репы и кабачках — 16,2 и 22,4 мг/кг соответственно. В среднем в большинстве растений содержание свинца составило 2—3 мг/кг. При внесении свинца в почву в виде водного раствора уксуснокислой соли в дозах 50 и 100 мг/кг почвы в листьях салата накапливалось свинца в 17 и 32 раза больше соответственно, чем в контрольных растениях. Для большинства растений наблюдалась пропорциональная зависимость между содержанием свинца в почве и накоплением его в растениях.

О способности салата значительно аккумулировать свинец сообщается и в работе [55], в которой изучены видовые реакции салата на свинец. Девять видов салата выращивали методом гидропоники с добавлением в питательную среду свинца в концентрациях 0,1—50 мг/кг. Показано, что низкие концентрации свинца (0,1—0,5 мг/кг) стимулировали рост корневой и верхушечной частей салата, особенно в ранние сроки, а концентрации >50 мг/кг существенно угнетали рост растений через 4—6 недель. Выявлены различия в реакциях рассмотренных видов салата, которые характеризуются близким морфологическим строением, что указывает на генетическую регуляцию физических механизмов усвоения и перемещения свинца в растениях. Сделано предположение, что видовая селекция может позволить получить растения со сниженной способностью к накоплению свинца и тем самым свести к минимуму опасность поступления свинца в организм с пищей. Важный вывод сделан в работе [56] о том, что содержание свинца в растениях гороха в горшках с загрязненной свинцом почвой коррелировало с уровнем водно-экстрагируемого свинца, а не с общим его содержанием в почве.

Как было отмечено выше, придорожные растения вблизи шоссе с большим автомобильным движением либо вблизи промышленных предприятий содержат значительно большее количество свинца, чем растения в районах, не подверженных влиянию автотранспорта и промышленных загрязнений. Так, в хлебных злаках, растущих на подверженных загрязнению свинцом почвах, заметно повышается его содержание [57]. В непосредственной близости от автотрассы установлена максимальная концентрация свинца в траве, равная 206 мг/кг [58].

В течение ряда лет авторы работ [59—61] исследовали содержание Hg, Pb, Cd в образцах пшеницы, ржи и в продуктах их переработки. Установлено, что свинец содержится в зерне в количестве 0,1—0,2 мг/кг и сконцентрирован в наружных слоях зерна. Содержание Pb связано с районом произрастания растений и особенно велико для полей, расположенных вблизи промышленных центров. При шелушении зерна удаляется до 70% Pb; в муку при помоле канадской пшеницы «дурум» попадает ~40% свинца, содержащегося в зерне. Показано [60], что без вреда для здоровья в организм человека может попадать ежене-

дельно 3 мг Pb. Указывается [60], что допустимая норма содержания в пищевых продуктах составляет $\leq 0,5$ мг/кг Pb. В ряде работ подчеркивается, что если придерживаться методических инструкций по выращиванию и сбору урожая, то в настоящее время не имеется острой опасности для здоровья людей, обусловленной загрязнением свинцом пищевых продуктов в связи с выбросами автотранспорта.

Многолетние исследования [62—64] показали способность лишайников аккумулировать радиоактивный изотоп ^{210}Pb . Источником поступления ^{210}Pb в биосферу является естественный распад в цепочке ^{226}Ra . Большой период полураспада ^{210}Pb обеспечивает глобальность распределения изотопа в атмосфере и равномерное выпадение его на земную поверхность. Кумулятивные свойства лишайников обуславливают повышение концентрации свинца по всем участникам цепочки: лишайник \rightarrow олень \rightarrow человек. По данным [62], 1 кг сухого лишайника содержит $7,6 \cdot 10^{-9}$ Ки ^{210}Pb .

В литературе имеются сведения о способности грибов концентрировать свинец [65, 66]. Свинец в концентрации 5,34—80,98 мг/кг обнаружен в большинстве грибов дождевиков, собранных в 23—24 м от автомагистрали. Концентрация металла в мытых и невымытых грибах практически одинакова, причем основное его количество находится в шляпках грибов [65]. По данным работы [66], наибольшее количество свинца содержится в грибах *Psalliota campestris* — 1,0 мг на кг сухого веса.

3. Свинец в морских водорослях

Многие водоросли, так же как и наземные растения, способны аккумулировать тяжелые металлы. Авторы работы [67] установили, что при достаточном освещении густые заросли некоторых водорослей содержат свинец в количестве > 70 г/кг сухой массы. Тщательная промывка водорослей в пресной воде удаляла менее 10% связанных тяжелых металлов. Экспозиция образцов водорослей в растворенных солях свинца привела к быстрому обмену ионов Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , которые являются внеклеточными катионами и связаны с наружными поверхностями стенок и плазматических мембран. При экспозиции водорослей в ацетате свинца (концентрация свинца 100—500 мг/кг) проявляются чрезмерно большие потери органического вещества, что указывает на повреждение клеток [68].

Эксперименты с природными зарослями водорослей показывают, что вблизи промышленных сбросов тяжелые металлы, такие как свинец, могут накапливаться до значительных уровней без какого-либо явного физиологического вреда для водных организмов. Возможно, что внедрение тяжелых металлов вдоль стенки клетки защищает нормальное состояние метаболических ферментов и клеточные структуры. Однако еще не было сделано попытки определить относительную распространенность физиологически безвредного свинца внутри или на оболочке клетки. Растения, собранные в местах сброса промышленных стоков, содержат избыточные количества тяжелых металлов. Так, в месте обитания *Ulva fenestrata* в бухте Японского моря, где концентрация свинца в воде составляет 0,01 мг/л, растение содержит свинец в 5,4 раза выше, чем в контрольной незагрязненной бухте [69].

Авторы объясняют повышенное содержание свинца в водорослях сродством свинца к сульфгидрильным группам белков. Отмечается, что изменения геохимических факторов среды в загрязненной бухте привели к адаптации водной растительности и к изменению ее минерального состава. Замедленное влияние свинца на рост клеток благодаря мед-

ленной его аккумуляции отмечается и в других работах. Так, в работе [70] изучено влияние Cu и Pb на рост и пигментацию морских водорослей. Даже низкие концентрации свинца склонны понижать количество хлорофилла и каротиноида. Кроме этого угнеталось производство кислорода при освещении. Однако свинец не следует рассматривать как чрезвычайно токсичный для водорослей. Авторы работы [71] показали, что накопление водорослями и водными растениями свинца связано с загрязнением донного грунта при сбросе в водоемы снега, убранного с городских территорий с интенсивным движением автотранспорта.

В [72] изучена токсичность ТМС по отношению к водоросли *Scenedesmus quadricauda*, растущей в пресной воде. При пробудкивании биологически генерированного ТМС из склянки с раствором свинца в концентрации 5 мг/л в среду с водорослью рост ее клеток сократился с 85 до 32%. Клетки, подвергшиеся воздействию свинца, имеют тенденцию соединяться вместе. Наблюдались изменения в тонкой структуре клеток.

IV. СВИНЕЦ В ГИДРОСФЕРЕ

По данным Чоу [73], соединения свинца вводятся в океаны с континентальной водой в среднем в количестве $1,7 \cdot 10^{10}$ г в год. Главный вклад свинца в гидросферу обусловлен индустриальными сточными водами, выпадением радиоактивных осадков, использованием в речном транспорте моторов, работающих на нефтяном топливе. Оценено [74], что содержание свинца в поверхностных слоях пресной воды возросло с доисторических времен по настоящее время от 0,5 до 5 мкг/л.

Как отмечалось в предыдущих главах, перенос и распределение свинца из различных источников в основном происходит через атмосферу. Крупные частицы, содержащие свинец оседают вдоль дорог и обуславливают высокий уровень его в почвах. Аэрозоли с частицами меньших размеров переносятся токами воздуха и распыляются вокруг земного шара. При выпадении снега и дождя эти соединения свинца «вымываются» из слоев атмосферы, попадая в почву и гидросферу. Естественно, что содержание свинца в дождевой воде коррелирует с локальным содержанием его в атмосферном воздухе, интенсивностью движения автотранспорта, степенью индустриальности района. По результатам работы [75], средняя концентрация свинца в дождевой воде в 16 пунктах Европейской территории СССР в 1968—1969 гг. составила 5,5 мкг/л. Авторы работы [76] определили, что среднее отложение свинца, выпадающего с дождем, составляет 20 г на гектар в месяц. В работе [77] проводилось определение содержания свинца в речных водах Юго-Западной части Франции. Отмечено, что содержание свинца варьировало от 14,4 до 0,2 мкг/л, и что выпадение свинца с атмосферным дождем было выше, чем его перенос речной водой.

1. Свинец в полярных снегах

Исследование полярных снегов, замороженные пласты которых обеспечивают хронологичность, является надежным способом оценить во времени антропогенный вклад свинца в окружающую среду. В работе [78] приведены результаты исследований концентраций 12 тяжелых металлов, включая свинец, в снегах восточной Антарктиды с 1914 по 1974 гг. Найдено, что Pb , Cd , Cu , Zn и Ag значительно обогатили снега уже 60 лет назад, и что факторы обогащения, найденные в 1914 г., сопоставимы с определенными в настоящее время. Концентрации тяжелых металлов были выше ожидаемых на основании значений средних ве-

личин для земной коры и морской воды, и для свинца были равны 0,018 и 0,04 мкг/кг в зависимости от сорта фильтров. Авторы [78] считают, что источниками тяжелых элементов в полярных снегах могут быть их эмиссия из поверхностных микрослоев океана и из растений, и человеческая деятельность. Но наиболее вероятным источником они считают вулканическую активность, так как изменения концентраций металлов во времени совпадают с исторической регистрацией вулканических аэрозолей. Доказательства того, что вулканические аэрозоли могут достигать Антарктического ледового покрытия, приводились и раньше [79].

Результаты работы [78] согласуются с результатами, полученными другими авторами. Так, по данным работы [80], содержание свинца в образцах антарктического снега позже 1916 г. было равно 0,01 мкг/кг. В северной части Гренландии концентрация свинца оказалась больше, чем в Антарктиде. Содержание Pb в слоях льдов Гренландии, относящихся к 1753 г., что соответствует началу европейской индустриальной революции, составило 0,011 мкг/кг. Эта концентрация более чем в 25 раз превышает ее природный уровень. За период с 1933 по 1965 г. концентрация металла возросла до 0,20 мкг/кг, что уже в 500 раз превышает природный уровень. Авторы [80] объясняют такое увеличение содержания свинца в полярных льдах вкладом плавильных предприятий, сжиганием угля и свинецсодержащими антидетонационными добавками, активное применение которых началось с 1940 г.

Авторы работы [81] изучали изменение концентрации ^{210}Pb в ледниковом покрове Южного полюса в зависимости от глубины, с которой взят образец. Было проанализировано 92 образца, отобранных с глубины до 18 м. Анализ результатов показал, что от 1920 до 1954 г. происходило увеличение концентрации свинца. Авторы объясняют это либо изменением в скорости накопления снега, либо увеличением в снеге концентрации ^{210}Pb . Возможно, что оба фактора действовали одновременно.

2. Свинец в пресной воде

Концентрация свинца в пресных водах зависит от места отбора проб, от времени года, удаленности от индустриальных районов. В обзоре [73] приводятся результаты определения свинца в пресных водах. Свинец определяли в период 1956—1975 гг. в сорока двух водных источниках, расположенных в различных частях земного шара. Найдено, что средние концентрации свинца в пресных водах колеблются от 1 до 24 мкг/л, и в большинстве рек и озер находятся в области 1—10 мкг/л.

Большие количества тяжелых металлов находятся в поверхностном микрослое и в пене, взбитой ветром на поверхности рек и озер. Пена и поверхностные микрослои могут быть обогащены жирными кислотами, эфирами, спиртами, хлорированными углеводородами, микроэлементами, органическими и неорганическими формами P, N, S. Обогащение пены тяжелыми металлами происходит благодаря загрязнению металлами поверхности воды, задержке частиц материалов в поверхностной пленке и в пузырьках воздуха и за счет атмосферного вклада.

В работе [82] проанализирована пена, отобранная в 1973—1974 гг. у южных и восточных берегов озера Мендота. Образцы пены собирали в пластиковые цилиндры и после дестабилизации в темноте при 4°C в течение 24 час вольтамперометрическим методом определяли содержание тяжелых металлов. Показано, что 27—28% металла из дестабилизированной пены появляется в растворенной фазе. Значительная часть растворенного металла связывается в комплексы с органическими ве-

шествами или ассоциируется с коллоидной основой. Средняя концентрация свинца в пене равна 2,21 мг/л. Средний фактор обогащения твердых фракций нашли максимальным для свинца (1580); для остальных металлов — Cd, Zn, Cu он равен 800, 235, 80 соответственно. Следует отметить, что поверхностные слои и пена пока мало изучены с точки зрения накопления свинца и других тяжелых металлов.

В местах сброса городских и промышленных стоков концентрация свинца значительно повышена и может достигать 1000 мкг/л и более. В настоящее время в связи с борьбой за охрану окружающей среды, для защиты водоемов от загрязнения сточными водами промышленные предприятия имеют очистительные сооружения. В нашей стране действуют «Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами», в которых определены условия спуска сточных вод и утверждены нормативы качества воды. Предельно допустимая концентрация (ПДК) свинца в водоемах санитарно-бытового водопользования составляет 0,1 мг/л; тетраэтилсвинец должен отсутствовать (в пределах наиболее чувствительного метода исследования) [83]. Для радиоактивных изотопов свинца установлены [91] следующие ПДК: ^{203}Pb — $1 \cdot 10^{-7}$ Ки/л; ^{210}Pb — $1 \cdot 10^{-11}$ Ки/л; ^{214}Pb — $5 \cdot 10^{-9}$ Ки/л. При спуске сточных вод в черте любого населенного пункта требования, установленные для состава и свойств воды водоема, должны относиться к самим сточным водам, так как практически нельзя надеяться на разбавление и самоочищение [84].

Всемирной организацией здравоохранения (ВОЗ) установлена предельно допустимая концентрация свинца в питьевой воде, равная 100 мкг/л; та же величина принята в качестве ПДК в Советском Союзе. В США и Канаде установлен предельный уровень 50 мкг/л, в Швеции — 20 мкг/л. Многие авторы предлагают снизить ПДК свинца, установленную ВОЗ. Так, авторы работы [85] предлагают установить предельную концентрацию свинца 30 мкг/л.

В некоторых странах, в которых в качестве водопроводных труб используются свинцовые трубы, питьевая вода может содержать повышенные количества свинца. Это относится к районам с мягкой водой со слабокислой реакцией, в которой увеличивается растворимость свинца. Средняя концентрация свинца в такой воде обычно колеблется в пределах 50—100 мкг/л, а в некоторых случаях достигает значения ≥ 300 мкг/л. Известны были случаи повышения концентрации свинца в воде до 600 мкг/л; когда свинцовые трубы в водопроводах были заменены, концентрация свинца в воде уменьшилась до 3 мкг/л [86].

3. Свинец в донных осадках

Содержание свинца в донных осадках рек, озер, морей различно и зависит от геохимических условий и антропогенного вклада. Концентрация свинца в донных осадках, отобранных в различных районах вблизи острова Лонг-Айленд (США), подвержена колебаниям в области 200—350 мг/кг [87]. Концентрация свинца на поверхности осадков озера Онтарио составила 120—137 мг/кг [88].

В работе [89] изучено распределение тяжелых металлов в донных осадках и водах Амурского залива и установлена степень загрязненности осадков в бухте Золотой Рог, где наблюдается большая антропогенная нагрузка. Степень загрязненности осадков бухты уменьшается в ряду $\text{Pb} > \text{Hg} > \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr}$. В качестве показателя степени загрязнения осадков авторы приняли величину отношения средних концентраций элементов в донных осадках бухты Золотой Рог и Амурского

залива. Для свинца эта величина составляет 11,1 (донный осадок) и 1,6 (придонные воды). Приведенные коэффициенты свидетельствуют о том, что содержание свинца в осадках бухты значительно выше фоновых концентраций; это обусловлено высокой сорбционной способностью осадков и малой подвижностью металла в осадках. Подчеркивается локальный характер повышения концентраций тяжелых элементов, связанный со сбросом загрязняющих веществ в водный бассейн бухты: в осадках, отобранных на выходе из бухты, концентрации элементов уменьшаются.

В [90] проанализированы тремя независимыми методами осадки в бухте Ньюпорт (Калифорния). Найдено, что концентрации цинка и свинца увеличиваются в верхних пластах, отложенных с 1955 г., когда началось промышленное развитие в водоразделе.

Состав донных осадков различных водоемов отличается друг от друга. Там, где преобладают глинистые породы, сорбция ионов частицами глины осуществляется за счет ионообменных процессов и под воздействием сил адгезии. Общая поглотительная способность глин по отношению к ионам тяжелых металлов зависит от их минерального состава и от pH среды [91]. С увеличением pH сорбционная емкость глин, как правило, повышается вследствие образования прочных гидроксокомплексов.

4. Химические формы свинца в гидросфере

Сложность поведения тяжелых металлов в гидросфере обусловлена наличием в воде большого количества органических и минеральных соединений абиотического происхождения и тех, которые образуются в процессе жизнедеятельности водных организмов и в результате их естественного отмирания или массовой гибели от неблагоприятных условий. Это — азотсодержащие вещества, органические кислоты, аминокислоты, витамины, гормоны, минеральные соли.

Определение общей концентрации следовых количеств металлов в природных водах для установления степени их токсичности по отношению к водным организмам и растениям может дать ошибочные результаты. В зависимости от химической формы металла, вода с большей концентрацией свинца может быть менее токсична, чем другая вода с меньшей его концентрацией. Ионная форма свинца более токсична для организмов, чем свинец, связанный в комплекс, и чем стабильнее комплекс, тем меньше его токсичность. Химическое поведение свинца в гидросфере — вопрос мало изученный. Недостаточно исследованы вопросы, связанные с формой химических соединений свинца, откладывающихся в донных осадках; неизвестно, в виде каких соединений присутствует свинец в пресной и морской воде.

В работе [92] проведено химическое моделирование природы следов металлов в воде. Изучено поведение тяжелых металлов, в том числе свинца, в присутствии неорганических лигандов — CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^- , Br^- , F^- , NH_3 , PO_4^{3-} , OH^- и органических лигандов — этилендиаминтетрауксусной кислоты (ЭДТА), цитрат-иона (Цит), гистидина, цистеина, аспаргиновой кислоты. Изучена адсорбция металлов на поверхности SiO_2 . Установлено, что свинец при $\text{pH} < 7,1$ присутствует в виде иона Pb^{2+} ; выше этого значения pH свинец существует в виде PbCO_3 и гидроксочастиц. Общая сумма карбоната и гидроксокомплексов свинца не превышает 15%. Комплексы с сульфат-, хлорид-, бромид-ионами существуют в очень маленьких количествах. Изучение поведения свинца в присутствии органических лигандов показало, что полное комплексообразование происходит при $[\text{ЭДТА}] = 30 [\text{Pb}]$. Значительное связыва-

ние Pb^{2+} цитрат-ионом протекает, если концентрация лиганда более чем в 10 раз превышает концентрацию металла; так, при $[Cit]=100 [Pb]$ связано 30% свинца в форме комплексов. Распределение свинца между водой и сорбирующей поверхностью зависит от доступности последней. С увеличением площади поверхности адсорбция металлов увеличивается. Наиболее легко адсорбируемый на SiO_2 металл — $Cu(II)$, затем следуют $Pb(II)$ и $Hg(II)$.

В системе осадок—вода свинец существует также в различных формах. Часть металла может оставаться в промежуточной воде в виде свободных или комплексных ионов, соединяться с нерастворимыми неорганическими и органическими веществами, адсорбироваться на поверхности осадков или включаться в кристаллическую структуру осадков.

В работе [93] изучено поведение различных органических веществ и тяжелых металлов в системе осадок—морская вода в различных окислительно-восстановительных условиях. Авторы исследовали три типичных вида природных донных осадков — глина, ил, песок и образцы морской воды над этими осадками. Содержание свинца в образцах осадков составило 177; 93,6 и 64,8 мг/кг при природном уровне 20—50 мг/кг; содержание свинца в морской воде, соответствующей осадкам, составляло 0,10; 0,04; 0,08 мкг/м³. Окислительные условия создавали путем понижения pH от 8,2—8,4 до 7—7,5; восстановительные условия — увеличением pH от 6,8 до 7—7,5. При окислительных условиях количество освобожденного из осадков свинца возрастало, а при восстановительных — уменьшалось по сравнению с природным уровнем свинца в морской воде. Это может быть объяснено образованием нерастворимого сульфида. Авторы [93] рассчитали растворимость $PbCO_3$ и PbS — предполагаемых контролируемых форм, константы образования основных частиц, существующих при конкретных условиях, и процентное содержание этих частиц по отношению к общей концентрации растворимого свинца. Экспериментальные данные показывают, что тип осадка (глина, ил, песок) не контролирует направления миграции элементов, которое регулируется химическим составом воды; принципиальным фактором являются окислительные или восстановительные условия.

В. ВЛИЯНИЕ СВИНЦА НА ЖИВЫЕ ОРГАНИЗМЫ

1. Свинец в организме животных

В литературе практически не встречается доказательств биологической необходимости свинца для жизнедеятельности организма, за исключением нескольких публикаций. В работе [94] сообщается, что добавление 1,0—2,5 мкг/г свинца (в виде ацетата) к диете, лишенной этого элемента, давало увеличение в росте крыс до 20%; окись и нитрат свинца производили тот же эффект. Некоторые данные свидетельствуют о том, что небольшие количества свинца в составе пищи не оказывают ни благоприятного, ни нежелательного воздействия. Описан опыт по скормливанию овцам бумаги из газет и журналов (23% их рациона) в течение 175 дней [95]. Свинец, содержащийся в бумаге, аккумулировался в тканях животных, но гистопатологические исследования с использованием электронного микроскопа не обнаружили поражений, связанных с диетой.

Однако большинство исследований на животных показало, что даже незначительное воздействие свинца вызывает видимые изменения в микроструктуре почек, печени, вызывает нарушение кровообращения,

изменения центральной нервной системы, уменьшение репродуктивной функции [96—98]. Биохимический эффект включает подавление активности аминолевулинатдегидратазы эритроцитов (АЛД), повышенное выделение δ -аминолевуленовой кислоты (АЛК) с мочой и повышение концентрации свинца в крови [99]. Снижение активности АЛД влечет нарушение синтеза гема. Кроме этого, свинец ингибирует декарбоксилазу копропорфириногена, уropорфириногена.

Установлено ингибирующее действие $PbCl_2$ на активность аденозинтрифосфатазы [100]. После введения нейтрального уксуснокислого свинца при экспериментальной свинцовой интоксикации крыс обнаружено увеличение содержания нуклеиновых кислот в печени и почках. Степень повышения концентрации ДНК и РНК была пропорциональна введенной дозе Pb [101]. Свинец можно рассматривать как слабый мутаген, так как незначительное увеличение хромосомных aberrаций наблюдалось при действии максимальной испытуемой дозы 0,05 мг/кг [102]. Установлено также, что свинец нарушает нормальную репликацию и генетические процессы клетки, причем при дозах более низких, чем это необходимо для появления признаков токсического действия [103, 104].

Во многих работах приводятся данные о связи содержания свинца в крови с другими факторами состояния животных. Так, в [105] сообщается о повышенном содержании свинца в крови, сердце и аорте кроликов с атеросклерозом, вызванным богатой холестерином диетой, в [106] — об увеличении концентрации свинца в крови обезьян под влиянием психологического стресса.

На экспериментальных животных показано, что недостаток некоторых биогенных элементов и витаминов, так же как и высокое содержание жиров в пище, увеличивает токсичность свинца. Усиление отравления свинцом может происходить при избытке или дефиците белка в диете. Недостаток минеральных компонентов в наибольшей степени увеличивает токсичность свинца, особенно при дефиците таких элементов, как Ca , P , Fe , Zn , и в некоторых случаях Cu [107, 108]. В обзоре [109] обсуждается гипотетический механизм усиления токсического действия свинца при низком содержании в пище кальция, который основан на предположении о том, что наблюдаемая задержка свинца в организме обусловлена главным образом не увеличением его всасывания желудочно-кишечным трактом, а снижением его экскреции. К такому же выводу пришли авторы работы [110]. У крыс, получавших в течение двух недель рацион с низким и высоким содержанием кальция, они не обнаружили значительных различий во всасывании ^{203}Pb , но при дефиците в рационе кальция наблюдалось уменьшение экскреции свинца и накопление его в органах и тканях.

Дефицит железа при анемии способствует усиленному всасыванию свинца в желудочно-кишечном тракте крыс [111], а в Pb -интоксцированном эмбрионе сильно депрессировано включение железа в гем печени [112]. Недостаток витамина E при отравлении свинцом вызывает у крыс анемию [113, 114]. Как и другие тяжелые металлы, свинец блокирует SH -группы ферментов [11, 115].

Дикие животные, рыбы, птицы постоянно подвергаются воздействию свинца в окружающей среде. Известны случаи острого отравления свинцом перелетных птиц. Так, у найденных в Канаде умерших или ослабленных для полетов гусей концентрация свинца в почках и печени была равна 9,21—102,56 мкг/г [116].

Интересный способ определения свинца в окружающей среде предложили авторы работы [117]. В течение двух недель японские десяти-

тиднзные перепела получали корм, содержащий свинец в количестве 14,8—1223 мкг/г. По мере повышения концентрации свинца в корме он накапливался в тканях; к концу опыта в 12-перстной кишке, почках, печени и большой берцовой кости содержалось 16,76; 20,18; 3,8 и 1527,1 мкг/г соответственно. Зависимость между содержанием свинца в тканях и корме была практически линейной. Полученные данные, по мнению авторов [117], могут быть использованы для определения содержания свинца в окружающей среде биологическим путем.

Как следует из литературных данных, среди домашних животных более всего подвержены свинцовой интоксикации лошади [118—120]. Почки и печень лошадей из северо-восточной Саксонии (ФРГ) содержали 0,4 и 0,9 мкг/г свинца соответственно, что в 2—3 раза выше его содержания в органах лошадей из Польши [120]. Для предотвращения опасности для здоровья человека авторы рекомендуют объявить печень и почки лошадей непригодными для употребления в пищу, а конину всегда проверять на содержание свинца. Лошади в области, загрязненной дымом от предприятий, производящих свинец, показывали симптомы отравления свинцом, причем органы и ткани молодых животных менее загрязнены, чем у старых. Как показал анализ, сено и пастбищная трава в этом районе была загрязнена свинцом [118].

Следует обратить внимание на возможность свинцового отравления крупного рогатого скота, пасущегося вдоль дорог с сильным автомобильным движением. Повышенная концентрация свинца во внутренних органах крупного рогатого скота, свиней, овец, лошадей отмечена в районах, расположенных вблизи источников загрязнения среды промышленными отходами, и при большом потреблении зеленого корма. На основе данных о среднегодовом потреблении мяса рассчитано среднее недельное поступление свинца в организм человека, равное 0,006 мг [119]. В работе [121] проанализировано мясо 180 коров; среднее содержание свинца в свежем мясе оказалось равным 0,31 мг/кг, что выше найденных ранее максимальных количеств.

Отмечено [64] значительное накопление ^{210}Pb в мышцах оленей на Крайнем Севере СССР, которое превышает содержание его в мышечной ткани оленей Финляндии и Швеции в 10 раз. Накопление ^{210}Pb в костях оленей зависит от возраста животных. Отмечаются пяти-, шестикратные сезонные изменения в содержании радиоизотопов — максимальные значения наблюдаются в начале весны, а минимальные осенью; среднее значение концентрации ^{210}Pb в костях оленей по результатам определения в 1967—1968 гг. составило $8,3 \cdot 10^{-9}$ Ки/кг [64].

По мнению авторов [122], длительное воздействие на животных свинца в концентрации до 25 мг/кг не приведет к существенному увеличению поступления элемента в организм людей, употребляющих пищевые продукты, приготовленные из мяса или полученные от этих животных. Большое количество свинца, поступающего в организм животных, откладывается в костях, и, в основном, инертно. При определении содержания различных элементов в 20 образцах костей домашних животных свинец был найден в области концентраций 1,5—8,5 мкг/г [123].

2. Свинец в водных организмах

Токсикологическое воздействие свинца на рыб, моллюсков и др. зависит от таких факторов, как форма свинца, время воздействия, тип воды и специфика водных организмов. Установлено [5], что концентрация свинца 0,1—15 мг/л остро токсичны для рыб; арсенат свинца в концентрации 17,1 мг/л не вредит мелкой пресноводной рыбе в течение

часового воздействия, а в концентрации 25 мг/л приводит к гибели рыбы в течение 24 часов.

Свинец может биологически концентрироваться на всех уровнях водной цепи питания. Много лет известна способность морских организмов концентрировать элементы выше уровней, найденных в их природном окружении. Авторы работы [124] установили для свинца факторы концентрирования в морской биосфере; факторы концентрирования составляют для морских водорослей 700, для фитопланктона — 40 000, для зоопланктона — 3000, для моллюска — 4000, для мускула моллюска — 40. По данным [125], в сырой массе зоопланктона содержание свинца колебалось от 0,3 до 1,5 мкг/г в 1972 г. и от 0,2 мкг/г до 2,6 мкг/г в 1974 г. Ориентировочные коэффициенты накопления свинца в зоопланктоне составили $3,5 \cdot 10^6$ (при содержании свинца в воде Атлантического океана 0,06 мкг/л) и $8,8 \cdot 10^4$ (при содержании свинца в воде 0,003 мкг/л).

Ткани устриц в Миссурийском бассейне содержат 0,77 мкг/г свинца [126]. Ткани устриц и моллюсков, обитающих в прибрежных водах Тасмании, содержат свинец в пределах, не превышающих санитарно-допустимых норм [127]. Так же как в случае животных, печень и почки рыб селективно аккумулируют свинец [128]. Авторы работы [129] проанализировали рыбу из различных озер Польши и Балтийского моря на содержание тяжелых металлов. Средний уровень свинца составил 0,199 мкг/г; самый высокий уровень (2,64 мкг/г) найден в белуге. В некоторых работах отмечается, что аккумуляция тяжелых металлов рыбами зависит не только от загрязнения вод промышленными отходами, но и от видовой принадлежности рыб, их возраста, размеров. Накопление металлов пропорционально длине и весу рыб [130]. Наружные ткани (раковины, чешуя, кожные покровы) содержат более высокие концентрации свинца, чем внутренние органы, что связано частично с адсорбцией металлов из морской воды и частично с выделением их из организмов в процессе детоксикации. Вероятно, свинец, так же как и другие тяжелые металлы, образует комплексы на слизистых мембранах, жабрах или поверхностях тела.

3. Свинец в человеческом организме

Пищевые продукты служат одним из основных источников поступления свинца в организм человека при нормальных условиях жизни, и необходим контроль за содержанием в них свинца. В работе [131] методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии определено содержание свинца в некоторых продуктах питания: в тканях трески — 90, краба — 17, свиньи — 115, кролика — 104, в яблоках — 8, орехах — 23, чае — 160, кофе — 30 мкг/100 г. Кроме ранее рассмотренных путей, свинец поступает в продукты питания из упаковок. Так, консервированные апельсиновый и томатный соки во время хранения адсорбируют свинец из банок, причем апельсиновый в большей степени, чем томатный [132]. На основании результатов исследования предлагается считать предельно допустимой концентрацией свинца в консервированных фруктовых и овощных соках 0,4 мг/л. Газированные напитки в результате контакта с металлическими крышками также оказываются загрязненными свинцом [133]. Свинец способен мигрировать из фарфоровой посуды в ее содержимое. Установлено [134], что в наибольших количествах он экстрагируется в 4%-ный раствор уксусной кислоты: 0—3 мг/л в течение суток при комнатной температуре.

Содержание свинца в пище колеблется от 200 до 300 мкг в сутки [29]. У взрослых людей всасывается в желудочно-кишечный тракт ~10% свинца из пищи. В связи с тем, что у детей адсорбция свинца значительно выше, чем у взрослых (у детей всасывается ~50% свинца пищи), суточное его потребление не должно превышать 150 мкг [135]. Аналогичные результаты представлены в сообщении [136].

Дети, а эмбрионы и новорожденные в особенности, составляют особо восприимчивую к свинцу группу. Это наблюдение связано не только с особенностью всасывания свинца детским организмом, но и с тем, что дети в результате случайности могут поглощать значительно большее количество свинца, чем взрослые. Известно большое число случаев отравления детей, съевших краску на основе свинца. Авторы работы [137] определили в четырех образцах краски содержание свинца атомно-абсорбционным методом, которое оказалось значительным — 5114, 2651, 1630, 1350 мг/кг.

Свинец попадает в организм детей также с пылью и грязью. Авторы сообщения [138] определяли потенциальную опасность для детского организма свинца, содержавшегося в пыли школьных дворов, детских садов, игровых площадок и городских улиц. Методом атомно-абсорбционной спектроскопии найдено содержание свинца в пробах пыли, песка, земли; оно меняется в пределах 570—2130 мкг/г. По мнению авторов [138] повышенное содержание свинца в крови городских детей до 5 лет обусловлено поступлением свинца с уличной пылью. Частота свинцовых отравлений детей прямо пропорциональна степени индустриализации района и имеет прямую связь с количеством потребляемой пищи детьми. Белковое недоедание у детей усиливает токсическое воздействие свинца на организм и увеличивает его отложение в тканях. Понижают токсичность свинца витамины *E* и *C*, препараты, содержащие Ca^{2+} , Cu , Zn , Fe и Se , что может быть использовано при лечении отравлений тяжелыми металлами [139]. Большое количество работ, посвященное свинцовой интоксикации детей, связано еще и с неспецифичностью симптоматики, что затрудняет диагностику интоксикации у детей, особенно в ранней стадии.

Так же как и в организме животных, свинец угнетает активность фермента АДД в организме человека. На основании корреляции, обнаруженной между уровнем свинца, в крови и активностью АДД, предлагается определять активность АДД для оценки уровня свинца в крови в случаях массового обследования и в случаях действия свинца в малых концентрациях [140—142]. Другие авторы [143, 144] считают особо ценным методом определение Zn -протопорфирина в составе фракции глобина, включающей его вместо гема при наличии свинца; этот показатель лучше коррелирует с выраженностью поражений нервной системы и кроветворения, чем концентрация свинца в крови. Свинец в организме человека взаимодействует с нуклеиновыми кислотами, белками, клеточными мембранами [145], накапливается в различных органах и тканях. Органические соединения свинца накапливаются в тканях, богатых липидами, неорганические — в костях [11]. Согласно сообщению [146], уровни свинца в печени, крови и костях у людей, не подвергавшихся свинцовой интоксикации, соответственно равны 0,447; 0,026; 4,002 мг/кг.

Роль урбанизации в отложении свинца отражают результаты работы [147]. Установлено, что в костях жителей Нубии содержание свинца в 10 раз ниже, чем в костях жителей Дании, а содержание свинца в зубах нубийцев в 30 раз ниже, чем у датчан. Свинец — один из элементов, обнаруженных в составе зубной эмали в различных количествах. Он ока-

зался единственным из присутствующих в продуктах питания элементов, концентрация которого находится в сильной прямой зависимости с распространенностью кадмия.

В районах, связанных с производством свинца, обнаружено повышение содержания его в волосах [148]. Предлагается использовать волосы как индикатор загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, так как эти элементы длительное время остаются в волосах и после прекращения контактов с ними [149]. По данным Панамериканской Организации Здравоохранения, нетоксичными для человека являются концентрации свинца в волосах <70 мкг/г [149].

При диагностике свинцовой интоксикации используют комплексобразующие агенты, такие как ЭДТА, применяющиеся и в терапии. Концентрации свинца измеряют по увеличению уринарных выделений комплекса свинца с ЭДТА после инъекции $\text{Na}_2\text{Ca-ЭДТА}$ [150]. Имеются сообщения об эффективности терапии хронических интоксикаций пеницилламином, цистеином, лимонной кислотой [151]. Авторы работы [152] считают целесообразным применение водных растворов пектата натрия для профилактики и лечения свинцовых интоксикаций. О защитном действии дубильной кислоты сообщается в [153].

* * *

Из приведенного материала следует, что свинец является сложным загрязнителем окружающей среды, различными путями попадающим в организм. Учитывая способность свинца к аккумуляции и обширное число источников свинца в окружающей среде, опасность его очевидна. На основании последних исследований многие авторы предлагают снизить установленные ранее предельно допустимые нормы свинца. Так, предлагается установить ПДК свинца в питьевой воде 30 мкг/л [85]; для детей авторы [28] предлагают норму, не превышающую 1 мкг/м³ свинца в воздухе или 50 мкг/г в пыли. В работе [29] предложена норма 40 мкг/100 мл свинца в крови как более приемлемая, чем прежняя норма 80 мкг/100 мл, принятая XVI Объединенным комитетом экспертов ФАО/ВОЗ по пищевым добавкам.

ЛИТЕРАТУРА

1. Lead. Committee on Biological Effects of Atmospheric Pollutants. Washington: National Academy of Science, 1972, p. 13. Цит. по: Martell A. E. Pure Appl. Chem., 1975, v. 41, p. 91.
2. Кутырин И. М. Охрана воздуха и поверхностных вод от загрязнения. М.: Наука, 1978, с. 39.
3. Ружникова Т. Н., Зарубинская Л. Г., Колесникова Т. Н. В сб. Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 15.
4. Григорьева Т. И., Храмова С. И. Там же, с. 22.
5. Lead Pesticides, Man and Environment. Washington: EPA, 1972, p. 19.
6. Kreizer W., Bunzl K., Kracke W. Fleischwirtschaft, 1979, v. 59, p. 1529.
7. Varma M. M., Doty K. T. J. Environ. Health, 1979, v. 42, p. 68.
8. Kinnison R. R. Environ. Sci. Technol., 1976, v. 10, p. 644.
9. Томов А. Природа (НРБ), 1978, т. 27, № 2, с. 34.
10. Solomon R. L., Hartford J. W. Environ. Sci. Technol., 1976, v. 10, p. 773.
11. Kisser W. Arch. Toxicol., 1977, v. 37, p. 173.
12. Waldron H. A. Lancet, 1979, № 8151, p. 1070.
13. Martell A. E. Pure Appl. Chem., 1975, v. 44, p. 81.
14. Nriagu J. O. Nature, 1979, v. 279, p. 409.
15. Сандлер М. В. Автореф. канд. дис. на соискание уч. ст. канд. мед. наук. М.: ВНИИ мед. и мед.-технич. информации, 1980, с. 3.
16. Артамонов М. Д., Морин М. М., Обельницкий А. М. В сб.: Снижение отрицательных воздействий автомобиля на окружающую среду. М., 1977, с. 3.
17. Little P., Wiffen R. D. Atmos. Environ., 1977, v. 11, p. 437.
18. Robinson J. W., Kissel E. L. J. Environ. Sci. Health., 1977, v. A12, p. 411.

19. Баба Йосио, Kagaky to Rogyo. Chem. anjd Chem. Ind., 1979, v. 32, p. 635; РЖХим, 1980, 5И649.
20. Harrison R. M., Laxen D. P. H. Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1384.
21. Lead in the Environment. Washington: U. S. Gov. Print. off Wash, 1976, p. 18.
22. Harrison R. M., Perry R. Atmos. Environ., 1977, v. 11, p. 847.
23. Habibi K. Environ. Sci. Technol., 1970, v. 4, p. 239.
24. Пруденко О. В., Колесникова Т. В., Ефремова Т. Н. В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 5.
25. Кнэлсон Дж. В кн.: Всесторонний анализ окружающей среды. Л.: Гидрометеониздат, 1975, с. 83.
26. Morgan A., Holmes A. Environ. Res., 1978, v. 15, p. 44.
27. Cantrell A. C., Kolroe-Smith T. A., Simones M. M. Brit. J. Ind. Med., 1977, v. 34, p. 110.
28. Warren H. V. West Miner, 1979, v. 52, № 3, p. 26.
29. Серия технических докладов ВОЗ. 1975, № 532, с. 53.
30. Tsuchiya K. Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26, p. 157.
31. Tepper L. B. Ibid., 1975, v. 26, p. 139.
32. Bayat J., Bull Q., Abedinzadeh Z., Chabourian H. Fac. Sci. Tehran. Univ., 1978, v. 10, p. 67.
33. Borella P., Pini A., Olivo R., Vivoli G. Nuovi Ann. Ig. Mikrobiol., 1978, v. 29, p. 171.
34. Rabinovitz M. B., Wetherill G. W., Kopple J. D. J. Lab. Clin. Med., 1977, v. 90, p. 238.
35. Takagi T., Matsuda S. Japan. J. Hyg., 1977, v. 32, p. 366.
36. Kuhnert P. M., Erhard P., Kuhnert B. R. Environ. Res., 1977, v. 14, p. 73.
37. Morse D. L. Am. J. Public Health, 1979, v. 69, p. 711.
38. Химическая энциклопедия. М.: Сов. энциклопедия, 1965, т. 3, с. 759.
39. Linson S. N., Chai B. L. J. Air Pollut. Control Assoc., 1976, v. 26, p. 650.
40. Roels H. A., Buchet J. P. Environ. Res., 1978, v. 15, p. 290.
41. Neri L. C., Johansen H. L. Trace Subst. Environ. Health, 1978, v. 12, p. 403.
42. Nwanko J. N., Elinder C. G. Bull. Environ. Contam Toxicol., 1979, v. 22, p. 625.
43. Wixon B. G., Gale N. L., Downey K. Trace Subst. Environ. Health., 1977, v. 11, p. 455.
44. Spittler T. M., Feder W. M. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 1979, v. 10, p. 1195.
45. Strusinski A. Roczn. Panstwowego Zakladu Higieny (Pol.), 1978, r. 29, s. 411.
46. Park S. H. Haguk Sikkul Poho Hanknol Chi., 1979, v. 18, p. 43; C. A., 1979, v. 91, 173969.
47. Bunzl K., Schmidt W., Sansoni B. J. Soil Sci., 1976, v. 27, p. 32.
48. Пруденко О. В., Ефремова Г. М. В сб.: Гигиена внешней среды. Ростов-на-Дону: Изд-во РГМИ, 1977, т. 29, с. 38.
49. Пруденко О. В. Сб. научн. работ Рост.-на-Д. Мед. ин-та, 1977, т. 86, вып. 3, с. 87.
50. Власюк П. А., Онищенко И. К. В сб. работ по агропочвоведению, агрохимии и микробиологии Всесоюзн. сахарной промышленности, 1936. Цит. по: Колесникова Т. В. В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 18.
51. Сапатый С. Е., Шкварук Р. Н. В сб.: Микроэлементы в сельском хозяйстве и медицине. Киев, 1968, вып. 4, с. 110.
52. Колесникова Т. В. В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 19.
53. Carlson R. W., Rolfe C. L. J. Environ. Qual., 1979, v. 8, p. 348.
54. Виноградов А. П. В кн.: Геохимические поиски рудных месторождений в СССР. М.: Госгеолтехиздат, 1957, с. 49.
55. Matt J. K. Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 133.
56. Horak O. Bodenkultur, 1979, B. 30, S. 120.
57. Bulinski R., Kot A., Kutulas K., Szydlowska E. Bromatol. i chem. toksykol., 1977, r. 10, s. 395.
58. Arfert H., Harlos H. Z. gesamte Hug., 1977, B. 23, S. 455.
59. Ocker H. Getreide Mehl und Brot., 1974, B. 28, S. 204.
60. Ocker H., Nierle W. Ibid., 1974, B. 28, S. 285.
61. Siebel W., Ocker H. D. Dtsch. lebensmittel-Rdsch., 1974, B. 70, S. 315.
62. Литвер Б. Я., Нижников А. И., Рамзаев П. В., Теплых Л. А., Троицкая М. Н. Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228 в биосфере Крайнего Севера СССР. М.: Атомиздат, 1976, с. 3.
63. Литвер Б. Я., Рамзаев П. В., Моисеев А. А., Троицкая М. Н., Крисюк Э. М., Лисаченко Э. П., Нижников А. И. Свинец-210 и полоний-210 в Приарктических районах Восточного Севера. М.: Атомиздат, 1969, с. 9.
64. Нижников А. И., Ермолаева-Маковская А. П., Ибатуллин М. С., Лисаченко Э. П., Литвер Б. Я., Рамзаев П. В., Теплых Л. А., Троицкая М. Н. Свинец-210, полоний-210, радий-226, торий-228, плутоний-239 в цепочке лишайник — олень — человек на Крайнем Севере СССР. М.: Атомиздат, 1973, с. 3.

65. *McCreight I. D., Schroeder D. B.* Environ. Pollut., 1977, v. 13, p. 265.
66. *Schnellmann B., Opitz O. H.* Lebensmitteldem. Gerichte Chem., 1978, B. 5, S. 97.
67. *Gale N. L., Wixson B. G., Hardie M. G., Jennet J. C.* Bull. Amer. Water Res. Assos., 1973, v. 2, p. 673.
68. *Уиксон Б. Г., Гейл Н. Л.* В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 3, с. 84.
69. *Христофорова Н. С., Синьков Н. А., Баденков Ю. П., Христофорова О. Л.* Там же, 1979, т. 1, с. 97.
70. *Pace F., Ferrara R., Carrote G. D.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1977, v. 17, p. 679.
71. *Milne J. B., Dickman M. J.* Environ. Sci. Health, 1977, v. A 12, p. 173.
72. *Silberg B. A., Wong P. T. S., Chau Y. K.* Arch. Environ. Contam. Toxicol. 1977, v. 5, p. 305.
73. *Chow T. J.* Pure Appl. Chem., 1978, v. 50, p. 395.
74. *Patterson C. C.* Arch. Environ. Health, 1965, v. 11, p. 344.
75. *Drozdzova V. M., Machon'ko E. P. J.* Geophys. Res., 1970, v. 75, p. 3610.
76. *Andren A. W., Lindberg S. E.* Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 199.
77. *Servant J., Delapart M.* Environ. Sci. Technol., 1979, v. 13, p. 105.
78. *Bourton C., Lorius C.* Nature, 1979, v. 277, p. 551.
79. *Delmas R., Boudron C.* Atmos. Envir., 1978, v. 12, p. 723.
80. *Murosumi M., Chow T. J., Patterson C. C.* Geochim. Cosmochim. Acta, 1969, v. 33, p. 1247.
81. *Sanak J., Lambert G.* Geophys. Res. Letters, 1977, v. 4, p. 3579.
82. *Eisenreich S. J., Elzermann A. W., Armstrong D. E.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 413.
83. Правила охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М.: Изд. Мин. здрав. СССР, 1961, с. 18.
84. Методические указания для органов Государственного санитарного надзора по применению Правил охраны поверхностных вод от загрязнения сточными водами. М.: Изд. Мин. здрав. СССР, 1963, с. 3.
85. *Krasovskii G. N., Vasukovich L. G., Chariev O. G.* Environ. Health. Perspect., 1979, v. 30, p. 47.
86. *Parry W. H.* Lancet, 1967, № 7527, p. 1207.
87. *Greig R. A., Reid R. N., Wenzloff D. R.* Mar. Pollut. Bull., 1977, v. 8, p. 183.
88. *Farmer J. G.* Sci. Total. Environ. 1978, v. 10, p. 117.
89. *Мамонтова С. А., Богашова Л. Г.* Вестн. МГУ, сер. геол., 1979, т. 4, с. 93.
90. *Christensen E. R., Scherfig J., Koide M.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1168.
91. *Tarrah H., Pickering W. F.* Water, Air, Soil Pollut., 1977, v. 8, p. 187.
92. *Vuceta J., Morgan J. J.* Environ. Sci. Technol., 1978, v. 12, p. 1302.
93. *Lu J. C. S., Chen K. Y.* Ibid., 1977, v. 11, p. 174.
94. *Schwarz K.* Int. Symp. on Environment Lead Research, Dubrovnik, 1975. Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26 (Suppl.), p. 13.
95. *Heffron J. H., Stoewsand G. S., Bache C. A., Wczolek P. C., Lisk D. J.* Cornell Vet., 1975, v. 69, p. 356.
96. *Mylroie A. A., Moore L., Olyal B., Anderson M.* Environ. Res., 1978, v. 14, p. 57.
97. *Monkiewicz J., Dynarowicz I., Jaczewski S., Madey J. A.* Med. Wet. 1977, v. 33, s. 471.
98. *Willes R. F., Lok E., Truelove J. F., Sundaram A. J.* Toxicol Environ. Health, 1977, v. 3, p. 395.
99. *Johansson-Sjöbeck M.-L., Larsson A.* Arch. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 8, p. 419.
100. *Nechay B. R., Sannders J. P. J.* Toxicol. Environ. Health, 1978, v. 4, p. 147.
101. *Запryanов З., Антонов Г.* Фармакол. и токсикол., 1977, т. 40, с. 617.
102. *Красовский Г. Н., Чарьев О. Г., Варшавская С. П.* В сб.: Свинец в окружающей среде. М., 1978, с. 48.
103. *Deknudt Ch., Deminatti M.* Toxicology, 1978, v. 10, p. 67.
104. *Fowler A. B.* Environ. Health. Perspect., 1978, v. 22, p. 37.
105. *Angelieva R., Novakova S.* Khig. Zdraveolaz., 1979, v. 22, p. 284.
106. *Bushnell J. P., Shelton S. E., Bowman R. E.* Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 22, p. 819.
107. *Marcel C., James B.* Gastroenterology, 1978, v. 74, p. 731.
108. *Willoughby R. A., Thawley D. G., Brown G.* Int. Sympos. on Environment Lead Research, Dubrovnik, 1975. Arch. Ind. Hyg. Toxicol., 1975, v. 26 (Suppl.), p. 29.
109. *Goyer R. A. J.* Lab. Clin. Med., 1978, v. 91, p. 363.
110. *Barton J. C., Courad M. E., Harrison L., Nuby S.* Ibid., 1978, v. 91, p. 366.
111. *Carol A. R., McIntire M. S., Brunk G. J.* Toxicol. Environ. Health, 1977, v. 3, p. 557.
112. *Gerber G. B., Maes J.* Toxicology, 1978, v. 9, p. 173.
113. *Levander O. A.* Environ. Health Perspect. 1979, v. 29, p. 115.
114. *Levander O. A., Morris V. C., Ferretti R. J. J.* Nutr., 1978, v. 108, p. 145.
115. *Бурханов А. И.* В сб.: Гигиена труда в черной и цветной металлургии. Караганда: Изд. Мин. здрав. КазахССР, 1977, с. 120.

116. Howard D. R., Penumathy L. Vet. Human Toxicol., 1979, v. 21, p. 243; C. A., 1979, v. 91, 152242.
117. Stone C. L., Mahaffey K. R., Spivey M. R. J. Environ. Pathol. Toxicol., 1979, v. 2, p. 767.
118. Ghergariu S., Kadar L., Bohm B., Grindeanu I., Teucean M. Recl. Med. Vet., 1978, v. 154, p. 633; C. A., 1979, v. 90, 17250.
119. Forschner E., Wolf H. O. Fleischwirtschaft, 1979, B. 59, S. 872.
120. Holm J. Ibid., 1979, v. 59, p. 737.
121. Ruttner O., Jarc H. Wien. Tierärztl. Monatschr., 1979, v. 66, p. 259.
122. Sharma R. P., Street J. C., Shupe J. L., Wagstaff D. J. Toxicol. Appl. Pharmacol., 1977, v. 41, p. 150.
123. Capar S. G., Gould J. H. J. Assoc. Anal. Chem., 1979, v. 62, p. 1054.
124. Lowman F. G. Bull. Commercial Fisheries, 1970; цит. по: Lead Pesticides, Man and the Environment. Washington: EPA, 1972, p. 25.
125. Русик Н. С., Романов В. И. В кн.: Взаимодействие между водой и живым веществом. М.: Наука, 1979, т. 1, с. 222.
126. Harvey E. J., Knight L. A. Water, Air, Soil Pollut., 1978, v. 9, p. 255.
127. Thomson J. D. Austral. J. Mar. Fresh. Water. Res., 1979, v. 30, p. 421.
128. Ray S. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1978, v. 12, p. 631.
129. Gajewska R., Nabrzyski M. Roczn. Panstwowego Zakladu Higieny (Pol.), 1977, r. 28, s. 215.
130. Badsha K. S., Sainsbury M. Mar. Pollut. Bul., 1977, v. 8, p. 164.
131. Oudart N., Guichart C., Gelage C. Eur. J. Toxicol. Environ. Hyg., 1976, v. 9, p. 432.
132. Bielig H. J., Askar A., Treptow H. Fluess. Obst., 1978, v. 45, p. 410.
133. Nikonorow M., Piekacz H. Roczn. Panstwowego Zakladu Higieny (Pol.), 1978, r. 29, s. 121.
134. Zawadska T., Brzozowska B. Ibid., 1979, r. 30, s. 115.
135. Wessel M. A., Dominski A. Amer. Sci., 1977, v. 65, p. 294.
136. Ziegler E. E., Edwards B. B., Jensen R. I., Mahaffey K. R., Fomon S. T. Pediat. Res., 1978, v. 12, p. 29.
137. Erenturk N. Tech. J., 1979, v. 6, p. 13.
138. Day J. P., Fergusson J. E., Chee Tay Ming. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 1979, v. 23, p. 497.
139. Szcrepanski Z., Krol J. Pediat. Polska., 1979, r. 45, s. 1077.
140. Koreeda T., Kashiwabara K., Shrouzu S., Yuguchi M. Kyorin Igakkai Zasshi, 1979, v. 10, p. 15; C. A., 1979, v. 91 188560.
141. Herbert R. F., Salle H. J. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 1978, v. 41, p. 147.
142. Rolton C. E., Horton B. J. Austral. Vet. J., 1978, v. 54, p. 393.
143. Eisinger J. Bull. Amer. Phys. Soc., 1978, v. 23, p. 191.
144. Eisinger J., Blumberg W. E., Fischbein A., Selikoff J. J. Int. Arch. Occup. Environ. Health, 1978, v. 41, p. 217.
145. Eisinger J. Quart. Rev. Biophys., 1979, v. 11, p. 43.
146. Wligert P., Fischer H. Wiss. Umwelt, 1979, B. 2, S. 99.
147. Grandgean P., Nielsen D. V., Shapiro J. M. Amer. J. Phys. Anthropol., 1979, v. 50, p. 444.
148. Baker E. L., Hayers C. G., Landrian P. J., Handke J. L., Leger R. T., Housworth W. J., Harrington M. J. Amer. J. Epidemiol., 1977, v. 106, p. 261.
149. Jenkins D. In: The Use of Biological Specimens for the Assessment of Human Exposure to Environmental Pollutants.—The Hague — Boston — London: Mattinus Nijhoff Publishers, 1979, p. 215.
150. Teisinger J. Arch. Environ. Health, 1971, v. 23, p. 280.
151. Blumer W. In: Diagnosis and Therapy Porphyrrias and Lead Intoxication. Berlin: Springer — Verlag, 1979, p. 165.
152. Peaslee M. M., Eigenllig F. A. Experientia, 1977, v. 33, p. 1206.
153. Paskins-Hurlburt A. J., Tanaka Y., Skoryna S. C., Moore W., Stara J. F. Environ. Res., 1977, v. 14, p. 128.

Московский технологический институт
 мясной и молочной промышленности,
 кафедра неорганической и аналитической химии