

НАУКИ О ЗЕМПЕ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЕ

© Т.И. МОИСЕЕНКО

*Институт геохимии и аналитической химии РАН им. В.И. Вернадского (г. Москва)
moiseenko.ti@gmail.com*

УДК 504.455

БИОГЕОХИМИЧЕСКАЯ ИНДИКАЦИЯ ТЕХНОГЕННЫХ ПРОВИНЦИЙ И МИКРОЭЛЕМЕНТОЗОВ РЫБ

BIOGEOCHEMICAL INDICATION OF ANTHROPOGENIC PROVINCES AND MICROELEMENTOSIS OF FISH

Обосновываются техногенные гидрогоеохимические аномалии в пределах Кольского региона, развитие которых связано как с прямыми выбросами и стоками горно-металлургического комплекса, так и с опосредованным выщелачиванием элементов кислотными осадками. Приводятся оригинальные данные по уровням содержания Ni, Cu, Sr, Al, Zn, Co, Mn, Pb, Cd, Hg, As в органах и тканях рыб; рассматриваются закономерности их накопления в зависимости от содержания в воде. Выявлены эндемичные патологии рыб, этиология которых связана с накоплением металлов и нарушением микроэлементарного состава организма. Даны экотоксикологическая оценка экологических последствий образования техногенных провинций в пределах региона — медно-никелевых, стронциевых и закисленных.

The anthropogenic hydrogeochemical anomalies within the region of the Kola Peninsula are grounded, the development of the latter being associated with direct emissions and sinks of the mining and smelting enterprise as well as with the indirect leaching of the elements with acidic precipitation. The original data are given according to the level of Ni, Cu, Sr, Al, Zn, Co, Mn, Pb, Cd, Hg, As in the organs and tissues of fish; the consistent patterns of their accumulation are examined based on their content in the water. The author identifies the endemic fish pathology whose etiology is partially tied to the accumulation of metals and to the disorder of microelemental composition of the organism. The ecotoxicological assessment of the environmental effects of the emergence of anthropogenic provinces (copper-nickel, strontium and acidified) within the region is given.

КЛЮЧЕВЫЕ СЛОВА. Тяжелые металлы, микроэлементоз рыб, техногенная провинция.

KEY WORDS. Heavy metals, microelementosis of fish, an anthropogenic province.

Проблема оценки экологических последствий изменения геохимических циклов элементов под воздействием горной и металлургической индустрии является одной из важнейших в современной биогеохимии. Извлеченные из недр и обогащенные в технологических циклах, многие металлы приобретают особые токсичные свойства в окружающей среде. Уже к 1934 г. А.Е. Ферсман отмечал стремительный рост использования элементов (примерно в 100 раз за 30 лет до обозначенного года), который впоследствии только увеличивался [1]. В.В. Ковальский [2] одним из первых показал, что в зонах промышленного загрязнения формируются техногенные провинции, характеризующиеся высоким содержанием многих элементов, сопровождающих выбросы и стоки тех или иных производств.

Примером может служить Кольский Север России, где широко осваиваются медно-никелевые, железистые, апатито-нефелиновые, редкоземельные руды, в ближайшей перспективе — освоение платиновых, хромитовых, золотоносных и алмазных месторождений. Отвалы горных пород и отработанных руд, шахтные и карьерные воды, стоки и складированные отходы обогатительных производств являются источником техногенной миграции ряда элементов. Кислотные осадки, формирующиеся вследствие выбросов в атмосферу кислотообразующих агентов плавильными цехами металлургических комплексов и трансграничных переносов, ускоряют процессы химического выщелачивания элементов и их миграцию. В современных условиях формируются новые техногенные геохимические провинции, экологические последствия которых требуют пристального исследования [3].

К веществам с высокой степенью опасности относятся: Hg, As, Pb, Cd. Преобладающие в выбросах предприятий цветной металлургии в Заполярье металлы: Cu, Co, Ni, Zn, Mn, Mo относятся к группе менее опасных веществ. Технофильность многих металлов, т.е. отношение их ежегодной добычи к кларку в земной коре, достигает высоких значений: Cu — $1,1 \times 10^9$, Zn — 4×10^7 , Cd — 1×10^8 , Sr — 7×10^6 , Ni — 7×10^6 , Pb — 2×10^9 [4]. Известно, что ряд заболеваний человека связан с образованием техногенных геохимических аномалий: ртуть вызывает нейрологический эффект, кадмий и свинец обладают канцерогенными и гонадотоксичными свойствами; избыток микроэлементов в организме приводит к эндемическим заболеваниям: стронций — к патологиям костных тканей, молибден — к подагре, медь — к анемии и др. [2], [4-9]. В последние годы широкую известность получают новые токсикологические свойства элементов. Примером может служить алюминий, который активно выщелачивается в водоемы под воздействием кислых осадков. Было доказано, что не столько низкие значения pH, сколько связанные с ними высокие содержания ионных форм Al приводят к гибели водной фауны, ряд нейрологических заболеваний человека связывают с высоким содержанием этого элемента в питьевых водах [10-14].

Сложность определения опасных уровней металлов для жизнедеятельности зависит от ряда факторов: 1) многие элементы (Cu, Zn, Co, Sr, Se, Ni и др.) являются эссенциальными, т.е. присущими живым организмам и в микроколичествах входят в состав тела живых организмов; 2) их токсичное влияние формируется как вследствие прямых эффектов, так и способности аккумулироваться в живых организмах, вызывая отдаленные последствия — мутагенные, эмбриотоксические, гонадотоксические, канцерогенные и др.; 3) токсикологические

свойства зависят от форм нахождения, комбинаций элементов (явления синергизма и антагонизма) и сопутствующих факторов, что в конечном итоге определяет интегральную дозу воздействия на живые организмы [4].

Особенно подвержены загрязнению водные объекты, которые в конечном итоге являются коллекторами всех видов загрязнений. Содержание элементов в воде информативно отражает уровни и ареалы их распространения. Жизнь в водоемах в отличие от наземных условий характеризуется большей зависимостью гидробионтов от факторов среды в силу высокой роли в водных экосистемах процессов экологического метаболизма и большей интенсивности распространения загрязняющих веществ. Рыбы, по сравнению с беспозвоночными, более чувствительны ко многим токсикантам и являются наиболее удобным тест-объектом для оценки качества вод. Патологические изменения в организме рыб позволяют определить токсичность водной среды и дать представление о потенциальной опасности группы веществ, поступающих в водоем. Актуальность выявления неблагоприятного качества воды на основе исследования организма рыб подтверждается тем, что многие их физиологические системы сходны с теплокровными животными, что позволяет прогнозировать последствия нахождения токсикантов в водной среде и для людей.

Цель данной работы — на основе исследований в системе: металлы в воде → аккумуляция в организме рыб → эндемичные патологии дать оценку экотоксикологическим последствиям появления техногенных провинций в условиях развитого горно-металлургического комплекса в Заполярье.

Проведено изучение достаточно большого спектра металлов (Ni, Cu, Co, Zn, Mn, Al, Sr, Cd, As, Pb, Hg), однако основное внимание при анализе данных сконцентрировано на приоритетных элементах — никель, медь, стронций, алюминий, определяющих техногенные геохимические аномалии на Кольском Севере: медно-никелевые, как следствие выбросов медно-никелевых комбинатов концерна “Нikelь”; природные стронциевые геохимические провинции, а также — закисленные, для которых характерно более активное выщелачивание элементов, особенно алюминия. В работе рассмотрены также уровни содержания и других элементов, как следствие промышленного освоения и урбанизации региона, а также глобальных переносов.

Материалы и методы. На всей территории Кольского Севера проведено широкомасштабное гидрохимическое системное обследование более 500 водных объектов (1995). Система опробования ориентирована таким образом, чтобы были охвачены равномерно все типы водных объектов: озера от площади 0,01 до 880 км² (озеро Имандря). Наряду с определением микроэлементов (Ni, Cu, Co, Zn, Mn, Al, Sr, Cd, As) проводился общий анализ проб воды (рН, электропроводность, основные катионы, основные анионы, биогенные элементы — азот, фосфор и их минеральные формы, окисляемость).

В 37 озерах, различающихся по уровню и спектру загрязнения вод металлами, проведено обследование состояния рыб и отобраны органы и ткани на содержание металлов. Макродиагностика здоровья рыб проводилась по клиническим и патолого-анатомическим симптомам интоксикации, регистрировались отклонения от нормы и появление общих и эндемичных патологий. Учитывался процент больных рыб в стаде каждой локальной зоны загрязнения. Наиболее

массовый материал представлен по сигам (*Coregonus Lavaretus*), как наиболее распространенному виду. Сиг, являясь бентофагом, больших миграций не совершает, что позволяет получить материал с привязкой к конкретным зонам загрязнения. Для ряда водоемов были исследованы хищные рыбы — окунь (*Perca Fluvialis*), щука (*Esox Lusius*), кумжа (*Salmo Trutta*), голец (*Salvelinus Alpinus*) как конечные звенья трофической цепи водоемов, способные аккумулировать металлы и передавать далее человеку по пищевой цепочке.

Общее физиологическое состояние организма оценивали по 3 стадиям заболеваемости: 1 — незначительные изменения органов и тканей, 2 — явно видимые нарушения, 3 — значительные патологические изменения в организме. При экспертизном определении стадии заболевания особи учитывалось состояние не отдельного органа, а совокупности визуально определяемых клинических признаков интоксикации. Заболеваемость рыб (Z) для каждого участка реки рассчитывалась по формуле:

$$Z = (1N_1 + 2N_2 + 3N_3) / \Sigma N_{\text{tot}},$$

где: Z — индекс заболеваемости рыб, N_1 , N_2 , N_3 — соответственно количество рыб на 1, 2 и 3 стадиях заболеваемости, а N_{tot} — общее количество исследованных рыб на каждом участке реки, включая и количество здоровых особей. Этот индекс позволяет учитывать как незначительные заболевания, но имеющие массовый характер (пример — р. Волга), так и очаговые, где наряду со здоровыми особями всегда присутствуют рыбы с яркой интоксикацией (пример очаговой эпизоотологии на озере Имандре). Для каждого участка определялся процент рыб с теми или иными патологическими изменениями в организме, а также степень поражения по вышеуказанной методике. Диагноз уточнялся после гистологической обработки препаратов.

Для анализа содержания металлов отбирали пробы мышц, печени, почки, кожи, жабр, скелета, чешуи и плавников. Общий объем проб органов и тканей на содержание в них микроэлементов превысил 1500 образцов.

Определение металлов проводилось методом атомно-абсорбционной спектрофотометрии с графитовым атомизатором HGA-400 на приборах фирмы Perkin-Elmer (в биологических пробах — после разложения высущенных проб азотной кислотой). Определение ртути и мышьяка проводилось на гидридной системе MHS-10. Для приготовления шкал использовались стандартные растворы фирмы Merck. Точность результатов измерений неоднократно проверялась в ходе международных интеркалибровок.

Учитывая, что объем выборок неравнозначен по содержанию металлов в воде и в системах организма рыб, определялось их средневзвешенное значение по районам. Каждая из выборок обеспечена большим объемом измерений (>10), что значительно повысило точность и достоверность результатов. Математическая обработка данных проведена с использованием пакета "Statistica", версия 6 (1995), фирмы "StatSoft, Inc."

Характеристика гидрогеохимических провинций

Элементы, содержание которых в природных водах менее 1 мг/л, относятся к микроэлементам, их условно можно подразделить на элементы природного происхождения, которые поступают в водоемы при химическом выветривании слагающих водосбор пород, и элементы техногенного происхождения, выпадаю-

щие из загрязненной атмосферы или поступающие в составе сточных вод. Следует отметить, что кислотные осадки изменяют и природные потоки элементов с водосбора. Широко известен феномен вымывания лабильных форм алюминия в водоемы кислотными осадками. Проблема сопряженного с закислением поведения микроэлементов нами достаточно подробно освещена в предшествующих работах. Доказано, что кислотные осадки способствуют активному выщелачиванию и перераспределению большой группы элементов в их ионные наиболее токсичные формы [15-19].

На картосхеме (рис. 1) выделены гидрохимические провинции в пределах Кольского региона. По концентрациям Ni и Cu в воде озер выделяются: импактные зоны вокруг комбинатов "Североникель" и "Печенганикель" (при этом загрязнение вод никелем преобладает в Печенгском районе); буферная зона, которая охватывает почти $\frac{1}{3}$ территории, и условно-фоновая. Поскольку промышленные выбросы и стоки имеют многокомпонентный состав, в импактных зонах наряду с Ni и Cu может наблюдаться загрязнение и по ряду других элементов. Урбанизация и развитие транспортных магистралей в индустриально-развитых регионах, глобальные переносы также обусловливают повышение уровней таких металлов, как Pb, Hg, As, Cr, что наиболее четко подтверждено аккумуляцией их в донных отложениях этой зоны [16, 20, 21].

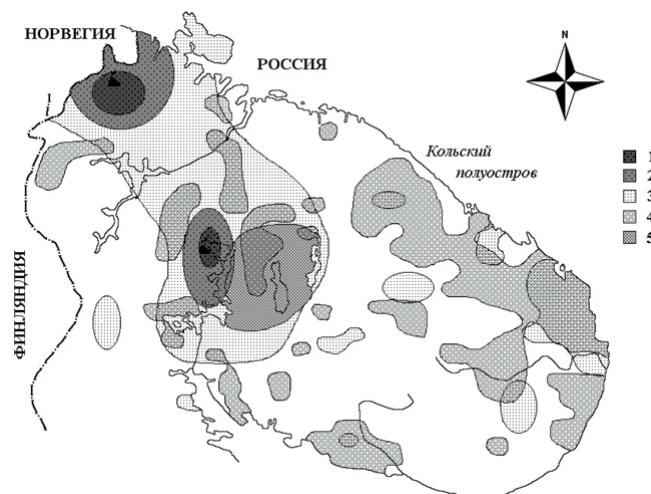


Рис. 1. Гидрохимические аномалии в пределах Кольской Субарктики по элементам (мкг/л): 1 — Ni > 20; 2 — Ni > 10; 3 — Ni > 1; 4 — Al > 100; 5 — Sr > 50

Повышение фоновых значений по ряду металлов характерно и для отдаленных восточных районов, что может быть связано как с дальним переносом их в составе аэрозолей, так и выщелачиванием из слагающих пород. Высокий уровень содержания Al в пределах Кольского региона как правило, обусловлен низкими значениями pH. Техногенное закисление вод проявляется в восточных районах, где существуют обнажения кислых пород гранито-gneйсовых формаций [15].

Высокое содержание стронция характерно для вод озер среди Хибинских и Ловозерских горных массивов, которые сложены преимущественно ультра-

основными щелочными породами (сиенитами). Преобладание в минеральном составе нефелина, высокое содержание SrO — 0,009 вес.% и Al₂O₃ — 20-25 вес.% обуславливает интенсивное протекание процессов химического выветривания и вынос этих элементов в поверхностные воды. Свойства гидрохимических аномалий, приуроченных к Хибинским массивам, усиливаются кислотными осадками, под воздействием которых содержание ионных форм Sr в воде озер увеличивается до 400 мкг/л.

Накопление металлов в органах и тканях рыб

Наряду с содержанием в абиотической среде аккумуляция металлов в живых организмах зависит от многих других факторов: свойств самих металлов (биофильности); видовой принадлежности организма, его возраста и физиологического состояния, типа питания; а также от условий среды, в которой формируется доза воздействия. В водных системах — это ионный состав, pH, характер грунта, проточность и др. [4, 6, 7].

Элементы, определяющие техногенные и геохимические аномалии на Кольском Севере, являются биофильными или условно-биофильными, функционально присущи в тех или иных концентрациях живым организмам. Им сопутствует, как правило, определенный спектр и других элементов. Аккумулирующая способность большинства элементов была проанализирована у рыб из водоемов в импактных зонах индустриальной активности на Кольском Севере. В качестве нормы элементного состава органов и тканей рыб был принят микроэлементарный рыб из удаленных (условно фоновых) районов, где концентрации микроэлементов в воде были минимальными.

Никель является наиболее массовым загрязняющим металлом с токсичным эффектом в поверхностных водах Кольского Севера. Анализ содержания элемента в организме сига проводился по 4-м градиентам загрязнения и в условно-фоновом районе. Наибольшей аккумулирующей способностью обладают почки, жабры и печень у всех видов рыб, т.е. функционально важные органы (табл. 1).

Накопление никеля в системах организма рыб-бентофагов закономерно увеличивается по мере повышения его концентрации в воде; максимально — в почке сигов из зон влияния стоков металлургических производств — до 51 мкг/г сухого веса. Высокое биопоглощение никеля у данного вида по сравнению с хищными рыбами объясняется преимущественным обитанием его в придонных слоях воды, где формируется градиент более высоких концентраций этого элемента. Вместе с тем у хищников (кумжи) по сравнению с контрольными районами накопление никеля прослеживается не только в печени и почке, но также (почти в два раза) — в мышцах и скелете. Если для сигов только в отдельных случаях было зарегистрировано превышение никеля по содержанию в мышцах (ПДК для пищевых рыбных продуктов) на 10-30%, то у хищных рыб — практически в 50% случаев (при пересчете содержания на сырой вес). Таким образом, аккумуляция никеля в организме рыб определяется его содержанием в окружающей среде; происходит во всех системах организма, максимально — в почке. При высоких уровнях содержания в воде никеля (> 20 мкг/л), он депонируется в мышцах хищных рыб в количествах, опасных для здоровья людей.

Таблица 1

**Аккумуляция никеля в системах организма сигов
при различных уровнях содержания в воде**

Концентрация Ni в воде, мкг/л	<i>Ni > 20</i> <i>n=14</i>	<i>10 < Ni < 20</i> <i>n=11</i>	<i>1 < Ni < 10</i> <i>n=20</i>	<i>Ni < 1</i> <i>n=18</i>
Содержания в органах и тканях, мкг/г сухого веса				
Печень	<i>4.45±0.57</i> 1.5-10	<i>1.95±0.29</i> 1-4.1	<i>1.71±0.21</i> 0.7-4.4	<i>1.07 ±0.15</i> 0-2.5
Почка	<i>29.8±2.44</i> 17-51	<i>11.43±1.26</i> 6.5-21	<i>6.52±0.96</i> 1.4-18	<i>3.06 ±0.55</i> 0-7.5
Мышцы	<i>1.42±0.18</i> 0.3-2.5	<i>0.95±0.20</i> 0.1-2.5	<i>1.19±0.20</i> 0.1-2.8	<i>0.79 ±0.08</i> 0.4-1.7
Скелет	<i>4.86±0.47</i> 1.7-8.7	<i>3.92±0.32</i> 1.6-5.2	<i>5.28±0.56</i> 0-9.9	<i>4.66 ±0.39</i> 2.5-7.3
Жабры	<i>11.5±1.4</i> 5-24	<i>4.5±0.56</i> 2.5-8.5	<i>3.51±0.35</i> 1.2-8.1	<i>2.7 ±0.33</i> 1.4-7.3

Медь. В условиях экологического оптимума обеспеченность медью функционально-важных органов рыб высокая — особенно в печени, где происходят интенсивные обменные процессы. Содержание элемента у различных видов рыб сильно варьирует, у кумжи на порядок выше по сравнению с другими видами — щукой и сигами, что может быть связано с подвижностью образа жизни — кумжа является активным хищником, быстро передвигается в водоеме, поэтому уровень обменных процессов выше.

Накопление меди в системах организма рыб рассматривалось по трем градиентам концентраций этого элемента в воде: *Cu<1*, от 1 до 5 и *>5* мкг/л (табл. 2). При увеличении содержания Cu в воде до 5 мкг/л отмечается накопление ее в печени, почке, скелете и жабрах сигов. При более высоких концентрациях элемента в воде происходит снижение содержания меди в функционально-важных органах сига, особенно это характерно для печени, где происходят интенсивные обменные процессы. У кумжи и щуки в зонах загрязнения также наблюдается достоверное снижение содержание меди в печени, у ряда рыб — в почке и мышцах. В мышечной ткани достоверного накопления меди не наблюдалось ни у бентофагов, ни у хищных рыб.

Таблица 2

**Аккумуляция меди в системах организма сигов
при различных уровнях содержания в воде**

Концентрация Cu в воде, мкг/л.	<i>Cu > 5</i> <i>n=20</i>	<i>1 < Cu < 5</i> <i>n=18</i>	<i>Cu < 1</i> <i>n=20</i>
Содержание в органах и тканях, мкг/г сухого веса			
Печень	<i>27,5 ± 3,5</i> 5,9-67	<i>37,2 ± 5,14</i> 14-87	<i>27 ± 2,8</i> 7-48
Почка	<i>7,09 ± 0,57</i> 2,9-11	<i>7,44 ± 0,77</i> 3,1-18	<i>4,62 ± 0,73</i> 1,2-11
Мышцы	<i>1,58 ± 0,24</i> 0,3-4,7	<i>1,77 ± 0,34</i> 0,3-5,2	<i>1,23 ± 0,21</i> 0,3-3,9

Окончание табл. 2

Скелет	2.45 ± 0.30 1,2-7,5	3.2 ± 0.43 1,4-10	2.35 ± 0.32 0,4-6
Жабры	4.7 ± 0.56 2,2-14	4.45 ± 0.35 2-8,6	2.23 ± 0.25 0,2-5,6

Стронций обладает высокой биофильностью [2, 9], способен накапливаться во всех системах организма рыб, максимально — в скелетной основе (табл. 3). Наиболее высокий уровень содержания отмечается (в мкг/г сухого веса) в скелете — до 600, в жабрах — до 160, в почках несколько ниже — до 80. Столь же четкие закономерности в накоплении стронция выявлены у хищников — гольца и кумжи. Сиги, ведущие придонный образ жизни могут захватывать с пищей частицы грунта с повышенным содержанием стронция, что способствует его аккумуляции. Значительная вариабельность данного параметра в организме всех рыб объясняется различиями биотопов в геохимических аномалиях, к которым приурочены пастища рыб-бентофагов. Максимальные уровни стронция отмечены у гольцов из озера в центре Хибинских гор, которые сложены нефелиновыми сиенитами с высоким содержанием стронция в породах.

Алюминий. Исследования показали, что высокие содержания алюминия в окружающей среде не только в растворенной форме, но и во взвешенной, приводят к накоплению этого элемента во всех системах в живых организмах [4, 22]. Выявлена зависимость накопления алюминия от содержания в воде — в печени, почке, жабрах и скелете рыб (табл. 3).

Таблица 3

**Аккумуляция стронция и алюминия в системах организма сигов
при различных уровнях концентраций элементов в воде**

Содержание элементов в воде, мкг/л	$Sr > 50$	$Sr < 10$	$Al > 20$	$Al < 20$
Содержание элементов в органах и тканях, мкг/г сух. вещества				
Печень	3.34 ± 0.57 0-13	0.96 ± 0.30 0-4,3	19 ± 2.9 2-54	10.3 ± 2 0-23
Почка	80 ± 23 1-490	6.3 ± 1.2 0-21	34 ± 4.6 9-106	29 ± 4.4 4-73
Мышцы	4.9 ± 0.9 0-22	1.27 ± 0.32 0-5,8	4.8 ± 0.6 0.5-16	3.9 ± 0.6 0-9.4
Скелет	527 ± 37 104-965	133 ± 18 27-340	31 ± 4.2 7-92	13 ± 1.7 2.4-31
Жабры	165 ± 16 73-630	31.8 ± 4.2 11-84	66 ± 15 9-414	15 ± 2.5 5-34

Марганец, цинк и кобальт имеют высокую физиологическую значимость для жизнедеятельности организма, входят в состав ряда ферментов, участвуют в окислительно-восстановительных процессах в организме [2,18], поэтому их содержание и распределение в организме рыб рассмотрено в совокупности. Распределение концентраций этих элементов в воде не имеет четких гидрохимических закономерностей (табл. 4). В то же время они в тех или иных количествах

сопутствуют стокам металлургических производств, в первую очередь — Оленигорского железо-обогатительного, медно-никелевых комбинатов.

Аккумуляция Mn в организме сигов имеет высокий уровень достоверности при загрязнении водоемов промышленными и коммунальными стоками, что мы наблюдаем на озере Имандра (табл. 4). Доказано, что в условиях сопутствующего эвтрофирования вод у дна в аноксичных условиях создается высокий градиент Mn вследствие изменения окислительно-восстановительных условий у дна и циклирования элемента [4]. Поэтому воздействию высоких доз загрязнения подвержены в основном рыбы-бентофаги, ведущие придонный образ жизни, что проявилось в накоплении этого элемента. Марганец для водных организмов принято считать малотоксичным. Имеются данные, что добавление марганца в воду снижает токсичность других металлов [4].

Таблица 4

**Содержания Zn, Co и Mn (мкг/г сухого веса) в организме рыб
(I — зона влияния промышленных предприятий, II — условно-фоновая зона)**

Элемент	Zn		Co		Mn	
	I	II	I	II	I	II
Содержание элементов в органах и тканях, мкг/г сух. вещества						
Печень	158±7 42-285	158±16 76-301	0,69±0,08 0-2,1	0,28±0,07 0-0,9	9±0,75 3,4-25	6,63±0,33 4,4-11
Почка	269±18 120-580	157±8,8 118-254	1,92±0,23 0-7,4	1,1±0,42 0-6	12,4±2,4 1-75	3,48±0,73 0,8-12
Мышцы	26±2,2 13-69	26±2,5 13-46	0,55±0,08 0-2,1	0,54±0,14 0-2	1,75±0,22 0,2-5,4	0,78±0,08 0,2-1,5
Скелет	224±31 50-940	129±7,6 96-178	2,95±0,26 0-5,5	3,21±0,16 2,3-4,3	87±8,4 22-198	18,5±1,67 10-44
Жабры	577±67 107-1811	418±53 126-804	1,54±0,15 0-3,4	1,68±0,29 0-4,2	38±3,1 12-74	9,7±0,59 5,9-15

Накопление кобальта отмечено у сигов из зон влияния стоков металлургических производств, хотя концентрации в воде достаточно низкие <1мкг/л.

Содержание цинка в воде озер Кольского Севера варьирует и не связано с какими-либо конкретными источниками, максимальная концентрация в воде достигает 9 мкг/л.

Токсичность цинка для рыб во много раз сильнее, чем для теплокровных животных. Для Zn характерны синергетические свойства — комбинация Zn и Ni, Zn и Cu для рыб во много раз токсичнее, чем каждый элемент в отдельности [4, 6]. Можно предположить, что в условиях Кольского Севера поступление цинка в водоемы особенно опасно, т.к. он будет усиливать токсичность никеля и меди, которыми загрязнены поверхностные воды региона. Таким образом, полученные данные свидетельствуют, что для элементов с высокой биофильностью, наблюдается сложная картина их перераспределения в организмах из зон комплексного загрязнения. В некоторых тканях и органах рассмотренные элементы способны аккумулироваться (костная основа, жабры), но в органах, характеризующихся высокой метаболической активностью, может происходить

снижение обеспеченности эссенциальными элементами, что наиболее наглядно проявляется по кобалту и цинку у активных хищников.

Кадмий, мышьяк, свинец и ртуть представляют высокую экологическую опасность для окружающей среды. В водах Кольского Севера их содержание в воде, как правило, ниже порога аналитического обнаружения. Многие литературные данные свидетельствуют о высоких уровнях накопления этих элементов в живых организмах, что может являться индикацией загрязнения региона. Причины глобального повышения содержания этих элементов северной хемосфера многообразны — транспорт, сжигание топлива, промышленное загрязнение, трансграничный перенос, урбанизация и др. [7, 20, 21] В табл. 5 приводится содержание Cd, Pb, As и Hg в организме рыб из трех районов Кольского Севера, подверженных различным видам антропогенной нагрузки.

Исследованиями выявлено накопление свинца в рыбах из горного озера, где оказывается воздействие только аэротехногенного загрязнения (глобальные переносы, эмиссия локальных производств, транспорт). S.A Norton et al. [20] доказано, что в последние десятилетия происходит обогащение северной хемосферы этим элементом; исследования В.А. Даувальтера [23] подтверждают увеличение содержания свинца в ряде горных озер Кольского Севера по сравнению с доиндустриальным периодом. Этим объясняется более высокий уровень аккумуляции свинца в организме рыб из озера, где оказывается аэротехногенное загрязнение. Максимальное накопление характерно для почки и печени. По сравнению с данными по рыбам из европейских озер уровень содержания Pb в воде рассматриваемого озера достаточно низкий — < 0.5 мкг/л, в то время как в некоторых горных озерах европейских стран, испытывающих влияние аэротехногенного загрязнения, его содержание возрастает до 3 мкг/л. Соответственно ниже и накопление свинца в печени (до 0,05 ppm) по сравнению с рыбами из озер центральной Европы, где его содержание в печени превышает 1 ppm [4].

Аккумуляция мышьяка в организме рыб идентифицирует зону влияния апатито-нефелинового обогатительного производства, здесь отмечается наиболее высокое его содержание во всех органах рыб; повышенные уровни наблюдаются также в зоне влияния стоков медно-никелевых плавильных цехов (табл. 5). Среди органов по накоплению мышьяка на первом месте в этих двух зонах находятся почка и жабры, на последнем — мышцы, причем в зоне аэротехногенного загрязнения мышьяк в мышцах и в скелете не обнаружен, в остальных органах его содержание на порядок ниже.

Ртуть обнаружена в организме рыб из всех трех рассматриваемых районов, максимально (мкг/г сухого веса) — в печени 0,11-0,24 и в почках 0,08-0,28. В мышцах содержание ртути 0,04-0,07 мкг/г, что в пересчете на сырой вес составляет 0,01-0,02 ppm. Содержание этого элемента в мышцах рыб из горных озер других регионов Европы [4] изменяется от 0,025 до 0,15 ppm, т.е. в более высоких концентрациях по сравнению с Кольским регионом.

Высокий уровень накопления кадмия во всех системах организма рыб отмечен для рыб из озера аэротехногенного загрязнения (табл. 5). Данное озеро не закислено, но его водосбор подвергается высокому уровню кислотных нагрузок. Высокая лабильность кадмия предопределяет его выщелачивание и загрязнение водоемов, что приводит к накоплению Cd в организме рыб, добавоч-

ное влияние может оказывать трасграничный перенос. Его накопление идентично цинку — максимально в жабрах и костной основе. Содержание кадмия в печени рыб Кольского Севера изменяется от 0,03 до 1 ppm против 0,12-10 ppm в других высокогорных районах Европы [4].

Заболеваемость рыб в техногенных провинциях

Соотношение концентраций металлов в организмах выработалось на протяжении всего периода эволюции органического мира. Значительные отклонения от этих соотношений вызывают отрицательные, часто губительные последствия для живых организмов. Аккумуляция металлов в организме рыб может в ряде случаев отражать суммарную дозу металлов в водоеме в течение длительного периода — т.е. жизненного цикла рыб.

Медно-никелевые техногенные провинции. В районах загрязнения никелем наиболее часто встречающаяся патология рыб — почечно-каменная болезнь. В дистальном отделе почки во вздутых почечных протоках обнаруживаются камни диаметром от 0,1 (песчинки) до 5 мм, что сопровождается нарушением клеточной структуры органа, и особенно выделительных протоков (рис. 2). Связь заболеваемости почечно-каменной болезнью рыб с загрязнением вод этим элементом подтверждается их тесной зависимостью (рис. 3).

Таблица 5

Накопление As, Hg, Cd и Pb (мкг/г сухого веса) в системах организма рыб в зонах различных видов антропогенного воздействия

	Зона аэротехногенного загрязнения	Зона влияния стоков медно-никелевого производства	Зона влияния стоков апатито-нефелиновой индустрии
	КУМЖА, n=5	СИГ, n=5	СИГ, n=5
As			
Печень	<u>0,013±0,008</u> 0-0,04	<u>0,12±0,04</u> 0,02-0,25	<u>0,32±0,09</u> 0,065-0,60
Почка	<u>0,016±0,011</u> 0-0,061	<u>0,43±0,25</u> 0,04-1,15	<u>0,61±0,04</u> 0,52-0,72
Мышцы	0	<u>0,039±0,023</u> 0-0,128	<u>0,25±0,11</u> 0,12-0,57
Скелет	0	<u>0,12±0,04</u> 0,021-0,25	<u>0,41±0,08</u> 0,20-0,58
Жабры	<u>0,014±0,011</u> 0-0,058	<u>0,25±0,09</u> 0,04-0,42	<u>0,53±0,07</u> 0,40-0,60
Hg			
Печень	<u>0,24±0,019</u> 0,18-0,29	<u>0,11±0,024</u> 0,05-0,19	<u>0,18±0,017</u> 0,14-0,22
Почка	<u>0,18±0,033</u> 0,11-0,29	<u>0,084±0,023</u> 0-0,13	<u>0,28±0,08</u> 0,077-0,48
Мышцы	<u>0,042±0,012</u> 0,015-0,078	<u>0,05±0,009</u> 0,03-0,08	<u>0,07±0,029</u> 0,032-0,16
Скелет	<u>0,064±0,013</u> 0,017-0,091	<u>0,079 ±0,008</u> 0,06-0,11	<u>0,18±0,07</u> 0,065-0,40
Жабры	<u>0,086±0,015</u> 0,042-0,13	<u>0,15±0,06</u> 0,04-0,39	<u>0,24±0,09</u> 0,069-0,49

Окончание табл. 5

	Cd		
Печень	<u>5,48±0,77</u> 4,3-7,6	<u>0,78±0,35</u> 0,12-2,05	<u>0,29±0,13</u> 0-0,72
Почка	<u>5,51±0,28</u> 4,72-5,97	<u>1,93±0,36</u> 0,82-2,64	<u>1,40±0,36</u> 0,08-2,3
Мышцы	<u>0,032±0,014</u> 0,006-0,071	<u>0,002±0,002</u> 0-0,007	<u>0,003±0,003</u> 0-0,014
Скелет	<u>0,22±0,10</u> 0,07-0,61	<u>0,009±0,009</u> 0-0,043	<u>0,022±0,022</u> 0-0,088
Жабры	<u>0,98±0,13</u> 0,69-1,37	<u>0,022±0,012</u> 0-0,064	<u>0,001±0,001</u> 0-0,005
	Pb		
Печень	<u>0,23 ±0,13</u> 0-0,73	<u>0,007±0,007</u> 0-0,035	0
Почка	<u>0,78±0,15</u> 0,46-1,34	<u>0,052±0,035</u> 0-0,17	<u>0,21±0,04</u> 0,07-0,31
Мышцы	0	0	0
Скелет	<u>0,27±0,23</u> 0-1,2	0	<u>0,003±0,003</u> 0-0,017
Жабры	<u>0,046±0,041</u> 0-0,21	0	0



Рис. 2. Внешний вид почки с отложенными камнями в дистальном отделе

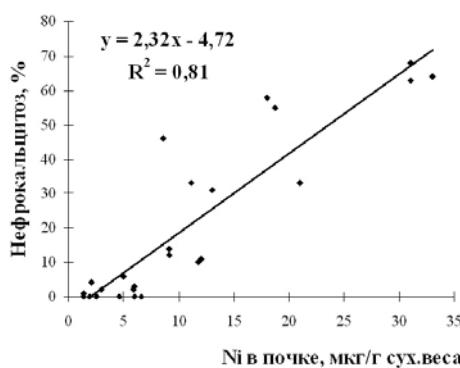


Рис. 3. Зависимость заболеваемости сигов почечно-каменной болезнью (нефрокальцитоз, %) от уровня накопления элемента в почке

В последние годы наряду с нефрокальцитозом массовый характер у рыб приобретает фиброзластоз почки — соединительно-тканые перерождения внутри ее паренхимы. Развитие патологий почки является следствием нарушения обменных процессов всего организма, кумулятивным эффектом субтоксичных доз металлов. Известно, что тяжелые металлы обладают высокой тропностью к эпителию проксимальных почечных канальцев [3].

По данным В.В. Ковальского [2], избыток меди в окружающей среде вызывает у животных анемию. Влияние меди на появление тех или иных патологий у рыб сложно оценить, как правило, данный элемент сопутствует никелю, но в значительно меньших концентрациях. При уровне загрязнения вод $Ni > 20 \text{ мкг/л}$, $Cu > 10 \text{ мкг/л}$ содержание меди в печени меньше нормы, т.е. снижается обеспеченность функционально важного органа эссенциальным элементом, играющим важную роль в обменных процессах живых организмов. Аналогичная закономерность просматривается и для таких жизненно-важных элементов как кобальт и цинк.

Снижение содержания эссенциальных элементов в печени рыб может быть следствием двух процессов: антагонистическим взаимодействием с никелем и замещением им меди и других жизненно важных элементов, но более вероятно — происходит патологическое перерождение органа, которое сопровождается разрушением важных ферментных систем. На гистологических срезах больных рыб из зон загрязнения просматривается как липоидная дегенерация, так и соединительно-тканые перерождения печени [3]. Таким образом, повышенные содержания элементов в окружающей среде не всегда сопровождаются их накоплением в организме, при наличии высоких уровней это может приводить и к нарушению микроэлементарного состава. Перераспределение микроэлементов (накопление одних и снижение роли других) в организме приводит к нарушению обмена веществ и развитию патологий [24]. К эндемичным заболеваниям в техногенных Ni-Cu геохимических аномалиях можно отнести почечно-каменную болезнь (нефрокальцитоз). По медико-географическому районированию на ландшафтно-геохимической основе более 25 лет назад выделен Мончегорский район (к-т "Североникель"), где отмечена повышенная частота заболеваемости людей почечно-каменной и желчекаменной болезнью [25].

Стронциевые геохимические провинции. У рыб из озер с высоким содержанием стронция регистрировались патологии костных тканей: сколиоз и остеопороз, что проявляется в искривлении позвоночника, отсутствии нормального окостенения черепной коробки — кости черепа прозрачны, часто деформированы. Заболевание с данными симптомами в медицине получило название остеопороза, его этиология связана с замещением солей кальция другими элементами [9, 26, 27]. В условиях Кольского Севера данным замещающим элементом может являться стронций. На рис. 4 представлена зависимость частоты встречаемости патологии костной основы (%) от количества обследованных рыб в стронциевых геохимических аномалиях) от накопления стронция в скелете. Следует учитывать природную низкую насыщенность кальцием вод Субарктики, что усиливает проникновение в организм замещающих элементов. Способность многих элементов к более высокой аккумуляции в низкоминерализованных водах отмечена рядом исследователей [6, 7, 15, 16, 22].

В печени и мышцах содержание элемента много ниже по сравнению с костной основой. Однако по отношению к норме отмечается высокий уровень накопления и в мягких тканях. Его содержание в функционально-важных органах (печень, почки) становится сопоставимым с таким биофильным элементом как цинк.

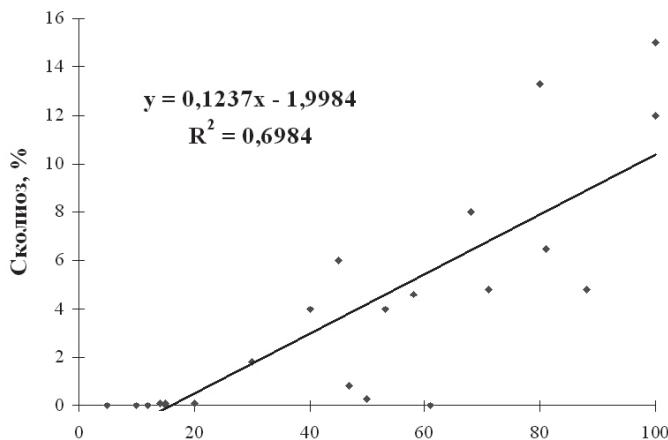


Рис. 4. Зависимость частоты встречаемости патологии костной основы (%) от количества обследованных рыб в стронциевых геохимических аномалиях) от накопления стронция в скелете

Закисленные провинции. Закисление вод приводит к повышению фоновых значений большого спектра элементов, в первую очередь алюминия. Наряду с накоплением Al доказана биоаккумуляция в живых организмах таких опасных элементов, как Hg, Cd, Zn, Pb и др. [15].

На раскрытии токсического механизма воздействия антропогенного закисления на рыб сфокусировано большое число исследований [7, 16-18, 22]. Ионы водорода (H^+) и Al играют ведущую роль в этом процессе, наиболее опасны они на ранних стадиях жизни рыб. У ювенильных и взрослых лососевых рыб нарушение ионной регуляции является основным проявлением токсичности, ведущим к гибели при остром кислотном стрессе. Этот процесс обостряется присутствием Al, но смягчается Ca [22]. Покровы личинок рыб являются основным местом ионной регуляции и дыхания, их нарушение может служить одной из причин гибели личинок в закисленной воде. Известно, что содержание алюминия в рыбах из закисленных озер значительно выше по сравнению с таковыми из нейтральных. Для других элементов также характерно более высокое накопление при близких уровнях содержания в воде. На рис. 5 приведены содержания свинца и кадмия в рыбах из закисленных и нейтральных озер. Выявлен феномен более активного поглощения многих элементов костной основой рыб в кислых озерах, что объясняется крайне низким содержанием кальция в воде, и как следствие — аккумуляция и повышение значимости других элементов. Это приводит к изменению относительного содержания микроэлементов, что показано на примере гольцов из закисляемого оз. Дальватен по сравнению с нормой (рис. 5).

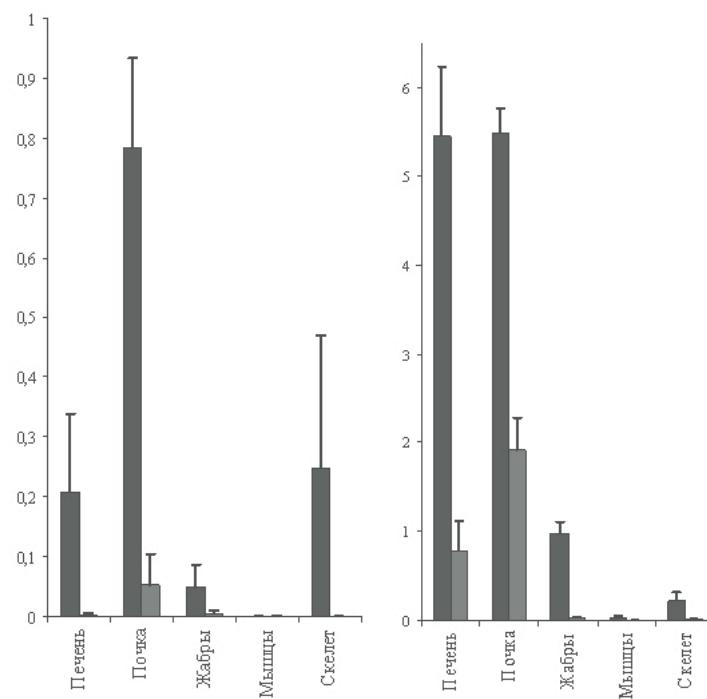


Рис. 5. Содержание а) — Cd и б) Pb (мкг/г сух. веса) в органах и тканях гольца из закисленного ($\text{pH} < 6$) озера Дальватен (черный цвет) и нейтрального ($\text{pH} \approx 7$) озера Енозеро (серый цвет), расположенных на севере Фенноскандии

При близких концентрациях в воде никеля и меди их способность к биоаккумуляции в закисленных озерах более высокая. Если мы вернемся к обсуждению табл. 5, то в озере аэротехногенного загрязнения (приоритет воздействия кислот на водосбор) даже в условиях сохранения буферной емкости выявлена аккумуляция в рыбах таких элементов как Cd, Pb, Hg и As в количествах, превышающих или сопоставимых с техногенными провинциями. Закисление вод способствует более активному выщелачиванию элементов, спектр которых зависит как от геохимических природных условий водосбора, так и аэротехногенного выпадения. Изменение микроэлементарного состава в живых организмах неизбежно приведет к развитию тех или иных патологий в живых организмах.

Выводы. Изменение геохимических циклов в природе под влиянием горно-металлургической индустрии приводит к повышению уровня их содержания в окружающей среде, обусловливает нарушение микроэлементарного состава живых организмов и появление ряда заболеваний. Водоемы в конечном итоге являются коллекторами многих видов загрязнения, рыбы — достаточно удобным и информативным тест-объектом для экотоксикологической оценки последствий образования техногенных гидрогохимических аномалий.

В пределах Кольского региона более чем 50-летнее функционирование плавильных цехов медно-никелевой индустрии привело к повышению уровня содержания в воде никеля и меди почти на $\frac{1}{3}$ территории, в радиусе до

30 км появились импактные зоны загрязнения, где концентрации элементов соответствуют токсичному уровню. Озера, окруженные Хибинскими и Ловозерскими горными массивами, характеризуются высоким уровнем содержания стронция. Закисление вод приводит к активному выщелачиванию и обогащению вод многими микроэлементами, приоритетным среди которых является алюминий. Высокий уровень его концентраций характеризует закисленные озера (преимущественно в восточной части Кольского п-ова).

Накопление металлов и нарушение эволюционно-предопределенного микроэлементарного состава организмов в современных условиях является следствием индустриализации регионов и загрязнения природных сред. Определение накопления отдельных элементов в целой рыбе или в отдельных органах (чаще используют печень или мышцы) не всегда информативно диагностирует биоаккумуляцию и загрязнение среды металлами. Для оценки экотоксикологической ситуации необходимо рассматривать ко-распределение всего спектра микроэлементов по различным системам организма.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Перельман А.И. Геохимия ландшафтов. М.: Высшая школа, 1975. 341 с.
2. Ковальский В.В. Геохимическая экология. М.: Наука, 1974. 269 с.
3. Moiseenko, T.I., Kudryavtseva, L.P. Trace Metals Accumulation and Fish pathologies in Areas affected by Mining and Metallurgical enterprises // Environmental Pollution. 2002. V. 114(2). Pp. 285-297.
4. Моисеенко Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология. М.: Наука, 2006. 261 с.
5. Красовский Г.Н. и др. Прогнозирование гонадотоксического действия тяжелых металлов по первичному эффекту материальной кумуляции // Гигиена и санитария. 1977. № 7. С. 11-16.
6. Мур Дж. В., Рамамурти С. Тяжелые металлы в природных водах. М.: Мир. 1987. 285 с.
7. Forstner, U., Wittman, G.T.W. Metal pollution in aquatic environment. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 1981. 272 p.
8. Wright, D.A. Trace Metal and Major Ion Interactions in Aquatic Animals // Marine Pollution Bulletin. 1995. V. 31. Pp. 8-18.
9. Моисеенко Т.И., Шалабодов А.Д., Гашев С.Н., Соромотин А.В. Экотоксикология: история становления и значение в решении практических задач нормирования загрязнения // Вестник Тюменского государственного университета. 2011. № 12. С. 6-16.
10. Шведов В.Л. Биологические эффекты острого, внешнего или внутреннего воздействия на крыс в рамках стронциевой интоксикации // Биология и радиоэкология, 1997. № 37. Т. 5. С. 750-755.
11. Gautheier, E., Fortier, I., Courchesne, F. et al. Aluminium form in drinking water and Risk of Alzheimer's Disease // Environ. Research. 2000. V. 84. Pp. 234-246.
12. Landeghem, G.F., Broe, M.E., D'Haese, P.C. Al and Si: Their Speciation, Distribution, and Toxicity // Clinical Biochemistry, 1998. V. 31. 5. Pp. 385-397.
13. Nayak, P. Aluminum: Impact and Disease. Environ. Researches Section. 2002. V. 89. Pp. 101-115.
14. Yokel, R.A. The toxicology of aluminum in the brain: A review // Neurotoxicology. 2000. V. 21. Pp. 813-828.
15. Моисеенко Т.И. Закисление вод: факторы, механизмы и экологические последствия. М: Наука, 2003. 276 с.
16. Nelson, W.O., Campbell, P.G.C. The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: A literature review // Environmental Pollution, 1991. 71. Pp. 91-130.

17. Scheuhhammer, A.M. Effect of Acidification on Availability of Toxic Metals and Calcium to Wild Birds and Mammals // Environmental Pollution. 1991. № 71. Pp. 329-375.
18. Spry, D.J., Wiener, J.G. Metal Bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review // Environ. Pollut. 1991. № 71. Pp. 243-304.
19. Моисеенко Т.И., Соромотин А.В., Шалабодов А.Д. Качество вод и методология нормирования загрязнения // Вестник Тюменского государственного университета. 2010. № 7. С. 5-19.
20. Norton, S.A., Dillon, P.J., Evans, R.D., et al. The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence from lake and peat bog sediments // Sources, Deposition and Capony Interactions. Lindberg, S.E. et al. (ed). Vol. III. Acidic Precipitation. New York: Springer-Verlag, 1990. Pp. 73-101.
21. Rosseland, B.O. Ecosystem function: biological impacts of pollution of heavy metals in aquatic ecosystems; examples from ongoing projects. Proceedings from Workshop on Heavy metals (Pb, Cd and Hg) in surface water. Oslo: NIVA-reprint, 2002. Pp. 18-20.
22. Rosseland, B.O., Staurnes, M. Physiological Mechanisms for Toxic Effects and Resistance to Acidic Water: An Ecophysiological and Ecotoxicological Approach // Acidification of Freshwater Ecosystem: Implications for the Future. (ed. by C.E.W. Steinberg and Wright R.F.). John Wiley & Sons Ltd., 1994. Pp. 227-246.
23. Даувальтер В.А. Концентрации тяжелых металлов в донных отложениях озер Кольского полуострова как индикатор загрязнения водных экосистем // Проблемы химического и биологического мониторинга экологического состояния водных объектов Кольского Севера. Апатиты: Изд-во Кольск. науч. центра, 1995. С. 24-35.
24. Taylor, L.N., Mc Geer, J.C., Wood, C.M., McDonald, D.G. Physiological effects of chronic copper exposure to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in hard and soft water: evaluation of chronic indicators. // Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19(9). Pp. 2298-2308.
25. Атлас Мурманской области. Мурманск. 1971. 33 с.
26. Chowdhury, M., Van Ginneken, L., Blust, R. Kinetics of waterborne strontium uptake in common carp, *Cyprinus carpio* (L) et different calcium level. Environ. Toxicol. Chem. 2000. V. 19. Pp. 622-630.
27. Conto Cinier, C., Petit-Ramel, M., Faure, R., Garin, D. Cadmium Bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio*) tissues during long-term exposure: analysis by Inductively Coupled Plasma-Mass Spectrometry // Toxicology and Environmental. Safety. 1997. V. 38. Pp. 137-143.

REFERENCES

1. Perel'man, A.I. *Geokhimiia landshaftov* [Landscape Geochemistry], Moscow, 1975, 341 p. (in Russian).
2. Koval'skii, V.V. *Geokhimicheskaiia ekologiiia* [Geochemical Ecology], Moscow: Nauka, 1974, 269 p. (in Russian).
3. Moiseenko, T.I. Kudryavtseva, L.P. Trace Metals Accumulation and Fish pathologies in Areas affected by Mining and Metallurgical enterprises. *Environmental Pollution*. 2002, Vol. 114(2). Pp. 285-297.
4. Moiseenko, T.I. *Rasseiannye elementy v poverkhnostnykh vodakh sushi: tekhnofil'nost', bioakkumuliatsiia i ekotoksikologiia* [Trace Elements in Water: 'Technophilnost', Bioaccumulation and Ecotoxicology]. Moscow: Nauka, 2006. 261 p. (in Russian).
5. Krasovskii, G.N. et al. Prediction of gonadotoxic effect of heavy metals by its primary effect of material accumulation. *Gigiena i sanitariia — Hygiene and Sanitation*. 1977. № 7, Pp. 11-16. (in Russian).
6. Moore, J.V., Ramamurthy, S. *Tiazhelye metally v prirodnykh vodakh* [Heavy metals in natural waters]. Moscow: Mir, 1987. Pp. 285. (in Russian).
7. Forstner, U., Wittman, G.T.W. Metal pollution in aquatic environment. Berlin, Heidelberg, Springer-Verlag, 1981. 272 p.

8. Wright, D.A. Trace Metal and Major Ion Interactions in Aquatic Animals. *Marine Pollution Bulletin*. 1995. V. 31. Pp. 8-18.
9. Moiseenko, T.I., Shalabodov, A.D., Gashev, S.N., Soromotin, A.V. Ecotoxicology: history of formation and its role in the solution of practical problems of pollution regulation. *Vestnik Tiumenskogo gosudarstvennogo universiteta — Herald of Tyumen State University*. 2011. № 12. Pp. 6-16. (in Russian).
10. Shvedov, V.L. Biological effects of acute, external or internal exposure of rats to strontium intoxication. *Biologija i radioekologija — Biology and Radioecology*. 1997. № 37. Vol. 5. Pp. 750-755. (in Russian).
11. Gauthier, E., Fortier, I., Courchesne, F. et al. Aluminium form in drinking water and risk of Alzheimer's disease. *Environ. Research*. 2000. Vol. 84. Pp. 234-246.
12. Landeghem, G.F., Broe, M.E., D'Haese, P.C. Al and Si: Their speciation, distribution, and toxicity. *Clinical Biochemistry*. 1998. Vol. 31. 5. Pp. 385-397.
13. Nayak, P. Aluminum: Impact and Disease. *Environmental Research*. 2002. Vol. 89. Pp. 101-115.
14. Yokel, R.A. The toxicology of aluminum in the brain: A review. *Neurotoxicology*. 2000. Vol. 21. Pp. 813-828.
15. Moiseenko, T.I. *Zakislenie vod: faktory, mekhanizmy i ekologicheskie posledstviya* [Acidification of Water: Factors, Mechanisms and Ecological Consequences]. Moscow: Nauka, 2003. 276 p. (in Russian).
16. Nelson, W.O., Campbell, P.G.C. The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: A literature review. *Environmental Pollution*. 1991. Vol. 71. Pp. 91-130.
17. Scheuhammer, A.M. Effect of acidification on availability of toxic metals and calcium to wild birds and mammals. *Environmental Pollution*. 1991. Vol. 71. Pp. 329-375.
18. Spry, D.J., Wiener, J.G. Metal Bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: a critical review. *Environmental Pollution*. 1991. Vol. 71. Pp. 243-304.
19. Moiseenko, T.I., Soromotin, A.V., Shalabodov, A.D. Quality of water and methods of pollution normalization. *Vestnik Tiumenskogo gosudarstvennogo universiteta — Herald of Tyumen State University*. 2010. № 7. Pp. 5-19. (in Russian).
20. Norton, S.A., Dillon, P.J., Evans, R.D., et al. The history of atmospheric deposition of Cd, Hg and Pb in North America: Evidence from lake and peat bog sediments // *Sources, Deposition and Capony Interactions*. Lindberg S. E. et al. (ed), Vol. III, Acidic Precipitation, Springer-Verlag, New York, 1990, Pp. 73-101.
21. Rosseland, B.O. Ecosystem function: biological impacts of pollution of heavy metals in aquatic ecosystems; examples from ongoing projects // *Proceedings from Workshop on Heavy metals (Pb, Cd and Hg) in surface water*. Oslo: NIVA-reprint, 2002. Pp. 18-20.
22. Rosseland, B.O., Staurnes, M. Physiological mechanisms for toxic effects and resistance to acidic water: An ecophysiological and ecotoxicological approach // *Acidification of Freshwater Ecosystem: Implications for the Future* (ed. by C.E.W. Steinberg and Wright R.F.), John Wiley & Sons Ltd., 1994. Pp. 227-246.
23. Dauval'ter, V.A. Concentrations of heavy metals in sediments of lakes of the Kola Peninsula as an indicator of contamination of aquatic ecosystems // *Problemy khimicheskogo i biologicheskogo monitoringa ekologicheskogo sostoyaniia vodnykh ob"ektov Kol'skogo Seversa* [Problems of Chemical and Biological Monitoring of Ecological State of Bodies of Water on the Kola Peninsula]. Apatity, 1995. Pp. 24-35. (in Russian).
24. Taylor, L.N., Mc. Geer, J.C., Wood, C.M., McDonald, D.G. Physiological effects of chronic copper exposure to rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) in hard and soft water: evaluation of chronic indicators. *Environ. Toxicol. Chem.* 2000. Vol. 19(9). Pp. 2298-2308.
25. *Atlas Murmanskoi oblasti* [Atlas of Murmansk Region]. Murmansk, 1971. 33 p.

26. Chowdhury, M., Van Ginneken, L., Blust, R. Kinetics of waterborne strontium uptake in the common carp, *Cyprinus carpio*, at different calcium levels. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2000. Vol. 19. Pp. 622-630.
27. Conto Cinier, C., Petit-Ramel, M., Faure, R., Garin, D. Cadmium Bioaccumulation in Carp (*Cyprinus carpio*) tissues during long-term exposure: analysis by inductively coupled plasma-mass spectrometry // *Ecotoxicological Environmental Safety*. 1997. Vol. 38. Pp. 137-143.

Автор публикации

Моисеенко Татьяна Ивановна — заместитель директора Института геохимии и аналитической химии РАН им. В.И. Вернадского (г. Москва), доктор биологических наук, член-корреспондент РАН

Author of the publication

Tatyana I. Moiseenko — Dr. Sci. (Biol.), Professor, Corresponding Member of the Russian Academy of Sciences, Deputy Director, Vernadsky Institute of Geochemistry and Analytical Chemistry, Russian Academy of Sciences (Moscow)