

Источники, токсичность и биоаккумуляция редкоземельных элементов в окружающей среде: обзор

© 2024. А. С. Олькова, д. б. н., доцент,
М. А. Сысолятина, аспирант,
Вятский государственный университет,
610000, Россия, г. Киров, ул. Московская, д. 36,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

Антропогенная часть цикла редкоземельных элементов (РЗЭ) становится всё более заметной в силу их увеличивающейся добычи, использования, накопления в составе отходов. Целью работы было обобщение актуальных научных данных о влиянии РЗЭ на живые организмы в разных средах обитания, включая механизмы и специфику их действия, а также биоаккумуляцию. Редкоземельные элементы вызывают окислительный стресс, который при низких дозах токсикантов может выражаться в стимуляции жизненных функций, при повышении концентрации – приводит к угнетению организмов. Действующие концентрации РЗЭ зависят от конкретного элемента, комплекса экологических факторов и реципиента воздействия, но чаще всего на 2–3 порядка больше, чем у тяжёлых металлов. В начале XXI века это служило основанием считать РЗЭ безопасными для окружающей среды, но к настоящему времени показаны многие сублетальные и отсроченные действия РЗЭ, включая эндокринные нарушения и негативные действия на потенциал размножения популяций. Сложность исследования РЗЭ связана с тем, что их смеси и сочетания с другими элементами обладают как аддитивными, антагонистическими, так и синергетическими эффектами. Таким образом, всестороннее изучение РЗЭ остаётся актуальной задачей, имеющей превентивное природоохранное значение.

Ключевые слова: редкоземельные элементы, биотестирование, биоиндикация, биоаккумуляция, токсические эффекты.

Sources, toxicity and bioaccumulation of rare earths in the environment: review

© 2024. A. S. Olkova ORCID: 0000-0002-5798-8211
M. A. Sysolyatina ORCID: 0000-0002-7671-3993
Vyatka State University,
36, Moskovskaya St., Kirov, Russia, 610000,
e-mail: morgan-abend@mail.ru

The anthropogenic part of the rare earth elements (REE) cycle is becoming increasingly noticeable due to its increasing mining, using, accumulating in wastes. The aim of the work is to summarize current scientific data of the REE effect on living organisms in different habitats, including the mechanisms and specificity of their action, as well as bioaccumulation. Both REE's natural geochemical anomalies and anthropogenic polluted zones are known. The REE soil accumulation in industrial areas is up to 2.3 µg/kg; in urban snow the REE content varies from 0.411 µg/kg to 1.463 µg/kg. The REE negative molecular mechanism provokes oxidative stress; the latter can be expressed as stimulation of vital functions at low doses of toxicants, and as inhibition of organisms with increasing concentrations. The REE toxic concentrations depends on the chemical element nature, as well as on set of environmental factors and the exposure target, but they are often 2–3 orders of magnitude higher than those of heavy metals. In the early 21st century, this served as a basis to consider REEs environmentally safety. But many sublethal and delayed effects of REEs including endocrine disorders and negative effects on the breeding potential of populations have now been shown. The complexity of REEs study is due to additive, antagonistic, or synergistic effects of their mixtures and combinations with other elements. Thus, a comprehensive study of rare earth elements remains an urgent task with preventive environmental importance. The vulnerable species identification, REEs delayed effects and the REEs co-action with other substances are the most promising scientific issues.

Keywords: rare earth elements, biotesting, bioindication, bioaccumulation, toxic effects.

В начале XXI века сообщалось, что редкоземельные элементы (РЗЭ) обладают ограниченной токсичностью и не опасны для окружающей среды [1]. В Китае РЗЭ вводят в состав минеральных и комплексных удобрений [2]. Растворы соединений гадолиния (Gd) применяют в качестве контрастного вещества при магнитно-резонансной томографии.

В промышленности РЗЭ используют для изготовления сверхсильных магнитов (23%), катализаторов (18%), сплавов (11%), полиритов (14%), NiMH-аккумуляторных батарей (10%), высококачественной оптики и стекла (8%), люминофоров и пигментов (8%), керамики (4%) [3], материнских плат [4]. Потребности промышленности в РЗЭ ежегодно возрастают [5].

Очистные сооружения не способны очистить сточные воды от РЗЭ [6, 7]. Установлено возрастание концентраций РЗЭ в почве, донных отложениях, поверхностных и подземных водах [8]. Так, например, донные отложения Красного моря значительно загрязнены La, Ce, Pr, Sm, Gd, Ho, Er, Yb [9]. Суммарное содержание РЗЭ в уличной пыли достигает 0,0427–2,63 мкг/кг [10], в снеге городов – от 0,411 до 1,463 мкг/кг [11].

Как следствие, вклад РЗЭ в антропогенное загрязнение окружающей среды в настоящее время пересматривается. Российские [12], китайские [13], канадские [14] учёные отмечают высокие риски для здоровья человека и благополучия экосистем, обусловленные РЗЭ.

Целью нашей работы является обобщение актуальных научных данных о влиянии РЗЭ на окружающую среду и её биотическую составляющую.

Объекты и методы исследования

Обзор основан на анализе научных работ, включённых в базы Scopus и Web of Science. Поиск осуществляли по ключевым словам и фразам: «редкоземельный элемент», «эффект редкоземельного элемента», «биоаккумуляция редкоземельного элемента», «совместное действие редкоземельного элемента». Предпочтение отдавалось работам, опубликованным в течение последних 5 лет (2017–2022), либо наиболее значительным в исследуемой области.

Источники РЗЭ в окружающей среде

Природные источники. Как правило, редкоземельные элементы встречаются в природе

совместно друг с другом и другими металлами [15]. В земной коре они входят в минералы щелочных комплексных пород, таких как бастнезит, паризит, монацит, ксенотим, карбонатиты, граниты повышенной щёлочности, пегматиты, характерные для золоторудных слоёв [16]. Глинистые минералы могут быть источником РЗЭ, которые извлекаются из них путём выщелачивания сульфатными и хлоридными солями [17]. Также известно около 100 собственных минералов (до 250 с РЗЭ-содержащими). Они представляют изоморфные смеси соединений всех 17 редкоземельных элементов [18].

В почвах, независимо от их типа и загрязнения, РЗЭ ассоциируются с органическим веществом, образуя металлоорганические комплексы, что влияет на поведение элементов в системе почва–растение [19]. На содержание РЗЭ в почве влияет её тип и гранулометрический состав. Показано, что в пойменных аллювиальных почвах содержание РЗЭ в 3,0–4,3 раза больше, чем в дерново-подзолистых почвах водораздела. Почвы пойм богаче органическим веществом, несиликатными соединениями Fe, Al и Mn, увеличивающими поглотительную способность почв, в том числе в отношении РЗЭ [20].

Наличие РЗЭ в поверхностных водах определяется свойствами коренных пород и интенсивностью химического выветривания на водосборных площадях. Так, относительно высокий рельеф о. Тайвань и обильные осадки приводят к активному переносу РЗЭ по руслу рек в их устья, а затем в море [21]. Показано, что гидратированные оксиды РЗЭ являются наиболее легкорастворимыми соединениями, за ними следуют карбонаты, фосфаты, фториды, сульфаты, фторкарбонаты и оксалаты [22]. Это приводит к природным положительным аномалиям РЗЭ, как, например, в Тихом океане вблизи Южной Кореи [23].

Антропогенные источники. Традиционно большая часть РЗЭ использовалась в виде смеси соединений, оксидов и мишметаллов (сплавов на основе РЗЭ) в качестве катализаторов для крекинга нефти, в производстве стекла и керамики, а также в металлургии [24]. Современные высокотехнологичные производства медицинской техники, оборонной продукции, средств связи и микроэлектроники зависят от сплавов на основе РЗЭ [25]. Некоторые виды пластмасс содержат РЗЭ [26]. В «зелёной» энергетике РЗЭ необходимы для производства генераторов в ветряных турбинах и никелевых батарей для гибридных автомобилей [27].

Вторичным антропогенным источником РЗЭ в окружающей среде являются отработанные рудники, их отвалы и отходы обогащения руды. Для снижения загрязнения окружающей среды и извлечения РЗЭ из отходов предлагаются технологии выщелачивания РЗЭ с предварительной микроволновой обработкой вторичного сырья [28] и биовыщелачивания тяжёлых РЗЭ бактериями, окисляющими серу и железо [29].

Редкоземельные элементы входят в спектр веществ, загрязняющих урбоэкосистемы. Изучалось содержание и особенности распространения РЗЭ в урбоэкосистемах. В частности, исследован состав дорожной пыли, образцы которой были отобраны в трёх разных функциональных зонах г. Тегерана [30]. Показано, что значения соотношения лёгких и тяжёлых РЗЭ в разных районах города близкие (8,34, 8,37 и 8,88), однако они ниже, чем в земной коре в целом, а также ниже тех значений, которые представлены в других источниках. Авторы полагают [30], что такие различия объясняются более высоким содержанием карбонатов в образцах и обусловлены антропогенным влиянием.

При анализе снега в г. Благовещенске (Россия) масса лёгких РЗЭ также была больше (90%), чем тяжёлых РЗЭ (10%) [31]. Известно, что в угольной золе La, Ce, Pr и Nd связаны в основном с силикатами и алюмосиликатами, а в золе осадков сточных вод большинство РЗЭ связаны с фосфатами, силикатами и алюмосиликатами [32].

Таким образом, проблема возрастания содержания РЗЭ в окружающей среде связана с их увеличивающейся добычей, включением в состав продукции, а затем и отходов.

Воздействие РЗЭ на живые организмы

Механизмы действия. Основной механизм негативного воздействия РЗЭ на живой организм на молекулярном уровне – окислительный стресс за счёт образования активных форм кислорода [33], что подобно действию тяжёлых металлов (ТМ) [34]. Окислительный стресс приводит к цитогенетическим эффектам [35], органоспецифической токсичности [36] и, в целом, ингибирует развитие организмов [37].

Положительные эффекты РЗЭ объясняются начальной стадией токсического стресса. Например, микродозы РЗЭ на уровне 100 мкмоль/л для водных культур растений и 200 мг/кг для почвы активируют

антиоксидантную активность пероксидазы, супероксиддисмутазы и каталазы, которые синтезируются растениями для защиты от окислительного стресса [38]. В результате наблюдается стимуляция роста растения [39].

Гетеротрофные организмы также могут отвечать гормезисом на низкие концентрации РЗЭ. В частности, ионы La^{3+} (50–150 мкг/мл) стимулировали эндогенный и экзогенный метаболизм *Escherichia coli* по подобию положительного действия многих микроэлементов [40].

Исследование [41] объясняют механизмы действия РЗЭ на клетки печени: их влияние на металлотioneины (МТ) было связано с ионным радиусом, константой сродства к глутатиону и электроотрицательностью. Наиболее токсичные РЗЭ (Y, Sm, Gd) вызывали повышение уровня МТ, а менее токсичные (Tb, Lu) снижали его.

В природных условиях смещение ответных реакций живых организмов в сторону угнетения будет зависеть от экологических факторов. Растворимость и биодоступность РЗЭ увеличивается при низких значениях рН среды [42, 43], поэтому загрязнение ими в сочетании с кислотными осадками особенно опасно [44]. Совместные эффекты РЗЭ друг с другом и другими элементами разнообразны. Они могут усиливать токсичность друг друга [45, 46]. В то же время из-за сходных физико-химических свойств (например, La и Ce) может проявляться антагонистический эффект [47, 48]. В сочетании с ТМ редкоземельные элементы могут усиливать свою токсичность, поскольку ТМ обладают большей способностью к комплексообразованию, давая возможность РЗЭ оставаться в ионной форме и легче проникать в живую клетку [49].

Таким образом, на молекулярном уровне действие РЗЭ сводится к окислительному стрессу, вслед за которым развиваются тканевые и органные эффекты, сведения о которых пока малочисленны.

Острые и хронические эффекты РЗЭ. Развитие острого токсического процесса в результате действия РЗЭ начинается с гормональных реакций, носящих адаптационный характер. Микродозы РЗЭ, например, 81,6 мкмоль $LaCl_3$, активизируют фотосинтез растений, выработку вторичных метаболитов, увеличивают биомассу [44], положительно влияют на всхожесть, урожайность, фиксацию азота бобовыми культурами [2]. Такие эффекты La нашли применение в китайских агротехнологиях [50]. При этом могут страдать дикорастущие виды. Например, церий

Разнообразие эффектов РЗЭ у гетеротрофных организмов
Variety of REE effects in heterotrophic organism

Действие Action	Элемент Element	Концентрация Content	Организм Organism	Эффект Effect
Летальные Lethal	La	>1,3 мг/л mg/L	<i>Scenedesmus subspicatus</i>	гибель, 72 ч / death, 72 h. [52]
	La, Y, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy	1,3–22,0 мг/л mg/L	<i>Daphnia magna</i>	гибель, 48 ч / death, 48 h. [52]
	La, Y, Ce, Pr, Nd, Sm, Gd, Dy	14,0–25,0 мг/л mg/L	<i>Danio rerio</i>	гибель через 96 ч death after 96 hours [52]
Сублетальные Sublethal	Nd	0,01 мг/л mg/L	<i>Mytilus galloprovincialis</i>	повреждения жабр gill damage [53]
	Y, Sm, Gd, Tb, Lu	0,5 мг/л mg/L	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	гепатотоксичность hepatotoxicity [39]
	La, Yb	0,1–1,0 ммоль/л mmol/L	<i>Danio rerio</i>	задержки в развитии эмбрионов embryonic delays [54]
	La	0,00016–0,0016 ммоль/л mmol/L	<i>Daphnia magna</i>	снижение двигательной активности / decreased motor activity [55]
Хронические Chronic	Ce, Er	0,054–0,079 мг/л / mg/L	<i>Daphnia magna</i>	снижение рождаемости declining birth rate [56]
	Tm, Tb, Er, Y	959,6–1264,0 мг/кг / mg/kg	<i>Saccharomyces cerevisiae</i>	мутагенез mutagenic effects [57]

в концентрации 0,1 ммоль/л и выше повреждает ультраструктуру хлоропластов лишайника *Xanthoria parietina* [51].

Гетеротрофные организмы проявляют спектр ответных реакций от отдалённых эффектов до летальных в зависимости от действующей концентрации РЗЭ (табл. 1).

Гибель и угнетение организмов вследствие действия РЗЭ наступают при их концентрациях на 2–3 порядка больших, чем при действии ТМ. Так, острая токсичность Cu и Zn для рыб *Danio rerio* находится в диапазоне 0,02–0,15 мг/л [58]. При этом экосистемный риск РЗЭ является доказанным [59], в частности, за счёт острого и хронического токсического воздействия на обитателей водной среды [57].

Положительным моментом в сравнении с действием ТМ является то, что РЗЭ не обладают потенциалом мутагенности и проявляют слабый потенциал эндокринных нарушений [58].

Совместные эффекты смесей РЗЭ и их комбинаций с другими токсикантами. Работы, направленные на выяснение эффектов совместного действия разных РЗЭ и их смесей с другими токсикантами, крайне важны для прогнозов экосистемных рисков, связанных с возрастающим использованием РЗЭ.

Данные в этой области исследований противоречивы. Часть работ демонстрирует, что смеси РЗЭ и их сочетания с другими элементами обладают эффектами синергизма. Например, показано [41], что смесь Ce (280 мкг/л), La (140 мкг/л), Nd (120 мкг/л), Pr (28 мкг/л) и Sm (23 мкг/л) являлась генотоксичной и одновременно повышала лабильность Zn в жабрах радужной форели (*O. mykiss*). Подтверждена опасность смесей РЗЭ для почвенных экосистем: разнообразие бактериальных сообществ значительно снижается в почвах, загрязнённых смесью РЗЭ по сравнению с однокомпонентным воздействием [59].

В исследованиях других учёных отрицаются эффекты синергизма смесей РЗЭ и демонстрируется только сумма эффектов при действии их индивидуальных растворов и растворов с эквивалентными концентрациями смесей элементов [60].

В экспериментах на рачках *Artemia salina* комбинация La+Sm давала аддитивный эффект, однако Nd в бинарных комбинациях (La+Nd и Nd+Sm) повышалась токсичность и создавался синергетический эффект [45]. В опытах [48] был установлен как аддитивный, так и антагонистический эффект действия бинарных смесей Y+La, Y+Ce и La+Ce

на корни пшеницы *Triticum aestivum*. Однако авторы предположили, что усиление эффектов можно ожидать в смесях более высокого порядка – тройных, четверных комбинациях и так далее.

Имеющиеся противоречия объясняются тем, что опубликованные результаты получены по разным протоколам анализов, а также с использованием разных тест-организмов. Например, в работе [61] установлено, что чувствительность грибов *Trichoderma harzianum* T22, *T. harzianum* A6 и *T. atroviride* P1 зависела от действующей концентрации РЗЭ, а также от вида и штамма организма. Показано, что совместный эффект смеси РЗЭ может быть противоположным в зависимости от соотношения действующих ионов и свойств водной среды [62].

Отдельный научный вопрос – совместное действие РЗЭ и элементов других групп. Снижение токсичности Y и Ce наблюдается в присутствии фосфора (P) и железа (Fe), поскольку уменьшается биодоступность РЗЭ за счёт образования осадка [63]. Токсичность La и Ce для пшеницы *Triticum* spp. снижается при увеличении концентраций Ca и Mg [48]. Геохимическое равновесие между РЗЭ и другими макро- и микроэлементами в компонентах окружающей среды, их взаимное влияние на биодоступность друг друга остаются практически неизученными.

Биоаккумуляция РЗЭ живыми организмами

Наземные растения. Сведения о биоаккумуляции РЗЭ растениями можно условно разделить на результаты, полученные для естественных экосистем и агроэкосистем.

В работе [64] установлено, что в районе Кольской АЭС (Россия, Мурманская область) высшие растения накапливают РЗЭ, коэффициенты биоконцентрации выше 1. При сборе пиона *Paeoniae Radix Alba* в нескольких провинциях Китая, в сырье обнаруживались низкие концентрации РЗЭ, и только в одном случае их накопление было близко к накоплению ТМ (As и Ni), что связано с геохимическими особенностями местности [65].

За пределами таких геохимических аномалий накопление РЗЭ растениями связано с их видовыми особенностями. Самой высокой способностью поглощать лантаноиды обладают древесные растения [66]. Ива (*Salix* spp.) известна как концентратор многих элементов. Например, по данным [67],

разные виды и сорта ивы концентрировали в золе от 7 до 8% РЗЭ (смесь La 11,50 + Y 11 + Nd 10,50 + Dy 10 + Ce 12 и Tb 11,50 мг/л), а коэффициент удержания в золе составлял от 85 до 89%. Среди нескольких видов альпийских растений накопление РЗЭ выявлено только в биомассе *Saxifraga paniculata* [68].

Определение биоаккумуляции РЗЭ сельскохозяйственными растениями необходимо для подтверждения безопасности продукции растениеводства. Исследование виноградников, расположенных вблизи мест добычи РЗЭ, показало, что коэффициенты биоконцентрации РЗЭ в листьях растений относительно невысоки – 0,05–0,25, данные о плодах не приводятся [69]. В районах добычи РЗЭ фрукты накапливают незначительное количество РЗЭ по сравнению с фоновыми территориями (12,90 мкг/кг), тогда как в овощах их общее количество достоверно выше, чем на условно чистых участках (92,90 мкг/кг) [70]. Кукуруза (*Zea mays*) значительно накапливает РЗЭ только в корнях [71], хотя развитие растений и их конечная биомасса зависят от содержания РЗЭ в почве [72].

Биоаккумуляция РЗЭ растениями, как и токсическое действие РЗЭ на них, зависит от экологических факторов и влияния сопутствующих веществ. Высокая биодоступность лантаноидов для растений обусловлена их включением в гуматные и фульватные соединения и дальнейшим разложением органических комплексов ризосферными микроорганизмами [73]. При этом эффекты разных РЗЭ могут быть противоположными. Например, присутствие в питательном растворе ионов SO_4^{2-} (0,01 моль/л) приводило к ингибированию биоаккумуляции La^{3+} корнями пшеницы (*T. aestivum*) и усилению накопления Y^{3+} [74].

Животные суши. Накопление РЗЭ животными в природных экосистемах исследуют неинвазивными методами. У птиц спектр элементов, накопленных в перьях, может служить маркером антропогенного загрязнения. В перьях крачки-сэндвича (*Thalasseus sandvicensis*) к возрасту птенцов 16–20 дней общее накопление РЗЭ достигало 941 ± 223 нг/г [75]. В перьях пингвинов *Spheniscus humboldti* концентрация РЗЭ была на порядок выше, чем в корме птиц [76], что подтверждает, с одной стороны, способность РЗЭ к биоаккумуляции, а с другой – маркерную роль анализа перьев.

При анализе меха и экскрементов млекопитающих северных экосистем показана видоспецифичность обмена и накопления РЗЭ:

серый тюлень (*Halichoerus grypus*) накапливал РЗЭ меньше, чем морской слон (*Mirounga leonine*); максимальная сумма РЗЭ (83,6 мг/кг сухой массы) выявлена в экскрементах морского слона [77].

При исследовании более мелких и массовых видов животных этические нормы позволяют изучать накопление РЗЭ в биомассе. В биомассе червей *Enchytraeus crypticus* обнаружено значимо больше лёгких РЗЭ (La и Ce), чем тяжёлых РЗЭ (Gd) [78], что свидетельствует об антропогенном происхождении элементов.

В целом, сведений о накоплении РЗЭ животными наземных экосистем недостаточно. Это связано с этическими проблемами, сложностью объектов исследований и новизной научной проблематики.

Грибы. В силу своих биологических особенностей грибы обладают способностью аккумулировать многие макро- и микроэлементы, в том числе РЗЭ. Существует мнение, что аскомицеты и базидиомицеты играют решающую роль в круговороте, процессах трансформации и снижении токсичности РЗЭ [79].

Выявлено неравномерное накопление РЗЭ в различных частях плодового тела гриба *Suillus luteus* [80]. Так, общее содержание РЗЭ в мякоти шляпки гриба варьировало от 13,1 до 30,6 мкг/кг сухой массы, в биомассе ножки – от 24,9 до 41 мкг/кг, в гименофоре – от 23,5 до 29,4 мкг/кг. Максимальная суммарная концентрация РЗЭ достигала 74,2 мкг/кг сухой массы гриба. В лабораторных экспериментах с микромицетами *Trichoderma harzianum* и *T. atroviride* показано, что накопление РЗЭ происходит как внутри клетки, так и во внеклеточном пространстве [81].

В съедобных грибах наибольшее содержание РЗЭ обнаружено в маслёнке обыкновенном *Suillus luteus* и зеленушке *Tricholoma equestra*, оно составило $5,0 \pm 0,5$ и $2,2 \pm 0,6$ мг/кг на сухую массу соответственно [82]. В этом же исследовании показано, что уровень накопления РЗЭ в грибах, растущих на древесине, аналогичный. Например, в трутовике плоском *Ganoderma applanatum* суммарное содержание РЗЭ в расчёте на сухую массу составляет $4,2 \pm 0,8$ мг/кг. При этом биоаккумуляция РЗЭ грибами превышает накопление в них элементов платиновой группы до 15 раз [82].

Отметим, что данные разных ученых по уровню накопления РЗЭ в грибах различаются на 3 порядка. Это противоречие может быть связано как с видовой спецификой биоаккумуляции, так и с изучением био-

проб разного происхождения – природного и лабораторного.

Гидробионты. Многие соединения РЗЭ растворимы в воде, следовательно, потенциально доступны для накопления как фототрофными, так и гетеротрофными гидробионтами.

На примере макроводорослей показана видоспецифичность извлечения РЗЭ из многоэлементных растворов, моделирующих сточную воду. *Ulva intestinalis* накапливала РЗЭ в 2790 раз больше по сравнению с контролем (многоэлементными растворами Cd, Cr, Cu, Pb, Hg и Ni без РЗЭ), *Gracilaria* sp. – в 2119 раз, *Osmundea pinnatifida* – в 1742 раз, *Ulva lactuca* – в 1548 раз, *Fucus vesiculosus* – в 944 раз, а *Fucus spiralis* – в 841 раз [49]. Такие видовые особенности предложено использовать для извлечения РЗЭ из вытяжек отходов светотехники одноклеточной красной водорослью *Galdieria phlegre* [83].

Высшие водные растения способны извлекать РЗЭ не только из воды, но и из донных отложений. Мангровые деревья аккумулируют РЗЭ, в большей степени Lu: коэффициент его биоконцентрации равен 0,32 [9].

У гетеротрофных гидробионтов биоаккумуляция РЗЭ не только видо-, но и органоспецифична. При концентрации La в воде 3 мкг/л моллюск *Ruditapes philippinarum* накапливал элемент в следующей последовательности: жабры > тело > пищеварительная железа, при 0,9 мкг/л ситуация изменилась: жабры > пищеварительная железа > тело [84]. Пресноводный моллюск *Corbicula fluminea* за 14 дней модельного опыта концентрировал в мягких тканях сумму РЗЭ в диапазоне от 1,3 до 8 мкг/г сухого веса [85]. В естественных экосистемах биоаккумуляция РЗЭ также достигает значимых уровней. Средняя суммарная концентрация редкоземельных элементов и иттрия в зоопланктоне моря Лаптевых составила 0,7528 мкг/г сухой массы [86]. В заливе Св. Лаврентия (Атлантический океан) содержание La в зоопланктоне составило $0,048 \pm 0,032$ мкг/г [87].

Рыбы накапливают РЗЭ гораздо интенсивнее моллюсков. Показано, что их суммарные концентрации в среднем составляют 243 мкг/кг, максимальные – до 3000 мкг/кг сухого веса [88], что сопоставимо с накоплением ТМ. Так, у сига *Coregonus lavaretus* содержание Cu в почках и жабрах составляло около 1000 мкг/г на сухой вес [89].

Накопление РЗЭ у рыб происходит в большей степени во внутренних органах и костях,

Таблица 2 / Table 2

Биоаккумуляция РЗЭ в различных организмах
REE bioaccumulation in various organisms

Царство Kingdom	Экосистемы и отделы Ecosystems and department	Сумма РЗЭ, мг/кг REE content, mg/kg	Ссылка Reference
Растения Plants	природные экосистемы / natural ecosystems	3,14	[92]
	агроэкосистемы / agroecosystems	7,9	[93]
Животные Animals	экосистемы суши / terrestrial ecosystems	0,2	[94]
	водные экосистемы / aquatic ecosystems	3,0	[87]
Грибы Fungi	базидиомицеты / basidiomycetes	0,074	[82]
	иные / others	0,1	[95]

чем в мышцах [87]. Это подтверждено в опытах с угрями: у *Anguilla anguilla* максимальные концентрации РЗЭ обнаружены в жабрах (130 ± 50 мкг/кг живого веса), а у *Ariosoma mellissii* наибольшее накопление происходит в печени (до 200 ± 110 мкг/кг) [90]. В этой же работе авторы выявили половые различия: самки накапливали значительно больше РЗЭ в гонадах, коже и селезёнке по сравнению с самцами, у которых накопление РЗЭ было больше в мышцах и жабрах [90].

Вопрос о биомагнификации РЗЭ при передаче по трофическим цепям остаётся слабо изученным. В работе [76] сообщается о низком потенциале РЗЭ к биомагнификации. Наиболее высокие концентрации Се и Еи обнаружены на низких трофических уровнях, особенно в растительности и водных беспозвоночных [91]. Эти данные сопоставимы с накоплением суммы РЗЭ различными организмами (табл. 2).

Выводы

Молекулярный механизм токсического действия РЗЭ заключается в образовании активных форм кислорода, что приводит как к эффектам активации жизненных функций организмов при низких дозах, так и к угнетению организмов при повышении дозы.

Действующие концентрации РЗЭ по данным острых и хронических тестов на 2–3 порядка выше у ТМ, однако, сведения о чувствительности разных видов организмов являются далеко не полными. Также остаются неизученными эффекты малых доз и их отсроченное действие.

Научные данные о совместном действии разных РЗЭ и их смесей с соединениями биогенных и потенциально токсичных элементов противоречивы: имеются данные об аддитивном действии, антагонизме и синергизме веществ в смесях. Такие противоречия связаны с разными условиями проведения экспериментов и разнообразием возможных

сочетаний соединений РЗЭ между собой и с другими веществами.

Биоаккумуляция РЗЭ зависит от вида организма-концентратора, его пола (при наличии), исследуемых органов и тканей, действующей концентрации отдельного РЗЭ или их суммы, абиотических свойств среды обитания, что в целом согласуется с экотоксикологическими закономерностями накопления микроэлементов.

Биомагнификация РЗЭ – перенос по трофическим цепям с возрастанием концентрации в биомассе – изучена слабо. Имеющиеся немногочисленные результаты лабораторных опытов свидетельствуют о низком потенциале РЗЭ к биомагнификации. Однако это противоречит данным о возрастающих уровнях биоаккумуляции при повышении систематической организации гидробионтов. В отношении наземных растений и животных сведений о биомагнификации нет.

Таким образом, необходимо признать, что соединения РЗЭ входят в перечень веществ, эффекты которых могут иметь экологически значимые последствия для функционирования экосистем.

References

1. Thomas P.J., Carpenter D., Boutin C., Allison J.E. Rare earth elements (REEs): effects on germination and growth of selected crop and native plant species // *Chemosphere*. 2014. V. 96. P. 57–66. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.07.020
2. Ren Y., Ren X., Ma J., Yan L. Effects of mixed rare earth fertilizer on yield and nutrient quality of leafy vegetables during different seasons // *Journal of Rare Earths*. 2016. V. 34. No. 6. P. 638–643. doi: 10.1016/S1002-0721(16)60073-X
3. Kryukov V.A., Tolstov A.V., Samsonov N.Yu. The strategic importance of rare earths in the world and in Russia // *ECO*. 2012. V. 11. P. 5–16 (in Russian).
4. Dang D.H., Zhang Z. Hazardous motherboards: Changes in metal contamination related to the evolu-

tion of electronic technologies // Environmental Pollution. 2021. V. 268. Article No. 115731. doi: 10.1016/j.envpol.2020.115731

5. Humphries M. Rare earth elements: The global supply chain // Congressional Research Service. Washington, DC (USA), 2013. Report No. R41347. 27 p.

6. Tepe N., Romero M., Bau M. High-technology metals as emerging contaminants: Strong increase of anthropogenic gadolinium levels in tap water of Berlin, Germany, from 2009 to 2012 // Applied geochemistry. 2014. V. 45. P. 191–197. doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.04.006

7. Verplanck P.L., Taylor H.E., Nordstrom D.K., Barber L.B. Aqueous stability of gadolinium in surface waters receiving sewage treatment plant effluent, Boulder Creek, Colorado // Environmental Science & Technology. 2005. V. 39. No. 18. P. 6923–6929. doi: 10.1021/es048456u

8. Kang J., Kang A.M. Trend of the research on rare earth elements in environmental science // Environmental Science and Pollution Research. 2020. V. 27. No. 13. P. 14318–14321. doi: 10.1007/s11356-020-08138-z

9. Alhassan A.B., Aljahdali M.O. Fractionation and distribution of earth elements in marine sediment and bioavailability in *Avicennia marina* in Central Red Sea mangrove ecosystems // Plants. 2021. V. 10. No. 6. Article No. 1233. doi: 10.3390/plants10061233

10. Li Z., Liang T., Li K., Wang P. Exposure of children to light rare earth elements through ingestion of various size fractions of road dust in REEs mining areas // Science of the Total Environment. 2020. V. 743. Article No. 140432. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.140432

11. Vinokurov S.F., Tarasova N.P., Trunova AN., Sychkova V.A. A comprehensive analysis of the content of heavy rare-earth elements and platinum in snow samples to assess the ecological hazard of air pollution in urban areas // Doklady Earth Sciences. 2017. V. 475. P. 771–774. doi: 10.1134/S1028334X17070108

12. Khramov A.V., Kontrosh L.V., Shumilov O.I., Kasatkina E.A. Rare earth elements – a big environmental problem of the Kola Peninsula // Academic Bulletin ELPIT. 2019. V. 4. P. 27–37 (in Russian).

13. Zuo Z., Cheng J., Guo H., McLellan B.C. Catastrophe progression method-path (CPM-PATH) early warning analysis of Chinese rare earths industry security // Resources Policy. 2021. V. 73. Article No. 102161. doi: 10.1016/j.resourpol.2021.102161

14. Yin X., Martineau C., Demers I., Basiliko N., Fenton N.J. The potential environmental risks associated with the development of rare earth element production in Canada // Environmental Reviews. 2021. V. 29. No. 3. P. 354–377. doi: 10.1139/er-2020-0115

15. Moeller T. The chemistry of the lanthanides. Pergamon texts in inorganic chemistry. V. 26. Elsevier, 2013. 118 p. doi: 10.1016/C2013-0-05704-0

16. Skublov S.G. Geochemistry of rare earth elements in rock-forming metamorphic minerals. Sankt-Peterburg: Nauka, 2005. 147 p. (in Russian).

17. Moldoveanu G.A., Papangelakis V.G. Recovery of rare earth elements adsorbed on clay minerals: I. Desorption mechanism // Hydrometallurgy. 2012. V. 117–118. P. 71–78. doi: 10.1016/j.hydromet.2012.02.007

18. Kuleshevich L.V., Dmitrieva A.V. Minerals and sources of rare-earth elements in Karelia // Proceedings of Petrozavodsk State University. 2012. No. 4 (125). P. 62–66 (in Russian).

19. Fedotov P.S., Rogova O.B., Dzhendloda R.Kh., Karandashev V.K. Metal-organic complexes as a major sink for rare earth elements in soils // Environmental Chemistry. 2019. V. 16. No. 5. P. 323–332. doi: 10.1071/EN18275

20. Dabakh E.V. Rare earth elements in soils and plants of meadow biocenoses // Theoretical and Applied Ecology. 2021. V. 4. P. 104–111 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2021-4-104-111

21. Li C.S., Shi X.-F., Kao S.-J., Liu Y.-G., Lyu H.-H., Zou J., Liu S., Qiao S.Q. Rare earth elements in fine-grained sediments of major rivers from the high-standing island of Taiwan // Journal of Asian Earth Sciences. 2013. V. 69. P. 39–47. doi: 10.1016/j.jseae.2013.03.001

22. Han K.N. Effect of anions on the solubility of rare earth element-bearing minerals in acids // Mining, Metallurgy & Exploration. 2019. V. 36. P. 215–225. doi: 10.1007/s42461-018-0029-3

23. Behrens M.K., Pahnke K., Paffrath R., Schnetger B., Brumsack H.J. Rare earth element distributions in the West Pacific: Trace element sources and conservative vs. non-conservative behavior // Earth and Planetary Science Letters. 2018. V. 486. P. 166–177. doi: 10.1016/j.epsl.2018.01.016

24. Bykhovsky L.Z., Potanin S.D., Kotelnikov E.I. Prospects and priority development mineral potential of rare earth and scandium raw Russia // Prospect and protection of mineral resources. 2016. No. 8. P. 3–8 (in Russian).

25. Liao X., Zhang J., He J., Fan W., Yu H., Zhong X., Liu Z. Development of cost-effective nanocrystalline multi-component (Ce, La, Y)-Fe-B permanent magnetic alloys containing no critical rare earth elements of Dy, Tb, Pr and Nd // Journal of Materials Science & Technology. 2021. V. 76. P. 215–221. doi: 10.1016/j.jmst.2020.11.027

26. Turner A., Scott J.W., Green L.A. Rare earth elements in plastics // Science of the Total Environment. 2021. V. 774. Article No. 145405. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.145405

27. Kondratyev V.B. Global market of rare-earth metals // Russian Mining Industry. 2017. No. 4 (134) P. 48 (in Russian).

28. Lambert A., Tam J., Azimi G. Microwave treatment for extraction of rare earth elements from phosphogypsum // Rare Metal Technology 2017. The Minerals, Metals & Materials Series / Eds. H. Kim, S. Alam, N. Neelameggham, H. Oosterhof, T. Ouchi, X. Guan. Cham: Springer, 2017. P. 47–53. doi: 10.1007/978-3-319-51085-9_5

29. Reynier N., Gagné-Turcotte R., Coudert L., Costis S., Cameron R., Blais J.F. Bioleaching of uranium tailings as

secondary sources for rare earth elements production // Minerals. 2021. V. 11. No. 3. Article No. 302. doi: 10.3390/min11030302

30. Ali-Taleshi M.S., Feiznia S., Bourliva A., Squizzato S. Road dusts-bound elements in a major metropolitan area, Tehran (Iran): Source tracking, pollution characteristics, ecological risks, spatiotemporal and geochemical patterns // Urban Climate. 2021. V. 39. Article No. 100933. doi: 10.1016/j.uclim.2021.100933

31. Radomskaya V.I., Yusupov D.V., Pavlova L.M. Rare-earth elements in the atmospheric precipitation of the city of Blagoveshchensk // Geochemistry international. 2018. V. 56. P. 189–198. doi: 10.1134/S0016702918010056

32. Folgueras M.B., Alonso M., Fernández F.J. Coal and sewage sludge ashes as sources of rare earth elements // Fuel. 2017. V. 192. P. 128–139. doi: 10.1016/j.fuel.2016.12.019

33. Pagano G., Guida M., Tommasi F., Oral R. Health effects and toxicity mechanisms of rare earth elements – Knowledge gaps and research prospects // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2015. V. 115. P. 40–48. doi: 10.1016/j.ecoenv.2015.01.030

34. Skugoreva S.G., Ashikhmina T.Ya., Fokina A.I., Lyalina E.I. Chemical grounds of toxic effect of heavy metals (review) // Theoretical and Applied Ecology. 2016. V. 1. P. 4–13 (in Russian). doi: 10.25750/1995-4301-2016-1-014-019

35. Cho S., Lee Y., Lee S., Choi Y.J., Chung H.W. Enhanced cytotoxic and genotoxic effects of gadolinium following ELF–EMF irradiation in human lymphocytes // Drug and chemical toxicology. 2014. V. 37. No 4. P. 440–447. doi: 10.3109/01480545.2013.879662

36. Hong J., Yu X., Pan X., Zhao X., Sheng L., Sang X., Lin A., Zhang C., Zhao Y., Gui S., Sun Q., Wang L., Hong F. Pulmonary toxicity in mice following exposure to cerium chloride // Biological trace element research. 2014. V. 159. P. 269–277. doi: 10.1007/s12011-014-9953-3

37. Expósito N., Kumar V., Sierra J., Schuhmacher M., Papiol G.G. Performance of *Raphidocelis subcapitata* exposed to heavy metal mixtures // Science of the Total Environment. 2017. V. 601–602. P. 865–873. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.05.177

38. Kovaříková M., Tomášková I., Soudek P. Rare earth elements in plants // Biologia plantarum. 2019. V. 63. P. 20–32. doi: 10.32615/bp.2019.003

39. Yang Q., Wang L., Zhou L., Yang Z., Zhou Q., Huang X. The glucosinolate regulation in plant: A new view on lanthanum stimulating the growth of plant // Journal of Rare Earths. 2019. V. 37. No. 5. P. 555–564. doi: 10.1016/j.jre.2018.08.015

40. Wenhua L., Ruming Z., Zhixiong X., Xiangdong C., Ping S. Effects of La³⁺ on growth, transformation, and gene expression of *Escherichia coli* // Biological Trace Element Research. 2003. V. 94. No. 2. P. 167–177. doi: 10.1385/BTER:94:2:167

41. Hanana H., Kowalczyk J., André C., Gagné F. Insights on the toxicity of selected rare earth elements in rainbow trout hepatocytes // Comparative Biochemistry and Physiology Part C: Toxicology & Pharmacology. 2021. V. 248. Article No. 109097. doi: 10.1016/j.cbpc.2021.109097

42. Lecomte K.L., Sarmiento A.M., Borrego J., Nieto J.M. Rare earth elements mobility processes in an AMD-affected estuary: Huelva Estuary (SW Spain) // Marine Pollution Bulletin. 2017. V. 121. No. 1–2. P. 282–291. doi: 10.1016/j.marpolbul.2017.06.030

43. Bortnikova S.B., Gavrilenko G.M., Bessonova E.P., Lapukhov A.S. The hydrogeochemistry of thermal springs on Mutnovskii Volcano, southern Kamchatka // Journal of Volcanology and Seismology. 2009. V. 3. P. 388–404. doi: 10.1134/S0742046309060025

44. Wang L., Wang W., Zhou Q., Huang X. Combined effects of lanthanum (III) chloride and acid rain on photosynthetic parameters in rice // Chemosphere. 2014. V. 112. P. 355–361. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.04.069

45. Bergsten-Torralla L.R., Magalhães D.P., Giese E.C., Nascimento C.R.S., Pinho J.V.A., Buss D.F. Toxicity of three rare earth elements, and their combinations to algae, microcrustaceans, and fungi // Ecotoxicology and Environmental Safety. 2020. V. 201. Article No. 110795. doi: 10.1016/j.ecoenv.2020.110795

46. Romero-Freire A., Minguez L., Pelletier M., Cayer A., Caillet C., Devin S., Gross E.M., Guérol F., Pain-Devin S., Vignatia D.A.L., Giamberini L. Assessment of baseline ecotoxicity of sediments from a prospective mining area enriched in light rare earth elements // Science of the Total Environment. 2018. V. 612. P. 831–839. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.08.128

47. Adeel M., Lee J.Y., Zain M., Rizwan M., Nawab A., Ahmad M.A., Shafiq M., Yi H., Jilani G., Javed R., Horton R., Rui Y., Tsang D.C.W., Xing B. Cryptic footprints of rare earth elements on natural resources and living organisms // Environment international. 2019. V. 127. P. 785–800. doi: 10.1016/j.envint.2019.03.022

48. Gong B., He E., Qiu H., Li J., Ji J., Zhao L., Cao X. Phytotoxicity of individual and binary mixtures of rare earth elements (Y, La, and Ce) in relation to bioavailability // Environmental Pollution. 2019. V. 246. P. 114–121. doi: 10.1016/j.envpol.2018.11.106

49. Costa M., Henriques B., Pinto J., Fabre E., Dias M., Soares J., Carvalho L., Vale C., Pinheiro-Torres J., Pereira E. Influence of toxic elements on the simultaneous uptake of rare earth elements from contaminated waters by estuarine macroalgae // Chemosphere. 2020. V. 252. Article No. 126562. doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.126562

50. Wang L., Li J., Zhou Q., Yang G., Ding X.L., Li X., Cai C.X., Zhang Z., Wei H.Y., Lu T.H., Deng X.W., Huang X.H. Rare earth elements activate endocytosis in plant cells // Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA. 2014. V. 111. No. 35. P. 12936–12941. doi: 10.1073/pnas.1413376111

51. Paoli L., Fiorini E., Munzi S., Sorbo S., Basile A., Loppi S. Uptake and acute toxicity of cerium in the lichen *Xanthoria parietina* // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2014. V. 104. P. 379–385. doi: 10.1016/j.ecoenv.2014.02.028
52. Sneller F.E.C., Kalf D.F., Weltje L., Van Wezel A.P. Maximum permissible concentrations and negligible concentrations for rare earth elements (REEs). Bilthoven: RIVM, 2002. 66 p.
53. Leite C., Coppola F., Queirós V., Russo T., Polese G., Pretti C., Pereira E., Freitas R. Can temperature influence the impacts induced in *Mytilus galloprovincialis* by neodymium? Comparison between exposure and recovery periods // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. 2023. V. 97. Article No. 104029. doi: 10.1016/j.etap.2022.104029
54. Cui J., Zhang Z., Bai W., Zhang L., He X., Ma Y., Liu Y., Chai Z. Effects of rare earth elements La and Yb on the morphological and functional development of zebrafish embryos // *Journal of Environmental Sciences (China)*. 2012. V. 24. No. 2. P. 209–213. doi: 10.1016/S1001-0742(11)60755-9
55. Sysolyatina M.A., Olkova A.S. Potentiation of the toxic action of copper in the presence of lanthanum in bioassays for *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea) // *Povolzhskiy Journal of Ecology*. 2022. No. 4. P. 483–490 (in Russian). doi: 10.35885/1684-7318-2022-4-483-490
56. Galdiero E., Carotenuto R., Siciliano A., Libralato G., Race M., Lofrano G., Fabbricino M., Guida M. Cerium and erbium effects on *Daphnia magna* generations: A multiple endpoints approach // *Environmental Pollution*. 2019. V. 254 (Pt A). Article No. 112985. doi: 10.1016/j.envpol.2019.112985
57. Rucki M., Kejlova K., Vlkova A., Jirova D., Dvorakova M., Svobodova L., Kandarova H., Letasiova S., Kolarova H., Mannerstrom M., Heinonen T. Evaluation of toxicity profiles of rare earth elements salts (lanthanides) // *Journal of Rare Earths*. 2021. V. 39. No. 2. P. 225–232. doi: 10.1016/j.jre.2020.02.011
58. Esin E.V. Review of toxicity for the main chemical elements-pollutants of salmonid spawning rivers in Kamchatka // *Izvestiya TINRO*. 2015. V. 180. No. 1. P. 210–225 (in Russian). doi: 10.26428/1606-9919-2015-180-210-225
59. Luo Y., Yuan H., Zhao J., Qi Y., Cao W.W., Liu J.M., Guo W., Bao Z.H. Multiple factors influence bacterial community diversity and composition in soils with rare earth element and heavy metal co-contamination // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2021. V. 225. Article No. 112749. doi: 10.1016/j.ecoenv.2021.112749
60. Tai P., Zhao Q., Su D., Li P., Stagnitti F. Biological toxicity of lanthanide elements on algae // *Chemosphere*. 2010. V. 80. No. 9. P. 1031–1035. doi: 10.1016/j.chemosphere.2010.05.030
61. d'Aquino L., Morgana M., Carboni M.A., Staiano M., Antisari M.V., Re M., Lorito M., Vinale F., Abadi M.K., Woo L.S. Effect of some rare earth elements on the growth and lanthanide accumulation in different *Trichoderma* strains // *Soil Biology and Biochemistry*. 2009. V. 41. P. 2406–2413. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.08.012
62. Egler S.G., Roldão T.M., Santos G.O., Heidelmann G.P., Giese E.C., Correia F.V., Saggiaro E.M. Acute toxicity of single and combined rare earth element exposures towards *Daphnia similis* // *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2023. V. 251. Article No. 114538. doi: 10.1016/j.ecoenv.2023.114538
63. Gong B., He E., Romero-Freire A., Ruan J., Yang W., Zhang P., Qiu H. Do essential elements (P and Fe) have mitigation roles in the toxicity of individual and binary mixture of yttrium and cerium to *Triticum aestivum*? // *Journal of Hazardous Materials*. 2021. V. 416. Article No. 125761. doi: 10.1016/j.jhazmat.2021.125761
64. Elizarova I.R., Bernadskaya D.S., Denisov D.B., Razumovskaya A.V. Biogeochemical migration and accumulation of chemical elements by plants in the aquatic system of the discharge channel of the Kola NPP // *Geochemistry International*. 2022. V. 60. P. 222–233. doi: 10.1134/S0016702922020033
65. Xue X., Liu G., Wei Y., Fu B., Li F., Wu D., Zhang W. Multi-element characteristics of chinese medicinal Baishao (*Paeoniae radix Alba*) and their decoctions // *Biological Trace Element Research*. 2021. V. 199. P. 2375–2386. doi: 10.1007/s12011-020-02343-0
66. Kabata-Pendias A. Trace elements in plants // *Trace Elements in Soils and Plants*. Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2010. P. 93–122.
67. Mohsin M., Salam M.M.A., Nawrot N., Kaipainen E., Lane D.J., Wojciechowska E., Kinnunen N., Heimonen M., Tervahauta A., Peräniemi S., Sippula O., Pappinen A., Kuittinen S. Phytoextraction and recovery of rare earth elements using willow (*Salix* spp.) // *Science of the Total Environment*. 2022. V. 809. Article No. 152209. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.152209
68. Fehlaue T., Collin B., Angeletti B., Santaella C., Dentant C., Chaurand P., Levard C., Gonneau C., Borschneck D., Rose J. Uptake patterns of critical metals in alpine plant species growing in an unimpaired natural site // *Chemosphere*. 2022. V. 287 (Pt 4). Article No. 132315. doi: 10.1016/j.chemosphere.2021.132315
69. Jiménez-Ballesta R., Bravo S., Amorós J.A., Pérez-De-Los-Reyes C., García-Pradas J., Sánchez M., García-Navarro F.J. Preliminary assessment of the occurrence of six rare earth elements in calcareous vineyard soils // *Water, Air, & Soil Pollution*. 2021. V. 232. Article No. 76. doi: 10.1007/s11270-021-05034-1
70. Shi Z., Yong L., Liu Z., Wang Y., Sui H., Mao W., Zhang L., Li Y., Liu J., Wei S., Song Y. Risk assessment of rare earth elements in fruits and vegetables from mining areas in China // *Environmental Science and Pollution Research*. 2022. V. 29. P. 48694–48703. doi: 10.1007/s11356-022-19080-7
71. Emmanuel E.S.C., Anandkumar B., Natesan M., Maruthamuthu S. Efficacy of rare earth elements on the

physiological and biochemical characteristics of *Zea mays* L. // Australian Journal of Crop Science. 2010. V. 4. No. 4. P. 289–294. doi: 10.3316/informit.217280059455891

72. Kozhevnikova N.M. Distribution of total and mobile forms of cerium subgroup rare-earths (La, Ce, Nd, Sm) in the profile of alluvial meadow soil of the Transbaikalia and the accumulation of La by oat plants // Agrokhimiya. 2012. V. 10. P. 32–38 (in Russian).

73. Kotelnikova A.D., Rogova O.B., Stolbova V.V. Lanthanides in the soil: routes of entry, content, effect on plants, and genotoxicity (review) // Eurasian Soil Science. 2021. V. 54. P. 117–134. doi: 10.1134/S1064229321010051

74. Gu Z., Wang X., Cheng J., Wang L., Dai L. Effects of sulfate on speciation and bioavailability of rare earth elements in nutrient solution // Chemical Speciation & Bioavailability. 2000. V. 12. No. 2. P. 53–58. doi: 10.3184/095422900782775544

75. Picone M., Distefano G.G., Corami F., Franzoi P., Redolfi Bristol S., Basso M., Panzarin L., Volpi Ghirardini A. Occurrence of rare earth elements in fledgelings of *Thalasseus sandvicensis* // Environmental Research. 2022. V. 204 (Pt B). Article No. 112152. doi: 10.1016/j.envres.2021.112152

76. Squadrone S., Brizio P., Stella C., Favaro L., Da Rugna C., Florio D., Gridelli S., Abete M.C. Feathers of Humboldt penguin are suitable bioindicators of rare earth elements // Science of the Total Environment. 2019. V. 678. P. 627–631. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.05.032

77. Reindl A.R., Saniewska D., Grajewska A., Falkowska L., Saniewski M. Alimentary exposure and elimination routes of rare earth elements (REE) in marine mammals from the Baltic Sea and Antarctic coast // Science of the Total Environment. 2021. V. 754. Article No. 141947. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141947

78. Huang X., He E., Qiu H., Zhang L., Tang Y., Zhao C., Li M., Xiao X., Qiu R. Do toxicokinetic and toxicodynamic processes hold the same for light and heavy rare earth elements in terrestrial organism *Enchytraeus crypticus*? // Environmental Pollution. 2020. V. 262. Article No. 114234. doi: 10.1016/j.envpol.2020.114234

79. Liu J., Li C., Ma W., Liu W., Wu W. Molecular characterization of distinct fungal communities in the soil of a rare earth mining area // Microbial Ecology. 2022. V. 84. No. 4. P. 1212–1223. doi: 10.1007/s00248-021-01931-4

80. Zocher A.L., Kraemer D., Merschel G., Bau M. Distribution of major and trace elements in the bolete mushroom *Suillus luteus* and the bioavailability of rare earth elements // Chemical Geology. 2018. V. 483. P. 491–500. doi: 10.1016/j.chemgeo.2018.03.019

81. d'Aquino L., Morgana M., Carboni M.A., Staiano M., Antisari M.V., Re M., Lorito M., Vinale F., Abadi M.K., Woo L.S. Effect of some rare earth elements on the growth and lanthanide accumulation in different *Trichoderma* strains // Soil Biology and Biochemistry. 2009. V. 41. P. 2406–2413. doi: 10.1016/j.soilbio.2009.08.012

82. Mleczeq M., Niedzielski P., Kalač P., Siwulski M., Rzymiski P., Gąsecka M. Levels of platinum group elements and rare-earth elements in wild mushroom species growing in Poland // Food Additives & Contaminants: Part A. 2016. V. 33. No. 1. P. 86–94. doi: 10.1080/19440049.2015.1114684

83. Čížková M., Mezrický P., Mezrický D., Rucki M., Zachleder V., Vítová M. Bioaccumulation of rare earth elements from waste luminophores in the red algae, *Galdieria phlegrea* // Waste and Biomass Valorization. 2021. V. 12. P. 3137–3146. doi: 10.1007/s12649-020-01182-3

84. Figueiredo C., Grilo T.F., Lopes A.R., Lopes C., Brito P., Caetano M., Raimundo J. Differential tissue accumulation in the invasive Manila clam, *Ruditapes philippinarum*, under two environmentally relevant lanthanum concentrations // Environmental Monitoring and Assessment. 2021. V. 194. No. 1. Article No. 11. doi: 10.1007/s10661-021-09666-y

85. Bonnail E., Pérez-López R., Sarmiento A.M., Nieto J.M., DelValls T.Á. A novel approach for acid mine drainage pollution biomonitoring using rare earth elements bioaccumulated in the freshwater clam *Corbicula fluminea* // Journal of Hazardous Materials. 2017. V. 338. P. 466–471. doi: 10.1016/j.jhazmat.2017.05.052

86. Lobus N.V., Arashkevich E.G., Flerova E.A. Major, trace, and rare-earth elements in the zooplankton of the Laptev Sea in relation to community composition // Environmental Science and Pollution Research. 2019. V. 26. P. 23044–23060. doi: 10.1007/s11356-019-05538-8

87. Dang D.H., Wang W., Winkler G., Chatzis A. Rare earth element uptake mechanisms in plankton in the Estuary and Gulf of St. Lawrence // Science of the Total Environment. 2023. V. 860. Article No. 160394. doi: 10.1016/j.scitotenv.2022.160394

88. Mayfield D.B., Fairbrother A. Examination of rare earth element concentration patterns in freshwater fish tissues // Chemosphere. 2015. V. 120. P. 68–74. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.06.010

89. Terentyev P.M., Kashulin N.A. Investigation of the spatial and temporal particularities of the heavy metals accumulation in whitefish from the waterbodies of North Fennoscandia // Herald of the Kola Science Center of RAS. 2010. V. 1. P. 57–62 (in Russian).

90. Lortholarie M., Poirier L., Kamari A., Herrenknecht C., Zalouk-Vergnoux A. Rare earth element organotrophism in European eel (*Anguilla anguilla*) // Science of the Total Environment. 2021. V. 766. Article No. 142513. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.142513

91. MacMillan G.A., Chételat J., Heath J.P., Mickpegak R., Amyot M. Rare earth elements in freshwater, marine, and terrestrial ecosystems in the eastern Canadian Arctic // Environmental Science: Processes & Impacts. 2017. V. 19. No. 10. P. 1336–1345. doi: 10.1039/c7em00082k

92. Grishantseva E.S., Bychkov A.Yu., Shurupova S.A., Fedorova L.P. Biogeochemical characteristics

of rare earth elements accumulation by macrophytes of the Ivan'kovskoye Reservoir // Transactions of KarRC RAS. 2017. V. 3. P. 55–64 (in Russian). doi: 10.17076/lim539

93. Radomskaya V.I., Radomskii S.M., Pavlova L.M., Kulik E.N. Specific features of rare-earth elements migration in natural and technogenic ecological systems. The case of Albyn'skoe gold deposit, the Amur region // Geoecologiya. 2017. V. 1. P. 15–27 (in Russian).

94. Panichev A.M., Seryodkin I.V., Baranovskaya N.V., Belyanovskaya A., Chekryzhov I.J., Vakh E.A. Rare earth elements as a causal factor of geophagy among herbivorous animals // Doklady Earth Sciences. 2021. V. 499. No. 1. P. 599–603. doi: 10.1134/S1028334X21070084

95. Horiike T., Yamashita M. A new fungal isolate, *Penidiella* sp. strain T9, accumulates the rare earth element dysprosium // Applied and environmental microbiology. 2015. V. 81. No. 9. P. 3062–3068. doi: 10.1128/AEM.00300-15