

**МИНИСТЕРСТВО НАУКИ И ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКОЙ ФЕДЕРАЦИИ**

**ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
«ОРЕНБУРГСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ
ИМЕНИ В.А. БОНДАРЕНКО»**

На правах рукописи



БУЛАНИН ДМИТРИЙ ИВАНОВИЧ

**Эколого-биологические особенности адаптации пресноводной экосистемы к
поступлению наночастиц металлов**

1.5.15. Экология (биологические науки)

Диссертация на соискание ученой степени
кандидата биологических наук

Научный руководитель:

доктор биологических наук,
профессор Е.П. Мирошникова

Оренбург – 2026

ОГЛАВЛЕНИЕ

ВВЕДЕНИЕ.....	4
1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ.....	12
1.1. Экологические аспекты применения нанотехнологий в аквакультуре	13
1.1.1 Механизм поведения наночастиц в водных экосистемах.....	15
1.1.2 Биоаккумуляция наноматериалов в рыбах	16
1.2. Биологическая роль магния, марганца и меди в водных биоценозах.....	17
1.2.1 Магний и его значение в водных экосистемах.....	17
1.2.2 Марганец как микроэлемент водных биоценозов	19
1.2.3 Медь и ее воздействие на водные организмы	21
1.3. Влияние наноматериалов на микробиом кишечника рыб	23
1.4 Заключение по обзору.....	26
2 РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ	29
2.1 Материалы и методы исследования	29
2.2 Результаты экспериментальных исследований.....	40
2.2.1 Результаты I эксперимента.....	40
2.2.1.1 Оценка общего состояния рыбы в ходе исследований	40
2.2.1.2 Микробиом кишечника <i>Cyprinus carpio</i>	41
2.2.1.3 Адаптационные изменения в организме карпа	50
2.2.1.4 Исследование потоков минеральных веществ в экосистеме.....	55
2.2.1.5 Взаимодействия в биосистеме «микрофлора кишечника-организм хозяина (карп)»: корреляционные связи между составом микрофлоры кишечника и показателями элементного статуса рыбы	63
2.2.1.6 Резюме по итогам первого эксперимента	75
2.2.2 Результаты II эксперимента	77
2.2.2.1 Оценка общего состояния экосистемы в ходе исследований.....	77
2.2.2.2 Динамика численности популяции <i>Daphnia magna</i>	78
2.2.2.3 Оценка микробиологического состояния водной среды экосистемы в ходе исследований	80

2.2.2.4 Адаптационные изменения в организме <i>Cyprinus carpio</i>	83
2.2.2.5 Адаптационные изменения <i>Lemna minor</i>	91
2.2.2.6 Характеристика фотосинтезирующих процессов <i>Lemna minor</i>	92
2.2.2.7 Адаптационные изменения <i>Planorbis planorbis</i>	94
2.2.2.8 Оценка потенциального экологического риска накопления химических элементов в организмах <i>Cyprinus carpio</i> и <i>Planorbis planorbis</i>	101
2.2.2.9 Резюме по итогам второго эксперимента	105
3 ОБСУЖДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ.....	108
4 ВЫВОДЫ	131
5 ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ.....	134
6 ПЕРСПЕКТИВЫ ДАЛЬНЕЙШЕЙ РАЗРАБОТКИ ТЕМЫ	135
7 СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ	136
8 ПРИЛОЖЕНИЕ	160

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Интенсификация производства в аквакультуре неизбежно влечет за собой риски экологического характера, включая загрязнение водоемов метаболитами гидробионтов и остатками кормов, содержащими избыточные концентрации металлов, антибиотиков и других веществ (Boyd et al., 2022). Опосредованное влияние кормов и метаболитов гидробионтов на экосистемы водоемов сопровождается каскадом изменений, затрагивающих водных обитателей и микрофлору. Понимание этих процессов имеет важное значение как при оценке угроз и разработке природоохранных мероприятий, так и для совершенствования технологий производства в аквакультуре. Методики экологической экспертизы необходимо распространять и на вновь разрабатываемые решения, к числу которых относится применение в кормлении рыбы препаратов наночастиц металлов-микроэлементов (НЧ) (Noureen et al., 2022; Мингазова М.С. и др., 2023), в том числе нанокомпозитов – двух- и многокомпонентных препаратов НЧ. Благодаря малому размеру частиц (1-100 нм) и высокой удельной площади поверхности, нанокомпозиты обладают повышенной реакционной способностью и биодоступностью по сравнению с традиционными солями металлов. Это дает возможность использовать значительно меньшие дозировки микроэлементов, минимизируя их вымывание в окружающую среду и снижая риск экотоксикации водоемов. Между тем применение нанокомпозитов требует всесторонней оценки их влияния как на объект аквакультуры, так и водные экосистемы, в том числе на возможность их накопления и выведения, на клеточные структуры. Следует с осторожностью использовать нанокомпозиты в связи с их возможной токсичностью, что в полной мере относится к практике применения НЧ таких тяжелых металлов как Zn, Cu, Ag другие (Мирошникова Е.П. и др., 2025; Mamidi et al., 2025).

В частности, препараты НЧ меди являются перспективными, но малоизученным кормовым добавками для объектов аквакультуры. Медь как микроэлемент оказывает важное действие на рост и развитие гидробионтов,

участвуя в ряде биологических процессов – в синтезе гемоглобина, формировании костей, липидном обмене. В то же время НЧ меди в силу антибиотического действия способны подавлять развитие микроорганизмов, оказывать депрессивное действие на водные организмы. В литературе представлены результаты исследований, указывающих на действие НЧ меди со снижением поедаемости кормов, развитием анемии и повышением смертности гидробионтов (Ma et al., 2023; Wang et al., 2025).

Важным, но недостаточно изученным аспектом применения нанокмполитов в аквакультуре остаётся их воздействие на кишечный микробиом рыб.

Степень разработанности темы. Экологические последствия поступления инженерных наночастиц в пресноводные экосистемы остаются наименее изученным звеном нанотоксикологии: закономерности поведения и трансформации наноматериалов в водной среде описаны достаточно полно (Gambardella C., Pinsino A., 2022; Dube E., Okuthe G.E., 2023; Irumva O. et al., 2025), тогда как отклик экосистемы в целом, с учетом трофических связей продуцентов, консументов и микробного звена исследован фрагментарно (Соседова Л.М. и др., 2021; Гусев А.А. и др., 2021). Это сдерживает как экологическое нормирование, поскольку действующие рыбохозяйственные нормативы ПДК разрабатывались без учета наноразмерных форм металлов (Моисеенко, 2019; Перечень рыбохозяйственных ПДК и ОБУВ, 1999), так и обоснованное внедрение новых кормовых препаратов в аквакультуре. При этом факты, накопленные наукой по проблеме, достаточно противоречивы, особенно в части наночастиц металлов-микроэлементов, выступающих одновременно эссенциальными нутриентами и потенциальными экотоксикантами.

В частности, для наноразмерных форм меди показано выраженное прооксидантное действие на рыб (Noureen A. et al., 2022; Sielska A. et al., 2024; Badran S.R., Hamed A., 2024), угнетение высших водных растений (Nekrasova G.F. et al., 2011; Vidaković-Cifrek Ž. et al., 2015; Zhao Z. et al., 2015) и накопление в тканях донных моллюсков (Ramskov T. et al., 2014). Для марганца установлена

более высокая биологическая активность наноразмерной фракции в сравнении с ионной формой (Kumar N. et al., 2023), однако оптимальные уровни того же элемента, напротив, укрепляют антиоксидантную защиту гидробионтов (Liu Y. et al., 2024), а устойчивость к хронической экспозиции определяется жизненной стратегией вида (Uusi-Heikkilä S. et al., 2024). Столь же двойственно оценивается магний, являясь центральным атомом хлорофилла и стимулятором накопления биомассы фотоавтотрофов (Salman J.M. et al., 2023), в наноразмерной форме он может нарушать энергетический метаболизм клеток рыб (Zhang L. et al., 2026).

Разнонаправлены в том числе реакции таксонов микробиома от подавления резидентных таксонов и реструктуризации сообщества (Wojciechowska O. et al., 2023) до увеличения численности отдельных групп бактерий при поступлении ультрадисперсных частиц металлов (Аринжанов А.Е., 2025).

Существенно и то, что подавляющее большинство приведенных результатов получено при прямом внесении наночастиц в водную среду в сублетальных концентрациях и на отдельных тест-объектах, тогда как в практике аквакультуры поступление наноразмерных микроэлементов осуществляется через корм и реализуется в существенно меньших дозировках (Кожевникова Е.А. и др., 2017; Мингазова М.С. и др., 2023; Мирошникова Е.П. и др., 2025).

Поэтому особый интерес вызывают исследования, направленные на изучение адаптации организмов пресноводной экосистемы к опосредованному поступлению углеродных нанокompозитов магния, марганца и меди, для разработки новых подходов к экологической экспертизе кормовых препаратов и нормированию наноразмерных форм металлов в водных объектах рыбохозяйственного значения.

Цель и задачи исследования. Целью работы, которая выполнялась в соответствии с госбюджетной НИР ФГБОУ ВО «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» (госрегистрация №122101100049-1), при финансовой поддержке гранта на проведение крупных научных проектов по приоритетным направлениям научно-технического развития (№ 075-15-2024-550) являлось изучение адаптации живых организмов и структурно-функциональной

организации пресноводной экосистемы к поступлению наночастиц магния, марганца и меди.

При этом решались следующие задачи:

1. Дать оценку таксономическому составу микрофлоры кишечника *Cyprinus carpio* при поступлении с кормом нанокompозитов магния, марганца и меди в различных дозировках.

2. Изучить влияние абиотических факторов технологических процессов рыбного хозяйства – препаратов углеродных нанокompозитов магния, марганца и меди в различных дозировках – на биосистему «микрофлора кишечника - организм хозяина (каrp)».

3. Изучить особенности адаптации организмов пресноводной экосистемы *Lemna minor*, *Planorbis planorbis*, *Daphnia magna* и *Cyprinus carpio* в условиях поступления наночастиц меди и магния с кормом в организм карпа.

4. Изучить действие исследуемых факторов на фотосинтезирующие процессы в экосистеме на модели ряски малой (*Lemna minor*).

Научная новизна. Впервые в эксперименте дана комплексная оценка изменений в биосистеме «микрофлора кишечника - организм хозяина (каrp)» на фоне поступления нанокompозитов магния, марганца и меди в различных дозировках.

Получены новые для науки данные о таксономическом составе микрофлоры кишечника *Cyprinus carpio* при поступлении с кормом нанокompозитов магния, марганца и меди.

Впервые в эксперименте описан таксономический состав и выявлены общие закономерности в формировании микрофлоры кишечника карпа на фоне скармливания углеродных нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C. Установлен факт повышения индексов разнообразия Шеннона, Симпсона при нагрузке нанокompозитом Cu-C и дозозависимой замены представителей нормальной кишечной микробиоты рыб (облигатно анаэробные грамотрицательные бактерии – род *Cetobacterium*, семейство *Fusobacteriaceae*, класс *Fusobacteriia*, фила *Fusobacteriota*; грамположительные бактерии – род *Culicoidibacter*, семейство

Erysipelotrichaceae, класс *Bacilli*, фила *Bacillota*) на спирохет (род *Brevinema*, семейство *Brevinemataceae*, класс *Brevinematia*, фила *Spirochaetota*) и актиномицеты (род *Aurantimicrobium*, семейство *Microbacteriaceae*, класс *Actinobacteria*, фила *Actinomycetota*), а также факультативно анаэробные грамотрицательные палочки (род *Polynucleobacter*, семейство *Burkholderiaceae*, и род *Shewanella*, семейство *Shewanellaceae*, класс *Gammaproteobacteria*, фила *Pseudomonadota*).

Впервые, изучено опосредованное действие наночастиц металлов-микроэлементов, как компонентов корма карпа, через экосистему «микрофлора кишечника - организм хозяина (*Cyprinus carpio*)» на фотосинтезирующие процессы ряски малой (*Lemna minor*) в экосистеме. Описано деструктивное воздействие нанокompозитов Cu-C с развитием хлороза и уменьшение размера лопастей, что имеет место при снижении концентрации хлорофилла А и Б, а также каротиноидов.

Теоретическая значимость работы состоит в разработке и апробации рабочей гипотезы, описывающей взаимосвязанные изменения в организмах пресноводной экосистемы *Lemna minor*, *Planorbis planorbis* и *Cyprinus carpio* в условиях поступления наночастиц частиц меди и магния с кормом в организм карпа.

Теоретически обосновано и описано в эксперименте действие компонентов корма карпа – наночастиц металлов-микроэлементов на обмен минеральных веществ организмов водного биоценоза - *Planorbis planorbis* и *Cyprinus carpio*.

Практическая значимость работы заключается в получении количественных характеристик отклика пресноводной экосистемы на поступление углеродных нанокompозитов магния, марганца и меди с кормом карпа, которые могут быть использованы при разработке и корректировке экологических регламентов, программ мониторинга, направленных на рациональное управление и совершенствование методов оценки состояния водных ресурсов применяемых в аквакультуре.

Методология и методы исследования. В процессе эксперимента применялся междисциплинарный подход стандартных экологических, зоотехнических и микробиологических методов с использованием сертифицированного оборудования материально-технической базы кафедры БЖСиА ОГУ, ЦКП ФНЦ БСТ РАН и ЦКП «Персистенция микроорганизмов» УрО РАН. Статистическая обработка проводилась с помощью программных пакетов «Excel» («Microsoft», США) и «Statistica 10.0» («Stat Soft Inc.», США).

Основные положения, выносимые на защиту:

- включение в рацион карпа углеродных нанокompозитов магния, марганца и меди приводит к качественному и количественному изменению таксономического состава микробиома кишечника рыб, а также к изменению показателей альфа- и бета-разнообразия микробиоты, выраженность которых зависит от природы металла и дозировки препарата;

- поступление с кормом углеродных нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма позволяет повысить интенсивность роста карпа при сохранении жизнеспособности рыбы и отсутствии признаков гепатотоксичности, что сопровождается перестройкой гематологического и биохимического профиля крови;

- углеродные нанокompозиты магния, марганца и меди являются абиотическим фактором, изменяющим элементный статус карпа, что выражается в снижении обменного пула макроэлементов, устойчивом снижении содержания токсических элементов в мышечной ткани и сохранении гомеостатической регуляции уровня вносимых металлов;

- состав микробиома кишечника селективно связан с элементным статусом рыб, что выражается в корреляции между численностью отдельных таксонов микроорганизмов кишечника и пулом химических элементов в мышечной ткани, а перестройка микробного сообщества под действием нанокompозитов сопровождается реорганизацией этих связей;

- опосредованное поступление углеродных нанокompозитов в среду обитания вызывает разнонаправленный адаптационный ответ организмов

пресноводной экосистемы, при этом чувствительность к нанокompозитной нагрузке возрастает от карпа к моллюску *Planorbis planorbis*, ряске малой *Lemna minor* и рачку *Daphnia magna*;

– углеродные нанокompозиты магния и марганца не угнетают фотосинтезирующие процессы в экосистеме, тогда как нанокompозит меди оказывает деструктивное действие на пигментный аппарат *Lemna minor* с развитием хлороза и снижением содержания хлорофиллов А и Б и каротиноидов;

– дозировка 0,2 мг/кг корма является оптимальной для углеродных нанокompозитов магния, марганца и меди при их использовании в кормлении карпа в условиях пресноводной экосистемы.

Степень достоверности и апробация работы. Научные положения, выводы и предложения производству обоснованы и базируются на аналитических и экспериментальных данных, степень достоверности которых доказана путем статистической обработки.

Выводы и предложения основаны на научных исследованиях, проведенных с использованием современных методов анализа и расчета. Основные материалы диссертационной работы доложены на заседаниях кафедры биотехнологии животного сырья и аквакультуры ФГБОУ ВО «Оренбургский государственный университет» и отдела кормления сельскохозяйственных животных им. профессора С.Г. Леушина ФГБНУ «Федеральный научный центр биологических систем и агротехнологий Российской академии наук».

Результаты научной работы доложены на научно-практических и научно-методических конференциях: Всероссийская научно-методическая конференция «Университетский комплекс как региональный центр образования, науки и культуры» (Оренбург, 2025); Международная научно-практическая конференция «Актуальные проблемы прикладной биотехнологии и инженерии» (Оренбург, 2025, 2026).

По теме диссертации опубликовано 16 научных работ, в том числе 2 в изданиях, рекомендованных ВАК РФ для публикации основных результатов диссертации на соискание ученой степени кандидата наук.

Структура и объем диссертации. Диссертация изложена на 170 страницах компьютерной верстки, состоит из введения, обзора литературы, главы с описанием материалов и методов исследований, глав собственных исследований, обсуждения полученных результатов, выводов, предложений производству. Содержит 32 таблицы и 23 рисунка. Список использованной литературы включает 183 источника, в том числе 119 зарубежных авторов.

1 ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

Стремительное развитие нанотехнологий в последние два десятилетия привело к появлению принципиально нового класса техногенных загрязнителей окружающей среды – инженерных наночастиц (НЧ). По имеющимся оценкам, ежегодный объем производства наноматериалов достигает сотен тысяч тонн (Gambardella C., Pinsino A., 2022; Kerin H. et al., 2023). Водная среда оказывается конечным резервуаром для большинства промышленных отходов, что делает вопрос их экологической оценки чрезвычайно актуальным (Dube E. et al., 2023).

Пути поступления наночастиц металлов в водную среду многообразны: это и прямые сбросы промышленных предприятий, и смыв с сельскохозяйственных угодий, и вымывание из бытовых потребительских товаров (Гусев и др., 2021).

Водные организмы – от микроводорослей до рыб – оказываются в зоне непосредственного контакта с наночастицами, токсические эффекты которых реализуются через генерацию АФК, нарушение мембранной проницаемости и повреждение ДНК (Singh G. et al., 2024; Irumva O. et al., 2025). Существующие нормативы ПДК для рыбохозяйственных водоемов разрабатывались без учета наноразмерных форм (Перечень рыбохозяйственных ПДК и ОБУВ, 1999; Моисеенко, 2019).

Тем не менее, внедрение наноматериалов в открытые и закрытые водные системы порождает комплекс экологических вопросов, связанных с их долгосрочной устойчивостью, токсичностью и способностью к биоаккумуляции в трофических цепях. Исследование экологических аспектов применения нанотехнологий в аквакультуре требует глубокого понимания физико-химических процессов, происходящих на границе раздела фаз «наночастица - водная среда», а также оценки рисков для конечного потребителя морепродуктов.

1.1. Экологические аспекты применения нанотехнологий в аквакультуре

Современная мировая индустрия аквакультуры находится на переломном этапе своего развития, превращаясь из вспомогательного сектора производства белка в доминирующую силу глобальной продовольственной системы. По данным отчетов, начиная с 2022 года объемы выращиваемой продукции превышают показатели дикого вылова, достигнув отметки в 94,4 миллиона тонн (Idoko F.A. et al., 2025).

Такой стремительный рост, обусловленный необходимостью обеспечения продовольственной безопасности растущего населения планеты, неизбежно ведет к переходу на интенсивные методы ведения хозяйства. Однако интенсификация производства сопряжена с серьезными вызовами: деградацией качества водной среды, возникновением масштабных вспышек заболеваний и чрезмерной нагрузкой на экосистемы (Mahaye N., 2025).

В этом контексте нанотехнологии, предполагающие манипулирование веществом на уровне 1–100 нм, рассматриваются как фундаментальный инструмент для преодоления указанных проблем, предлагая инновационные решения в области повышения биодоступности кормов, контроля патогенов и экологической ремедиации (Bero C. et al., 2025).

Тем не менее внедрение инженерных наноматериалов в открытые и закрытые водные системы порождает комплекс экологических вопросов, связанных с их долгосрочной устойчивостью, токсичностью и способностью к биоаккумуляции в трофических цепях (Sielska A. and Skuza L., 2025).

Исследование экологических аспектов применения нанотехнологий в аквакультуре требует глубокого понимания физико-химических процессов, происходящих на границе раздела фаз «наночастица – водная среда», а также оценки рисков для конечного потребителя морепродуктов (Mitra A. et al., 2025).

Одной из центральных проблем интенсивной аквакультуры является неэффективное использование традиционных кормов, что не только повышает

экономические издержки, но и способствует эвтрофикации водоемов из-за избыточного выделения азота и фосфора (Пахомов В. И., и др. 2022; Hammarlund, C., et al., 2024).

Применение нанотехнологий в аквакультуре позволяет существенно изменить подход к доставке нутриентов. Использование наноразмерных добавок, таких как наноформы селена, цинка и железа, обеспечивает их более высокую абсорбционную способность и биодоступность по сравнению с традиционными солями металлов (Fajardo C. et al. 2022; Minello, L., 2025).

В области ветеринарной защиты гидробионтов нанотехнологии открывают возможности для создания вакцин нового поколения. Традиционные методы борьбы с болезнями, такие как профилактическое использование антибиотиков, привели к появлению устойчивых штаммов патогенов и загрязнению окружающей среды остатками фармацевтических препаратов. Адресная доставка терапевтических агентов минимизирует системное воздействие на организм рыбы и снижает вероятность попадания лекарственных веществ в окружающую экосистему (Ishaq S. et al. 2025; Renjithkumar C.R. and Roshni K., 2025; Lusiastuti A.M. et al., 2025).

Загрязнение водной среды продуктами жизнедеятельности рыб и остатками кормов является критическим фактором, ограничивающим продуктивность аквакультуры. Наноматериалы находят применение в системах водоочистки благодаря своей огромной удельной площади поверхности и высокой реакционной способности. Использование фотокатализаторов на основе диоксида титана (TiO_2) позволяет проводить деградацию органических загрязнителей и пестицидов под воздействием света, что превращает очистку воды в экологически чистый процесс (Mamani D.E.A., et al., 2024; Kurniawan S.B., et al., 2025; Man, H., et al., 2026)

Однако широкое коммерческое применение наноремидации сдерживается такими факторами, как быстрая агрегация и осаждение частиц, а также их взаимодействие с естественными компонентами водной среды (Ejaz, M., et al. 2023).

Стабильность и инертность наночастиц, особенно таких как TiO_2 и Ag, зависят от внешних условий, включая pH и соленость воды. В литературе отмечается высокая инертность параметров электрохимических систем на основе диоксида титана, что может быть использовано для создания стабильных сенсоров мониторинга качества воды (Кислов Д.А., Пономаренко Д.В., 2014; Bastug, A., et al., 2022).

1.1.1 Механизм поведения наночастиц в водных экосистемах

Попадание инженерных наночастиц в водную среду запускает каскад физико-химических и биологических превращений. Вода является конечным приемником большинства антропогенных загрязнителей, и наночастицы не являются исключением. Ежегодно в мировые водоемы сбрасываются тысячи тонн наноматериалов, причем морские экосистемы становятся их финальным пунктом назначения (Klaine S.J., et al., 2008; Стрекаловская Е.И., Сипкина Е.И., 2024).

Поведение наночастиц в воде определяется их формой, размером, зарядом поверхности и наличием лигандов. В морской воде, характеризующейся высокой ионной силой, процессы агрегации происходят значительно быстрее, что влияет на биодоступность наноматериалов для донных организмов и пелагических видов (Соседова Л.М., и др., 2021)

Важным аспектом является высвобождение ионов из металлических наночастиц, которое зачастую вносит основной вклад в их токсичность. Например, токсичность наночастиц меди тесно связана с высвобождением свободных ионов Cu^{2+} , которые активно взаимодействуют с биологическими молекулами (Фадеева Ю.И., и др., 2016; Петров А.Н., Неврова Е.Л., 2023).

Взаимодействие наночастиц с растворенным органическим веществом приводит к образованию так называемой «эко-короны», которая меняет поверхностные свойства частицы и может как понижать, так и повышать её токсичность для гидробионтов. Наночастицы также способны адсорбировать на

своей поверхности другие загрязнители, выступая в роли переносчиков для пестицидов и тяжелых металлов (Banaee, M. et al., 2023).

1.1.2 Биоаккумуляция наноматериалов в рыбах

Накопление наночастиц в тканях рыб представляет собой одну из наиболее серьезных угроз для устойчивого развития аквакультуры и здоровья человека. Экспериментальные данные свидетельствуют о том, что инженерные наночастицы способны проникать через биологические барьеры и накапливаться в различных органах гидробионтов. С использованием современных методов, таких как масс-спектрометрия единичных частиц, было установлено присутствие следовых концентраций наночастиц в морепродуктах (Krysanov, E. et. al. 2010; Kuznetsova O.V., et al., 2023).

Особое внимание заслуживают данные о накоплении наночастиц серебра в съедобных мышцах рыб. В зависимости от продолжительности экспозиции и размера частиц, их концентрация в мышцах может достигать 10–80 мкг/кг. Диоксид титана также обнаруживается в промысловых видах, таких как тунец и моллюски, на уровне от 0,5 до 2,5 мг/кг, что создает риски воздействия на человека при употреблении мяса в пищу (Ивлиева А.Л. и др. 2022; Сумарокова А.Д., Стацевич Л.Н., 2025).

Основным механизмом токсического действия наночастиц на уровне организма является индукция окислительного стресса. Избыточное образование активных форм кислорода (АФК) приводит к повреждению мембран, белков и нуклеиновых кислот. Исследования на радужной форели показали, что наночастицы оксида меди вызывают повышение уровня малонового диальдегида, тогда как частицы серебра и церия способствуют повреждению ДНК и угнетению активности ацетилхолинэстеразы (Razmara P. et al., 2021; Auclair, J. et al., 2023).

Важно отметить, что токсичность наночастиц часто выше в сочетании с другими антропогенными факторами, но и с другими типами наноматериалов. Например, присутствие микропластика в воде усиливает токсичность наночастиц

оксида цинка, способствуя их более интенсивному накоплению в печени рыб и вызывая глубокий дисбаланс антиоксидантной системы. Аналогичные эффекты наблюдаются при комбинированном воздействии различных наночастиц металлов, включая оксиды цинка, меди, серебра и титана, которые способны изменять биодоступность друг друга, усиливать образование активных форм кислорода и вызывать синергетические токсические эффекты. Это явление подчеркивает необходимость оценки рисков не для изолированных веществ, а для сложных смесей, присутствующих в реальной водной среде (Canesi L., Corsi I., 2016; Zheng J.L. et al., 2022; Banaee, M. et al., 2023).

Интеграция нанотехнологий в аквакультуру открывает беспрецедентные возможности для повышения эффективности кормов, контроля заболеваний и очистки воды, что является критически важным для обеспечения продовольственной безопасности в условиях глобального роста населения. Однако экологические аспекты применения этих технологий требуют тщательного изучения и взвешенного подхода (Khan, S.K. et al. 2024).

1.2. Биологическая роль магния, марганца и меди в водных биоценозах

1.2.1 Магний и его значение в водных экосистемах

Магний принадлежит к числу макроэлементов, без которых нормальное функционирование живых организмов, обитающих в водной среде, оказывается невозможным. Этот двухвалентный катион занимает центральное положение в молекуле хлорофилла, определяя тем самым саму способность фотоавтотрофов к ассимиляции углерода (Jasim S.J. et al., 2023; Hande E. et al., 2020). В водных экосистемах магний поступает преимущественно за счет выветривания горных пород континентальной коры, а также с речным стоком и подземными водами (Kleinhenz L. et al., 2019). По последним оценкам, суммарный глобальный поток магния в мировой океан составляет порядка 7,6 Тмоль в год, что делает этот

элемент одним из ключевых компонентов биогеохимического круговорота (Berg, R.D., et al., 2019)

Биологическое значение Mg^{2+} для микроводорослей трудно переоценить. Исследования, проведённые с культурами *Chlorella vulgaris*, убедительно продемонстрировали прямую зависимость между концентрацией магния в питательной среде и интенсивностью накопления биомассы (Рязанов В.А. и др., 2025). Магний стимулирует биосинтез хлорофилла-а, каротиноидов и белков, выступая не просто структурным компонентом фотосинтетического аппарата, но и активатором целого ряда ферментативных реакций. Вместе с тем избыточные дозы этого элемента способны угнетать рост водорослей, вызывая флокуляцию клеток и нарушая нормальный ход клеточного деления (Ayed H.B.A.B. et al. 2016).

Для представителей макрозообентоса и рыб магний также является жизненно необходимым элементом. Он участвует в процессах нервно-мышечной передачи, регуляции осмотического давления и поддержании ионного равновесия внутренней среды. Однако повышенные концентрации, характерные для районов горнодобывающей деятельности, несут угрозу пресноводным организмам. Так, при изучении токсичности сульфата магния для двустворчатых моллюсков *Velesunio angasi* было установлено, что медианная летальная концентрация для личиночных стадий (глохидиев) составляет около 284 мг/л (Kleinhenz L. et al., 2019). Примечательно, что присутствие кальция в воде существенно снижает токсическое действие магния благодаря конкурентному взаимодействию на уровне ионных каналов биологических мембран (Bogart, S. J. et al., 2018).

Отдельного внимания заслуживает вопрос о наноразмерных формах оксида магния. Расширение производства и применения наночастиц MgO в пищевой промышленности, электронике и сельском хозяйстве неизбежно ведёт к их накоплению в водной среде (Perera H.C.S. et al., 2024). В литературных источниках имеются данные, что воздействие MgO -НЧ нарушает гомеостаз магния в гепатоцитах рыбы *Megalobrama amblycephala*, вызывая митохондриальную дисфункцию и запуская каскад апоптотических реакций. Обнаружено повышение экспрессии белков Trpm7 и Mrs2, которые ответственны

за транспорт Mg^{2+} в митохондрии, а также снижение активности комплексов IV и V дыхательной цепи, что свидетельствует о серьезном нарушении энергетического метаболизма клетки (Zhang, L. et. al., 2026)

Таким образом, биологическая роль магния в водных биоценозах носит двойственный характер. С одной стороны, без этого элемента немислимы процессы фотосинтеза и множество метаболических реакций. С другой антропогенное повышение его концентрации, особенно в форме наночастиц, способно причинить значительный ущерб структуре и функциональной организации водных сообществ.

1.2.2 Марганец как микроэлемент водных биоценозов

Марганец входит в группу эссенциальных микроэлементов и необходим для нормального протекания многих физиологических процессов у водных организмов. В рыбном организме он выполняет функцию кофактора антиоксидантного фермента супероксиддисмутазы (Mn-SOD), участвует в формировании костной ткани и хрящей, а также задействован в метаболизме углеводов, липидов и аминокислот (Wang X. et al. 2022; Liu Y. et al., 2024). Однако, в отличие от таких хорошо изученных загрязнителей, как кадмий или свинец, токсикологические аспекты поведения марганца в водных экосистемах до недавнего времени привлекали гораздо меньше внимания со стороны исследователей (Мазунина Д.Л., 2015).

Основным источником антропогенного поступления марганца в водоемы служат сбросы горнодобывающих предприятий, промышленные сточные воды и сельскохозяйственный сток (Harford A.J. et al., 2015). Концентрация этого металла в донных осадках мягких грунтов океана может достигать 80 мг/г сухой массы, причем процессы эвтрофикации, вызывающие придонную гипоксию, приводят к восстановлению нерастворимых оксидов марганца и высвобождению ионов Mn^{2+} в водную толщу (Худякова О. И., 2012).

Токсическое действие избыточного марганца на рыб опосредованно прежде всего индукцией окислительного стресса. В экспериментах Wang с коллегами на группах (*Epinephelus moara* ♀ × *E. lanceolatus* ♂) было показано, что хроническое воздействие Mn^{2+} в концентрациях от 0,5 до 4 мг/л на протяжении 30 суток вызывает дозозависимое повреждение печени, сопровождающееся ростом уровня активных форм кислорода, активацией каспазы-3 и морфологическими признаками апоптоза гепатоцитов (Wang X. et al., 2022). Аналогичные результаты получены при изучении влияния хлорида марганца на эмбрионы морской медаки (*Oryzias melastigma*), у которых отмечались нарушения развития, воспалительные реакции и снижение выживаемости (Liu K. et al., 2023).

В литературе представлены данные о сравнении токсичности ионного марганца и наночастиц марганца для пангасиуса (*Pangasianodon hypophthalmus*), медианная летальная концентрация (96-LC₅₀) составила 111,75 мг/л для ионной формы и 93,81 мг/л для наночастиц, что свидетельствует о повышенной биологической активности наноразмерной фракции. Особый интерес представляет факт синергетического усиления токсичности марганца при одновременном повышении температуры воды до 34 °C этот аспект приобретает особую актуальность в контексте глобального потепления (Kumar, N., et al., 2023).

Вместе с тем характер ответа организма на хроническое воздействие марганца может зависеть от жизненной стратегии вида. Имеются данные, указывающие на то, что рыбы с медленной стратегией жизненного цикла оказываются более устойчивыми к хронической экспозиции сульфатом марганца по сравнению с быстро растущими формами (Uusi-Heikkilä, S., et al., 2024). Данное наблюдение расширяет представления о механизмах адаптации гидробионтов к условиям химического загрязнения и указывает на важность учёта биологических особенностей вида при оценке экологических рисков.

Роль марганца как необходимого компонента в рационе питания гидробионтов подтверждается исследованиями по оценке влияния различных уровней Mn в рационе кижуча (*Oncorhynchus kisutch*) на функцию кишечника, антиоксидантный статус и качество мышечной ткани. Результаты показали, что

оптимальный уровень потребления марганца стимулирует активность пищеварительных ферментов и укрепляет антиоксидантную защиту, тогда как дефицит или избыток одинаково негативно сказываются на состоянии рыб (Liu, Y. et al., 2024).

В литературе представлены данные, указывающие на связь окислительного стресса, инициируемого высокими дозами Mn^{2+} , с накоплением липидов в стенке кишечника посредством деацетилирования рецептора PPAR γ белком SIRT1 (Lv W.H., et al., 2022).

1.2.3 Медь и ее воздействие на водные организмы

Среди переходных металлов медь занимает особое положение как элемент, одновременно являющийся эссенциальным микронутриентом и потенциально опасным загрязнителем водной среды. Она входит в состав более тридцати ферментов, включая цитохром-с-оксидазу, церулоплазмин и Cu/Zn-супероксиддисмутаза, обеспечивая протекание процессов клеточного дыхания, антиоксидантной защиты и синтеза соединительной ткани (Тедеева И.Р., Кубалова Л.М., 2014). Для водных биоценозов медь имеет первостепенное значение: даже незначительные колебания её концентрации способны коренным образом изменить структуру и видовое разнообразие планктонных, бентосных и нектонных сообществ (Malhotra, N. et al. 2020).

Антропогенные источники поступления меди в водоемы весьма разнообразны. Это и горнорудные предприятия, и промышленные стоки, и сельскохозяйственные препараты на основе медного купороса, традиционно используемого для борьбы с водорослями в прудах и озерах (Smriti A.A. et al., 2023). Аквакультура тоже вносит свой вклад: медьсодержащие антифулинговые покрытия садков, а также антибактериальные добавки на основе наномеди, применяемые в рыбоводстве, неизбежно попадают в окружающую водную среду. На биодоступность и токсичность меди влияет целый комплекс физико-химических параметров воды – pH, жесткость, соленость, содержание

растворенного органического вещества и температура (Malhotra, N. et al. 2020; Ab Hamid, N.H., et al., 2022).

Наночастицы меди (Cu-НЧ) и оксида меди (CuO-НЧ) представляют новый класс экотоксикантов, интерес к которому стремительно растёт. В работе по изучению действия трех типов медных наноматериалов (медного нанопорошка (Cu-NPs), коллоидных наночастиц меди (Cu) и наночастиц оксида меди (CuO-NPs) на обыкновенного карпа (*Cyprinus carpio*) было установлено, что все исследованные формы индуцируют экспрессию генов окислительного стресса - GPX, SOD, CAT, HSP70 и CYP1A, однако степень и характер ответа существенно различаются в зависимости от типа наноматериала (Sielska, A., et al., 2024). Аналогичные закономерности выявлены при изучении токсического действия CuO-НЧ на мальков радужной форели (*Oncorhynchus mykiss*), у которых наблюдалось дозозависимое снижение уровня гемоглобина и эритроцитов, повышение содержания лейкоцитов, а также выраженные гистопатологические изменения в жабрах и печени (Khan, S.K., et al., 2025).

Следует подчеркнуть, что наноразмерные формы меди зачастую проявляют более выраженную биологическую активность по сравнению с макрочастицами и традиционными ионными формами (Рахметова А.А., 2011).

Отмечается CuO-НЧ способны генерировать активные формы кислорода, вызывая перекисное окисление липидов, повреждение ДНК и эпигенетические модификации у широкого спектра водных беспозвоночных и фотосинтезирующих организмов (Ghosh, S., et al., 2025).

Похожие результаты были получены для нильской тилляпии (*Oreochromis niloticus*). В исследовании по сравнению токсичности наночастиц CuO, синтезированных «зелёным» (с использованием растительных экстрактов) и традиционным химическим методами, авторы установили, что несмотря на широко декларируемую безопасность биосинтезированных наноматериалов, оба типа CuO-НЧ оказывали существенное негативное воздействие на антиоксидантный статус, гематологические показатели и гистологическую картину органов рыб (Badran, S.R., Hamed, A.I., 2024). Данный факт ставит под

сомнение безусловную экологическую безопасность «зелёных» наночастиц и указывает на необходимость тщательной токсикологической оценки перед их массовым внедрением.

Биоаккумуляция тяжелых металлов, включая медь, в тканях рыб, обитающих в загрязненных водоемах, создаёт угрозу не только для самих гидробионтов, но и для человека как конечного потребителя рыбной продукции. Исследование, выполненное на тилапии *Tilapia zillii* пойманных в дренажных каналах Александрии, выявило превышение предельных концентраций ряда металлов (Cd, Pb, Mn, Ni, Cr) и разнообразные хромосомные aberrации в клетках мышц, жабр и печени рыб (Abass, N.Y, 2024).

Также имеются исследования демонстрирующие, что даже высшие водные растения, такие как Эгерия густолиственная (*Elodea densa*), чувствительны к воздействию ионов Cu^{2+} и наночастиц CuO, что может нарушать функционирование биоценоза в целом (Nekrasova, G.F., et al., 2011).

1.3. Влияние наноматериалов на микробиом кишечника рыб

Микробиом кишечника рыб представляет собой сложную, динамичную и высокоорганизованную экосистему, состоящую из триллионов микроорганизмов, чьи коллективные геномы, часто называемые «вторым геномом» хозяина, играют определяющую роль в физиологии, метаболизме и иммунном статусе (Ghanbari M. et al., 2015; Talwar C, et al., 2018).

Использование наноматериалов в аквакультуре в качестве кормовых добавок, средств доставки лекарств и агентов для очистки воды обуславливает не только их технологическую эффективность, но и потенциальную биологическую реактивность, способную нарушать сложившийся микробный гомеостаз. Влияние наноматериалов на микробиом кишечника рыб является критическим фактором, поскольку нарушение состава и функций микробного сообщества напрямую коррелирует с подавлением иммунного ответа, снижением темпов роста и

повышением восприимчивости к патогенам (Ma, Y., et al., 2023; Lamas, B., et al., 2020; Miroshnikova, E. et al., 2025).

Микрофлора кишечника рыб формируется под воздействием селективного давления со стороны организма хозяина и факторов окружающей среды. Экологическая ниша кишечника рыбы заселяется микроорганизмами, которые выполняют критические функции: от расщепления трудноперевариваемых полисахаридов до синтеза витаминов группы В и стимуляции развития кишечной ассоциированной лимфоидной ткани, варьирующий в зависимости от солености воды, питанием, уровнем pH и микрофлоры воды (Зуева М.С. и др., 2023).

Взаимодействие наноматериалов с микробиомом носит комплексный характер и может быть разделено на прямое антимикробное воздействие и опосредованное влияние через изменение физиологии хозяина (Senanayake, D., Mupaweera, I., 2026). Многие неорганические наночастицы, такие как серебро и оксид цинка, обладают выраженной антибактериальной активностью. Основным механизмом включает высвобождение токсичных ионов и генерацию активных форм кислорода (АФК), таких как гидроксильные радикалы и супероксид-анионы (Довнар Р.И. и др., 2022). Данные процессы в организме рыб могут приводить к разрушению клеточных мембран вследствие перекисного окисления липидов (Buwono N.R., et al., 2022), ингибированию ключевых метаболических ферментов (Lv P. et al., 2026) и нарушению процессов кворум-сенсинга (Мингазова М.С. и др., 2024).

Также наноматериалы могут выступать активаторами воспалительных реакции в эпителии кишечника, что напрямую может изменить состав слизистого слоя являющегося основной средой обитания резидентной микрофлоры (Qiao X. et al., 2024), при хроническом воспалении может сопровождаться повышением уровня провоспалительных цитокинов (IL –, TNF –), что создает селективное преимущество для условно-патогенных микроорганизмов, способных процветать в условиях воспаления, за счет подавления чувствительных пробиотических видов (Бельмер С.В., и др., 2003).

При пероральном поступлении серебра в наноформе в значительных концентрациях вызывают сокращение длины кишечника и разрушение архитектуры ворсинок. Микробиом реагирует на это снижением численности полезных родов, таких как *Lactobacillus*, и ростом доли *Escherichia coli* и *Clostridium perfringens*. Эти изменения сопровождаются увеличением кишечной проницаемости, что позволяет наночастицам и бактериальным липополисахаридам проникать в системный кровоток, вызывая метаболическую эндотоксемию (Tang M, et al., 2021).

Углеродные наноматериалы представляют интерес из-за их высоких адсорбционных способностей и их потенциала к биоаккумуляции в трофических цепях (Кочева Л.С. и др., 2024). Исследования на карпах показали, что многостенные углеродные нанотрубки (МУНТ) в концентрации 2,5 мг/л вызывают серьезные нарушения кишечного барьера, подавляя экспрессию генов плотных контактов, таких как окклюдин и зонулин. Анализ 16S рРНК выявил глубокую реструктуризацию микробного сообщества, значительное увеличение численности фил *Planctomycetes*, *Actinobacteria* и *Firmicutes* при резком снижении *Fusobacteria*. Связь между микробиомом и метаболизмом при воздействии МУНТ подтверждается корреляционным анализом: изменения в составе микрофлоры напрямую связаны с дисбалансом липидов и стероидных гормонов в содержимом кишечника. В частности, снижение численности определенных родов бактерий коррелирует с изменением уровней холестеринсульфата и 7-дегидрохолестерина, что указывает на нарушение системной метаболической регуляции (Lv P., et al., 2026).

Отмечено, что графеновые материалы могут демонстрировать дозозависимую токсичность. В низких концентрациях они относительно инертны, однако при накоплении вызывают физическое повреждение мембран бактериальных клеток и индукцию ДНК-повреждений у хозяина. Путь поступления графена также определяет характер изменений микробиоты: прямое заглатывание оказывает более выраженное влияние на разнообразие, чем контакт через водную среду (Wojciechowska O., et al., 2023; Couvillion, S.P., et al., 2023).

1.4 Заключение по обзору

Проведённый анализ литературных данных позволяет заключить, что магний, марганец и медь играют принципиально важную, но неоднозначную роль в водных биоценозах. Каждый из рассмотренных элементов необходим для нормальной жизнедеятельности гидробионтов: магний обеспечивает фотосинтез и ферментативные реакции, марганец участвует в антиоксидантной защите и костеобразовании, медь входит в состав ключевых металлоферментов клеточного дыхания. Вместе с тем антропогенное загрязнение водных объектов, усугубляемое появлением наноразмерных форм этих металлов, создаёт реальную угрозу для устойчивости пресноводных и морских экосистем. Углеродные нанокomпозиты открывают перспективные возможности для ремедиации загрязнённых вод, хотя для их безопасного и эффективного практического использования необходимы дальнейшие исследования.

Расширение сферы применения инженерных наноматериалов в аквакультуре – в качестве высокобиодоступных кормовых добавок, средств адресной доставки лекарственных и вакцинных препаратов, а также агентов для очистки воды – открывает значительные перспективы для интенсификации производства и обеспечения продовольственной безопасности. Однако те же физико-химические свойства, которые обуславливают технологическую эффективность наночастиц (малый размер, высокая удельная площадь поверхности и реакционная способность), определяют и их потенциальную экологическую опасность, связанную с устойчивостью в водной среде, способностью проникать через биологические барьеры и накапливаться в трофических цепях.

Наноразмерные формы металлов, включая магний, марганец и медь, во многих случаях проявляют более выраженную биологическую активность по сравнению с ионными и макродисперсными аналогами. Ведущим механизмом их токсического действия на организменном уровне выступает индукция окислительного стресса: избыточное образование активных форм кислорода

сопровождается перекисным окислением липидов мембран, повреждением белков и нуклеиновых кислот, гистопатологическими и гематологическими нарушениями.

Особое значение приобретает влияние наноматериалов на микробиом кишечника рыб, который, выполняя функции «второго генома» хозяина, во многом определяет его пищеварительный, метаболический и иммунный статус. Взаимодействие наночастиц с микробным сообществом носит комплексный характер и реализуется как через прямое антимикробное действие (высвобождение токсичных ионов, генерация активных форм кислорода), так и опосредованно – через индукцию воспаления кишечного эпителия и изменение слизистого слоя, служащего средой обитания резидентной микрофлоры. Следствием этих процессов становятся нарушение кишечного барьера, снижение доли полезных таксонов и рост условно-патогенных форм, то есть дисбиоз, напрямую сопряжённый с угнетением иммунитета и снижением темпов роста хозяина. Углеродные наноматериалы, обладающие высокой адсорбционной способностью, вызывают глубокую реструктуризацию микробного сообщества, изменения в котором корреляционно связаны с метаболическими сдвигами в организме гидробионта.

Вместе с тем подавляющее большинство исследований посвящено воздействию отдельных металлов в ионной, солевой либо оксидной наноформе и, как правило, ограничивается оценкой изолированных показателей одного вида-объекта.

Изложенные обстоятельства определяют актуальность настоящего исследования, направленного на комплексную оценку воздействия наноразмерных металл-углеродных композитов (Mg-C, Mn-C и Cu-C) на модельную пресноводную экосистему, включающую карпа обыкновенного (*Cyprinus carpio*), катушку роговую (*Planorbis planorbis*) и ряску малую (*Lemna minor*). Интеграция данных об элементном составе тканей, структуре кишечного микробиома, гематологических и фотосинтетических показателях, а также о балансе минеральных веществ в экосистеме позволяет перейти от изолированной

оценки токсичности отдельных соединений к системному анализу их экологических эффектов, что и составляет предмет представленных далее собственных исследований.

2 РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1 Материалы и методы исследования

Диссертационная работа выполнялась в период с 2024 по 2026 гг. на кафедре биотехнологии животного сырья и аквакультуры ФГБОУ ВО «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» с использованием методической и материально-технической базы Центров коллективного пользования Института микро- и нанотехнологий ФГБОУ ВО «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» <http://www.osu.ru/doc/1328>, ФГБНУ «ФНЦ биологических систем и агротехнологий РАН» <https://цкп-бст.рф>, «Персистенция микроорганизмов», ФГБУН «Оренбургский федеральный исследовательский центр УрО РАН» <https://ikvs.info/institut/laboratorii/czkrp>.

Исследования включали в себя две серии исследований. В первой серии изучено влияние абиотических факторов технологических процессов рыбного хозяйства, препаратов углеродных нанокмполитов магния, марганца и меди в различных дозировках – на биосистему «микрофлора кишечника - организм хозяина (карп)». Во второй серии исследований изучено влияние препаратов углеродных нанокмполитов аквабиосистему (рисунок 1)

Для проведения первого исследования были тщательно подготовлены семь аквариумов по 300 литров каждый и последовательно сформирован биоценоз. На первом этапе нами, с учетом требований к качеству воды по величине pH, жёсткости и частоты проведена водоподготовка, наполнены аквариумы, запущена система фильтров и в таком режиме после двух недель выдержки приступили к заселению аквариумов годовиками карпа обыкновенного (*Cyprinus carpio*) с массой 40 – 45 г (n=70). Подопытная рыба была получена в ООО «Ирикля-рыба» и более 2 месяцев содержалась в лаборатории в одинаковых условиях. В период формирования биоценоза между аквариумами производился непрерывный водообмен.

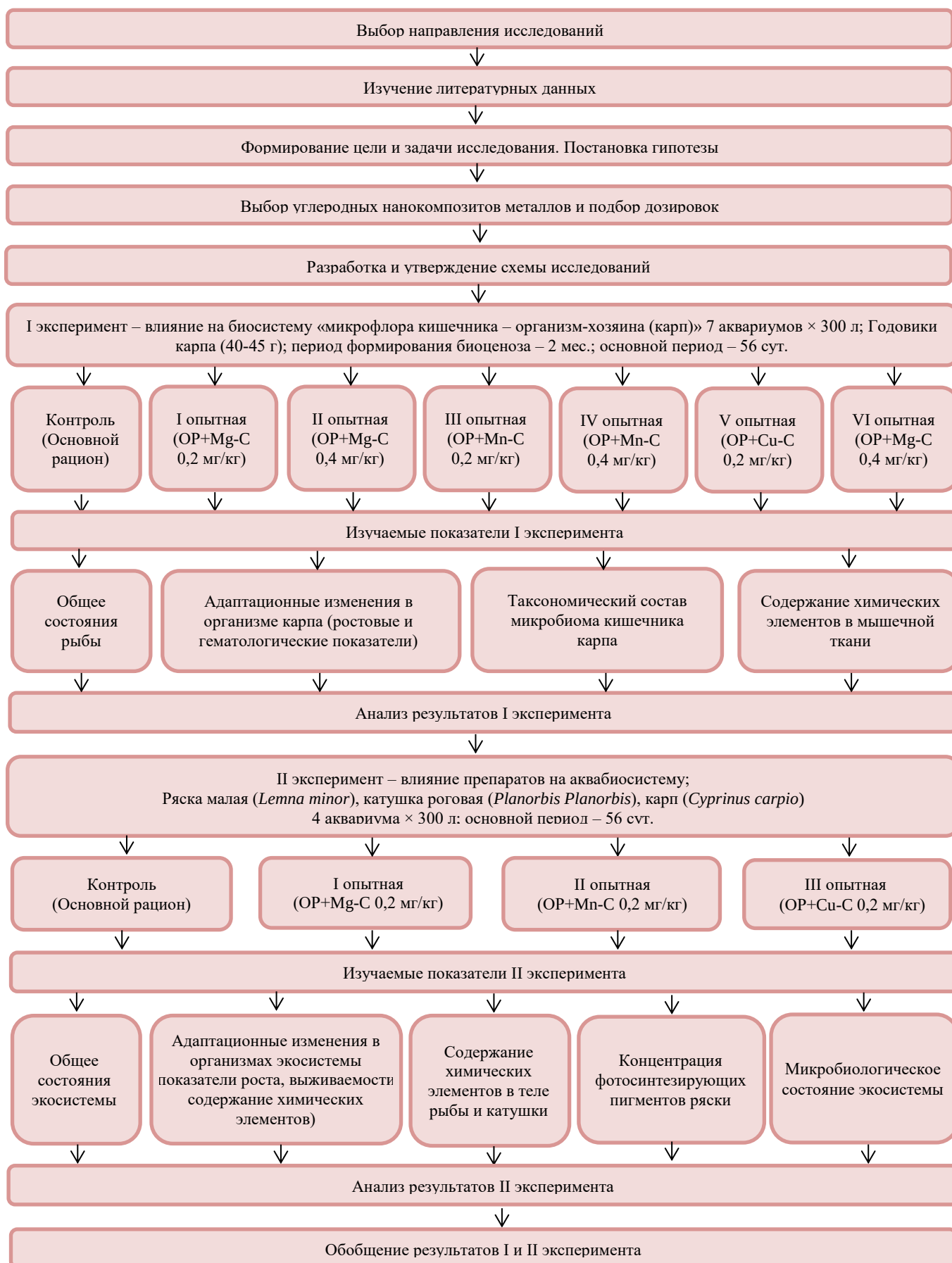


Рисунок 1 – Общая схема исследований

Система жизнеобеспечения аквариумов, обеспечивала поддержание температуры воды 22 ± 2 °C; кормление рыбы проводили при помощи автоматических кормушек, 6 раз в светлое время суток. Норма кормления – 2-5 % от массы тела рыб, пересчет делали еженедельно. Учётный период составил восемь недель. Препараты нанокompозитов металлов вводили в экосистему через корма при скармливании карпу. В качестве корма применяли полнорационный комбикорм для товарной рыбы КРК-110-1 (приложение 1), (ОАО «Оренбургский комбикормовый завод», г. Оренбург). Карпы контрольной группы получали корм без препаратов наночастиц, в I опытной группе рыбе в корм добавляли НЧ Mg 0,2 мг/кг, II опытной - НЧ Mg 0,4 мг/кг, III опытной - НЧ Mn 0,2 мг/кг, IV опытной - НЧ Mn 0,4 мг/кг, в V опытной группе рыбе в корм добавляли НЧ Cu 0,2 мг/кг, и в VI опытной - НЧ Cu 0,4 мг/кг. Схему скармливания нанокompозитов металлов реализовали по ранее апробированной методике (Мирошникова Е.П. 2014; Аринжанов А.Е. 2015).

Для проведения второго исследования аналогичным образом были запущены аквариумы. С тем отличием что после двух недель выдержки приступили к заселению аквариумов растениями ряской малой *Lemna minor* (n=100/аквариум). Освещение соответствовало необходимым требованиям и не провоцировало бурный рост водорослей. После чего постепенно аквариумы заселяли беспозвоночными консументами: катушку роговую (*Planorbis planorbis*) (n=10/ аквариум) и рыбами-консументами первого порядка: карпа обыкновенного (*Cyprinus carpio*) (n=50/ аквариум), а также дафнией большой (*Daphnia magna*) (n = 10/ аквариум) В период формирования биоценоза между аквариумами производился непрерывный водообмен. Методика проведения основного учетного периода предполагала введение в среду опытных аквариумов наночастиц металлов с кормом при кормлении карпа. В аквариум I опытной группы вносили нанокompозит Mg-C, II опытной - Mn-C, в III опытной - Cu-C, в дозировках 0,2 мг/кг корма. Контрольная группа получала корм без препаратов.

Длительность основного учетного периода составляла 56 суток. Температура воды при проведении исследований поддерживалась на уровне 22 ± 2

°С. Кормление рыб осуществляли при помощи автоматических кормушек, 5 раз в светлое время суток. Норма кормления составляла 1 % от массы тела рыб, пересчет делали еженедельно.

В исследованиях использовали препараты наночастиц металлов $d = 40-60$ нм (НЧ) Mg-C, Mn-C и Cu-C синтезированные методом плазменно-дуговой технологии на углеродной матрице в Институте Теплофизики им. С.С. Кутателадзе Сибирского отделения РАН (г. Новосибирск). Добавки (НЧ Mg-C, Mn-C и Cu-C) вносились в среду через скармливание рыбе в составе кормов. Препарат наносили на корм путем опрыскивания. Предварительно нанокомпозит диспергировали в физиологическом растворе при помощи ультразвукового гомогенизатора Scientz JY92-IIDN («Scientz», КНР).

Таксономический состав микрофлоры кишечника рыбы изучался с использованием материально-технической и методической базы ЦКП «Персистенция микроорганизмов» Института клеточного и внутриклеточного симбиоза УрО РАН (г. Оренбург). Тотальную ДНК выделяли с помощью набора реагентов SkyAmp® Micro DNA Kit (SkyGen, Россия). Хранили ДНК при температуре -20°C в течение длительного времени или при температуре 4°C до использования. ДНК-библиотеки подготовлены в соответствии с двухэтапным протоколом Illumina. Полученные ампликоновые ДНК-библиотеки очистили с помощью AMPure XP, измерили концентрацию библиотек на приборе Qubit 4 (Invitrogen, USA), с использованием набора dsDNA High Sensitivity Assay Kit.

На первом этапе биоинформационного анализа данных секвенирования качество исходных ридов оценивали с помощью программы FastQC v. 0.11.9. На следующем этапе проводилась дерепликация и восстановление истинных биологических последовательностей (денойзинг) среди отфильтрованных прочтений с помощью алгоритма UNOISE. Химерные последовательности были обнаружены и удалены с использованием алгоритма UCHIME2 во время этапа денойзинга. Контаминирующие последовательности zOTU были идентифицированы и удалены с помощью команды «usearch_ublast» путем сопоставления последовательностей опытных образцов и образцов

отрицательного контроля. Из дальнейшего анализа были удалены синглтоны и даблтоны (последовательности, которые встречаются один или два раза). Таксономическая классификация последовательностей была проведена с использованием баз данных SILVA (версия 138.2) и GTDB (версия 214). Таксоны с низкой поддержкой были далее вручную проверены по базе данных NCBI с использованием алгоритма BLAST. Все статистические тесты и визуализация проводились в среде R версии 4.4.0 с использованием пакетов phyloseq v. 1.48.0, ggplot2 v. 3.5.1, MicrobiotaProcess v. 1.16.0 и microbiome v. 1.26.0. Индексы альфа-разнообразия рассчитывались с использованием пакета microbiome. Для оценки бета-разнообразия бактериальных сообществ были использованы дистанция Брея-Кертиса и взвешенные расстояния UniFrac. Для оценки достоверности в индексах бета-разнообразия был применен многофакторный дисперсионный анализ (PERMANOVA) с использованием функции «mp_adonis» пакета MicrobiotaProcess. Для идентификации маркерных таксонов мы провели анализ LEfSe (линейный дискриминантный анализ размера эффекта) для нормализованного в CPM (ридов на миллион) обилия zOTU с поправкой на множественные сравнения («multigrp_strat») с помощью пакета microbiomeMarker v. 1.6.0.

Оценку взаимодействий в системе «микробиом кишечника-организм хозяина (каrp)» определяли величины коэффициентов корреляции Пирсона между составом микрофлоры кишечника (количественно) и элементным составом тканей рыбы. Визуализацию данных проводили в среде R средствами пакета ggplot2.

Анализ содержания химических элементов в мышечной ткани рыб в рамках первого эксперимента проводился в лаборатории ООО «Микронутриенты» г. Москва, (лицензия № Л041-01137-77/00370156) методом атомно-эмиссионной и масс-спектрометрии на оборудовании Elan 9000 (Perkin Elmer, США) и Optima 2000 V (Perkin Elmer, США).

Элементный состав биосубстратов в рамках второго эксперимента определялся в Испытательном Центре ФНЦ биологических систем и

агротехнологий РАН (г. Оренбург) масс-спектрометрией с индуктивно-связанной плазмой (ICP-MS) на одноквадрупольном масс-спектрометре с индуктивно-связанной плазмой Agilent 7900 ICP-MS (Agilent, США). Термоокислительную деструкцию органической матрицы проводили в микроволновой системе пробоподготовки TOPEX+ (PREEKEM, Китай). Анализ Cr, Fe, Zn и As в гелиевом режиме с использованием коллизионной ячейки. Стандартные растворы получали из поликомпонентной смеси от компании Merck (Германия) с добавлением дополнительных ГСО.

Для оценки микробиологического состояния водной среды в ходе эксперимента определяли общее микробное число (ОМЧ) воды в соответствии с ГОСТ 34786-2021. Исследования проводили трижды: в первую, четвёртую и восьмую недели эксперимента.

Отбор проб осуществляли из каждого аквариума в стерильные пробирки. Перед проведением анализа пробы тщательно перемешивали, после чего готовили серию последовательных десятикратных разведений стерильной водой. Полученные разведения применяли для дальнейшего количественного определения микроорганизмов.

Посевы выполняли на плотных питательных средах различного назначения: ГРМ-агар, для определения общей численности гетеротрофных микроорганизмов, среду Эндо для выявления энтеробактерий и бактерий группы кишечной палочки, а также Лакто-агар, для культивирования молочнокислых микроорганизмов. Посев проводили поверхностным методом с равномерным распределением по поверхности питательной среды.

Инкубирование чашек Петри осуществляли в термостате при оптимальных температурных условиях (ГРМ-агар – 28-30°C, среда Эндо – 36-38 °C, Лакто-агар – 30-37 °C), в течение 24-72 часов в зависимости от типа используемой среды и физиологических особенностей культивируемых микроорганизмов. После завершения инкубации подсчитывали количество выросших колоний на чашках, содержащих от 30 до 300 колониобразующих единиц (КОЕ).

Расчёт общего микробного числа проводили с учётом коэффициента разведения и выражали в колониеобразующих единицах на 1 мл исследуемой воды (КОЕ/мл).

Морфологический и биохимический анализ крови карпа изучался в центре коллективного пользования Федерального государственного бюджетного научного учреждения «Федеральный научный центр биологических систем и агротехнологий РАН» г. Оренбург (аттестат аккредитации RA.RU.21ПФ59 от 12.10.2015). При исследовании крови использовались автоматический гематологический анализатор «URIT-2900 Vet Plus» (URIT Medical Electronic Group, Китай) и автоматический биохимический анализатор «DIRUI CS-T240» (Dirui Industrial Co., Ltd, Китай).

Измерение живой массы осуществляли путём индивидуального взвешивания, проводимого еженедельно, до кормления (± 1 г).

Для оценки влияния условий среды на состояние ряски малой (*Lemna minor*) в модельном опыте изучали выживаемость растений, их физиологическое состояние, общую численность, а также содержание фотосинтезирующих пигментов.

Ряску малую содержали совместно с другими исследуемыми организмами. Растения выращивали в аквариумах объёмом 300 л при температуре воды 22–24 °С и искусственном освещении люминесцентными лампами интенсивностью 1000 лк на поверхности воды. Наблюдение за состоянием растений осуществляли ежедневно.

Содержание фотосинтезирующих пигментов в тканях ряски определяли спектрофотометрическим методом, по методике В.Ф. Гавриленко и Т.В. Жигаловой (Гавриленко В.Ф., Жигалова Т.В., 2003). Для экстракции пигментов навеску измельчённого растительного материала массой 0,05 г растирали с 3 мл ацетона и переносили в колбу Бунзена. Процедуру экстракции с добавлением растворителя повторяли трижды до полного обесцвечивания растительного материала. Полученную вытяжку доводили до объёма 10 мл.

Часть экстракта помещали в кварцевую кювету спектрофотометра с толщиной оптического слоя 1 см, а в качестве контрольного раствора использовали чистый экстрагент. Оптическую плотность измеряли при длинах волн 662, 644 и 440,5 нм, соответствующих максимумам поглощения пигментов в ацетоновом растворе.

Концентрации фотосинтезирующих пигментов рассчитывали по следующим формулам:

$$C_a = 9,784 \times E_{662} - 0,990 \times E_{644}, \quad (1)$$

$$C_b = 21,426 \times E_{644} - 4,650 \times E_{662}, \quad (2)$$

$$C_{a+b} = 5,134 \times E_{662} + 2,436 \times E_{644}, \quad (3)$$

$$C_k = 4,695 \times E_{440,5} - 0,268 \times C_{a+b}, \quad (4)$$

где C_a – концентрация хлорофилла а, мг/л;

C_b – концентрация хлорофилла b, мг/л;

C_{a+b} – суммарная концентрация хлорофиллов а и b, мг/л;

C_k – концентрация каротиноидов, мг/л;

E – оптическая плотность исследуемого раствора при соответствующей длине волны, нм

Количество пигментов в пересчёте на сырую массу растений определяли по формуле:

$$A = \frac{C \times V}{1000 \times a}, \quad (5)$$

где A - содержание пигментов, мг/г сырой массы;

C - концентрация пигмента, мг/л;

V - объём экстракта, мл (10 мл);

a - масса навески, г.

Средняя удельная скорость роста ряски была рассчитана по формуле:

$$\mu_{i-j} = \frac{\ln(N_j) - \ln(N_i)}{t}, \quad (6)$$

где μ_{i-j} - средняя удельная скорость роста, сут⁻¹;

N_j - количество пластинок *Lemna minor* в конце эксперимента

N_i - количество пластинок *Lemna minor* в начале эксперимента

t - продолжительность эксперимента, сут.

В рамках исследования катушки (*Planorbis planorbis*) в модельном эксперименте изучали выживаемость моллюсков, интенсивность их роста, прирост живой массы, а также элементный состав тела.

Для формирования опытных групп отбирали особей, сходных по размерам, массе и окраске раковины. В каждую группу включали по 10 моллюсков со средним диаметром раковины 4 – 5 мм. Катушек содержали в аквариумах совместно с другими экспериментальными организмами.

Наблюдение за состоянием моллюсков в опытных и контрольной группах проводили ежедневно. При этом регистрировали количество выживших особей, особенности их поведенческих реакций (характер и интенсивность передвижения, степень активности, реакцию на внешние раздражители).

Определение живой массы и размеров осуществляли на первой, четвертой и восьмой неделях эксперимента, путем индивидуального взвешивания на весах. Перед измерением особей извлекали из воды и осторожно обсушивали фильтровальной бумагой для удаления избытка влаги. Взвешивание проводили с точностью до 0,01 г с использованием электронных весов CAS MWP-300 («CAS Corporation», Южная Корея).

В рамках исследования дафнии большой (*Daphnia magna*) в модельном эксперименте оценивали выживаемость тест-организмов, а также проводили

визуальное наблюдение за их поведенческими реакциями. Биотестирование выполняли по методике Жмур Н.С. (Жмур Н.С., 2007).

До начала эксперимента дафний кормили культурой зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* в объёме, составляющем 1/20 от объёма культуры рачков. В течение экспериментального периода кормление не осуществляли.

Для проведения опыта использовали особей *Daphnia magna* возрастом 18 часов. Рачков помещали в аквариумы объёмом 300 л из расчёта 10 особей на каждый аквариум. Для предотвращения непосредственного контакта дафний с исследуемыми организмами их размещали под слоем мельничного газа.

В течение этого периода культуру дафний содержали совместно с опытными организмами в аквариумах. Число живых и число погибших особей учитывали еженедельно, погибших рачков при учёте изымали. Неподвижных особей относили к погибшим, если они не проявляли признаков движения в течение 15 секунд после лёгкого покачивания.

Изменение численности определяется уравнением демографического баланса в замкнутой популяции:

$$B_t = N_1 + D_1 - N_{t-1}, \quad (7)$$

где B_t – приплод за неделю;

N_1 – число живых особей на текущем учете;

D_1 – число погибших особей за неделю;

N_{t-1} – число живых особей на предыдущем учете.

Недельную смертность рассчитывали как долю погибших от численности популяции:

$$M_t = \frac{D_t}{N_t + D_t} \times 100 \%, \quad (8)$$

где M_t – недельная смертность, %;

D_t – число погибших особей в течение недели;

N_t – число живых особей на текущем учете.

Различия между группами по соотношению «выжил / погиб» оценивали критерием хи-квадрат, попарные сравнения с контролем – двусторонним точным тестом Фишера.

Коэффициент загрязнения определяли как отношение содержания каждого элемента в теле гидробионтов опытных группах к контрольной группе:

$$C_f = \frac{C_i}{C_k}, \quad (9)$$

где C_f – коэффициент загрязнения;

C_i – содержание элемента в опытной группе, мг/кг;

C_k – содержание элемента в контрольной группе, мг/кг;

Для интерпретации значений коэффициента загрязнения применяли шкалу Хакансона:

$C_f < 1$ – низкий уровень загрязнения;

$1 \leq C_f \leq 3$ – умеренный уровень загрязнения;

$3 \leq C_f \leq 6$ – высокий уровень загрязнения;

$C_f > 6$ – очень высокий уровень загрязнения.

Индекс потенциального экологического риска рассчитывали по коэффициентам загрязнения C_f для 10 химических элементов Hg, Cd, As, Co, Cu, Ni, Pb, Cr, Zn и Mn по формуле:

$$R_i = \sum (C_f \times T_r), \quad (10)$$

где R_i – индекс потенциального экологического риска;

C_f – коэффициент загрязнения;

T_r – фактор токсического ответа.

При $R_i < 150$ принимали низкий риск; $150 \leq R_i \leq 300$ – средний риск; $300 \leq R_i \leq 600$ – высокий риск; $R_i > 600$ – серьезный риск.

Результаты обрабатывались с применением общепринятых методик с помощью программного обеспечения «Excel 2010» и «Statistica 10.0».

2.2 Результаты экспериментальных исследований

2.2.1 Результаты I эксперимента

При дополнительном включении в рацион карпов нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма выявлено, что препараты оказали влияние на биосистему «микрофлора кишечника - организм хозяина (карп)».

2.2.1.1 Оценка общего состояния рыбы в ходе исследований

На протяжении всего эксперимента оценка поведения и внешнего вида рыбы не выявила различий между контрольной и опытными группами. Рыба сохраняла активность, была подвижной, большую часть времени держалась в толще воды стаями.

Карпы активно поедали корм и реагировали на внешние раздражители. Вялость и неравномерные движения отсутствовали.

Состояние чешуи и кожи было в норме, чешуя плотно прилегала к телу, с естественным слоем слизи. Наличие язв, ерошения чешуи, кровоизлияния не выявлялось.

Глаза прозрачные, слегка выпуклые без помутнений и западений. Жабры ярко-красного цвета без пятен и признаков некроза.

Признаков инфекционных заболеваний или воздействия условно-патогенной микрофлоры не обнаружено. При вскрытии визуально наблюдаемых патологоанатомических изменений выявлено не было.

На протяжении исследования температура воды в аквариумах составила $22 \pm 2^\circ\text{C}$, уровень растворенного в воде кислорода – 6-9 мг/л, pH – $7 \pm 0,5$.

Выживаемость рыб в контрольной и опытных группах была 100 %.

2.2.1.2 Микробиом кишечника *Cyprinus carpio*

По данным высокопроизводительного секвенирования тотальной ДНК, выделенной из кишечника карпа контрольной и опытных групп, установлено широкое разнообразие кишечной микробиоты. Выявлены представители 18 бактериальных фил: *Abditibacteriota*, *Acidobacteriota*, *Actinomycetota*, *Bacillota*, *Bacteroidota*, *Bdellovibrionota*, *Campylobacterota*, *Chlamydiota*, *Chloroflexota*, *Cyanobacteriota*, *Deinococcota*, *Fusobacteriota*, *Patescibacteria*, *Pseudomonadota*, *Rhodothermota*, *Spirochaetota*, *Thermodesulfobacteriota* и *Verrucomicrobiota*.

Анализ альфа-разнообразия показал, что добавление в рацион карпа наночастицы меди в концентрациях 0,4 и 0,2 мг/кг корма существенно повышало индексы разнообразия кишечной микробиоты Шеннона (рисунок 2) и Симпсона (рисунок 3) по сравнению с контролем. Так, индекс разнообразия Шеннона в контрольной группе составил – 0,88-1,48, при нанокompозитной нагрузке повышался до 1,23-3,25 в V опытной группе и до 1,42-2,56 в VI опытной группе (рисунок 2), а индекс разнообразия Симпсона в контрольной группе составил – 0,47-0,66 и повышался до 0,62-0,91 в V опытной группе и до 0,62-0,86 - в VI опытной группе (рисунок 3).

В то же время добавление в рацион карпа наночастиц магния или марганца в концентрациях 0,4 и 0,2 мг/кг корма не оказывало существенного воздействия на индексы разнообразия кишечной микробиоты Шеннона (рисунок 2) и Симпсона (рисунок 3).

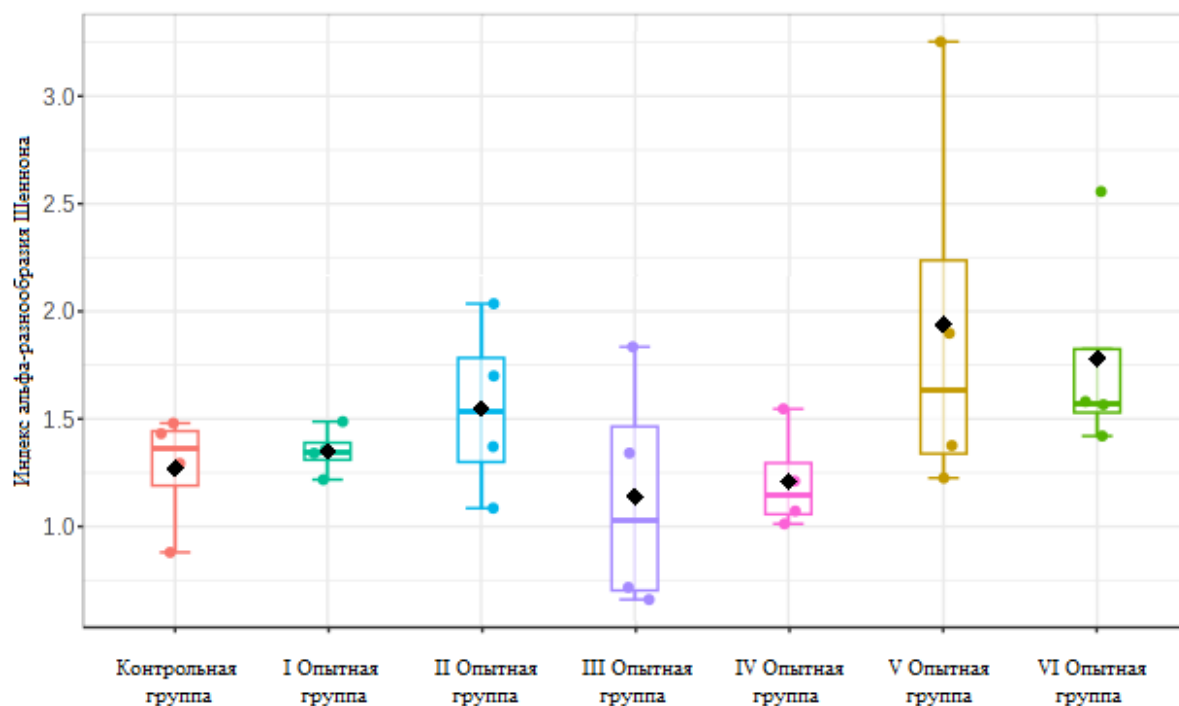


Рисунок 2 – Индекс разнообразия Шеннона кишечной микробиоты рыб

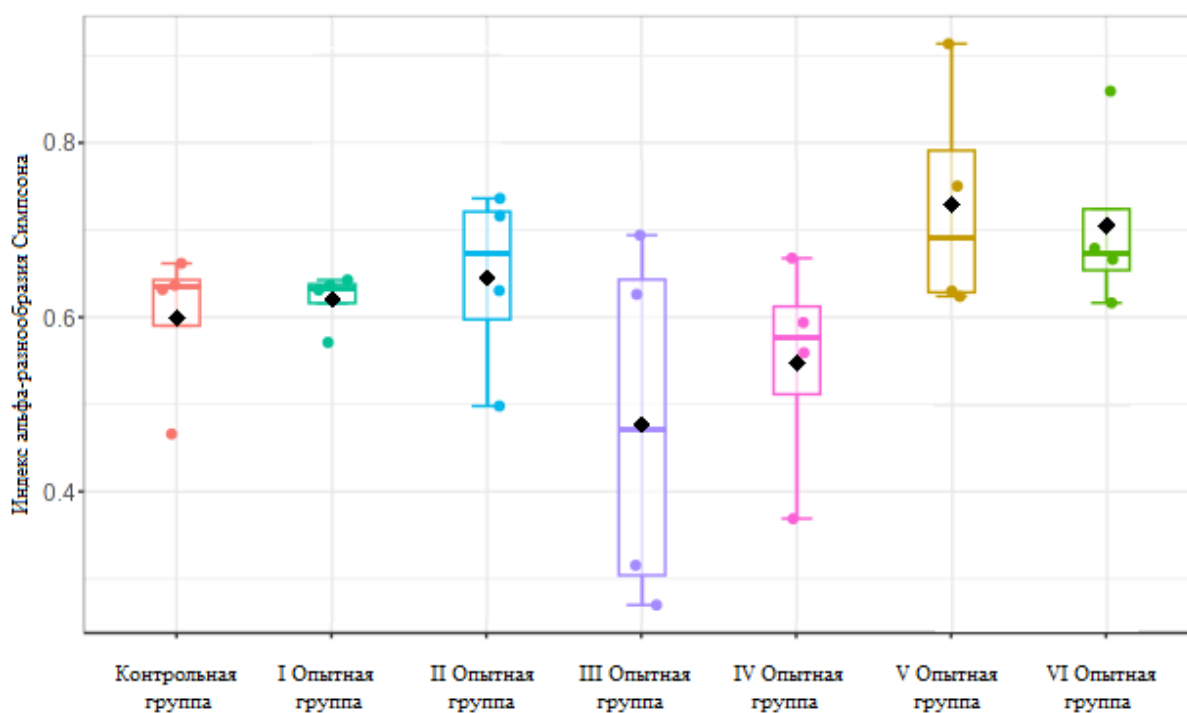


Рисунок 3 – Индекс разнообразия Симпсона кишечной микробиоты рыб

Анализ бета-разнообразия кишечной микробиоты карпа методом главных координат на основе дистанций Брея-Кёртиса показал статистически значимые различия ($p=0,002$) между контрольными образцами кишечной микробиоты и

образцами только одной опытной группы рыб, получавшей в качестве добавки в рацион наночастицы магния в концентрации 0,4 мг/кг корма.

На 2D диаграмме ординации явно выделяется кластер образцов II опытной группы, максимально удаленный от контрольных образцов контрольной группы и образцов I опытной группы (рисунок 4).

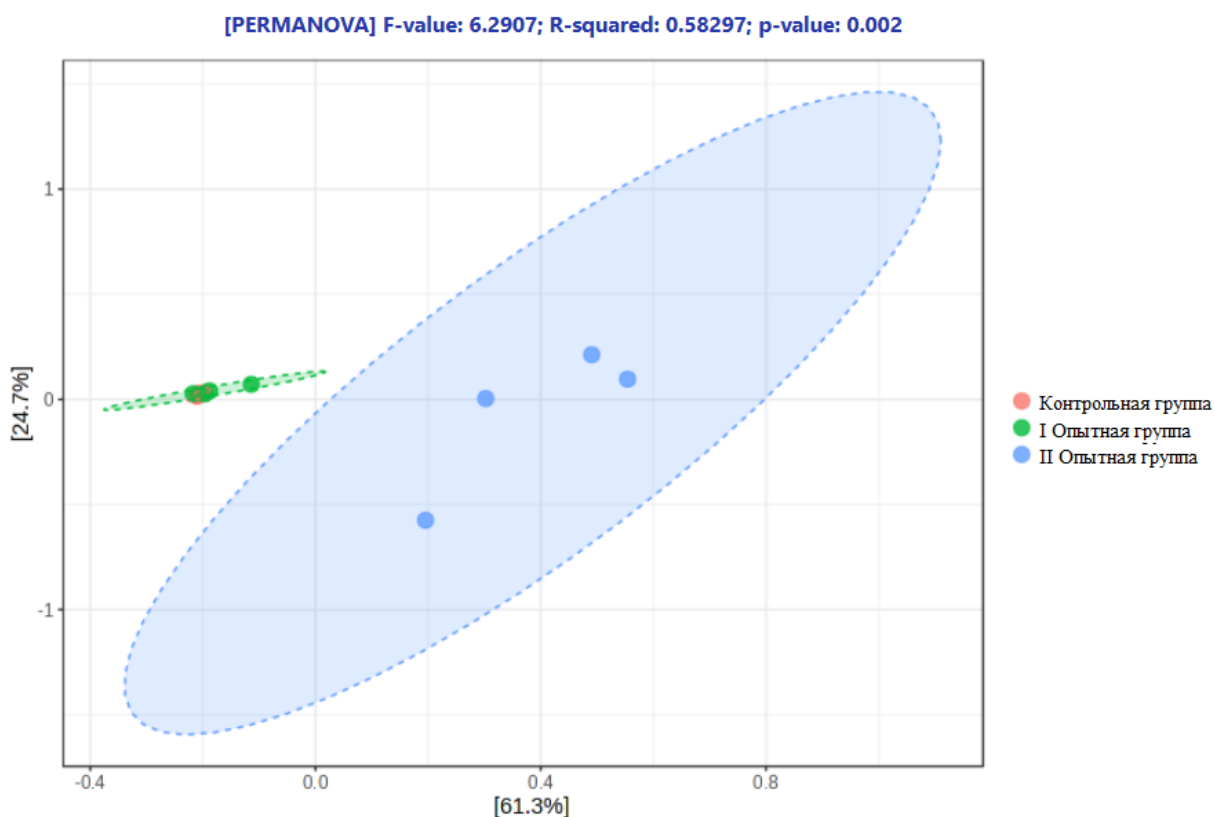


Рисунок 4 – 2D диаграмма ординации кишечной микробиоты рыб контрольной и опытных групп, получавших нанокompозит Mg-C

В то же время, кишечная микробиота рыб в остальных опытных группах, получавших нанокompозиты Mn-C и Cu-C не отличалась существенно от контрольных образцов (рисунки 5-6).

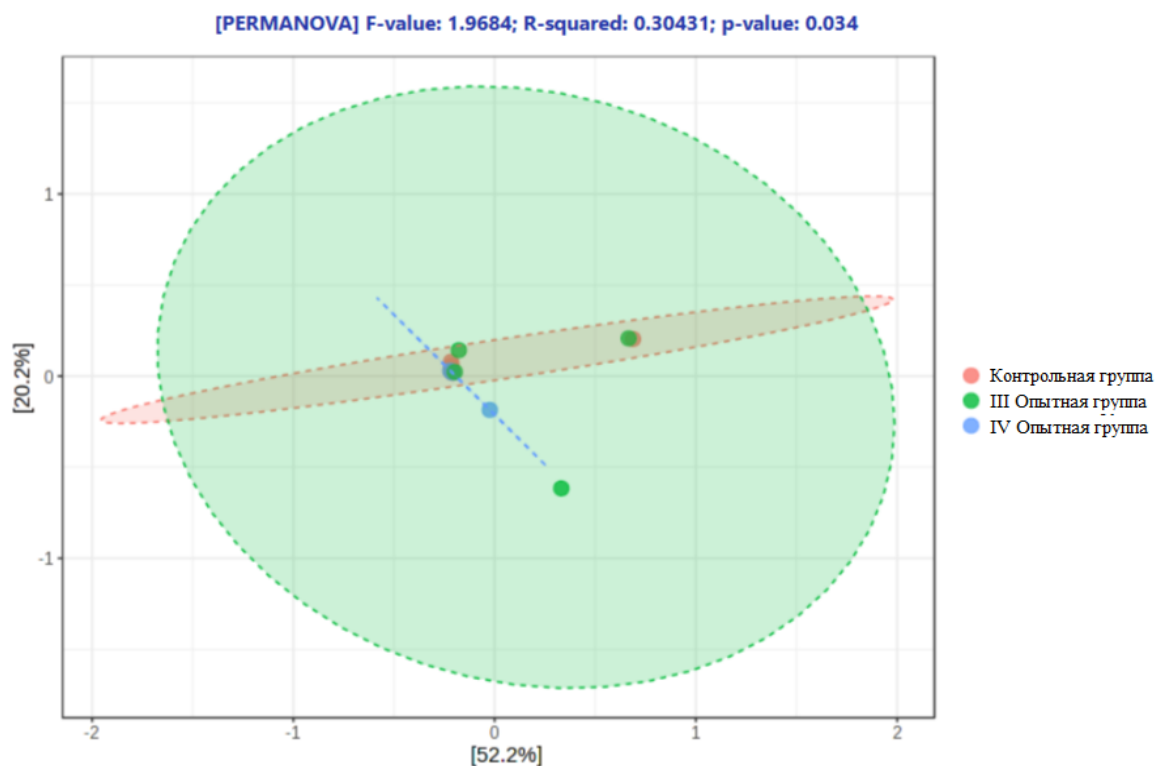


Рисунок 5 – 2D диаграмма ординации кишечной микробиоты рыб контрольной и опытных групп, получавших нанокompозит Mn-C

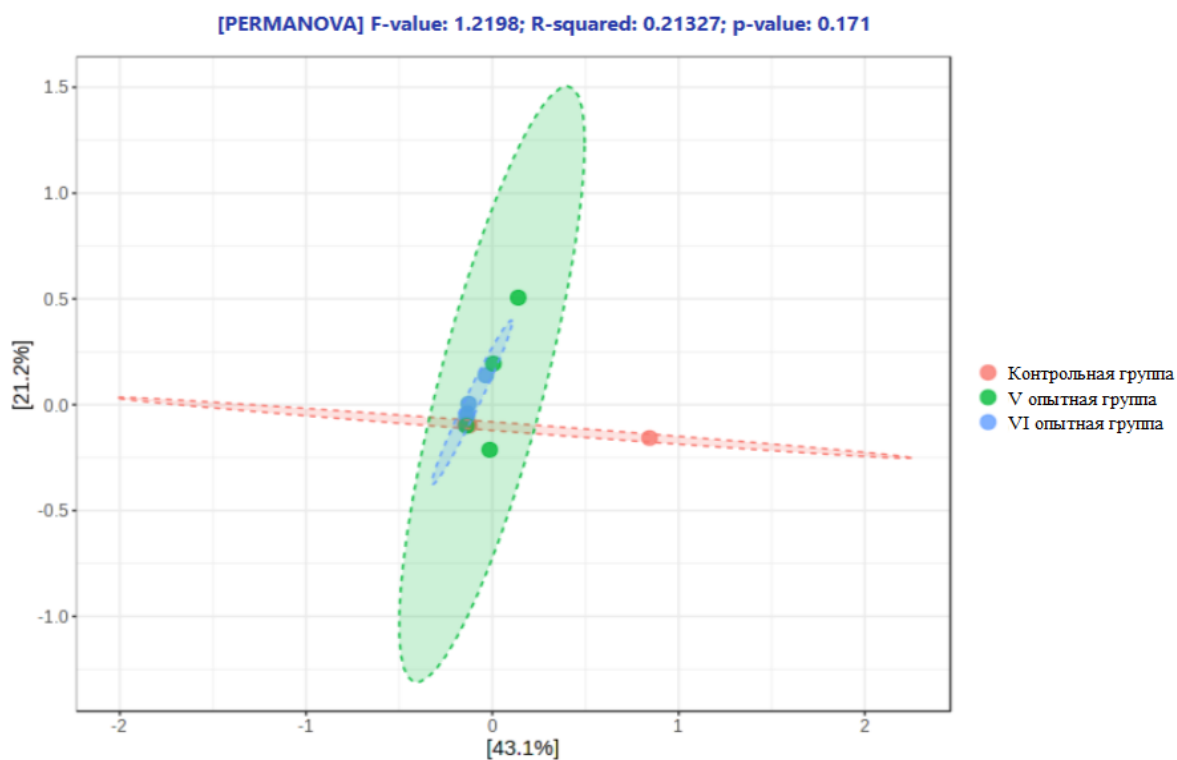


Рисунок 6 – 2D диаграмма ординации кишечной микробиоты рыб контрольной и опытных групп, получавших нанокompозит Cu-C

Анализ таксономического состава микробиоты кишечника контрольной группы карпа по данным высокопроизводительного секвенирования ДНК показал доминирование трех фил, которые занимали максимальную долю: *Pseudomonadota* (30,50-54,04%), *Fusobacteriota* (37,17-67,73%) и *Bacillota* (1,59-11,96%). Незначительно были представлены филы *Actinomycetota* (0-0,27%), *Bacteroidota* (0-0,11%), *Thermodesulfobacteriota* (0,01-5,31%) и *Spirochaetota* (0-1,02%) (рисунок 7).

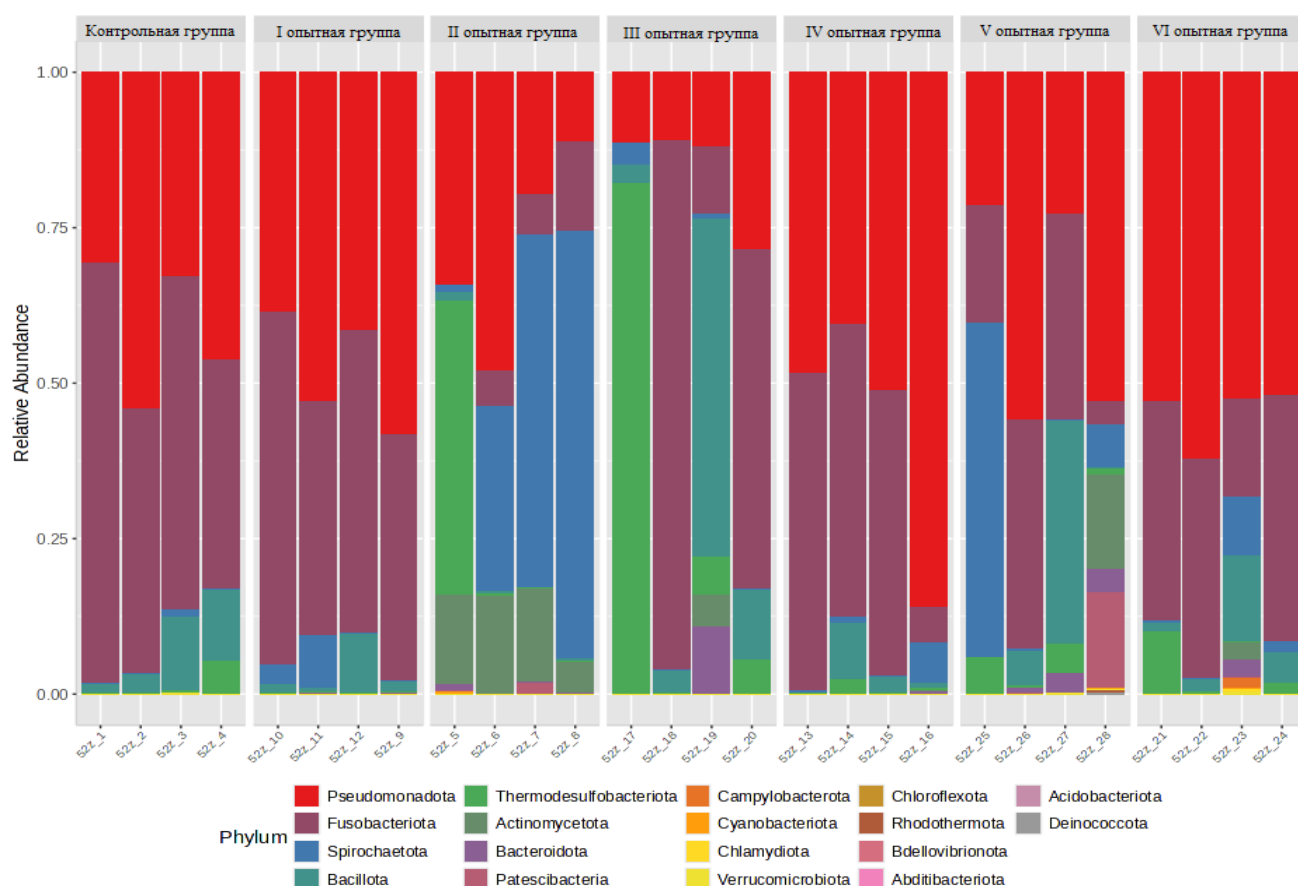


Рисунок 7 – Таксономический состав на уровне фил микробиоты рыб

Добавление в рацион карпа наночастиц магния в концентрации 0,2 мг/кг корма в I опытной группе не привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа.

Добавление в рацион карпа наночастиц магния в концентрации 0,4 мг/кг корма во II опытной группе, привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа на всех таксономических

уровнях. В частности, на уровне фил значительно возросла доля *Actinomycetota* до 5,04-15,81% (0-0,27% в контроле) и *Spirochaetota* до 0,92-68,57% (0-1,02% в контроле), а также резко снизилась доля *Bacillota* до 0,02-1,66% (1,59-11,96% в контроле) и *Fusobacteriota* до 0,09-14,59% (37,17-67,73% в контроле).

Добавление в рацион карпа наночастиц марганца в концентрации 0,2 мг/кг корма в III опытной группе также не привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа. В частности, снизилась доля филы *Pseudomonadota* до 8,92-28,27% (30,50-54,04% в контроле).

Добавление в рацион карпа наночастиц марганца в концентрации 0,4 мг/кг корма в IV опытной группе, не привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа на всех таксономических уровнях. В частности, возросла доля филы *Pseudomonadota* до 40,43-85,80% (37,17-67,73% в контроле).

Добавление в рацион карпа наночастиц меди в концентрации 0,2 мг/кг корма в V опытной группе, также не привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа. В частности, снизилась доля филы *Fusobacteriota* до 4,06-36,92 % (37,17-67,73 в контроле).

Добавление в рацион карпа наночастиц меди в концентрации 0,4 мг/кг корма в VI опытной группе не привело к существенным изменениям соотношений бактериальных таксонов в микробиоте кишечника карпа на всех таксономических уровнях. В частности, на уровне фил возросла доля *Pseudomonadota* до 51,78-62,03% (30,50-54,04% в контроле) и снизилась доля *Fusobacteriota* до 15,89-39,76% (37,17-67,73% в контроле).

В контрольной группе на уровне классов доминировали *Gammaproteobacteria* (30,50-54,02%), *Bacilli* (1,59-11,95%) и *Fusobacteriia* (37,17-67,73%) (рисунок 8).



Рисунок 8 – Таксономический состав на уровне классов микробиоты рыб

В I опытной группе значительных отличий на уровне классов выявлено не было. Во II опытной группе на уровне классов значительно возросла доля *Actinobacteria* до 5,04-15,81% (0-0,27% в контроле) и *Brevinematia* до 0,58-68,57% (0-1,02% в контроле), а также резко снизилась доля *Bacilli* до 0,02-1,21% (1,59-11,95% в контроле) и *Fusobacteriia* до 0,09-14,59% (37,17-67,73% в контроле). В III опытной группе на уровне классов наблюдалось снижение доли *Gammaproteobacteria* до 10,82-28,30% (30,50-54,02% в контроле, в IV опытной группе на уровне классов наблюдалось снижение доли *Fusobacteriia* до 6,07-51,12% (37,17-67,73% в контроле), в V опытной группе на уровне классов наблюдалось снижение доли *Fusobacteriia* до 4,06-36,92% (37,17-67,73% в контроле). в VI опытной группе на уровне классов возросла доля *Gammaproteobacteria* до 48,37-62,02% (30,50-54,02% в контроле) и снизилась доля *Fusobacteriia* до 15,89-39,76% (37,17-67,73% в контроле).

Доминирующими семействами в контрольной группе были *Aeromonadaceae* (29,82-51,30%), *Erysipelotrichaceae* (1,58-8,85%) и *Fusobacteriaceae* (37,17-67,73%) (рисунок 9).



Рисунок 9 – Таксономический состав на уровне семейств микробиоты рыб

В I опытной группе отличий в сравнении с контрольной группой на уровне семейств выявлено не было. Во II опытной группе на уровне семейств значительно возросла доля *Microbacteriaceae* до 5,03-15,25% (0-0,24% в контроле), *Burkholderiaceae* до 0,31-3,93% (0-0,06% в контроле) и *Brevinemataceae* до 0,58-68,57% (0-1,02% в контроле), а также резко снизилась доля *Erysipelotrichaceae* до 0,01-0,32% (1,58-8,85% в контроле) и *Fusobacteriaceae* до 0,09-14,59% (37,17-67,73% в контроле).

В III опытной группе на уровне семейств наблюдалось снижение доли *Aeromonadaceae* до 5,61-28,01% (29,82-51,30% в контроле). В то же время в IV опытной группе отмечено повышение доли *Aeromonadaceae* до 38,90-83,76%

(29,82-51,30% в контроле), а также выявлены представители семейства *Neisseriaceae* в доле 0,01-0,10%, отсутствующие в контрольной группе.

В V опытной группе на уровне семейств наблюдалось снижение доли *Fusobacteriaceae* до 4,06-36,92% (37,17-67,73% в контроле). В VI опытной группе доля *Fusobacteriaceae* снизилась до 15,89-39,76% (37,17-67,73% в контроле), и возросла доля *Shewanellaceae* до 1,03-4,31% (0-1,71% в контроле).

На уровне родов в контрольной группе доминировали *Aeromonas* (29,74-50,37%), *Cetobacterium* (37,17-67,73%) и *Culicoidibacter* (1,58-8,85%) (рисунок 10).



Рисунок 10 – Таксономический состав на уровне родов микробиоты рыб

В I опытной группе на уровне родов существенных различий по отношению к контролю не наблюдалось.

Во II опытной группе на уровне родов значительно возросла доля *Aurantimicrobium* до 5,03-15,25% (0-0,24% в контроле), *Polynucleobacter* до 0,31-3,93% (0-0,06% в контроле) и *Brevinema* до 0,58-68,57% (0-1,02% в контроле), а

также резко снизилась доля *Culicoidibacter* до 0,01-0,32% (1,58-8,85% в контроле) и *Cetobacterium* до 0,09-14,59% (37,17-67,73% в контроле).

В III опытной группе на уровне родов снизилась доля *Aeromonas* до 5,61-27,71% (29,74-50,37% в контроле). В IV опытной группе на уровне родов возросла доля *Aeromonas* до 37,79-83,13% (29,74-50,37% в контроле), появился род *Kingella* в доле 0,01-0,10%, отсутствующий в контрольной группе.

В V и VI опытных группах снижалась доля *Cetobacterium* до 4,06-36,92% и до 15,89-39,76% соответственно (37,17-67,73% в контроле).

2.2.1.3 Адаптационные изменения в организме карпа

Присутствие в среде обитания нанокompозита Cu-C отразилось на всей системе «организм хозяина - микробиом», что опосредовано выражалось сначала в изменении состава микробиома рыбы, а затем и изменениями в обмене минеральных веществ в организме карпа.

Введение в рацион карпа препаратов нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C не оказывало выраженного негативного действия на организм карпа, что хорошо видно по динамике роста рыбы (таблица 1, рисунок 11).

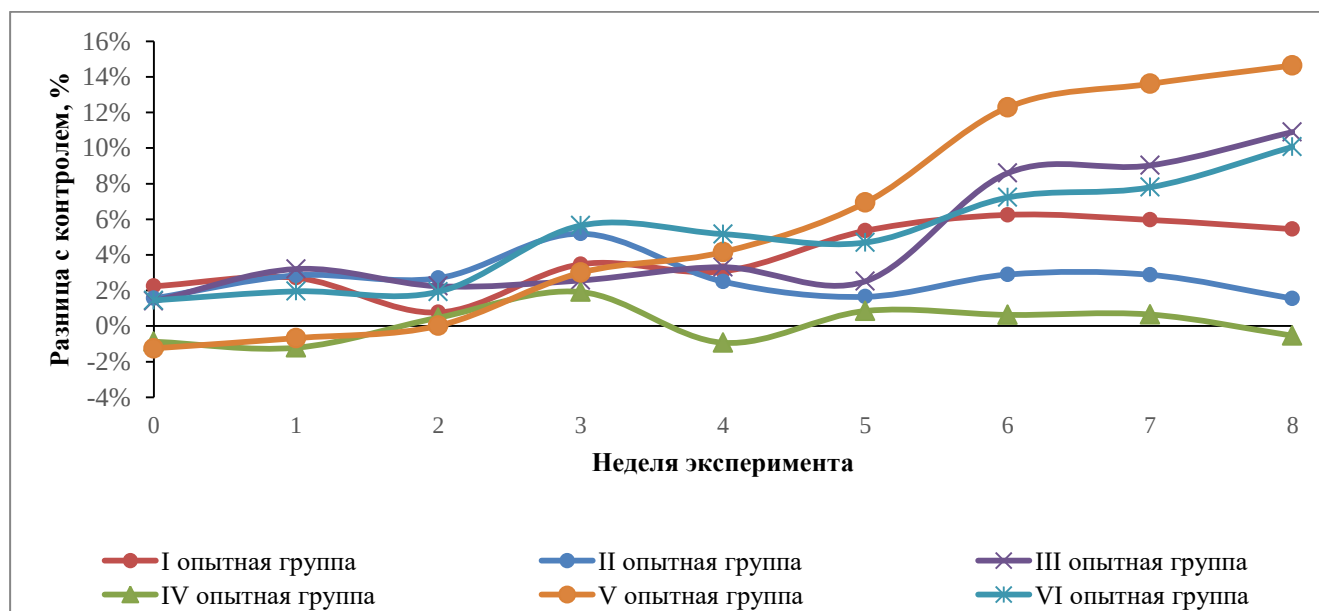


Рисунок 11 – Динамика роста рыб относительно значений контрольной группы

Таблица 1 – Динамика живой массы карпа, г

Неделя	Группа						
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
0	43,7 ±3,88	44,7 ±4,04	44,4 ±4,20	44,3 ±4,50	43,3 ±4,19	43,1 ±3,93	44,3 ±3,92
1	50,2 ±4,22	51,6 ±4,85	51,7 ±4,71	51,8 ±5,02	49,6 ±5,14	49,9 ±5,25	51,2 ±4,56
2	55,0 ±4,72	55,4 ±5,20	56,5 ±5,14	56,2 ±4,84	55,2 ±5,24	55,0 ±5,49	56,0 ±4,73
3	61,6 ±5,06	63,8 ±5,92	64,8 ±5,54	63,2 ±5,37	62,8 ±5,99	63,5 ±5,68	65,1 ±5,30
4	70,5 ±5,83	72,6 ±6,93	72,2 ±5,99	72,8 ±5,94	69,8 ±6,27	73,4 ±6,47	74,1 ±5,73
5	79,1 ±5,41	83,3 ±7,51	80,4 ±6,75	81,1 ±6,27	79,7 ±7,23	84,5 ±5,94	82,8 ±6,29
6	89,2 ±6,87	94,7 ±8,46	91,7 ±7,07	96,8 ±7,34*	89,7 ±7,50	100,1 ±8,07**	95,6 ±6,60*
7	98,6 ±7,09	104,6 ±8,74	101,5 ±7,18	107,5 ±7,85*	99,3 ±8,26	112,1 ±8,32**	106,3 ±7,46*
8	111,3 ±8,47	117,4 ±9,03	113,0 ±7,70	123,4 ±9,77**	111,7 ±8,50	127,6 ±8,99***	123,0 ±8,74**
живая масса к концу эксперимента	1112,9	1173,5	1130,1	1234,2	1106,9	1275,8	1224,9

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В течение первых пяти недель различия в сравнении с контрольной группой оставались статистически недостоверными, начиная с шестой недели, в ряде опытных групп проявился ростостимулирующий эффект.

Опытные группы с включением нанокompозитов Mg-C, на протяжении всего эксперимента не показали достоверных отличий в сравнении с контрольной группой, группа получавшая Mg-C в дозировке 0,4 мг/кг достигла максимальных отличий на 3 неделе эксперимента, разница составила 5,2 % к концу эксперимента разница снизилась до 1,8 %. В группе, получавшей Mg-C в дозировке 0,2 мг/кг максимальные значения, были достигнуты на 7 неделе эксперимента и составили 6,5 %.

Включение в рацион препаратов нанокompозита Mn-C в дозировке 0,4 мг/кг корма не оказало влияния на ростовые показатели карпа, на протяжении всего эксперимента масса оставалась равной значениям контрольной группы. При этом

включение нанокompозитов Mn-C в дозировке 0,2 мг/кг корма оказало ярко выраженный ростостимулирующий эффект по сравнению с контрольной группой. Начиная с 6 недели эксперимента наблюдалось достоверное повышение массы тела рыбы на 8,5 % ($p \leq 0,05$), с повышением на 9,5 % ($p \leq 0,05$) на 7 неделе и 10,8 % ($p \leq 0,01$) на 8 неделе эксперимента.

Дополнительное использование нанокompозита Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма стимулировало повышение массы по сравнению с контрольными значениями на 12,1 % ($p \leq 0,01$) на 6 неделе, с дальнейшим повышением до 13,6 % ($p \leq 0,01$) и 15,3 % ($p \leq 0,001$) на 7 и 8 неделях исследования соответственно. Увеличение нагрузки до 0,4 мг/кг корма также приводило к достоверным изменениям. На 6 и 7 неделях исследования масса тела карпа превысила контроль на 7,2 % ($p \leq 0,05$) и 7,5 % ($p \leq 0,05$) соответственно, в конце исследования разница достигала 10,8 % ($p \leq 0,01$).

Отсутствие негативного влияния нанокompозитов на рост и сохранность рыб не исключает перестройки внутренней среды организма. Для оценки характера и направленности адаптационного ответа были изучены морфологический состав крови и биохимический состав сыворотки крови карпа (таблицы 2-3)

Таблица 2 – Морфологический состав крови карпа

Показатели	Группа						
	Контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Лейкоциты, $10^9/\text{л}$	$116 \pm 5,13$	$93,3 \pm 6,03^{**}$	$89,3 \pm 5,69^{**}$	$69,7 \pm 5,13^{***}$	$73,7 \pm 5,51^{***}$	$101 \pm 4,51^*$	$90,7 \pm 5,51^{**}$
Эритроциты, $10^{12} / \text{л}$	$0,67 \pm 0,06$	$0,46 \pm 0,07^*$	$0,48 \pm 0,05^*$	$0,25 \pm 0,06^{***}$	$0,35 \pm 0,06^{**}$	$0,70 \pm 0,06$	$0,47 \pm 0,05^*$
Тромбоциты, $10^9/\text{л}$	$12,3 \pm 1,53$	$13,3 \pm 1,53$	$26,7 \pm 2,08^{***}$	$9,33 \pm 0,58^*$	$13,3 \pm 1,16$	$7,33 \pm 0,58^{**}$	$13,7 \pm 0,58$
Гемоглобин, г/л	$128 \pm 5,51$	$104 \pm 6,65^{**}$	$118 \pm 4,58$	$79,3 \pm 6,51^{***}$	$92,3 \pm 5,03^{***}$	$121 \pm 6,11$	$102 \pm 4,36^{**}$
Гематокрит, %	$13,1 \pm 1,40$	$9,30 \pm 1,30^*$	$9,80 \pm 1,60$	$5,03 \pm 0,65^{***}$	$6,80 \pm 0,60^{**}$	$14,3 \pm 1,2$	$9,90 \pm 1,70^*$

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В I опытной группе, получавшей Mg-C в количестве 0,2 мг/кг корма, наблюдали снижение числа эритроцитов на 31,3 % ($p \leq 0,05$), величины гематокрита – на 29,0 % ($p \leq 0,05$), числа лейкоцитов – на 19,6 % ($p \leq 0,01$) и концентрации гемоглобина – на 18,8 % ($p \leq 0,01$). Число тромбоцитов достоверно от контроля не отличалось.

Повышение нагрузки наноккомпозитом Mg-C до 0,4 мг/кг корма во II опытной группе приводило к выраженное повышение числа тромбоцитов – на 117,1 % ($p \leq 0,001$), являющееся максимальным среди всех групп. В то же время наблюдали снижение числа эритроцитов на 28,4 % ($p \leq 0,05$) и числа лейкоцитов – на 23,0 % ($p \leq 0,01$), при этом концентрация гемоглобина и величина гематокрита сохранялись на уровне контроля.

В III опытной группе достоверные изменения установлены по всем изученным показателям, причём все они носили характер снижения: число эритроцитов уменьшалось на 62,7 % ($p \leq 0,001$), величина гематокрита – на 61,6 % ($p \leq 0,001$), число лейкоцитов – на 39,9 % ($p \leq 0,001$), концентрация гемоглобина – на 38,0 % ($p \leq 0,001$), число тромбоцитов – на 24,1 % ($p \leq 0,05$).

В IV опытной группе получавшей наноккомпозит Mn-C в дозировке 0,4 мг/кг корма, отмечено снижение величины гематокрита на 48,1 % ($p \leq 0,01$), числа эритроцитов – на 47,8 % ($p \leq 0,01$), числа лейкоцитов – на 36,5 % ($p \leq 0,001$) и концентрации гемоглобина – на 27,9 % ($p \leq 0,001$). Число тромбоцитов оставалось на уровне контроля.

В V опытной группе с нагрузкой наноккомпозита Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма, изменения были минимальными среди всех опытных групп, зафиксировано снижение числа тромбоцитов на 40,4 % ($p \leq 0,01$) и числа лейкоцитов – на 12,9 % ($p \leq 0,05$). Число эритроцитов, концентрация гемоглобина и величина гематокрита достоверно от контроля не отличались.

Увеличение до 0,4 мг/кг корма наноккомпозита Cu-C в VI опытной группе привело к снижению числа эритроцитов на 29,9 % ($p \leq 0,05$), величины гематокрита – на 24,4 % ($p \leq 0,05$), числа лейкоцитов – на 21,8 % ($p \leq 0,01$) и

концентрации гемоглобина – на 20,3 % ($p \leq 0,01$). В то же время число тромбоцитов достоверно не изменялось.

Таблица 3 – Биохимический состав сыворотки крови карпа

Показатели	Группа						
	Контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Глюкоза, ммоль/л	3,20 $\pm 0,44$	3,17 $\pm 0,26$	4,32 $\pm 0,71$	5,55 $\pm 0,41^{**}$	3,24 $\pm 0,17$	4,43 $\pm 0,16^*$	4,12 $\pm 0,37^*$
Общий белок, г/л	22,9 $\pm 2,12$	30,8 $\pm 1,58^{**}$	27,4 $\pm 1,67^*$	30,2 $\pm 2,08^*$	32,8 $\pm 2,62^{**}$	26,8 $\pm 2,77$	22,7 $\pm 2,64$
Альбумин, г/л	10,7 $\pm 1,53$	14,3 $\pm 0,58^*$	11,0 $\pm 1,00$	16,0 $\pm 2,0^*$	13,3 $\pm 1,16$	15,7 $\pm 2,08^*$	16,7 $\pm 1,16^{**}$
АЛТ, Ед/л	55,4 $\pm 7,47$	42,1 $\pm 6,96$	30,7 $\pm 7,02^*$	41,8 $\pm 5,29$	38,6 $\pm 8,27$	36,2 $\pm 4,58^*$	43,6 $\pm 6,66$
АСТ, Ед/л	304 $\pm 39,6$	170 $\pm 10,6^{**}$	257 $\pm 50,7$	318 $\pm 33,6$	267 $\pm 39,5$	127 $\pm 43,5^{**}$	295 $\pm 37,3$
Билирубин общий, мкмоль/л	1,27 $\pm 0,17$	1,20 $\pm 0,05$	1,27 $\pm 0,09$	1,82 $\pm 0,12^{**}$	0,70 $\pm 0,16^*$	1,54 $\pm 0,17$	1,30 $\pm 0,13$
Холестерин, ммоль/л	1,30 $\pm 0,23$	1,48 $\pm 0,26$	2,85 $\pm 0,32^{**}$	3,01 $\pm 0,19^{***}$	2,59 $\pm 0,27^{**}$	2,21 $\pm 0,16^{**}$	2,66 $\pm 0,21^{***}$
Триглицерид ы, ммоль/л	1,59 $\pm 0,45$	1,18 $\pm 0,14$	2,05 $\pm 0,40$	2,19 $\pm 0,34$	1,84 $\pm 0,25$	2,31 $\pm 0,42$	2,05 $\pm 0,38$
Мочевина, ммоль/л	2,60 $\pm 0,46$	1,43 $\pm 0,32^*$	2,03 $\pm 0,42$	1,90 $\pm 0,17$	1,97 $\pm 0,32$	2,77 $\pm 0,55$	1,93 $\pm 0,32$
Креатинин, мкмоль/л	12,3 $\pm 2,90$	16,7 $\pm 3,98$	13,5 $\pm 2,15$	16,1 $\pm 3,24$	15,7 $\pm 3,15$	17,2 $\pm 2,24$	14,8 $\pm 2,08$
Мочевая кислота, мкмоль/л	20,5 $\pm 0,90$	18,1 $\pm 1,66$	18,6 $\pm 1,44$	18,5 $\pm 1,29$	22,5 $\pm 1,42$	18,6 $\pm 0,81$	18,6 $\pm 1,31$
Железо, мкмоль/л	3,47 $\pm 0,40$	2,17 $\pm 0,40^*$	2,30 $\pm 0,53^*$	2,10 $\pm 0,30^{**}$	2,67 $\pm 0,42$	2,37 $\pm 0,15^*$	2,23 $\pm 0,15^{**}$
Кальций, ммоль/л	2,03 $\pm 0,28$	1,78 $\pm 0,30$	2,21 $\pm 0,27$	2,73 $\pm 0,27^*$	2,06 $\pm 0,34$	1,77 $\pm 0,30$	2,65 $\pm 0,17^*$
Фосфор, ммоль/л	2,68 $\pm 0,36$	2,23 $\pm 0,09$	3,35 $\pm 0,35$	4,01 $\pm 0,46^*$	3,06 $\pm 0,28$	1,85 $\pm 0,34^*$	2,99 $\pm 0,17$

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В I опытной группе наблюдали повышение содержания общего белка на 34,5 % ($p \leq 0,01$) и альбумина – на 33,6 % ($p \leq 0,05$). В то же время установлено снижение содержания мочевины на 45,0 % ($p \leq 0,05$), активности АСТ – на 44,1 % ($p \leq 0,01$) и концентрации железа – на 37,5 % ($p \leq 0,05$). Данная группа была единственной, в которой уровень холестерина не отличался от контроля.

Во II опытной группе отмечено повышение концентрации холестерина на 119,2 % ($p \leq 0,01$) и содержания общего белка – на 19,7 % ($p \leq 0,05$), в то же время наблюдали снижение активности АЛТ на 44,6 % ($p \leq 0,05$) и концентрации железа – на 33,7 % ($p \leq 0,05$).

В III опытной группе, установлен наиболее широкий спектр достоверных изменений. Наблюдали повышение концентрации холестерина на 131,5 % ($p \leq 0,001$), уровня глюкозы – на 73,4 % ($p \leq 0,01$), содержания фосфора – на 49,6 % ($p \leq 0,05$), альбумина – на 49,5 % ($p \leq 0,05$), общего билирубина – на 43,3 % ($p \leq 0,01$), кальция – на 34,5 % ($p \leq 0,05$) и общего белка – на 31,9 % ($p \leq 0,05$). В то же время концентрация железа снижалась на 39,5 % ($p \leq 0,01$).

В IV опытной группе зафиксировано повышение концентрации холестерина на 99,2 % ($p \leq 0,01$) и содержания общего белка – на 43,2 % ($p \leq 0,01$), в то же время содержание общего билирубина снижалось на 44,9 % ($p \leq 0,05$).

В V опытной группе отмечено повышение концентрации холестерина на 70,0 % ($p \leq 0,01$), альбумина – на 46,7 % ($p \leq 0,05$) и уровня глюкозы – на 38,4 % ($p \leq 0,05$). В то же время наблюдали снижение активности АСТ на 58,2 % ($p \leq 0,01$), активности АЛТ – на 34,7 % ($p \leq 0,05$), концентрации железа – на 31,7 % ($p \leq 0,05$) и содержания фосфора – на 31,0 % ($p \leq 0,05$).

В VI опытной группе наблюдали повышение концентрации холестерина на 104,6 % ($p \leq 0,001$), альбумина – на 56,1 % ($p \leq 0,01$), кальция – на 30,5 % ($p \leq 0,05$) и уровня глюкозы – на 28,7 % ($p \leq 0,05$), в то же время концентрация железа снижалась на 35,7 % ($p \leq 0,01$).

2.2.1.4 Исследование потоков минеральных веществ в экосистеме

Включение в рацион карпа нанокмпозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма сопровождалось выраженной перестройкой элементного статуса мышечной ткани карпа (таблица 4).

Таблица 4 – Содержание макроэлементов в мышечной ткани карпа, мг/кг

Показатель	Группа						
	Контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Ca	897 ±60,5	266 ±59,7***	435 ±65,5***	677 ±66,6*	596 ±42,2**	478 ±46,2***	326 ±68,5***
K	1318 ±169	1123 ±121	1247 ±103	1159 ±99,8	1203 ±81,7	1108 ±157	1036 ±167
Mg	197 ±24,2	171 ±27,8	206 ±26,1	185 ±26,1	202 ±27,9	176 ±24,2	154 ±22,6
Na	214 ±40,0	196 ±31,6	223 ±37,8	294 ±27,7*	209 ±32,3	230 ±45,3	243 ±41,1
P	406 ±42,3	504 ±43,8*	369 ±35,3	528 ±50,8*	169 ±39,5**	472 ±64,1	377 ±41,9
Σ, ммоль/кг	86,8 ±7,03	65,2 ±7,36*	72,8 ±4,67*	84,0 ±5,23	68,5 ±5,35*	72,9 ±6,84*	51,7 ±8,72*

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Наиболее показательным ответом на введение нанокompозита магния стало резкое снижение концентрации кальция в мышечной ткани в I опытной группе на 70,3 % ($p \leq 0,001$) и во II опытной группе на 51,5 % ($p \leq 0,001$).

Повышение нагрузки нанокompозитом Mg-C до 0,4 мг/кг корма (II опытная группа) аналогично приводило к снижению Ca – на 51,5 % ($p \leq 0,001$).

Нагрузка нанокompозитом марганца также снижало концентрацию кальция в мышечной ткани по сравнению с контролем, в III опытной группе на 25 % ($p \leq 0,05$), в IV опытной группе на 34 % ($p \leq 0,01$). В то же время уровень натрия и фосфора в III группе возрастал, относительно контроля, соответственно на 38 % ($p \leq 0,05$) и 30 % ($p \leq 0,05$), в IV группе зафиксировано значительное снижение содержания фосфора на 58 % ($p \leq 0,01$).

Поступление в организм карпа нанокompозита Cu-C сопровождалось снижением обменного пула кальция рыбы. В V опытной группе снижение относительно контроля составило 46,7 % ($p \leq 0,001$), в VI 63,7 % ($p \leq 0,001$).

Между тем нагрузка экосистемы нанокompозитами сопровождалась целым рядом изменений в обмене всех оцениваемых макроэлементов, со снижением количества вещества всех макроэлементов с 86,8 ммоль/кг в контроле, до 65,2 ($p \leq 0,05$) и 72,8 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в опытных группах получавших нанокompозит

Mg-C, до 84,0 и 68,5 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в опытных группах получавших нанокompозит Mn-C и до 72,9 ($p \leq 0,05$) и 51,7 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в опытных группах получавших нанокompозит Cu-C.

Среди эссенциальных и условно-эссенциальных микроэлементов в ряде опытных групп отмечено дозозависимые изменения пула ряда микроэлементов (таблица 5).

Таблица 5 – Содержание микроэлементов в мышечной ткани карпа, мг/кг

Показатель	Группа						
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Li	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,002$	0,02 $\pm 0,002^*$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$
B	0,12 $\pm 0,02$	0,17 $\pm 0,01^*$	0,18 $\pm 0,02^{**}$	0,14 $\pm 0,01$	0,15 $\pm 0,01^*$	0,14 $\pm 0,01$	0,13 $\pm 0,01$
Si	56,3 $\pm 4,29$	45,4 $\pm 4,81^*$	61,4 $\pm 3,32$	58,0 $\pm 5,58$	56,8 $\pm 4,02$	58,0 $\pm 6,51$	58,8 $\pm 2,99$
V	0,05 $\pm 0,006$	0,06 $\pm 0,002$	0,09 $\pm 0,004^{***}$	0,08 $\pm 0,005^*$	0,07 $\pm 0,004^*$	0,06 $\pm 0,003$	0,06 $\pm 0,003$
Cr	0,26 $\pm 0,03$	0,30 $\pm 0,01$	0,40 $\pm 0,03^{**}$	0,30 $\pm 0,01$	0,33 $\pm 0,01^*$	0,28 $\pm 0,01$	0,29 $\pm 0,02$
Mn	0,32 $\pm 0,05$	0,19 $\pm 0,04^*$	0,91 $\pm 0,05^{***}$	0,30 $\pm 0,04$	0,38 $\pm 0,06$	0,23 $\pm 0,02$	0,16 $\pm 0,02^{**}$
Fe	15,2 $\pm 2,22$	32,8 $\pm 2,24^{***}$	21,7 $\pm 2,97^*$	15,9 $\pm 3,21^*$	21,7 $\pm 2,13$	12,2 $\pm 1,79$	12,8 $\pm 1,97$
Co	0,01 $\pm 0,002$	0,01 $\pm 0,001$	0,02 $\pm 0,002^{**}$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$	0,01 $\pm 0,001$
Ni	0,13 $\pm 0,02$	0,15 $\pm 0,02$	0,18 $\pm 0,02^*$	0,16 $\pm 0,01^*$	0,16 $\pm 0,01^*$	0,12 $\pm 0,01$	0,11 $\pm 0,01$
Cu	1,27 $\pm 0,17$	1,49 $\pm 0,19$	2,11 $\pm 0,11^{**}$	1,51 $\pm 0,12$	1,87 $\pm 0,15^*$	1,28 $\pm 0,14$	1,19 $\pm 0,12$
Zn	18,4 $\pm 1,52$	14,3 $\pm 1,82^*$	20,7 $\pm 1,70$	23,7 $\pm 1,86^*$	19,5 $\pm 1,98$	20,1 $\pm 2,08$	17,1 $\pm 1,89$
Se	0,26 $\pm 0,01$	0,24 $\pm 0,01$	0,26 $\pm 0,02$	0,25 $\pm 0,01$	0,28 $\pm 0,01^*$	0,25 $\pm 0,03$	0,23 $\pm 0,01^{**}$
I	0,08 $\pm 0,01$	0,08 $\pm 0,02$	0,08 $\pm 0,01$	0,09 $\pm 0,01$	0,11 $\pm 0,01^*$	0,11 $\pm 0,01^*$	0,08 $\pm 0,01$
Σ , ммоль/кг	2,61 $\pm 0,18$	2,48 $\pm 0,23$	2,98 $\pm 0,11^*$	2,77 $\pm 0,14$	2,78 $\pm 0,16$	2,64 $\pm 0,21$	2,63 $\pm 0,14$

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Нагрузка нанокompозитом Mg-C в дозировке 0,2 мг/кг в I опытной группе привела к достоверному повышению бора на 41,7 % ($p \leq 0,05$) и железа на 115,8 %

($p \leq 0,001$) и снижению кремния на 19,4 % ($p \leq 0,05$), марганца на 40,6 % и цинка на 22,3 % ($p \leq 0,05$). При дозировке 0,4 мг/кг во II опытной группе возрастали концентрации лития на 100,0 % ($p \leq 0,05$), бора на 50,0 % ($p \leq 0,01$), ванадия на 80,0 % ($p \leq 0,001$), хрома на 53,8 % ($p \leq 0,01$), марганца на 184,4 % ($p \leq 0,001$), железа на 42,8 % ($p \leq 0,05$), кобальта на 100,0 % ($p \leq 0,01$), никеля на 38,5 % ($p \leq 0,05$) и меди на 66,1 % ($p \leq 0,01$).

Наноккомпозит Mn-C обеспечил благоприятное обогащение мышечной ткани рядом функционально важных микроэлементов: в III опытной группе при дозировке 0,2 мг/кг достоверное возрастание отмечено у ванадия - на 60,0 % ($p \leq 0,01$), никеля - на 23,1 % ($p \leq 0,05$) и цинка - на 28,8 % ($p \leq 0,05$). При нагрузке 0,4 мг/кг в IV опытной группе достоверно возрастал бор - на 25,0 % ($p \leq 0,05$), ванадий - на 40,0 % ($p \leq 0,05$), хром - на 26,9 % ($p \leq 0,05$), железо - на 42,8 % ($p \leq 0,05$), никель - на 23,1 % ($p \leq 0,05$), медь - на 47,2 % ($p \leq 0,05$), селен - на 7,7 % ($p \leq 0,05$) и йод - на 37,5 % ($p \leq 0,05$).

Среди эссенциальных микроэлементов при дополнительной нагрузке Cu-C в V опытной группе при дозировке 0,2 мг/кг, было выявлено повышение пула йода - на 37,5 % ($p \leq 0,05$), другие микроэлементы не имели достоверных различий с контрольными значениями. Однако в VI опытной группе при повышении нагрузки до 0,4 мг/кг отмечалось достоверное снижение обменного пула селена и марганца – на 11,5 % ($p \leq 0,01$) и 50 % ($p \leq 0,01$) относительно контрольных значений.

В обмене всех оцениваемых эссенциальных и условно-эссенциальных микроэлементов нагрузка экосистемы не вызвала серьезного изменения в количестве вещества в сравнении с контролем (2,61 ммоль/кг) снижение наблюдалось только в I опытной группе до 2,48 ммоль/кг, во всех остальных наблюдалось увеличение до 2,98 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) во II опытной группе, 2,77 ммоль/кг в III опытной группе, 2,78 ммоль/кг в IV опытной группе, 2,64 ммоль/кг в V опытной группе и 2,63 ммоль/кг в VI опытной группе.

Достоверное изменение токсических элементов при дополнительной нагрузке наноккомпозитом Mg-C отмечено в I опытной группе при дозировке 0,2

мг/кг, снижением бериллия на 75 % ($p \leq 0,001$), мышьяка на 17,2 % ($p \leq 0,01$), кадмия на 98,3 % ($p \leq 0,001$) и ртути на 50,0 % ($p \leq 0,001$) с одновременным повышением свинца на 137,5 % ($p \leq 0,001$). Во II опытной группе при повышении нагрузки до 0,4 мг/кг, наблюдалось снижение кадмия на 90,0 % ($p \leq 0,001$), и ртути на 41,7 % ($p \leq 0,01$) с повышением алюминия на 146,3 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 112,5 % ($p \leq 0,001$) (таблица 6).

Таблица 6 – Содержание токсических химических элементов в мышечной ткани карпа, мг/кг

Показатель	Группа						
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Be	0,0004 $\pm 0,00003$	0,0001 $\pm$ 0,00001***	0,0004 $\pm 0,00003$	0,0006 $\pm 0,00005^{**}$	0,0002 $\pm 0,00002^{**}$	0,0006 $\pm$ 0,00004***	0,0004 $\pm 0,00004$
Al	4,67 $\pm 0,50$	4,24 $\pm 0,31$	11,5 $\pm 1,45^{**}$	6,37 $\pm 0,36^{**}$	4,95 $\pm 0,58$	6,46 $\pm 0,61^*$	4,98 $\pm 0,25$
As	0,03 $\pm 0,002$	0,02 $\pm 0,002^*$	0,03 $\pm 0,003$	0,03 $\pm 0,005$	0,03 $\pm 0,003$	0,03 $\pm 0,002$	0,05 $\pm 0,004^{**}$
Cd	0,12 $\pm 0,02$	0,002 $\pm 0,0002^{***}$	0,01 $\pm 0,001^{***}$	0,003 $\pm 0,0004^{***}$	0,01 $\pm 0,0008^{***}$	0,001 $\pm 0,0002^{***}$	0,001 $\pm 0,0002^{***}$
Sn	0,17 $\pm 0,02$	0,22 $\pm 0,04$	0,17 $\pm 0,02$	0,24 $\pm 0,02^{**}$	0,48 $\pm 0,07^{**}$	0,10 $\pm 0,02^{**}$	0,14 $\pm 0,01^*$
Hg	0,12 $\pm 0,01$	0,06 $\pm 0,005^{***}$	0,07 $\pm 0,009^{**}$	0,09 $\pm 0,015^*$	0,17 $\pm 0,015^*$	0,14 $\pm 0,01$	0,11 $\pm 0,02$
Pb	0,016 $\pm 0,002$	0,04 $\pm 0,003^{***}$	0,03 $\pm 0,003^{***}$	0,05 $\pm 0,005^{***}$	0,04 $\pm 0,004^{***}$	0,02 $\pm 0,002^*$	0,02 $\pm 0,003^*$
Σ , ммоль/кг	0,18 $\pm 0,02$	0,16 $\pm 0,01$	0,43 $\pm 0,02^{***}$	0,24 $\pm 0,01^{**}$	0,19 $\pm 0,01$	0,24 $\pm 0,02^*$	0,19 $\pm 0,01$

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Включение нанокмползтов Mn-C в дозировке 0,2 мг/кг в III опытной группе отмечалось снижением кадмия на 97,5 % ($p \leq 0,001$) и ртути на 25,0 % ($p \leq 0,01$) с повышением уровня бериллия на 50,0 % ($p \leq 0,01$), алюминия на 36,4 % ($p \leq 0,01$), олова на 41,2 % ($p \leq 0,01$) и свинца на 218,8 % ($p \leq 0,001$). В IV опытной группе, при дозировке 0,4 мг/кг, зафиксировали снижение бериллия на 50,0 % ($p \leq 0,01$) и кадмия на 92,5 % ($p \leq 0,001$) с повышением олова на 182,4 % ($p \leq 0,001$), ртути на 41,7 % ($p \leq 0,05$) и свинца на 168,8 % ($p \leq 0,001$).

Действие нанокompозита Cu-C при дозировке 0,2 мг/кг в V опытной группе, на токсические элементы, отмечалось снижением содержания кадмия на 98,8 % ($p \leq 0,001$) и олова на 41,2 % ($p \leq 0,01$) с повышением бериллия на 50,0 % ($p \leq 0,001$), алюминия на 38,3 % ($p \leq 0,05$), свинца на 25 % ($p \leq 0,05$). При нагрузке в 0,4 мг/кг в VI опытной группе, наблюдалось снижение кадмия на 98,9 % ($p \leq 0,001$) и олова на 17,6 % ($p \leq 0,05$) с повышением мышьяка на 72,4 % ($p \leq 0,01$) и свинца на 43,8 % ($p \leq 0,05$).

Обмен всех оцениваемых токсических элементов сопровождался снижением количества вещества всех токсических веществ только в одной группе, с 0,18 ммоль/кг в контроле, до 0,16 ммоль/кг в I опытной группе и повышением до 0,43 ммоль/кг ($p \leq 0,001$) во II опытной группе, до 0,24 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) III опытной группе, 0,19 ммоль/кг в IV опытной группе 0,24 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в V опытной группе и 0,19 ммоль/кг в VI опытной группе.

На основании полученных результатов были сформированы элементные профили опытных групп относительно контроля.

$$\text{ЭП (I)} = \frac{\uparrow P, B, Fe, Pb}{\downarrow Ca, Si, Zn, Be, As, Cd, Hg}$$

$$\text{ЭП (II)} = \frac{\uparrow Li, B, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Al, Pb}{\downarrow Ca, Cd, Hg}$$

$$\text{ЭП (III)} = \frac{\uparrow Na, V, Fe, Ni, Zn, Be, Al, Sn, Pb}{\downarrow Ca, Cd, Hg,}$$

$$\text{ЭП (IV)} = \frac{\uparrow B, V, Cr, Ni, Cu, Se, I, Pb}{\downarrow Ca, Na, Be, Cd, Sn, Hg}$$

$$\text{ЭП (V)} = \frac{\uparrow I, Be, Al, Pb}{\downarrow Ca, Cd, Sn,}$$

$$\text{ЭП (VI)} = \frac{\uparrow As, Pb}{\downarrow Ca, Mn, Se, Cd, Sn,}$$

Накопление химических элементов в мышечной ткани рыбы привело к изменению коэффициентов загрязнения по отдельным химическим элементам относительно контрольной группы (рисунок 12, таблица 7).

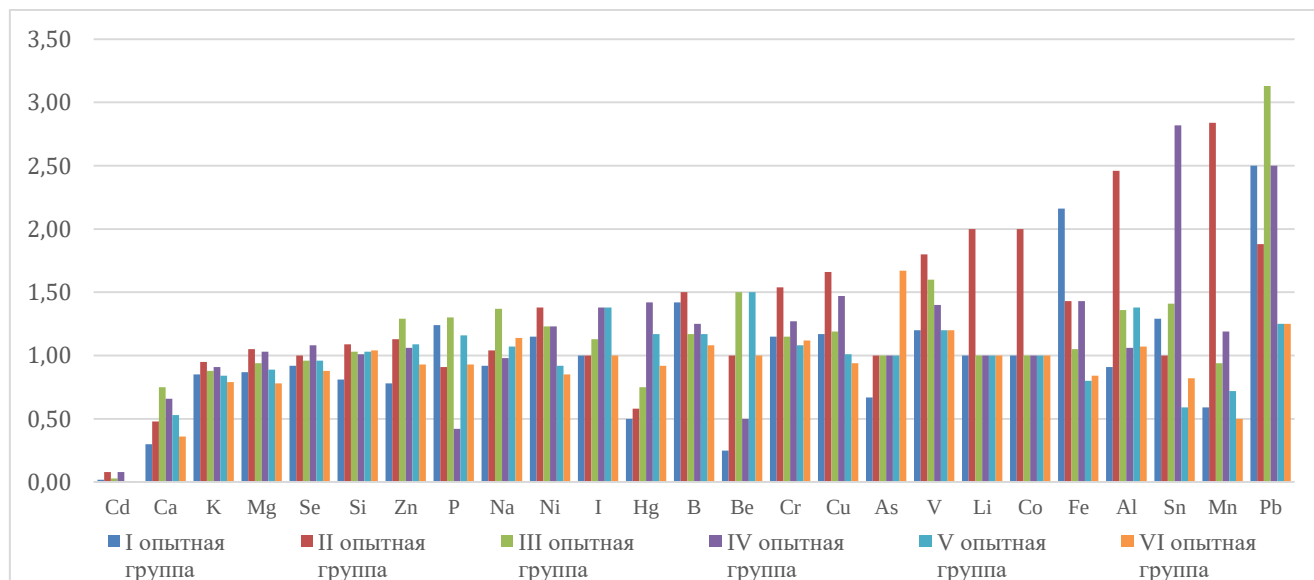


Рисунок 12 – Коэффициенты загрязнения (C_f) химических элементов в мышечной ткани рыбы относительно значений контрольной группы

Таблица 7 – Коэффициенты загрязнения (C_f) в мышечной ткани рыбы

Элемент	Группа					
	I опытная группа	II опытная группа	III опытная группа	IV опытная группа	V опытная группа	VI опытная группа
Cd	0,02	0,08	0,03	0,08	0,01	0,01
Ca	0,30	0,48	0,75	0,66	0,53	0,36
K	0,85	0,95	0,88	0,91	0,84	0,79
Mg	0,87	1,05	0,94	1,03	0,89	0,78
Se	0,92	1,00	0,96	1,08	0,96	0,88
Si	0,81	1,09	1,03	1,01	1,03	1,04
Zn	0,78	1,13	1,29	1,06	1,09	0,93
P	1,24	0,91	1,30	0,42	1,16	0,93
Na	0,92	1,04	1,37	0,98	1,07	1,14
Ni	1,15	1,38	1,23	1,23	0,92	0,85
I	1,00	1,00	1,13	1,38	1,38	1,00
Hg	0,50	0,58	0,75	1,42	1,17	0,92
B	1,42	1,50	1,17	1,25	1,17	1,08
Be	0,25	1,00	1,50	0,50	1,50	1,00
Cr	1,15	1,54	1,15	1,27	1,08	1,12
Cu	1,17	1,66	1,19	1,47	1,01	0,94
As	0,67	1,00	1,00	1,00	1,00	1,67
V	1,20	1,80	1,60	1,40	1,20	1,20

Элемент	Группа					
	I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Li	1,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Co	1,00	2,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Fe	2,16	1,43	1,05	1,43	0,80	0,84
Al	0,91	2,46	1,36	1,06	1,38	1,07
Sn	1,29	1,00	1,41	2,82	0,59	0,82
Mn	0,59	2,84	0,94	1,19	0,72	0,50
Pb	2,50	1,88	3,13	2,50	1,25	1,25

Во всех опытных группах химические элементы находились в пределах низкого уровня загрязнения ($C_f < 1$) и умеренного уровня загрязнения ($1 \leq C_f \leq 3$). Только в III опытной группе Pb находился в диапазоне высокого уровня загрязнения ($3 \leq C_f \leq 6$).

По полученным коэффициентам загрязнения химическими элементами рассчитали индексы потенциального экологического риска для ряда химических элементов в теле рыбы (таблица 8).

Таблица 8 – Индексы потенциального экологического риска в теле рыбы

Элемент	Фактор токсического ответа, T_r	Группа					
		I опытная	II опытная	III опытная	IV опытная	V опытная	VI опытная
Hg	40	20,0	23,2	30,0	56,8	46,8	36,8
Cd	30	0,60	2,40	0,90	2,40	0,30	0,30
As	10	6,70	10,0	10,0	10,0	10,0	16,7
Cu	5	5,85	8,30	5,95	7,35	5,05	4,70
Co	5	5,00	10,0	5,00	5,00	5,00	5,00
Ni	5	5,75	6,90	6,15	6,15	4,60	4,25
Pb	5	12,5	9,40	15,65	12,5	6,25	6,25
Cr	2	2,30	3,08	2,30	2,54	2,16	2,24
Zn	1	0,78	1,13	1,29	1,06	1,09	0,93
Mn	1	0,59	2,84	0,94	1,19	0,72	0,50
R_i	–	60,1	77,3	78,2	105,0	82,0	77,7

Во всех опытных группах индекс потенциального экологического риска находился в пределах низкого риска ($R_i < 150$). Наибольшего значения достигая в IV опытной группе.

2.2.1.5 Взаимодействия в биосистеме «микрофлора кишечника-организм хозяина (карп)»: корреляционные связи между составом микрофлоры кишечника и показателями элементного статуса рыбы

Анализ контрольной группы выявил четкую дифференциацию бактериальных таксонов на уровне родов по характеру их отклика на присутствие макроэлементов, эссенциальных, условно-эссенциальных и токсичных элементов (рисунок 13).

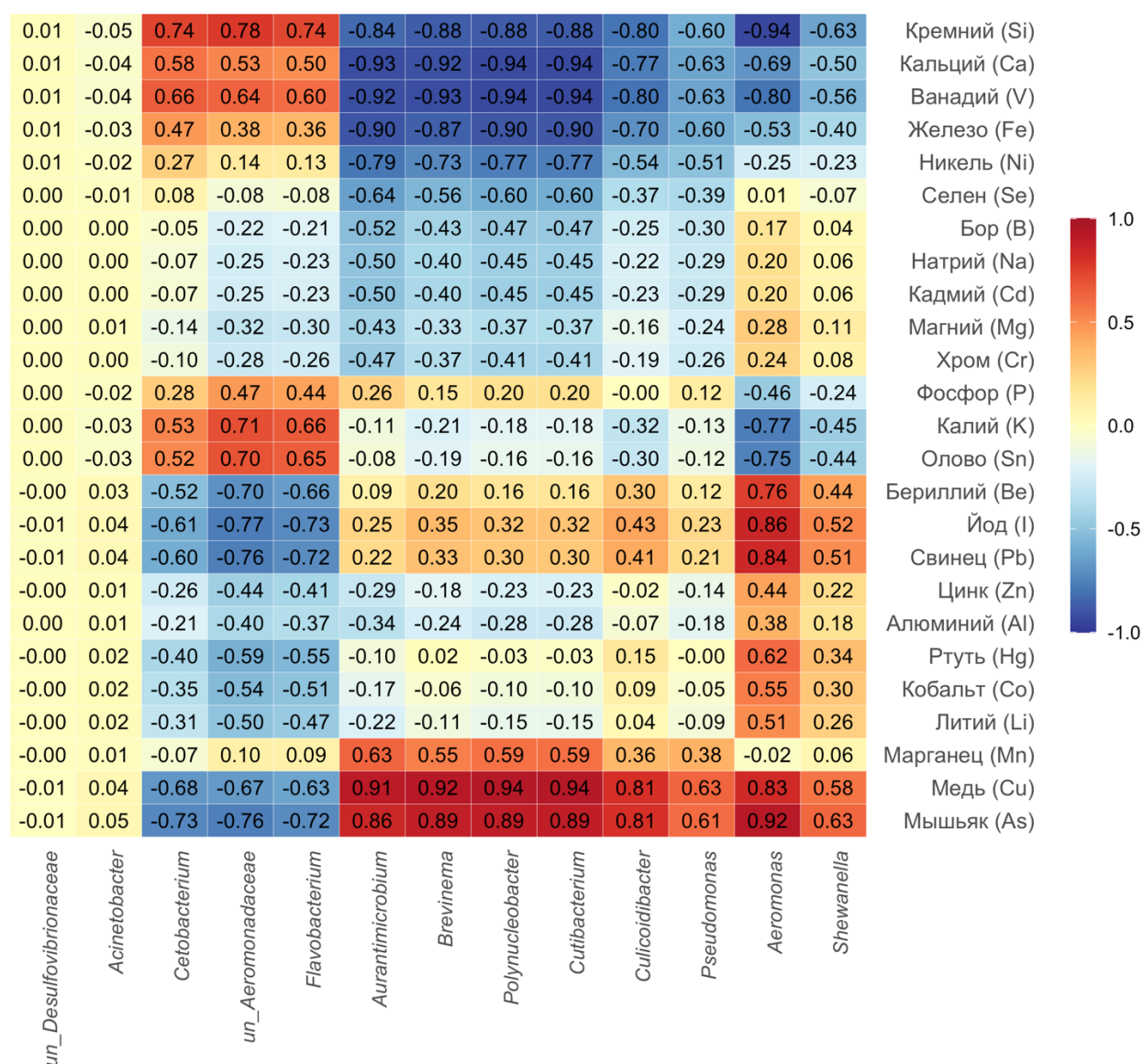


Рисунок 13 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в контрольной группе.

Наиболее выраженные связи формируют *Aurantimicrobium*, *Brevinema*, *Polynucleobacter*, *Cutibacterium* и *Culicoidibacter*, тогда как *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Shewanella* и неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* демонстрируют преимущественно слабые, близкие к нулю корреляции.

Численность рода *Aurantimicrobium* имеет прямую корреляцию с Cu ($r=0,91$), As ($r=0,86$) и обратную с Ca ($r=-0,93$), V ($r=-0,92$), Fe ($r=-0,90$), Si ($r=-0,84$), Ni ($r=-0,79$). Схожий профиль корреляционных связей демонстрируют роды *Brevinema*, *Polynucleobacter*, *Cutibacterium*.

Для неклассифицированных родов *Aeromonadaceae* отмечена прямая корреляция с Si ($r=0,78$), K ($r=0,71$) и обратная с I ($r=-0,77$), Pb ($r=-0,76$), As ($r=0,76$). Род *Flavobacterium* демонстрирует обратную корреляцию с I ($r=-0,73$), As ($r=-0,72$), Pb ($r=-0,72$), прямая корреляция отмечена только с Si ($r=0,74$).

Численность рода *Culicoidibacter* прямо коррелирует с Cu ($r=0,81$), As ($r=0,81$) и обратно с V ($r=-0,80$), Si ($r=-0,80$), Ca ($r=-0,77$), Fe ($r=-0,70$).

Род *Aeromonas* прямо коррелирует с As ($r=0,92$), I ($r=0,86$), Pb ($r=0,84$), Cu ($r=0,83$), Be ($r=0,76$) и обратно с Si ($r=-0,94$), V ($r=-0,80$), K ($r=-0,77$), Sn ($r=-0,75$).

Также корреляционные отклонения были установлены для численности рода *Cetobacterium* с прямой корреляцией с Si ($r=0,74$) и обратной к As ($r=-0,73$).

У родов *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Shewanella* и неклассифицированных родов *Desulfovibrionaceae*, не наблюдалось выраженных корреляционных отклонений с элементным составом мышечной ткани.

Включение в рацион карпа нанокompозита Mg-C в концентрации 0,2 мг/кг корма в I опытной группе привело к специфическим изменениям в структуре взаимодействия таксонов микробиома и накопления элементов в мышечной ткани (рисунок 14).

Численность рода *Brevinema* прямо коррелировала с концентрациями Fe ($r=0,87$), Be ($r=0,86$), Si ($r=0,83$), Ca ($r=0,76$), Mn ($r=0,76$) и обратно с Li ($r=-0,87$), Sn ($r=-0,84$), V ($r=-0,77$), B ($r=-0,72$).

Для численности рода *Polynucleobacter* отмечена прямая связь с Zn ($r=0,95$), P ($r=0,93$), Cu ($r=0,93$), I ($r=0,91$), Cd ($r=0,90$) и обратная с Hg ($r=-0,94$).

Численность рода *Aeromonas* отразилась прямой корреляцией с I ($r=0,88$), P ($r=0,88$), Zn ($r=0,86$), K ($r=0,84$), Na ($r=0,82$) и обратной с Hg ($r=-0,80$). Схожий профиль связей выявлен в отношении численности рода *Chryseobacterium*. У рода *Flavobacterium* отмечена только прямая корреляция с K ($r=0,81$), I ($r=0,80$), Na ($r=0,80$), Cr ($r=0,79$), P ($r=0,79$).

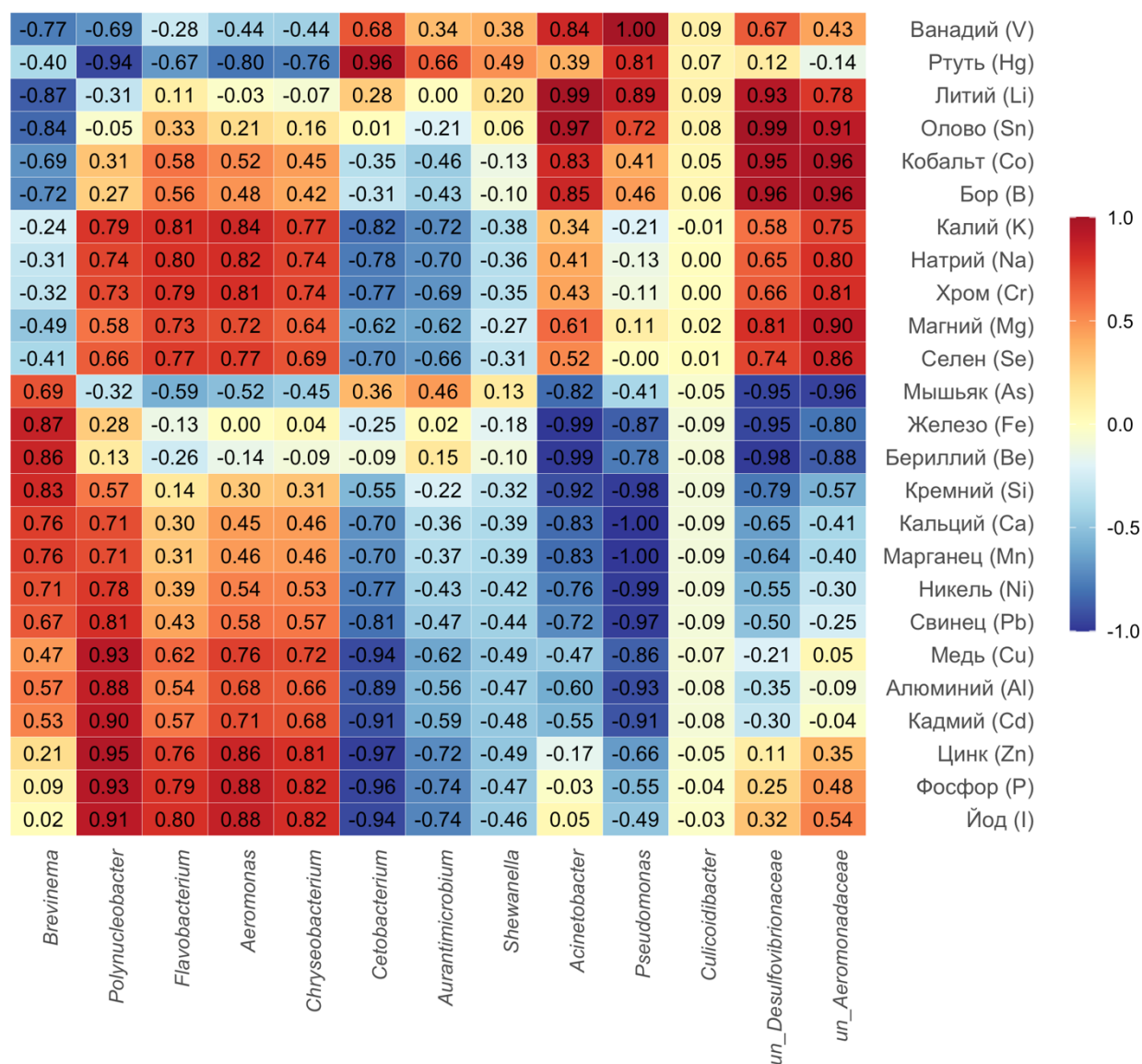


Рисунок 14 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в I опытной группе.

Численность рода *Cetobacterium* прямо коррелировала с Hg ($r=0,96$) и обратно с Zn ($r=-0,97$), P ($r=-0,96$), I ($r=-0,94$), Cu ($r=-0,94$), Cd ($r=-0,91$).

Для рода *Acinetobacter* отмечена прямая корреляционная связь с Li ($r=0,99$), Sn ($r=0,97$), В ($r=0,85$), V ($r=0,84$), Co ($r=0,83$) и обратная с Fe ($r=-0,99$), Be ($r=-0,99$), Si ($r=-0,92$), Ca ($r=-0,83$), Mn ($r=-0,83$).

Род *Pseudomonas* демонстрирует прямую корреляцию с V ($r=1,00$), Li ($r=0,89$), Hg ($r=0,81$), Sn ($r=0,72$) и обратную с Ca ($r=1,00$), Mn ($r=1,00$), Ni ($r=0,99$), Si ($r=0,98$), Pb ($r=0,97$).

У неклассифицированных родов *Desulfovibrionaceae* отмечена положительная корреляция с Sn ($r=0,99$), В ($r=0,96$), Co ($r=0,95$), Li ($r=0,93$), Mg ($r=0,81$) и отрицательная с Be ($r=-0,98$), As ($r=-0,95$), Fe ($r=-0,95$), Si ($r=-0,79$). Также у неклассифицированных родов *Aeromonadaceae* наблюдалась прямая связь с В ($r=0,96$), Co ($r=0,96$), Sn ($r=0,91$), Mg ($r=0,90$), Se ($r=0,86$) и обратная с As ($r=-0,96$), Be ($r=-0,88$), Fe ($r=-0,80$).

Численность рода *Aurantimicrobium* отразилась только с обратной корреляцией к I ($r=-0,74$), P ($r=-0,74$), Zn ($r=-0,72$), K ($r=-0,72$).

Численность родов *Shewanella*, *Culicoidibacter* не показала выраженных корреляций с элементным составом мышечной ткани.

Повышение нагрузки нанокompозита Mg-C до 0,4 мг/кг корма во II опытной группе (рисунок 15), сопровождалось проявлением корреляции численности рода *Flavobacterium* с прямой корреляцией с Mg ($r=0,94$), I ($r=0,94$), Se ($r=0,94$), Al ($r=0,94$), Na ($r=0,93$) и обратной к P ($r=-0,94$), В ($r=-0,94$), Mn ($r=-0,93$), Sn ($r=-0,91$), Li ($r=-0,86$).

Численность рода *Polynucleobacter* демонстрирует прямую корреляцию с Hg ($r=0,87$), Be ($r=0,73$) и обратную с Pb ($r=-0,87$), Cr ($r=-0,87$), Cd ($r=-0,86$), Fe ($r=-0,86$), V ($r=-0,84$).

У рода *Aeromonas* наблюдалась прямая корреляция с Ni ($r=0,76$), Sn ($r=0,72$) и обратная с K ($r=-0,72$), As ($r=-0,72$).

Численность неклассифицированных родов *Aeromonadaceae* прямо коррелировала с Ni ($r=0,89$), Sn ($r=0,71$) и обратно с K ($r=-0,92$), Cu ($r=-0,90$), Zn ($r=-0,81$), Co ($r=-0,76$), As ($r=-0,71$).

Численность рода *Pseudomonas* положительно коррелирует с Ni ($r=0,94$), Be ($r=0,81$), Sn ($r=0,72$) и отрицательно с K ($r=-0,99$), Cu ($r=-0,99$), Zn ($r=-0,92$), Co ($r=-0,87$), As ($r=-0,71$).

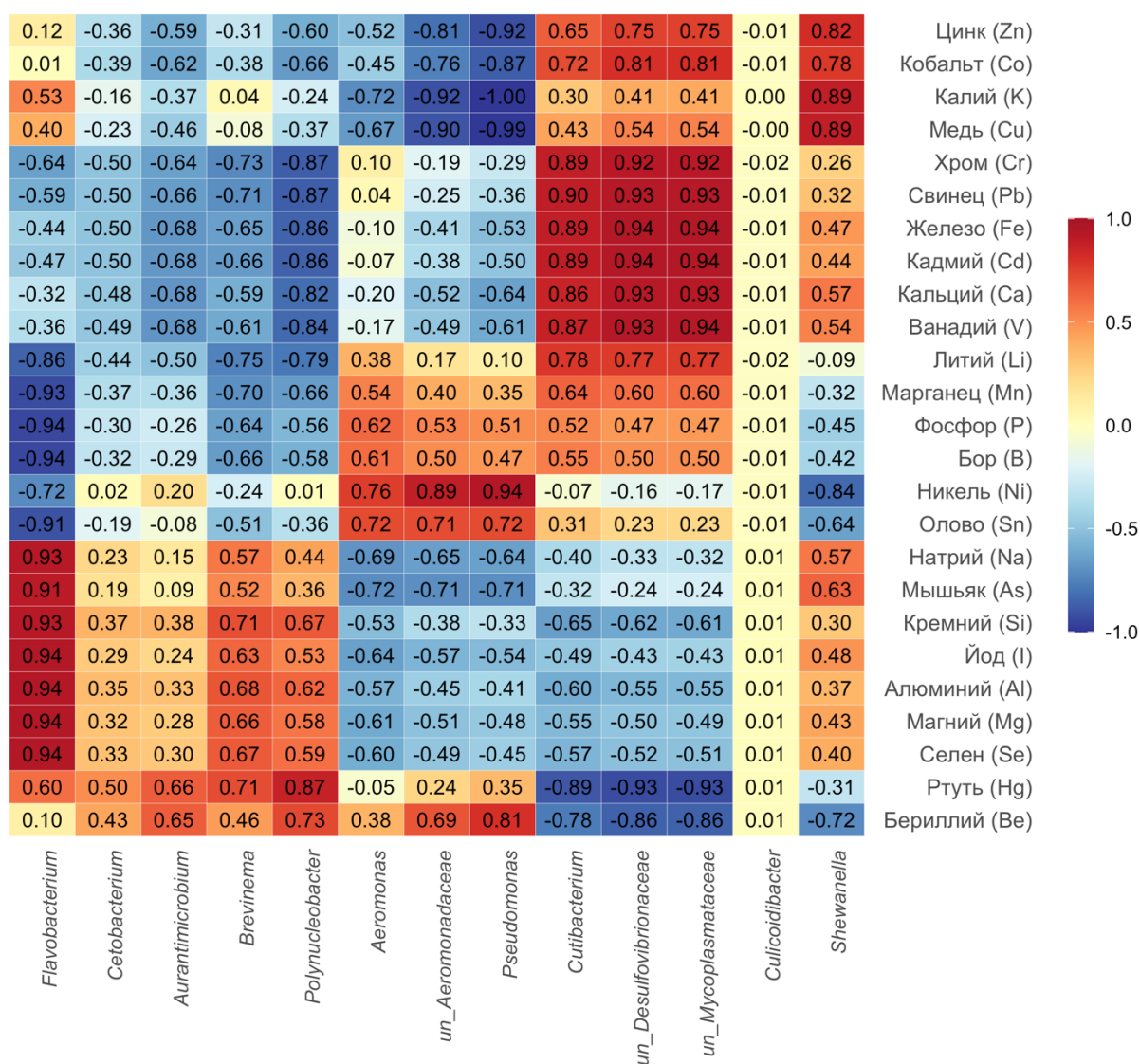


Рисунок 15 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов во II опытной группе.

Для рода *Cutibacterium* отмечена прямая связь с Pb ($r=0,90$), Cd ($r=0,89$), Cr ($r=0,89$), Fe ($r=0,89$), V ($r=0,87$) и обратная с Hg ($r=-0,89$), Be ($r=-0,78$).

Неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* демонстрируют прямую корреляцию с Cd ($r=0,94$), Fe ($r=0,94$), V ($r=0,93$), Pb ($r=0,93$), Ca ($r=0,93$) и

обратную с Hg ($r=-0,93$), Be ($r=-0,86$). Схожий профиль связей демонстрирует неклассифицированные рода *Mycoplasmataceae*.

Численность рода *Shewanella* имеет прямую корреляцию с K ($r=0,89$), Cu ($r=0,89$), Zn ($r=0,82$), Co ($r=0,78$) и обратную с Ni ($r=-0,84$), Be ($r=-0,72$).

Для родов *Cetobacterium*, *Aurantimicrobium*, *Culicoidibacter* выраженных корреляций с элементным составом мышечной ткани обнаружено не было.

Включение в рацион карпа нанокompозита Mn-C в концентрации 0,2 мг/кг корма в III опытной группе привело к специфическим изменениям в структуре взаимодействия таксонов микробиома и накопления элементов в мышечной ткани (рисунок 16).

Численность рода *Shewanella* прямо коррелирует с Cd ($r=0,81$), Ca ($r=0,79$), Mn ($r=0,75$), B ($r=0,74$), Zn ($r=0,73$) и обратно с Cr ($r=-0,80$), I ($r=-0,77$), K ($r=-0,77$), Hg ($r=-0,75$), Si ($r=-0,73$). Схожий профиль связей демонстрирует неклассифицированные рода *Mycoplasmataceae*.

Рода *Brevinema* оказывал прямую связь с Cd ($r=0,90$), Ca ($r=0,86$), Sn ($r=0,85$), Mn ($r=0,79$), B ($r=0,78$) и обратную с K ($r=-0,89$), Cr ($r=-0,87$), Mg ($r=-0,87$), I ($r=-0,82$), Li ($r=-0,81$).

Неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* демонстрируют прямую корреляцию по отношению к Cd ($r=0,95$), Ca ($r=0,92$), Mn ($r=0,86$), Sn ($r=0,85$), B ($r=0,85$) и обратную к Cr ($r=-0,93$), K ($r=-0,92$), I ($r=-0,89$), Mg ($r=-0,88$), Hg ($r=-0,86$).

Численность рода *Culicoidibacter* отмечена положительной корреляцией с Cu ($r=0,98$), As ($r=0,85$), Si ($r=0,85$), Hg ($r=0,82$), I ($r=0,76$) и отрицательная с Ni ($r=-0,99$), Fe ($r=-0,94$), Co ($r=-0,92$), Se ($r=-0,87$), Zn ($r=-0,84$).

Количественный состав рода *Chryseobacterium* прямо коррелировал с Cu ($r=0,92$), As ($r=0,84$), Si ($r=0,78$), Hg ($r=0,74$) и обратно с Ni ($r=-0,94$), Fe ($r=-0,92$), Co ($r=-0,90$), Se ($r=-0,86$), Pb ($r=-0,77$).

Численность рода *Flavobacterium* имеет прямую корреляцию с Cu ($r=0,93$), As ($r=0,85$), Si ($r=0,78$), Hg ($r=0,75$) и обратную с Ni ($r=-0,94$), Fe ($r=-0,92$), Co ($r=-$

0,90), Se ($r=-0,86$), Zn ($r=-0,77$). Похожие корреляционные связи отмечены у рода *Cutibacterium*.

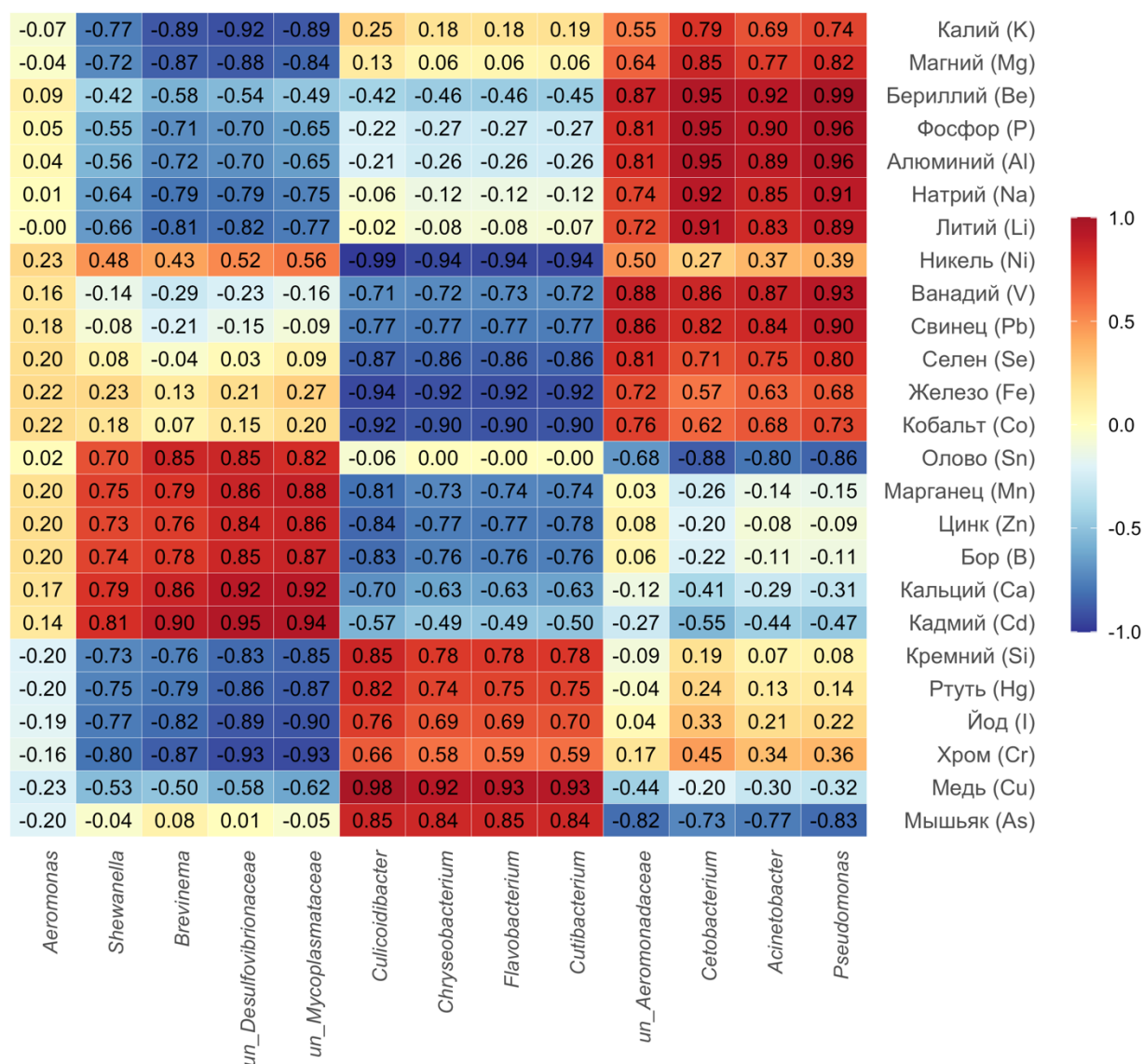


Рисунок 16 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в III опытной группе.

Для неклассифицированных родов *Aeromonadaceae* отмечена прямая связь с V ($r=0,88$), Be ($r=0,87$), Pb ($r=0,86$), P ($r=0,81$), Al ($r=0,81$) и обратная с As ($r=-0,82$).

Численность рода *Cetobacterium* демонстрирует прямую корреляцию с Be ($r=0,95$), P ($r=0,95$), Al ($r=0,95$), Na ($r=0,92$), Li ($r=0,91$) и обратную с Sn ($r=-0,88$), As ($r=-0,73$). Похожий, но менее выраженный эффект наблюдался по отношению

рода *Acinetobacter* с прямой корреляцией с Be ($r=0,92$), P ($r=0,90$), Al ($r=0,89$), V ($r=0,87$), Na ($r=0,85$) и обратной к Sn ($r=-0,80$), As ($r=-0,77$). Аналогичный эффект выявлен также для рода *Pseudomonas*.

Род *Aeromonas* не дал выраженных корреляций по отношению к элементному составу мышечной ткани.

Повышение нагрузки нанокompозита Mn-C до 0,4 мг/кг корма в IV опытной группе (рисунок 17), сопровождалось проявлением корреляции численности неклассифицированных родов *Aeromonadaceae* положительно коррелирующих с Zn ($r=0,99$), Mn ($r=0,97$), K ($r=0,96$), Pb ($r=0,96$), Si ($r=0,92$) и отрицательно с Hg ($r=-0,97$), Sn ($r=-0,96$), Ni ($r=-0,78$), Cu ($r=-0,78$), Al ($r=-0,76$).

Численность рода *Culicoidibacter* имеет прямую корреляционную связь с Na ($r=0,92$), Li ($r=0,92$), Si ($r=0,90$), Pb ($r=0,87$), K ($r=0,86$) и обратную с Cu ($r=-0,92$), Al ($r=-0,92$), Sn ($r=-0,87$).

Неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* демонстрируют прямую корреляцию по отношению к Na ($r=0,93$), P ($r=0,89$), Ca ($r=0,88$), Li ($r=0,88$), Si ($r=0,83$) и обратную к Al ($r=-0,94$), Cu ($r=-0,93$), Fe ($r=-0,84$), Sn ($r=-0,77$).

Количественный состав рода *Shewanella* оказывал положительную корреляцию с Cd ($r=0,98$), B ($r=0,92$), Cr ($r=0,91$), I ($r=0,89$), Ni ($r=0,85$) и отрицательную с V ($r=-0,98$), Fe ($r=-0,88$), Mg ($r=-0,87$), Se ($r=-0,85$), Co ($r=-0,85$).

Численный состав неклассифицированных родов *Mycoplasmataceae* отразился прямой корреляцией с Ni ($r=0,86$), Cr ($r=0,84$), B ($r=0,83$), Hg ($r=0,81$) и обратной с As ($r=-0,86$), Co ($r=-0,86$), Se ($r=-0,86$), Be ($r=-0,86$), Mg ($r=-0,85$).

Для численности родов *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Aeromonas*, *Aurantimicrobium*, *Cetobacterium*, *Brevinema*, *Polynucleobacter* выраженных корреляций с элементным составом мышечной ткани выявлено не было.

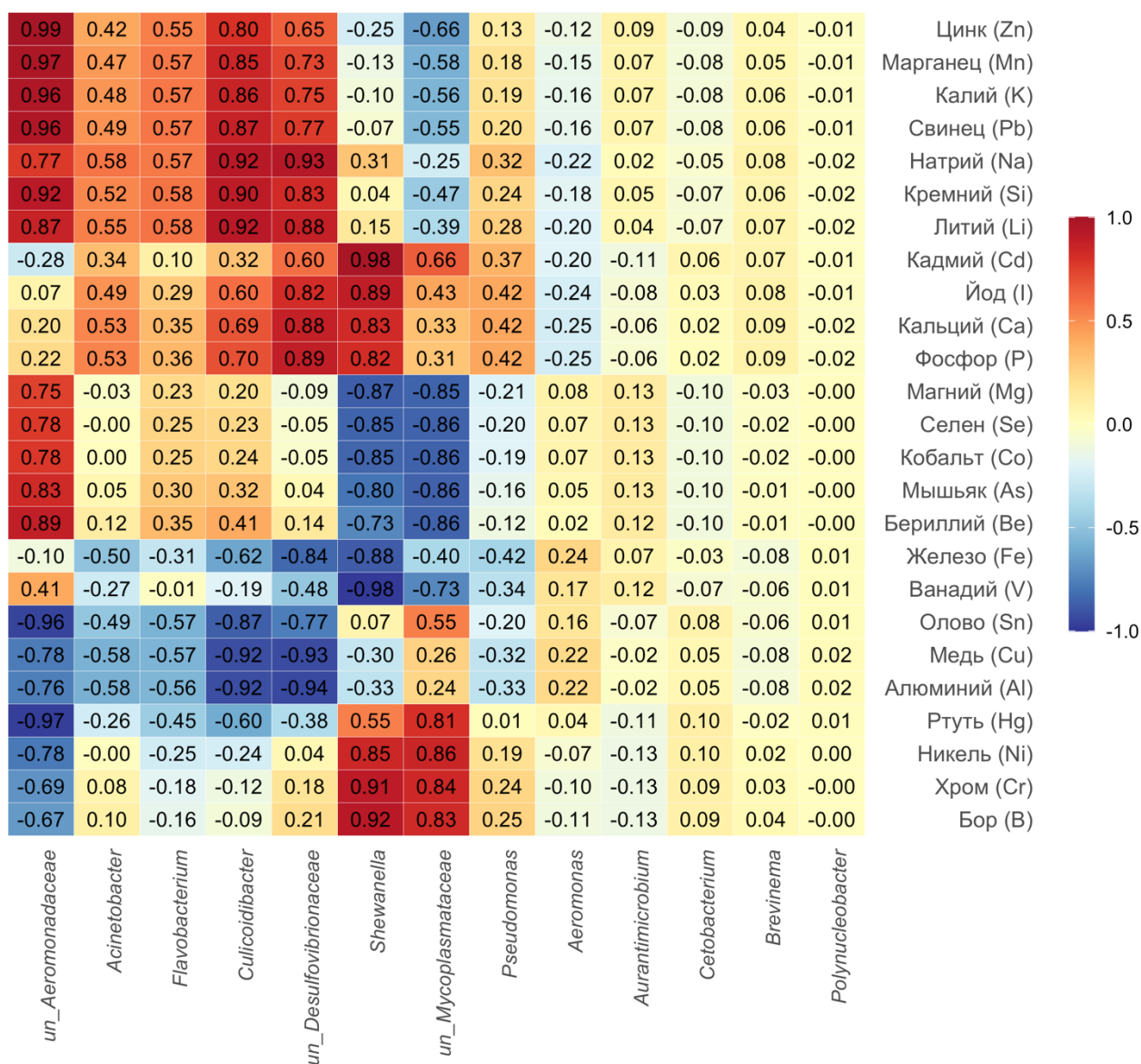


Рисунок 17 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в IV опытной группе.

Включение в рацион карпа нанокompозита Cu-C в концентрации 0,2 мг/кг корма в V опытной группе повлияло на структурные взаимодействия таксонов микробиома и накопления элементов в мышечной ткани (рисунок 18).

Численность рода *Brevinema* положительно коррелирует с I ($r=0,97$), B ($r=0,96$), Si ($r=0,90$), Al ($r=0,74$) и отрицательно с V ($r=-0,98$), K ($r=-0,98$), Cd ($r=-0,97$), Co ($r=-0,97$), Hg ($r=-0,97$).

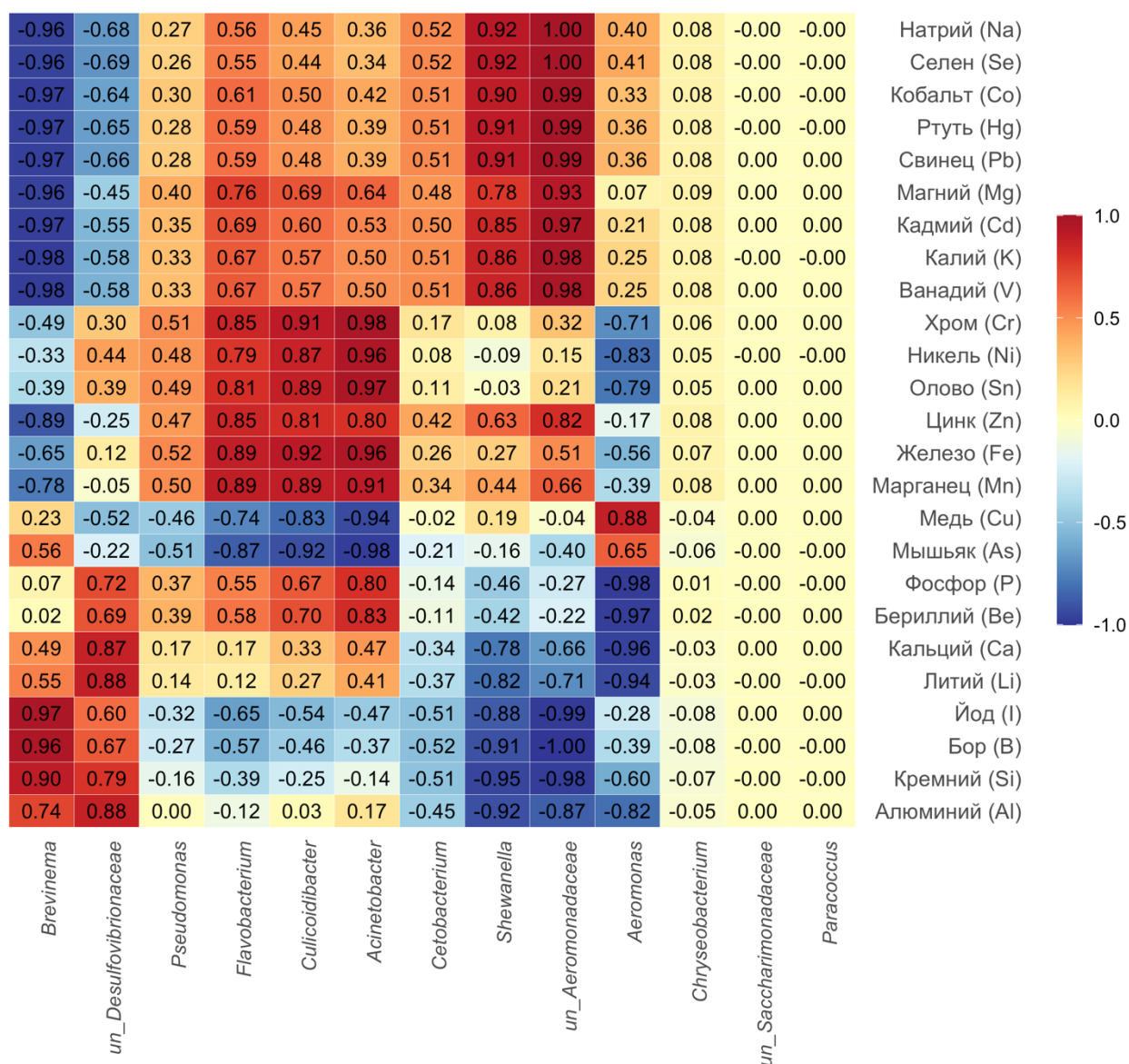


Рисунок 18 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в V опытной группе.

Род *Flavobacterium* демонстрирует прямую корреляцию с Mn ($r=0,89$), Fe ($r=0,89$), Zn ($r=0,85$), Cr ($r=0,85$), Sn ($r=0,81$) и обратную с As ($r=-0,87$), Cu ($r=-0,74$).

Неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* коррелировали с Li ($r=0,88$), Al ($r=0,88$), Ca ($r=0,87$), Si ($r=0,79$), P ($r=0,72$).

Численность рода *Culicoidibacter* отмечена положительной корреляцией по отношению к Fe ($r=0,92$), Cr ($r=0,91$), Mn ($r=0,89$), Sn ($r=0,89$), Ni ($r=0,87$) и

отрицательной с As ($r=-0,92$), Cu ($r=-0,83$). Похожий профиль связей демонстрирует род *Acinetobacter*.

Количественный состав рода *Shewanella* прямо коррелирует с Se ($r=0,92$), Na ($r=0,92$), Pb ($r=0,91$), Hg ($r=0,91$), Co ($r=0,90$) и обратно с Si ($r=-0,95$), Al ($r=-0,92$), В ($r=-0,91$), I ($r=-0,88$), Li ($r=-0,82$). аналогичные корреляционные связи отмечены у неклассифицированных родов *Aeromonadaceae*.

Численность рода *Aeromonas* имеет прямую корреляцию с Cu ($r=0,88$) и обратную с P ($r=-0,98$), Be ($r=-0,97$), Ca ($r=-0,96$), Li ($r=-0,94$), Ni ($r=-0,83$).

У родов *Pseudomonas*, *Cetobacterium*, *Chryseobacterium*, *un_Saccharimonadaceae*, *Paracoccus* не обнаружили выраженных корреляций с элементарным составом мышечной ткани.

Повышение нагрузки нанокompозита Cu-C до 0,4 мг/кг корма в VI опытной группе (рисунок 19), также вносило изменения в корреляционные связи между составом микрофлоры кишечника и элементарным статусом рыбы.

Неклассифицированные рода *Desulfovibrionaceae* положительно коррелируют с Li ($r=0,98$), Al ($r=0,98$), В ($r=0,98$), Cr ($r=0,98$), Mg ($r=0,98$), Mn ($r=0,97$), P ($r=0,96$), K ($r=0,95$), Be ($r=0,95$), Si ($r=0,89$), I ($r=0,87$), Pb ($r=0,82$) и Cd ($r=0,77$).

Численность рода *Pseudomonas* имеет прямую связь с Fe ($r=0,84$), Hg ($r=0,71$) и обратную с Pb ($r=-0,88$), Se ($r=-0,71$).

Род *Brevinema* демонстрирует прямую корреляцию с Fe ($r=0,99$), Hg ($r=0,94$), Ca ($r=0,90$), Co ($r=0,72$) и обратную с Se ($r=-0,94$), Pb ($r=-0,87$), As ($r=-0,79$).

У рода *Shewanella* отмечена положительная корреляция с Fe ($r=0,94$), Hg ($r=0,88$), Ca ($r=0,84$) и отрицательная с Se ($r=-0,88$), Pb ($r=-0,84$), As ($r=0,73$). Схожий профиль связей демонстрируют роды *Aurantimicrobium*, *Chryseobacterium*, *Polynucleobacter*, *Culicoidibacter*, *Acinetobacter*.

Численность рода *Flavobacterium* прямо коррелирует с Sn ($r=0,97$), As ($r=0,95$), Se ($r=0,84$) и обратно с Zn ($r=-0,97$), Co ($r=-0,97$), Ni ($r=-0,90$), Cu ($r=-0,90$), Ca ($r=-0,88$).

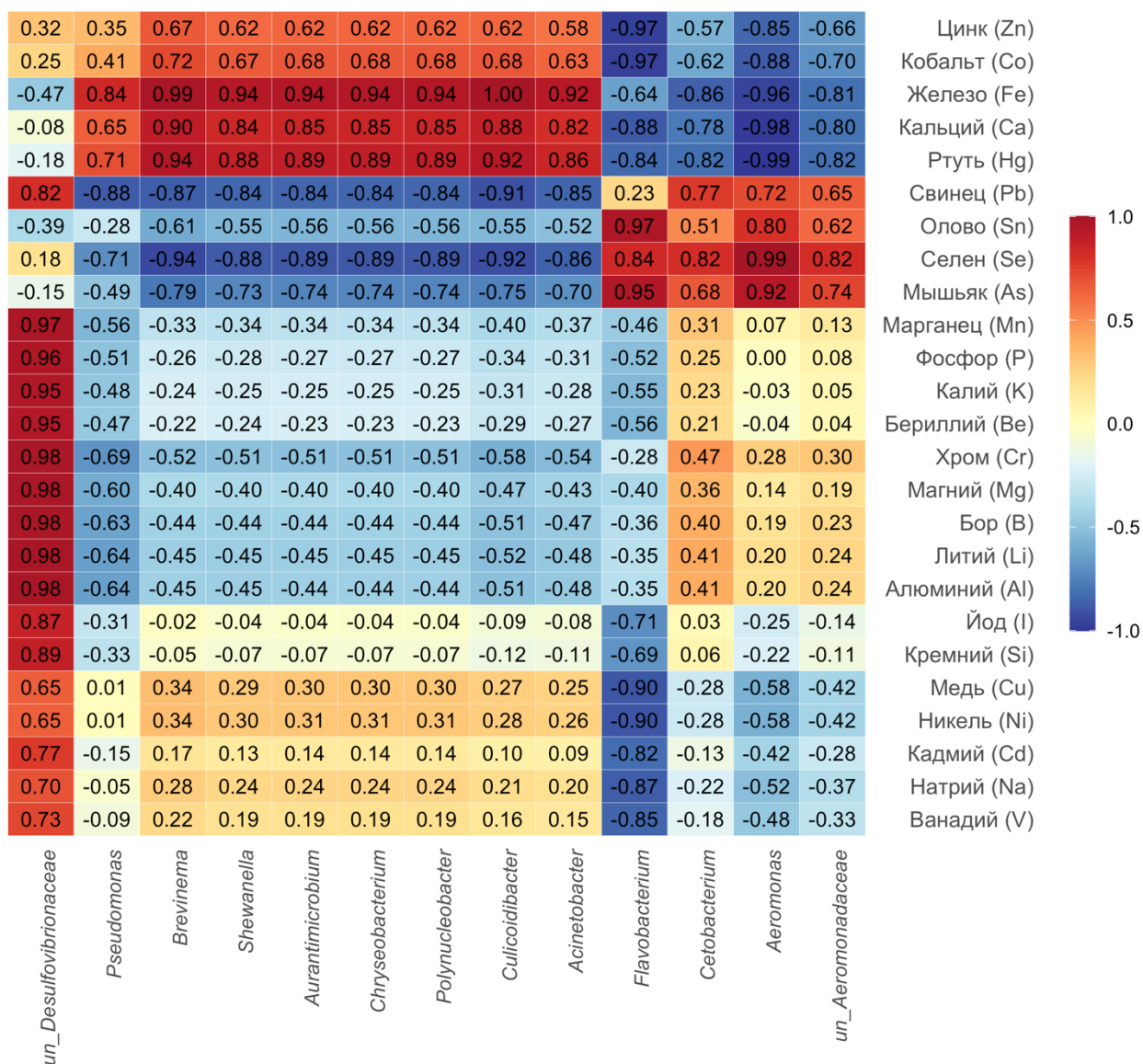


Рисунок 19 – Тепловая карта корреляции накопления химических элементов и количественного состава микробиома кишечника карпа на уровне родов в VI опытной группе.

Количественный состав рода *Aeromonas* имеет прямую корреляцию с Se ($r=0,99$), As ($r=0,92$), Sn ($r=0,80$), Pb ($r=0,72$) и обратную с Hg ($r=-0,99$), Ca ($r=-0,98$), Fe ($r=-0,96$), Co ($r=-0,88$), Zn ($r=-0,85$).

У неклассифицированного рода *Aeromonadaceae* отмечена положительная корреляция по отношению к Se ($r=0,82$), As ($r=0,74$) и отрицательная к Hg ($r=-0,82$), Fe ($r=-0,81$), Ca ($r=-0,80$).

2.2.1.6 Резюме по итогам первого эксперимента

По результатам I эксперимента на модели карпа (*Cyprinus carpio*) установлено, что включение в рацион металл-углеродных нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма не сопровождалось ухудшением поведения, внешнего вида и сохранности рыбы (выживаемость 100 % во всех группах), однако оказало влияние на комплексную перестройку микробиома кишечника, гематологического, биохимического и элементного статуса организма.

При исследовании микробиома зафиксированы изменения альфа-разнообразия (рост индексов Шеннона и Симпсона, наиболее выраженный в группах Cu-C и Mg-C) при сохранении базовой архитектуры сообщества по данным бета-разнообразия, а также направленная перестройка таксономического состава, под действием Cu-C в дозировке 0,4 мг/кг, доля *Pseudomonadota* возрастала на 34 %, а облигатно-анаэробных *Fusobacteriota* снижалась на 37 % при одновременном увеличении факультативно-анаэробных *Shewanellaceae* на 120 %, что указывает на избирательное антибактериальное действие меди.

Ростостимулирующий эффект проявлялся с шестой недели с максимумом на восьмой, что говорит о метаболических изменениях в организме карпа; наиболее выраженным он был в группах, получавших Cu-C 0,2 мг/кг (+15,3 %, $p \leq 0,001$) и Mn-C 0,2 мг/кг (+10,8 %, $p \leq 0,01$), тогда как включение Mg-C достоверного влияния на рост не оказал. Важным обстоятельством являлось преимущественное снижение активности АЛТ и АСТ в отсутствие признаков цитолиза, не позволяет трактовать действие нанокompозитов как гепатотоксическое при исследованных дозах.

Со стороны элементного статуса все нанокompозиты закономерно снижали содержание кальция в мышечной ткани (максимально Mg-C (0,2 мг/кг) на 70,3 %, $p \leq 0,001$) при сохранении гомеостатической регуляции уровня самих вносимых металлов и обеспечивали выраженный дезинтоксикационный эффект - снижение кадмия на 90,0–98,9 % ($p \leq 0,001$), а для Mg-C и Cu-C в том числе и ртути, что

имеет прямое значение для пищевой безопасности продукции. Наиболее благоприятным микроэлементным профилем (обогащение селеном, йодом, цинком и медью) обладал Mn-C, наиболее стабильным Cu-C; при этом накопление свинца и алюминия в группе Mg-C 0,4 мг/кг определило приоритет более низкой дозировки 0,2 мг/кг корма как оптимальной.

Накопление химических элементов мышечной ткани рыбы сопровождалось преимущественно умеренными изменениями коэффициентов загрязнения C_f относительно контроля. Во всех опытных группах большая часть химических элементов находилась в пределах низкого и умеренного уровня загрязнения, единственным исключением стал Pb ($C_f = 3,13$) в группе получавший Mn-C в дозировке 0,4 мг/кг корма, достигший высокого уровня загрязнения.

Отдельно можно отметить сниженные содержания Cd во всех опытных группах ($C_f = 0,01-0,08$), свидетельствующий об отсутствии его концентрирования в мышечной ткани.

Рассчитанные по этим данным суммарный индекс потенциального экологического риска составил от 60,1 до 105,0 во всех опытных группах что не превышает верхних порогов низкой степени риска. Что соответствует концентрации загрязняющих веществ в опытных группах близким к фону контрольной группы.

Корреляционный анализ выявил тесные и специфичные связи между количественным составом микробиома кишечника и элементным профилем мышечной ткани, реорганизация которых под действием нанокompозитов согласуется с представлением о ведущей роли микрофлоры в трансформации элементного статуса рыбы.

Таким образом, нами было предложено, что направленная модуляция микробиома кишечника металл-углеродными нанокompозитами способна опосредованно изменять элементный статус и физиологическое состояние гидробионтов, а установленная оптимальность дозировки 0,2 мг/кг корма и дезинтоксикационный потенциал препаратов создают основу для оценки их действия на уровне целостной модельной аквабиосистемы. Для подтверждения

данного предположения и изучения эффектов нанокompозитов в трофических взаимодействиях сообщества «*Lemna minor* – *Planorbis planorbis* – *Daphnia magna* – *Cyprinus carpio*» был проведён II эксперимент.

2.2.2 Результаты II эксперимента

На основании полученных результатов I эксперимента был поставлен II эксперимент, в рамках которого изучено влияние нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в концентрации 0,2 мг/кг, на аквабиосистему через опосредованное поступление в систему путем скармливания карпу.

2.2.2.1 Оценка общего состояния экосистемы в ходе исследований

На протяжении всего эксперимента оценка поведения и внешнего вида рыбы не выявила различий между контрольной и опытными группами. Рыба сохраняла активность, была подвижной, большую часть времени держалась в толще воды стаяй.

Карпы активно поедали корм и реагировали на внешние раздражители. Вялость и неравномерные движения отсутствовали.

Состояние чешуи и кожи было в норме, чешуя плотно прилегала к телу, с естественным слоем слизи. Наличие язв, ерошение чешуи, кровоизлияния не выявлялось.

Глаза прозрачные, слегка выпуклые, без помутнений и западений. Жабры ярко-красного цвета, без пятен и признаков некроза. Признаков инфекционных заболеваний или воздействия условно-патогенной микрофлоры не обнаружено. При вскрытии визуально наблюдаемых патологоанатомических изменений выявлено не было.

Состояние сопутствующих консументов экосистемы также сохранялось в пределах нормы: катушки (*Planorbis planorbis*) оставались подвижными, с целостной раковиной; ряска (*Lemna minor*) сохраняла тургор и естественную

окраску листецов без признаков хлороза в I и II опытных группах, в III опытной группе наблюдался хлороз листецов.

На протяжении исследования температура воды в аквариумах составила 22 ± 2 °С, уровень растворенного в воде кислорода сохранялся на уровне 6-9 мг/л, рН – $7 \pm 0,5$.

2.2.2.2 Динамика численности популяции *Daphnia magna*

Опосредованное включение нанокмппозитов в среду обитания оказало влияние на выживаемость дафний. Выраженность эффекта различалась между группами (таблица 9, рисунок 20). Во всех опытных вариантах кумулятивная гибель превысила контрольные значения, тогда как суммарный приплод остался практически неизменным (таблица 10).

Таблица 9 – Результаты еженедельного учёта живых, погибших особей и приплода *Daphnia magna*

Группа	Показатель	Начало	Неделя							
			1	2	3	4	5	6	7	8
контроль	Живые, особей	10	7	6	10	9	9	9	8	17
	Погибшие, особей	0	3	5	6	1	1	1	3	7
	Приплод, особей	–	0	4	10	0	1	1	2	16
I опытная	Живые, особей	10	9	8	13	9	12	12	9	9
	Погибшие, особей	0	1	6	5	5	3	2	3	10
	Приплод, особей	–	0	5	10	1	6	2	0	10
II опытная	Живые, особей	10	6	11	9	9	9	8	12	4
	Погибшие, особей	0	4	6	7	5	4	2	2	10
	Приплод, особей	–	0	11	5	5	4	1	6	2
III опытная	Живые, особей	10	7	11	7	9	10	13	9	11
	Погибшие, особей	0	3	3	8	4	3	2	4	7
	Приплод, особей	–	0	7	4	6	4	5	0	9

Таблица 10 – Показатели выживаемости и смертности *Daphnia magna*

Показатель	Группа			
	Контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Всего за опыт, особей	44	44	44	45
Приплод за опыт, особей	34	34	34	35
Погибло за опыт, особей	27	35	40	34
Кумулятивная смертность, %	61,4	79,5	90,9	75,6

Показатель	Группа			
	Контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Средненедельная смертность, %	24,9	28,5	36,4	30,2
Смертность на 8-й неделе, %	29,2	52,6	71,4	38,9
Живых на 8-й неделе, особей	17	9	4	11
Выживаемость, %	38,6	20,5	9,1*	24,4

Примечание: различия с контролем по соотношению «выжил / погиб» * – $p < 0,01$

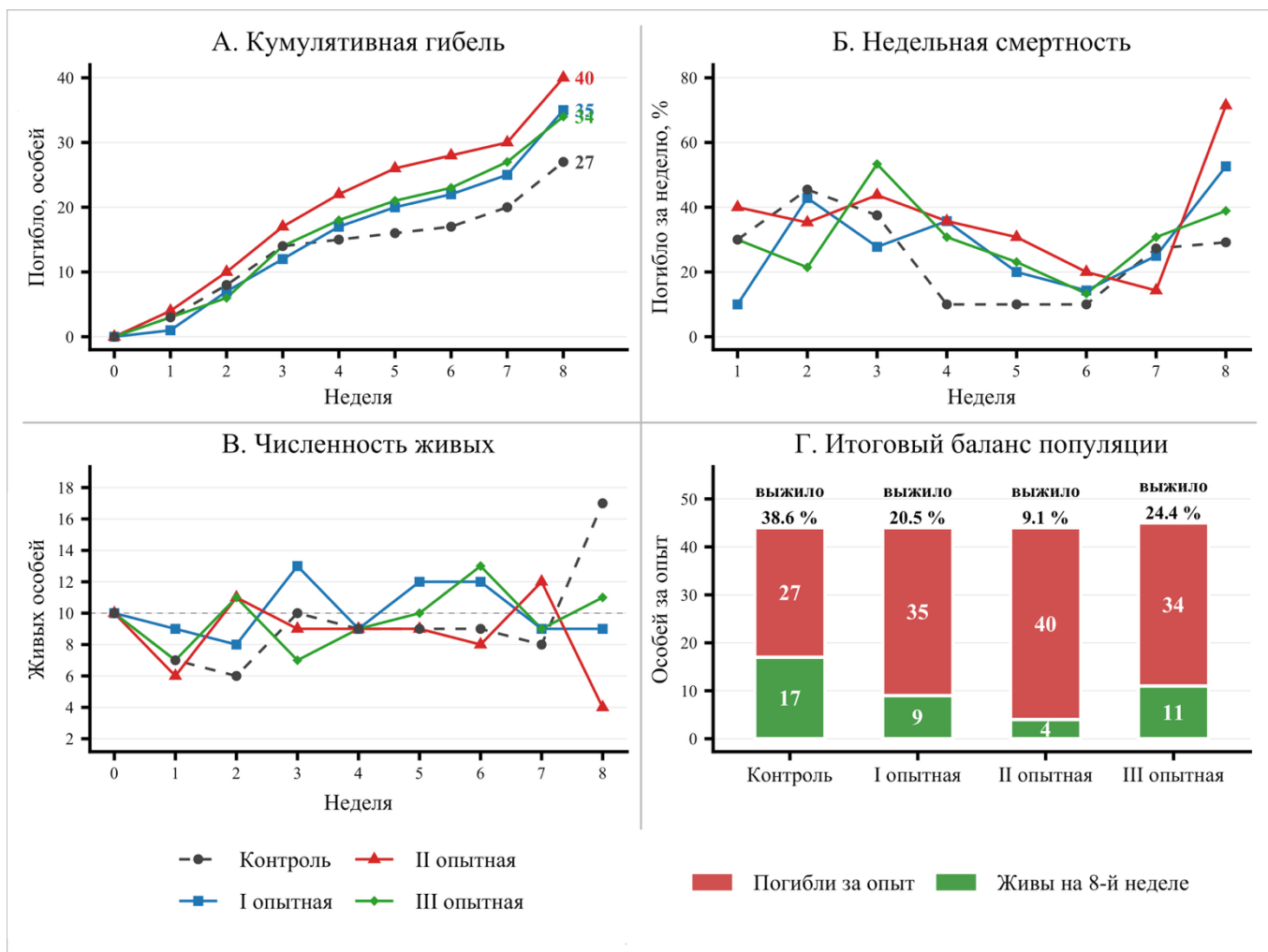


Рисунок 20 – Выживаемость и смертность *Daphnia magna*: А) кумулятивная гибель; Б) недельная смертность; В) численность живых особей; Г) итоговый баланс популяции.

В контрольной группе гибель нарастала наиболее медленно среди всех вариантов. После возросшей смертности в первые три недели (30,0; 45,5 и 37,5 % соответственно) на 4–6-й неделях наблюдался период стабилизации с минимальными потерями, по 10,0 % еженедельно. К концу опыта смертность

вновь возросла до 27,3 % на 7-й и 29,2 % на 8-й неделе. Суммарно за эксперимент погибло 27 особей, наименьшее значение среди групп.

В I опытной группе на 1-й неделе отмечена самая низкая начальная смертность среди всех групп 10,0 %, однако на 2-й неделе она возросла до 42,9 %. На 4–7-ой неделях показатель постепенно снижался с 35,7 до 18,2 %, но на 8-й неделе произошёл резкий подъём до 52,6 %. Кумулятивная гибель составила 35 особей, итоговая выживаемость – 20,5 %.

Во II опытной группе смертность была стабильно повышенной на протяжении почти всего опыта, на 1-й неделе – 40,0 %, на 3-й неделе – 43,8 %, на 4-ой неделе – 35,7 %. На 6-7 неделях наблюдалось снижение на 20,0 и 14,3 % соответственно, к концу эксперимента на 8-й неделе смертность достигла максимального значения – 71,4 %. Суммарная гибель составила 40 особей, итоговая выживаемость – 9,1 %. ($p < 0,01$).

В III опытной группе наблюдалась волнообразная динамика после умеренной смертности на 1–2-й неделях (30,0 и 21,4 % соответственно) на 3-й неделе зафиксировано максимальное значение – 53,3 %. После, на 4-6 неделях показатель снижался на 30,8 %, 23,1 и 13,3 % соответственно, затем наблюдалось повышение до 30,8 % на 7-й неделе и 38,9 % на 8-й неделе. Всего погибло 34 особи, итоговая выживаемость составила 24,4 %.

2.2.2.3 Оценка микробиологического состояния водной среды экосистемы в ходе исследований

Полученная динамика ОМЧ отражает избирательное, зависящее от типа металла и срока экспозиции воздействие нанокompозитов на микробное сообщество воды (таблицы 11-12).

Относительно контроля численность КМАФАнМ в опытных группах была существенно выше уже в начале эксперимента. К третьей неделе это превышение нивелировалось на фоне резкого роста бактериальной обсеменённости контрольной воды: в I опытной группе уровень оказался ниже контроля на 39,3%,

во II опытной группе превышение составило – 19,0 %, тогда как в III опытной группе наблюдалось превышение на 71,3 % ($p \leq 0,05$). К восьмой неделе относительно контроля КМАФАнМ было повышено в I опытной группе на 106,8 % ($p \leq 0,01$) и в III опытной группе на 31,9 % ($p \leq 0,05$), но снижено во II опытной группе на 47,0 % ($p \leq 0,01$).

Таблица 11 – Общее микробное число воды относительно контрольной группы, КОЕ/100мкл

Неделя	Показатель	Группа			
		Контроль	I опытная	II опытная	III опытная
1	КМАФАнМ	13,3±2,43	168,7±24,8**	208±33,1**	65,0±6,51**
	Энтеробактерии	21,0±4,04	97,3±8,45**	189±19,9**	15,3±3,38
	Лактобациллы	3,33±1,86	17,0±2,31**	17,0±1,53**	1,67±0,33
3	КМАФАнМ	82,3±11,6	50,0±7,94	98,0±9,07	141±9,29*
	Энтеробактерии	2,33±1,45	30,0±6,11*	20,0±3,21**	22,7±2,19
	Лактобациллы	0	4,67±1,20*	1,67±0,67	15,0±3,21*
8	КМАФАнМ	117±7,57	242±18,2**	62,0±8,72**	154±6,89*
	Энтеробактерии	8,33±1,45	2,33±0,33*	0,67±0,33**	2,00±1,15*
	Лактобациллы	13,0±2,08	15,7±3,67	9,67±1,45*	123±5,61***

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Анализ грамотрицательных микроорганизмов семейства *Enterobacteriaceae*, в том числе бактерий группы кишечной палочки, во всех опытных группах выявил устойчивую тенденцию к снижению относительно контроля к концу эксперимента: наиболее выраженную во II опытной группе на 92,0 % ($p \leq 0,01$) и в I опытной группе на – 72,0 % ($p \leq 0,05$); в III опытной группе снижение составило 76,0 % ($p \leq 0,05$). Общее микробное число лактобацилл относительно контроля вело себя разнонаправленно, в начале эксперимента пул был повышен в I и II опытных группах на 410 % ($p \leq 0,01$) и снижен в III опытной группе на 50 %, после чего на восьмой неделе зафиксировано резкое превышение относительно контроля на 843,6 % ($p \leq 0,001$).

На период окончания эксперимента численность КМАФАнМ претерпевала во всех опытных группах, на третьей неделе в сравнении с началом эксперимента уровень бактерий был достоверно снижен в I опытной группе на 70,4 % ($p \leq 0,05$), во II опытной группе на 53,0 % ($p \leq 0,05$) и повышен в контрольной группе на 517,5

% ($p \leq 0,01$), и в III опытной группе на 116,9 % ($p \leq 0,01$). При этом на период окончания (8 неделя) эксперимента в сравнении с началом опыта КМАФАнМ оставалось повышенным в контроле на 777,5 % ($p \leq 0,001$) и в III опытной группе на 137,4 % ($p \leq 0,001$); в I опытной группе показатель вернулся к исходному уровню 43,5 %, а во II опытной группе сохранялось снижение на 70,2 % ($p \leq 0,05$).

Таблица 12 – Общее микробное число воды относительно начала эксперимента, КОЕ/100мкл

Неделя	Показатель	Группа			
		Контроль	I опытная	II опытная	III опытная
1	КМАФАнМ	13,3±2,43	168,7±24,8	208±33,1	65,0±6,51
	Энтеробактерии	21,0±4,04	97,3±8,45	189±19,9	15,3±3,38
	Лактобациллы	3,33±1,86	17,0±2,31	17,0±1,53	1,67±0,33
3	КМАФАнМ	82,3±11,6**	50,0±7,94*	98,0±9,07*	141±9,29**
	Энтеробактерии	2,33±1,45*	30,0±6,11**	20,0±3,21**	22,7±2,19
	Лактобациллы	0	4,67±1,20**	1,67±0,67***	15,0±3,21*
8	КМАФАнМ	117±7,57***	242±18,2	62,0±8,72*	154±6,89***
	Энтеробактерии	8,33±1,45*	2,33±0,33***	0,67±0,33***	2,00±1,15*
	Лактобациллы	13,0±2,08*	15,7±3,67	9,67±1,45*	123±5,61***

Примечание: различия с началом * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Анализ ОМЧ грамотрицательных микроорганизмов семейства *Enterobacteriaceae*, в том числе бактерий группы кишечной палочки, показал устойчивое снижение уровня биоты к концу эксперимента, в контрольной группе на 60,3 % ($p \leq 0,05$), в I опытной группе на 97,6 % ($p \leq 0,001$), во II опытной группе на 99,7 % ($p \leq 0,001$) и в III опытной группе на 87,0 % ($p \leq 0,05$) в сравнении с началом эксперимента. На третьей неделе в опытных группах фиксировали разнонаправленную динамику, снижение в I опытной группе на 69,2 % ($p \leq 0,01$) и во II опытной группе на 89,4 % ($p \leq 0,01$) при повышении в III опытной группе на 47,8 % ($p > 0,05$).

Общее микробное число лактобацилл в воде показало преимущественно рост на протяжении эксперимента. Наиболее выраженное увеличение зафиксировано в III опытной группе на третьей неделе в сравнении с началом эксперимента пул лактобактерий увеличился в 9 раз (+800%, $p \leq 0,05$), а к восьмой неделе эксперимента более чем в 73 раза (+7260%, $p \leq 0,001$). В контрольной

группе к восьмой неделе численность лактобацилл возросла на 290 % ($p \leq 0,05$). В I и II опытных группах к концу эксперимента пул лактобактерий, напротив, снизился относительно исходного на 7,8 % ($p > 0,05$) и на 43,1 % ($p \leq 0,05$) соответственно.

2.2.2.4 Адаптационные изменения в организме *Cyprinus carpio*

Введение в рацион карпа препаратов нанокompозитов не оказало выраженного негативного действия на организм карпа, что хорошо видно по динамике роста рыбы (рисунок 21).

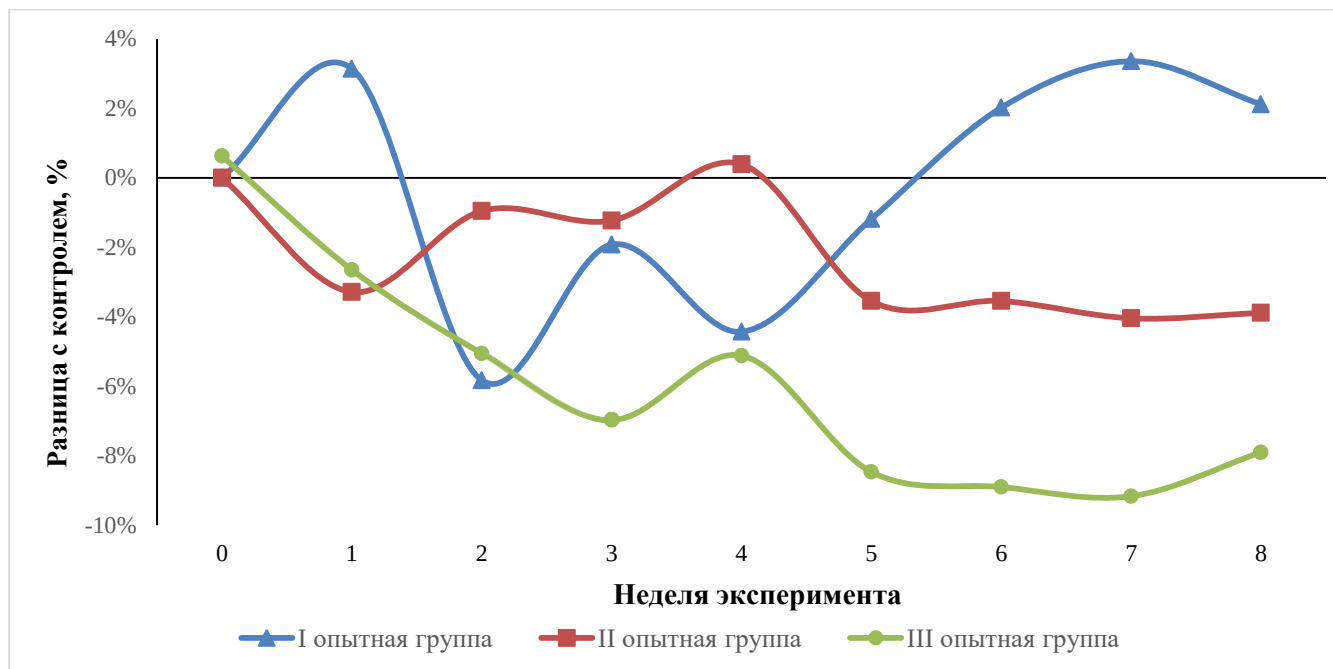


Рисунок 21 – Динамика роста рыб относительно значений контрольной группы

На протяжении всего эксперимента достоверных различий по динамике роста в сравнении с контролем выявлено не было. Однако стоит отметить, что наблюдалось разнонаправленное влияние исследуемых нанокompозитов в сравнении со значениями контрольной группы. В I опытной группе масса рыб в отдельные периоды незначительно превышала значения контроля и к концу эксперимента составила 2,12 %. Во II опытной группе прирост массы был ниже

контрольных значений на протяжении всего опыта и зафиксировался на уровне - 3,89 % с 5 недели эксперимента. Наиболее выраженное снижение роста зафиксировано в III опытной группе начиная с 1 недели эксперимента достигая максимальных значений на 7 неделе (-9,17 %).

Присутствие в среде обитания нанокompозитов отразилось в изменении обмена макроэлементного состава в теле карпа (таблица 13).

Таблица 13 – Содержание макроэлементов в теле карпа в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Na	726±17,0	668±5,00**	611±26,0**	531±27,0***
Mg	188±15,0	197±13,0	204±19,0	207±15,0
P	4477±447	4453±487	4912±395	4761±216
K	669±19,0	688±5,00	547±22,0**	502±26,0***
Ca	6406±448	6247±341	7178±613	6928±466
Σ, ммоль/кг	361±25,4	354±22,4	387±29,3	371±20,9

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Среди макроэлементов отмечено достоверное снижение натрия в I опытной группе – на 8,1 % ($p \leq 0,01$), во II опытной группе – на 15,9 % ($p \leq 0,01$), в III опытной группе – на 26,9 % ($p \leq 0,001$). Снижение калия наблюдалось во II опытной группе – на 18,1 % ($p \leq 0,01$) и в III опытной группе – на 25,0 % ($p \leq 0,001$).

Изменения в обмене всех оцениваемых макроэлементов сопровождалось снижением с 361 ммоль/кг в контрольной группе до 354 ммоль/кг в I опытной группе и повышением до 387 ммоль/кг в II опытной группе и 371 ммоль/кг в III опытной группе.

Среди эссенциальных микроэлементов в I опытной группе было выявлено снижение уровня железа на 14,3 % ($p \leq 0,05$) и йода на 23,2 %, с одновременным увеличением уровня цинка на 17,9 % ($p \leq 0,05$). Во II опытной группе отмечалось снижение уровня хрома на 56,3 % ($p \leq 0,001$), железа на 21,4 % ($p \leq 0,01$), меди на

13,8 % ($p \leq 0,05$), селена на 18,5 % ($p \leq 0,05$), йода на 26,4 % ($p \leq 0,001$) и увеличение молибдена на 21,2 % ($p \leq 0,01$) (таблица 14).

Таблица 14 – Содержание микроэлементов в теле карпа в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Li	0,01±0,001	0,01±0,002	0,01±0,001	0,02±0,002**
Cr	0,17±0,09	0,16±0,02	0,07±0,01***	0,13±0,01*
Mn	2,90±0,11	3,12±0,37	3,36±0,40	3,58±0,13**
Fe	19,7±0,94	16,9±0,70*	15,5±0,28**	22,1±2,28
Co	0,01±0,001	0,01±0,001	0,01±0,001	0,01±0,001
Ni	0,04±0,005	0,04±0,004	0,04±0,004	0,05±0,004
Cu	0,56±0,04	0,51±0,04	0,49±0,02*	0,59±0,06
Zn	28,2±1,84	33,3±2,42*	30,4±1,93	32,4±1,81*
Se	0,13±0,01	0,11±0,01	0,11±0,0107*	0,11±0,02
Mo	0,02±0,002	0,02±0,002	0,03±0,001**	0,04±0,003**
I	0,68±0,02	0,52±0,02***	0,50±0,02***	0,15±0,02***
Σ, ммоль/кг	0,86±0,04	0,89±0,05	0,82±0,03	0,97±0,07

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В III опытной группе наблюдалось снижение уровня хрома на 20,3 % ($p \leq 0,05$) и йода на 78,0 % ($p \leq 0,001$) и увеличение уровня марганца на 23,3 % ($p \leq 0,01$), цинка на 14,9 % ($p \leq 0,05$), лития на 74,1 % ($p \leq 0,01$) и молибдена на 58,7 % ($p \leq 0,01$).

Изменения в обмене пула микроэлементов сопровождались повышением с 0,86 ммоль/кг в контрольной группе до 0,89 ммоль/кг в I опытной группе, 0,97 ммоль/кг в III опытной группе и снижением до 0,82 ммоль/кг в II опытной группе.

Включение нанокompозитов также отразилось на содержании токсических элементов в теле рыб (таблица 14).

В I опытной группе зафиксировано снижение уровня висмута на 24,0 % ($p \leq 0,01$), ртути на 23,0 % ($p \leq 0,01$) с повышением уровня кадмия на 40,6 % ($p \leq 0,05$) (таблица 15).

Таблица 15 – Содержание токсических химических элементов в теле карпа в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Al	6,41±0,89	5,37±0,45	6,35±0,66	15,5±1,50****
As	0,016±0,001	0,015±0,004	0,02±0,001**	0,017±0,002
Sr	52,2±3,74	51,20±3,75	61,6±3,24*	58,0±3,65
Cd	0,004±0,0004	0,005±0,0004*	0,004±0,0004	0,003±0,0005
Sb	0,001±0,0002	0,001±0,0002	0,002±0,0004*	0,002±0,0004*
Ba	2,36±0,04	2,52±0,19	2,97±0,08***	2,98±0,22***
Hg	0,01±0,001	0,008±0,001**	0,007±0,0002***	0,008±0,001*
Tl	0,0003±0,0001	0,0003±0,0001	0,0002±0,0001	0,0003±0,0001
Pb	0,008±0,001	0,007±0,001	0,008±0,001	0,01±0,001**
Bi	0,002±0,0001	0,001±0,0001**	0,002±0,0001	0,002±0,0002
Σ, ммоль/кг	0,85±0,07	0,80±0,05	0,96±0,06	1,26±0,09**

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Во II опытной группе отмечается снижение уровня ртути на 29,8 % ($p \leq 0,001$), с повышением уровня бария на 25,7 % ($p \leq 0,001$), мышьяка на 23,1 % ($p \leq 0,01$), сурьмы на 95,7 % ($p \leq 0,05$) и стронция на 18 % ($p \leq 0,05$). В III опытной группе также отмечалось снижение уровня ртути на 21,6 % ($p \leq 0,05$), с увеличением уровня бария на 26,2 % ($p \leq 0,001$), алюминия на 141,8 % ($p \leq 0,001$), свинца на 30,6 % ($p \leq 0,01$) и сурьмы на 82,6 % ($p \leq 0,05$).

Обмен всех оцениваемых токсических элементов сопровождался снижением количества вещества всех токсических веществ только в одной группе, с 0,85 ммоль/кг в контрольной группе, до 0,80 ммоль/кг в I опытной группе и повышением до 0,96 ммоль/кг во II опытной группе и до 1,26 ммоль/кг ($p \leq 0,01$), в III опытной группе.

Достоверные различия в опытных группах относительно контроля сформированы в элементные профили:

$$\text{ЭП (I)} = \frac{\uparrow \text{Zn, Cd,}}{\downarrow \text{Na, Fe, I, Bi, Hg}}$$

$$\text{ЭП (II)} = \frac{\uparrow \text{Mo, Ba, As, Sb}}{\downarrow \text{Na, K, Cr, Fe, Cu, Se, I, Hg}}$$

$$\text{ЭП (III)} = \frac{\uparrow \text{Mn, Zn, Li, Mo, Ba, Al, Pb, Sb}}{\downarrow \text{Na, K, Cr, I, Hg}}$$

Между тем присутствие в среде наночастиц металлов отразилось на обмене химических элементов в организме карпа в сравнении с исходной концентрацией на начало эксперимента (таблицы 16–18).

Таблица 16 – Содержание макроэлементов в теле карпа в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контрольная	I опытная	II опытная	III опытная
Na	757±33,0	726±17,0	668±5,00*	611±26,0**	531±27,0***
Mg	239±5,00	188±15,0**	197±13,0**	204±19,0*	207±15,0*
P	4149±251	4477±447	4453±487	4912±395*	4761±216*
K	1624±150	669±19,0***	688±5,00***	547±22,0***	502±26,0***
Ca	4989±382	6406±448*	6247±341*	7178±613**	6928±466**
Σ, ммоль/кг	343±22,8	361±25,4	354±22,4	387±29,3	371±20,9

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В тканях карпа контрольной группы отмечено повышение уровня кальция на 28,4 % ($p \leq 0,05$) с одновременным снижением уровня калия на 58,8 % ($p \leq 0,001$) и магния на 21,2 % ($p \leq 0,01$). В I опытной группе зафиксировано повышение уровня кальция на 25,2 % ($p \leq 0,05$) с одновременным снижением уровня калия на 57,6 % ($p \leq 0,001$), магния на 17,3 % ($p \leq 0,01$) и натрия на 11,8 % ($p \leq 0,05$).

Во II опытной группе выявлено повышение уровня кальция на 43,9 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 18,4 % ($p \leq 0,05$) с одновременным снижением уровня калия на 66,3 % ($p \leq 0,001$), магния на 14,4 % ($p \leq 0,05$) и натрия на 19,4 % ($p \leq 0,01$).

Аналогичные результаты были получены в III опытной группе, повышение уровня кальция на 38,9 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 14,7 % ($p \leq 0,05$) с одновременным снижением уровня калия на 69,1 % ($p \leq 0,001$), магния на 13,4 % ($p \leq 0,05$) и натрия на 29,9 % ($p \leq 0,001$).

Относительно начала эксперимента изменения в обмене пула макроэлементов сопровождались увеличением во всех группах с 343 ммоль/кг в начале эксперимента и достигая 361 ммоль/кг в контрольной группе, до 354 ммоль/кг в I опытной группе, 387 ммоль/кг во II опытной группе и 371 ммоль/кг в III опытной группе, к концу эксперимента.

Таблица 17 – Содержание микроэлементов в теле карпа в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контрольная	I опытная	II опытная	III опытная
Li	0,007±0,001	0,001±0,001*	0,011±0,002*	0,012±0,001**	0,017±0,002**
Cr	0,11±0,07	0,17±0,01***	0,16±0,01**	0,07±0,01**	0,13±0,01*
Mn	3,29±0,36	2,90± 0,11	3,12±0,37	3,36±0,39	3,58 ± 0,13
Fe	19,5±1,46	19,7±0,94	16,9±0,70*	15,5±0,28**	22,1± 2,28
Co	0,013±0,001	0,01±0,0014*	0,01±0,001**	0,011±0,0004**	0,011± 0,001*
Ni	0,03±0,004	0,04±0,005	0,04±0,004	0,04±0,004	0,05±0,004*
Cu	0,74±0,04	0,56±0,04**	0,51±0,04**	0,49±0,02***	0,59± 0,06*
Zn	45,8±4,46	28,2±1,84**	33,3± 2,42*	30,4±1,93**	32,4±1,81**
Se	0,18±0,01	0,13± 0,01**	0,11± 0,01**	0,11± 0,01***	0,11± 0,01**
Mo	0,019±0,001	0,022±0,002	0,023±0,002*	0,03±0,001***	0,04±0,003***
I	0,46±0,06	0,68±0,02**	0,52±0,02	0,50±0,02	0,15±0,02***
Σ, ммоль/кг	1,13±0,10	0,86±0,04*	0,89±0,05*	0,82±0,03**	0,97±0,07

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В контрольной группе зафиксировано достоверное повышение хрома на 53,6 % ($p \leq 0,001$), йода на 48,1 % ($p \leq 0,01$) и лития на 36,9 % ($p \leq 0,05$), со снижением кобальта на 22,5 % ($p \leq 0,05$), меди на 23,5 % ($p \leq 0,01$), цинка на 38,4 % ($p \leq 0,01$) и селена на 26,7 % ($p \leq 0,01$). В I опытной группе отмечено повышение хрома на 47,1 ($p \leq 0,01$), кобальта на 22,3 % ($p \leq 0,01$), лития на 46,7 % ($p \leq 0,05$) и

молибдена на 22,6 % ($p \leq 0,05$), с одновременным снижением железа на 13,6 % ($p \leq 0,05$), меди на 31,1 % ($p \leq 0,01$), цинка на 27,3 % ($p \leq 0,05$) и селена на 38,2 % ($p \leq 0,01$). Во II опытной группе наблюдалось повышение лития на 65,4 % ($p \leq 0,01$) и снижение хрома на 32,8 % ($p \leq 0,01$), железа на 20,7 % ($p \leq 0,01$), меди на 34,1 % ($p \leq 0,001$), цинка на 33,6 % ($p \leq 0,01$) и селена на 40,3 % ($p \leq 0,001$). В III опытной группе зафиксировано повышение хрома на 22,4 % ($p \leq 0,05$), лития на 138,3 % ($p \leq 0,01$), никеля на 27,2 % ($p \leq 0,05$) и молибдена на 84,7 % ($p \leq 0,001$) со снижением кобальта на 18,4 % ($p \leq 0,05$), меди на 20,1 % ($p \leq 0,05$), цинка на 29,2 % ($p \leq 0,01$), селена на 38,4 % ($p \leq 0,01$), йода на 67,4 % ($p \leq 0,001$).

Относительно начала эксперимента изменения в обмене всех микроэлементов сопровождались снижением с 1,12 ммоль/кг в начале эксперимента и до 0,86 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в контрольной группе, до 0,89 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в I опытной группе, до 0,82 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в II опытной группе, до 0,97 ммоль/кг в III опытной группе.

Таблица 18 – Содержание токсических химических элементов в теле карпа в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Ba	1,75±0,11	2,36±0,04***	2,52±0,19**	2,97 ± 0,08***	2,98 ± 0,22***
Bi	0,003±0,0002	0,002±0,0001**	0,001±0,0001***	0,002±0,0001**	0,002±0,0001**
Al	6,03±0,48	6,41±0,89	5,37 ± 0,45	6,35 ± 0,66	15,48 ± 1,50***
As	0,02±0,002	0,02±0,001	0,02 ± 0,004	0,02 ± 0,001	0,02 ± 0,002
Cd	0,003±0,0005	0,003± 0,0004	0,005±0,0004**	0,003 ± 0,0004	0,003 ± 0,0005
Hg	0,02±0,002	0,01± 0,001*	0,008±0,0005**	0,007±0,0002**	0,008±0,001**
Pb	0,006±0,001	0,008± 0,001	0,007 ± 0,001	0,008± 0,001	0,01± 0,001**
Tl	0,0005±0,0001	0,0003± 0,0001	0,0003±0,0001	0,0002±0,0001*	0,0003±0,00001
Sb	0,0014±0,0002	0,0008±0,0002*	0,0009±0,0002*	0,0015±0,0004	0,0014±0,0004
Sr	46,4±4,73	52,2±3,74	51,2± 3,75	61,6±3,24**	58,0± 3,65*
Σ, ммоль/кг	0,77±0,06	0,85±0,07	0,80±0,05	0,96±0,06*	1,26±0,09**

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Среди токсических элементов в контрольной группе отмечено повышение бария на 34,8 % ($p \leq 0,001$) с одновременным снижением висмута на 35,1 % ($p \leq 0,01$), ртути на 30,8 % ($p \leq 0,05$) и сурьмы на 46,5 %. В I опытной группе наблюдалось повышение бария на 43,6 % ($p \leq 0,01$) и кадмия на 63,7 % ($p \leq 0,01$) со снижением висмута на 50,6 % ($p \leq 0,001$), ртути на 46,7 % ($p \leq 0,01$) и сурьмы на 34,9 % ($p \leq 0,05$). Во II опытной группе зафиксировано повышение уровня бария на 69,5 % ($p \leq 0,001$) и стронция на 32,9 % ($p \leq 0,01$) со снижением висмута на 39,0 % ($p \leq 0,01$), ртути на 51,5 % ($p \leq 0,01$) и таллия на 50,0 % ($p \leq 0,05$). В III опытной группе отмечено повышение бария на 70,2 % ($p \leq 0,001$), алюминия на 156,6 % ($p \leq 0,001$), свинца на 59,9 % ($p \leq 0,01$) и стронция на 25,1 % ($p \leq 0,05$), со снижением висмута на 40,3 % ($p \leq 0,01$) и ртути на 45,8 % ($p \leq 0,01$).

Обмен всех оцениваемых токсических элементов относительно начала эксперимента сопровождался повышением пула веществ во всех группах, с 0,77 ммоль/кг в начале и до 0,85 ммоль/кг в контрольной группе, до 0,80 ммоль/кг в I опытной группе, до 0,96 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) во II опытной группе и до 1,26 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в III опытной группе.

Достоверные различия в группах относительно начала эксперимента сформированы в элементные профили:

$$\text{ЭП (K)} = \frac{\uparrow \text{Ca, Cr, I, B,}}{\downarrow \text{K, Mg, Co, Cu, Zn, Se, Li, Bi,}}$$

$$\text{ЭП (I)} = \frac{\uparrow \text{Ca, Cr, Li, Mo, B, Cd,}}{\downarrow \text{K, Mg, Na, Fe, Co, Cu, Zn, Se, Bi, Hg, Sb}}$$

$$\text{ЭП (II)} = \frac{\uparrow \text{Ca, P, Li, Mo, B, Sr}}{\downarrow \text{K, Mg, Na, Cr, Fe, Co, Cu, Zn, Se, Bi, Hg, Tl}}$$

$$\text{ЭП (III)} = \frac{\uparrow \text{Ca, Na, Cr, Ni, Mo, B, Al, Pb, Sr}}{\downarrow \text{K, Mg, Na, Co, Cu, Zn, Se, I, Bi, Hg,}}$$

Присутствие нанокмползитов также оказало влияние на гематологические показатели крови карпа (таблица 19).

Таблица 19 – Гематологические показатели крови карпа

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Эритроциты, $10^{12}/л$	1,97±0,09	2,90±0,18**	2,30±0,04**	2,28±0,2
Лейкоциты, $10^9/л$	121±8,18	118±5,59	120±13,2	139,1±4,83*

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$

Во всех опытных группах зафиксировано повышение уровня эритроцитов, однако достоверные различия были зафиксированы только в I опытной группе – на 47,4 % ($p \leq 0,01$) и во II опытной группе – на 16,9 % ($p \leq 0,01$). Изменения в количестве лейкоцитов наблюдалось только в III опытной группе с повышением на 15,1 % ($p \leq 0,05$), в остальных опытных группах показатель оставался на уровне контроля.

2.2.2.5 Адаптационные изменения *Lemna minor*

Результаты мониторинга количественного состава *Lemna minor* в контрольной и опытных группах на протяжении 8 недель эксперимента, свидетельствуют о существенных различиях в динамике роста между группами (таблица 20).

Таблица 20 – Количественный состав *Lemna minor*

Неделя	Группа			
	контрольная	I опытная	II опытная	III опытная
0	100	100	100	100
1	107	64,0	40,0	70,0
2	118	80,0	80,0	90,0
3	218	80,0	142	131
4	225	67,0	140	105
5	267	75,0	127	139
6	250	87,0	93,0	70,0
7	252	61,0	67,0	58,0
8	286	78,0	78,0	44,0
Средняя удельная скорость роста, сут ⁻¹	0,02	-0,004	-0,004	-0,01

На протяжении всего периода наблюдения в контрольной группе наблюдался стабильный рост численности, достигающий максимума на 8-й неделе эксперимента, что подтверждается положительным значением средней удельной скорости роста $0,02 \text{ сут}^{-1}$.

Во всех опытных группах уже на первой неделе зафиксировано резкое снижение численности по сравнению с исходным уровнем.

В I опытной группе на первой неделе отмечено резкое снижение численности до 64 особей. В дальнейшем наблюдались колебания показателей, кратковременное восстановление до 87 особей на 6-й неделе с последующим спадом до 78 к концу эксперимента, со средней удельной скоростью роста $-0,004 \text{ сут}^{-1}$.

Во II опытной группе наблюдалась выраженная динамика количественного состава с пиковым ростом до 142 особей на 3-й неделе с последующим постепенным снижением достигая 78 особей к концу эксперимента. Несмотря на периоды интенсивного размножения, средняя удельная скорость роста оказалась аналогичной I группе и составила $-0,004 \text{ сут}^{-1}$.

В III опытной группе зафиксировано наиболее значительное ингибирование развития. Несмотря на рост до 139 особей к 5-й неделе, последующее резкое сокращение численности привело к снижению до 44 особей к 8-й неделе, с самым низким уровнем средней удельной скорости роста $-0,01 \text{ сут}^{-1}$.

2.2.2.6 Характеристика фотосинтезирующих процессов *Lemna minor*

Ряска малая в III опытной группе к 8 неделе эксперимента отреагировала на воздействие нанокомпозитов Cu-C изменением цвета листьев, наблюдался хлороз (пожелтение пластинки) и уменьшение размера лопастей. В остальных опытных группах общее состояние растений (окраска листьев их размер и состояние корней) было в пределах нормы.

Относительно данных, полученных в начале и в конце эксперимента, зафиксированы изменения в фотосинтетических пигментах *Lemna minor* во всех опытных группах (таблица 21).

Таблица 21 – Содержание фотосинтетических пигментов в *Lemna minor* от начала эксперимента

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Хлорофилл А	0,35±0,04	0,22± 0,03**	0,30±0,07	0,26±0,03*	0,16±0,01**
Хлорофилл Б	0,22±0,04	0,16 ± 0,02	0,14±0,03*	0,12 ± 0,02*	0,09±0,01**
Каротиноиды	0,2±0,02	0,13± 0,01**	0,17±0,04	0,14±0,02*	0,09±0,01***

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В контрольной группе зафиксировано снижение хлорофилла А на 37,4 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 36,5 % ($p \leq 0,01$), в I опытной группе отмечено снижение хлорофилла Б на 35,9 % ($p \leq 0,05$). Во II опытной группе наблюдалось снижение во всех фотосинтетических пигментах, хлорофилла А на 26,0 % ($p \leq 0,05$), хлорофилла Б на 43,6 % ($p \leq 0,05$), каротиноиды на 28,0 % ($p \leq 0,05$), аналогично в III опытной группе наблюдались достоверные снижения: хлорофилла А на 54,0 % ($p \leq 0,01$), хлорофилла Б на 59,6 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 54,0 % ($p \leq 0,001$).

Относительно контрольной группы в конце эксперимента также наблюдали изменения в фотосинтетических пигментах *Lemna minor*. В I и II опытных группах пигментный комплекс не только сохранился, но по ряду показателей превзошел контроль.

В I опытной группе наблюдалось увеличение содержания хлорофилла А на 37,9 % и каротиноидов на 33,9 %, аналогичные результаты были получены во II опытной группе, где увеличение содержания хлорофилла А составило 18,3 %, каротиноидов 13,4 %.

Достоверные значения были получены только в III опытной группе, где наблюдалось снижение хлорофилла А на 26,5 % ($p \leq 0,05$), хлорофилла Б на 44,7 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 27,6 % ($p \leq 0,05$).

2.2.2.7 Адаптационные изменения *Planorbis planorbis*

Результаты мониторинга изменений средней массы катушки (*Planorbis planorbis*) в контрольной и опытных группах на протяжении 8 недель эксперимента, свидетельствуют о неоднозначном влиянии исследуемых факторов на темпы роста моллюсков (таблица 22).

Таблица 22 – Динамика средней массы *Planorbis planorbis*, г

Неделя	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
0	0,29±0,11	0,29±0,11	0,29±0,11	0,29±0,11
4	0,61±0,21	0,46±0,13*	0,72±0,24	0,50±0,21
8	1,01±0,38	0,67±0,27*	1,10±0,34	0,78±0,45

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$.

Достоверные изменения в ростовых показателях *Planorbis planorbis* относительно значений контрольной группы отмечались в I опытной группе на 4 и 8 неделях эксперимента снижаясь до 25,2% ($p \leq 0,05$) и 33,3% ($p \leq 0,05$) соответственно.

Сравнительный анализ элементного состава тканей *Planorbis planorbis* выявил достоверные различия по ряду показателей между контрольной и опытными группами (таблицы 23-25), также между началом и концом эксперимента (таблицы 26-28).

Таблица 23 – Содержание макроэлементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Na	583±34,0	806±52,0**	588±39,0	758±48,0**
Mg	11,0±1,00	19,0±1,00***	11,0±1,00	17,0±1,00**
P	457±30,0	276 ± 18,0***	532±30,0*	305±17,0**
K	62,0±4,00	39,0±3,00**	64,0±5,00	47,0±3,00**
Ca	11290±667	37744±2189***	13055±783*	28223±1947***
Σ, ммоль/кг	324±19,2	987±57,6***	371±22,4	749±51,3***

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В I опытной группе отмечалось повышение уровня кальция на 234,3 % ($p \leq 0,001$), магния на 72,7 % ($p \leq 0,001$) и натрия на 38,3 % ($p \leq 0,01$) с одновременным снижением калия на 37,1 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 39,6 % ($p \leq 0,001$). Во II опытной группе зафиксировано повышение уровня кальция на 15,6 % ($p \leq 0,05$) и фосфора на 16,4 % ($p \leq 0,05$). В III опытной группе наблюдалось повышение уровня кальция на 150,0 ($p \leq 0,001$), магния на 54,5 % ($p \leq 0,01$) и натрия на 30 % ($p \leq 0,01$) со снижением уровня калия на 24,2 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 33,3 % ($p \leq 0,01$).

Опосредованное поступление нанокмползтов в экосистему приводило к изменению общего обменного пула макроэлементов от 324 ммоль/кг в контрольной группе, до 987 ммоль/кг ($p \leq 0,001$) в I опытной группе, 371 ммоль/кг во II опытной группе, 749 ммоль/кг ($p \leq 0,001$) в III опытной группе.

Таблица 24 – Содержание микроэлементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Li	0,05±0,002	0,05±0,006	0,04±0,003**	0,05±0,007
Cr	0,07±0,003	0,04± 0,002***	0,08± 0,003*	0,25±0,02***
Mn	173±11,8	190±12,4	138±8,75*	182±11,8
Fe	4,49±0,18	8,41 ± 0,29***	4,18±0,18	6,90±0,32***
Co	0,04±0,002	0,057 ± 0,004**	0,04±0,003	0,05±0,003**
Ni	0,32±0,01	0,39±0,03*	0,30±0,02	0,39±0,02**
Cu	7,06±0,58	4,86±0,35**	5,62±0,32*	6,05±0,32
Zn	8,48±0,31	3,75±0,15***	9,65±0,30**	5,30±0,23***
Se	0,06±0,02	0,034±0,005*	0,06±0,01	0,03±0,004*
Mo	0,26±0,01	0,29±0,03	0,21±0,01**	0,27±0,02
I	0,73±0,03	0,44±0,03***	0,74±0,02	0,50±0,03***
Σ, ммоль/кг	3,49±0,23	3,77±0,24	2,86±0,17*	3,63±0,23

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В I опытной группе наблюдалось повышение уровня железа на 87,5 % ($p \leq 0,001$), кобальта на 59,2 % ($p \leq 0,01$) и никеля на 20,0 % ($p \leq 0,05$) со снижением хрома на 50,9 % ($p \leq 0,001$), меди на 31,1 % ($p \leq 0,01$), цинка на 55,8 % ($p \leq 0,001$), селена на 44,3 % ($p \leq 0,05$) и йода на 39,8 % ($p \leq 0,001$). Во II опытной группе отмечалось повышение уровня хрома на 11,1 % ($p \leq 0,05$) и цинка на 13,8 %

($p \leq 0,01$) со снижением уровня марганца на 19,6 % ($p \leq 0,05$), меди на 20,4 % ($p \leq 0,05$), лития на 21,7 % ($p \leq 0,01$) и молибдена на 20,2 % ($p \leq 0,01$). В III опытной группе наблюдалось повышение уровня хрома на 245,0 % ($p \leq 0,001$), железа на 53,7 % ($p \leq 0,001$), кобальта на 39,4 % ($p \leq 0,01$) и никеля на 19,9 % ($p \leq 0,01$) со снижением цинка на 37,5 % ($p \leq 0,001$), селена на 50,6 % ($p \leq 0,05$) и йода на 31,5 % ($p \leq 0,001$).

В то же время изменения в обмене пула микроэлементов сопровождались повышением с 3,49 ммоль/кг в контрольной группе, до 3,77 ммоль/кг в I опытной группе, 3,63 ммоль/кг в III опытной группе и снижением до 2,86 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) во II опытной группе.

Таблица 25 – Содержание токсических химических элементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с контролем, мг/кг

Показатель	Группа			
	контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Al	26,0±2,00	10,0±1,00***	10,0±1,00***	14,0±1,00***
As	0,22±0,02	0,13±0,02**	0,19±0,01	0,14±0,01**
Sr	133±8,92	269±19,6***	166±11,1*	230±15,2***
Cd	0,01±0,002	0,005±0,001**	0,01±0,001	0,01±0,0003
Sb	0,006±0,0005	0,005±0,0002*	0,006±0,0005	0,006±0,0004
Ba	23,3±1,52	41,5±2,78***	26,8±1,77	36,8±2,32**
Hg	0,001±0,0002	0,0003±0,0002*	0,002±0,0003*	0,001±0,0002
Tl	0,0004±0,0001	0,0002±0,0001	0,0004±0,0001	0,0002±0,0001
Pb	0,07±0,004	0,06±0,004*	0,06±0,005*	0,07±0,004
Bi	0,0002±0,0001	0,0005±0,0001**	0,0001±0,0001	0,0003±0,0001
Σ, ммоль/кг	2,66±0,17	3,74±0,27**	2,46±0,16	3,41±0,22**

Примечание: различия с контролем * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Среди токсических элементов в I опытной группе отмечалось повышение бария на 78,0 % ($p \leq 0,001$), висмута на 150 % ($p \leq 0,001$) и стронция на 102,1 % ($p \leq 0,001$) со снижением алюминия на 62,8 % ($p \leq 0,001$), мышьяка на 40,0 % ($p \leq 0,01$), кадмия на 54,7 % ($p \leq 0,01$), ртути на 66,7 % ($p \leq 0,05$), свинца на 19,7 % ($p \leq 0,05$) и сурьмы на 20,6 % ($p \leq 0,05$). Во II опытной группе наблюдалось повышение уровня ртути на 66,7 % ($p \leq 0,05$) и стронция на 24,8 % ($p \leq 0,05$) со снижением алюминия на 59,8 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 20,6 % ($p \leq 0,05$). В III

опытной группе зафиксировано повышение уровня бария на 57,8 % ($p \leq 0,01$) и стронция на 72,5 % ($p \leq 0,001$) со снижением алюминия на 46,9 % ($p \leq 0,001$) и мышьяка на 37,1 % ($p \leq 0,01$).

Обмен всех оцениваемых токсических элементов сопровождался повышением с 2,66 ммоль/кг в контрольной группе, до 3,74 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в I опытной группе, до 3,41 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в III опытной группе и снижением во II опытной группе до 2,46 ммоль/кг.

Достоверные различия в группах относительно контрольной группы сформированы в элементные профили:

$$\text{ЭП(I)} = \frac{\uparrow \text{Ca, Mg, Na, Fe, Co, Ni, Ba, Bi, Sr}}{\downarrow \text{K, P, Cr, Cu, Zn, Se, I, Al, As, Cd, Hg, Pb, Tl, Sb}}$$

$$\text{ЭП(II)} = \frac{\uparrow \text{Ca, P, Cr, Mn, Zn, Hg, Sr}}{\downarrow \text{Cu, Li, Mo, Al, Pb}}$$

$$\text{ЭП(III)} = \frac{\uparrow \text{Ca, Mg, Na, Cr, Fe, Co, Ni, Ba, Sr}}{\downarrow \text{K, P, Zn, Se, I, Al, As}}$$

В то же время поступление в среду нанокompозитов отразилось на обмене химических элементов в организме катушки в сравнении с исходной концентрацией на начало эксперимента (таблица 26–28).

Таблица 26 – Содержание макроэлементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Na	672 ± 55,0	583 ± 34,0	806 ± 52,0*	588 ± 39,0	758 ± 48,0
Mg	15,0 ± 1,00	11,0 ± 1,00**	19,0 ± 1,00**	11,0 ± 1,00**	17,0 ± 1,00
P	360 ± 26,0	457 ± 30,0*	276 ± 18,0*	532 ± 30,0**	305 ± 17,0*
K	44,0 ± 4,00	62,0 ± 4,00**	39,0 ± 3,00	64,0 ± 5,00**	47,0 ± 3,00
Ca	22829 ± 2077	11290 ± 667***	37744 ± 2189**	13055 ± 783**	28223 ± 1947*
Σ, ммоль/кг	612±55,2	324±19,2**	987±57,6**	371±22,4**	749±51,3*

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В контрольной группе зафиксировано повышение калия на 40,9 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 26,9 % ($p \leq 0,01$) со снижением кальция на 50,5 % ($p \leq 0,001$) и магния на 26,7 % ($p \leq 0,01$). В I опытной группе наблюдалось повышение уровня кальция на 65,3 % ($p \leq 0,01$), магния на 26,7 % ($p \leq 0,01$) и натрия на 19,9 % ($p \leq 0,01$). Во II опытной группе отмечено повышение уровня калия на 45,5 % ($p \leq 0,01$) и фосфора на 47,8 % ($p \leq 0,01$) со снижением кальция на 42,8 % ($p \leq 0,01$), магния на 26,7 % ($p \leq 0,01$). В III опытной группе отмечалось повышение уровня кальция на 23,6 % ($p \leq 0,05$) со снижением уровня фосфора на 15,3 % ($p \leq 0,05$).

Опосредованное поступление нанокмполитов в экосистему относительно начала эксперимента приводило к снижению общего обменного пула макроэлементов от 612 ммоль/кг в начале эксперимента, до 324 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в контрольной группе, 371 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) во II опытной группе и повышению до 987 ммоль/кг ($p \leq 0,01$) в I опытной группе, и 749 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в III опытной группе.

Таблица 27 – Содержание микроэлементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Li	0,05±0,004	0,05±0,002	0,05±0,006	0,04±0,003	0,05±0,007
Cr	0,07±0,01	0,07±0,003	0,04±0,002**	0,08±0,003	0,25±0,02***
Mn	184±15,9	173±11,8	190±12,4	139±8,75*	182±11,8
Fe	7,46±0,26	4,49±0,18***	8,41±0,29*	4,18±0,18***	6,90±0,32
Co	0,04±0,004	0,03±0,003*	0,06±0,004*	0,04±0,003	0,05±0,003
Ni	0,39±0,03	0,32±0,01*	0,39±0,03	0,30±0,02*	0,39±0,02
Cu	7,34±0,72	7,06±0,58	4,86±0,35**	5,62±0,32*	6,05±0,32*
Zn	8,42±0,30	8,48±0,31	3,75±0,15***	9,65±0,30**	5,30±0,23***
Se	0,03±0,005	0,06±0,01*	0,03±0,005	0,06±0,01*	0,03±0,004
Mo	0,27±0,02	0,26±0,01	0,29±0,02	0,21±0,01*	0,27±0,02
I	0,56±0,03	0,73±0,03**	0,44±0,03**	0,74±0,02***	0,50±0,03
Σ, ммоль/кг	3,75	3,49±0,23	3,77±0,24	2,86±0,17*	3,63±0,23

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

В контрольной группе наблюдалось повышение уровня селена на 81,3 % ($p \leq 0,05$) и йода на 31,4 % ($p \leq 0,01$) со снижением уровня железа на 39,9 % ($p \leq 0,001$), кобальта на 17,9 % ($p \leq 0,05$) и никеля на 16,7 % ($p \leq 0,05$). В I опытной

группе отмечалось повышение уровня железа на 12,7 % ($p \leq 0,05$), кобальта на 30,7 % ($p \leq 0,05$) со снижением уровня хрома на 51,2 % ($p \leq 0,01$), меди на 33,8 % ($p \leq 0,01$), цинка на 55,5 % ($p \leq 0,001$) и йода на 20,9 % ($p \leq 0,01$). Во II опытной группе зафиксировано повышение уровня цинка на 14,6 % ($p \leq 0,01$), селена на 90,8 % ($p \leq 0,05$) и йода на 31,9 % ($p \leq 0,001$) со снижением уровня марганца на 24,5 % ($p \leq 0,05$), железа 43,9 % ($p \leq 0,001$), меди 23,4 % ($p \leq 0,05$), никеля на 21,9 % ($p \leq 0,05$) и молибдена на 21,9 % ($p \leq 0,05$). В III опытной группе наблюдалось повышение уровня хрома на 242,7 % ($p \leq 0,001$) и снижение меди на 17,5 % ($p \leq 0,05$) и цинка на 37,1 % ($p \leq 0,001$), по остальным элементам достоверных различий не наблюдалось.

В то же время изменения в обмене пула микроэлементов относительно начала эксперимента сопровождались снижением с 3,75 ммоль/кг в начале эксперимента, до 3,49 ммоль/кг в контрольной группе, до 2,86 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) во II опытной группе, до 3,63 ммоль/кг в III опытной группе и повышением до 3,77 ммоль/кг в I опытной группе.

Таблица 28 – Содержание токсических химических элементов в теле *Planorbis planorbis* в сравнении с исходной концентрацией, мг/кг

Показатель	Исходная концентрация	Группа			
		контроль	I опытная	II опытная	III опытная
Al	35,0±3,00	26,0 ± 2,00*	10,0 ± 1,00***	10,0 ± 1,00***	14,0 ± 1,00***
As	0,16±0,02	0,22±0,02*	0,13±0,02	0,19±0,01	0,14±0,01
Sr	189± 17,6	133± 8,92**	269±19,6**	167±11,1	229±15,2*
Cd	0,01±0,001	0,01±0,002	0,005±0,001**	0,012±0,001*	0,01±0,0003
Sb	0,007±0,001	0,006 ± 0,001	0,005 ± 0,0002*	0,006 ± 0,001	0,006 ± 0,0004
Ba	31,9±2,94	23,3±1,52*	41,5±2,78*	26,8±1,77	36,8±2,32
Hg	0,0005±0,001	0,001±0,0002*	0,0003±0,0002	0,002±0,0003**	0,0006±0,0002
Tl	0,0003±0,0001	0,0004±0,0001	0,0002±0,0001	0,0004±0,0001	0,0002±0,0001
Pb	0,08±0,01	0,07±0,004	0,06±0,004**	0,06±0,005**	0,07±0,004
Bi	0,0003±0,0001	0,0002 ± 0,0001	0,0005 ± 0,0001	0,0001 ± 0,0001	0,0003 ± 0,0001
Σ, ммоль/кг	3,69±0,34	2,66±0,17**	3,74±0,27	2,46±0,16**	3,41±0,22

Примечание: различия с началом эксперимента * – $p \leq 0,05$, ** – $p \leq 0,01$, *** – $p \leq 0,001$

Среди токсических элементов в контрольной группе отмечалось повышение уровня мышьяка на 31,3 % ($p \leq 0,05$) и ртути на 80 % ($p \leq 0,05$) со снижением бария

на 27,0 % ($p \leq 0,05$), алюминия на 25,2 % ($p \leq 0,05$) и стронция на 29,6 % ($p \leq 0,01$). В I опытной группе наблюдалось повышение уровня бария на 30,0 % ($p \leq 0,05$) и стронция на 42,2 % ($p \leq 0,01$) со снижением алюминия на 72,2 % ($p \leq 0,001$), кадмия на 39,2 % ($p \leq 0,01$), свинца на 28,9 % ($p \leq 0,01$) и сурьмы на 28,6 % ($p \leq 0,01$). Во II опытной группе зафиксировано повышение кадмия на 45,6 % ($p \leq 0,05$) и ртути на 200 % ($p \leq 0,01$) со снижением алюминия на 69,9 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 29,8 % ($p \leq 0,01$). В III опытной группе отмечалось повышение уровня стронция на 21,4 % ($p \leq 0,05$) со снижением алюминия на 60,3 % ($p \leq 0,001$).

Обмен всех оцениваемых токсических элементов относительно начала эксперимента сопровождался снижением с 3,69 ммоль/кг в начале эксперимента до 2,66 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) в контрольной группе, до 2,46 ммоль/кг ($p \leq 0,05$) во II опытной группе, до 3,41 ммоль/кг в III опытной группе и повышением до 3,74 в I опытной группе.

Достоверные различия в группах относительно начала эксперимента сформированы в элементные профили:

$$\text{ЭП (K)} = \frac{\uparrow K, P, Se, I, As, Hg}{\downarrow Ca, Mg, Na, Fe, Co, Ni, Ba, Al, Sr}$$

$$\text{ЭП (I)} = \frac{\uparrow Ca, Mg, Na, Fe, Co, Ba, Sr}{\downarrow P, Cr, Cu, Zn, I, Al, Cd, Pb, Sb,}$$

$$\text{ЭП (II)} = \frac{\uparrow K, P, Zn, Se, I, Cd, Hg}{\downarrow Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Ni, Mo, Al, Pb}$$

$$\text{ЭП (III)} = \frac{\uparrow Ca, Cr, Sr}{\downarrow P, Zn, Cu, Al,}$$

2.2.2.8 Оценка потенциального экологического риска накопления химических элементов в организмах *Cyprinus carpio* и *Planorbis planorbis*

Полученные данные по элементному статусу организмов экосистемы позволяют провести оценку загрязнения химическими элементами в теле карпа (рисунок 22, таблица 29).

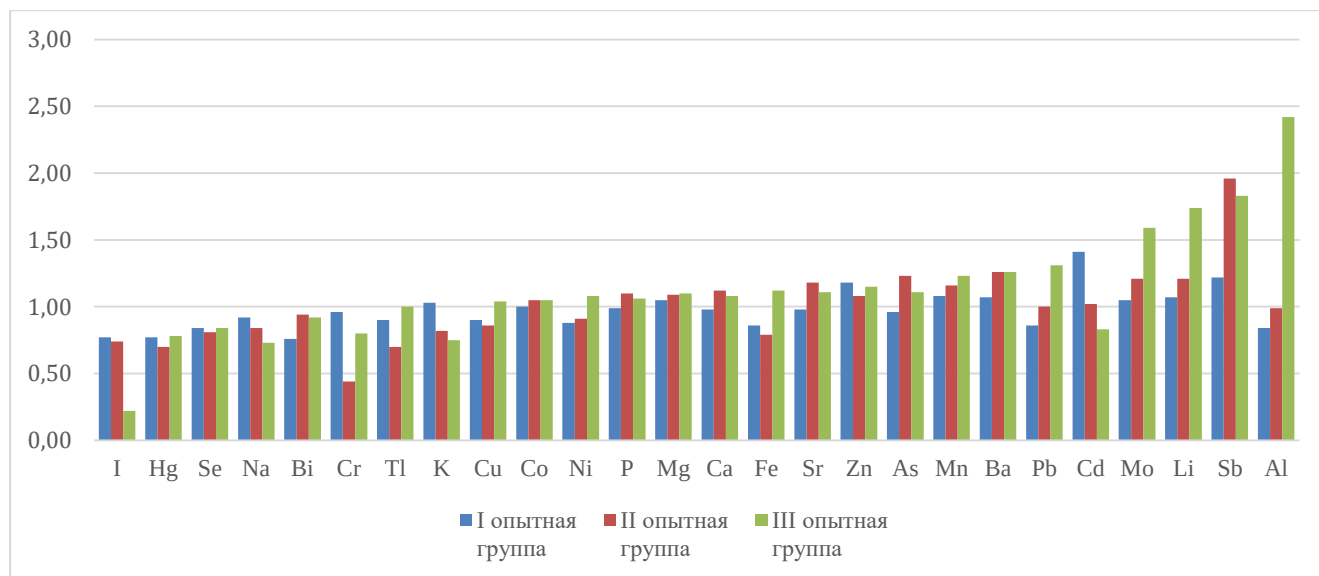


Рисунок 22 – Коэффициенты загрязнения химических элементов в теле рыбы относительно значений контрольной группы

Таблица 29 – Коэффициенты загрязнения (C_p) в теле рыбы

Химический элемент	Группа		
	I опытная	II опытная	III опытная
I	0,77	0,74	0,22
Hg	0,77	0,70	0,78
Se	0,84	0,81	0,84
Na	0,92	0,84	0,73
Bi	0,76	0,94	0,92
Cr	0,96	0,44	0,80
Tl	0,90	0,70	1,00
K	1,03	0,82	0,75
Cu	0,90	0,86	1,04
Co	1,00	1,05	1,05
Ni	0,88	0,91	1,08
P	0,99	1,10	1,06
Mg	1,05	1,09	1,10
Ca	0,98	1,12	1,08

Химический элемент	Группа		
	I опытная	II опытная	III опытная
Fe	0,86	0,79	1,12
Sr	0,98	1,18	1,11
Zn	1,18	1,08	1,15
As	0,96	1,23	1,11
Mn	1,08	1,16	1,23
Ba	1,07	1,26	1,26
Pb	0,86	1,00	1,31
Cd	1,41	1,02	0,83
Mo	1,05	1,21	1,59
Li	1,07	1,21	1,74
Sb	1,22	1,96	1,83
Al	0,84	0,99	2,42

Во всех опытных группах химические элементы находились в пределах низкого уровня загрязнения ($C_f < 1$) и умеренного уровня загрязнения ($1 \leq C_f \leq 3$).

По полученным коэффициентам загрязнения химическими элементами рассчитали индексы потенциального экологического риска для ряда химических элементов в теле рыбы (таблица 30).

Таблица 30 – Индексы потенциального экологического риска в теле рыбы.

Химический элемент	Фактор токсического ответа, T_r	Группа		
		I опытная	II опытная	III опытная
Hg	40	30,8	28,0	31,2
Cd	30	42,3	30,6	24,9
As	10	9,60	12,3	11,1
Cu	5	4,50	4,30	5,20
Co	5	5,00	5,25	5,25
Ni	5	4,40	4,55	5,40
Pb	5	4,30	5,00	6,55
Cr	2	1,92	0,88	1,60
Zn	1	1,18	1,08	1,15
Mn	1	1,08	1,16	1,23
R_i	—	105,1	93,1	93,6

Во всех опытных группах индекс потенциального экологического риска находился в пределах низкого риска ($R_i < 150$). Наибольшего значения достигая в I опытной группе.

Аналогичную оценку загрязнения химическими элементами и потенциального экологического риска также провели для катушки (рисунок 23, таблица 31).

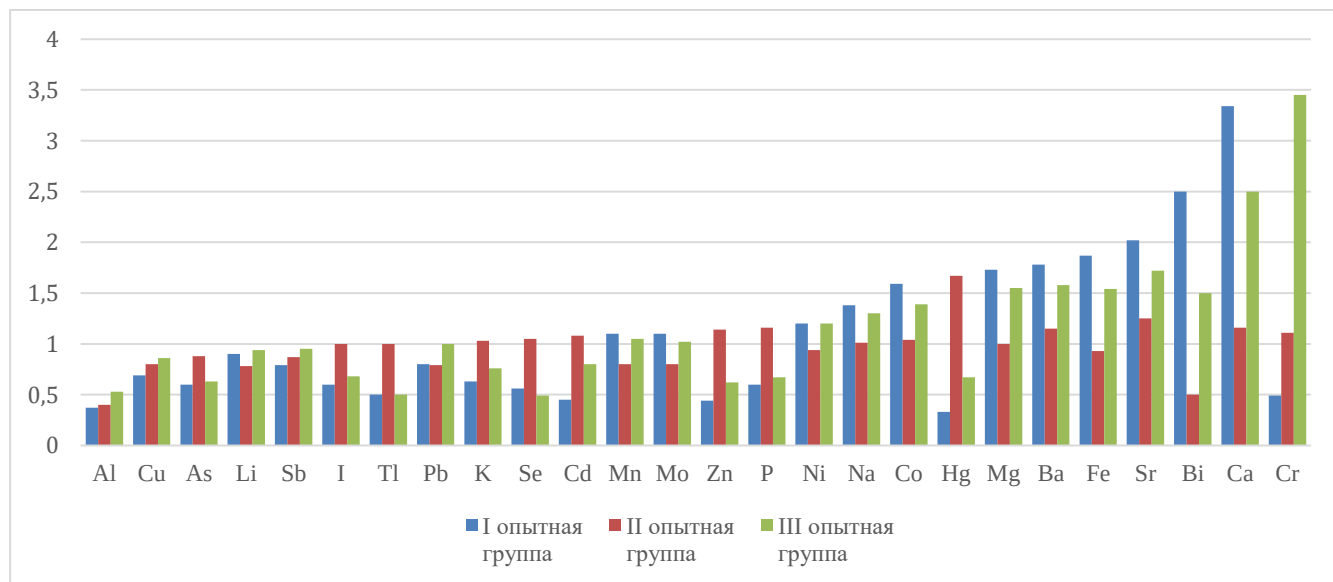


Рисунок 23 – Коэффициенты загрязнения химических элементов в теле катушки относительно значений контрольной группы

Таблица 31 – Коэффициенты загрязнения (C_f) в теле катушки

Химический элемент	Группа		
	I опытная	II опытная	III опытная
Al	0,37	0,40	0,53
Cu	0,69	0,80	0,86
As	0,60	0,88	0,63
Li	0,90	0,78	0,94
Sb	0,79	0,87	0,95
I	0,60	1,00	0,68
Tl	0,50	1,00	0,50
Pb	0,80	0,79	1,00
K	0,63	1,03	0,76
Se	0,56	1,05	0,49
Cd	0,45	1,08	0,80
Mn	1,10	0,80	1,05
Mo	1,10	0,80	1,02
Zn	0,44	1,14	0,62
P	0,60	1,16	0,67
Ni	1,20	0,94	1,20
Na	1,38	1,01	1,30
Co	1,59	1,04	1,39
Hg	0,33	1,67	0,67
Mg	1,73	1,00	1,55

Химический элемент	Группа		
	I опытная	II опытная	III опытная
Ba	1,78	1,15	1,58
Fe	1,87	0,93	1,54
Sr	2,02	1,25	1,72
Bi	2,50	0,50	1,50
Ca	3,34	1,16	2,50
Cr	0,49	1,11	3,45

Во всех опытных группах большая часть химических элементы находились в пределах низкого уровня загрязнения ($C_f < 1$) и умеренного уровня загрязнения ($1 \leq C_f \leq 3$), за исключением Ca в I опытной группе и Cr в III опытной группе входивших в диапазон высокого уровня загрязнения ($3 \leq C_f \leq 6$).

По полученным коэффициентам загрязнения химическими элементами рассчитали индексы потенциального экологического риска для ряда химических элементов в теле катушки (таблица 32).

Таблица 32 – Индексы потенциального экологического риска в теле катушки.

Химический элемент	Фактор токсического ответа, T_r	Группа		
		I опытная	II опытная	III опытная
Hg	40	13,2	66,8	26,8
Cd	30	13,5	32,4	24,0
As	10	6,00	8,80	6,30
Cu	5	3,45	4,00	4,30
Co	5	7,95	5,20	6,95
Ni	5	6,00	4,70	6,00
Pb	5	4,00	3,95	5,00
Cr	2	0,98	2,22	6,90
Zn	1	0,44	1,14	0,62
Mn	1	1,10	0,80	1,05
R_i	—	56,6	130,0	87,9

Во всех опытных группах индекс потенциального экологического риска находился в пределах низкого риска ($R_i < 150$). Наибольшего значения достигая во II опытной группе.

2.2.2.9 Резюме по итогам второго эксперимента

По результатам II эксперимента на модельной пресноводной экосистеме «*Lemna minor* – *Planorbis planorbis* – *Daphnia magna* – *Cyprinus carpio*» установлено, что опосредованное поступление нанокompозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма формирует субтоксическую нагрузку, реализующуюся преимущественно на низших трофических уровнях при сохранении удовлетворительного состояния рыбы как конечного консумента. Внешние признаки благополучия экосистемы сохранялись во всех группах, за исключением опытной группы, получавшей Cu-C, где к восьмой неделе у ряски развивался хлороз листецов.

Установлено, что нанокompозиты оказывали избирательное, зависящее от природы металла и срока экспозиции действие на микробное сообщество воды, ключевой закономерностью являлось выраженное подавление грамотрицательных бактерий семейства *Enterobacteriaceae* во всех опытных группах к концу эксперимента (снижение на 87,0–99,7 % относительно исходного уровня и на 72,0–92,0 % относительно контроля) при разнонаправленной динамике КМАФАнМ. Особого внимания заслуживает смещение сообщества в сторону лактобацилл в опытной группе, получавшей Cu-C, где их численность к восьмой неделе превысила контроль на 843,6 % ($p \leq 0,001$), что представляет потенциально благоприятный водно-санитарный признак применения нанокompозитов.

Наиболее чувствительным звеном экосистемы оказались продуцент и планктонный консумент. Средняя удельная скорость роста *Lemna minor* во всех опытных группах приобретала отрицательные значения ($-0,004 \dots -0,01 \text{ сут}^{-1}$ против $0,02 \text{ сут}^{-1}$ в контроле), а достоверная деградация пигментного аппарата относительно контроля зафиксирована только при нагрузке Cu-C со снижением хлорофилла А на 26,5 % ($p \leq 0,05$), хлорофилла Б на 44,7 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 27,6 % ($p \leq 0,05$), что согласуется с прооксидантным действием меди. Напротив, в группах Mg-C и Mn-C пигментный комплекс сохранялся и по ряду показателей превосходил контроль (хлорофилл А +37,9 % и +18,3 %

соответственно), что объясняется биодоступным поступлением магния как центрального атома молекулы хлорофилла и марганца как кофактора кислород-выделяющего комплекса фотосистемы II. У *Daphnia magna* важнейшим результатом стало расхождение показателей воспроизводства и гибели: суммарный приплод оставался практически идентичным во всех группах (34–35 особей), тогда как выживаемость снижалась с 38,6 % в контроле и до 9,1 % ($p < 0,01$) при нагрузке Mn-C, что указывает на избирательное действие нанокompозитов на выживаемость при сохранной плодовитости и свидетельствует о преимущественно физическом, а не метаболическом механизме токсичности с итоговым рядом $\text{Mn-C} > \text{Mg-C} \geq \text{Cu-C} > \text{контроль}$.

Реакция бентосного консумента была умеренной: достоверное снижение массы *Planorbis planorbis* отмечено только в I опытной группе (на 25,2 % и 33,3 % на 4-й и 8-й неделях, $p \leq 0,05$) при сохранении ростовых показателей во II и III группах на уровне контроля, что говорит об устойчивости зообентоса к нанокompозитной нагрузке. При этом в теле моллюсков зафиксирована выраженная перестройка минерального обмена – накопление кальция в I опытной группе на 234,3 % ($p \leq 0,001$) и в III опытной группе на 150,0 % ($p \leq 0,001$) при снижении алюминия на 46,9–62,8 % ($p \leq 0,001$) во всех опытных группах, что подтверждает роль катушки как активного депонирующего звена экосистемы.

У карпа достоверных различий по динамике роста не выявлено, однако прослеживалась разнонаправленная тенденция, при нагрузке Mg-C масса не уступала контролю (+2,12 %), тогда как Cu-C оказывал наиболее выраженное ингибирующее влияние (–9,17 % на 7-й неделе). Важным обстоятельством являлось повышение числа эритроцитов на 47,4 % ($p \leq 0,01$) в группе Mg-C и на 16,9 % ($p \leq 0,01$) в группе Mn-C, свидетельствующее о стимуляции эритропоэза и усилении кислородтранспортной функции крови, при повышении числа лейкоцитов на 15,1 % ($p \leq 0,05$) в группе Cu-C, что отражает мобилизационный характер адаптации к меди. Со стороны элементного статуса отмечено снижение натрия (на 8,1–26,9 %) и йода (на 23,2–78,0 %) во всех опытных группах при устойчивом снижении ртути (на 21,6–29,8 %); неблагоприятным моментом

оставалось накопление в группе Cu-C алюминия на 141,8 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 30,6 % ($p \leq 0,01$).

В теле карпа коэффициенты загрязнения находились на уровне низкого и умеренного уровня загрязнения, достигая максимального значения для Al ($C_f = 2,42$) в группе получавший Cu-C. В то же время суммарный индекс потенциального экологического риска соответствовал низкой степени загрязнения. В теле катушки накопление было более интенсивным достигая высокого уровня загрязнения для Ca ($C_f = 3,34$) в группе получавший Mg-C и для Cr ($C_f = 3,45$) в группе получавший Cu-C. Более высокие значения коэффициентов загрязнения в теле катушки согласуются с ее аккумулятивными способностями накопления химических элементов и положением в трофической структуре экосистемы. Несмотря на различия в интенсивности и элементном профиле, суммарный индекс потенциального экологического риска для катушки, во всех опытных группах не превышал порога низкой степени риска, что может указывать на сохранение экологической устойчивости экосистемы при поступлении нанокompозитов.

Таким образом, при опосредованном поступлении в экосистему нанокompозиты Mg-C и Mn-C не угнетали первичное звено биоценоза и обеспечивали благоприятный гематологический ответ карпа при снижении граммотрицательной микробной нагрузки воды, тогда как Cu-C, обладая наиболее выраженным saniрующим действием в отношении *Enterobacteriaceae*, одновременно проявлял фитотоксичность и ингибировал рост рыбы.

3 ОБСУЖДЕНИЕ ПОЛУЧЕННЫХ РЕЗУЛЬТАТОВ

Нарастающие объемы производства и использования наноматериалов привели к появлению нового источника техногенных загрязнителей – инженерных наночастиц. Значительная часть этих материалов в конечном итоге попадает в водные экосистемы, создавая потенциальную угрозу для гидробионтов. В то же время действующие нормативы предельно допустимых концентраций для водоемов рыбохозяйственного значения разрабатывались без учета наноразмерных форм металлов (Dube E. et al., 2023).

Активное развитие аквакультуры неизбежно влечет за собой риски экологического характера, включая загрязнение водоемов метаболитами гидробионтов и остатками кормов (Boyd et al., 2022), поэтому методики экологической экспертизы необходимо распространять и на вновь разрабатываемые решения, к числу которых относится применение в кормлении рыбы препаратов наночастиц металлов-микроэлементов (Noureen et al., 2022; Мингазова и др., 2023), в том числе нанокомпозитов. Благодаря малому размеру частиц и высокой удельной площади поверхности они обладают повышенной реакционной способностью и биодоступностью по сравнению с традиционными солями металлов, что дает возможность использовать значительно меньшие дозировки микроэлементов, минимизируя их вымывание в окружающую среду и снижая риск экотоксикации водоемов (Мирошникова Е.П. и др., 2025; Mamidi et al., 2025).

Вместе с тем накопленные наукой факты достаточно противоречивы, особенно в части наночастиц металлов-микроэлементов, выступающих одновременно эссенциальными нутриентами и потенциальными экотоксикантами. Для наноразмерных форм меди показано выраженное прооксидантное действие на рыб (Noureen A. et al., 2022; Sielska A. et al., 2024), угнетение высших водных растений (Nekrasova G.F. et al., 2011; Vidaković-Cifrek Ž. et al., 2015) и накопление в тканях донных моллюсков (Ramskov T. et al., 2014); для марганца более высокая биологическая активность наноразмерной фракции в

сравнении с ионной формой (Kumar N. et al., 2023) при том, что оптимальные уровни того же элемента, напротив, укрепляют антиоксидантную защиту гидробионтов (Liu Y. et al., 2024). Столь же двойственно оценивается магний: являясь центральным атомом хлорофилла и стимулятором накопления биомассы фотоавтотрофов (Salman J.M. et al., 2023), в наноразмерной форме он может нарушать энергетический метаболизм клеток рыб (Zhang L. et al., 2026). Разнонаправлены и реакции таксонов микробиома кишечника рыб, от подавления резидентных таксонов и реструктуризации сообщества (Wojciechowska O. et al., 2023) до увеличения численности отдельных групп бактерий (Аринжанов А.Е., 2025).

Немаловажным является и то, что подавляющее большинство приведенных результатов получено при прямом внесении наночастиц в водную среду в сублетальных концентрациях и на отдельных тест-объектах, тогда как в практике аквакультуры поступление наноразмерных микроэлементов осуществляется через корм и реализуется в существенно меньших дозировках (Кожевникова Е.А. и др., 2017; Мингазова М.С. и др., 2023; Мирошникова Е.П. и др., 2025). Именно поэтому в настоящей работе моделировался экологически реалистичный путь поступления препаратов – опосредованный, через корм рыбы-консумента, а не прямое внесение наночастиц в водную среду.

Нами было предположено, что углеродные нанокомпозиты магния, марганца и меди, поступающие в пресноводную экосистему с кормом карпа, реализуют свое действие прежде всего через биосистему «микробиома кишечника – организм хозяина». В первую очередь мы исходили из того, что микробиом кишечника является первой мишенью для наноразмерных препаратов металлов, обладающих антибактериальной активностью, а перестройка микробного сообщества влечет за собой изменение элементного статуса и физиологического состояния хозяина, распространяясь далее с остатками корма, метаболитами и экскретами на другие звенья биоценоза. В то же время мы предполагали, что углеродная матрица нанокомпозита, прочно связывающая металл, будет

ограничивать выход свободных ионов в среду и тем самым существенно снижать токсичность препаратов в сравнении с ионными формами тех же металлов.

Для проверки данной гипотезы были поставлены два эксперимента. В I эксперименте на модели биосистемы «микрофлора кишечника – организм хозяина (капп)» изучено действие нанокомпозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма при скармливании годовикам *Cyprinus carpio* массой 40–45 г в течение восьми недель. На основании полученных результатов был поставлен II эксперимент, в рамках которого действие препаратов в дозировке 0,2 мг/кг корма, определенной по итогам первого исследования как оптимальная, изучено на модельной пресноводной экосистеме «*Lemna minor* – *Planorbis planorbis* – *Daphnia magna* – *Cyprinus carpio*», где нанокомпозиты вносились в среду исключительно опосредованно – через скармливание рыбе.

На протяжении обоих экспериментов оценка поведения и внешнего вида рыбы не выявила различий между контрольной и опытными группами, признаков инфекционных заболеваний или воздействия условно-патогенной микрофлоры не обнаружено, при вскрытии визуально наблюдаемых патологоанатомических изменений не отмечено, а выживаемость рыб в I эксперименте составила 100 % во всех группах. Отсутствие внешних признаков интоксикации при исследованных дозировках согласуется с представлением о том, что действие наночастиц металлов-микроэлементов, поступающих с кормом в микроколичествах, реализуется не на организменном, а на субклеточном и микробиологическом уровнях (Мингазова М.С. и др., 2023). Единственным визуально фиксируемым признаком неблагополучия экосистемы стал хлороз листецов *Lemna minor* в группе, получавшей Cu-C, отмеченный к восьмой неделе II эксперимента.

Динамика роста подопытных животных является одним из важнейших интегральных показателей, отражающих как обеспеченность организма питательными веществами, так и общее состояние среды обитания. Установлено, что в I эксперименте включение в рацион карпа нанокомпозитов не оказывало негативного действия на рост рыбы: в течение первых пяти недель различия с контрольной группой оставались статистически недостоверными, а начиная с

шестой недели в ряде опытных групп проявился ростостимулирующий эффект. Наиболее выраженным он был при нагрузке Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма, где превышение контроля составило 12,1 % ($p \leq 0,01$) на 6-й неделе с дальнейшим повышением до 13,6 % ($p \leq 0,01$) и 15,3 % ($p \leq 0,001$) на 7-й и 8-й неделях, и при нагрузке Mn-C в той же дозировке – 8,5 % ($p \leq 0,05$), 9,5 % ($p \leq 0,05$) и 10,8 % ($p \leq 0,01$) соответственно. Наноккомпозит Mg-C достоверного влияния на ростовые показатели не оказал.

Принципиально важно, что повышение дозировки до 0,4 мг/кг корма дополнительного продукционного эффекта не приносило. Для Mn-C ростостимулирующий эффект полностью нивелировался, а для Cu-C итоговое превышение контроля снижалось с 15,3 до 10,8 %. Отсроченный характер эффекта, проявляющегося лишь с шестой недели, указывает на то, что ростостимулирующее действие препаратов не является прямым нутритивным ответом на введение микроэлемента, а развивается вслед за перестройкой микробиома и метаболизма организма-хозяина. Ростостимулирующее действие меди согласуется с данными об ее участии в синтезе коллагена, росте и развитии мышечных волокон рыб (Ma R., et al., 2023), а также с результатами мета-анализа, показавшего зависимость прироста рыбы от уровня меди в рационе (Wang et al., 2025); аналогичные эффекты ранее описаны для ультрадисперсных частиц других металлов-микроэлементов в кормлении гидробионтов (Аринжанова М.С., 2024; Аринжанов А.Е., 2025).

Во II эксперименте достоверных различий по динамике роста карпа не выявлено, однако прослеживалась разнонаправленная тенденция: при нагрузке Mg-C масса рыбы к концу опыта не уступала контролю (+2,12 %), при нагрузке Mn-C была ниже контрольных значений на 3,89 % начиная с 5-й недели, а наиболее выраженное снижение зафиксировано при нагрузке Cu-C – до 9,17 % на 7-й неделе. Расхождение с результатами I эксперимента при формально одинаковой дозировке являются закономерными, во II эксперименте использовалась сеголетки с исходной массой 3,75 г при норме кормления 1 % от массы тела, тогда как в I эксперименте использовались годовики массой 40–45 г и

норме кормления 2-5 %. Кроме того, рыба во II эксперименте находилась в составе сформированного биоценоза и испытывала дополнительное опосредованное действие изменившейся среды. Совокупность этих обстоятельств позволяет считать, что ингибирующее влияние Cu-C на рост рыбы во II эксперименте характер ответа гидробионтов на медь (Ma R., et al., 2023; Wang et al., 2025).

Отсутствие негативного влияния нанокompозитов на рост и сохранность рыб не исключает перестройки внутренней среды организма. Морфологический и биохимический состав крови традиционно рассматривается как один из основных инструментов оценки физиологического состояния гидробионтов, поскольку на его показатели оказывают действие как внутренние, так и внешние факторы среды.

Полученные в I эксперименте данные свидетельствуют о дозо- и композит-зависимом характере адаптационного ответа. Ключевой закономерностью явилось снижение числа эритроцитов, концентрации гемоглобина и величины гематокрита, максимально проявившееся в группах, получавших Mn-C при дозировке 0,2 мг/кг корма, число эритроцитов уменьшалось на 62,7 % ($p \leq 0,001$), величина гематокрита на 61,6 % ($p \leq 0,001$), концентрация гемоглобина на 38,0 % ($p \leq 0,001$). Подобная картина анемизации на фоне воздействия металлических наночастиц описана для карпа и других пресноводных рыб и связывается с развитием окислительного стресса, повреждением мембран эритроцитов и нарушением синтеза гема (Song L. et al., 2015; Noureen A. et al., 2021). Показательно, что при более высоких дозах нанокompозита Cu-C (0,8 и 2 мг/кг корма) наблюдался противоположный эффект стимуляция эритропоэза и рост гемоглобина, обусловленные участием меди в метаболизме железа и синтезе гемоглобина (Мирошникова Е.П. и др., 2025; Lall S.P., Kaushik S.J., 2021), что указывает на нелинейный характер ответа и на значимость подбора дозировки.

Снижение числа лейкоцитов во всех опытных группах (на 12,9–39,9 %) может отражать как иммуномодулирующее действие нанокompозитов, так и адаптивную перестройку лейкопоэза в условиях физиологического стресса, и

рассматривается как маркер адаптации рыб к стресс-факторам. Разнонаправленная динамика тромбоцитов, рост на 117,1 % ($p \leq 0,001$) при нагрузке Mg-C 0,4 мг/кг корма и снижение на 24,1 % ($p \leq 0,05$) и 40,4 % ($p \leq 0,01$) в группах Mn-C и Cu-C с дозировкой 0,2 мг/кг корма, согласуется с представлением о центральной роли тромбоцитов рыб в системе коагуляции и их высокой чувствительности к изменению внутренней среды (Ortiz M., Esteban M.A., 2024).

Существенно, что во II эксперименте, где нанокмозиты поступали в экосистему опосредованно и в единственной дозировке 0,2 мг/кг корма, гематологический ответ имел противоположную направленность. Число эритроцитов возрастало при нагрузке Mg-C на 47,4 % ($p \leq 0,01$) и при нагрузке Mn-C на 16,9 % ($p \leq 0,01$), что свидетельствует о стимуляции эритропоэза и усилении кислородтранспортной функции крови и может расцениваться как благоприятный физиологический ответ (Satheeshkumar, P., et al., 2012), при этом марганец является важнейшим модулятором редокс-статуса и накапливается в крови карпа, что также сопряжено с изменением его гематологических показателей (Кочеткова Н.П., Александрова Е.Н., 2010). Повышение числа лейкоцитов на 15,1 % ($p \leq 0,05$) при нагрузке Cu-C в отсутствие эритроцитарного ответа указывает на развитие умеренной защитной реакции. В совокупности гематологический профиль подтверждает мягкое стимулирующее действие нанокмозитов Mg-C и Mn-C и мобилизационный характер адаптации организма карпа к композиту Cu-C (Мирошникова Е.П. и др., 2013).

Одним из важных биомаркеров физиологического стресса у рыб является уровень глюкозы в крови. Повышение ее содержания в группах получавших Mn-C в дозировке 0,2 мг/кг корма на 73,4 % ($p \leq 0,01$), Cu-C в дозировке 0,2 мг/кг корма на 38,4 % ($p \leq 0,05$) и Cu-C в дозировке 0,4 мг/кг корма на 28,7 % ($p \leq 0,05$) может свидетельствовать о развитии стрессовых реакции. Воздействие факторов внешней среды активизирует выброс кортизола, адреналина и катехоламинов, что усиливает гликогенолиз и повышает содержание глюкозы в сыворотке. Увеличение концентрации холестерина практически во всех опытных группах – от 70,0 % ($p \leq 0,01$) при нагрузке Cu-C 0,2 мг/кг до 131,5 % ($p \leq 0,001$) при нагрузке

Mn-C 0,2 мг/кг корма – указывает на модуляцию липидного обмена, которую рассматривают как один из характерных биохимических откликов на поступление наночастиц (Ashouri S. et al., 2015).

Разнонаправленные изменения активности трансаминаз, отражающих состояние обмена веществ и функциональное состояние печени, а именно преимущественное снижение АЛТ (на 34,7–44,6 %) и АСТ (на 44,1–58,2 %), в отсутствие признаков цитолиза не позволяют трактовать эффект нанокомпозитов как гепатотоксический при исследованных дозах (Мирошникова Е.П. и др., 2025). Вместе с тем при более высоких концентрациях медьсодержащих наночастиц у рыб описаны достоверные сдвиги биохимических индексов и гистопатологические изменения печени (Abdel-Latif H.M.R. et al., 2021; Noreen et al., 2021), что подчеркивает значимость дозового фактора.

Со стороны минерального обмена обращает на себя внимание устойчивое снижение содержания сывороточного железа (на 31,7–39,5 %). Этот эффект согласуется с представлениями об антагонистическом взаимодействии микроэлементов, избыточное поступление меди, марганца и магния конкурирует с всасыванием и транспортом железа, что отражается на его сывороточном пуле (Lall S.P., Kaushik S.J., 2021; Мирошникова Е.П. и др., 2025). Повышение содержания общего белка (на 19,7–43,2 %) и альбумина (на 33,6–56,1 %) указывает на активацию белкового синтеза в печени и согласуется с зафиксированным ростостимулирующим эффектом. Таким образом, включение металл-углеродных нанокомпозитов в рацион карпа вызывало перестройку гематологического и биохимического профиля.

Включение кормовых добавок в рацион рыб способно влиять на концентрацию химических элементов в тканях, при этом рост или уменьшение содержания элементов может указывать как на благоприятное воздействие на иммунитет и физиологическое состояние рыб, так и на токсическое действие препаратов. Поскольку мышечная ткань служит интегральным депо микроэлементов, ее элементный профиль является чувствительным индикатором физиологического ответа на нанокомпозитную нагрузку (Мингазова М.С. и др.,

2023). Исследование элементного статуса рыбы имеет и самостоятельное биоиндикационное значение, так как гидробионты способны накапливать тяжелые металлы в различных тканях, которые в дальнейшем передаются по пищевой цепи потребителю (Владимиров В. А., Лазарев М. Ю., 2020; Shahjahan, M., et al., 2022).

При постановке I эксперимента выявлено, что углеродные нанокompозиты при использовании в кормлении приводят к селективным изменениям в концентрации химических элементов мышечной ткани годовиков карпа. Наиболее показательным ответом стало достоверное снижение концентрации кальция, зафиксированное независимо от природы металла, при нагрузке Mg-C – на 70,3 и 51,5 % ($p \leq 0,001$), Mn-C – на 25 % ($p \leq 0,05$) и 34 % ($p \leq 0,01$), Cu-C – на 46,7 и 63,7 % ($p \leq 0,001$). Универсальность эффекта указывает на общий механизм конкуренции двухвалентных металлов за кальций-связывающие и транспортные системы (Dabrowska H., et al., 1991); для марганца дополнительно описан антагонизм с кальцием и фосфором на уровне энтеральной и внутренней среды организма (Ксенофонтов Д.А., и др., 2023), а для меди – антагонистическое взаимодействие обменов меди и кальция (Ших Е.В., 2004). При этом концентрация самих вносимых металлов в мышцах в большинстве случаев достоверно не изменялась, что свидетельствует о сохранении жесткой гомеостатической регуляции их уровня, а сопряженные сдвиги фосфора – повышение на 30 % ($p \leq 0,05$) при нагрузке Mn-C 0,2 мг/кг и снижение на 58 % ($p \leq 0,01$) при 0,4 мг/кг корма, отражают функциональную сопряженность фосфорно-кальциевого обмена (Nwanna, L.C. et al., 2010), нарушение которого при длительном воздействии способно приводить к патологическим изменениям осевого скелета рыб (Fatema K., et al., 2023).

Обобщенно нагрузка экосистемы нанокompозитами сопровождалась изменениями в обмене всех оцениваемых макроэлементов со снижением их суммарного количества вещества с 86,83 ммоль/кг в контроле до 65,19 и 72,83 ммоль/кг в группах, получавших Mg-C, до 83,98 и 68,49 ммоль/кг в группах, получавших Mn-C, и до 72,92 и 51,70 ммоль/кг в группах, получавших Cu-C.

Полностью раскрыть механизм адаптации обмена химических элементов к поступлению извне нанокompозитов в рамках проведенного исследования не представляется возможным, однако, опираясь на результаты О.В. Кван, демонстрирующие тесную корреляционную связь между размерами обменных пулов химических элементов и видовым составом микробиома кишечника, можно предположить, что именно изменения в составе микрофлоры привели к трансформации элементного статуса рыбы (Кван О.В., 2024).

В спектре эссенциальных и условно-эссенциальных микроэлементов нанокompозит Mg-C проявил отчетливое дозозависимое действие, указывающее на усиление депонирования широкого круга микроэлементов: при повышении дозировки до 0,4 мг/кг корма достоверно возрастали концентрации лития на 100,0 % ($p \leq 0,05$), бора на 50,0 % ($p \leq 0,01$), ванадия на 80,0 % ($p \leq 0,001$), хрома на 53,8 % ($p \leq 0,01$), марганца на 184,4 % ($p \leq 0,001$), кобальта на 100,0 % ($p \leq 0,01$), никеля на 38,5 % ($p \leq 0,05$) и меди на 66,1 % ($p \leq 0,01$). Особо выделяется устойчивое накопление железа, достоверно повышенного в обеих дозировках на 115,8 % ($p \leq 0,001$) и 42,8 % ($p \leq 0,05$), что может свидетельствовать о благоприятной работе органов кроветворения и кислородтранспортной функции крови, а разнонаправленная динамика марганца и цинка отражает конкурентные взаимодействия микроэлементов за общие транспортные системы (Крылов П.А., и др., 2022).

Нанокompозит Mn-C обеспечил благоприятное обогащение мышечной ткани рядом функционально важных микроэлементов: при повышении дозировки до 0,4 мг/кг корма отмечено достоверное повышение уровня хрома на 26,9 %, меди на 47,2 %, селена на 7,7 % и йода на 37,5 %, указывающее на улучшение антиоксидантной защиты и тиреоидного статуса организма карпа (Cunha Bastos, V. L., et al., 2007; Nerhus I., et al., 2018). Примечательно, что концентрация самого марганца достоверно не изменилась, что указывает на эффективную гомеостатическую регуляцию его уровня в мышцах и согласуется с представлением о преимущественном депонировании марганца в других тканях (Costa-Silva D.G., et al., 2018). Микроэлементный профиль при введении

нанокompозита Cu-C оказался наиболее стабильным: большинство эссенциальных элементов достоверно не изменились, а концентрация меди в мышцах сохранялась на уровне контроля, подтверждая строгий гомеостатический контроль этого эссенциального, но потенциально токсичного элемента и согласуясь с данными о благоприятном влиянии оптимальных доз меди на рост и обмен у рыб (Ma R., et al., 2023). При этом снижение уровня селена на 11,5 % ($p \leq 0,01$) и марганца на 50 % ($p \leq 0,01$) при повышении нагрузки до 0,4 мг/кг корма может указывать на риск ослабления антиоксидантной защиты (Sielska A., Skuza L., 2025).

Наиболее значимые результаты при исследовании кормовых препаратов дает оценка их действия на содержание токсических элементов, накопление которых в тканях способно приводить к окислительному стрессу, подавлять иммунитет и снижать прирост массы рыб (Shahjahan, M., et al., 2022). Все три исследованных нанокompозита обеспечили выраженный дезинтоксикационный эффект в отношении кадмия, концентрация которого снижалась на 90,0–98,9 % ($p \leq 0,001$), а препараты Mg-C и Mn-C 0,2 мг/кг корма также в отношении ртути на 25,0–50,0 % ($p \leq 0,01$ –0,001). Данный эффект можно объяснить конкуренцией с эссенциальными и условно-эссенциальными микроэлементами за металлотионеины и мембранные переносчики, а также прочным связыванием ртути сульфгидрильными группами с последующим выведением (Черных Н. А., Баева Ю. И., 2004; Aschner M., et al., 2010; Siscar R., et al., 2013). Значимость полученного результата тем выше, что кадмий способен вызывать экспрессию генов и подавлять работу иммунной системы, нарушая метаболические процессы в организме (Wang L., et al., 2021; Ngo-Massou V.M., et al., 2022), а сам результат имеет прямое значение для пищевой безопасности продукции аквакультуры.

Вместе с тем профиль остальных токсикантов оказался менее благоприятным. Общим неблагоприятным моментом оставалось накопление свинца на 25,0–218,8 % и алюминия на 36,4–146,3 %, максимально при нагрузке Mg-C 0,4 мг/кг корма. Данные элементы отличаются выраженной нейротоксичностью и способностью ингибировать ферменты, содержащие

сульфгидрильные группы (Sharma D.R., et al., 2013; Григорьева А.А., Миронова Г.Е., 2025). Повышение уровня мышьяка при нагрузке Cu-C 0,4 мг/кг корма на 72,4 % ($p \leq 0,01$) потенциально может быть связано с повреждением ДНК, окислительным стрессом и нарушением работы клеток (Bao, C., et al., 2021), а рост содержания олова в группах Mn-C до 182,4 % ($p \leq 0,001$) требует осторожной интерпретации ввиду ограниченности сведений о влиянии этого элемента на рыб (Kumar N., et al., 2021). Именно накопление свинца и алюминия при дозировке 0,4 мг/кг корма в сочетании с отсутствием дополнительного продукционного эффекта определило приоритет более низкой дозировки 0,2 мг/кг корма как оптимальной. В целом полученные данные дополняют сведения о влиянии наночастиц на элементный статус карпа (Аринжанова М.С., 2024; Аринжанов А.Е., 2025) и подтверждают перспективность нанокompозитов как средства направленной коррекции минерального обмена рыбы при минимальном накоплении токсикантов.

Кишечный микробиом играет ключевую роль в питании и иммунитете позвоночных, он стимулирует рост и развитие эпителия кишечника, защищает организм от патогенов, помогает переваривать сложные питательные вещества и синтезировать полезные вторичные метаболиты. Между тем воздействие наноматериалов на кишечный микробиом рыб остается важным, но недостаточно изученным аспектом применения нанокompозитов в аквакультуре (Wojciechowska O. et al., 2023). По данным высокопроизводительного секвенирования тотальной ДНК, выделенной из кишечника карпа, установлено широкое разнообразие кишечной микробиоты – выявлены представители 18 бактериальных фил при доминировании *Pseudomonadota* (30,50–54,04 %), *Fusobacteriota* (37,17–67,73 %) и *Bacillota* (1,59–11,96 %).

Установлено, что поступление в организм рыбы нанокompозита Cu-C оказало выраженное влияние на показатели альфа-разнообразия кишечной микробиоты: индекс Шеннона составил 1,94 и 1,78, индекс Симпсона – 0,73 и 0,71 при дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма против 1,27 и 0,60 в контроле. Увеличение показателей альфа-разнообразия в обеих опытных группах свидетельствует о

формировании более сбалансированного видового состава кишечного микробного сообщества под влиянием препарата. Вместе с тем анализ бета-разнообразия методом главных координат на основе дистанций Брея–Кёртиса выявил статистически значимые различия ($p=0,002$) только для группы, получавшей Mg-C в дозировке 0,4 мг/кг корма, что свидетельствует о сохранении базовой архитектуры микробного сообщества при остальных исследованных нагрузках.

Изменения таксономического состава носили отчетливо дозозависимый характер. Наиболее глубокая перестройка зафиксирована при нагрузке Mg-C 0,4 мг/кг корма, где на уровне фил значительно возросла доля *Actinomycetota* – до 5,04–15,81 % (0–0,27 % в контроле) и *Spirochaetota* – до 0,92–68,57 % (0–1,02 % в контроле) при резком снижении доли *Bacillota* до 0,02–1,66 % и *Fusobacteriota* до 0,09–14,59 % (37,17–67,73 % в контроле). На уровне родов это выражалось в замещении представителей нормальной кишечной микробиоты рыб – облигатно анаэробных грамотрицательных бактерий рода *Cetobacterium* (семейство *Fusobacteriaceae*) и грамположительных бактерий рода *Culicoidibacter* (семейство *Erysipelotrichaceae*) – на спирохет рода *Brevinema*, актиномицеты рода *Aurantimicrobium* и факультативно анаэробные грамотрицательные палочки рода *Polynucleobacter*. Показательно, что именно в этой группе установлены и достоверные различия бета-разнообразия, что позволяет рассматривать данную нагрузку как наиболее дестабилизирующую для микробного сообщества кишечника, несмотря на отсутствие у препарата Mg-C действия на рост рыбы.

Соотношение ключевых филогенетических групп зависело и от поступления в экосистему нанокompозита Cu-C. При нагрузке 0,4 мг/кг корма отмечалось увеличение доли *Pseudomonadota* на 34 % относительно контроля при существенном снижении численности *Fusobacteriota* на 37 %; на уровне семейств эта тенденция выразилась в сокращении доли *Fusobacteriaceae* на 37 % и одновременном увеличении *Shewanellaceae* на 120 %, что отражает перестройку сообщества в сторону факультативно-анаэробных представителей. Снижение численности *Fusobacteriota* заслуживает отдельного внимания: представители этой группы выполняют важнейшие симбиотические функции в кишечнике рыб,

включая синтез витамина B₁₂ и проявление антагонистической активности в отношении патогенных микроорганизмов (Suzuki A. et al., 2022; Qi X., et al., 2023). Антибактериальные свойства наночастиц меди, по всей видимости, обуславливают избирательное подавление облигатно-анаэробных бактерий, тогда как факультативно-анаэробные бактерии семейств *Aeromonadaceae* и *Shewanellaceae* сохраняют или усиливают свое присутствие в микробном сообществе. При меньшей нагрузке (0,2 мг/кг корма) видовое распределение таксонов на уровне семейств было ближе к контрольным показателям, что свидетельствует о меньшем дестабилизирующем воздействии этой дозировки на эндогенную микрофлору кишечника и дополнительно обосновывает ее выбор как оптимальной.

Возможно, что столь специфическая реакция изменений в системе «микробиом – организм хозяина» носит общий характер, поскольку ранее аналогичный эффект был установлен на модели карпа при поступлении извне наночастиц цинка: отмечалось увеличение количества бактерий таксона *Pseudomonadota* (+6,4 %), в том числе представителей семейств *Caulobacteraceae* и *Comamonadaceae*, при одновременном снижении численности семейств *Burkholderiaceae* и *Alcaligenaceae* (Аринжанов А.Е., 2025).

Ключевым звеном, связывающим микробиологический и элементный ответы организма, стал корреляционный анализ количественного состава микробиома кишечника и элементного профиля мышечной ткани. Уже в контрольной группе выявлена четкая дифференциация бактериальных таксонов на уровне родов по характеру их отклика на присутствие макроэлементов, эссенциальных, условно-эссенциальных и токсических элементов. Так, численность рода *Aurantimicrobium* прямо коррелировала с Cu ($r=0,91$) и As ($r=0,86$) и обратно – с Ca ($r=-0,93$), V ($r=-0,92$), Fe ($r=-0,90$); схожий профиль связей демонстрировали роды *Brevinema*, *Polynucleobacter* и *Cutibacterium*. Род *Aeromonas* прямо коррелировал с As ($r=0,92$), I ($r=0,86$), Pb ($r=0,84$) и обратно – с Si ($r=-0,94$), V ($r=-0,80$), а род *Cetobacterium* – прямо с Si ($r=0,74$) и обратно с As ($r=-0,73$). Напротив, роды *Acinetobacter*, *Pseudomonas*, *Shewanella* и

неклассифицированные роды *Desulfovibrionaceae* демонстрировали слабые, близкие к нулю корреляции.

Принципиально важно, что под действием нанокompозитов структура этих связей реорганизовывалась композит-специфичным образом, причем таксоны, нейтральные в контроле, приобретали выраженные корреляции, и наоборот. Так, при нагрузке Mg-C 0,2 мг/кг корма род *Cetobacterium* формировал сильную прямую связь с Hg ($r=0,96$) и обратные – с Zn ($r=-0,97$), P ($r=-0,96$), I ($r=-0,94$) и Cu ($r=-0,94$), тогда как род *Polynucleobacter* демонстрировал прямо противоположный профиль. При нагрузке Mn-C 0,2 мг/кг корма неклассифицированные роды *Desulfovibrionaceae* прямо коррелировали с Cd ($r=0,95$), Ca ($r=0,92$) и Mn ($r=0,86$) и обратно – с Cr ($r=-0,93$) и K ($r=-0,92$), а при нагрузке Cu-C 0,4 мг/кг корма те же роды формировали широкий пул исключительно положительных связей ($r=0,77-0,98$) с Li, Al, B, Cr, Mg, Mn, P, K, Be, Si, I, Pb и Cd. В той же группе род *Aeromonas* демонстрировал прямую связь с Se ($r=0,99$) и обратные с Hg ($r=-0,99$), Ca ($r=-0,98$) и Fe ($r=-0,96$), а род *Cetobacterium* – противоположный профиль.

Таким образом, корреляционный анализ выявил тесные и специфичные связи между количественным составом микробиома кишечника и элементным профилем мышечной ткани, реорганизация которых под действием нанокompозитов согласуется с представлением о ведущей роли микрофлоры в трансформации элементного статуса (Кван О.В., 2024) и позволяет рассматривать микробиом кишечника как посредника между поступающим с кормом абиотическим фактором и обменом веществ организма-хозяина.

Установленная во II эксперименте динамика общего микробного числа отражает избирательное, зависящее от типа металла и срока экспозиции воздействие металл-углеродных нанокompозитов на микробное сообщество воды. Ключевой закономерностью явилось выраженное подавление грамотрицательных бактерий семейства *Enterobacteriaceae* во всех опытных группах к концу эксперимента – снижение на 87,0–99,7 % относительно исходного уровня и на 72,0–92,0 % относительно контроля – при разнонаправленной динамике

КМАФАнМ и лактобацилл. Антибактериальная активность нанокompозитов меди в водной среде подтверждалась ранее, медь-углеродные нанокompозиты по типу «ядро–оболочка» в рециркуляционной системе достоверно подавляли рост патогена *Saprolegnia parasitica* и рассматриваются как альтернатива формалину для обеззараживания воды (Zhang J., et al., 2021).

Механизм действия металлических и металлооксидных наночастиц связывают с генерацией активных форм кислорода, нарушением целостности мембран, утечкой электролитов и белков, а также подавлением АТФазной активности: для наночастиц MnO_2 бактерицидный эффект реализуется преимущественно через АФК-опосредованные пути и разрушение мембраны (Du T., et al., 2020), а для наночастиц MgO через индукцию окислительного стресса и повышение проницаемости мембран (He Y., et al., 2016). Эти данные объясняют наиболее устойчивое подавление *Enterobacteriaceae* именно в группах, получавших Mn-С на 99,7 % к началу ($p \leq 0,001$) и Mg-С на 97,6 % ($p \leq 0,001$), а также снижение КМАФАнМ в группе Mn-С к 8-й неделе на 70,2 % к началу и на 47,0 % к контролю.

Разнонаправленность отклика КМАФАнМ и лактобацилл – в частности, резкий рост численности лактобацилл в группе Cu-С, где к восьмой неделе она превысила контроль на 843,6 % ($p \leq 0,001$), а исходный уровень – более чем в 73 раза, на фоне подавления энтеробактерий объясняется видо- и грамзависимым характером действия наночастиц, чувствительность к ним определяется строением клеточной стенки, скоростью роста и физиологией штамма (Vardanyan Z., et al., 2015). Селективное смещение сообщества от энтеробактерий к кислотоустойчивым лактобациллам потенциально благоприятно с санитарной точки зрения, поскольку молочнокислые бактерии являются частью нормобиоты рыб, обладают антагонизмом к условно-патогенной флоре и способствуют поддержанию качества воды (Naiei M.A.E., et al., 2022; Мирошникова Е.П. и др., 2026). Вместе с тем интенсивную перестройку микробиома под действием меди следует оценивать с осторожностью, обработка воды соединениями меди снижает разнообразие сообщества и обогащает его медь-резистентными и условно-

патогенными таксонами (Tarnecki A.M., et al., 2021), а наночастицы меди при повышенных дозах оказывают токсическое и прооксидантное действие на карпа (Dawood M.A.O. et al., 2020). Тем не менее способность опытных групп, прежде всего получавших Mn-C и Mg-C, удерживать грамметрическую нагрузку существенно ниже контроля представляет собой потенциально благоприятный водно-санитарный признак применения металл-углеродных нанокомпозитов (Минеев А. К., 2023).

Ряска малая представляет собой продуцент первого трофического уровня, угнетение вегетативного размножения которого служит индикатором снижения первичной продуктивности всего фитоценоза (Vidaković-Cifrek Ž., et al., 2015; Каримов Б., и др., 2022). Общее снижение средней удельной скорости роста, отмеченное во всех опытных группах ($-0,004...-0,01 \text{ сут}^{-1}$ против $0,02 \text{ сут}^{-1}$ в контроле), указывает на субтоксическую нагрузку, формируемую нанокомпозитами при их опосредованном поступлении в воду через корма и метаболиты рыб. Наиболее выраженное угнетение наблюдалось при нагрузке Cu-C, что связано с альгицидным и фитотоксическим действием меди и указывает на развитие окислительного стресса, тогда как нанокомпозиты Mg-C и Mn-C действовали существенно мягче (Shaw, B.J., et al., 2011). Следует оговориться, что удельная скорость роста в контрольной группе также оказалась ниже референсных значений (ГОСТ 32426-2013), что отражает особенности содержания растения в составе сформированного биоценоза совместно с консументами-фитофагами и ограничивает возможность прямого сопоставления полученных величин с нормативными.

Снижение содержания хлорофиллов и каротиноидов относительно исходных значений, отмеченное в том числе в контрольной группе (хлорофилл А на 37,4 %, каротиноиды на 36,5 % ($p \leq 0,01$)), отчасти отражает естественную возрастную динамику и эффект плотностной саморегуляции разрастающейся популяции *Lemna minor*. Вместе с тем достоверная деградация пигментного аппарата относительно контроля зафиксирована только при нагрузке Cu-C, при которой зафиксировано снижение хлорофилла А на 26,5 % ($p \leq 0,05$), хлорофилла В

на 44,7 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 27,6 % ($p \leq 0,05$), что относительно исходных значений составило 54,0; 59,6 и 54,0 % соответственно и сопровождалось визуальным хлорозом листочков и уменьшением размера лопастей. Полученные результаты согласуются с медь-индуцированным окислительным стрессом, нарушающим биосинтез хлорофилла и стабильность тилакоидов, а параллельное снижение каротиноидов, выполняющих фотопротекторную и антиоксидантную роль, указывает на истощение защитных механизмов хлоропластов (Rofkar J. R., et al., 2014; Zhao Z., et al., 2015). Подобная реакция *Lemna minor*, сопровождавшаяся легким хлорозом листочков, ранее была описана и связана с нарушением первичных фотосинтетических реакций из-за окислительно-восстановительного дисбаланса в клетках, вызванного поглощением наночастиц тканями растений (Кожевникова Е. А. и др., 2017; Souza, L. R. R. et al., 2019; Radić Brkanac, S., et al., 2024).

Напротив, в группах, получавших Mg-C и Mn-C, пигментный комплекс не только сохранился, но по ряду показателей превзошел контроль: содержание хлорофилла А было выше на 37,9 и 18,3 %, а каротиноидов на 33,9 и 13,4 % соответственно. Выявленные различия по этим показателям не достигали уровня статистической значимости, однако само отсутствие угнетения на фоне введения нанокompозитов является благоприятным признаком, а тенденция к обогащению каротиноидами согласуется с хорошим физиологическим состоянием растения. Наблюдаемый эффект объясняется биохимической ролью вносимых металлов: магний является центральным атомом молекулы хлорофилла, и отвечает за превращение углекислого газа в органические соединения, также участвует в выделении кислорода, ассимиляции азота и накоплении белка (Воеводина Л.А., Воеводин О.В., 2015; Salman J.M. et al., 2023; Adriahe L., 2025), тогда как марганец является обязательным кофактором кислород-выделяющего комплекса ферментативного блока фотосистемы II (Ловягина Е.Р., и др., 2022; Сёмин Б.К., и др. 2023), поэтому биодоступное поступление этих элементов из композитов Mg-C и Mn-C способно поддерживать и даже стимулировать пигментный синтез. Медь же, обладая выраженными прооксидантными свойствами, обусловила

достоверное угнетение пигментов. Таким образом, нанокompозиты Mg-C и Mn-C при опосредованном поступлении в воду не угнетали первичное звено биоценоза.

Наиболее чувствительным звеном модельной экосистемы оказался планктонный консумент. Важнейший результат состоит в расхождении показателей воспроизводства и гибели, суммарный приплод оказался практически идентичным во всех четырех группах 34–35 особей, тогда как число погибших различалось от 27 до 40 особей, а итоговая выживаемость снижалась с 38,6 % в контроле до 20,5 % при нагрузке Mg-C, 24,4 % при нагрузке Cu-C и 9,1 % при нагрузке Mn-C ($p < 0,01$). Следовательно, в исследованной концентрации углеродные нанокompозиты магния, марганца и меди воздействовали избирательно на выживаемость дафний, не затрагивая их плодовитость.

Избирательное действие нанокompозитов на выживаемость при сохранной плодовитости согласуется с представлением о преимущественно физическом, а не метаболическом механизме токсичности углеродных наноматериалов. Так, при 14-суточной экспозиции *Daphnia magna* к многостенным углеродным нанотрубкам величины LC50 и EC50 по репродукции составили 4,3 и 5,0 мг/л, при этом эффект связывался прежде всего с накоплением частиц в кишечнике и снижением усвоения пищи, а не с химической токсичностью; авторы подчеркивают, что хронические эффекты наноматериалов не предсказываются острыми тестами и проявляются лишь при длительной экспозиции (Stanley J. K., et al., 2016). В нашем опыте это отчетливо видно на 8-й неделе, когда смертность в опытных группах возросла в 1,3–2,4 раза относительно предыдущего срока учета. Отсутствие влияния на приплод отличает полученные данные от результатов исследования двухфазного (гормезисного) действия графена, фуллерена C60 и углеродных нанотрубок на *Daphnia magna*, где низкие концентрации стимулировали рост и репродукцию за счет сорбции питательных элементов на поверхности наночастиц, а высокие – угнетали их (Fan W., et al., 2016). В нашем эксперименте дозировка 0,2 мг/кг корма не вызвала ни стимуляции, ни угнетения размножения, то есть по репродуктивному критерию

она находится ниже порога действия, тогда как по критерию выживаемости эффект для Mn-C оказался достоверным.

Особый интерес представляет сопоставление полученного ряда токсичности с известной токсичностью свободных ионов соответствующих металлов. Пороговые концентрации, вызывающие снижение числа рожденной молодежи *Daphnia magna* на 16 % за три недели, составили для Mg(II) – 82 000 мкг/л, для Mn(II) – 4100 мкг/л и для Cu(II) – 22 мкг/л (Biesinger K. E., et al., 1972), то есть по ионной токсичности медь превосходит марганец примерно в 190 раз, а магний – в 3700 раз. Следовательно, при прямой биодоступности металлов, входящих в состав нанокompозитов, опытные группы получали бы воздействие, на порядок превышающее порог репродуктивного угнетения, чего в эксперименте не наблюдалось. Данное явление объясняется углеродной матрицей, прочно связывающей металл, что приводит к снижению содержания свободных ионов в среде (Ni L., Li Y., 2018; Jang M.-H., Hwang Y.S, 2018), и подтверждает исходное предположение о снижении экотоксичности металлов в составе углеродных нанокompозитов. Этим же объясняется и то, что установленный ряд токсичности (Mn-C > Mg-C ≥ Cu-C > контроль) не воспроизводит ряд ионной токсичности соответствующих металлов: повышенная смертность в группе Mn-C может быть связана с меньшей устойчивостью данного нанокompозита в водной среде, косвенно на это указывает способность меди образовывать особенно прочные комплексы с кислородсодержащими группами углеродной поверхности (Ni L., Li Y., 2018).

Катушка роговая (*Planorbis planorbis*) относится к бентосным соскребателям-фитофагам, и ее соматический рост интегрирует как качество кормовой базы, так и общее состояние среды. Избирательное достоверное снижение массы моллюсков только при нагрузке Mg-C на 25,2 % и 33,3 % ($p \leq 0,05$) на 4-й и 8-й неделях при сохранении ростовых показателей в группах Mn-C и Cu-C на уровне контроля указывает скорее на перестройку трофических ресурсов и микробного сообщества водоема, чем на прямое токсическое действие препарата. В целом сохранение нормального роста в опытных группах говорит об

устойчивости зообентоса к нанокompозитной нагрузке, что согласуется с данными о накоплении наночастиц оксида меди в тканях донных беспозвоночных без выраженного угнетения их роста (Ramskov T., et al., 2014).

При этом в теле моллюсков зафиксирована наиболее выраженная среди всех исследованных объектов перестройка минерального обмена: накопление кальция составило 234,3 % ($p \leq 0,001$) при нагрузке Mg-C и 150,0 % ($p \leq 0,001$) при нагрузке Cu-C, магния – 72,7 % ($p \leq 0,001$) и 54,5 % ($p \leq 0,01$), натрия – 38,3 % ($p \leq 0,01$) и 30,0 % ($p \leq 0,01$) соответственно, при одновременном снижении калия (на 24,2–37,1 %) и фосфора (на 33,3–39,6 %). Одновременно во всех опытных группах отмечено снижение содержания алюминия на 46,9–62,8 % ($p \leq 0,001$), а при нагрузке Mg-C также кадмия на 54,7 % ($p \leq 0,01$), ртути на 66,7 % ($p \leq 0,05$), мышьяка на 40,0 % ($p \leq 0,01$) и свинца на 19,7 % ($p \leq 0,05$). Эти данные подтверждают роль катушки как активного депонирующего звена экосистемы: раковинный моллюск, интенсивно использующий кальций для построения раковины, одновременно выступает эффективным стоком для ряда токсических элементов, что представляет самостоятельный интерес для биоиндикации и оценки самоочищающей способности водоемов.

Со стороны элементного статуса карпа во II эксперименте отмечено снижение натрия во всех опытных группах (на 8,1–26,9 %) и калия в группах Mn-C и Cu-C на 18,1 и 25,0 % соответственно, а также устойчивое снижение содержания йода на 23,2–78,0 %. Обеднение тела рыбы йодом, наиболее выраженное при нагрузке Cu-C, что может отражать конкуренцию за транспортные системы и заслуживает внимания с учетом роли йода в поддержании тиреоидного статуса гидробионтов (Nerhus I., et al., 2018). Благоприятным результатом стало устойчивое снижение содержания ртути во всех опытных группах на 21,6–29,8 %, воспроизводящее дезинтоксикационный эффект, установленный в I эксперименте, тогда как неблагоприятным моментом оставалось накопление в группе Cu-C алюминия на 141,8 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 30,6 % ($p \leq 0,01$). В совокупности с фитотоксичностью и ингибирующим действием

этого препарата на рост рыбы полученные данные ограничивают возможности его применения в водных объектах с макрофитной растительностью.

Оценку описанных ранее изменений элементного статуса гидробионтов дополняют рассчитанные коэффициенты загрязнения (C_f) и индексы потенциального экологического риска (R_i) по методике Хакансона (Hakanson, 1980), позволяющие соотнести накопление отдельных элементов с их токсикологической значимостью и оценить суммарный потенциальный экологический риск для каждого объекта экосистемы.

Преимущественно низкий и умеренный уровни загрязнения мышечной ткани рыбы в I эксперименте, при котором коэффициенты загрязнения практически всех элементов не превышали умеренного уровня за исключением Pb в опытной группе получавший Mn-С в дозировке 0,4 мг/кг корма, закономерен среди всех тканей рыб, мышечная ткань характеризуется меньшим уровнем накопления металлов по сравнению с печенью, жабрами и кишечником (Vilizzi, L., Tarkan, A. S., 2016; Yousafzai, A. M., et al., 2017). Этим же объясняется низкое накопление кадмия в мышечной ткани ($C_f = 0,01 - 0,08$) при его заметном увеличении в показателях элементного статуса всего тела рыбы во II эксперименте ($C_f = 0,83 - 1,41$), поскольку кадмий депонируется преимущественно в паренхиматозных органах, а не в скелетной мускулатуре (Liu, Y., et al., 2022; Королев В.А. и др., 2026).

Более выраженное повышение коэффициентов загрязнения в теле катушки, вплоть до высокого уровня по кальцию ($C_f = 3,34$) и хрому ($C_f = 3,45$), подтверждает роль брюхоногих моллюсков как эффективных биоаккумуляторов накопления химических элементов, что связано с их питанием и тесным контактом с донными отложениями (Дерягин В.В., и др., 2019 ; Kutluyer Kocabas, F., et al., 2023).

Несмотря на повышение до высокого уровня загрязнения по отдельным химическим элементам, суммарный индекс потенциального экологического риска во всех опытных группах не превышал порога низкой степени риска ($R_i < 150$), как в I эксперименте, так и во II эксперименте. Это свидетельствует о сохранении

буферной емкости и адаптивной устойчивости модельной пресноводной экосистемы к поступлению металл-углеродных наноконпозитов магния, марганца и меди (Ма, Л., Нап, С., 2020).

Таким образом, по результатам I эксперимента установлено, что включение в рацион карпа углеродных наноконпозитов Mg-C, Mn-C и Cu-C в дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма не снижает сохранности рыбы (100 % во всех группах) и не вызывает признаков гепатотоксичности, но приводит к комплексной перестройке биосистемы «микрофлора кишечника – организм хозяина». Ростостимулирующий эффект, проявляющийся с шестой недели и достигающий 15,3 % ($p \leq 0,001$) при нагрузке Cu-C 0,2 мг/кг корма и 10,8 % ($p \leq 0,01$) при нагрузке Mn-C в той же дозировке, сопровождался направленным изменением таксономического состава микробиома, перестройкой гематологического и биохимического профиля и селективными сдвигами элементного статуса, включая выраженный дезинтоксикационный эффект в отношении кадмия 90,0–98,9 % ($p \leq 0,001$). Оценка коэффициентов загрязнения и индексов потенциального экологического риска в мышечной ткани дополнительно подтверждает экологическую безопасность при применении препаратов наноконпозитов. Повышение дозировки до 0,4 мг/кг корма дополнительного продукционного эффекта не дает и сопровождается накоплением свинца и алюминия, что в совокупности подтверждает нашу гипотезу о направленной модуляции биосистемы «микрофлора кишечника – организм хозяина» металл-углеродными наноконпозитами и определяет дозировку 0,2 мг/кг корма как оптимальную.

По результатам II эксперимента установлено, что опосредованное поступление наноконпозитов в дозировке 0,2 мг/кг корма формирует субтоксическую нагрузку, реализующуюся преимущественно на низших трофических уровнях при сохранении удовлетворительного состояния рыбы как конечного консумента. Наноконпозиты Mg-C и Mn-C не угнетали первичное звено биоценоза, обеспечивали благоприятный гематологический ответ карпа и снижали грамотрицательную микробную нагрузку воды, тогда как Cu-C, обладая наиболее выраженным санирующим действием в отношении *Enterobacteriaceae* и

смещая микробное сообщество воды в сторону лактобацилл, одновременно проявлял фитотоксичность в отношении *Lemna minor* и ингибировал рост рыбы. Устойчивость организмов к нанокompозитной нагрузке убывала в ряду *Cyprinus carpio* > *Planorbis planorbis* > *Lemna minor* > *Daphnia magna*, что подтверждает нашу гипотезу о распространении действия препаратов по звеньям биоценоза и о ведущей роли низших трофических уровней в формировании отклика экосистемы в целом. Оценка потенциального экологического риска и коэффициенты загрязнения химическими элементами в теле гидробионтов подтверждает устойчивость экосистемы при включении нанокompозитов при кормлении рыб.

Общее заключение по результатам I и II экспериментов состоит в том, что углеродные нанокompозиты магния, марганца и меди являются абиотическим фактором, изменяющим структурно-функциональную организацию пресноводной экосистемы, при этом характер и выраженность отклика определяются природой металла, дозировкой препарата и трофическим уровнем организма. Вместе с тем перестройка отдельных звеньев биоценоза не сопровождается значительными экологическими рисками. Полученные количественные характеристики отклика экосистемы, а также установленная избирательная чувствительность *Daphnia magna* и пигментного аппарата *Lemna minor* могут быть использованы при разработке и корректировке экологических регламентов и программ мониторинга, при экологической экспертизе кормовых препаратов на основе наноразмерных форм металлов и при нормировании последних в водных объектах рыбохозяйственного значения.

4 ВЫВОДЫ

1. Кишечная микробиота *Cyprinus carpio* представлена 18 бактериальными филами при доминировании *Pseudomonadota* (30,50–54,04 %), *Fusobacteriota* (37,17–67,73 %) и *Bacillota* (1,59–11,96 %). Поступление с кормом нанокompозита Cu-C повышает индексы альфа-разнообразия: индекс Шеннона составил 1,94 и 1,78, индекс Симпсона – 0,73 и 0,71 при дозировках 0,2 и 0,4 мг/кг корма против 1,27 и 0,60 в контроле. Достоверные различия бета-разнообразия по дистанциям Брея–Кёртиса ($p=0,002$) установлены только при нагрузке Mg-C 0,4 мг/кг корма, что свидетельствует о сохранении базовой архитектуры сообщества при остальных нагрузках. Изменения таксономического состава носят дозозависимый характер: Mg-C 0,4 мг/кг корма увеличивает долю *Actinomycetota* до 5,04–15,81 % и *Spirochaetota* до 0,92–68,57 % (0–0,27 % и 0–1,02 % в контроле), Cu-C 0,4 мг/кг корма – долю *Pseudomonadota* на 34 % при снижении *Fusobacteriota* на 37 % и *Fusobacteriaceae* на 37 % с увеличением *Shewanellaceae* на 120 %. Происходит замещение представителей нормальной микробиоты рыб (род *Cetobacterium*, семейство *Fusobacteriaceae*, фила *Fusobacteriota*; род *Culicoidibacter*, фила *Bacillota*) на спирохет (род *Brevinema*), актиномицеты (род *Aurantimicrobium*) и факультативно-анаэробные грамотрицательные палочки (роды *Polynucleobacter*, *Shewanella*, фила *Pseudomonadota*).

2. Включение в рацион карпа углеродных нанокompозитов не снижает сохранности рыбы (100 % во всех группах) и обеспечивает ростостимулирующий эффект с шестой недели, при использовании Cu-C 0,2 мг/кг корма превышение контроля составило 12,1 % ($p\leq 0,01$), 13,6 % ($p\leq 0,01$) и 15,3 % ($p\leq 0,001$) на 6, 7 и 8 неделях соответственно, при использовании Mn-C в той же дозировке на 8,5 % ($p\leq 0,05$), 9,5 % ($p\leq 0,05$) и 10,8 % ($p\leq 0,01$). В то же время повышение дозировки до 0,4 мг/кг дополнительного эффекта не приносит. Гематологический ответ характеризуется угнетением системы кроветворения, максимальной при нагрузке Mn-C, гипергликемией в группах Mn-C 0,2 мг/кг и Cu-C, и гиперхолестеринемией практически во всех опытных группах; снижение АЛТ и АСТ в отсутствие

признаков цитолиза не позволяет трактовать действие нанокompозитов как гепатотоксическое. Независимо от природы металла достоверно снижается концентрация кальция, при нагрузке Mg-C – на 70,3 и 51,5 % ($p \leq 0,001$), при нагрузке Mn-C – на 25 % ($p \leq 0,05$) и 34 % ($p \leq 0,01$), при нагрузке Cu-C на 46,7 и 63,7 % ($p \leq 0,001$). Все препараты снижают содержание кадмия на 90,0–98,9 % ($p \leq 0,001$), а Mg-C и Cu-C в том числе и ртути, при этом уровень самих вносимых металлов в большинстве случаев не изменяется. Состав микробиома селективно связан с элементным статусом рыбы: род *Aurantimicrobium* коррелирует с Cu ($r=0,91$) и Ca ($r=-0,93$), род *Aeromonas* с As ($r=0,92$), Pb ($r=0,84$) и Si ($r=-0,94$), род *Cetobacterium* – с Si ($r=0,74$) и As ($r=-0,73$), причём нанокompозиты реорганизуют эти связи композит-специфичным образом.

3. Опосредованное поступление нанокompозитов в дозировке 0,2 мг/кг корма формирует субтоксическую нагрузку на нижние трофические уровни экосистемы при сохранении состояния рыбы. Достоверных различий по росту карпа не установлено при разнонаправленной тенденции (Mg-C +2,12 %, Mn-C –3,89 %, Cu-C –9,17 %); число эритроцитов возрастает при нагрузке Mg-C на 47,4 % ($p \leq 0,01$) и при нагрузке Mn-C на 16,9 % ($p \leq 0,01$). Число лейкоцитов при нагрузке Cu-C повышается на 15,1 % ($p \leq 0,05$), что свидетельствует о мягком стимулирующем действии Mg-C и Mn-C и мобилизационном характере адаптации к Cu-C. Во всех опытных группах снижается содержание натрия на 8,1–26,9 % и ртути на 21,6–29,8 % при накоплении в группе Cu-C алюминия на 141,8 % ($p \leq 0,001$) и свинца на 30,6 % ($p \leq 0,01$). Масса *Planorbis planorbis* достоверно снижается только при нагрузке Mg-C – на 25,2 % и 33,3 % на 4-й и 8-й неделях ($p \leq 0,05$), при этом во всех группах отмечено накопление кальция на 15,6–234,3 % и снижение алюминия на 46,9–62,8 % ($p \leq 0,001$). Выживаемость *Daphnia magna* снижается до 20,5 % (Mg-C), 9,1 % (Mn-C, $p < 0,01$) и 24,4 % (Cu-C) при неизменном суммарном приплоде (34–35 особей), что указывает на избирательное действие на выживаемость при сохранной плодовитости с рядом токсичности Mn-C > Mg-C $\geq$ Cu-C > Контроль. Удельная скорость роста *Lemna minor* во всех опытных группах становится отрицательной (–0,004...–0,01 сут^{–1} против 0,02

сут⁻¹ в контроле). Устойчивость организмов к нанокompозитной нагрузке убывает в ряду *Cyprinus carpio* > *Planorbis planorbis* > *Lemna minor* > *Daphnia magna*.

4. Действие исследуемых факторов на фотосинтезирующие процессы определяется природой металла. Достоверное угнетение пигментного аппарата *Lemna minor* относительно контроля установлено только при нагрузке Cu-C отмечено снижение хлорофилла А на 26,5 % ($p \leq 0,05$), хлорофилла Б на 44,7 % ($p \leq 0,01$) и каротиноидов на 27,6 % ($p \leq 0,05$), что относительно исходных значений составляет 54,0; 59,6 и 54,0 % и сопровождается хлорозом листецов и уменьшением размера лопастей вследствие медь-индуцированного окислительного стресса. При нагрузке Mg-C и Mn-C пигментный комплекс превосходит контроль по содержанию хлорофилла А на 37,9 и 18,3 %, каротиноидов на 33,9 и 13,4 %, что обусловлено ролью магния как центрального атома молекулы хлорофилла и марганца как кофактора кислород-выделяющего комплекса фотосистемы II, тогда как прооксидантные свойства меди вызывают деструкцию фотосинтетического аппарата.

5 ПРАКТИЧЕСКИЕ РЕКОМЕНДАЦИИ

Для сохранения устойчивости пресноводной экосистемы и обеспечения экологической безопасности ихтиофауны водоемов, содержание нанокompозитов магния, марганца и меди не должно превышать 0,2 мг/кг корма, это позволит повысить интенсивность роста при 100 %-ной сохранности рыбы и снизить содержание токсических элементов с 0,18 ммоль/кг до 0,16 ммоль/кг в частности содержания кадмия в мышечной ткани на 90,0–98,9%. Повышение дозировки до 0,4 мг/кг корма не рекомендуется, так как нет дополнительного продукционного эффекта и в то же время сопровождается накоплением Pb и Al в мышечной ткани.

При экологической экспертизе кормовых препаратов на основе наноразмерных форм металлов предлагается включать в схему испытаний оценку выживаемости *Daphnia magna* и содержания фотосинтетических пигментов *Lemna minor* как наиболее чувствительных индикаторов нанокompозитной нагрузки.

6 ПЕРСПЕКТИВЫ ДАЛЬНЕЙШЕЙ РАЗРАБОТКИ ТЕМЫ

Направление диссертационной работы открывает возможности для дальнейших исследований:

1. по оценке влияния углеродных нанокompозитов на микробиоценоз кишечника рыб и водной среды с установлением взаимосвязи между составом микробиома и пулом химических элементов в организме гидробионтов;

2. изучения механизмов трансформации, миграции и биодоступности металл-углеродных нанокompозитов в водной среде, определяющих различия в токсичности наноразмерных и ионных форм металлов;

3. установления характера отклика экосистемы при хронической и многопоколенной экспозиции, а также при более широком диапазоне дозировок нанокompозитов;

4. оценки трофического переноса и биоаккумуляции компонентов нанокompозитов по пищевой цепи «продуцент – консумент – рыба» с расчётом баланса экосистемы;

5. формирования новых подходов к экологическому нормированию наноразмерных форм металлов в водных объектах рыбохозяйственного значения и к экологической экспертизе кормовых препаратов на их основе в условиях УЗВ и тепловодных хозяйств России.

7 СПИСОК ИСПОЛЬЗУЕМОЙ ЛИТЕРАТУРЫ

1. Аринжанов А. Е. Влияние минеральных и биологически активных добавок на продуктивность, микробиом и элементный статус цыплят-бройлеров и рыбы. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Оренбург – 2025, 417 с.
2. Аринжанов А. Е., Маленкина К. А., Мирошникова Е. В., Килякова Ю. В. Влияние ультрадисперсных частиц железа на углеродной матрице на элементный состав мышечной ткани карпа. Известия НВ АУК. 2025. 3(81). 310-316. DOI: 10.32786/2071-9485-2025-03-34.
3. Аринжанов А. Е., Мирошникова Е. П., Килякова Ю. В. Биологическое действие ультрадисперсных частиц цинка и фитобиотика на основе эфирных масел на организм карпа // Аграрный научный журнал. 2024. № 6. С. 63–67. DOI: 10.28983/asj.y2024i6pp63-67.
4. Аринжанов, А.Е. Влияние ультрадисперсных частиц сплава Cu-Zn и пробиотического штамма *Bacillus subtilis* на элементный статус стерляди / А.Е. Аринжанов // Животноводство и кормопроизводство. – 2022. – Т. 105. – № 4. – С. 21– 34.
5. Аринжанов, А.Е. Воздействие наночастиц комплекса металлов на организм карпа / А.Е. Аринжанов, Е.П. Мирошникова, Ю.В. Килякова // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2013. – № 2 (40). – С. 113–116.
6. Аринжанов, А.Е. Использование биодобавок и наночастиц железа в кормлении карпа / А.Е. Аринжанов, Е.П. Мирошникова, Ю.В. Килякова // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2015. – № 6 (181). – С. 44–48.
7. Аринжанова, М.С. Биологическое действие ультрадисперсных частиц SiO₂, пробиотического препарата Бифидобиом и комплекса микроэлементов на организм карпа / М.С. Аринжанова [и др.] // Животноводство и кормопроизводство. – 2023. – Т. 106. – № 1. – С. 48–66.

8. Аринжанова, М.С. Влияние ультрадисперсных частиц диоксида кремния на рост и аминокислотный состав печени рыб / М.С. Аринжанова [и др.] // Животноводство и кормопроизводство. – 2022. – Т. 105. – № 2. – С. 8–16.
9. Бельмер, С. В. Значение цитокинов в патогенезе воспалительных заболеваний толстой кишки у детей / С. В. Бельмер, А. С. Симбирцев, О. В. Головенко, Л. В. Бубнова, Л. М. Карпина, Н. Е. Щиголева, Т. Л. Михайлова // РМЖ. – 2003. – № 3 (Детская гастроэнтерология и нутрициология). – С. 116.
10. Владимиров В. А., Лазарев М. Ю. Накопление тяжелых металлов в мышечной ткани рыб различных трофических и топических групп // Вестник науки. 2020. №12 (33).
11. Влияние ультрадисперсных частиц цинка и фитобиотической добавки на основе эфирных масел на рост и элементный состав мышечной ткани карпа / М. С. Аринжанова, Е. П. Мирошникова, А. Е. Аринжанов, Ю. В. Килякова // Ветеринария и кормление, 2024. - № 1. - С. 21-23.
12. Воеводина, Л. А. Магний для почвы и растений / Л. А. Воеводина, О. В. Воеводин // Мелиорация и гидротехника. 2015. – № 2 (18).
13. Гавриленко, В. Ф. Большой практикум по фотосинтезу : учебное пособие для студентов вузов / В. Ф. Гавриленко, Т. В. Жигалова ; под редакцией И. П. Ермакова. – Москва : Академия, 2003. – 256 с.
14. ГОСТ 32426–2013. Межгосударственный стандарт. Методы испытаний химической продукции, представляющей опасность для окружающей среды. Испытание ряски на угнетение роста : введен в действие приказом Федерального агентства по техническому регулированию и метрологии от 22 ноября 2013 г. № 1756-ст с 1 августа 2015 г. – Москва : Стандартинформ, 2014. – 28 с.
15. ГОСТ 34786-2021. Вода питьевая. Методы определения общего числа микроорганизмов, колиформных бактерий, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa* и энтерококков. – Введ. 2022–01–01. – М. : Стандартинформ, 2021. – 38 с.

16. Григорьева, А. А. Токсическое воздействие свинца на организм человека (обзор литературы) / А. А. Григорьева, Г. Е. Миронова // Гигиена и санитария. – 2025. – № 6. – С. 778-780. DOI: 10.47470/0016-9900-2025-104-6-778-780.
17. Гусев, А. А. Наночастицы в водной среде: риски и возможности их контроля с помощью микроводорослей / А. А. Гусев, О. В. Захарова, И. А. Васюкова [и др.] // Вестник Московского университета. Серия 16, Биология. – 2021. – Т. 76, № 4. – С. 202–212.
18. Дерягин, В. В. Аккумуляция тяжёлых металлов представителями семейства Lymnaeidae как отклик на критические уровни техногенного загрязнения водоёмов Южного Урала / В. В. Дерягин, Н. Н. Назаренко, Е. В. Девятова // Самарский научный вестник. – 2019. – Т. 8, № 3. – С. 31–38.
19. Довнар, Р. И. Антибактериальные и физико-химические свойства наночастиц серебра и оксида цинка / Р. И. Довнар, С. М. Смотрин, С. С. Ануфрик [и др.] // Журнал Гродненского государственного медицинского университета. – 2022. – Т. 20, № 1. – С. 78–84.
20. Жмур, Н. С. Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний : ФР.1.39.2007.03222 / Н. С. Жмур. – Москва : АКВАРОС, 2007. – 52 с.
21. Зуева, М. С. Современные исследования по изучению микробиома кишечника рыб / М. С. Зуева, Е. П. Мирошникова, А. Е. Аринжанов, Ю. В. Килякова // Животноводство и кормопроизводство. – 2023. – Т. 106, № 2. – С. 138–154.
22. Ивлиева, А. Л. Наночастицы и наноматериалы – неизбежные современные токсичные агенты. Обзор. Часть 3. Влияние наночастиц на мозг и поведение. Выводы и нерешённые проблемы / А. Л. Ивлиева, И. Зиньковская, Е. Н. Петрицкая, Д. А. Рогаткин // Экология человека. – 2022. – № 4. – С. 273–288.
23. Каримов, Б. Вегетативное размножение ряски малой в условиях Кыргызстана / Б. Каримов, А. Дурсунбаева, А. Токтосунова // Вестник Ошского

государственного университета. Химия. Биология. География. – 2022. – № 1. – С. 45–50.

24. Кван О.В. Влияние кормовых добавок на микробиом, продуктивность и формирование элементного статуса цыплят-бройлеров. Диссертация на соискание ученой степени доктора биологических наук. Оренбург – 2024, 360 с.

25. Кислов, Д. А.,. Влияние наночастиц серебра на основные параметры фотовольтаической ячейки Гретцеля / Д. А. Кислов, Д. В. Пономаренко // Университетский комплекс как региональный центр образования, науки и культуры : материалы Всероссийской научно-методической конференции, Оренбург, 29–31 января 2014 г. – Оренбург : Оренбургский государственный университет, 2014. – С. 1377–1384.

26. Кожевникова Е. А., Биоэкологическая оценка модельного водоёма при экспериментальном загрязнении металлами в наноформе / Кожевникова Е. А., Леднева С. А., Сизова Е. А., Аринжанов А. Е. // Вестник Оренбургского государственного университета, 2017. - № 5. - С. 63-69.

27. Коновалов, А.Г. Обзор подходов к оценке экологического состояния и нормированию качества почв / Коновалов А.Г., Рисник Д.В., Левич А.П., Фурсова П.В. // Биосфера, 2017. - №3. - С. 214-229.

28. Королев, В. А. Особенности распределения кадмия в организме в условиях субхронической интоксикации / В. А. Королев, Л. А. Бабкина, Е. В. Фелькер, М. А. Усачев, Р. Ю. Чертова, И. А. Артемова, Д. Р. Магомедова, В. А. Рыжаев // Гигиена и санитария, 2026. – Т. 105, № 3. – С. 308–313.

29. Кочева, Л. С. Характеристика и адсорбционные свойства углеродных наноматериалов, полученных методом самораспространяющегося высокотемпературного синтеза / Л. С. Кочева, А. П. Возняковский, А. П. Карманов, Н. Г. Рачкова, Н. И. Богданович, В. А. Демин // Журнал Сибирского федерального университета. Химия. – 2024. – Т. 17, № 3. – С. 345–358.

30. Кочеткова, Н. П. Гематологические показатели как индикаторы физиологического состояния декапод: камчатского краба *Paralithodes*

camtschaticus и речных раков рода *Astacus* и *Pontastacus* / Н. П. Кочеткова, Е. Н. Александрова. – Москва : Изд-во ВНИРО, 2010. – 92 с.

31. Крылов, П. А. Структурно-функциональный анализ марганец- и цинк-зависимых белков у растений, произрастающих на юге России / П. А. Крылов, А. А. Абдулова, О. В. Пермяков, В. В. Новочадов // Природные системы и ресурсы. – 2022. – Т. 12, № 1. – С. 5–14.

32. Крысанов, Е. Наночастицы в окружающей среде и их влияние на гидробионтов / Е. Крысанов, Д. С. Павлов, Т. Б. Демидова, Ю. Ю. Дгебуадзе // Известия Российской академии наук. Серия биологическая. – 2010. – № 4. – С. 478–485.

33. Ксенофонтов Д. А., Роль марганца в обмене кальция на уровне энтеральной и внутренней среды организма / Д. А. Ксенофонтов, О.А. Войнова, А. А. Ксенофонтова и др. // Тимирязевский биологический журнал. 2023. № 2. С. 59–68. DOI: 10.26897/2949-4710-2023-2-59-68.

34. Ловягина, Е. Р. Особенности окисления катионов Mn(II) в мембранных препаратах фотосистемы II без кислород-выделяющего комплекса: эволюционный аспект / Е. Р. Ловягина, Л. Н. Давлетшина, Б. К. Семин // Вестник Московского университета. Серия 16, Биология. – 2022. – Т. 77, № 2. – С. 135–144.

35. Мазунина, Д. Л. Негативные эффекты марганца при хроническом поступлении в организм с питьевой водой / Д. Л. Мазунина // Экология человека. – 2015. – Т. 22, № 3. – С. 25–31. – DOI: 10.17816/humeco17093.

36. Мингазова М.С., Концентрация химических элементов в мышечной ткани карпа при включении в рацион биологически активных веществ / М.С. Мингазова, Е.П. Мирошникова, А.Е. Аринжанов, Ю.В. Килякова // Животноводство и кормопроизводство. 2023. Т. 106, № 4. С. 18- 29. DOI: 10.33284/2658-3135-106-4-18

37. Минеев, А. К. Морфофизиологические аспекты развития стресса у рыб в условиях изменений климата и интенсификации антропогенной нагрузки

на водоемы Средней и Нижней Волги / А. К. Минеев // Биосфера. – 2023. – Т. 15, № 2. – С. 119–130.

38. Мирошникова, Е. П. Влияние наночастиц различной дозировки на продуктивность карпа и обмен химических элементов / Е. П. Мирошникова, А. Е. Аринжанов, Ю. В. Килякова // Достижения науки и техники АПК. – 2014. – № 5.

39. Мирошникова, Е. П. Изменение гематологических параметров карпа под влиянием наночастиц металлов / Е. П. Мирошникова, А. Е. Аринжанов, Ю. В. Килякова // Достижения науки и техники АПК. – 2013. – № 5. – С. 58–60.

40. Мирошникова, Е.П. Оценка эффективности применения наночастиц железа и биодобавок в кормлении карпа / Е.П. Мирошникова, А.Е. Аринжанов, Ю.В. Килякова // Аграрный научный журнал. – 2018. – № 9. – С. 34–36.

41. Мирошникова, Е.П. Современное состояние аквакультуры в России и за рубежом / Е.П. Мирошникова [и др.] // Актуальные проблемы прикладной биотехнологии и инженерии: сб. материалов Междунар. науч.-практ. конф., Оренбург, 21 июня 2023 г. / Оренбург. гос. ун-т; ред. Е. В. Волошин. – Оренбург: ОГУ, 2023. – С. 180–183.

42. Мирошникова, Е.П. Элементный статус рыб при введении в рацион наночастиц железа, ферментных и пробиотических препаратов / Е.П. Мирошникова, А.Е. Аринжанов, Ю.В. Килякова // Микроэлементы в медицине. – 2021. – Т. 22. – № S1. – С. 15–16.

43. Мирошникова, М.С. Применение антибиотиков в сельском хозяйстве и альтернативы их использования / М.С. Мирошникова [и др.] // Аграрный научный журнал. – 2021. – № 5. – С. 65–70

44. Моисеенко Т.И. Биодоступность и экотоксичность металлов в водных системах: критические уровни загрязнения // Геохимия. - 2019. - Т. 64. - №7. - С. 675-688. doi: 10.31857/S0016-7525647675-688

45. Общее понимание кворум сенсинга бактерий и применение ингибиторов кворума в аквакультуре / М. С. Мингазова, Е. П. Мирошникова, А. Е. Аринжанов, Ю. В. Килякова // Животноводство и кормопроизводство. – 2024.

– Т. 107, № 1. – С. 128-146. – DOI 10.33284/2658-3135-107-1-128. – EDN KNWQGO.

46. Пахомов, В. И. Состояние и перспективы использования растительного сырья в кормах для аквакультуры (обзор) / В. И. Пахомов, В. Ф. Хлыстунов, С. В. Брагинец, О. Н. Бахчевников // Аграрная наука Евро-Северо-Востока. – 2022. – Т. 23, № 3. – С. 273–288.

47. Перечень рыбохозяйственных нормативов : предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней воздействия (ОБУВ) вредных веществ для воды водных объектов, имеющих рыбохозяйственное значение / Государственный комитет Российской Федерации по рыболовству. – Москва : Издательство ВНИРО, 1999. – 303 с. – ISBN 5-85382-205-5.

48. Петров, А. Н. Оценка токсического воздействия ионов меди на показатели состояния бентосной диатомовой водоросли *Actinocyclus subtilis* (W. Gregory) Ralfs 1861 в эксперименте / А. Н. Петров, Е. Л. Неврова // Токсикологический вестник. – 2023. – № 5. – С. 34–40.

49. Рахметова А.А., Изучение биологической активности наночастиц меди, различающихся по дисперсности и фазовому составу // диссертация на соискание ученой степени кандидата биологических наук, Москва, 2011

50. Рязанов, В. А. Исследование биологической активности, экологических характеристик и микроэлементного состава водорослей *Chlorella vulgaris* in vitro / В.А. Рязанов, В.И. Колпаков, Ф.Г. Каюмов // Животноводство и кормопроизводство. 2025. №4. С. 274–291.

51. Сёмин, Б. К. Физиологическое значение рН-зависимого структурного перехода в кислород-выделяющем комплексе ФС II / Б. К. Сёмин [и др.] // Физиология растений. – 2023. – Т. 70, № 1. – С. 3–13. – DOI: 10.31857/S0015330322100268.

52. Соседова, Л. М. Воздействие наночастиц металлов на водный биоценоз (обзор литературы) / Л. М. Соседова, Е. А. Титов, М. А. Новиков, И. А. Шурыгина, М. Г. Шурыгин // Гигиена и санитария. – 2021. – № 1. – С. 58–63.

53. Стрекаловская, Е. И. Наноструктурные материалы как опасные микрополлютанты сточных вод: источники поступления, судьба и воздействие на функциональное бактериальное сообщество активного ила / Е. И. Стрекаловская, Е. И. Сипкина // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. – 2024. – Т. 14, № 3. – С. 339–351. – DOI: 10.21285/achb.936.
54. Сумарокова, А. Д. Наночастицы металлов, наночастицы серебра и их влияние на организм человека и животных (обзор литературы) / А. Д. Сумарокова, Л. Н. Стацевич // Ветеринария сегодня. – 2025. – Т. 14, № 1. – С. 90–100. – DOI: 10.29326/2304-196X-2025-14-1-90-100.
55. Тедеева, И. Р. Биологическая роль меди и ее соединений / И. Р. Тедеева, Л. М. Кубалова // Современные наукоемкие технологии. – 2014. – № 7-2. – С. 92.
56. Фадеева, Ю. И. Влияние наночастиц оксида меди (II) и иона Cu на образование продуктов перекисного окисления липидов в жабрах мидии Грея *Crenomytilus grayanus* (Dunker, 1853) (Bivalvia: Mytilidae) в условиях лабораторного эксперимента / Ю. И. Фадеева, В. Я. Кавун, В. В. Слободскова, В. П. Челомин // Вестник Московского государственного областного университета. Серия: Естественные науки. – 2016. – № 3. – С. 74–83. – DOI: 10.18384/2310-7189-2016-3-74-83.
57. Худякова, О. И. О содержании марганца в системе «вода – донные отложения» эвтрофированного водоёма / О. И. Худякова // Актуальные проблемы гуманитарных и естественных наук. – 2012. – № 7.
58. Черных, Н. А. Тяжелые металлы и здоровье человека / Н. А. Черных, Ю. И. Баева // Вестник Российского университета дружбы народов. Серия: Экология и безопасность жизнедеятельности. – 2004. – № 1. – С. 138–144.
59. Ших, Е. В. Взаимодействия компонентов витаминно-минеральных комплексов и рациональная витаминотерапия / Е. В. Ших // Русский медицинский журнал. – 2004. – Т. 12, № 17. – С. 1011–1012.

60. Ab Hamid, N. H. The Current State-Of-Art of Copper Removal from Wastewater: A Review / N. H. Ab Hamid, M. I. H. bin Mohd Tahir, A. Chowdhury [et al.] // *Water*. – 2022. – Vol. 14, № 19. – Art. 3086. – DOI: 10.3390/w14193086.
61. Abass, N. Y. The influence of heavy metals on cytotoxicity in *Tilapia zillii* / N. Y. Abass // *Aquaculture International*. – 2024. – Vol. 32. – P. 9079–9098. – DOI: 10.1007/s10499-024-01604-2.
62. Abdel-Latif, H. M. R. Copper Oxide Nanoparticles Alter Serum Biochemical Indices, Induce Histopathological Alterations, and Modulate Transcription of Cytokines, HSP70, and Oxidative Stress Genes in *Oreochromis niloticus* / H. M. R. Abdel-Latif, M. A. O. Dawood, S. F. Mahmoud [et al.] // *Animals*. – 2021. – Vol. 11, № 3. – Art. 652. – DOI: 10.3390/ani11030652.
63. Adam, N. The chronic toxicity of CuO nanoparticles and copper salt to *Daphnia magna* / N. Adam, A. Vakurov, D. Knapen, R. Blust // *Journal of Hazardous Materials*. – 2015. – Vol. 283. – P. 416–422. – DOI: 10.1016/j.jhazmat.2014.09.037.
64. Adriaie, L. Role of Magnesium in the process of Photosynthesis / L. Adriaie // *Journal of Plant Biochemistry and Physiology*. – 2025. – Vol. 13, iss. 1. – Art. 1000342.
65. Aschner, M. Toxicology of alkylmercury compounds / M. Aschner, N. Onishchenko, S. Ceccatelli // *Metal Ions in Life Sciences*. – 2010. – Vol. 7. – P. 403–434. – DOI: 10.1039/BK9781847551771-00403.
66. Ashouri, S. Effects of different levels of dietary selenium nanoparticles on growth performance, muscle composition, blood biochemical profiles and antioxidant status of common carp (*Cyprinus carpio*) / S. Ashouri, S. Keyvanshokooh, A. P. Salati [et al.] // *Aquaculture*. – 2015. – Vol. 446. – P. 25–29. – DOI: 10.1016/j.aquaculture.2015.04.021.
67. Auclair, J. Investigation on the Toxicity of Nanoparticle Mixture in Rainbow Trout Juveniles / J. Auclair, P. Turcotte, C. Gagnon [et al.] // *Nanomaterials*. – 2023. – Vol. 13, № 2. – Art. 311. – DOI: 10.3390/nano13020311.
68. Badran, S. R. Is the trend toward a sustainable green synthesis of copper oxide nanoparticles completely safe for *Oreochromis niloticus* when compared to

chemical ones?: using oxidative stress, bioaccumulation, and histological biomarkers / S. R. Badran, A. Hamed // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2024. – Vol. 31. – P. 9477–9494. – DOI: 10.1007/s11356-023-31707-x.

69. Banaee, M. Individual and Combined Toxic Effects of Nano-ZnO and Polyethylene Microplastics on Mosquito Fish (*Gambusia holbrooki*) / M. Banaee, A. Zeidi, R. Sinha [et al.] // *Water*. – 2023. – Vol. 15, № 9. – Art. 1660. – DOI: 10.3390/w15091660.

70. Bao, C. Health risk assessment of arsenic and some heavy metals in the edible crab (*Portunus trituberculatus*) collected from Hangzhou Bay, China / C. Bao, Q. Cai, X. Ying [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. – 2021. – Vol. 173, pt. A. – Art. 113007. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.113007.

71. Bastug, A. A Review: TiO₂ based photoelectrocatalytic chemical oxygen demand sensors and their usage in industrial applications / A. Bastug [et al.] // *Journal of Electroanalytical Chemistry*. – 2022. – Vol. 918. – Art. 116466. – DOI: 10.1016/j.jelechem.2022.116466.

72. Ben Amor-Ben Ayed, H. Magnesium Uptake by the Green Microalga *Chlorella vulgaris* in Batch Cultures / H. Ben Amor-Ben Ayed, B. Taidi, H. Ayadi [et al.] // *Journal of Microbiology and Biotechnology*. – 2016. – Vol. 26, № 3. – P. 503–510. – DOI: 10.4014/jmb.1507.07039.

73. Berg, R. D. The role of marine sediment diagenesis in the modern oceanic magnesium cycle / R. D. Berg, E. A. Solomon, F. Z. Teng // *Nature Communications*. – 2019. – Vol. 10. – Art. 4371. – DOI: 10.1038/s41467-019-12322-2.

74. Bero, C. A Review on Application of Nanotechnology in Aquaculture / C. Bero, K. M. Quiazon, J. Saturno // *CLSU International Journal of Science and Technology*. – 2025. – Vol. 8, № 1. – P. 43–54.

75. Biesinger, K. E. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna* / K. E. Biesinger, G. M. Christensen // *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*. – 1972. – Vol. 29, № 12. – P. 1691–1700. – DOI: 10.1139/f72-269.

76. Bogart, S. J. Challenges and future prospects for developing Ca and Mg water quality guidelines: a meta-analysis / S. J. Bogart, A. Azizishirazi, G. G. Pyle // *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*. – 2018. – Vol. 374, № 1764. – Art. 20180364. – DOI: 10.1098/rstb.2018.0364.
77. Boyd, C. E. The contribution of fisheries and aquaculture to the global protein supply / C. E. Boyd, A. A. McNevin, R. P. Davis // *Food Security*. – 2022. – Vol. 14. – P. 805–827.
78. Buwono, N. R. Oxidative stress responses of microplastic-contaminated *Gambusia affinis* obtained from the Brantas River in East Java, Indonesia / N. R. Buwono, Y. Risjani, A. Soegianto // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 293. – Art. 133543. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.133543.
79. Canesi, L. Effects of nanomaterials on marine invertebrates / L. Canesi, I. Corsi // *Science of the Total Environment*. – 2016. – Vol. 565. – P. 933–940. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.01.085.
80. Costa-Silva, D. G. Mancozeb exposure results in manganese accumulation and Nrf2-related antioxidant responses in the brain of common carp *Cyprinus carpio* / D. G. Costa-Silva, A. R. Lopes, I. K. Martins [et al.] // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2018. – Vol. 25, № 16. – P. 15529–15540. – DOI: 10.1007/s11356-018-1724-9.
81. Couvillion, S. P. Graphene oxide exposure alters gut microbial community composition and metabolism in an in vitro human model / S. P. Couvillion [et al.] // *NanoImpact*. – 2023. – Vol. 30. – Art. 100463. – DOI: 10.1016/j.impact.2023.100463.
82. Cunha Bastos, V. L. Cytosolic glutathione peroxidase from liver of pacu (*Piaractus mesopotamicus*), a hypoxia-tolerant fish of the Pantanal / V. L. Cunha Bastos, J. B. Salles, R. H. Valente [et al.] // *Biochimie*. – 2007. – Vol. 89, № 11. – P. 1332–1342. – DOI: 10.1016/j.biochi.2007.04.003.
83. Dabrowska, H. Magnesium status in freshwater fish, common carp (*Cyprinus carpio*, L.) and the dietary protein-magnesium interaction / H. Dabrowska,

K. H. Meyer-Burgdorff, K. D. Gunther // *Fish Physiology and Biochemistry*. – 1991. – Vol. 9, № 2. – P. 165–172. – DOI: 10.1007/BF02265132.

84. Dawood, M. A. O. Copper Nanoparticles Mitigate the Growth, Immunity, and Oxidation Resistance in Common Carp (*Cyprinus carpio*) / M. A. O. Dawood, N. M. Eweedah, E. M. Moustafa [et al.] // *Biological Trace Element Research*. – 2020. – Vol. 198, № 2. – P. 694–705. – DOI: 10.1007/s12011-020-02068-0.

85. Du, T. Antibacterial Activity of Manganese Dioxide Nanosheets by ROS-Mediated Pathways and Destroying Membrane Integrity / T. Du, S. Chen, J. Zhang [et al.] // *Nanomaterials*. – 2020. – Vol. 10, № 8. – Art. 1545. – DOI: 10.3390/nano10081545.

86. Dube, E. Engineered nanoparticles in aquatic systems / E. Dube, G. E. Okuthe // *Emerging Contaminants*. – 2023. – Vol. 9. – Art. 100201.

87. Ejaz, M. Nanotechnologies for environmental remediation and their ecotoxicological impacts / M. Ejaz, A. Gul, M. Öztürk [et al.] // *Environmental Monitoring and Assessment*. – 2023. – Vol. 195, № 11. – Art. 1368. – DOI: 10.1007/s10661-023-11661-4.

88. Ermis, H. Effect of iron and magnesium addition on population dynamics and high value product of microalgae grown in anaerobic liquid digestate / H. Ermis, [et al.] // *Scientific Reports*. – 2020. – Vol. 10, № 1. – Art. 3510. – DOI: 10.1038/s41598-020-60622-1.

89. Fajardo, C. Nanotechnology in aquaculture: Applications, perspectives and regulatory challenges / C. Fajardo, G. Martinez-Rodriguez, J. Blasco [et al.] // *Aquaculture and Fisheries*. – 2022. – Vol. 7, № 2. – P. 185–200. – DOI: 10.1016/j.aaf.2021.12.006.

90. Fan, W. The mechanism of chronic toxicity to *Daphnia magna* induced by graphene suspended in a water column / W. Fan, Y. Liu, Z. Xu [et al.] // *Environmental Science: Nano*. – 2016. – Vol. 3, № 6. – P. 1405–1415. – DOI: 10.1039/C6EN00361C.

91. Fatema K., Investigations of hemato-biochemical and histopathological parameters, and growth performance of walking catfish (*Clarias batrachus*) exposed to

PET and LDPE microplastics / K. Fatema, T. I. Auditi, S. Biswas [et al.] // *Environmental Toxicology and Pharmacology*. – 2023. – Vol. 102. – Art. 104250. – DOI: 10.1016/j.etap.2023.104250.

92. Gambardella, C. Nanomaterial Ecotoxicology in the Terrestrial and Aquatic Environment: A Systematic Review / C. Gambardella, A. Pinsino // *Toxics*. – 2022. – Vol. 10, № 7. – Art. 393. – DOI: 10.3390/toxics10070393.

93. Ghanbari, M. A new view of the fish gut microbiome: Advances from next-generation sequencing / M. Ghanbari, W. Kneifel, K. J. Domig // *Aquaculture*. – 2015. – Vol. 448. – P. 464–475. – DOI: 10.1016/j.aquaculture.2015.06.033.

94. Ghosh, S. Copper Oxide Nanoparticles as an Emergent Threat to Aquatic Invertebrates and Photosynthetic Organisms: A Synthesis of the Known and Exploration of the Unknown / S. Ghosh, A. Sadhu, A. H. Mandal [et al.] // *Current Pollution Reports*. – 2025. – Vol. 11. – Art. 6. – DOI: 10.1007/s40726-024-00334-6.

95. Hakanson, L. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach / L. Hakanson // *Water research*. – 1980. – Vol. 14. – P. 975–1001.

96. Hammarlund, C. Nutrient policies and the performance of aquaculture in developed countries – a literature review / C. Hammarlund, A. Andersson, J. Nordström // *Aquaculture Economics & Management*. – 2024. – Vol. 28, № 2. – P. 208–237. – DOI: 10.1080/13657305.2024.2314511.

97. Harford AJ, Mooney TJ, Trenfield MA, van Dam RA. Manganese toxicity to tropical freshwater species in low hardness water. *Environ Toxicol Chem*. 2015 Dec;34(12):2856-63. doi: 10.1002/etc.3135. Epub 2015 Oct 30. PMID: 26118763.

98. He, Y. Study on the mechanism of antibacterial action of magnesium oxide nanoparticles against foodborne pathogens / Y. He, S. Ingudam, S. Reed [et al.] // *Journal of Nanobiotechnology*. – 2016. – Vol. 14, № 1. – Art. 54. – DOI: 10.1186/s12951-016-0202-0.

99. Idoko, F. A. Exploring the role of nanotechnology in aquaculture, including targeted drug delivery, water purification and feed enhancement / F. A.

Idoko [et al.] // Magna Scientia Advanced Biology and Pharmacy. – 2025. – Vol. 14, № 2. – P. 001–017. – DOI: 10.30574/msabp.2025.14.2.0019.

100. Irumva, O. Environmental fate, transport, impacts, and future perspectives of engineered nanoparticles in surface waters / O. Irumva [et al.] // Environmental Research. – 2025.

101. Ishaq, S. A systematic review on the development and efficacy of nano-based vaccine in aquaculture / S. Ishaq, M. S. K. Anuar, A. Saba [et al.] // Aquaculture International. – 2025. – Vol. 33. – DOI: 10.1007/s10499-025-02026-4.

102. Jang, M.-H. Effects of functionalized multi-walled carbon nanotubes on toxicity and bioaccumulation of lead in *Daphnia magna* / M.-H. Jang, Y. S. Hwang // PLoS ONE. – 2018. – Vol. 13, № 3. – Art. e0194935. – DOI: 10.1371/journal.pone.0194935.

103. Kerin, H. Review on aquatic toxicity of metal oxide nanoparticles / H. Kerin [et al.] // Materials Today: Proceedings. – 2023.

104. Khan, S. K. Nanotechnology in aquaculture: Transforming the future of food security / S. K. Khan [et al.] // Food Chemistry: X. – 2024. – Vol. 24. – Art. 101974. – DOI: 10.1016/j.fochx.2024.101974.

105. Khan, S. K. Toxicological impact of copper nanoparticles on rainbow trout: hematological, biochemical, antioxidant, and histopathological responses with oxidative gene expression / S. K. Khan, J. Dutta, M. A. Rather [et al.] // Toxicology Mechanisms and Methods. – 2025. – Vol. 35, № 4. – P. 356–371. – DOI: 10.1080/15376516.2024.2438120.

106. Klaine, S. J. Nanomaterials in the environment: behavior, fate, bioavailability, and effects / S. J. Klaine, P. J. Alvarez, G. E. Batley [et al.] // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2008. – Vol. 27, № 9. – P. 1825–1851. – DOI: 10.1897/08-090.1.

107. Kleinhenz, L. Acute and chronic toxicity of magnesium to the early life stages of two tropical freshwater mussel species / L. Kleinhenz, D. Nuggeoda, M. Trenfield [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2019. – Vol. 184. – Art. 109638. – DOI: 10.1016/j.ecoenv.2019.109638.

108. Kumar, N. Metal determination and biochemical status of marine fishes facilitate the biomonitoring of marine pollution / N. Kumar, S. Bhushan, S. K. Gupta [et al.] // *Marine Pollution Bulletin*. – 2021. – Vol. 170. – Art. 112682. – DOI: 10.1016/j.marpolbul.2021.112682.

109. Kumar, N. Multi biomarker approach to assess manganese and manganese nanoparticles toxicity in *Pangasianodon hypophthalmus* / N. Kumar, S. T. Thorat, K. S. Reddy // *Scientific Reports*. – 2023. – Vol. 13. – Art. 8505. – DOI: 10.1038/s41598-023-35787-0.

110. Kurniawan, S. B. Achieving a Biocircular Economy in the Aquaculture Sector Through Waste Valorization / S. B. Kurniawan, A. Ahmad, M. F. Imron [et al.] // *Toxics*. – 2025. – Vol. 13, № 2. – Art. 131. – DOI: 10.3390/toxics13020131.

111. Kutluyer Kocabas, F. Evaluation of metal pollution related to human health risk in freshwater snail *Viviparus contectus* (Millet, 1813) as a potential bioindicator species in Lake Habitat (Turkey) / F. Kutluyer Kocabas, E. Gokturk Aksu, M. Kocabas // *Environmental Science and Pollution Research International*. — 2023. — Vol. 30, № 41. — P. 93686–93696. — DOI: 10.1007/s11356-023-29062-y.

112. Kuznetsova, O. V. Analysis of Engineered Nanoparticles in Seawater Using ICP-MS-Based Technology: From Negative to Positive Samples / O. V. Kuznetsova, B. K. Keppler, A. R. Timerbaev // *Molecules*. – 2023. – Vol. 28, № 3. – Art. 994. – DOI: 10.3390/molecules28030994.

113. Lall, S. P. Nutrition and Metabolism of Minerals in Fish / S. P. Lall, S. J. Kaushik // *Animals*. – 2021. – Vol. 11, № 9. – Art. 2711. – DOI: 10.3390/ani11092711.

114. Lamas, B. Impacts of foodborne inorganic nanoparticles on the gut microbiota-immune axis: potential consequences for host health / B. Lamas, N. Martins Breyner, E. Houdeau // *Particle and Fibre Toxicology*. – 2020. – Vol. 17, № 1. – Art. 19. – DOI: 10.1186/s12989-020-00349-z.

115. Liu, K. Exposure to manganese (II) chloride induces developmental toxicity, oxidative stress and inflammatory response in Marine medaka (*Oryzias*

melastigma) embryos / K. Liu, D. Yu, M. Xin [et al.] // *Aquatic Toxicology*. – 2023. – Vol. 261. – Art. 106622. – DOI: 10.1016/j.aquatox.2023.106622.

116. Liu, Y. Evaluation of the Effect of Dietary Manganese on the Intestinal Digestive Function, Antioxidant Response, and Muscle Quality in Coho Salmon / Y. Liu [et al.] // *Aquaculture Nutrition*. – 2024. – DOI: 10.1155/2024/9335479.

117. Liu, Y., Chen, Q., Li, Y., Bi, L., Jin, L., & Peng, R. (2022). Toxic Effects of Cadmium on Fish. *Toxics*, 10(10), 622. –DOI:10.3390/toxics10100622

118. Lusiastuti, A. M. Nanotechnology-driven strategies for tilapia vaccines: Comparative evaluation of nanoemulsions and silica nanoparticles against *Streptococcus agalactiae* / A. M. Lusiastuti, S. N. A. Jenie, M. Septiyanti [et al.] // *Veterinary World*. – 2025. – Vol. 18, № 7. – P. 1807–1818.

119. Lv, P. Toxic Effects of Multiwalled Carbon Nanotubes on the Common Carp (*Cyprinus carpio*) Intestines / P. Lv, Y. Li, J. Shen [et al.] // *ACS Applied Nano Materials*. – 2026. – Vol. 9, № 5. – P. 2176–2188. – DOI: 10.1021/acsanm.5c04162.

120. Lv, W. H. Manganese-Induced Oxidative Stress Contributes to Intestinal Lipid Deposition via the Deacetylation of PPAR γ at K339 by SIRT1 / W. H. Lv, T. Zhao, K. Pantopoulos [et al.] // *Antioxidants & Redox Signaling*. – 2022. – Vol. 37, № 7–9. – P. 417–436. – DOI: 10.1089/ars.2021.0190.

121. Ma, L. Water Quality Ecological Risk Assessment with Sedimentological Approach / L. Ma, C. Han // *Water Quality — Science, Assessments and Policy* / ed. by [указать редактора, если есть]. — London : IntechOpen, 2020. — DOI: 10.5772/intechopen.88594

122. Ma, R. A new insight on copper: Promotion of collagen synthesis and myofiber growth and development in juvenile grass carp (*Ctenopharyngodon idella*) / R. Ma, L. Feng, P. Wu [et al.] // *Animal Nutrition*. – 2023. – Vol. 15. – P. 22–33. – DOI: 10.1016/j.aninu.2023.06.009.

123. Ma, Y. Effect of Nanomaterials on Gut Microbiota / Y. Ma, J. Zhang, N. Yu [et al.] // *Toxics*. – 2023. – Vol. 11, № 4. – Art. 384. – DOI: 10.3390/toxics11040384.

124. Mahaye, N. Nanotechnology in Aquaculture: Food Safety, Human Health Risks, and Regulatory Challenges / N. Mahaye // Food and Drug Safety. – 2025. – Vol. 2, № 2. – DOI: 10.55121/fds.v2i2.661.
125. Malhotra, N. Review of Copper and Copper Nanoparticle Toxicity in Fish / N. Malhotra, T.-R. Ger, B. Uapipatanakul [et al.] // Nanomaterials. – 2020. – Vol. 10, № 6. – Art. 1126. – DOI: 10.3390/nano10061126.
126. Mamidi, N. Current nanocomposite advances for biomedical and environmental application diversity / N. Mamidi, R. M. V. Delgadillo, A. O. Sustaita, K. Lozano // Medicinal Research Reviews. – 2025. – Vol. 45, № 2. – P. 576–628.
127. Man, H. Recent Advances in TiO₂-Based Photocatalysis for the Treatment of Pesticide-Contaminated Wastewater: Mechanisms, Limitations, and Future Perspectives / H. Man, T. Kim, T. H. Pham // International Journal of Molecular Sciences. – 2026. – Vol. 27, № 12. – P. 5539. – DOI: 10.3390/ijms27125539.
128. Minello, L. Nanotechnology-driven biofortification of Fe, Zn, and Se in edible plants / L. Minello, S. G. Kuntzler, E. Berghahn [et al.] // Journal of Nanobiotechnology. – 2025. – Vol. 23, № 1. – P. 669. – DOI: 10.1186/s12951-025-03746-8.
129. Mingazova, M. Concentration of chemical elements in carp muscle tissue when biologically active substances are included in the diet / M. Mingazova, E. Miroshnikova, A. Arinzhanov, Yu. Kilyakova // Animal Husbandry and Fodder Production. – 2023. – Vol. 106, № 4. – P. 18–29.
130. Miroshnikova, E. Влияние фитобиотических кормовых добавок на продуктивность и микробиоту кишечника карпа / E. Miroshnikova, E. Yausheva, A. Arinzhanov, Y. Kilyakova // Siberian Journal of Life Sciences and Agriculture. – 2025. – Vol. 17, № 2. – P. 11–29. – DOI: 10.12731/2658-6649-2025-17-2-1429.
131. Miroshnikova, E. P. Effects of a Manganese Nanocomposite on Common Carp / E. P. Miroshnikova, D. I. Bulanin, Yu. V. Kilyakova [et al.] // Russian Agricultural Sciences. – 2026. – DOI: 10.3103/S1068367425701836.

132. Miroshnikova, E. P. The effect of Cu-C nanocomposite on hematological parameters of carp / E. P. Miroshnikova, A. E. Arinzhanov, Yu. V. Kilyakova, M. S. Mingazova // *Bulletin of KSAU*. – 2025. – Vol. 3. – P. 140–148.
133. Mitra, A. Nano-enhanced diets: advancing sustainability in aquaculture – a review / A. Mitra [et al.] // *Cogent Food & Agriculture*. – 2025. – Vol. 11, № 1. – DOI: 10.1080/23311932.2025.2453900.
134. Momani, D. E. A. Effect of different MoS₂ morphologies on the formation and performance of adsorptive-catalytic nanocomposite membranes / D. E. A. Momani, F. Arshad, I. Taha [et al.] // *npj Clean Water*. – 2024. – Vol. 7, № 1. – DOI: 10.1038/s41545-024-00360-3.
135. Naiel, M. A. E. Administration of some probiotic strains in the rearing water enhances the water quality, performance, body chemical analysis, antioxidant and immune responses of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* / M. A. E. Naiel, M. F. Abdelghany, D. K. Khames [et al.] // *Applied Water Science*. – 2022. – Vol. 12. – Art. 209. – DOI: 10.1007/s13201-022-01733-0.
136. Nekrasova, G. F. Effects of copper(II) ions and copper oxide nanoparticles on *Elodea densa* Planch / G. F. Nekrasova, O. S. Ushakova, A. E. Ermakov [et al.] // *Russian Journal of Ecology*. – 2011. – Vol. 42. – P. 458–463. – DOI: 10.1134/S1067413611060117.
137. Nerhus, I. Iodine content of six fish species, Norwegian dairy products and hen's egg / I. Nerhus, M. Wik Markhus, B. M. Nilsen [et al.] // *Food & Nutrition Research*. – 2018. – Vol. 62. – Art. 1291. – DOI: 10.29219/fnr.v62.1291.
138. Ngo-Massou, V. M. Heavy metal accumulation in the edible crab *Cardisoma armatum* (Brachyura: Gecarcinidae) and implications for human health risks / V. M. Ngo-Massou, E. F. Kottè-Mapoko, N. Din // *Scientific African*. – 2022. – Vol. 16. – P. e01248.
139. Ni, L. Role of graphene oxide in mitigated toxicity of heavy metal ions on *Daphnia magna* / L. Ni, Y. Li // *RSC Advances*. – 2018. – Vol. 8, № 72. – P. 41358–41367. – DOI: 10.1039/C8RA09135H.

140. Noureen, A. Ameliorative hematological and histomorphological effects of dietary *Trigonella foenum-graecum* seeds in common carp (*Cyprinus carpio*) exposed to copper oxide nanoparticles / A. Noureen, G. De Marco, N. Rehman [et al.] // *International Journal of Environmental Research and Public Health*. – 2022. – Vol. 19, № 20. – P. 13462.
141. Noureen, A. Histopathological changes and antioxidant responses in common carp (*Cyprinus carpio*) exposed to copper nanoparticles / A. Noureen, F. Jabeen, T. A. Tabish [et al.] // *Drug and Chemical Toxicology*. – 2021. – Vol. 44, № 4. – P. 372–379. – DOI: 10.1080/01480545.2019.1606233.
142. Nwanna, L. Phosphorus requirement of common carp (*Cyprinus carpio* L.) based on growth and mineralization / L. Nwanna // *Aquaculture Research*. – 2010. – Vol. 41, № 2. – P. 200–206. – DOI: 10.1111/j.1365-2109.2009.02221.x.
143. Ortiz, M. Biology and functions of fish thrombocytes: a review / M. Ortiz, M. Á. Esteban // *Fish & Shellfish Immunology*. – 2024. – Vol. 148. – Art. 109509. – DOI: 10.1016/j.fsi.2024.109509.
144. Perera, H. C. S. Magnesium oxide (MgO) nanoadsorbents in wastewater treatment: a comprehensive review / H. C. S. Perera [et al.] // *Journal of Magnesium and Alloys*. – 2024. – Vol. 12, № 5. – P. 1709–1773. – DOI: 10.1016/j.jma.2024.05.003.
145. Qi, X. Vitamin B₁₂ produced by *Cetobacterium somerae* improves host resistance against pathogen infection through strengthening the interactions within gut microbiota / X. Qi, Y. Zhang, Y. Zhang [et al.] // *Microbiome*. – 2023. – Vol. 11. – Art. 135. – DOI: 10.1186/s40168-023-01574-2.
146. Qiao, X. Nanomaterial journey in the gut: from intestinal mucosal interaction to systemic transport / X. Qiao [et al.] // *Nanoscale*. – 2024. – Vol. 16. – P. 19207–19220. – DOI: 10.1039/D4NR02480J.
147. Radić Brkanac, S. Difference in the toxic effects of micro and nano ZnO particles on *L. minor* – an integrative approach / S. Radić Brkanac, A. M. Domijan, P. Peharec Štefanić [et al.] // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2024. – Vol. 31, № 49. – P. 58830–58843. – DOI: 10.1007/s11356-024-35133-5.

148. Ramskov, T. Bioaccumulation and effects of different-shaped copper oxide nanoparticles in the deposit-feeding snail *Potamopyrgus antipodarum* / T. Ramskov, H. Selck, G. Banta [et al.] // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 2014. – Vol. 33, № 9. – P. 1976–1987. – DOI: 10.1002/etc.2639.
149. Razmara, P. Mechanism of copper nanoparticle toxicity in rainbow trout olfactory mucosa / P. Razmara [et al.] // *Environmental Pollution*. – 2021. – Vol. 284. – Art. 117141. – DOI: 10.1016/j.envpol.2021.117141.
150. Renjithkumar, C. R. Nanotechnological application in aquaculture vaccine development and drug delivery / C. R. Renjithkumar, K. Roshni // *Nanotechnology in Modern Aquaculture* / eds. J. Mathew, M. S. Jose, E. K. Radhakrishnan, R. Alex. – [S. l.] : Wiley-Blackwell, 2025. – Chap. 5. – DOI: 10.1002/9781119857792.ch5.
151. Rofkar, J. R. Uptake and toxicity of arsenic, copper, and silicon in *Azolla caroliniana* and *Lemna minor* / J. R. Rofkar, D. F. Dwyer, D. M. Bobak // *International Journal of Phytoremediation*. – 2014. – Vol. 16, № 2. – P. 155–166. – DOI: 10.1080/15226514.2012.759534.
152. Salman, J. M. Influence of magnesium concentrations on the biomass and biochemical variations in the freshwater algae *Chlorella vulgaris* / J. M. Salman [et al.] // *Heliyon*. – 2023. – Vol. 9, № 1. – Art. e13072. – DOI: 10.1016/j.heliyon.2023.e13072.
153. Satheeshkumar, P. Haematology and biochemical parameters of different feeding behaviour of teleost fishes from Vellar estuary, India / P. Satheeshkumar, G. Ananthan, D. S. Kumar [et al.] // *Comparative Clinical Pathology*. – 2012. – Vol. 21, № 6. – P. 1187–1191. – DOI: 10.1007/s00580-011-1259-7.
154. Senanayake, D. Antimicrobial nanomaterials at the nanoscale: design principles, mechanisms, and global challenges / D. Senanayake, I. Munaweera // *Nanoscale Advances*. – 2026. – Vol. 8, № 9. – P. 2844–2864. – DOI: 10.1039/d6na00093b.
155. Shahjahan, M. Effects of heavy metals on fish physiology: a review / M. Shahjahan, K. Taslima, M. S. Rahman [et al.] // *Chemosphere*. – 2022. – Vol. 300. – Art. 134519. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2022.134519.

156. Sharma, D. R. Aluminium induced oxidative stress results in decreased mitochondrial biogenesis via modulation of PGC-1 α expression / D. R. Sharma, A. Sunkaria, W. Y. Wani [et al.] // *Toxicology and Applied Pharmacology*. – 2013. – Vol. 273, № 2. – P. 365–380. – DOI: 10.1016/j.taap.2013.09.012.
157. Shaw, B. J. Physiological effects of nanoparticles on fish: a comparison of nanometals versus metal ions / B. J. Shaw, R. D. Handy // *Environment International*. – 2011. – Vol. 37, № 6. – P. 1083–1097. – DOI: 10.1016/j.envint.2011.03.009.
158. Sielska, A. Copper nanoparticles in aquatic environment: release routes and oxidative stress-mediated mechanisms of toxicity to fish in various life stages and future risks / A. Sielska, L. Skuza // *Current Issues in Molecular Biology*. – 2025. – Vol. 47, № 6. – Art. 472. – DOI: 10.3390/cimb47060472.
159. Sielska, A. Effects of copper nanoparticles on oxidative stress genes and their enzyme activities in common carp (*Cyprinus carpio*) / A. Sielska, D. Cembrowska-Lech, M. Kowalska-Górska [et al.] // *The European Zoological Journal*. – 2024. – Vol. 91, № 1. – P. 354–365. – DOI: 10.1080/24750263.2024.2332290.
160. Singh, G. Nanoparticles in drinking water: assessing health risks and regulatory challenges / G. Singh [et al.] // *Science of The Total Environment*. – 2024. – Vol. 917. – Art. 170367. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2024.170367.
161. Siscar, R. The role of metallothionein and selenium in metal detoxification in the liver of deep-sea fish from the NW Mediterranean Sea / R. Siscar, S. Koenig, A. Torreblanca, M. Solé // *Science of The Total Environment*. – 2013. – Vol. 466–467. – P. 898–905. – DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.07.081.
162. Smriti, A. A. Copper toxicity in aquatic ecosystem: a review / A. A. Smriti, L. Samiksha, S. Sanjive // *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*. – 2023. – Vol. 11, № 4. – P. 134–138. – DOI: 10.22271/fish.2023.v11.i4b.2835.
163. Song, L. A comparative analysis on the in vivo toxicity of copper nanoparticles in three species of freshwater fish / L. Song, M. G. Vijver, W. J. G. M. Peijnenburg [et al.] // *Chemosphere*. – 2015. – Vol. 139. – P. 181–189. – DOI: 10.1016/j.chemosphere.2015.06.021.

164. Souza, L. R. R. Iron oxide nanoparticle phytotoxicity to the aquatic plant *Lemna minor*: effect on reactive oxygen species (ROS) production and chlorophyll a/chlorophyll b ratio / L. R. R. Souza, L. E. Bernardes, M. F. S. Barbetta, M. A. M. S. da Veiga // *Environmental Science and Pollution Research*. – 2019. – Vol. 26, № 23. – P. 24121–24131. – DOI: 10.1007/s11356-019-05713-x.
165. Stanley, J. K. Sublethal effects of multiwalled carbon nanotube exposure in the invertebrate *Daphnia magna* / J. K. Stanley, J. G. Laird, A. J. Kennedy, J. A. Steevens // *Environmental Toxicology and Chemistry*. – 2016. – Vol. 35, № 1. – P. 200–204. – DOI: 10.1002/etc.3184.
166. Suwa, K. Acute toxicity assays using *Danio rerio* and *Daphnia magna* to assess hot-spring drainage in the Shibukuro and Tama Rivers (Akita, Japan) / K. Suwa, C. Takahashi, Y. Horie // *Ecotoxicology*. – 2022. – Vol. 31, № 2. – P. 187–193.
167. Suzuki, A. Vitamin B12 biosynthesis of *Cetobacterium ceti* isolated from the intestinal content of captive common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) / A. Suzuki, C. Shirakata, H. Anzai [et al.] // *Microbiology*. – 2022. – Vol. 168, № 8. – Art. 001244. – DOI: 10.1099/mic.0.001244.
168. Talwar, C. Fish gut microbiome: current approaches and future perspectives / C. Talwar, S. Nagar, R. Lal, R. K. Negi // *Indian Journal of Microbiology*. – 2018. – Vol. 58, № 4. – P. 397–414. – DOI: 10.1007/s12088-018-0760-y.
169. Tang, M. Do engineered nanomaterials affect immune responses by interacting with gut microbiota? / M. Tang, S. Li, L. Wei [et al.] // *Frontiers in Immunology*. – 2021. – Vol. 12. – Art. 684605. – DOI: 10.3389/fimmu.2021.684605.
170. Tarnecki, A. M. Effect of copper sulfate on the external microbiota of adult common snook (*Centropomus undecimalis*) / A. M. Tarnecki, N. J. Levi, M. Resley, K. Main // *Animal Microbiome*. – 2021. – Vol. 3. – Art. 21. – DOI: 10.1186/s42523-021-00085-5.
171. Uusi-Heikkilä, S. Fish with slow life-history cope better with chronic manganese exposure than fish with fast life-history / S. Uusi-Heikkilä [et al.] //

Ecology and Evolution. – 2024. – Vol. 14, № 11. – Art. e70134. – DOI: 10.1002/ece3.70134.

172. Vardanyan, Z. Effects of various heavy metal nanoparticles on *Enterococcus hirae* and *Escherichia coli* growth and proton-coupled membrane transport / Z. Vardanyan, V. Gevorkyan, M. Ananyan [et al.] // Journal of Nanobiotechnology. – 2015. – Vol. 13. – Art. 69. – DOI: 10.1186/s12951-015-0131-3.

173. Vidaković-Cifrek, Ž. Growth and photosynthetic responses of *Lemna minor* L. exposed to cadmium in combination with zinc or copper / Ž. Vidaković-Cifrek, M. Tkalec, S. Šikić [et al.] // Archives of Industrial Hygiene and Toxicology. – 2015. – Vol. 66, № 2. – P. 141–152. – DOI: 10.1515/aiht-2015-66-2618.

174. Vilizzi, L. Bioaccumulation of metals in common carp (*Cyprinus carpio* L.) from water bodies of Anatolia (Turkey): a review with implications for fisheries and human food consumption / L. Vilizzi, A. S. Tarkan // Environmental Monitoring and Assessment. — 2016. — Vol. 188, № 4. — P. 243. — DOI: 10.1007/s10661-016-5248-9.

175. Wang, L. Effects of cadmium on antioxidant and non-specific immunity of *Macrobrachium nipponense* / L. Wang, J. Feng, G. Wang [et al.] // Ecotoxicology and Environmental Safety. – 2021. – Vol. 224. – Art. 112651. – DOI: 10.1016/j.ecoenv.2021.112651.

176. Wang, X. Effect of long-term manganese exposure on oxidative stress, liver damage and apoptosis in grouper *Epinephelus moara* ♀ × *Epinephelus lanceolatus* ♂ / X. Wang, B.-L. Liu, X.-Q. Gao [et al.] // Frontiers in Marine Science. – 2022. – Vol. 9. – Art. 1000282. – DOI: 10.3389/fmars.2022.1000282.

177. Wang, X. Effects of dietary copper supplementation on fish growth: a meta-analysis / X. Wang, H. Sun, Y. Zheng [et al.] // Biological Trace Element Research. – 2025. – Vol. 203. – P. 5827–5837. – DOI: 10.1007/s12011-024-04473-1.

178. Wojciechowska, O. The gut microbiome meets nanomaterials: exposure and interplay with graphene nanoparticles / O. Wojciechowska, A. Costabile, M. Kujawska // Nanoscale Advances. – 2023. – Vol. 5, № 24. – P. 6349–6366. – DOI: 10.1039/d3na00696d.

179. Yousafzai, A. M. Bioaccumulation of Some Heavy Metals: Analysis and Comparison of *Cyprinus carpio* and *Labeo rohita* from Sardaryab, Khyber Pakhtunkhwa / A. M. Yousafzai, F. Ullah, F. Bari, S. Raziq, M. Riaz, K. Khan, U. Nishan, I. A. Sthanadar, B. Shaheen, M. Shaheen, H. Ahmad // BioMed Research International. — 2017. — Vol. 2017. — Art. ID 5801432. — DOI: 10.1155/2017/5801432.
180. Zhang, J. Copper/carbon core/shell nanoparticles: a potential material to control the fish pathogen *Saprolegnia parasitica* / J. Zhang, J. Chen, Q. Huang [et al.] // Frontiers in Veterinary Science. — 2021. — Vol. 8. — Art. 689085. — DOI: 10.3389/fvets.2021.689085.
181. Zhang, L. MgO nanoparticles induce mitochondrial dysfunction and apoptosis in fish by disrupting magnesium homeostasis / L. Zhang, Z.-S. Liu, S.-S. Xiong [et al.] // Aquatic Toxicology. — 2026. — Vol. 273. — Art. 106982. — DOI: 10.1016/j.aquatox.2026.106982.
182. Zhao, Z. The influence of duckweed species diversity on ecophysiological tolerance to copper exposure / Z. Zhao, H. Shi, D. Duan [et al.] // Aquatic Toxicology. — 2015. — Vol. 164. — P. 92–98. — DOI: 10.1016/j.aquatox.2015.04.019.
183. Zheng, J. L. Particles rather than released Zn ²⁺ from ZnO nanoparticles aggravate microplastics toxicity in early stages of exposed zebrafish and their unexposed offspring / J. L. Zheng, X. Chen, L. B. Peng [et al.] // Journal of Hazardous Materials. — 2022. — Vol. 424. — Art. 127589. — DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.127589.

8 ПРИЛОЖЕНИЕ

Приложение 1 – Показатели питательности комбикорма КРК-110-1 в 1 кг комбикорма

Показатель	Масса вещества	Показатель	Масса вещества
Состав комбикорма:	–	кальция, %	1,51
дрожжи кормовые	50	натрия, %	0,35
известняковая мука	3	фосфора, %	0,17
люпин кормовой	120	фосфора усвояемого, %	0,88
мел кормовой	10	калия, %	9,33
мука рыбная	160	магния, %	2,29
отруби пшеничные	150	серы, %	1,79
премикс	10	железа, %	239,3
пшеница щуплая	270	меди, %	10,16
фосфотидно-белковый концентрат	80	цинка, %	43,6
шрот соевый	147	марганца, %	53,9
Содержание:	–	кобальта, %	2,57
обменной энергии, мдж	9,5	йода, %	0,68
сырого протеина, г	285	Витамины:	–
сырого жира, г	61,1	витамин А, тыс. МЕ	1
сырой клетчатки, г	31,5	витамин D3, тыс. МЕ	63
аргинина, %	1,15	витамин B1, мг	5,77
валина, %	1,09	витамин B2, мг	4,46
лизина, %	1,71	витамин B3, мг	16,46
метионина, %	0,38	витамин B4, мг	1365
метионина + цистина, %	0,93	витамин B5, мг	53,2
треонина, %	0,76	витамин B6, мг	2,96
триптофана, %	0,26	витамин B9, мг	0,07
		витамин B12, мг	55,12
		витамин Н, мг	0,10
		витамин Е, мг	25,0
		витамин К3, мг	2,00

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623431

База данных гематологических показателей карпа на фоне ультрадисперсных частиц марганца на углеродной матрице

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсанович (RU), Буланин Дмитрий Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623203

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 15 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623457

**Влияние ультрадисперсных частиц магния на
углеродной матрице на содержание макро- и
микроэлементов в мышечной ткани карпа**

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий
Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Киякова
Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623195

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 16 июля 2026 г.

*Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности*

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623516

**Влияние ультрадисперсных частиц марганца на
углеродной матрице на содержание макро- и
микроэлементов в мышечной ткани карпа**

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий
Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Киякова
Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623208

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 20 июля 2026 г.

*Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности*

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

о государственной регистрации базы данных

Влияние ультрадисперсных частиц марганца на углеродной матрице на содержание химических элементов в мышечной ткани карпа

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*

в Реестре баз данных **13 июля 2026 г.**

Сертификат 00a570e4f7ad8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов



РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623522

Влияние ультрадисперсных частиц марганца на углеродной матрице на физиологическое состояние карпа

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин
Дмитрий Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна
(RU), Килякова Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина
Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623198

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 20 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

Документ подписан электронной подписью
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623521

Влияние ультрадисперсных частиц меди на углеродной матрице на содержание химических элементов в мышечной ткани *Cyprinus carpio*

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623197

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 20 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623484

Гематологические показатели карпа при включении в рацион ультрадисперсных частиц магния на углеродной матрице

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего образования «Оренбургский государственный университет имени В.А. Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Киякова Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623213

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 17 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623485

**Концентрация химических элементов в мышечной
ткани карпа под влиянием ультрадисперсных частиц
магния на углеродной матрице**

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий
Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова
Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623210

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 17 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623483

**Концентрация химических элементов в мышечной
ткани карпа под влиянием ультрадисперсных частиц
меди на углеродной матрице**

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий
Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова
Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623209

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 17 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



СВИДЕТЕЛЬСТВО

о государственной регистрации базы данных

№ 2026623397

**Морфо-биохимические показатели карпа при
включении в рацион ультрадисперсных частиц магния
на углеродной матрице**

Правообладатель: *федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Оренбургский государственный университет имени В.А.
Бондаренко» (RU)*

Авторы: *Аринжанов Азамат Ерсаинович (RU), Буланин Дмитрий
Иванович (RU), Мирошникова Елена Петровна (RU), Килякова
Юлия Владимировна (RU), Мингазова Марина Сергеевна (RU)*



Заявка № 2026623199

Дата поступления 06 июля 2026 г.

Дата государственной регистрации

в Реестре баз данных 14 июля 2026 г.

Руководитель Федеральной службы
по интеллектуальной собственности

ДОКУМЕНТ ПОДПИСАН ЭЛЕКТРОННОЙ ПОДПИСЬЮ
Сертификат 00a570e4f7add8d531b4b8818e75f29506
Владелец **Зубов Юрий Сергеевич**
Действителен с 04.09.2025 по 28.11.2026

Ю.С. Зубов