

Министерство науки и высшего образования
Российской Федерации

Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники

А. Г. Карташев, А. П. Шкарупо

Биотропность микропластика, нефти и нефтепродуктов

Томск
Издательство ТУСУРа
2024

УДК 504.423.054-035.5:543.73.05/.06+665.6/.7:504.06
ББК 20.18+35.514
К270

Заседание кафедры от 28.02.2024г. протокол № 87

Карташев, Александр Георгиевич

К270 Биотропность микропластика, нефти и нефтепродуктов : моногр.
/ А. Г. Карташев, А. П. Шкарупо. – Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та
систем упр. и радиоэлектроники, 2024. – 136 с.

ISBN 978-5-6050217-4-2

Представлены результаты исследований по влиянию микропластика, нефти и нефтепродуктов на беспозвоночных животных водоемов и почвы. Проведен сравнительный анализ экологической устойчивости пресноводных раковинных амёб, колеров, моллюсков, почвенных червей и рыб к микропластикам и нефтепродуктам. Показано, что беспозвоночные и рыбы могут использоваться при биоиндикации нефтепроизводных материалов.

Для научных сотрудников, преподавателей и студентов, специализирующихся в экологии.

УДК 504.423.054-035.5:543.73.05/.06+665.6/.7:504.06
ББК 20.18+35.514

ISBN 978-5-6050217-4-2

© Карташев А. Г., Шкарупо А. П., 2024
© Томск. гос. ун-т систем упр.
и радиоэлектроники, 2024

Введение

Повсеместное распространение микропластиков и нефтепродуктов – бензина и дизельного топлива – представляется реальной экологической проблемой, включающей все аспекты комплексного влияния на биосистемы. Актуальными становятся исследования биотропности нефтепроизводных для гидробинтов и определение их устойчивости, включая пресноводных раковинных амёб, коловраток, моллюсков и рыб. Водоемы в экологическом плане являются накопителями и распространителями токсикантов. Адаптация нижних уровней водных экосистем – сообществ пресноводных раковинных амёб – позволяет оценивать устойчивость всей экосистемы к загрязнению нефтью и нефтепроизводными.

В работе представлены результаты исследований по биотропности нескольких видов микропластиков для пресноводных раковинных амёб, моллюсков, почвенных червей и рыб. Биотропность нефти, бензина и дизельного топлива оценивалась по устойчивости пресноводных раковинных амёб, коловраток, тубифицит и моллюсков. Сравнительный анализ позволил определить диапазоны экологической резистентности биосистем по отношению к нефти и нефтепроизводным и на их основе предложить рекомендации по снижению загрязненности токсикантами.

Результаты исследований могут использоваться при биоиндикации и нормировании загрязнений, для выработки практических рекомендаций по снижению экологической нагрузки на пресноводные экосистемы, а также применяться в материалах экологических дисциплин.

1 ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ ЗНАЧЕНИЕ ЗАГРЯЗНЕНИЙ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ МИКРОПЛАСТИКОМ

1.1 Распространенность микропластика в пресноводных водоемах

Термин «микропластик» впервые использован британским биологом Ричардом Томпсоном в 2004 г., была определена роль микропластика как загрязнителя окружающей среды. Наличие частиц пластиков на поверхности воды в научной литературе отмечалось еще в 1972 г. В некоторых исследованиях в качестве микропластика принимают частицы размером менее 1 мм. Так, М. Gregory и А. Andrady (2003) считают, что микропластик представляет собой едва заметные частицы диаметром 67–500 мкм, а более крупные частицы именуется ими мезомусором.

Сложилась общепринятая классификация пластиковых частиц по размерному ряду и виду (Duis K., 2016), где выделяются 4 группы: мелкий микропластик – размером от 0,33 до 1 мм; крупный микропластик – размером от 1 до 5 мм; мезопластик – размером от 5 до 250 мм; макропластик – более 250 мм. Частицы размером 1–5 мм наиболее распространены в морской среде и представляют собой наибольшую экологическую опасность по сравнению с более крупными пластиковыми частицами (Садыкова М.Э., 2020). В воде обнаружилась следующая закономерность: число частиц, находящихся в водном объекте, увеличивается с уменьшением их размера.

Загрязнение пресноводных водоемов микропластиком является частью проблемы загрязнения пластиком гидросферы и окружающей среды. По оценкам исследователей, на 2015 г. в окружающей среде накопилось около 4,9 млрд т пластиковых отходов. В 2014 г. в мире производилось около 300 млн т пластиковых изделий, из них 2/3 составили упаковочные материалы и предметы одноразового использования. Микропластик присутствует во всех природных средах и в живых организмах, в том числе в организме человека, обнаруживается он в водопроводной воде и льдах

Арктики (Farrell P., Nelson K., 2013). Триллионы микропластиковых частиц плавают на поверхности Мирового океана, их вес может достигать 100 тыс. т (Moore C.J., 2008). Цифры не учитывают неизвестное число пластиковых частиц в пресноводных объектах, которые просачиваются в океан, выбрасываются на берег или потребляются водными организмами. Загрязнение гидросферы пластиком представляет угрозу для водной жизни, экосистем и здоровья человека. Вред микропластика определён как один из 10 срочных вопросов в программе ООН по охране окружающей среды (UNEP) в 2005, 2014 и 2016 гг.

В мировом масштабе изучению пластикового загрязнения океана уделяется больше внимания, чем пресноводных систем (87% и 13% соответственно). Большая часть исследований фокусируется на микропластиковом загрязнении морской гидросферы – 76% и 19% соответственно (Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L., 2017). По некоторым данным, микропластик может быть распространён больше в водной среде, чем в наземной. По разным оценкам, более 4,8 млн т пластиковых отходов ежегодно поступает в океан в результате человеческой деятельности. Пластик распределяется по океану, оседает на побережьях континентов, концентрируется в районе тихоокеанского мусорного пятна, вес которого в наши дни может составлять около 100 млн т. Одними из главных источников пластиковой и микропластиковой эмиссии являются пресноводные объекты (Rogers K., 2021).

Проблемы загрязнения окружающей среды пластиком связаны с широким использованием пластиковых изделий в промышленности и быту, спрос на которые начался в середине XX века после Второй мировой войны и ежегодно увеличивался. Полимеры нашли повсеместное применение благодаря ряду полезных свойств: низкая стоимость, малый вес, биоинертность, прочность и износостойкость, гидрофильность и др. В производстве используются такие виды пластика, как полиэстер (PL), полипропилен (PP), полиэтилен (PE), полистирол (PS), полиэтилентерефталат (PET) и поливинилхлорид (PVC). Около 90% пластика, поступающего в Мировой океан, представлено этими видами. Полиэстер, полипропилен и поливинилхлорид среди них самые распространённые.

К пластиковым отходам относятся бутылки, пакеты, упаковка для продуктов питания, крышки, соломинки, окурки, промышленные пеллеты и косметические микрошарики, содержащиеся в гелях для душа, зубной пасте и скрабах. Большое количество микропластиковых волокон поступает в воду при стирке одежды из синтетических материалов (Penelope Lindeque et al., 2020), наибольшее их количество дают акриловые ткани. До 40% микроволокон беспрепятственно проходят через очистные сооружения и попадают в реки, озера, моря и океаны.

Можно выделить два основных процесса, приводящих к образованию микропластика в водной среде. Один из них – непосредственное попадание так называемого первичного микропластика (пластиковых фрагментов, т.е. микро- и наночастиц) в водную среду, например, это гранулы, входящие в состав косметических продуктов, таких как скрабы, промышленные синтетические абразивы, пластиковые пеллеты, используемые в производстве, пластиковые волокна синтетических тканей, например нейлон. Такой микропластик попадает в акваторию со сточными водами. Второй процесс – разрушение более крупных пластиковых частиц с образованием вторичного микропластика (Lindeque P. et al., 2020).

Наиболее популярна следующая морфологическая классификация микропластика:

- Fibre/line (волокно) – любой вид пластикового волокна. Большая часть синтетических волокон образуется при стирке одежды, разложении сетей для лова рыбы и текстиля;
- Fragment (фрагмент) – частица, образовавшаяся при разрушении более крупной пластиковой частицы;
- Film (плёнка) – тонкий, гибкий листовидный пластик. Обычно он образуется из пластиковых пакетов, плёнки и других упаковочных материалов. Иногда сложно отличить тонкий листовидный фрагмент от плёнки;
- Pellet (пеллета)/гранула – частицы, образовавшиеся из промышленных резиновых пеллет. В зависимости от содержания воды внутри они могут быть цилиндрическими или сферическими.

Наиболее распространены белые полупрозрачные, но также встречаются и других цветов;

- Foam (вспененный пластик) – любой вид пластика с пенообразной структурой, например пенопласт или другой вспененный пластик, такой как PS, PE, PVC.

Микропластик, как правило, распределяется в верхних слоях водной толщи в силу низкой удельной плотности материала и незначительного веса. Частицы микропластика располагаются в водном столбе в зависимости от плотности материала, размера и физико-химических свойств. Согласно отчёту Greenpeace (2006) пластик составляет не менее 60% всего берегового морского мусора, 80% этого пластика поступает с побережий вместе со сточными водами и отходами рекреационной деятельности. Вместе с внутренними водами с континента поступает около 20% морского мусора.

Среди источников образования пластиковых отходов около 18% приходится на рыбный промысел, где активно используются полиолефины (PE и PP) и нейлоны для изготовления снастей. Ещё одним источником поступления пластиковых отходов в океан может быть марикультура. Также известно, что микропластик может попадать в водную среду и вместе с атмосферным переносом. Между загрязнением пластиком пресноводных водоёмов и вод Мирового океана существует прямая связь. Дело в том, что реки являются транспортными путями для переноса мусора, состоящего из пластиковых отходов, с континента. Из рек в океан ежегодно поступает 1,15–2,41 млн т пластиковых отходов, причём большая часть приходится на городские реки Юго-восточной Азии – Китая, Индонезии, Филиппин, Вьетнама и западной Африки.

Устья рек играют ключевую роль в эмиссии речного пластикового мусора, представляя собой непосредственный выход из рек в океан. Недостаточно известно о переносе пластикового мусора в зонах прилива, где из-за двунаправленного потока может скапливаться пластик. Существующие данные показывают рост поступления пластика и его концентрации вблизи устья рек. Микропластик присутствует во многих пресноводных объектах в концентрациях, сравнимых с концентрациями в Мировом океане и выше.

В исследовании Lebreton C.M. et al. (2017) говорится о 20 наиболее загрязнённых реках, ответственных за более чем 67% от ежегодной глобальной речной пластиковой эмиссии. Реки находятся в Азии, покрывая 2,2% от поверхности континента с 21% населения Земли. 36% от мирового населения вносят в реки более 90% пластиковых отходов: 103 реки находятся в Азии, 8 – в Африке, 8 – в Южной и Центральной Америке, одна в Европе. Согласно модели, представленной в исследовании Lebreton C.M. et al., предполагается, что китайские реки, входящие в топ-7 самых загрязнённых пластиком рек, приносят в Мировой океан 2/3 от мирового объёма речной пластиковой эмиссии. Пластик попадает в речные системы путём естественного переноса ветром, поверхностным стоком, вызванным осадками, и напрямую со свалок или источников сбросов.

На объём поступающего в речную сеть пластика влияют различные факторы: близость к городу, степень урбанизации территории и плотность населения, объём сточных вод, тип землепользования, атмосферные осадки, наличие половодий и наводнений, гидродинамические условия водного объекта – уровень воды, скорость потока, сток. Необходимо учитывать наличие системы обращения с отходами в прибрежной зоне: это объекты гидравлической инфраструктуры – дамбы, шлюзы, которые действуют как временные хранилища для речного пластикового мусора. Повышение уровня воды может привести к попаданию в реку пластика, находящегося в береговой зоне, и пластик из реки может оседать на береговой растительности. Накопление микропластика в водных системах происходит в непосредственной близости от городов с относительно высоким его использованием. В зависимости от типа землепользования, степени урбанизации береговой территории в воде обнаруживаются разные виды пластика. Возле промышленных центров чаще обнаруживаются гранулы смолы, сырья, используемого для изготовления более крупных пластиковых изделий, часто попадающие в стоки с перерабатывающих предприятий.

Значительное влияние поверхностного стока на распространение пластика в водных объектах зафиксировано в исследовании

Laurent S.M. et al. (2017), показавшем, что более 74% от поступающих пластиковых отходов в различных регионах мира приходится на период между маем и октябрём, т.е. в период наиболее интенсивных осадков. Концентрации поверхностного пластика показали статистически значимую корреляцию с плотностью населения и долей городской застройки в водосборных бассейнах вокруг залива оз. Чесапик, США (Yonkos L. et al., 2014). В исследовании сообщалось о высоких концентрациях микропластика – 1,6 мг/м³, т.е. 1,73 частиц/м³, обнаруженных после сильных дождей в трех из четырех мест мониторинга, и выявлении связи между численной концентрацией микропластика (0,05–0,74 частиц/м³) и наличием захоронения отходов на берегу реки.

Загрязнение водоемов микропластиком зависит от длины береговой линии к населенному пункту и расстояния от источника образования отходов до реки или прибрежной зоны.

Кроме вышеперечисленных факторов, ключевую роль в загрязнённости водного объекта пластиком может играть степень развитости управления отходами на территории. Наличие пластикового загрязнения пресноводных объектов может появляться вблизи территорий с низкой плотностью населения, низким уровнем урбанизации и сельскохозяйственного освоения, с небольшим объёмом сточных вод или отсутствием очистных сооружений. В удалённых и на неразвитых территориях микропластиковое загрязнение образуется в связи с разрушением и фрагментацией выброшенных или смытых с берега потребительских пластиковых пакетов.

Результаты исследования Free S.M. et al. (2014) горных озёр в Монголии выявили следующее. Район высокогорного озера Хубсугул на севере Монголии является национальным парком. Озеро оказалось более загрязнённым микропластиком, чем хозяйственно освоенные озёра Гурон и Верхнее, входящие в систему пресноводных Великих озёр в Северной Америке. Концентрация обнаруженных микропластиковых частиц в воде озера Хубсугул составила 997–44435 частиц/км². Среди прибрежного мусора преимущественно обнаруживался пластик, использующийся в домохозяйствах, такой как пластиковые бутылки, рыбные сети и пакеты.

Плотность распределения микропластиковых частиц в озере убывает по мере удаления от юго-западного берега с наибольшей антропогенной нагрузкой. Ситуация вызвана тем, что озеро и парк пользуются популярностью, ежегодно озеро посещает 20 тыс. туристов. Вместе с небольшим местным населением (около 5440 человек) в условиях отсутствия системы управления отходами у такого количества людей образуется непропорционально большой объём отходов, который не утилизируется должным образом. О загрязнении микропластиком удалённых пресноводных объектов, например, таких, как оз. Хубсугул, известно мало.

В исследовании Mihai F.-C. (2018) при сопоставлении данных о концентрациях частиц микропластика в пресноводных объектах различных регионов обнаружено, что концентрации могут значительно отличаться в пределах одного региона: это может быть вызвано особенностями гидродинамического режима различных участков пресноводных объектов.

Многие мировые пресноводные водоёмы загрязнены микропластиком в разной степени. Масштаб загрязнений таких систем представляет экологическую угрозу глобального масштаба. Существует мало данных о распространённости микропластика в пресноводных объектах, об источниках возникновения и последствиях нахождения его в водной среде. Такие данные необходимы для качественного мониторинга вод с целью контроля проблемы и формирования путей её решения.

1.2 Химические, физические свойства и токсичность различных видов микропластика

Опасность присутствия микропластика в водной среде обусловлена рядом причин, среди которых можно отметить его химические и токсикологические свойства, а также возможность образования плёнки. Пластик, плавающий в воде, способен аккумулировать загрязняющие вещества, переносясь на большие расстояния, и служить источником загрязнения водной среды (Emmerik T., Loozen M., Van Oeveren K., Buschman F., Prinsen G., 2019).

Установлены отдельные факты адсорбции загрязняющих веществ пластиками. Объемы поступления различных загрязняющих веществ с полимерами остаются плохо изученными, как и скорость поступления загрязняющих веществ из частиц пластиков в водные организмы. Плёнка, образующаяся на пластике при его нахождении в воде, является благоприятной средой для образования колоний бактерий, которые в свою очередь способны изменять его физико-химические свойства.

Можно выделить несколько видов деградации пластика: механическая, ультрафиолетовая, химическая, биологическая. Механическая деградация подразумевает разрушение пластика в воде, особенно морской, и в прибрежной зоне на маленькие частички, в основном в ходе механической эрозии, вследствие воздействия ветра и волн, абразивного взаимодействия с донными или прибрежными осадками.

Ультрафиолетовая деградация микропластика происходит под действием ультрафиолетового излучения (солнечный свет), когда микропластик термически и химически деградирует. Красители, добавляемые в пластик, могут влиять на его конечную термическую и ультрафиолетовую стабильность (Emmerik T., Strady E., Kieu-Le T.C., Nguyen L., Gratiot N., 2019).

Химическая деградация пластика происходит медленно, но ее скорость увеличивается в прибрежной зоне в силу прямого воздействия УФ-лучей и более высокой температуры. Утечка добавок увеличивается по мере разложения пластмассы. Некоторые добавки в определённых дозах токсичны для окружающей среды, например, такие как бромистые антипирены, используемые в электронных пластике. В пластике могут содержаться специальные добавки – пластификаторы, придающие ему необходимые свойства. Потенциальная токсичность фталатовых пластификаторов, применяемых при производстве ПВХ, широко обсуждалась в литературе (Latini F.R. et al., 2004). Исследователи некоторых пластификаторов сообщают о биологическом эффекте в концентрациях нанogramм на литр или миллиграмм на литр. Определить тип и силу выщелачивания сложно, так как все зависит от многих факторов.

Биодеградация пластика не оценивается как вносящая значительный вклад в его разложение в водной среде из-за её медленного темпа. Измельчение крупных кусков пластика происходит за счёт воздействия микроорганизмов, процессов термоокисления, гидролиза, деформации и механического разрушения под воздействием солнечных лучей, ветра и волн. Необходимы дополнительные исследования, чтобы установить скорость и механизмы разложения пластика в пресной воде, а также роль этих процессов в определении плотности.

Механизмы токсичности микропластика изучены недостаточно. Установлены отдельные факты адсорбции загрязняющих веществ пластиками, но объёмы поступления различных загрязняющих веществ с полимерами остаются плохо изученными. В поверхностных водах гумидной зоны эти процессы вызывают беспокойство, так как многие химические вещества, особенно ионы тяжелых металлов, способны входить в комплекс с гумусовыми веществами, которые в свою очередь могут быть хорошо сорбированы поверхностью пластиков наравне с другими гидрофобными соединениями. Существуют два основных способа попадания микропластика в водные биологические организмы: прямое попадание из окружающей среды или косвенное проглатывание, включая трофический перенос от добычи к потребителю (Карташев А.Г., Тулупова К.В., 2021). Обладая низкой удельной плотностью, микропластики легко транспортируются в водной среде на большие расстояния и длительно находятся на поверхности воды или в водном столбе. Благодаря малому размеру они воспринимаются водными организмами как источник пищи.

В ряде исследований показано, что микропластики активно сорбируют и переносят тяжёлые металлы, стойкие органические загрязнители и др. Стойкие загрязняющие вещества могут переноситься, распространяться с мусорных полигонов, отстойников сточных вод и других источников загрязнения в реки, озёра и моря. Микропластик считается одной из возможных причин накопления повышенных концентраций тяжёлых металлов и стойких органических загрязнителей в мясе и репродуктивной системе морских организмов.

Исследования показали, что некоторые красители и химические вещества, используемые в текстильном производстве, являются остротоксичными или канцерогенными (Athira N., Jaya D.S., 2020). Одним из свойств микропластика является сорбция металлов, антипиренов, органических загрязнителей и других соединений, тем самым увеличивается загрязнение окружающей среды. Органические молекулы сорбируются в пластмассах с повышением липофильности, что потенциально имеет серьезные биологические последствия. Попадая в организм, добавки могут выщелачиваться, а сорбированные соединения десорбироваться во время прохождения через пищеварительный тракт. Риск, связанный с высокой концентрацией стойких органических загрязнителей, имеет особое значение. Морская вода и вода пресноводных объектов содержит различные загрязняющие химические вещества, например пестициды и промышленные химикаты, попадающие через сточные воды сельскохозяйственных территорий и предприятий (Wurl O., Obbard J.P., 2004).

Характер негативного действия пластика на водную среду и живые организмы зависит от его положения в водном столбе. Микропластиковые частицы могут находиться не только под поверхностным слоем воды. Тип полимера и его свойства, форма, размер – всё это значительно влияет на перенос частицы в водном столбе и место нахождения. Микропластик может достичь дна водного объекта при дефекации живых организмов. Данные об измерениях количества микропластика в глубинах океана немногочисленны, но имеющиеся наблюдения указывают на значительное обилие микропластиковых частиц в глубоких отложениях за счёт вертикального переноса частиц вследствие биологического оборота или проглатывания живыми организмами.

При горизонтальном переносе пластика в пресноводных системах главным параметром, влияющим на скорость и расстояние его переноса, является скорость потока. Пик концентрации пластика может наблюдаться вдоль поперечного сечения реки, где скорость воды самая высокая. Здесь большинство пластмасс находится на плаву. Ещё один важный фактор для переноса пластика, плавающего на поверхности, – ветер, перемещающий пластик дальше и

быстрее, благодаря чему он выбрасывается на берег и покрывает прибрежную зону. Турбулентность внутри водного объекта, создающаяся во время шторма или при прохождении потоком неровностей рельефа, является фактором, приводящим к вертикальному перемешиванию пластика.

Физические свойства пластика играют ключевую роль при вертикальном переносе. Пластик с более высокой плотностью тонет легче. Пластмассы высокой плотности и фольгированные пластмассы, более мелкие пластмассы, такие как микро- и нанопластики, имеют тенденцию накапливаться в речных отложениях. Фольга и тонкие пластмассы с высоким отношением площади поверхности к массе больше загрязняют поверхность, а это делает материал тяжелее, и пластик погружается в нижнюю часть водной толщи или тонет. При слабом вертикальном переносе пластик более подвержен горизонтальному дрейфу. В нижних слоях водной толщи слабее действует горизонтальный перенос.

Обильная речная растительность является существенным фактором удержания пластмасс. В таких реках перенос пластика может быть обусловлен в первую очередь типом растительности, в меньшей степени – непосредственно гидрометеорологическими процессами, такими как сток, уровень воды, скорость течения и скорость и направление ветра. В результате разложения микропластиковые частицы фрагментируются на наночастицы размером менее 1 мм. Часть микропластика попадает из речных систем в озёра, моря и другие водные объекты, избегая таким образом попадания в Мировой океан. Так, микропластик обнаруживается в озёрах различных регионов мира, в том числе отдалённых (Andrady A.L., 2011). Следует отметить, что, несмотря на наличие данных о химических, физических свойствах, характере переноса микропластиковых частиц в водном столбе, существуют проблемы токсичности микропластиковых волокон в окружающей среде.

Микропластик распространен в земных экосистемах в большей степени, чем считалось ранее. Ученые из Кентерберийского университета впервые обнаружили частицы пластиковых отходов в образцах свежеснежавшего снега Антарктиды. Пробы снега собрали с поверхности шельфового ледника Росса. Участники ис-

следования полагали, что не выявят загрязнений «в таком нетронутом и отдаленном месте». Они взяли несколько образцов у базы Скотт и станции Мак-Мердо. Результаты показали, что микропластик находится во всех 19 проанализированных пробах. Его содержание составило в среднем 29 частиц/л – это выше, чем в море Росса и в морском льду Антарктиды. Всего было выявлено 13 видов пластика. Самым распространенным стал ПЭТ, который входит в состав одежды и бутылок для безалкогольных напитков. Компьютерная модель показала, что эти частицы, вероятно, пролетели тысячи километров по воздуху, прежде чем попасть на ледник. Источник загрязнения мог быть и местным – исследование выявило повышенные концентрации пластикового мусора возле исследовательских баз.

Микропластик не только загрязняет экосистемы, но и способствует ускоренному таянию снега. Частицы мусора темного цвета притягивают солнечную энергию и мешают ей отражаться в космос, что приводит к нагреву поверхности. Кроме того, микропластик в океане способен переносить болезнетворные патогены (Moser M.L., Lee D.S., 1992).

1.3 Влияние микропластика на гидробионтов

Нахождение пластика в водной среде представляет опасность для устойчивости водных экосистем – это возможность переноса инвазивных видов. Проглатывание пластика живыми организмами может привести к таким последствиям, как голод, непроходимость кишечника, снижение двигательной активности, стресс из-за расхода энергии организма на экскрецию и закупорку пищеварительной системы, ложное насыщение, поведенческие изменения, а также влиять на репродуктивную функцию и рост. Пластик, содержащий токсические загрязнители, способен мигрировать по пищевой цепи.

Токсическое действие микропластика на организм при проглатывании может быть вызвано влиянием выщелачиваемых из пластика химических добавок, которые переходят из него в организм, например стойкие органические загрязнители. Эти эффекты

в основном наблюдались в морской среде и морских организмах. Но выщелачивание может произойти и в озёрах, реках, следовательно, риски распространяются также и на пресноводные системы.

Среднее содержание микропластика в желудочно-кишечном тракте средиземноморской рыбы составляет менее 1, для красной кефали – $1,56 \pm 0,5$, для *Dicentrarchus labrax L.*, *Trachurus trachurus L.*, *Scomber colias*, обитающих в Северно-Атлантическом океане, – $1,3 \pm 2,5$. В притоках оз. Мичиган (США) количество частиц варьируется от $10 \pm 2,3$ до $13,0 \pm 1,6$, что незначительно отличается от значений, обнаруженных в реках Маскегон, Милуоки и Св. Джозефа. Речная рыба в некоторых случаях характеризуется относительно более высоким содержанием микропластика в желудочно-кишечном тракте по сравнению с морской рыбой, так как более восприимчива к его поглощению в связи с тем, что водотоки протекают через множество населённых пунктов – источников первичного и вторичного микропластика (Annual report Greenpeace, 2006).

Несмотря на то что пластиковые микроволокна составляют наибольшую часть среди образцов, собранных при опробовании, существует немного научных трудов, описывающих их влияние на рыб. Преимущественное число работ сфокусировано на изучении воздействий на морские организмы. Необходимо большее количество исследований, чтобы понять различия в уязвимости морских и пресноводных организмов при проглатывании микропластика. В исследовании Geyer R., Jambeck J., Lavender Law K. (2014) показано, что микроволокна, высвобождаемые при стирке, повышают смертность планктона и снижают общее потребление пищи крабами и лангустинами, угрожая их развитию и выживаемости.

Влияние микропластиков на репродукцию исследовано у различных видов беспозвоночных: устриц, водяных блох и кидарий (Murphy F., Quinn B., 2018). В результате сообщалось о снижении репродуктивной функции. Замечено, что микропластик легко усваивается широким спектром морских беспозвоночных, прочно внедряется в ткани организмов, при этом накапливаются гидрофобные загрязнители (Grover Alka, Gupta Akanksha, Chandra Shivani et al., 2015), которые появляются в содержимом желудков

многих видов морских рыб и птиц. Пластик аккумулируется в желудках морских организмов, влияет на поведение, питание, репродуктивную функцию, вызывая гормональный дисбаланс (Cole M., Webb H., Lindeque P.K. et al., 2014), приводя к энергодифициту, а также вызывает летальный исход. Микропластик может накапливаться в организме гидробионтов при передаче через трофические цепи, что потенциально приводит к переходу других загрязнителей и возможных токсических добавок от организмов гидробионтов к человеку с неопределёнными последствиями для здоровья последнего (Boerger C.M., Lattin G.L., Moore S.L., Moore C.J., 2010). Наиболее часто встречались в рыбе микрофрагменты – 70% от всех частиц, сферы – 16%, фибры – 7%. Все отловленные рыбы содержали микропластиковые частицы в желудочно-кишечном тракте.

Принято считать, что частицы микропластика менее 0,15 мм всасываются кишечником. Микропластик и нанопластик могут перемещаться посредством всасывания из кишечника в систему кровообращения или окружающие ткани и сохраняться в организме животного, способствуя поглощению пластиковых остатков в пищевых цепочках.

Источники городского микропластика были обнаружены в кишечнике пескаря из городской реки во Франции, в то время как ни одной частицы не обнаружено у рыб в малонаселённых территориях. Исследование Lingling Hu et al. (2020) показало, что диета с включением микропластиковых волокон не оказывала влияния на состояние организма, отношение веса яичников к весу тела или гепатосоматические показатели – коэффициент жирности (соотношение веса печени к весу тела без внутренностей). Полисульфон (PES) не влиял на репродуктивную функцию, но женские особи, подверженные действию полипропилена (PP), откладывали больше икры. Увеличение числа икринок – распространённый биомаркер, говорящий о нарушениях эндокринной системы рыб. Микропластиковые волокна не повлияли на эмбриональную смертность, развитие или вылупление. Спектральная электронная микроскопия жабр выявила обнажение эпителия на жаберных дугах, слияние жаберных пластин первичных и увеличение количества слизи. Гистологический анализ обнаружил аневризм во

вторичных пластинках, поднятие эпителия и опухоль внутренней оперкулярной мембраны, что изменило морфологию большинства жаберных пластин. Пластинчатый аневризм и полные пластинчатые сращения являются тяжёлыми патологиями. Гистологический анализ также показал увеличенное количество клеток слизистой и выделений на эпителии передней части. Обнаружены и явные ссадины с отслоением клеток. Микропластиковые волокна застревают в полости щеки, на слизистой оболочке глотки и на складках кишечника, приводили к трансформации жаберной полости и жабр в связи с действием микроволокон PES и PP.

Изменения, происходящие на тканевом и клеточном уровне, подтверждают необходимость оценивать токсическое действие, связанное с микропластиковыми волокнами. Жабры и кишечник являются наиболее чувствительными участками для загрязнителей в связи с их большой поверхностью и тесным контактом с внешней средой. Изменения в жабрах могут вызывать нарушения в ионном балансе, газообмене, азотистых отходах и осморегуляции. Жабры и кишечник – основной барьер для внешней среды, но о воздействии на слизистую оболочку кишечника рыб известно немного. Микропластиковые волокна часто обнаруживаются в этом месте при вскрытии, но описания изменения тканей встречаются редко.

Rochman С.М. et al. (2014) в своём исследовании подвергли взрослую медаку воздействию полиэтилена (PE), включая его в рацион, и обнаружили его влияние на функцию эндокринной системы. Добавки диоктилфталата (DEHP) и его активный метаболит монодиоктилфталат (MEHP) нарушали эндокринную функцию, ускоряли время начала нереста и снижали плодовитость. Среди добавок, влияющих на репродуктивную функцию, можно также упомянуть бифенол (BPA), бензотриазолы (BTris), в избытке содержащиеся в текстиле, устойчивые в водоемах и обладающие биоаккумуляционными свойствами.

Количество выделяемых микроволокон зависит от типа полимера. В исследовании Lingling H. et al. (2020) выявлено, что рыба через экскременты выделяла больше PES-микроволокон, чем PP. Это может быть объяснено плотностью волокон. Плотность пластиковых частиц определяет их расположение в толще воды и

влияет на биодоступность. Большое количество частиц в данном случае прошло через бронхиальную камеру и кишечник. Реакции на микроволокна были наиболее значительными вдоль путей оттока через жабры. Наблюдаемые морфологические изменения являются общими симптомами токсического воздействия на рыб. Замеченные изменения в жабрах могут быть вызваны механическими повреждениями микроволокон, реакцией на выщелачивание добавок или их сочетанием.

В текстильной промышленности используется множество синтетических красителей (более 10000), часть из которых не поддается биологическому разложению и канцерогенна.

В проведенном исследовании была рассмотрена возможность восстановления фенотипических признаков при переводе рыбы в чистую воду. Но серьезные изменения, такие как аневризмы, часто необратимы даже после улучшения качества воды. В то же время существуют некоторые сообщения о восстановлении признаков после перевода рыбы в чистую воду. Возможно, активное выделение слизи в кишечники предотвращает значительные механические повреждения, поэтому они не были обнаружены на гистологических срезах. Извлечённые из фекалий микроволокна не отличались значительно по длине от изначальной. Реакции, вызванные в клетках и тканях, позволили сделать вывод, что пластиковые микроволокна потенциально вредны для рыб и их тип является важным фактором токсичности. В частности, бронхиальная камера была местом как острой, так и хронической реакции. Структурные изменения внутренней оперкулярной мембраны, рейкеров, первичных и вторичных пластинок свидетельствовали о повреждении.

Кроме того, исследовались 290 желудочно-кишечных трактов донных и пелагических рыб в Северном и Балтийском морях на наличие пластического проглатывания. У 5,5% всех исследованных рыб обнаружены пластиковые частицы, причем размер 74% всех частиц составлял менее 5 мм (Блиновская Я.Ю., Козловский Н.В., 2015). Типы полимеров всех найденных частиц были проанализированы с помощью инфракрасной спектроскопии. Почти 40% частиц состояло из полиэтилена. У 3,4% донных и 10,7%

пелагических особей зарегистрировано проглатывание пластика, что свидетельствует о значительно более высокой частоте его съедания в пелагических кормушках.

Об эффекте проглатывания рыбами пластика известно немного. Рыбы-фильтраты или питающиеся инфильтратом из осадков дна, например камбала, могут быть более уязвимы при поглощении пластика, чем другие виды морских рыб, в основном в пелагической зоне и на морской поверхности, где плавающие или нейтрально плавучие пластиковые частицы доступны для проглатывания. Число рыб, поглощающих пластик, может меняться со временем, так как он имеет большую пространственную и временную неоднородность.

Пищевые привычки морских видов рыб могут быть фактором, который необходимо учитывать при оценке содержания микропластика и его влияния на морские организмы – к такому выводу пришли в исследовании (Садыкова М.Э., 2020). Многие из токсинов связываются с жирами, а затем эффективно аккумулируются в организмах морских животных. Показано, что эти химические вещества вызывают повреждения печени, вплоть до опухолей и эндокринных нарушений у рыб и других морских представителей, включая снижение плодовитости и иммунной функции.

Среди гидробионтов в качестве перспективных биоиндикаторов микропластикового загрязнения пресноводных водоёмов можно выделить моллюсков (Карташев А.Г., 2019). Пресноводные моллюски играют значительную роль в водных экосистемах, являясь одним из главнейших компонентов макрозообентоса и выполняя роль биофильтраторов и биоиндикаторов. Они участвуют в разнообразных трофических связях и являются важнейшим связующим звеном в водных экосистемах. Один моллюск за сутки способен пропустить через себя около 40 л воды. Моллюски нередко принимают за пищу частицы микропластика, фильтруют их через свой организм, и фекалии с частицами микропластика оседают на дне.

Кроме того, наземные и водные моллюски являются перспективными биоиндикаторами за счёт того, что по динамике их размножения, изменению численности особей, поведенческим реак-

циям можно судить об изменениях в водной среде. При наступлении неблагоприятных условий некоторые моллюски элиминируют, другие мигрируют и приспособляются. Моллюски способны поглощать частицы микропластика, невидимые невооружённым глазом, диаметром 2–31 мкм. Известны исследования А.Г. Карташева, Е.Е. Ветелиной (2021), целью которых являлось выявление устойчивости моллюсков к микропластикам различных видов: моллюсков помещали в аквариум с водой объемом 1,5 л и вносили различные концентрации микропластика вместе с сухим кормом для рыб. Размеры частиц не превышали 1,5 мм. В результате установлено, что регулярное добавление микропластика в корм приводило к дифференцированному снижению выживаемости особей.

National Geographic в отчёте за 2012 год сообщает: «Как было установлено Французским исследовательским институтом эксплуатации моря, устрицы, потребляющие микропластик, едят больше водорослей и усваивают их более эффективно, но их способность к воспроизводству снижается почти вдвое». Моллюски являются жизненно важными компонентами морской пищевой цепочки. Обнаружено, что химические токсины, такие как DDT и ВРА, прилипают к микропластиковым частицам, которые затем попадают в пищевую цепочку и накапливаются в организмах птиц, рыб, морских млекопитающих и потенциально людей. Микропластик представляет собой реальную угрозу для водных систем различного уровня и здоровья человека. Негативное действие на гидробионтов выражалось в токсическом эффекте, проявляющемся в воздействии на пищеварительную систему, репродуктивную функцию, поведенческие и морфологические признаки. Происходило накопление токсиканта при переходе микропластика по трофическим цепям.

Биологи Томского государственного университета выявили высокую концентрацию микропластика в притоках Оби. Результаты анализа проб, взятых вблизи Томска, показали высокое содержание и разнообразие микрочастиц синтетического материала. Параллельно исследовалось содержание микропластика в пищевом тракте речных рыб. Отбор проб на Томи проводился на участке от

Кемерово до деревни Орловка Томской области. На Оби исследованиями охватывались участки от Новосибирска до Каргаска. Во всех образцах присутствовали микросферы, например микрогранулы, которые содержались в косметических средствах и промышленных абразивах, а также плёнки – остатки от пакетов и микроволокна (в основном это продукт распада рыболовных снастей – лесок, сетей). Согласно данным анализа на один кубометр воды реки Томи приходится 50 мкг микропластика, или около 30 частиц. Частично микропластик оседает в донных отложениях, адсорбируется на различных поверхностях, но большая его часть транспортируется в Мировой океан. Микропластик, который включает в себя различные типы полимеров, может оказывать токсичное влияние на различные объекты – от микроорганизмов до крупных животных.

2 БИОТРОПНОСТЬ МИКРОПЛАСТИКА ДЛЯ РЫБ И БЕСПОЗВОНОЧНЫХ ЖИВОТНЫХ

2.1 Влияние микропластика на выживаемость рыб Данио рерио

В исследованиях по влиянию микропластика пеноплэкса на рыб *Данио рерио* использовались несколько аквариумов: контрольные, где рыбы находились при нормальной температуре в обычных условиях; опытные, где в аквариумы рыбам добавляли микропластик пеноплэкс вместе с сухим кормом. Сначала определялось необходимое количество микропластика, которое помещалось в аквариум, через несколько минут насыпали корм. Концентрация микропластика в навеске корма составляла 10, 20, 50 и 70% (таблица 1).

Таблица 1 – Выживаемость рыб Данио рерио при различных концентрациях микропластика пеноплэкса

Длительность опыта, сутки	Концентрация микропластика в сухой навеске корма, %	Выживаемость рыб	
		Контроль	Опыт
7	10	10±1	10±2
14	20	10±1	10±2
21	50	10±1	8±1
28	70	10±1	4±1

Анализ данных, представленных в таблице, позволяет заметить изменяемость выживания рыб при различных концентрациях пеноплэксевой крошки. В течение 14 суток при содержании микропластика 10% и 20% в корме не оказывало негативных последствий, рыбы оставались активными. Увеличение концентрации пеноплэкса до 50% в навеске корма привело к гибели двух рыб, а до 70% – к гибели шести рыб. В контрольной группе рыбы были активными и хорошо питались.

Наличие микропластика в организме рыб может вызывать окислительный стресс. Известны исследования по оценке потребления микропластика морской рыбой в течение 120 дней. Отбор проб проводился в начале исследования, через 60 и 120 дней. На каждом этапе брались образцы желудочно-кишечного тракта, крови, печени и мышц для анализа потребления микропластика, маркеров окислительного стресса и биоаккумуляции пластификаторов. Пробы показали наибольшее потребление микропластика через 60 суток: в мышцах происходило накопление пластификаторов и действовали они в зависимости от содержания бисфенолов и фталатов. Окислительные повреждения наблюдались при этом в печени и клетках крови рыб (Naidoo T., Glassom D., 2019).

Аналогично исследовались физиологические реакции золотистого морского спара, который подвергался действию полиэтилена низкой плотности в течение 90 суток с последующим 30-дневным очищением и использованием биомаркеров окислительного стресса в кишечнике. Активность антиоксидантных ферментов и глутонина постепенно увеличивалась на протяжении опыта, достигая высоких показателей к концу исследования относительно контрольной группы рыб. Уровень окислительного напряжения увеличивался на протяжении всего эксперимента и достигал максимума к концу опыта. После проведенных исследований в течение 30 дней очистки показатели пришли в норму и были аналогичны контрольной группе. Действие микропластика в течение 90 дней вызвало окислительный стресс и воспалительную реакцию в кишечнике, после прекращения эксперимента рыбы восстанавливались (Naidoo T., Glassom D., 2019).

Исследования на морском окуне, который потреблял микропластик в течение 90 дней, выявили реакцию кишечника. Кормили рыб гранулами из поливинилхлорида. С помощью стандартных методик обрабатывали кишечник и фиксировали его состояние. В нижней части кишечника были обнаружены изменения, которые колебались в зависимости от времени воздействия – от умеренных до тяжелых. По результатам исследования установили, что функции кишечника были нарушены.

Следовательно, употребление пеноплэкса негативно влияло на выживаемость морских рыб, а также пресноводных рыб *Данио рерио* (Хакимова К.Р., 2021).

2.2 Выживаемость рыб *Данио рерио* при действии вытяжки пеноплэкса

Для оценки токсического влияния пеноплэкса применялись вытяжки из него. До этого пеноплэкс находился в течение трех месяцев в водопроводной воде. Использовали два аквариума, один из них был контрольным, где рыбы *Данио рерио* находились в обычных условиях при нормальной температуре. В опытный аквариум с испытуемыми рыбками каждую неделю подливали вытяжку пеноплэкса. В первую неделю концентрация вытяжки составляла 50 мл/л, во вторую неделю – 100 мл/л, в третью неделю – 200 мл/л, в четвертую – 400 мл/л (таблица 2).

Таблица 2 – Выживаемость рыб *Данио рерио* при различных концентрациях вытяжки пеноплэкса

Длительность опыта, сутки	Концентрация вытяжки, мл/л	Жесткость воды	Кислотность воды	Выживаемость рыб	
				Контроль	Опыт
7	50	7,1	7	5±1	5±2
14	100	6,7	7	5±2	5±1
21	200	6,3	7	5±1	5±2
28	400	6,4	7	5±2	5±1

Анализ данных, представленных в таблице 2, не выявил изменений в кислотности воды. Снижалась ее жесткость в допустимых пределах для аквариумных рыб. При концентрации вытяжки 50, 100, 200 и 400 мл/л рыбы не погибали и были активны. В контрольной группе изменений не наблюдалось, все особи были активны и хорошо питались кормом.

Следовательно, вытяжка из пеноплэкса при трехмесячном нахождении в воде не оказывала негативного влияния на выживаемость рыб *Данио рерио*.

2.3 Содержание микропластика в желудке рыб

Микропластик наносит вред водным обитателям, которые принимают его за пищу. Частицы микропластика приводили к заболеванию и гибели рыб, вызывали изменения в жабрах и кишечнике, в результате чего уменьшалось поступление кислорода (Sharifinia M., Bahmanbeigloo Z., Keshavarzifard M., Khanjani M., 2020).

В наших исследованиях проводилось препарирование рыб для выявления микропластика пеноплэкса в желудке *Данио рерио* и барбусов (рисунок 1).



Рисунок 1 – Крошка пеноплэкса под микроскопом в желудке аквариумных рыбок

По результатам препарирования и просмотра рыб под микроскопом выявлено поглощение рыбами частиц микропластика с кормом, что негативно сказалось на их выживаемости.

Присутствие микропластика в морской воде приводит к токсикологическим последствиям для морских обитателей. Оценено наличие микропластика в рыбе, выращенной в прибрежных водах острова Тенерифе. У 65% исследуемых рыб обнаружены частицы микропластика в желудочно-кишечном тракте. Преобладающими формами являлись волокна и фрагменты. Микропластик представляет глобальную экологическую проблему из-за распространения

в морской среде, биодоступности и способности переносить токсичные химические вещества. Кроме того, проводились исследования по наличию частиц пластика в желудках рыб, которых вылавливали в нижней части Сиамского залива. Выявили проглатывание пластика в 70% случаев, он был различных размеров: мелким (менее 5 мм) и более крупным (5–25 мм). В исследованиях не обнаружено крупных частей пластика более 25 мм. Преобладал прозрачный и цветной микропластик, основной тип – сетчатые волокна.

Микропластик извлекали из желудочно-кишечного тракта 120 рыб и проводили визуальный осмотр. В общей сложности извлекли 157 частиц у 38% рыб. Наибольшее количество микропластика обнаружено у морского леща (*Diplodus vulgaris*) – 73%. Основные обнаруженные полимеры – полистирол, полипропилен и вискоза. Впервые выявлено присутствие частиц пластика среди популяции рыб в устье Мондего, что приводило к негативным последствиям в данной локации (Filipa Bessa et al., 2018).

В наших опытах исследовалось влияние микропластика на размножение рыбок *Данио рерио* (Хакимова К.Р., Шкарупо А.П., 2022). Для этого в отдельные аквариумы с аэраторами и водонагревателями на дно помещали сетку и одну особь женского пола и две мужского. Кормили два раза в день – утром и вечером, в экспериментальной группе в корм добавляли микропластик пеноплэкса. В опытной группе рыбки с округлым брюшком погибали, самцы не проявляли к ним внимания для выбивания икры. Рыбки оказывались менее подвижны и активны, чем в контроле. В контрольной группе рыбки были активны, хорошо питались, самцы проявляли интерес к самке. Самка отнерестилась, личинок рыб пересадили в отдельный аквариум. Следовательно, пеноплэкс в определенных концентрациях снижал выживаемость рыб и их активность, приводил к неспособности самцов выбить икру из самки и к гибели самок.

2.4 Влияние микропластика пеноплэкса на выживаемость барбусов

При исследовании влияния частиц микропластика пеноплэкса и полиэтилентерефталата размером 0,5 мм на выживаемость барбусов рыб разделяли на три группы – две опытных и одну контрольную. Кормление осуществлялось ежедневно, опытных рыб кормили навеской частиц микропластика из расчета 10% крошки на 90% корма, контрольной группе давали сухой корм.

Результаты исследований по влиянию пеноплэкса и полиэтилентерефталата на выживаемость Суматранского барбуса представлены в таблице 3.

Таблица 3 – Влияние пеноплэкса и полиэтилентерефталата на выживаемость взрослых Суматранских барбусов

Период действия микропластика, сутки	Состав корма: сухие дафнии и микропластик	Выживаемость барбусов		
		Контроль	Пеноплэкс	Полиэтилентерефталат
7	10% пеноплэкса 10% полиэтилентерефталата	8±1	8±1	7±1
14	10% пеноплэкса 10% полиэтилентерефталата	8±2	8±1	6±2
21	10% пеноплэкса 10% полиэтилентерефталата	8±1	8±2	3±1
28	20% пеноплэкса 20% полиэтилентерефталата	7±1	0	0

Анализ данных таблицы показал, что в течение первых двух недель концентрация полиэтилентерефталата и пеноплэкса в пределах 10% не оказала влияния на выживаемость барбусов. С увеличением концентрации микропластиков полиэтилентерефталата

и пеноплекса до 20% в навеске корма на четвертой неделе эксперимента наблюдалась гибель особей, причем элиминировали одинаковое количество самцов и самок. Микропластик полиэтилентерефталата вызывал более выраженные негативные изменения в жизни барбусов, что приводило к элиминации более 50% особей после 21 суток подкормки с его 10% содержанием. Влияние микропластика приводило к снижению выживаемости барбусов и характеризовалось кумулятивным эффектом. При содержании в корме 20% микропластика двух типов после 28 суток подкормки погибали все опытные группы рыб.

Влияние частиц микропластика на выживаемость барбусов определялось с помощью препарирования рыб под микроскопом. Частицы микропластика – полиэтилентерефталата – размером 0,5 мм обнаружены в кишечнике и жабрах рыб (рисунок 2).

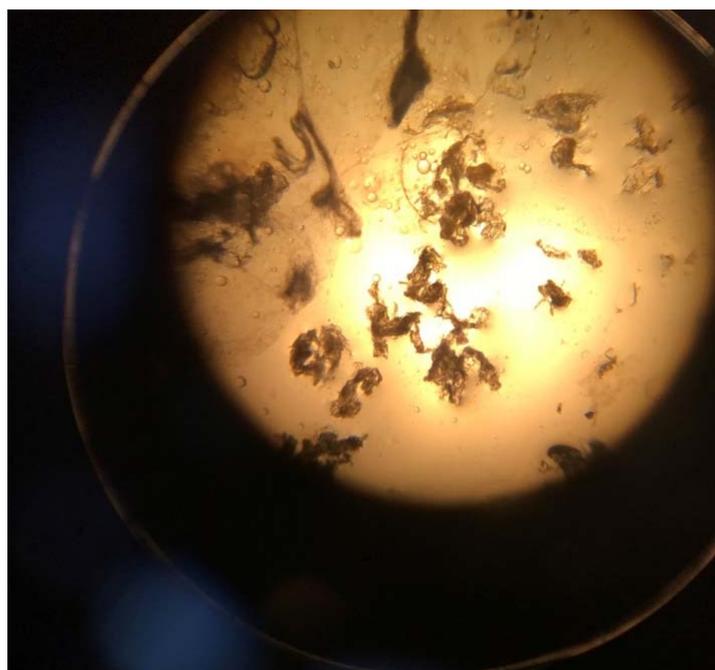


Рисунок 2 – Микропластик, содержащийся в кишечнике барбуса

Предположительно, эти частицы приводили к летальному исходу вследствие закупорки, заполнения кишечника и невозможности поступления пищи.

Аналогичные результаты были получены в опытах Koraltan İ., Mavruk S., Güven O. (2020), которые исследовали содержимое желудочно-кишечных трактов 17 видов рыб. В результате у 13 видов

показано поглощение микропластика. У 18 % исследованных рыб, проглотивших микропластик, средняя длина обнаруженных частиц составила 1,26–1,38 мм. Установлено, что частицы микропластика приводили к заболеванию и гибели рыб, вызывали изменения в жабрах и кишечнике, в результате чего уменьшалось поступление кислорода в организм (Блиновская Я.Ю., Козловский Н.В., 2015). Осложнения включали закупорку кишечника, ощущение ложной сытости, физическое повреждение и печеночный стресс.

Наиболее распространенным типом микропластика являлось волокно (90%), распространенными цветами частиц – черный (46,9%) и синий (29,4%). Среди обнаруженных полимеров большую часть составлял полипропилен (85%). Исследование также показало, что подверженность загрязнению микропластиком рыб, обитающих в прибрежных районах, связана с физическими факторами – это осадки, расстояние до ближайшего берега, а также биологическими факторами.

В исследовании Kılıç E., Yücel N., Şahutoğlu S.M., 2022 (технический университет, факультет морских наук и технологий) отражена встречаемость микропластика в желудочно-кишечном тракте и жабрах промысловых видов рыб: серебряного карпа *Carassius gibelio*, кефали *Planiliza abu*, карпа *Cyprinus carpio Linnaeus*, европейского эля *Anguilla Anguilla*, североафриканского сома *Clarias gariepinus*, золотой рыбки *Carassius auratus* (95% и 74% соответственно). Большинство извлеченных частиц микропластиков были волокнистыми, черными и размером менее 1000 мкм. Фурье-ИК-анализ определил основные типы полимеров как полиэфир (50%), полиэтилен высокой плотности (10%), полипропилен (8%) и полиэтилентерефталат (5%).

2.5 Влияние микропластика на размножение и развитие гуппи

Для определения влияния микропластика на размножение живородящих рыб в качестве объекта исследования были выбраны гуппи. Всех рыб отсаживали в один общий аквариум объемом 40 л

с аэрацией и регулируемой температурой воды от 22 до 26°C. После того как рыба забеременела, ее помещали в отдельный аквариум, а после рождения мальков возвращали обратно. Мальков разделяли на опытную и контрольную группы. Кормление осуществлялось ежедневно. Опытную группу кормили 10% навеской частиц микропластика размером 0,5 мм из расчета 10% крошки на 90% корма, контрольную группу – сухим кормом (Нижевич Е.И., Шкарупо А.П., 2022). Концентрация пеноплэкса 10% от корма вызвала достоверные изменения в размножении гуппи: под действием частиц микропластика пеноплэкса размножения не происходило. В контрольной группе размножение наблюдалось на третьей неделе эксперимента. Развитие мальков гуппи определялось измерением особей на миллиметровой бумаге. Рост рыб в опытной группе замедлялся относительно рыб контрольной группы (таблица 4).

Таблица 4 – Влияние частиц пеноплэкса на развитие гуппи

Период действия пеноплэкса, сутки	Рост гуппи, мм	
	Контроль	Опыт
7	10±0,5	10±0,5
14	11±0,5	11±0,5
21	13±0,5	11±0,5
28	14±0,5	11±0,5

Примечание. Состав корма опытной группы – 10% пеноплэкса, 90% сухого корма дафний

При проведении сравнительного эксперимента на личинках медаки выявлено, что проглатывание ими микропластика вызывало смерть, изменения соотношения между головой и телом, пониженную активность, нарушение поведения при плавании. Наиболее токсичным оказался рацион, содержащий 0,1% микропластика. У двухмесячной молоди, получавшей 0,01% микропластика, не было обнаружено симптомов, кроме увеличения количества разрывов ДНК. Результаты демонстрировали проглатывание и сублетальные эффекты на ранних стадиях жизни рыб при встречающихся концентрациях микропластика. Токсичность микро-

пластика варьирует в зависимости от состава полимера, действия погодных условий и содержания загрязняющих веществ. В исследовании также рассматривались экологические последствия накопления микропластика в водных экосистемах, в прибрежных морских районах, которые служат местом размножения и выращивания водных видов (Курашов и др., 2020).

В аналогичной серии опытов, проводимых другими исследователями, определялось влияние микропластика пеноплэкса на выживаемость живородящих аквариумных рыб – гуппи и меченосцев (Карташев А.Г., Ширшов Д.Е., 2021). Установлено, что микропеноплэкс при попадании в организм рыб оказывал негативное влияние на их выживаемость. Гибель рыб в большей степени определялась механическим влиянием проглоченного микропластика.

Таким образом, проведенные исследования по влиянию микропластиков различных видов (пеноплэкс, пластик и полиэтилен-терефталат) на аквариумных рыб выявило негативное влияние на их выживаемость и размножение.

2.6 Влияние различных видов микропластика на моллюсков

Проблема загрязнения микропластиком пресноводных водоемов приобрела большое значение в связи со сбрасыванием в воду отходов строительных и бытовых пластических материалов. Одними из перспективных объектов для биоиндикации качества среды стали водные и наземные моллюски. По динамике размножения, изменению численности особей, поведенческим реакциям моллюсков можно судить об изменениях в водной среде. При наступлении неблагоприятных условий некоторые виды моллюсков элиминируют, другие мигрируют из зоны загрязнения, третьи приспособляются к таким условиям (Карташев А.Г., 2019).

Моллюски являются природными фильтраторами водоемов, и микропластик, накапливаясь в их организмах, является показателем загрязненности водной среды.

Изучалось влияние трех видов микропластика (размер частиц около 1,5 мм) на выживаемость пресноводных моллюсков в лабораторных условиях. Исследования на выживаемость моллюсков вида *Planorbarius corneus* проводились на четырех группах. Моллюски (по 10 особей) помещались в емкости с 1,5 литрами воды и водных растений. Одна группа моллюсков была контрольной, ее на протяжении всего исследования кормили только сухим кормом; три группы моллюсков стали экспериментальными. Опыты проводились в лабораторных условиях с естественной суточной ритмичкой температурного режима 22–24 °С и освещенностью.

В экспериментальных группах в первой емкости исследовалось влияние биаксиально-ориентированной металлизированной полипропиленовой пленки на выживаемость моллюсков, во второй емкости – влияние биаксиально-ориентированной прозрачной полипропиленовой пленки, в третьей емкости – влияние биаксиально-ориентированной белой рукавной упаковочной пленки с печатью.

Изменения состояния моллюсков, употребляющих один из трех видов микропластика с частицами до 1,5 мм, оценивали по выживаемости, поведенческим реакциям, степени поедания корма и измельченной пленки. В первой серии опытов моллюскам давался корм, смешанный с измельченной пленкой: 0,5 г корма и 0,5 г измельченной пленки один раз в неделю. Из-за незначительных изменений в поведении животных проводилась вторая серия опытов, где количество корма уменьшили в 2 раза и один раз в неделю моллюски получали питание в качестве смеси корма и измельченной пленки. В результате наблюдалось снижение выживаемости моллюсков. В третьей серии опытов один раз в неделю добавляли в экспериментальные емкости 1 сухой корм с 10% измельченной пленки.

Анализ полученных результатов показал, что при равном соотношении корма и измельченной металлизированной пленки никаких изменений в поведении моллюсков не происходило, животные поглощали корм и незначительное количество пленки. При уменьшении количества сухого корма в 2 раза моллюски начинали

поглощать измельченные частицы металлизированной пленки, что приводило к гибели 70% особей. На заключительном этапе исследований корм на 90% заменили микропластиком, что привело к гибели всех моллюсков через 10 суток. При добавлении прозрачной пленки в корм в равных количествах не наблюдалось изменений в поведении моллюсков. При уменьшении количества корма в 2 раза по отношению к микропластику корм поглощался вместе с микропластиком прозрачной пленки, происходило снижение двигательной активности моллюсков и гибель 30% особей. При исключении корма на 90% ухудшалось состояние моллюсков, снижалась двигательная активность, 80% особей элиминировалось через 25 суток.

При добавлении одинакового количества корма и измельченной белой с печатью рукавной упаковочной пленки (1,5 мм) изменений в состоянии и поведении моллюсков не наблюдалось. Снижение сухого корма в 2 раза относительно количества микропластика привело к снижению двигательной активности и гибели 80% моллюсков. В последующих опытах сухой корм составлял 10%, что привело к гибели всех животных через 12 суток.

Следовательно, самым токсичным микропластиком для моллюсков стала белая с нанесением печати полипропиленовая пленка. На втором месте по негативности для исследуемых групп моллюсков являлась металлизированная полипропиленовая пленка, в составе которой присутствовали добавки алюминия, благодаря которому она имела серебристый цвет для отражения света. Третья – прозрачная полипропиленовая пленка – оказывала минимальное влияние на моллюсков, так как не содержала дополнительных химических добавок. Моллюски вида *Planorbarius corneus* нередко принимают за пищу такие загрязнители, как частицы микропластика, активно фильтруют значительные объемы воды и мертвое органическое вещество. Проходя через пищевод, микропластик вместе с фекалиями оседает на дно водоема, таким образом моллюски принимают участие в очищении воды (Карташев А.Г., Ветелина Е.Е., 2021).

Для оценки видовой устойчивости моллюсков к микропластику пеноплексу проводились исследования пресноводных

моллюсков двух видов: катушка роговая (*Planorbarius corneus*) и физа пузырчатая (*Physa fontinalis*). Представители роговой катушки распространены в пресных водоёмах от Европы до Центральной Азии. Катушка роговая является легочным моллюском. Легочное дыхание позволяет выжить животным в грязной стоячей воде. При помощи выступа мантии, по функциям заменяющего жабры, извлекается из воды кислород. Тело моллюска коническое, удлиненное. Передвижение осуществляется с помощью плоской широкой ноги. Раковина улитки может достигать диаметра до 3,5 см и имеет толщину до 1 см. Оплодотворенные яйца откладываются улитками в виде клейких коконов по 20–100 яиц в каждом на листья и стебли водных растений. В природе катушка питается в основном водорослями и бактериальными обрастаниями. Физа пузырчатая (*Physa fontinalis*) имеет маленькую, почти круглую раковину. Конец раковины заострен. Высота раковины 7–10 мм, толщина 4–6 мм. Такой размер дает моллюску определенные преимущества, позволяя забираться во всевозможные щели и добывать пищу. Щупальца длинные, щетинообразные. Глаза находятся у основания, на внутренней стороне щупалец. Нога длинная, заостренная. Цвет раковины – желто-коричневый или бурый.

Влияние микропластика пеноплэкса на выживаемость моллюсков исследовалось в лабораторных условиях при температурном режиме 22–25 °С и параллельном контроле. Опыты проводились на взрослых и молодых особях. В качестве загрязнителя использовали крошку строительного пеноплэкса размером 1,5 мм. Моллюсков *Physa fontinalis* и *Planorbarius corneus* помещали в аквариум с водой (1,5 л) и на протяжении всего эксперимента через каждые трое суток кормили пеноплэксом, смешанным с сухим кормом.

Наблюдение за особями представителей *Physa fontinalis* велось в течение 98 суток, за *Planorbarius corneus* – 20 суток, до полной гибели особей. Критериями оценки являлись изменения двигательной активности и количество вышедшей молоди (таблицы 5–7).

Таблица 5 – Влияние пеноплэкса на выживаемость моллюсков *Planorbarius corneus*

Период действия крошки пеноплэкса различной концентрации, сутки	Контроль	Опыт 1 0,1 г пеноплэкса на 1,5 л воды		Опыт 2 0,3 г пеноплэкса на 1,5 л воды		Опыт 3 0,5 г пеноплэкса на 1,5 л воды	
		Количество особей	Количество особей	Выживаемость	Количество особей	Выживаемость	Количество особей
2	10±1	10±1	100%	10±1	100%	10±1	100%
10	10±1	10±1	100%	10±1	100%	10±1	100%
15	10±1	10±1	100%	10±1	100%	8±1	80%
20	10±1	10±1	100%	9±1	90%	–	–
32	10±1	10±1	100%	8±1	80%	–	–
34	10±1	10±1	100%	7±1	70%	–	–
37	9±1	10±1	100%	7±1	70%	–	–
39	9±1	9±1	90%	7±1	70%	–	–
50	9±1	8±1	80%	7±1	70%	–	–
59	9±1	8±1	80%	7±1	70%		
65	9±1	5±1	50%	0	0		

Анализ данных таблицы 5 выявил, что выживаемость роговой катушки при поедании пеноплэкса вместе с кормом зависит от его концентрации в аквариуме.

При добавлении вместе с кормом крошки пеноплэкса 1,5 мм в разовой дозе 0,1 г на 1,5 л воды выживаемость роговой катушки снизилась на 10% на 39-е сутки исследования, на 65-е сутки выживаемость составляла 50%. При увеличении концентрации микропластика до 0,3 г моллюски начинали погибать на 20-е сутки подкормки, а на 65-е сутки элиминировали все особи. При концентрации микропластика 0,5 г все моллюски погибали на 20-е сутки. Вскрытие погибших моллюсков показало наличие в их пищеварительной системе крошек пеноплэкса, препятствующих пищеварению.

Таблица 6 – Размножение роговой катушки при добавлении в питание пеноплэкса

Выход молодых особей				
Период действия крошки пеноплэкса различной концентрации, сутки	Конт-роль	Опыт 1	Опыт 2	Опыт 3
		0,1 г крошки на 1,5 л воды	0,3 г крошки на 1,5 л воды	0,5 г крошки на 1,5 л воды
Количество особей				
6	1±1	–	–	–
27	3±1	–	–	–
30	3±1	2±1	–	–
34	4±1	2±1	–	–
37	4±1	2±1	–	–
39	4±2	2±1	2±1	–
40	4±1	4±1	2±1	–
59	4±1	4±2	–	–

Таблица 7 – Влияние пеноплэкса на выживаемость моллюсков *Physa fontinalis*

Период действия крошки пеноплэкса различной концентрации, сутки	Конт-роль	Опыт 1		Опыт 2		Опыт 3	
		0,1 г пеноплэкса на 1,5 л воды		0,3 г пеноплэкса на 1,5 л воды		0,5 г пеноплэкса на 1,5 л воды	
	Количество особей	Количество особей	Выживаемость	Количество особей	Выживаемость	Количество особей	Выживаемость
2	10±1	10±1	100%	10±2	100%	10±1	100%
24	10±1	10±1	100%	8±1	80%	10±2	100%
32	10±1	9±1	90%	8±1	80%	10±1	100%
35	10±1	9±1	90%	7±1	70%	10±2	100%
42	10±1	9±1	90%	7±1	70%	10±1	100%
59	10±1	8±1	80%	7±1	70%	10±1	100%
89	9±1	7±1	88%	7±1	88%	6±1	66%
94	9±1	7±1	88%	6±1	66%	6±1	66%
98	8±1	6±1	75%	6±1	75%	0	0

Анализ представленных в таблице 6 результатов позволил считать, что пеноплэкс снижал выход молодых моллюсков. При подкормке пеноплэксом в количестве 0,1 и 0,3 г количество молодых особей снижалось в два раза. При увеличении дозы пеноплэкса до

0,5 г размножения не наблюдалось, что указывает на экологическую опасность повышенной концентрации микропластика в пресноводных водоемах.

Необходимо отметить, что устойчивость физиы пузырчатой к микропластику пеноплэкса выше, чем у роговой катушки (см. таблицу 7). При концентрации крошки пеноплэкса 0,1 г снижение численности опытной группы моллюсков в аквариуме начиналось с 32-х суток и стабилизировалось на 98-е сутки. При увеличении количества пеноплэкса до 0,3 г две особи погибали на 24-е сутки, а с 35-х суток микропластиковой подкормки элиминировали еще две особи. Повышенная концентрация микропластика 0,5 г не оказывала заметных изменений на выживаемость *Physa fontinalis* до 89-х суток, затем численность опытной группы сокращалась и к 98-м суткам наблюдений моллюски погибали. Необходимо отметить, что при вскрытии *Physa fontinalis* в кишечнике обнаруживалось небольшое количество крошек технического пеноплэкса. Вероятно, у *Physa fontinalis* микропластик, не накапливаясь, проходил через пищевой тракт и выделялся с фекалиями. Неблагоприятное влияние пеноплэкса на организм моллюсков, возможно, связано с его токсическим действием, так как в состав пеноплэкса входят: полистерол – 3–7% пентан или изопентан (100 частей), перлит молотый – 1, бикарбонат натрия – 0,8, стеарат цинка или бария – 0,8, тетрабромпаракил – 0,8 частей, антипирены.

После статистической обработки результатов исследований по влиянию микропластика пеноплэкса на выживаемость двух видов моллюсков, проведенных совместно с А.А. Карулиным, построены корреляционные графы (рисунки 3, 4).

Анализ корреляционных зависимостей позволяет заметить, что видовая выживаемость проявляется в изменении численности видов от концентрации пеноплэкса. Влияние пеноплэксовой вытяжки было для них менее губительным, наблюдение велось на протяжении 100 суток. Физа проявляли среднюю степень активности, выход молоди произошел на 35-е сутки. Три особи погибли на 55-е сутки.

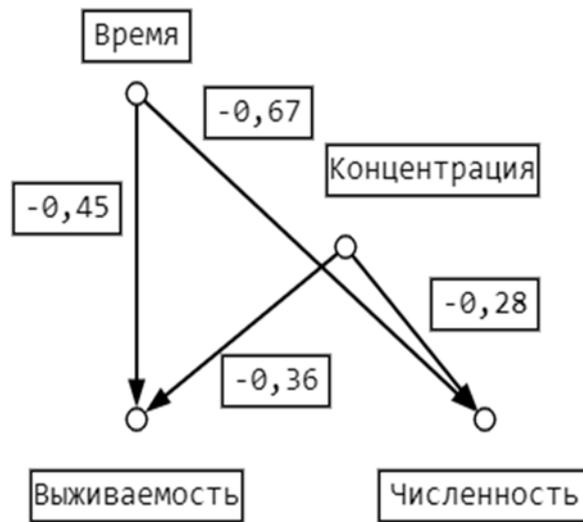


Рисунок 3 – Влияние пеноплекса на выживаемость моллюсков *Physa fontinalis*

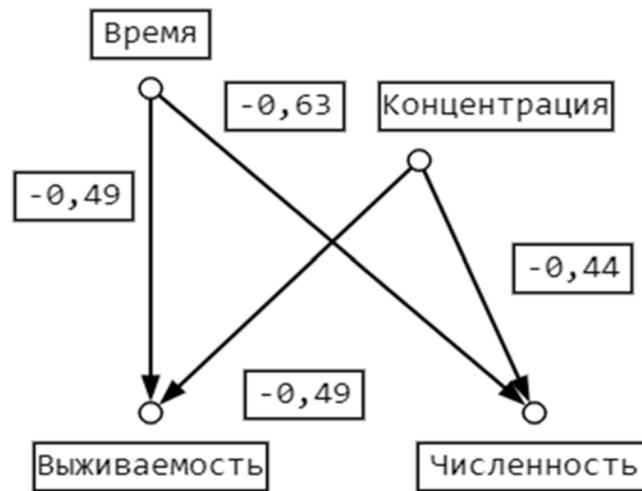


Рисунок 4 – Влияние пеноплекса на выживаемость моллюсков *Planorbarius corneus*

В результате проведенных исследований был сделан вывод, что физы более устойчивы, чем представители роговой катушки при аналогичных уровнях загрязнений (Карташев А.Г., Тулупова К.В., 2021). Установлено снижение и прекращение размножения при действии микропластика пеноплекса у роговой катушки.

2.7 Выживаемость дождевых червей при загрязнении почв микропластиком

Один из основных компонентов почв, определяющих плодородие, – численность и деятельность почвенных червей. Их выживаемость при действии токсикантов также является хорошим показателем плодородия почв (Карташев А.Г., Смолина Т.В., 2011). Но влияние микропластика на почвенных червей практически не исследовалось.

В результате проведенных нами экспериментов совместно с А.А. Чухраем установлено снижение численности дождевых червей в результате повышения концентрации микропластика в почве. При препарировании червей отмечено, что после прохождения микропластика через их кишечник визуальных изменений не было зафиксировано.

В большинстве исследований не сообщалось о прямой связи между воздействием микропластика и гибелью дождевых червей, но в некоторых из работ имелись сведения о снижении веса, роста дождевых червей и их смертности. Негативные последствия проявлялись сильнее, когда дождевые черви подвергались одновременному действию микропластика и химических веществ. Помимо влияния на рост и смертность, исследования поведения дождевых червей по отношению к микропластику, загрязненному химическими веществами, показали, что дождевые черви склонны избегать такого микропластика, а также почв, загрязненных микропластиком в высоких концентрациях. Проглатывание микропластика вызывало повреждение внутренних органов и ДНК сперматозоидов червей. В то же время поглощение микропластика может изменить их бактериальную активность, что приведет к большему накоплению химических веществ (Wood S.A., Bradford M.A., 2018).

В наших исследованиях (Рутман А.А., Карташев А.Г., 2022) изучалась выживаемость червей вида *Dendrobaena Veneta* в лабораторных условиях в течение шести месяцев при загрязнении почвы различного вида микропластиками. Половозрелые почвенные черви по 15 особей помещались в пять ванночек размером

10×5 см, заполненных естественной почвой с мощностью слоя 5 см. Одна ванночка являлась контрольной. В четыре ванночки добавлялся микропластик размерами 10 мм в концентрации 10 г/100 г почвы следующих видов: PET, ПЭТФ, PS, ПС, PP, ПП, LDPE или PELD, ПЭВД. Черви жили в лабораторных условиях постоянно при комнатной температуре и влажности почв 60%. Численность червей подсчитывалась каждые 3 месяца путем ручного разбора почв в каждой кювете.

В результате проведенных исследований получены среднестатистические показатели выживаемости червей при действии различного типа микропластика (таблица 8).

Таблица 8 – Выживаемость почвенных червей в зависимости от типа микропластика

Тип пластика	Численность почвенных червей на начало эксперимента	Численность почвенных червей через 3 месяца	Численность почвенных червей через 6 месяцев
Контрольная кювета	15±1	14±2	13±3
PET (PETE), ПЭТ, ПЭТФ – полиэтилен-терефталат	15±1	8±3	3±1
PS, ПС – полистирол	15±2	0	0
PP, ПП – полипропилен	15±1	14±3	4±2
LDPE или PELD, ПЭВД – полиэтилен низкой плотности, полиэтилен высокого давления	15±1	13±3	0

Анализ полученных результатов позволил считать, что наиболее негативное действие на червей оказывал микропластик типа PS, ПС – полистирол, приводящий к их гибели через 3 месяца воздействия. Вторым по токсичности стал LDPE или PELD, ПЭВД

(полиэтилен низкой плотности, полиэтилен высокого давления). К умеренно токсичным можно отнести РЕТ (РЕТЕ), ПЭТ, ПЭТФ (полиэтилентерефталат) и РР, ПП (полипропилен), при воздействии которых сохранялась численность червей в пределах 20%. Вероятно, негативное влияние полистирола на выживаемость почвенных червей было вызвано высокой токсичностью стирола.

Для оценки разрушения пластиков в почве проводились двухгодичные наблюдения за его состоянием в Томском районе. Оценивалась степень разрушения различных типов пластиков и их деградация под влиянием комплексных почвенных условий. Первый тип пластика представлен полиэтилентерефталатом – одним из самых популярных видов пластика, который чаще всего встречается в форме одноразовой бутылки. Второй тип – это полиэтилен низкой давления и высокой плотности, практичный, долговечный и экологически чистый материал, широко используемый при производстве упаковки для моющих средств, бутылок, пакетов и т.д. Третий тип – поливинилхлорид (ПВХ) – универсальный пластик, используемый в промышленности, быту, строительстве, медицине и в других областях. Четвертый тип – LDPE (PEBD) – является противоположностью пластику HDPE, это материал высокого давления с низкой плотностью, который используется для мусорных мешков и бутылок. Пятый вид – полистирол – не обладает высокой механической прочностью.

Пластики взвешивались и закладывались на глубину 30 см в подзолистую почву, где они находились в течение двух лет. После выкапывания пластиков проводился визуальный осмотр для оценки разрушения и взвешивание опытных образцов. Анализ полученных данных позволил заметить, что вес всех типов пластиков снизился в пределах 2–3%. В таких же пределах наблюдалась и степень их разрушения. Наибольшая степень деформации была характерна для пластика 5 (полистирол), минимальная – для пластика 1 (полиэтилентерефталат).

Следовательно, естественная деградация пластика в почвах сибирского региона происходит медленно, в связи с чем необходимо разрабатывать методы рекультивации почв.

Различные виды микропластика в зависимости от химической токсичности оказывали дифференцированное негативное влияние на выживаемость педобионтов, например, загрязнение почв микропластиком приводило к снижению численности червей.

3 ВЛИЯНИЕ НЕФТИ И НЕФТЕПРОИЗВОДНЫХ НА ПРЕСНОВОДНЫХ РАКОВИННЫХ АМЕБ

3.1 Адаптация сообществ пресноводных раковинных амёб к изменениям окружающей среды

Пресноводные раковинные амёбы широко распространены в биосфере и населяют различные типы почв, пресные и морские водоемы. Раковинные амёбы – водные организмы, реагируют перестройкой структуры сообщества на изменение уровня грунтовых вод, влажность, рН, содержание биофильных элементов и органических веществ. Плотность амёб в донных отложениях, болотах и почвах колеблется от нескольких сотен до десятков и сотен тысяч экземпляров на 1 сантиметр. Видовое богатство раковинных амёб, населяющих олиготрофные болота, включает 100 и более видов и внутривидовых форм, составляя в среднем от 20 до 30 видов в отдельных пробах. Короткое время генерации обуславливает высокую чувствительность сообщества раковинных амёб к изменениям состояния среды. Раковинные амёбы – своеобразная группа ризопод, формирующая однокамерную или двухкамерную защитную раковинку с отверстием для выхода псевдоподий – выступов цитоплазмы, служащих для передвижения и захвата пищи. Максимального развития раковинные амёбы достигали в субстратах с высоким и стабильным уровнем влажности.

В зависимости от строительного материала различают четыре типа раковинок: органические, агглютинированные, кремниевые и кальциевые, они описаны для двух видов – *Paraquadrulair regulais*, *Cryptodiffli giaoviformis*. Форма раковинок чрезвычайно разнообразна: дисковидная (*Arcella*), овальная, часто латерально сжатая (*Nebela*, *Euglypha*, *Corythion*), почти сферическая (*Bullinaria*), полусферическая (*Plagioryxis*). Устье может быть различной величины и формы: большое (*Cyclopyxis arcelloides*), малое (*C. ambigua*), округлое (*Cyclopyxis*), щелевидное (*Plagioryxis*) и располагаться терминально (*Nebela*, *Euglypha*) или эксцентрично (*Trinema*). Оно

может быть окружено более крупными минеральными частицами, чем на остальной части раковинки (*Centropyxis plagiostoma*), более мелкими (*Cyclopyxis kahli*) либо приустьевыми идиосомами с одним или несколькими зубчиками (*Euglypha*) (Мазей Ю.А., Цыганов А.Н., 2006).

В зависимости от формы раковинки и местоположения устья выделяют аксиальную и билатеральную симметрию. В первом случае ось симметрии укорочена (*Arcella*, *Cyclopyxis*) и устье расположено в центре брюшной поверхности центростома; если ось значительно удлинена (*Euglypha*, *Nebela*) и устье расположено терминально – акростом. Во втором случае устье располагается эксцентрично, например у плагиостом *Centropyxis*, *Trinema*.

Морфология раковинки зависит от свойств биотопа и запаса влаги. Так, у *Euglyphas trigosa* отмечаются морфологические вариации в зависимости от условий – на погруженной в воду растительности обитает типичная форма вида и вариация *Heterospina* с иглами на раковинке. В почве встречается *glabra*, лишенная игл. В промежуточной среде (сфагнум, зеленые мхи) размер игл уменьшается. Наибольшие различия между комплексами раковинных амеб из водной и почвенной сред обитания касаются расположения и строения устья. В почвах преобладают формы с тенденцией к уменьшению устья микростомией и изоляции его от внешней среды, что снижает опасность высыхания простейшего.

На основании особенностей строения раковинных амеб предложена классификация морфологических типов. Определенные морфотипы приурочены к тому или иному местообитанию: водной среде свойственны уплощенно-дисковидный (*Arcella*), трахелостомный (*Pontigulasia*), акростомный (*Diffflugia*) типы; гумусовым горизонтам почв – уплощенная вентральная поверхность при осевой симметрии (*Cyclopyxis*), плагиостомный (*Centropyxis*) и криптостомный (*Plagiopyxis*) типы.

Географическое положение влияет на групповой и видовой состав, численность и биомассу почвенных животных. По мере продвижения на север видовой состав обедняется, изменяется соотношение отдельных групп, уменьшается численность и общая

биомасса почвенных животных. Для болотных почв характерно повышенное содержание растворенной в воде, имеющейся в почвенном воздухе углекислоты. Последнее обусловлено избытком органического вещества в почвах, одним из конечных продуктов деструкции которого является CO_2 .

Условия существования амёб в почвах неосушенных болот неблагоприятны и отнесены к экстремальным. Торфяные почвы отличаются:

- 1) постоянной или периодической высокой влажностью;
- 2) низкой температурой, особенно в переходные периоды (весной и осенью);
- 3) длительным сохранением сезонной мерзлоты в таежной зоне и высоким уровнем многолетней мерзлоты в лесотундре и тундре;
- 4) неблагоприятным газовым режимом, выражающимся в недостатке кислорода и высоком содержании углекислоты.

В болотных местообитаниях, по данным исследований, раковинные амёбы составляют от 5 до 30% от общей микробной биомассы в моховом очесе сфагновых болот и играют главную роль в микробной пищевой цепи. По-видимому, гидробионтность одноклеточных организмов способствует их успешному развитию в условиях переувлажнения почвы, короткий жизненный цикл удачно сочетается с условиями переменного водного режима, мелкие размеры позволяют им находить аэрируемые для себя местообитания.

Численность и видовой спектр пресноводных раковинных амёб в сравнении с почвенными тестациями в томском регионе исследован недостаточно (Карташев А.Г., Денисова Т.В., Кулюкина Е.В., 2020). Имеются лишь эпизодические исследования видового спектра пресноводных раковинных амёб. Изучение раковинных амёб в донных отложениях литорали водных объектов г. Томска проводилось в летний период 2012 г. (Лукьянцева Л.В., Еманкулова Е.А., 2015). По результатам исследований 2012–2013 гг. диагностированы представители 17 видов раковинных амёб родов *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffflugia*, *Lesquereusia*, *Zivkovicia*.

В водоемах Томи к настоящему периоду определено 27 видов и подвидовых форм раковинных амёб. В донных отложениях водоемов и участка Томи в 2014 г. обнаружен 21 вид раковинных амёб пяти семейств. Преобладающими по количеству видов были представители лобозных амёб Amoebozoa и Testacealobosea семейств Diffugiidae (9 видов и внутривидовых форм); Arcellidae (5 видов и форм) и Centropyxidae (5 видов и форм). Из филозных амёб (Rhizaria, Testaceafilosea) диагностированы представители двух видов семейств: Euglyphidae и Cyphoderiidae. Виды, обнаруженные более чем в 70% проб, – *Arcella discoides*, *Diffugia schurmanni*, *Diffugia bidens*, *Diffugia corona*, *Centropyxis discoides* – являются эврибионтными формами.

В наших исследованиях прибрежные пробы брались из рек Томь, Басандайка, Ушайка и Белого озера города Томска. С помощью микроскопа, оснащенного камерой и компьютером, осуществлялся просмотр каждого образца по всей площади предметного стекла. В результате получены среднестатистические данные по видовому разнообразию и численности сообществ пресноводных раковинных амёб в окрестностях Томска (таблица 9).

В реке Томи обнаружено 19 видов тестацей, относящихся к родам *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffugia* и *Netzelia*. Выявлены доминирующие виды амёб – *Diffugia labiosa* – 9,87%, *Arcella discoides* – 8,98%, *Centropyxis aculeata* – 8,8%, *Centropyxis aerophila* – 8,44%, *Centropyxis spinosa* – 8,98%, *Diffugia lithophila* – 8,44%. Анализ данных (см. таблицу 9) позволил рассмотреть сезонную зависимость численности пресноводных раковинных амёб: с сентября по ноябрь происходило снижение численности особей и видового разнообразия, что, вероятно, связано с понижением среднемесячной температуры и приближением зимнего периода.

Среднестатистические результаты исследований пресноводных раковинных амёб в течение осеннего сезона на р. Ушайке, протекающей в городской черте, представлены в таблице 10.

Таблица 9 – Численность и видовое разнообразие пресноводных раковинных амёб р.Томи, экз./мл

Число камер	Морфотип раковинок	Виды пресноводных раковинных амёб	Сентябрь			Октябрь			Ноябрь		
			50±5	44±4	33±4	30±3	25±4	21±3	8±2	0	0
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	49±5	42±5	43±4	38±	32±4	30±4	27±4	21±3	15±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	47±5	43±4	44±4	40±3	33±4	30±3	25±3	15±3	0
2	Плп	<i>Centropyxis aerophila</i>	40±3	40±4	38±3	38±4	33±4	32±5	20±4	10±3	0
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	50±5	45±4	44±4	41±4	38±4	32±3	25±3	21±3	20±2
1	Ак	<i>Diffugia bacillifera</i>	15±3	15±3	15±3	12±2	12±2	12±3	11±3	10±3	7±2
1	Ак	<i>Diffugia acuminata</i>	36±4	32±4	31±3	27±3	24±3	20±3	14±2	11±2	0
1	Ак	<i>Diffugia biconcava</i>	20±3	18±3	18±3	11±2	10±2	9±2	7±2	7±2	0
1	Ак	<i>Diffugia dragana</i>	6±1	5±1	5±2	4±1	4±1	4±1	4±1	0	0
1	Ак	<i>Diffugia labiosa</i>	55±5	48±4	39±4	37±4	29±3	25±3	22±3	21±3	18±3
1	Ак	<i>Diffugia lebes</i>	10±2	9±2	9±2	7±2	7±2	6±2	5±1	3±1	0
1	Ак	<i>Diffugia lithophila</i>	47±4	37±4	34±4	32±3	30±3	28±3	24±3	18±3	14±2
1	Ак	<i>Diffugia nodosa</i>	20±3	20±3	19±4	17±3	15±3	7±2	6±1	0	0
1	Ак	<i>Diffugia pyriformis</i>	30±4	29±4	20±3	20±3	19±3	18±3	18±2	18±3	17±2
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	15±3	13±2	13±3	11±2	11±2	11±2	8±2	4±1	0
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	10±2	10±2	10±3	8±2	7±2	7±2	6±1	5±1	0
1	Ак	<i>Netzelia mitrata</i>	6±1	6±2	6±2	5±2	4±2	4±2	3±1	3±1	0
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	21±3	20±3	20±3	15±3	15±3	14±3	11±2	11±2	11±2
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>	30±3	30±4	25±4	24±3	22±3	21±3	21±3	17±3	11±2

Примечание. Уд – уплощенно-дисквидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Таблица 10 – Динамика численности пресноводных раковинных амёб р. Ушайки, экз./мл

Число камер раковины	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Сентябрь	Октябрь	Ноябрь
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	28±5	20±3	11±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	40±7	37±3	24±2
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila</i>	47±2	34±3	21±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	55±4	34±3	20±2
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	38±2	25±3	14±2
1	Ак	<i>Diffugia acuminata</i>	4±1	4±1	0
1	Ак	<i>Diffugia biconcava</i>	21±3	16±2	10±2
1	Ак	<i>Diffugia dragana</i>	13±2	11±3	6±2
1	Ак	<i>Diffugia labiosa</i>	8±2	4±1	0
1	Ак	<i>Diffugia lithophila</i>	4±1	3±1	0
1	Ак	<i>Diffugia nodosa</i>	22±3	15±2	9±1
1	Ак	<i>Diffugia oblonga</i>	32±4	22±3	10±1
1	Ак	<i>Diffugia pyriformis</i>	26±4	19±4	11±3
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	14±2	12±2	5±1
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	13±2	5±1	2±1
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	14±3	10±2	3±1
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>	11±2	9±2	0

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

На основе данных, представленных в таблице 10, можно выделить 17 видов пресноводных раковинных амёб, относящихся к трем морфологическим типам, обитающим в реке Ушайке. Доминирующую по численности группу составляют двухкамерные

амебы плагиостомного морфотипа, что, вероятно, связано с их повышенной устойчивостью. Для первой группы видов характерно значительное снижение численности в ноябре. Ко второй группе с меньшей численностью можно отнести *Diffugia oblonga* (7,84%); *Arcella discoides* (7,23%); *Diffugia pyriformis* (6,86%) с уплощенно-дисковидным и акростомным типом однокамерных амеб. Для них свойственно значительное снижение численности в осенний сезон. К малочисленной группе видов раковинных амеб отнесены однокамерные амебы акростомного типа, относительная численность которых не превышала 10 экз./мл. Для них характерна элиминация четырех видов в ноябре.

На исследуемом участке реки Басандайка определено 16 видов тестадей, относящихся к родам *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffugia* и *Netzelia*. К доминирующим видам раковинных амеб можно отнести *Arcella conica* – 10,9%, *Centropyxis aculeata* – 10,1%, *Arcella discoides* – 9,5%, *Centropyxis spinosa* – 9,1% и *Centropyxis aerophila* – 8,7% с акростомным и плагиостомным морфотипами, с одно- и двухкамерным строением (таблица 11).

Анализ данных таблицы 11 показал, что в период с сентября по ноябрь наблюдалось снижение видового разнообразия и элиминация пяти видов пресноводных раковинных амеб, в основном акростомного морфотипа (1 вид двухкамерных и 4 вида однокамерных амеб).

Рассмотрим сообщества пресноводных раковинных амеб в Белом озере (таблица 12). Оно представлено 12 видами – это пять видов амеб двухкамерных плагиостомного морфотипа и семь видов однокамерных амеб акростомного типа. Средняя их численность изменялась в пределах от 20 до 12 особей и не зависела от морфотипа и числа камер.

На основании проведенных исследований установлено, что численность и видовое разнообразие пресноводных раковинных амеб варьирует в зависимости от места обитания и сезона в пределах видов: р. Томь – 19, р. Ушайка – 17, р. Басандайка – 16, Белое озеро – 12 видов.

Таблица 11 – Среднестатистические значения численности раковинных амёб реки Басандайка в течение трёх месяцев, экз./мл

Число камер	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Сентябрь			Октябрь			Ноябрь		
			46±5	42±5	39±4	38±4	22±	21±3	11±2	4±1	4±1
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	53±5	45±4	43±5	36±4	34±5	33±4	25±4	22±3	16±3
1	Уд	<i>Arcella conica</i>	49±4	43±5	40±4	40±4	32±3	29±4	21±2	13±2	7±1
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	25±4	19±4	19±3	15±2	11±2	11±2	8±1	4±1	0
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	44±5	41±4	44±4	41±4	37±5	34±4	28±4	23±4	21±3
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	18±3	16±3	17±3	15±2	13±2	10±2	10±3	8±1	8±2
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	42±4	36±5	31±4	29±4	25±3	22±3	17±2	9±2	0
2	Плп	<i>Centropyxis aerophila</i>	30±4	29±3	29±4	27±4	28±3	25±4	25±3	24±4	24±4
1	Ак	<i>Diffflugia acuminata</i>	32±4	31±5	31±5	29±4	27±4	22±3	17±3	15±2	11±2
1	Ак	<i>Diffflugia biconcava</i>	11±2	10±2	8±1	6±1	5±1	3±	3±1	0	0
1	Ак	<i>Diffflugia dragana</i>	12±3	12±2	10±2	8±1	8±1	7±1	7±2	0	0
1	Ак	<i>Diffflugia lebes</i>	22±4	20±4	18±3	15±3	9±3	7±2	6±2	3±1	0
1	Ак	<i>Diffflugia nodosa</i>	22±3	22±4	19±4	15±3	15±3	11±2	10±3	7±2	4±1
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	17±3	15±3	15±3	14±3	13±3	11±3	10±3	10±2	9±2
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	27±4	23±3	21±3	19±3	17±3	18±3	16±3	15±2	15±3
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	32±4	30±4	27±3	23±3	22±3	22±3	19±3	19±2	14±3
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>									

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Таблица 12 – Численность видов сообщества пресноводных раковинных амёб в Белом озере города Томска (октябрь)

Число камер в раковинках	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Численность раковинных амёб
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila sphagnicola</i>	16±3
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	18±3
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	12±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	17±1
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	15±3
1	Ак	<i>Diffugia labiosa</i>	14±3
1	Ак	<i>Diffugia stechlinensis</i>	20±4
1	Ак	<i>Diffugia acuminata</i>	21±3
1	Ак	<i>Diffugia biconcava</i>	18±2
1	Ак	<i>Diffugia dragana</i>	17±3
1	Ак	<i>Diffugia lebes</i>	14±4
1	Ак	<i>Diffugia pyriformis</i>	16±2

Повторное исследование видового состава и динамики пресноводных раковинных амёб было проведено в 2023 г. В результате выявлено 25 видов раковинных амёб, относящихся к следующим родам: *Arcella*, *Diffugia*, *Centropyxis*, *Nebella*, *Netzelia*, *Cryptodiffugia*, *Euglypha*, *Cylindriffugia*, *Plagiopyxis*.

Для определения встречаемости пресноводных раковинных амёб отбор проб проводился в период осенних, весенних и летних сезонов. Полученные данные исследования отображены в таблице 13.

Таблица 13 – Встречаемость видов пресноводных раковинных амёб в различные сезоны года

Вид	Период наблюдения		
	Весна	Лето	Осень
<i>Arcella crenulata</i>	+	+	+
<i>Arcella gibbosa mitriformis</i>	+	+	+
<i>Arcella Vulgaris</i>	+	–	+
<i>Diffugia distenda</i>	+	+	+
<i>Diffugia schurmanni</i>	+	+	+
<i>Diffugia congolensis</i>	+	–	–

Окончание таблицы 13

Вид	Период наблюдения		
	Весна	Лето	Осень
<i>Centropyxis aculeata</i>	+	–	–
<i>Euglypha laevis</i>	+	–	–
<i>Plagiopyxis angularis</i>	+	–	–
<i>Euglypha dujardin</i>	+	–	–
<i>Hyalosphenia elegans culindricollis</i>	+	–	–
<i>Difflugia acutissima</i>	+	–	–
<i>Nebella retorta</i>	+	–	–
<i>Nebella dentistoma laevis</i>	+	–	–
<i>Hyalosphenia minuta</i>	+	–	–
<i>Difflugia umbilicata</i>	–	+	+
<i>Difflugia viscidula</i>	–	+	+
<i>Centropyxis spinosa</i>	–	+	+
<i>Netzelia walesi</i>	–	+	+
<i>Cylindrifflugia lanceolata</i>	–	+	–
<i>Centropyxis aerophila</i>	–	+	–
<i>Difflugia labiosa</i>	–	–	+
<i>Difflugia lacustris</i>	–	–	+
<i>Cryptodifflugia crenulata</i>	–	–	+
<i>Примечание.</i> Знак «+» – вид найден, знак «–» – вид не найден			

Следовательно, виды *Difflugia schurmanni*, *Difflugia distenda*, *Arcella crenulate* и *Arcella gibbosa* встречались весной, летом и осенью. Больше всего видов было зафиксировано весной – 16, меньше всего летом – 10.

Таким образом, за весь период исследования видовой принадлежности пресноводных раковинных амёб водоемов г. Томска определено:

- в р. Томи – 28 видов тестацей, относящихся к родам *Arcella*, *Centropyxis*, *Difflugia*, *Cryptodiffflugia*, *Netzelia*, *Euglypha* и *Plagiopyxis*: *Arcella discoides*, *Centropyxis aculeate*, *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis spinose*, *Cryptodiffflugia crenulata*, *Difflugia bacillifera*, *Difflugia acuminate*, *Difflugia acutissima*, *Difflugia biconcave*, *Difflugia dragana*, *Difflugia labiosa*,

Diffflugia lebes, *Diffflugia lithophila*, *Diffflugia nodosa*, *Diffflugia pyriformis*, *Diffflugia viscidula*, *Diffflugia umbilicata*, *Diffflugia lacustris*, *Netzelia corona*, *Netzelia gramen*, *Netzelia mitrata*, *Netzelia oviformis*, *Netzelia tuberculata*, *Netzelia wailesi*, *Euglypha dujardin*, *Euglypha laevis*, *Plagiopyxis angularis*;

▪ в р. Ушайке – 27 видов тестацей, относящихся к родам *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffflugia*, *Cylindriifflugia*, *Netzelia*, *Nebella*: *Arcella discoides*, *Arcella crenulata*, *Arcella gibbosa*, *Centropyxis aculeate*, *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis spinose*, *Cylindriifflugia lanceolate*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia biconcava*, *Diffflugia dragana*, *Diffflugia distenta*, *Diffflugia labiosa*, *Diffflugia lithophila*, *Diffflugia lucida*, *Diffflugia nodosa*, *Diffflugia oblonga*, *Diffflugia pyriformis*, *Diffflugia umbilicate*, *Diffflugia viscidula*, *Netzelia corona*, *Netzelia gramen*, *Netzelia oviformis*, *Netzelia tuberculata*, *Netzelia wailesi*, *Nebella dentistoma laevis*, *Nebella retorta*;

▪ в р. Басандайке – следующие виды пресноводных раковинных амёб: *Arcella discoides*, *Arcella conica*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis spinosa*, *Centropyxis orbicularis*, *Centropyxis aerophila*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia biconcava*, *Diffflugia dragana*, *Diffflugia lebes*, *Diffflugia nodosa*, *Netzelia gramen*, *Netzelia oviformis*, *Netzelia corona*, *Netzelia tuberculata*;

▪ в Белом озере – 22 вида тестацей, относящихся к родам *Arcella*, *Centropyxis*, *Diffflugia*, *Hyalosphenia*: *Arcella conica*, *Arcella vulgaris*, *Arcella gibbosa mitriformis*, *Arcella crenulata*, *Centropyxis aerophila sphagnicola*, *Centropyxis spinosa*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis orbicularis*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia biconcava*, *Diffflugia dragana*, *Diffflugia distenda*, *Diffflugia congolensis*, *Diffflugia labiosa*, *Diffflugia lebes*, *Diffflugia pyriformis*, *Diffflugia stechlinensis*, *Diffflugia schurmanni*, *Diffflugia viscidula*, *Hyalosphenia elegans culindricollis*, *Hyalosphenia minuta*.

На основании проведенных исследований установлено, что численность и видовое разнообразие пресноводных раковинных амёб варьирует в зависимости от места обитания и сезона.

Кроме того, было проведено исследование видовой принадлежности пресноводных раковинных амёб в реке Алчедат Кемеровской области. Сбор и обработку проб осуществляли по

стандартным протозоологическим методикам (Гельцер Ю.Г., Корганова Г.А., Алексеев Д.А., 1985; Бабенко А.С., Булатова У.А., 2010) (таблица 14).

Таблица 14 – Пресноводные раковинные амебы реки Алчедат

Семейство	Род	Вид
Arcellidae (Ehrenberg, 1843)	Arcella	<i>Arcella discoides</i>
		<i>Arcella vulgaris</i>
		<i>Arcella conica</i>
Cryptodiffugiidae (Jung, 1942)	Cryptodiffugia (Penard, 1890)	<i>Cryptodiffugia pusilla</i>
		<i>Cryptodiffugia compressa</i>
		<i>Cryptodiffugia sacculus</i>
		<i>Cryptodiffugia crenulata</i>
Heleoperidae (Jung, 1942)	Heleopera (Leidy, 1879)	<i>Heleopera petricola</i>
	Awerintzewia (Schouteden, 1906)	<i>Awerintzewia cyclostoma</i>
Centropyxidae (Jung, 1942)	Centropyxis (Stein, 1857)	<i>Centropyxis constricta</i>
		<i>Centropyxis ecornis</i>
		<i>Centropyxis aculeata</i>
		<i>Centropyxis aerophila</i>
Diffugiidae (Wallich, 1864)	Lagenodiffugia (Medioli & Scott, 1993)	<i>Lagenodiffugia vas</i>
	Diffugia (Leclerc, 1815)	<i>Diffugia pyriformis</i>
		<i>Diffugia nodosa</i>
		<i>Diffugia urceolata</i>
		<i>Diffugia labiosa</i>
		<i>Diffugia lanceolata</i>
	Collaripyxidia (Zivkovic, 1975)	<i>Collaripyxidia stankovici</i>
Maghrebica (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1958)	<i>Maghrebica spatulata</i>	
Netzeliidae	Netzelia (Ogden, 1979)	<i>Netzelia mitrata</i>
		<i>Netzelia tuberculata</i>
		<i>Netzelia corona</i>
		<i>Netzelia danubialis</i>

Выявлено 25 видов пресноводных раковинных амеб, которые объединены в 10 родов, 6 семейств.

Доминирующим видом является *Cryptodiffugia crenulata*, субдоминантные виды – *Arcella discoides*, *Arcella conica*,

Cryptodifflugia pusilla, *Cryptodifflugia sacculus*, *Heleopera petricola*, *Centropyxis constricta*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis aerophila*, *Difflugia pyriformis*, *Difflugia nodosa*, *Difflugia urceolata*, *Difflugia lanceolata*, *Netzelia mitrata*, *Netzelia danubialis* (таблица 15).

Таблица 15 – Соотношение видов амеб в р. Алчедат

Вид	Кол-во, экз.	%
<i>Arcella discoides</i> (Ehrenberg, 1843)	25	9,8
<i>Arcella vulgaris</i> (Ehrenberg, 1830)	3	1
<i>Arcella conica</i> (Playfair, 1918)	9	3
<i>Cryptodifflugia pusilla</i> (Playfair, 1917)	15	6
<i>Cryptodifflugia crenulata</i> (Playfair, 1917)	39	15
<i>Cryptodifflugia compressa</i> (Penard, 1902)	3	1
<i>Cryptodifflugia sacculus</i> (Penard, 1902)	12	4,4
<i>Heleopera petricola</i> (Leidy, 1879)	19	7
<i>Centropyxis constricta</i> (Ehrenberg, 1841) Penard, 1890	6	2
<i>Centropyxis ecornis</i> (Ehrenberg, 1841)	14	5
<i>Centropyxis aculeata</i> (Ehrenberg, 1838)	14	5
<i>Centropyxis aerophila</i> (Deflandre, 1929)	9	3
<i>Awerintzewia cyclostoma</i> (Schouteden, 1906)	3	1
<i>Lagenodifflugia vas</i> (Leidy, 1874)	3	1
<i>Difflugia pyriformis</i> (Perty (1849, 1852)	12	4,4
<i>Difflugia nodosa</i> (Leidy, 1879)	18	7
<i>Difflugia urceolata</i> (Carter, 1864)	16	6
<i>Difflugia lanceolata</i> Penard, 1890	11	4
<i>Difflugia labiosa</i> Wailes, 1919, <i>incertae sedis</i>	3	1
<i>Netzelia mitrata</i> (Chardez, 1987)	12	4,4
<i>Netzelia tuberculata</i> (Wallich, 1864)	3	1
<i>Netzelia corona</i> (Wallich, 1864) Gooma et al., 2017	3	1
<i>Netzelia danubialis</i> (Zivkovich, 1975)	14	5
<i>Collariptyxidia stankovici</i> (Zivkovic, 1975)	3	1
<i>Maghrebia spatulata</i> (Gauthier-Lièvre & Thomas, 1958)	3	1
Всего	269	100

3.2 Адаптация сообществ пресноводных раковинных амёб к микропластикам

Загрязнение пресноводных водоемов микропластиком сегодня приобрело глобальный масштаб. Микропластик измельчается под влиянием физико-химических условий, попадает в пищевые цепи и оседает на дно. Простейшие организмы – пресноводные раковинные амёбы – непосредственно находятся в контакте с микропластиком. Информации о взаимодействии микропластика с донными простейшими в настоящее время недостаточно. Актуальным становятся выяснение его негативного влияния на пресноводных раковинных амёб.

В наших работах (Пронин М.Е., Шкарупо А.П., 2022) проводились исследования по влиянию микропластиков – пенополистирола, полистирола и вытяжки пластика – на выживаемость таких сообществ. Исследуемая водная проба с пресноводными раковинными амёбами распределялась по сосудам с объемом пробы 500 г. Взвесь отстаивалась в течение суток. Проводились контрольные замеры количества особей раковинных амёб различных видов. В сосуды добавляли вытяжку из пластика с концентрацией 10, 50, 100 и 200 мл/л, которая настаивалась в течение трех месяцев. В отдельные взвеси добавлялись навеска микропластика экструдированного пенополистирола и навеска пенополистирола в концентрации 40 мг/кг и 200 мг/кг.

Рассмотрим влияние вытяжки пенополистирола на численность видов пресноводных раковинных амёб (таблица 16).

Таблица 16 – Численность видов пресноводных раковинных амёб при разных концентрациях вытяжки пенополистирола

Число камер	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Концентрация вытяжки, мл/л			
			10	50	100	200
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila sphagnicola</i>	10±2	10±1	11±1	10±1
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	16±1	8±1	12±1	7±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	9±2	11±2	8±1	10±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	14±1	11±3	10±1	7±1

Окончание таблицы 16

Число камер	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Концентрация вытяжки, мл/л			
			10	50	100	200
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	12±2	10±2	7±1	6±1
1	Ак	<i>Difflugia labiosa</i>	11±2	9±1	5±2	3±1
1	Ак	<i>Difflugia stechlinensis</i>	13±3	9±1	11±1	11±1
1	Ак	<i>Difflugia acuminata</i>	19±1	13±2	12±3	14±1
1	Ак	<i>Difflugia biconcava</i>	16±1	10±2	8±1	8±1
1	Ак	<i>Difflugia dragana</i>	15±1	9±1	7±2	8±1
1	Ак	<i>Difflugia lebes</i>	12±1	6±1	9±1	9±1
1	Ак	<i>Difflugia pyriformis</i>	14±2	12±1	9±1	5±1
Примечание. Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный						

Анализ данных (см. таблицу 16) выявил, что при увеличении концентрации вытяжки пенополистирола у большинства видов раковинных амёб снижалась численность. Выявлены неустойчивые виды – *Difflugia stechlinensis*, *Difflugia acuminata*, *Difflugia biconcava*, *Difflugia dragana*, *Difflugia lebes*, *Difflugia pyriformis*. Не изменялась численность при высокой концентрации вытяжки пенополистирола у *Centropyxis aerophila sphagnicola* и *Centropyxis aculeata*. Устойчивость рода *Centropyxis*, скорее всего, обусловлена двухкамерным строением раковинки: формирование внутренней камеры усиливает изоляцию цитоплазмы от внешней среды.

В ранее проведенных исследованиях было показано, что нефть и нефтепродукты оказывали негативное влияние на видовое разнообразие и численность сообществ почвенных раковинных амёб в зависимости от их морфологического строения (Карташев А.Г., 2019).

3.3 Влияние вытяжки полистирола на выживаемость пресноводных раковинных амёб

Необходимо отметить, что в зависимости от типа микропластика изменяется и степень его химической токсичности. Рассмотрим токсичность вытяжки полистирола для сообществ пресноводных раковинных амёб (таблица 17).

Таблица 17 – Численность видов пресноводных раковинных амёб при разных концентрациях вытяжки полистирола

Число камер	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Концентрация вытяжки, мл/л		
			200	500	700
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila sphagnicola</i>			
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	14±1	11±1	8±1
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	17±1	10±1	10±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	16±1	12±1	8±1
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	17±2	14±1	9±1
1	Ак	<i>Difflugia labiosa</i>	13±1	9±2	6±1
1	Ак	<i>Difflugia stechlinensis</i>	15±2	8±1	5±1
1	Ак	<i>Difflugia acuminata</i>	11±2	9±2	4±1
1	Ак	<i>Difflugia biconcava</i>	15±1	12±1	5±1
1	Ак	<i>Difflugia dragana</i>	12±1	17±1	2±1
1	Ак	<i>Difflugia lebes</i>	15±1	10±1	5±1
1	Ак	<i>Difflugia pyriformis</i>	9±1	7±1	2±1

Из таблицы 17 видно, что при увеличении концентрации вытяжки полистирола происходило снижение численности пресноводных раковинных амёб. Невысокая выживаемость характерна для видов *Difflugia labiosa*, *Difflugia stechlinensis*, *Difflugia acuminata*, *Difflugia biconcava*, *Difflugia dragana*, *Difflugia lebes*, *Difflugia pyriformis*. Снижение численности наблюдалось и у устойчивых к загрязнению видов: *Centropyxis aerophila sphagnicola*, *Centropyxis spinosa*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis*

orbicularis. Аналогичная выживаемость характеризуется морфологическими особенностями амёб.

Для сравнения рассмотрим выживаемость раковинных амёб при загрязнении водного раствора свинцом. В качестве модели загрязнения выбран мох *S. fallax*, который в обилии растёт на болотах и представляет собой хорошую среду обитания для раковинных амёб (Mitchell E.A.D. et al., 2003). Мох собрали и поместили в камеру в лаборатории. После 4 недель акклиматизации в ростовой камере девять лотков со мхом случайным образом распределили в три кюветы. Для загрязнения свинец в виде ионов Pb^{2+} (из $PbSO_4$) развели в растворе, где находились мхи. Использовался прогрессивный ряд концентраций свинца: 0,625 и 2,5 мг/л, и мхи постоянно подвергались его влиянию. Общая плотность активных амёб варьировала от 1463 до 37 059 экз./г в образцах мха. Средняя плотность составила 13013 ± 9944 экз./г. Видовое разнообразие варьировало от 2 до 15 видов в зависимости от пробы, обработки и даты отбора.

Эффект действия свинца оказался значительным для видового разнообразия и численности раковинных амёб. Количество видов значительно снижалось при используемых концентрациях свинца по сравнению с контролем. Биомасса раковинных амёб при концентрации свинца 2,5 мг/л была ниже, чем в контроле, тот же эффект наблюдался и у проб с концентрацией 0,625 мг/л. Общая плотность раковинных амёб в пробах с концентрацией свинца 2,5 мг/л также оказалась значительно ниже контроля. Видовое разнообразие раковинных амёб и их общая плотность отрицательно коррелировали с концентрациями свинца.

Результаты проведенного анализа согласуются с другими исследованиями, выявившими чувствительность раковинных амёб к аналогичным загрязнителям. Выявлено, что виды амёб *C. aculeata*, *C. constricta* и *A. vulgaris* являются хорошими индикаторами загрязнения мышьяком и ртутью хвостохранилиц (Patterson R.T., Barker T., Burbidge S.M., 1996; Reinhardt E.G. et al., 1998).

Таким образом, полученные результаты дополняют существующие наблюдения, показывая высокую чувствительность пресноводных раковинных амёб к антропогенным загрязнениям.

3.4 Влияние микропластика пенополистирола на пресноводных раковинных амёб

В предлагаемой серии опытов проводились исследования по влиянию частиц микропластика пенополистирола на выживаемость пресноводных раковинных амёб (Пронин М.Е., Шкарупо А.П., 2022) (таблица 18).

Таблица 18 – Численность видов пресноводных раковинных амёб (экз./мл) при разных концентрациях навески экструдированного пенополистирола

Число камер в раковинках	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Численность при 40 мл/л	Численность при 200 мл/л
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila sphagnicola</i>	15±2	10±1
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	8±1	7±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	15±1	14±1
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	16±3	14±1
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	18±1	18±1
1	Ак	<i>Diffugia labiosa</i>	18±1	18±1
1	Ак	<i>Diffugia stechlinensis</i>	19±1	17±2
1	Ак	<i>Diffugia acuminata</i>	19±2	18±1
1	Ак	<i>Diffugia biconcava</i>	10±1	7±1
1	Ак	<i>Diffugia dragana</i>	19±1	13±2
1	Ак	<i>Diffugia lebes</i>	18±1	18±2
1	Ак	<i>Diffugia pyriformis</i>	16±1	16±1
<i>Примечание.</i> Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный				

При изучении проб с добавленной навеской экструдированного пенополистирола численность особей незначительно изменилась, за исключением *Diffugia biconcava*, *Diffugia dragana*, *Centropyxis aerophila sphagnicola*. Наблюдения показали, что представителям видов пресноводных раковинных амёб свойственно поглощать микроскопические элементы полимеров, так как они не способны отличать данный загрязнитель от форм бактериологического происхождения, поэтому навеска экструдированного

пенополистирола, как и вытяжка материала, оказывали дифференцированное негативное влияние на пресноводных амёб.

Кроме того, наблюдалось поглощение микроскопических латексных шариков размером 0,09–5,7 мкм у четырнадцати видов простейших, взятых из пресноводной среды, включая два вида простейших, обитающих в почве (Fenchel T., 1980). Оба вида почвенных простейших демонстрировали разные предпочтения в отношении размеров частиц, что объяснялось особенностями строения рта. Простейшие поглощали микрошарики со скоростью, сравнимой с многоклеточными животными, и могли концентрировать шарики из разбавленной суспензии.

В другой работе (Pace M.L., Bailiff M.D., 1987) отмечалось, что *Cycolidium* – таксон мелких одноклеточных в почвах и пресноводных системах – в процессе приема пищи не может отличить латексные микрошарики от бактерий.

Амебы могут поглощать целые бактериальные колонии своими псевдоподиями и не являются специфичными в поглощении пищи, как другие простейшие. *Acanthamoeba* встречаются повсеместно и в больших количествах в почвах (Fiore-Donno A.M. et al., 2016). Несмотря на то что амебы и другие простейшие являются более избирательными при добыче пищи по сравнению с бактериоядными червями (Jousset A. et al., 2009), исследования с использованием световой и электронной микроскопии показали, что латексные шарики – полистирол и поливинилтолуол – поглощались *Acanthamoeba* (Weisman R.A., Korn E.D., 1967; Korn E.D., Weisman R.A., 1967). Было зафиксировано, что латексные шарики большего размера (1,305; 1,90 и 2,68 мкм) попадали в клетку по отдельности, тогда как шарики меньшего размера (0,557; 0,264; 0,126 и 0,088 мкм) группами. При инцистировании амебы выбрасывали ранее проглоченные латексные шарики путем экзоцитоза, что приводило к образованию кист без загрязнителя.

В других исследованиях изучалось поглощение латексных шариков видом *Acanthamoeba castellanii*. Используя конфокальную лазерную сканирующую микроскопию, авторы смогли четко различать поверхностное прикрепление и интернализацию флуоресцентно меченных латексных шариков размером 1,0 мкм.

Несмотря на то что условия исследования контролировались и были однородными, поглощение шариков оказалось дифференцированным. Здесь важным параметром являлся объем клеток, так как более крупные трофозоиты фагоцитировали сравнительно больше латексных шариков, чем более молодые клетки. Поглощение увеличивалось линейно с концентрацией шариков до предела $1,5 \cdot 10^8$ мл⁻¹, после чего по-видимому, наступало насыщение.

Прочие исследования, проводимые с помощью CLSM и проточной цитометрии, показали, что отдельные трофозоиты *Acanthamoeba* могут содержать большое количество микрошариков, меченных флуоресцеин изотиоцианатом (FITC), что связано с индивидуальными особенностями.

Следовательно, протисты различают разные типы бактерий, продуцирующих токсины и нетоксины, и поглощают микропластиковые гранулы (Jousset A. et al., 2009). Проглатывание гранул варьирует в зависимости от размера клеток, степени голодания и возраста микроорганизма. Поглощение и прикрепление к поверхности зависят от концентрации микрогранул: низкая доступность приводила к незначительному поглощению. В то же время вероятность поглощения возрастала с увеличением концентрации микрогранул.

3.5 Влияние микропластика полистирола на пресноводных раковинных амёб

Химический состав полистирола отличается от пенополистирола присутствием токсических химических соединений, что подтвердилось в наших исследованиях по влиянию полистирола на выживаемость раковинных амёб. Рассмотрим его влияние на численность сообществ пресноводных раковинных амёб (Пронин М.Е., Шкарупо А.П., 2022) (таблица 19).

При изучении проб с добавленной навеской полистирола численность особей заметно сократилась по сравнению с контролем. Анализ данных (см. таблицу 19) показал, что при увеличении концентрации навески полистирола происходило снижение численности видов раковинных амёб.

Таблица 19 – Численность раковинных амёб (экз./мл) при различной концентрации микропластика – навески полистирола

Число камер в раковинах	Морфо-тип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Концентрация микропластика, мг/л		
			Контроль	40	200
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila sphagnicola</i>	16±2	16±2	17±1
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	16±1	15±2	10±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	14±2	14±2	12±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	17±1	17±1	11±2
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	15±2	15±2	12±1
1	Ак	<i>Diffflugia labiosa</i>	11±2	11±1	7±1
1	Ак	<i>Diffflugia stechlinensis</i>	13±3	13±1	6±1
1	Ак	<i>Diffflugia acuminata</i>	19±1	10±1	8±1
1	Ак	<i>Diffflugia biconcava</i>	16±1	9±2	5±1
1	Ак	<i>Diffflugia dragana</i>	15±1	10±1	9±2
1	Ак	<i>Diffflugia lebes</i>	12±1	9±1	4±2
1	Ак	<i>Diffflugia pyriformis</i>	14±2	6±1	0

Примечание. Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Низкая выживаемость показана для видов рода *Diffflugia*. Вид *Diffflugia pyriformis* при концентрации микропластика 200 мг/л элиминировался. Виды рода *Centropyxis*, подверженные токсическому влиянию полистирола, снижали численность, но наличие у них двух камер в раковинке замедляло этот процесс.

Известна способность амёб поглощать микропластиковые частицы. Тестации являются трофическим каналом в пищевой сети почвы и могут служить переносчиками микропластика на более высокие трофические уровни. Показано, что и другие почвенные беспозвоночные с аналогичными механизмами поглощения пищи (нематоды) поедали микропластик (Lei L. et al., 2018; Kim S.W. et al., 2020). Также установлено, что почвенные протисты могут поглощать микропластики и сохранять их в своих пищевых вакуолях: около 75% протистов проглотили при питании микропластик с низкой концентрацией загрязнителя, а 10-кратное увеличение

концентрации микропластика в почве привело к его поглощению всеми простейшими.

Таким образом, при использовании вытяжки пенополистирола показано минимальное ее влияние на выживаемость раковинных амёб. Например, у видов *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis spinosa* и *Centropyxis aculeata* не наблюдалось изменений при высокой концентрации вытяжки.

Следовательно, адаптация сообществ пресноводных раковинных амёб к микропластикам дифференцирована и существенно зависит от типа и химического состава пластика.

В результате установлено значительное сокращение численности пресноводных раковинных амёб при повышенных концентрациях вытяжки полистирола. Низкая выживаемость характерна для следующих видов: *Diffugia labiosa*, *Diffugia stechlinensis*, *Diffugia acuminata*, *Diffugia biconcava*, *Diffugia dragana*, *Diffugia lebes*. *Diffugia pyriformis* стал единственным видом, который исчез в пробах с концентрацией 200 мг/л, что свидетельствует о его низкой способности к адаптации. Показана высокая устойчивость видов *Centropyxis aerophila sphagnicola*, *Centropyxis spinosa*, *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis ecornis* и *Centropyxis orbicularis* к большим концентрациям вытяжки полистирола, что связано с наличием двухкамерного строения раковины. В этом случае наблюдалось поглощение и выделение микрочастиц пенополистирола раковинными амёбами без фатальных последствий, хотя численность амёб в зависимости от концентрации взвеси микропластика снижалась.

3.6 Влияние микропластика пеноплекса на выживаемость тубифицид

Тубифициды (Tubificidae) – семейство малоцетинковых червей. Данное семейство включает около 130 видов олигохет, подавляющее большинство которых обитает на дне пресных водоемов и лишь немногие встречаются в прибрежной зоне морей. В СССР было найдено около 70 видов этого семейства. Семейство тру-

бочников *Limnodrilus hoffmeisteri* крупнее наидид, их тонкое нитевидное тело достигает у некоторых видов 100–180 мм, большинство имеет длину 30–60 мм, а самые мелкие – всего 5–10 мм. Все они лишены глаз. Тело состоит из довольно большого количества сегментов: обычно 60–100, у некоторых свыше 200. Щетинки расположены четырьмя пучками на каждом сегменте, причем в брюшных пучках имеются только простые, крючковидные или вильчатые, а в спинных пучках у многих видов еще и волосовидные.

Трубочники – типичные донные животные, особенно многочисленные на илистых грунтах. Нередко они образуют массовые скопления, выглядящие как красноватые «подушки» на дне и состоящие из тысяч особей. Некоторые виды выдерживают очень сильное загрязнение и могут жить при минимальном количестве растворенного в воде кислорода, перенося в течение многих суток даже полное его отсутствие. Все трубочники имеют красную или розоватую окраску, обусловленную наличием в их крови гемоглобина. Именно наличие гемоглобина, а также свойственная им способность производить особые дыхательные движения, вызывающие приток к телу свежей воды, позволили червям заселить дно илистых водоемов. Илы, благодаря происходящим в них процессам разложения органических остатков, поглощают кислород из придонных слоев воды, снижая его количество до минимальных величин. Передним концом трубочники обычно погружены в ил, а задний выставляют над поверхностью дна, производя им колебательные (дыхательные) движения. В эпителии заднего конца тела особенно густо разветвлены кровеносные сосуды, так что хвост червя является в известном смысле органом дыхания. Чем меньше в окружающей воде кислорода, тем больше высовываются хвосты червей из ила и тем энергичнее они производят дыхательные движения. При высоком содержании кислорода черви, наоборот, почти полностью погружаются в ил. Вокруг высовывающейся из грунта части тела многие виды трубочников образуют из склеенных слизью иловых частиц короткую гибкую трубку – отсюда и их название. Потревоженные трубочники мгновенно скрываются в иле. Погружаясь передним концом в грунт дна водоема на глубину

до 50–100 мм, они все время заглатывают ил с песком, пропуская через кишечник за сутки количество материала, во много раз превышающее вес их собственного тела. При этом, естественно, происходит минерализация пропускаемого через кишечник грунта, так как входящие в его состав органические вещества частично используются червями для питания. Характерно, что чем беднее грунт органическим веществом, тем больше его приходится заглатывать червям и пропускать через свой кишечник.

Результаты исследований по влиянию микропластика пеноплекса на выживаемость тубифицид представлены в таблице 20.

Таблица 20 – Влияние пеноплекса на выживаемость тубифицид

Вариант опыта	Сутки наблюдений					
	5	10	15	20	25	30
Контроль	50±2	50±1	49±2	48±1	47±2	47±2
Загрязнение 50%	49±2	49±2	48±3	42±3	42±2	40±3
Загрязнение 30%	50±2	49±3	48±2	45±3	45±2	43±3

Данные, представленные в таблице, показывают, что высокая смертность животных наблюдалась в опытах с концентрацией микропластика 50%. Во время эксперимента численность тубифицид в контрольном аквариуме снизилась на три особи. Количество тубифицид при концентрации микропластика 30% уменьшилось до 43 особей через 30 суток, а при концентрации 50% – до 40 особей. Следовательно, микропластик пеноплекс в больших концентрациях приводил к гибели неустойчивых особей.

Рассмотрим, как изменялась масса погибших тубифицид, в которых накапливался микропластик (таблица 21).

Как видно, масса умерших тубифицид, захватывающих микропластик, увеличилась. В аквариуме с концентрацией пеноплекса 30% масса червей увеличилась на 0,03 г, с концентрацией 50% – на 0,05 г. В контрольном аквариуме масса тубифицид не менялась.

По результатам исследования можно считать, что пеноплекс накапливался в организме, что и привело к увеличению массы тела

погибших особей. Проведенное вскрытие червей подтвердило наличие микропластика в теле (рисунки 5, 6).

Таблица 21 – Изменение массы умерших тубифицид (г) при действии микропластика пеноплэкса

Вариант опыта	Сутки наблюдений					
	5	10	15	20	25	30
Контроль	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25
Загрязнение 50%	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,29	0,15–0,29	0,15–0,30
Загрязнение 30%	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,15–0,25	0,17–0,29



Рисунок 5 – Тело тубифицида под микроскопом (без содержания микропластика)



Рисунок 6 – Тело тубифицида под микроскопом (с наличием частичек микропластика)

В других исследованиях (Lei L., Wu S. et al., 2018; Lei L. et al., 2018) проводился сравнительный анализ изменения массы тела тубифицид и нематод. Было обнаружено, что уровень смертности нематод не зависел от типа пластика и концентрации частиц от 0,5 до 10 мг/м² в среде. При концентрации 5 мг/м² частицы микропластика вызывали сокращение средней длины тела нематод на 5–11% и уменьшение количества эмбрионов на 14–25%. Важное значение здесь имеет размер частиц микропластика. Сферические частицы полистирола размером 0,1, 0,5, 1, 2 и 5 мкм в концентрации 1 мг/л оказывали негативное влияние на нематод, при этом частицы диаметром 1 мкм обладали наиболее выраженным эффектом, увеличивая смертность на 32,3%. Исследования проводились совместно с А.А. Манжосовым.

Тубифициды при загрязнении начинали погибать при концентрации микропластика 30% от площади поверхности водоема. Масса их увеличивалась в зависимости от концентрации нахождения микропластика на поверхности и дне аквариума. В контрольном аквариуме масса тубифицид не изменилась. Следовательно, тубифициды накапливали пеноплекс, что в конечном счете приводило к увеличению массы их тела и гибели.

3.7 Влияние нефти на пресноводных раковинных амёб

Необходимо отметить, что пресноводные раковинные амёбы исследованы в меньшей мере по сравнению с почвенными амёбами. Сообщества почвенных раковинных амёб использовались при биондикации нефтезагрязнений (Карташев А.Г., Денисова Т.В., Кулюкина Е.В., 2020). Влияние нефти на пресноводных раковинных амёб практически не рассматривалось, поэтому представлялось целесообразным изучить биотропность нефтезагрязнений пресноводных тестаций в лабораторных условиях.

Исследования проводились на раковинных амёбах реки Томи. С мелководья отбиралась суспензия, содержащая грунт, и помещалась в емкости. В лабораторных условиях проводилась очистка суспензии от крупных механических примесей с последующим

промыванием. В емкости объемом по 1 л добавлялось по 100 мл профильтрованной суспензии и вносилась нефть с концентрацией 50, 100 и 200 мл/л. Емкость, не загрязненная нефтью, являлась контрольной. Сбор и обработку проб осуществляли по стандартным протозоологическим методикам (Гельцер Ю.Г., Корганова Г.А., Алексеев Д.А., 1985; Бабенко А.С., Булатова У.А., 2010). Подсчет раковинных амёб проводили в водных суспензиях с использованием микроскопа Motic BA300 при увеличении $\times 400$. В каждой пробе просчитывали не менее 150 экземпляров.

Исследования видового состава и численности раковинных амёб проводились через 7, 14, 21 и 28 суток с начала эксперимента для каждой концентрации нефти. С помощью пипетки производился отбор 5 мл воды на расстоянии 5 мм от дна сосуда. Полученные порции воды помещались в пробирки и окрашивались эритрозином в течение получаса. Затем с помощью шприца проводился сбор 1 мл окрашенного субстрата и нанесение его на предметное стекло с бортиками. С помощью микроскопа осуществлялся просмотр каждого препарата по всей площади предметного стекла. Для определения принадлежности к виду использовался определитель (Мазей Ю.А., Цыганов А.Н., 2006).

Результаты исследования численности сообществ пресноводных раковинных амёб р. Томи после статистической обработки представлены в таблице 22.

Таблица 22 – Среднестатистические значения численности пресноводных раковинных амёб

Виды раковинных амёб	Морфотип раковинки	Число камер	Численность раковинных амёб, экз./мл			
			через 7 дней	через 14 дней	через 21 день	через 28 дней
1. <i>Arcella discoides</i>	Уд	1	23±4	20±3	10±2	19±4
2. <i>Arcella vulgaris</i>	Уд	1	8±1	6±1	6±1	4±1
3. <i>Centropyxis aculeata</i>	Плп	2	24±3	22±2	20±1	23±2
4. <i>Centropyxis aerophila</i>	Плж	2	10±3	11±2	8±1	7±1
5. <i>Centropyxis discoides</i>	Плп	2	12±3	9±1	11±3	0
6. <i>Centropyxis ecornis</i>	Плп	2	22±2	17±1	19±1	17±1
7. <i>Centropyxis spinosa</i>	Плп	2	22±4	21±3	20±1	23±2

Окончание таблицы 22

Виды раковинных амёб	Морфотип раковинки	Число камер	Численность раковинных амёб, экз./мл			
			через 7 дней	через 14 дней	через 21 день	через 28 дней
8. <i>Diffflugia acuminata</i>	Ак	1	7±1	6±1	5±1	2±1
9. <i>Diffflugia bacillifera</i>	Ак	1	8±1	5±1	7±1	0
10. <i>Diffflugia biconcava</i>	Ак	1	12±3	9±2	10±2	0
11. <i>Diffflugia claviformis</i>	Ак	1	7±1	7±1	6±1	0
12. <i>Diffflugia dragana</i>	Ак	1	11±3	9±2	12±4	10±1
13. <i>Diffflugia labiosa</i>	Ак	1	5±1	5±1	6±1	4±1
14. <i>Diffflugia lebes</i>	Ак	1	9±1	7±1	8±1	0
15. <i>Diffflugia lithophila</i>	Ак	1	2±1	3±1	3±1	6±1
16. <i>Diffflugia nodosa</i>	Ак	1	3±1	4±1	2±1	0
17. <i>Diffflugia oblonga</i>	Ак	1	2±1	2±1	0	0
18. <i>Diffflugia pyriformis</i>	Ак	1	9±1	7±1	4±1	10±4
19. <i>Hyalosphenia papilio</i>	Ак	1	3±1	0	0	0
20. <i>Netzelia corona</i>	Ак	1	2±1	3±1	6±1	4±1
21. <i>Netzelia danubialis</i>	Ак	1	4±1	5±1	0	0
22. <i>Netzelia gramen</i>	Ак	1	2±1	3±1	2±1	4±1
23. <i>Netzelia mitrata</i>	Ак	1	5±1	3±1	3±1	7±1
24. <i>Netzelia oviformis</i>	Ак	1	5±1	7±1	4±1	6±1
25. <i>Netzelia tuberculata</i>	Ак	1	24±3	22±1	26±3	19±2

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Анализ полученных результатов в прибрежной части р. Томи позволил выделить 25 видов тестацей, относящихся к родам *Arcecella*, *Centropyxis*, *Diffflugia*, *Hyalosphenia* и *Netzelia*. Основные представители пресноводных раковинных амёб относятся к акростомному, плагиостомному, уплощенно-дисковидному морфотипам. Доминантные виды не выявлены, потому что количество особей какого-либо вида не составило более 50% от общей численности. Выявлены субдоминантные виды: *Netzelia tuberculata* – 11,2%, *Centropyxis aculeata* – 11% и *Centropyxis spinosa* – 10,6%.

При действии нефти в лабораторных условиях исследовалась устойчивость пресноводных раковинных амёб к нефтезагрязнениям различной концентрации (таблица 23).

На основании проведенных экспериментов к наиболее устойчивым видам относятся раковинные амебы, сохранившиеся в период действия нефти, – *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis spinosa*, *Diffflugia labiosa*, *Netzelia corona*, *Netzelia oviformis* и *Netzelia tuberculata*. Низкая устойчивость характерна для *Diffflugia claviformis*, *Hyalosphenia papilio* и *Netzelia danubialis* (Шкарупо А.П. и др., 2022).

Таблица 23 – Устойчивость пресноводных раковинных амеб к нефтезагрязнениям

Виды пресноводных раковинных амеб	Концентрация нефти, г/л											
	7 суток			14 суток			21 сутки			28 суток		
	50	100	200	50	100	200	50	100	200	50	100	200
<i>Arcella discoides</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Arcella vulgaris</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-
<i>Centropyxis aculeata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-
<i>Centropyxis discoides</i>	+	+	+	+	+	-	-	+	-	-	-	-
<i>Centropyxis ecornis</i>	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-
<i>Centropyxis spinosa</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+
<i>Diffflugia bacillifera</i>	+	+	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia acuminata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-
<i>Diffflugia biconcava</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	+	-	-	-
<i>Diffflugia claviformis</i>	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-
<i>Diffflugia dragana</i>	+	+	+	+	-	+	+	-	+	+	-	+
<i>Diffflugia labiosa</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Diffflugia lebes</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia lithophila</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Diffflugia nodosa</i>	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia oblonga</i>	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Diffflugia pyriformis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Hyalosphenia papilio</i>	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Netzelia corona</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Netzelia gramen</i>	+	+	+	-	+	+	-	-	+	-	-	-
<i>Netzelia mitrata</i>	+	+	+	+	+	+	-	+	+	-	-	-
<i>Netzelia oviformis</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-
<i>Netzelia tuberculata</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Дифференцированный анализ экологической резистентности пресноводных раковинных амёб по отношению к нефтезагрязнениям определяли по процентному отношению выживших амёб относительно контрольной группы (таблица 24) (Шкарупо А.П., Карулин А.А., Карташев А.Г., 2022).

Таблица 24 – Резистентность пресноводных раковинных амёб

Виды раковинных амёб	Резистентность раковинных амёб (Хср. опыт/Хср.контр. · 100%) при концентрации нефти 50, 100, 200 г/л (%)											
	7 суток			14 суток			21 сутки			28 суток		
	50	100	200	50	100	200	50	100	200	50	100	200
<i>Arcella discoides</i>	87	82	27	75	75	20	0	0	0	0	0	0
<i>Arcella vulgaris</i>	100	90	25	100	50	0	100	0	0	25	0	0
<i>Centropyxis aculeata</i>	100	69	17	100	60	10	100	60	5	86	26	0
<i>Centropyxis aerophila</i>	100	40	9	100	36	9	100	13	0	71	0	0
<i>Centropyxis discoides</i>	100	91	8	22	77	0	0	33	0	0	0	0
<i>Centropyxis ecornis</i>	100	81	27	58	35	18	0	2	17	0	0	0
<i>Centropyxis spinosa</i>	100	50	9	100	51	8	100	50	5	86	0	5
<i>Diffflugia acuminata</i>	100	66	29	17	60	15	20	40	0	5	40	0
<i>Diffflugia bacillifera</i>	75	38	20	0	40	13	0	0	0	0	0	0
<i>Diffflugia biconcava</i>	91	65	10	80	66	5	70	0	4	0	0	0
<i>Diffflugia claviformis</i>	71	28	14	71	24	0	53	23	0	0	20	0
<i>Diffflugia dragana</i>	90	8	9	66	0	5	51	0	4	10	0	2
<i>Diffflugia labiosa</i>	60	98	80	60	80	60	53	23	40	10	20	9

Окончание таблицы 24

Виды раковинных амёб	Резистентность раковинных амёб (Хср. опыт/Хср.контр. · 100%) при концентрации нефти 50, 100, 200 г/л (%)											
	7 суток			14 суток			21 сутки			28 суток		
	50	100	200	50	100	200	50	100	200	50	100	200
<i>Diffflugia lebes</i>	88	85	11	80	85	6	50	0	0	0	0	0
<i>Diffflugia lithophila</i>	50	80	40	33	80	20	32	66	15	43	64	0
<i>Diffflugia nodosa</i>	100	50	20	75	50	5	50	0	0	0	0	0
<i>Diffflugia oblonga</i>	50	70	15	50	40	5	0	0	0	0	0	0
<i>Diffflugia pyriformis</i>	77	22	22	45	21	20	41	25	10	40	15	0
<i>Hyalosphenia papilio</i>	66	66	33	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netzelia corona</i>	50	80	50	33	48	33	20	16	22	15	10	16
<i>Netzelia danubialis</i>	50	80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Netzelia gramen</i>	50	80	50	0	70	20	0	0	5	0	0	0
<i>Netzelia mitrata</i>	80	90	40	33	73	20	0	56	3	0	0	0
<i>Netzelia oviformis</i>	60	80	45	71	80	15	50	75	10	16	50	0
<i>Netzelia tuberculata</i>	100	50	20	90	50	15	80	38	9	5	25	6

Необходимо отметить, что резистентность пресноводных амёб существенно зависела от концентрации нефти в растворе и длительности ее действия и изменялась при критических нагрузках от 86% до 0. В аналогичных пределах изменялась и резистентность сообществ амёб при химическом загрязнении от аккумуляторов смартфонов. Резистентность была максимальной в первые сутки нефтезагрязнений при концентрации 50 г/л (100%) и снижалась при увеличении концентрации и длительности влияния нефти. Показано, что для устойчивых к нефти видов – *Centropyxis aculeata*,

Centropyxis spinosa, *Diffflugia labiosa* и *Netzelia mitrata* – снижение резистентности происходило плавно, равномерно под влиянием нефти. Для неустойчивых видов амёб характерно прерывистое, значительное снижение резистентности, что указывает на нарушение их адаптации к действию нефти.

В группу с высокой резистентностью по отношению к нефти отнесены пресноводные амёбы с плагиостомным и акростомным типами раковины. Уплощенно-дисковидный морфотип раковин амёб характеризуется низкой резистентностью к нефти. Наличие двухкамерности в строении раковин пресноводных амёб несущественно сказывалось на их устойчивости. Сравнительный анализ показал, что в заболоченных участках Советского нефтяного месторождения при концентрации нефти 15 г/кг встречались сообщества раковинных амёб, включающих виды *Arcella vulgaris* и *Arcella discoides*. Род *Centropyxis* входил в существующее сообщество раковинных амёб при концентрации нефти 174 г/кг (Карташев А.Г., Смолина Т.В., 2011).

Таким образом, на основании проведенных исследований выявлена видовая устойчивость пресноводных раковинных амёб к нефтезагрязнениям при концентрациях от 50 г/л до 100 г/л. Установлено, что минимальная резистентность видов раковинных амёб существенно зависела от концентрации нефти, длительности действия загрязнителя и изменялась от 0 до 86%.

Показано, что наиболее устойчивыми к нефтезагрязнениям являются *Centropyxis aculeate*, *Centropyxis spinose*, *Diffflugia labiosa*, *Diffflugia pyriformis* и *Netzelia oviformis*. К видам с низкой резистентностью к нефти относятся *Hyalosphenia papilio*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia claviformis* и *Arcella vulgaris*.

Следовательно, видовое разнообразие и численность пресноводных раковинных амёб может использоваться при биоиндикации уровня нефтезагрязнений пресноводных водоемов.

3.8 Влияние мазута на пресноводных раковинных амёб

Сообщества раковинных амёб часто используются в качестве биоиндикаторов при различных загрязнениях. В лабораторных условиях исследовалась устойчивость видов пресноводных раковинных амёб к различным концентрациям мазута (таблица 25).

Таблица 25 – Выживаемость видов раковинных амёб при различной концентрации мазута

Вид	Концентрация мазута, мл/л				Особенности строения	
	0	10	50	100	Морфотип	Тип раковины
<i>Arcella crenulata</i>	+	+	–	–	Уплощенно-дисковидный	Однокамерная
<i>Arcella conica</i>	+	+	+	–	Уплощенно-дисковидный	Однокамерная
<i>Arcella vulgaris</i>	+	–	–	–	Уплощенно-дисковидный	Однокамерная
<i>Arcella gibbosa mitriformis</i>	+	+	+	–	Уплощенно-дисковидный	Однокамерная
<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+	Плагистомный	Двухкамерная
<i>Centropyxis spinosa</i>	+	+	+	+	Плагистомный	Двухкамерная
<i>Diffflugia labiosa</i>	+	+	+	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Diffflugia umbilicata</i>	+	+	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Diffflugia viscidula</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Diffflugia distenda</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Diffflugia schurmanni</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Netzelia wailesi</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Cryptodiffflugia crenulata</i>	+	+	–	–	Плагистомный	Однокамерная

Окончание таблицы 25

Вид	Концентрация мазута, мл/л				Особенности строения	
	0	10	50	100	Морфотип	Тип раковины
<i>Nebella retorta</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Euglypha dujardin</i>	+	+	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Plagiopyxis angularis</i>	+	+	+	–	Криптостомный	Двухкамерная
<i>Hyalosphenia elegans culindricollis</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Hyalosphenia minuta</i>	+	–	–	–	Акростомный	Однокамерная
<i>Примечание.</i> Знак «+» – живые амёбы, «–» – мертвые амёбы						

Анализ результатов таблицы 25 показывает, что элиминация *Arcella vulgaris*, *Diffflugia viscidula*, *Diffflugia distenda*, *Diffflugia schurmanni*, *Netzelia wailesi*, *Nebella retorta*, *Hyalosphenia elegans*, *Hyalosphenia minuta* начинается при концентрации мазута 10 мл/л. При концентрации 50 мл/л происходила элиминация следующих видов: *Arcella crenulata*, *Diffflugia umbilicata*, *Cryptodiffflugia crenulata*, *Euglypha dujardin*. Наиболее устойчивыми к загрязнению мазута оказались *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis spinose*.

Следовательно, двухкамерные амёбы плагистомного морфотипа обладают повышенной устойчивостью к загрязнениям. В группу с высокой резистентностью по отношению к нефти также можно отнести амёб с акростомным типом раковины. Уплощенно-дисковидный морфотип раковин амёб характеризуется низкой резистентностью к нефти.

Необходимо отметить, что резистентность пресноводных амёб существенно зависит от вида загрязнителя. Так, при анализе данных, полученных в ходе эксперимента, выявлено, что устойчивость тестацей ниже в пробах, загрязненных мазутом, чем в пробах с нефтью. Известно, что нефть обладает более низкой плотностью и меньшей вязкостью и состоит из более легких фракций, что позволяет ей быстрее испаряться в сравнении с мазутом. В её составе

имеются вещества, растворимые в воде. Мазут, обладающий высоким содержанием серы и азота, является тяжелым, почти неиспаряющимся нефтепродуктом.

3.9 Влияние бензина и дизельного топлива на численность и видовое разнообразие пресноводных раковинных амеб

Для исследования влияния нефтепродуктов на сообщества раковинных амеб было проведено экспериментальное исследование с использованием бензина и дизельного топлива.

Рассмотрим их выживаемость при хроническом влиянии бензина с концентрацией 100 и 200 мл/л в течение 60 дней (Базаев Г.Д., Шкарупо А.П., 2022) (таблица 26).

Таблица 26 – Зависимость количества пресноводных раковинных амеб различных сообществ от концентрации бензина

Виды пресноводных раковинных амеб	Период действия бензина					
	7 суток		30 суток		60 суток	
	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л
<i>Arcella discoides</i>	37±2	30±2	20±2	14±2	0	0
<i>Centropyxis aculeata</i>	49±2	42±2	38±2	32±2	27±2	21±2
<i>Centropyxis aerophila</i>	47±2	43±2	40±2	33±2	25±2	20±2
<i>Centropyxis ecornis</i>	40±2	37±2	22±2	15±2	0	0
<i>Centropyxis spinosa</i>	50±2	45±2	41±2	38±2	25±2	21±2
<i>Diffflugia bacillifera</i>	15±2	7±1	0	0	0	0
<i>Diffflugia acuminata</i>	36±2	32±2	27±2	24±2	14±2	11±2
<i>Diffflugia biconcava</i>	20±2	18±2	11±2	10±2	5±1	0
<i>Diffflugia dragana</i>	4±1	3±1	2±1	0	0	0
<i>Diffflugia labiosa</i>	48±2	44±2	34±2	27±2	15±2	16±2
<i>Diffflugia lebes</i>	6±2	4±1	3±1	3±1	2±1	0
<i>Diffflugia lithophila</i>	40±2	33±2	31±2	30±2	24±4	18±2
<i>Diffflugia nodosa</i>	20±2	18±2	13±2	11±2	3±1	0
<i>Diffflugia pyriformis</i>	20±2	21±2	17±2	18±2	14±2	16±
<i>Netzelia corona</i>	12±2	11±2	10±2	2±1	5±1	3±1
<i>Netzelia gramen</i>	4±1	2±1	0	0	0	0
<i>Netzelia mitrata</i>	3±1	2±1	2±1	0	0	0

Окончание таблицы 26

Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия бензина					
	7 суток		30 суток		60 суток	
	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л
<i>Netzelia oviformis</i>	11±2	10±2	8±2	7±2	5±1	3±1
<i>Netzelia tuberculata</i>	22±2	27±2	13±2	10±2	3±1	2±1

По данным таблицы можно отметить, что численность видов пресноводных раковинных амёб при воздействии бензина различной концентрации значительно снижается. На 30-е сутки при концентрации бензина 100 мл/л отмечена элиминация видов *Diffflugia bacillifera*, *Netzelia gramen*. При концентрации бензина 200 мл/л погибли особи вида *Diffflugia bacillifera*, *Diffflugia dragana*, *Netzelia gramen*, *Netzelia mitrata*. На 60-е сутки при концентрации бензина 100 и 200 мл/л элиминировали *Arcella discoides*, *Centropyxis ecorinis*, *Diffflugia biconcave*, *Diffflugia lebes*, *Diffflugia nodosa*.

Негативное экологическое влияние бензина на сообщества беспозвоночных заключается в его химической токсичности. Ароматические углеводороды оказывали наркотическое и токсическое влияние на биосистемы. Несмотря на относительно короткий период острого токсического влияния и высокую летучесть ароматических углеводородов, бензин и дизельное топливо значительно снизили численность беспозвоночных. Ароматические углеводороды через покровы попадали в организм животных и вызывали отравление (Карташев А.Г., Смолина Т.В., 2011; Денисова Т.В., 2014).

Для дифференцированной оценки численности пресноводных раковинных амёб использовалось процентное отношение их количества в опытной группе относительно контрольной, определяемое в качестве экологической резистентности вида относительно загрязнителя – бензина. Анализ представленных данных (таблица 27) позволяет рассмотреть зависимость изменений резистентности различных видов амёб от периода действия бензинового загрязнителя.

Наиболее устойчивыми к бензиновому загрязнению на протяжении 60 суток стали следующие виды пресноводных раковинных

амеб: *Centropyxis aculeate*, *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis spinose*, *Diffugia bacillifera*, *Diffugia labiosa*, *Diffugia lithophila*, *Diffugia pyriformis*. Выживаемость данных видов составила более 50%.

Таблица 27 – Резистентность пресноводных раковинных амёб к бензину

Виды пресноводных раковинных амёб	Резистентность раковинных амёб (Хср. опыт/Хср.контр. · 100%) при концентрации 100 мл/л, %		
	7 суток	30 суток	60 суток
1. <i>Arcella discoides</i>	77,08	45,45	0
2. <i>Centropyxis aculeata</i>	100	90,48	71,05
3. <i>Centropyxis aerophila</i>	100	93,02	62,5
4. <i>Centropyxis ecornis</i>	100	55	0
5. <i>Centropyxis spinosa</i>	100	91,11	62,5
6. <i>Diffugia acuminata</i>	100	60	0
7. <i>Diffugia bacillifera</i>	100	84,38	51,85
8. <i>Diffugia biconcava</i>	100	61,11	45,45
9. <i>Diffugia dragana</i>	66,67	20	0
10. <i>Diffugia labiosa</i>	87,27	70,83	51,35
11. <i>Diffugia lebes</i>	60	33,33	14,29
12. <i>Diffugia lithophila</i>	85,11	83,78	75
13. <i>Diffugia nodosa</i>	100	65	11,76
14. <i>Diffugia pyriformis</i>	66,67	58,62	70
15. <i>Netzelia corona</i>	80	76,92	45,45
16. <i>Netzelia gramen</i>	30	0	0
17. <i>Netzelia mitrata</i>	33,33	33,33	0
18. <i>Netzelia oviformis</i>	52,38	40	33,33
19. <i>Netzelia tuberculata</i>	73,33	43,33	12,5

Полученные результаты можно использовать для разработки методики биоиндикации водной среды с помощью пресноводных раковинных амёб. Это позволит определять степень загрязнения водоемов бензином, являющимся одним из распространенных поллютантов водной среды. Необходимо при этом оценить видовое разнообразие и численность тестаций на выбранном временном промежутке. На основании полученных данных и в зависимости от

видового состава, численности, наличия устойчивых особей можно определить уровень загрязнения нефтепродуктами водоемов.

При использовании в качестве загрязнителя дизельного топлива наблюдалось более выраженное сокращение численности сообщества пресноводных раковинных амёб (таблица 28).

Таблица 28 – Зависимость численности и видового разнообразия пресноводных раковинных амёб от концентрации дизельного топлива

Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия дизельного топлива					
	7 суток		30 суток		60 суток	
	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л	100 мл/л	200 мл/л
<i>Arcella discoides</i>	27±2	11±2	0	0	0	0
<i>Centropyxis aculeata</i>	35±2	31±2	19±2	0	8±1	0
<i>Centropyxis aerophila</i>	47±2	36±2	48±2	20±2	29±2	13±2
<i>Centropyxis ecornis</i>	51±2	20±2	25±2	0	0	0
<i>Centropyxis spinosa</i>	34±2	29±2	24±2	17±2	13±2	6±1
<i>Diffflugia bacillifera</i>	15±2	7±1	10±2	0	0	0
<i>Diffflugia acuminata</i>	4±1	2±1	2±1	0	0	0
<i>Diffflugia biconcava</i>	21±2	19±2	0	0	0	0
<i>Diffflugia dragana</i>	12±1	6±1	8±1	2±1	5±1	0
<i>Diffflugia labiosa</i>	8±2	7±4	2±1	0	1±1	0
<i>Diffflugia lebes</i>	6±2	4±1	0	0	0	0
<i>Diffflugia lithophila</i>	3±1	2±1	0	0	0	0
<i>Diffflugia nodosa</i>	18±2	12±2	10±2	0	0	0
<i>Diffflugia pyriformis</i>	25±2	21±2	18±2	16±2	9±2	0
<i>Netzelia corona</i>	14±2	11±2	8±2	2±1	4±1	0
<i>Netzelia gramen</i>	9±1	6±1	0	0	0	0
<i>Netzelia oviformis</i>	12±2	10±2	7±2	2±1	0	0
<i>Netzelia tuberculata</i>	10±4	5±1	2±1	0	0	0

Анализируя полученные данные, можно отметить, что на 30-е сутки при концентрации 100 мл/л элиминировали следующие виды пресноводных раковинных амёб: *Arcella discoides*, *Diffflugia biconcava*, *Diffflugia lebes*, *Diffflugia lithophila*, *Netzelia gramen*. На 60-е сутки при такой же концентрации элиминировали *Centropyxis*

ecornis, *Diffflugia bacillifera*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia nodosa*, *Netzelia oviformis*.

При концентрации дизельного топлива 200 мл/л на 30-е сутки отмечена элиминация *Arcella discoides*, *Centropyxis aculeate*, *Centropyxis ecornis*, *Diffflugia bacillifera*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia biconcava*, *Diffflugia labiosa*, *Diffflugia lebes*, *Diffflugia lithophila*, *Diffflugia nodosa*, *Netzelia gramen*, *Netzelia tuberculata*. Дополнительно на 60-е сутки отмечена гибель *Diffflugia dragana*, *Diffflugia pyriformis*, *Netzelia corona*, *Netzelia oviformis*.

Нормированный показатель экологической резистентности позволил провести сравнительный анализ устойчивости пресноводных раковинных амёб к дизельному топливу (таблица 29).

Таблица 29 – Экологическая резистентность пресноводных раковинных амёб к дизельному топливу (100 мл/л), %

Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия дизельного топлива, сутки		
	7	30	60
<i>Arcella discoides</i>	96,4	0	0
<i>Centropyxis aculeate</i>	87,5	50	20
<i>Centropyxis aerophila</i>	97,8	80,8	61,7
<i>Centropyxis ecornis</i>	92,7	45,4	25,4
<i>Centropyxis spinosa</i>	89,4	63,1	34,2
<i>Diffflugia acuminata</i>	100	50	0
<i>Diffflugia biconcava</i>	100	0	0
<i>Diffflugia dragana</i>	92,3	61,5	38,4
<i>Diffflugia labiosa</i>	100	25	12,5
<i>Diffflugia lithophila</i>	75	0	0
<i>Diffflugia nodosa</i>	81,8	45,4	0
<i>Diffflugia oblonga</i>	90,6	50	31,2
<i>Diffflugia pyriformis</i>	96,1	69,2	34,6
<i>Netzelia corona</i>	100	57,1	28,5
<i>Netzelia gramen</i>	69,2	0	0
<i>Netzelia oviformis</i>	85,7	50	0
<i>Netzelia tuberculata</i>	90,9	18,1	0

Анализ показателей экологической резистентности раковинных амёб позволил заметить, что значения резистентности к дизельному топливу зависят от его концентрации и периода действия. При концентрации 100 мл/л в течение первых 7 суток показатели резистентности амёб находились в пределах 69–100%. На 30-е сутки воздействия дизельного топлива резистентность пресноводных раковинных амёб значительно снизилась, отмечена гибель 4 видов. На 60-е сутки влияния дизельного топлива резистентность пресноводных раковинных амёб находилась в диапазоне 12,5–61,7% в зависимости от видовой принадлежности.

Варьирование экологической резистентности сообществ амёб зависело от элиминации неустойчивых видов и сохранения высоких показателей устойчивости видов раковинных амёб.

Таким образом, на основании проведенных исследований по влиянию нефтепродуктов на сообщества пресноводных раковинных амёб установлено:

- выживаемость пресноводных раковинных амёб зависит от концентрации бензина, дизельного топлива и периода их действия;
- концентрацию нефтепродуктов, не превышающую 100 мл/л, можно рассматривать как критическую область адаптации сообществ пресноводных раковинных амёб;
- концентрация нефтепродуктов 200 мл/л и выше приводит к деградации пресноводных раковинных амёб пропорционально длительности влияния;
- токсичность дизельного топлива выше токсичности бензина и вызывает более негативное влияние на выживаемость сообществ пресноводных раковинных амёб.

После статистической обработки результатов по влиянию нефти и нефтепродуктов на выживаемость пресноводных и почвенных раковинных амёб построены корреляционные модели взаимодействий загрязнителей и сообществ раковинных амёб. Средние значения результатов наблюдений представлены в ранее опубликованных работах (Карташев А.Г., Денисова Т.В., Кулюкина Е.В., 2020; Шкарупо А.П., Карташев А.Г., Караулин А.А., 2022). Статистический корреляционный анализ позволил графически представить зависимости между основными компонентами

токсикантов и реакциями сообществ раковинных амёб с учетом концентрации нефтепродукта и длительности его действия (Карташев А.Г., Карулин А.А., 2023).

Анализ графической интерпретации корреляционной зависимости при действии бензина на сообщества пресноводных и почвенных раковинных амёб позволил дифференцировать реакции двух типов сообществ амёб. При действии бензина на пресноводных раковинных амёб (рисунок 7) доминирующее влияние оказывает длительность действия нефтепродукта, в меньшей степени – концентрация бензина. Вероятно, эффект концентрации бензина в водной среде проявляется в начальный период наблюдений и незначителен в дальнейшем.

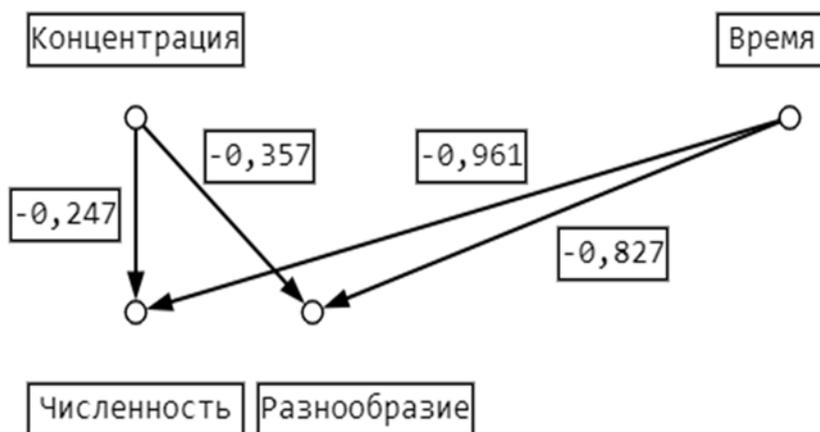


Рисунок 7 – Влияние бензина на сообщества пресноводных раковинных амёб

При действии бензина на сообщества почвенных раковинных амёб (рисунок 8) зависимости изменяются. Доминирующим компонентом становится концентрация бензина, а в меньшей степени – длительность действия нефтепродукта. Это может быть связано с более медленной относительно воды распространённостью бензина в почве (Карташев А.Г., 2019).

Аналогичные зависимости наблюдаются и при действии дизельного топлива на сообщества раковинных амёб (рисунки 9, 10).

Выявленные корреляционные зависимости при действии дизельного топлива на пресноводных раковинных амёб (см. рисунок 9) указывают на высокую зависимость численности и видового

разнообразия амёб от периода действия нефтепродукта, что, вероятно, связано с кумулятивным эффектом токсиканта.

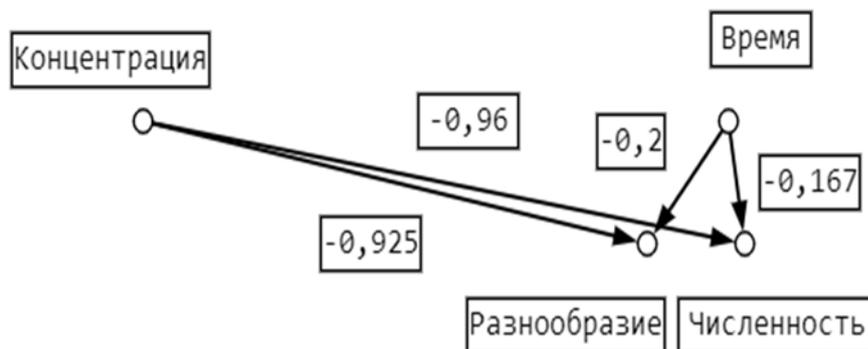


Рисунок 8 – Влияние бензина на почвенных раковинных амёб

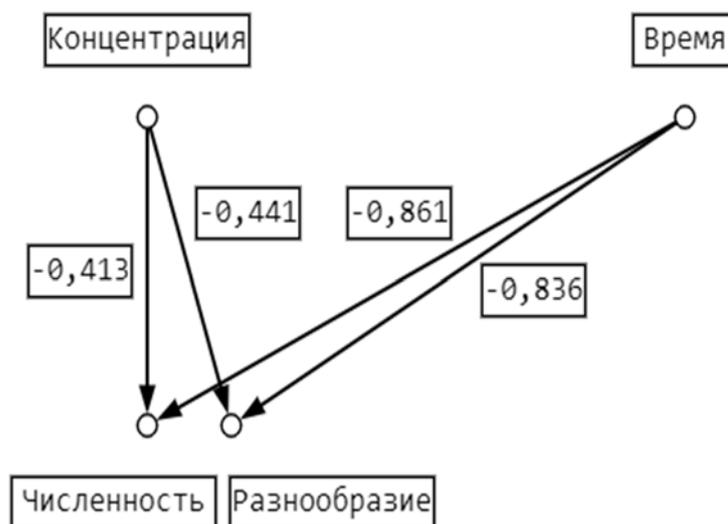


Рисунок 9 – Влияние дизельного топлива на сообщества почвенных амёб

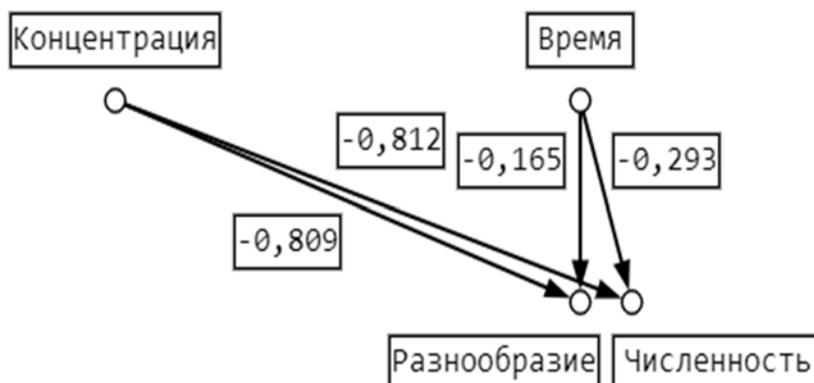


Рисунок 10 – Влияние дизельного топлива на сообщества пресноводных раковинных амёб

Зависимость состояния сообществ пресноводных раковинных амёб от концентрации дизельного топлива в два раза слабее, что указывает на его невысокую растворимость.

В сообществах почвенных раковинных амёб (см. рисунок 9) наблюдается противоположная зависимость от исследуемых факторов. Влияние концентрации дизельного топлива выражена в большей степени относительно его периода действия, что подтверждает высокую токсичность дизельного топлива для почвенных раковинных амёб (Карташев А.Г., 2019).

Анализ корреляционных зависимостей показателей пресноводных раковинных амёб при действии нефти (рисунок 11) показал значительное влияние ее концентрации на численность амёб и невысокое влияние на их видовое разнообразие. Это указывает на повышенную выживаемость различных видов амёб при снижении их численности. В то же время длительность периода действия нефтезагрязнений оказывает выраженное влияние на видовое разнообразие и менее выраженное – на численность пресноводных раковинных амёб. Это, скорее всего, связано с относительно медленной растворимостью нефти.

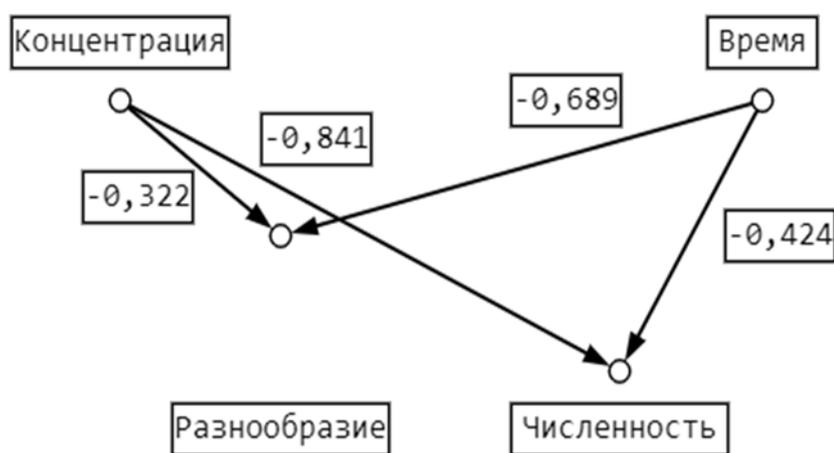


Рисунок 11 – Влияние нефти на пресноводных раковинных амёб

При рассмотрении почвенных раковинных амёб (рисунок 12) отмечается высокое значение корреляционной зависимости между периодом действия нефти и численностью сообществ. В меньшей степени длительность воздействия нефти сказывается на видовом

разнообразии почвенных раковинных амёб. Влияние концентрации нефти находится на относительно низком уровне как для численности, так и для видового разнообразия сообществ раковинных амёб, что обусловлено низкой распространённостью нефти в почве.

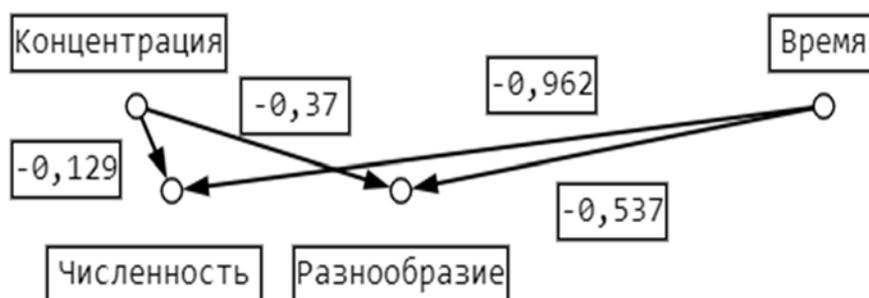


Рисунок 12 – Влияние нефти на почвенных раковинных амёб

Таким образом, статистическое моделирование позволило установить дифференциальное корреляционное взаимодействие между концентрацией, длительностью действия нефти и нефтепродуктов и численностью, а также видовым разнообразием раковинных амёб в зависимости от условий их обитания.

Длительность влияния нефтепродуктов и нефти доминирует при воздействии на пресноводных раковинных амёб. Концентрация нефтепродуктов оказывает существенное влияние на численность и видовое разнообразие почвенных сообществ раковинных амёб, а период действия нефти – на показатели их выживаемости.

3.10 Влияние загрязнений водоемов аккумуляторами на сообщества пресноводных раковинных амёб

Литий-ионный аккумулятор – тип электрического аккумулятора, широко применяется в современной бытовой электронной технике как источник энергии в электромобилях, накопителях энергии смартфонов и в энергетических системах. Литий-ионные батареи получили большое распространение из-за ряда причин: невысокая цена производства, ресурс работы и компактный

размер. Их производительность и химический состав различаются в зависимости от типа литий-ионных аккумуляторов. В смартфонах обычно используются батареи, содержащие оксид лития-кобальта и оксид никеля. Для данных типов аккумуляторов важна герметичность изоляции. При контакте с кислородом литий воспламеняется. Щелочная батарейка – марганцево-цинковый гальванический элемент питания с щелочным электролитом. Широко распространены аккумуляторы, в состав которых входят кобальт и никель. В щелочных батарейках содержится цинк.

В водоемах наиболее часто встречаются CoF_2 , CoF_3 , CoCl_2 , CoBr_2 , CoI_2 , а также CoCO_3 , $\text{Co}(\text{NO}_3)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ и $\text{CoSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$. ПДК Co^{2+} в водах рыбохозяйственного значения составляет $0,01 \text{ мг/дм}^3$, в воде объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования – $0,1 \text{ мг/дм}^3$. Кобальт в концентрации $0,01 \text{ мг/л}$ снижает способность воспроизводства дафний, аккумулируется из воды тканями водных организмов и обнаружен в теле речных моллюсков в количестве $0,3 \text{ мг/кг}$, у речных рыб – $0,09 \text{ мг/кг}$ массы. При концентрации 5 мг/л кобальт тормозит процессы самоочищения водоемов. Хлорид кобальта в концентрации $0,9 \text{ мг/л}$ снижает БПК разведенных сточных вод на 5% , в концентрациях $5\text{--}10 \text{ мг/л}$ тормозит БПК сточных вод, их аммонификацию и нитрификацию. Хлорид кобальта в концентрации 64 мг/л снижает БПК разведенных сточных вод на 50% . Например, летальные концентрации кобальта (II) для линя составляют 150 мг/л , для карпа – 125 мг/л , радужной форели – 35 мг/л , бокоплава – 8 мг/л , корюшки и карася – 10 мг/л . DL_{50} составляет для дафний – $1,32 \text{ мг/л}$, для циклопов – $15,5 \text{ мг/л}$ (Шилова Н.Д., 2014).

В поверхностных водах соединения никеля находятся в растворенном, взвешенном и коллоидном состояниях, количественное соотношение между которыми зависит от состава воды, температуры и значений pH. Наиболее распространены в природных водах соединения никеля, в которых элемент находится в степени окисления, ионы Ni^{3+} образуются обычно в щелочной среде. Присутствие Ni^{2+} в природных водах обусловлено составом пород, через которые проходит вода, он обнаруживается в месторождениях сульфидных медно-никелевых и железоникелевых руд. В воду

попадает из почв и из растительных и животных организмов при их распаде. Повышенное его содержание было обнаружено в сине-зеленых водорослях по сравнению с другими типами водорослей. Соединения никеля в водные объекты поступают со сточными водами цехов никелирования, заводов синтетического каучука, никелевых обогатительных фабрик. Значительные выбросы никеля сопровождают сжигание ископаемого топлива. ПДК Ni^{2+} в водах рыбохозяйственного значения составляет 0,01 мг/дм³, в воде хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования – 0,02 мг/дм³.

В реках России никель содержится в концентрациях 0,0008–0,0056 мг/л. В источниках водоснабжения он обнаружен в количестве примерно 0,0117 мг/л (Шанина О.Г., Рябикина Т.В., 2013). Никель необходим для нормального развития организма. Элемент обнаружен в уреазах, широко распространенных в растениях, и у ряда микроорганизмов, но его роль до конца не выяснена. При избыточном поступлении никеля в организм в течение длительного времени отмечаются дистрофические изменения в паренхиматозных органах, нарушения со стороны сердечно-сосудистой, нервной и пищеварительной систем, изменения в кроветворении, углеводном и азотистом обмене, нарушения функции щитовидной железы и репродуктивной функции. Нахождение водных организмов в загрязненной никелем воде в течение 96 ч (в концентрациях, указанных ниже) приводило к их гибели: личинки комаров – 8,6 мг/л, гаммариды – 13 мг/л, моллюски – 11,4 мг/л, щетинковый червь – 14,1 мг/л, улитки – 14,3 мг/л. Токсическое действие никель оказывал на гольяна при концентрации 0,38 мг/л, на бокоплава (2,5 мг/л), радужную форель (25,0 мг/л), карпа (45,0 мг/л). DL_{50} для рыб составила 0,002 мг/л, для дафний – 0,005 мг/л, для сине-зеленых водорослей – 0,01 мг/л.

В поверхностных водах суши содержание цинка оценивается несколькими микрограммами в 1 л воды (мкг/дм³). В воде цинк находится в растворенной форме, а также в составе взвешенных частиц органического и минерального происхождения. Среди минералов, в состав которых входит Zn^{2+} , наиболее распространены сфалерит и смитсонит, содержащие до 65% цинка (Шилова Н.А.,

2014). Значительное количество цинка поступает в водные объекты в результате техногенного загрязнения. Важные источники поступления Zn^{2+} в водные объекты – рудниковые смывные воды и сточные воды гальванических цехов, производств лаков и красок, химических средств защиты растений, комбинатов цветной металлургии и тепловых электростанций, работающих на каменном угле. Источниками поступления цинка в гидросферу являются океанические железо-магниево-цинковые конкреции и донные осадки вулканического происхождения. ПДК Zn^{2+} в водах рыбохозяйственного значения составляет 0,01 мг/дм³, в воде хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования – 1 мг/дм³.

Химическое загрязнение из-за малогабаритных аккумуляторов, попадающих в воду, оказывало негативное влияние на гидробионтов. Актуальным становится выяснение биотропности при попадании в водоемы аккумуляторов смартфонов. В связи с этим было проведено исследование влияния отработанных литий-ионных аккумуляторов смартфонов на выживаемость пресноводных раковинных амёб в лабораторных условиях (Исхаков А.А., Шкарупко А.П., 2022). В опытах использовались поврежденные и неповрежденные аккумуляторы.

3.11 Влияние неповрежденных аккумуляторов на выживаемость пресноводных раковинных амёб

Для изучения токсичности аккумуляторов смартфонов на пресноводных раковинных амёб использовались отработанные аккумуляторы с неповрежденными корпусами. Взвесь с пресноводными раковинными амёбами распределялась по емкостям в количестве 500 мл, затем отстаивалась в течение суток и проводились контрольные оценки численности и видового состава раковинных амёб. В сосуды помещались неповрежденные литий-ионные аккумуляторы. Каждые 7 суток брались пробы для оценки численности и видового состава раковинных амёб при параллельном контроле (таблица 30).

Таблица 30 – Численность раковинных амёб при влиянии неповрежденных литий-ионных аккумуляторов

Число камер в раковинах амёб	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия загрязнителя, сутки			
			7	14	21	28
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	41±3	38±2	36±4	33±2
1	Уд	<i>Arcella conica</i>	41±4	37±3	36±3	32±2
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	35±3	35±4	32±2	30±3
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	22±4	19±2	18±3	17±2
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	39±3	35±2	34±3	33±3
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	19±4	18±1	18±2	16±2
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila</i>	28±3	26±2	24±2	22±2
1	Ак	<i>Diffflugia acuminata</i>	31±2	29±2	28±3	27±2
1	Ак	<i>Diffflugia biconcava</i>	29±4	28±2	25±2	24±2
1	Ак	<i>Diffflugia dragana</i>	15±3	11±2	9±3	9±3
1	Ак	<i>Diffflugia lebes</i>	14±3	11±2	9±2	8±1
1	Ак	<i>Diffflugia nodosa</i>	17±3	17±2	15±2	12±2
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	18±2	17±3	14±2	13±2
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	16±1	15±2	13±3	11±2
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	23±2	22±2	20±2	18±2
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>	28±2	25±3	25±2	22±2

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Анализ данных, представленных в таблице, показал, что, начиная с 14 суток нахождения аккумуляторов в среде, наблюдалось снижение численности раковинных амёб всех видов в пределах 10–20%. К наиболее неустойчивым видам амёб отнесены *Diffflugia dragana* (60% выживших особей) и *Diffflugia lebes* (57% выживших

особей). Минимальные изменения в численности наблюдались у раковинных амёб, относящихся к роду *Centropyxis* – *Centropyxis aculeata* (88,6%) и *Centropyxis spinosa* (84,6% выживаемости). Высокая выживаемость рода *Centropyxis* обусловлена особенностью их морфологического строения, а именно двукамерностью. Следовательно, неповрежденные аккумуляторы смартфонов в водной среде приводили к негативным последствиям для сообществ пресноводных раковинных амёб, снижая их численность на 10–30%.

3.12 Влияние поврежденных аккумуляторов смартфонов на пресноводных раковинных амёб

Рассмотрим выживаемость амёб при добавлении в раствор аккумуляторов смартфонов с поврежденной внешней изоляцией (таблица 31).

Таблица 31 – Видовой спектр пресноводных раковинных амёб при действии поврежденных литий-ионных аккумуляторов

Количество камер в раковинах амёб	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия поврежденных аккумуляторов, сутки			
			7	14	21	28
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	+	+	–	–
1	Уд	<i>Arcella conica</i>	+	+	–	–
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	+	+	+	+
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	+	+	+	+
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	+	+	+	+
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	+	+	+	+
2	Плк	<i>Centropyxis aerophila</i>	+	+	+	+
1	Ак	<i>Diffflugia acuminata</i>	+	+	–	–
1	Ак	<i>Diffflugia biconcava</i>	+	+	+	–
1	Ак	<i>Diffflugia dragana</i>	+	+	+	–
1	Ак	<i>Diffflugia lebes</i>	+	+	+	–
1	Ак	<i>Diffflugia nodosa</i>	+	+	–	–

Окончание таблицы 31

Количество камер в раковинах амёб	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия поврежденных аккумуляторов, сутки			
			7	14	21	28
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	+	–	–	–
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	+	+	+	–
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	+	+	–	–
1	Ак	<i>Netzeli atuberculata</i>	+	+	+	–

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип; Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком; Ак – акростомный

Анализ данных таблицы 31 показал значительное снижение видового разнообразия пресноводных раковинных амёб при химическом загрязнении воды поврежденным литиевым аккумулятором. К 14-м суткам действия токсиканта элиминируется вид *Netzelia gramen*. К 21-м суткам влияния загрязнителя снижался видовой состав пресноводных раковинных амёб при элиминации *Arcella discoides*, *Arcella conica*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia nodosa* и *Netzelia corona*. На 28-е сутки действия токсикантов сохранились 5 видов раковинных амёб – *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis orbicularis*, *Centropyxis aerophila*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis ecornis*. Наблюдалось и дифференцированное снижение численности амёб при химическом действии поврежденных аккумуляторов (таблица 32).

На 7-е сутки действия загрязнителей значительно снижалась численность особей большинства видов. На 14-е сутки последействия элиминировался вид *Netzelia gramen*. В течение 21 суток последействия снижался видовой состав пресноводных раковинных амёб при элиминации видов *Arcella discoides*, *Arcella conica*, *Diffflugia acuminata*, *Diffflugia nodosa* и *Netzelia corona*. К 28-м суткам последействия сохранились на уровне выживаемости популяции, относящиеся к роду *Centropyxis*: *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis orbicularis*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis spinosa*, *Centropyxis aerophila*.

Таблица 32 – Численность пресноводных раковинных амёб при действии поврежденных аккумуляторов

Количество камер раковинных амёб	Морфотип раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Период действия загрязнителя поврежденных аккумуляторов				
			Контроль	7 суток	14 суток	21 сутки	28 суток
1	Уд	<i>Arcella discoides</i>	42±1	3±1	2±1	0	0
1	Уд	<i>Arcella conica</i>	45±1	5±2	3±1	0	0
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	43±2	30±3	25±2	22±1	21±2
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	19±2	17±1	16±2	15±1	12±1
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	41±1	26±1	24±1	22±1	20±1
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	16±1	16±1	13±1	11±1	8±1
2	Плж	<i>Centropyxis aerophila</i>	36±2	25±1	20±2	15±1	14±1
1	Ак	<i>Diffflugia acuminata</i>	29±1	5±2	2±1	0	0
1	Ак	<i>Diffflugia biconcava</i>	31±3	9±1	5±1	3±1	0
1	Ак	<i>Diffflugia dragana</i>	10±1	6±1	4±1	2±1	0
1	Ак	<i>Diffflugia lebes</i>	12±1	7±1	5±1	1±1	0
1	Ак	<i>Diffflugia nodosa</i>	20±1	5±1	2±1	0	0
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	22±1	7±1	0	0	0
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	15±2	4±1	3±1	1±1	0
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	23±1	8±2	4±1	0	0
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>	30±2	10±3	7±1	4±1	0

Следовательно, поврежденные аккумуляторы смартфонов в водной среде приводили к деградации сообществ, снижению численности, видового разнообразия и элиминации неустойчивых популяций сообществ пресноводных раковинных амёб.

Для дифференцированной оценки видовой устойчивости тестаций к химическим загрязнениям также использовался нормированный показатель экологической резистентности, оцениваемый по процентному отношению численности раковинных амёб в опытной группе относительно контрольной (таблица 33).

Таблица 33 – Показатели экологической резистентности пресноводных раковинных амёб к химическим загрязнениям аккумуляторов смартфонов

Количество камер раковинных амёб	Морфотипы раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Резистентность пресноводных раковинных амёб (X опыт/X контр.), %			
			7 суток	14 суток	21 сутки	28 суток
1	Уд	<i>Arcelladis coides</i>	7,69	5,12	0	0
1	Уд	<i>Arcella conica</i>	11,63	6,97	0	0
2	Плп	<i>Centropyxis aculeata</i>	75	62,5	55	52,5
2	Плп	<i>Centropyxis ecornis</i>	89,47	84,21	78,94	63,16
2	Плп	<i>Centropyxis spinosa</i>	59,09	54,54	50	45,46
2	Плп	<i>Centropyxis orbicularis</i>	94,11	76,47	64,7	47,05
2	Плж	<i>Centropyxis aerophila</i>	80,64	64,51	48,38	45,16
1	Ак	<i>Diffugia acuminata</i>	17,24	6,89	0	0
1	Ак	<i>Diffugia biconcava</i>	29,03	16,13	9,67	0
1	Ак	<i>Diffugia dragana</i>	75	50	25	0
1	Ак	<i>Diffugia lebes</i>	70	50	10	0
1	Ак	<i>Diffugia nodosa</i>	27,77	11,12	0	0
1	Ак	<i>Netzelia gramen</i>	36,84	0	0	0

Окончание таблицы 33

Количество камер раковинных амёб	Морфотипы раковинки	Виды пресноводных раковинных амёб	Резистентность пресноводных раковинных амёб (X опыт/X контр.), %			
			7 суток	14 суток	21 сутки	28 суток
1	Ак	<i>Netzelia oviformis</i>	26,66	20	6,66	0
1	Ак	<i>Netzelia corona</i>	38,09	19,04	0	0
1	Ак	<i>Netzelia tuberculata</i>	37,03	25,92	14,81	0

Примечание. Уд – уплощенно-дисковидный морфотип;
Плп – плагиостомный простой; Плк – плагиостомный с козырьком;
Ак – акростомный

Анализ информации, представленной в таблице, позволил сравнить экологическую резистентность различных видов пресноводных раковинных амёб при действии токсикантов поврежденных аккумуляторов. Показано, что плавное снижение резистентности характерно для устойчивых к химическим веществам, содержащимся в аккумуляторе, видов: *Centropyxis aculeata*, *Centropyxis orbicularis*, *Centropyxis ecornis*, *Centropyxis spinosa* и *Centropyxis aerophila*. Для них резистентность находится в пределах 94–45%. Для второй группы видов с пониженной устойчивостью к химическим загрязнениям – *Diffflugia dragana* и *Diffflugia lebes* – резистентность составила 75–0%. Для видов, относящихся к родам *Arcella*, *Diffflugia* и *Netzelia*, характерно значительное снижение экологической резистентности в пределах 36–0%. Это указывает на низкую экологическую устойчивость видов тестацей к химическим загрязнителям.

Следовательно, адаптация сообществ пресноводных раковинных амёб к химическим токсикантам происходила дифференцированно в зависимости от резистентности видов и существенно зависела от морфотипа раковинки.

4 ВЛИЯНИЕ НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ НА КОЛОВРАТОК, ИНФУЗОРИЙ И МОЛЛЮСКОВ

4.1 Биотропность донных гидробионтов к нефтезагрязнениям

В районах добычи нефти и газа постоянно существует опасность нефтезагрязнений для водоемов (Карташев А.Г., 2007). Нефть и нефтепродукты относятся к числу наиболее распространенных и опасных загрязняющих веществ. Действие нефти и нефтепродуктов многопланово: поверхностная пленка нефти задерживает диффузию газов из атмосферы в воду, нарушает газовый обмен водоемов, создает дефицит растворенного в воде кислорода. Нефтяные продукты и их производные, осаждаясь на дно, оказывают токсическое действие на бентосные организмы. Нефтяное загрязнение отрицательно сказывается на качестве воды и условиях обитания гидробионтов. При оценке последствий загрязнения нефтью водоемов необходимо учитывать реакции биологических систем. Наиболее опасна нефть для организмов, находящихся на ранних стадиях развития. По влиянию атропогенных загрязнений на гидробионтов выделяют два типа воздействий – нетоксичной органикой нефти и нефтепродуктами, биогенами, вызывающими изменение показателей бентоса, и токсическое влияние на сообщества организмов. Устойчивость водных экосистем при токсическом действии нефти определяют тремя основными факторами (Петухова Г.А., 2008):

- адаптивностью к высокой вариабельности факторов окружающей среды (эластичность);
- структурным, видовым и функциональным избытком в экосистемах (выносливость);
- самоочищающей способностью, которая в первую очередь определяется гидрологическими (разведением, перемешиванием) и биогеохимическими (аккумуляцией, сорбцией, инактивацией, седиментацией) факторами.

Токсичность нефти связана с низкомолекулярными ароматическими компонентами. Относительная токсичность нефти для морских организмов коррелирует с содержанием в ней ароматических углеводородов.

Загрязненные донные отложения являются источниками передачи нефтяных углеводородов по трофической цепи: ил – водоросли – мелкие планктонные организмы – рыбы. Концентрация веществ в последующем звене трофической цепи может возрастать (Рузанова А.И., Воробьев Д.С., 2000, 2001). Высокие концентрации нефтепродуктов в воде и донных отложениях вызывают перестройку всего бентосного сообщества. В сильно загрязненных водных объектах встречались личинки мух, брюхоногие моллюски, клопы-водомерки, личинки комаров. Некоторые устойчивые к загрязнению виды инфузорий способны повышать свою численность при увеличении содержания нефтепродуктов в окружающей среде. В водоемах с низким содержанием нефтепродуктов активно развиваются диатомовые, зеленые, хлорококковые и эвгленовые водоросли. Инфузории и некоторые водоросли способны активно участвовать в процессах самоочищения водных объектов от нефти.

Осевшие и трансформирующиеся на дне водоемов загрязнения определяют их суммарную деградацию и являются долговременным источником негативных последствий. Донные организмы значительно выносливее к нефтяным загрязнениям, чем планктонные. Установлено, что молодые особи значительно чувствительнее к нефтепродуктам, чем взрослые. Сравнительный анализ устойчивости к токсикантам показал, что, например, гаммариды и моллюски характеризуются более низкой чувствительностью по сравнению с ветвистоусыми и веслоногими ракообразными.

Исследования Н.В. Холмогоровой (2007) на реках Удмуртии показали, что во всех типах донных отложений достоверно увеличена численная доля комаров-звонцов подсемейства Prodiamesinae. Наиболее уязвимыми организмами в донных ценозах при загрязнениях нефтью являлись личинки ручейников и двустворчатые моллюски, численность которых сокращалась.

В комплексном нефтяном загрязнении водных объектов углеводороды нефти не всегда играют основную роль в токсическом

действии. Многие характеристики макрозообентоса – видовое разнообразие, численность, биомасса – зависят от физических свойств грунта, количества преобразованного бактериями органического вещества и от качества отложений. Для грунтов с признаками нефтяного загрязнения свойственна бедность видового состава при высокой численности и биомассе устойчивых к загрязнению форм. При сильном хроническом загрязнении наблюдалось угнетение всего сообщества, включая устойчивые формы (Михайлова Л.В., Акатьева Т.Г., Рыбина Г.Е., 1998).

Нефть различных месторождений по-разному влияла на донных беспозвоночных, что связано с несхожим фракционным составом углеводородов. Нефть с высоким содержанием нафтеновых кислот, смол и серы оказалась наиболее токсичной для гидробионтов. При этом она не является специфическим токсикантом, поражающим какую-либо одну систему, но вызывает несогласованные изменения в содержании белка, свободных нуклеотидов и нуклеиновых кислот (Дивавин И.А., Ерохин В.Е., 1978).

Помимо функции деструкторов нефти, донные организмы участвуют в преобразовании нефти в донных осадках. Многие исследователи отмечают, что гидробионты способны накапливать в своем организме нефтепродукты. Проходя через организм мидий, углеводороды нефти претерпевают качественные и количественные изменения по сравнению с трансформацией нефти в морской воде. Накопление углеводородов мидиями зависит от степени исходного загрязнения нефтью; физиологического состояния, связанного с недостатком питательных веществ; химического спектра углеводородов. Моллюски способны длительное время сохранять нефть в своем теле (Щекатурина Т.Л., Миронов О.Г., 1987).

Полихеты способствовали преобразованию нефти в грунте, они перерабатывали нефтепродукты – тяжелые фракции. В исследованиях, проведенных на *Limnodrilus hoffmeisteri*, показано, что илистый субстрат, прошедший через кишечник червя, имел более низкое содержание нефти, чем исходный грунт (Воробьев Д.С., 2013). Лимнодрилусы, перемещаясь в загрязненных «свежей»

нефтью грунтах, предпочитают незагрязненные участки ила. Границей толерантности лимнодрилусов к «свежей» нефти следует считать концентрацию 2 г/кг. Ил, загрязненный «свежей» нефтью, обладает максимальной токсичностью в силу наличия токсичных летучих компонентов. Тубифициды активно перемешивают донные отложения. Ил, прошедший через кишечник лимнодрилусов, содержит на 22,4–25,0% меньше нефти, чем исходный. Снижение концентрации нефти связано с ферментативными и бактериальными процессами, проходящими в кишечнике червя (Воробьев Д.С., 2013).

Малощетинковые черви устойчивы к органическому загрязнению и химическим веществам, но чувствительны к серосодержащим веществам, фенолам, гексахлорану, ионам тяжелых металлов. Используя в пищу грунт, они концентрируют в теле химические вещества, находящиеся в донных отложениях (Попченко В.И., Попченко Т.В., 1999). При концентрациях нефти 0,5–5 г/кг наблюдалась перестройка структуры сообществ доминирующего комплекса хирономид – преобладали виды рода *Chironomus*, а также происходило массовое развитие олигохет рода *Limnodrilus* (Михайлова Л.В. и др., 2011). В составе зообентоса озера Средний Кабан (Республика Татарстан), подверженного нефтяному загрязнению, доминирующий комплекс представлен олигохетами рода *Limnodrilus* и личинками хирономид (род *Chironomus*).

Олигохеты – распространенные представители бентоса рек и озер, устойчивы к нефтезагрязнениям и используются при биоиндикации уровней загрязнения водоемов (Рузанова А.И., Залозный Н.А., 1995). На илистом грунте трех участков Васюгана выявлены изменения по биоиндикационному показателю – олигохетному индексу (Воробьев Д.С., 2003). По мере удаления от источников загрязнения численность олигохет, представленных тубифицидами в бентосе, повышалась за счет большей выносливости групп к нефтяному загрязнению, что подтверждают и другие исследователи (Михайлова Л.В., 1998). По результатам очистных работ на озере Щучьем Усинского района Республики Коми показано, что одними из первых организмов, которые заселяли донные ценозы озера, были олигохеты. В первый год численность олигохет

составляла 90–100%, биомасса – 80–100% в бентосе (Воробьев Д.С., 2003).

Тубифициды, являясь типичными представителями донной фауны, способны выдерживать сильные загрязнения донных отложений и активно участвовать в процессах самоочищения. Олигохеты наиболее оптимально подходят для использования на биологическом этапе очистки донных отложений от нефти (Воробьев Д.С. и др., 2008). Фактором, тормозящим развитие тубифицид, является содержание нефтепродуктов в донных отложениях свыше 6 г/кг.

Повышение токсичности донных отложений по мере увеличения их сорбционных характеристик подтверждено в опытах на *Chironomus riparius* (Степанова Н.Ю. и др., 2006). Токсичность по критерию выживаемости, времени вылета имаго при заданных концентрациях внесения нефти достоверно не отличалась от контрольных особей, но линейный размер личинок на 20-е сутки экспозиции в системе с илистыми грунтами был на 15–35% меньше по сравнению с песчаным. Характерно, что слабое загрязнение водоема ведет к усложнению структуры сообщества зообентоса – экологическому прогрессу. Увеличивается количество видов, численность, усложняются межвидовые отношения, повышается пространственное разнообразие структуры сообщества, уровень трофности. В составе донных сообществ лидирующая роль принадлежит эвритопным видам из малощетинковых червей, тубифицидам, двустворчатым моллюскам и личинкам хирономид; биомасса бентоса повышается.

Возрастание уровня загрязнений водоема приводило к упрощению экологической структуры сообществ – экологическому регрессу. Сообщества донных беспозвоночных реагировали на изменения условий посредством метаболизма. Видовое разнообразие сокращалось, упрощалась пространственная структура. Увеличивались количественные показатели бентоса за счет эврибионтных видов. Массовое развитие получали олигохеты, хирономиды.

Промежуточное положение между экологическим прогрессом и регрессом занимала экологическая модуляция. В составе донной

фауны сообщества постепенно перестраивался, структурно изменялся состав фауны, сменялись виды – доминанты и субдоминанты, основную роль в сообществах играли олигохеты и хирономиды. Максимальный уровень загрязнения приводил к гибели донных животных и полной деградации сообществ бентоса.

Бентос является комплексным экологическим показателем, позволяющим оценивать уровень антропогенных загрязнений и прогнозировать этапы самоочищения водоемов. Необходимо отметить, что разложение нефти в водоемах зависит от вида водоема и его экологических особенностей. Исследования А.Г. Бенжицкого и Г.Г. Поликарпова (1977) показали, что основу нейстонного перифитона на нефтяных агрегатах составляют прикрепленные организмы (бактерии, водоросли, мшанки, сидячие полихеты, усоногие раки), подвижные формы (изоподы, полихеты, брюхоногие моллюски). В разных районах океанов состав нейстонного перифитона на агрегатах различен. В Атлантике встречаются нефтяные агрегаты, покрытые гетеротрофными микроорганизмами, диатомовыми и сине-зелеными водорослями, колониальными животными – мшанками, усоногими раками *Lepas fascicularis*. На отдельных агрегатах обнаружены кладки яиц океанических водомеров.

Исследование действия нефти при концентрации 0,001 мл/л на отдельные стадии клеточного цикла морских диатомовых водорослей *Ditylum brightwellii* и *Biddulphia mobiliensis* показало, что стадия клеточного цикла «перетягивание пристенной протоплазмы» отличается наибольшей чувствительностью к нефтяному загрязнению. Поздние стадии цикла более устойчивы к действию нефти. Нефть не опасна для клеток диатомовых водорослей, которые закончили свой клеточный цикл (Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Бакаева Е.Н. 2006).

По результатам экспериментальной оценки токсического действия различных фракций углеводородов на гидробионтов (Башкин В.Н., Гялиулин Р.В., Гялиулина Р.А., 2012) установлено, что токсичность илистых фракций в отношении *Paramecium caudatum* существенно превышает токсичность песчаных фракций при внесении нефти.

Главная роль в деструкции нефтяных углеводородов в воде принадлежит биогенному фактору – микроорганизмам-деструкторам. Бактериальные сообщества хорошо индексируют «концентрационную границу» нефтяного загрязнения, ниже которой микробные ценозы «вода – грунт» еще справляются с нефтяными фракциями в донных отложениях и стабилизируют ситуацию – это 40 мг/кг, 60 мг/кг сухого грунта. При избыточном нефтяном загрязнении повышалась численность и биомасса бактерий, но снижалась их общая активность. Накапливались токсичные продукты анаэробного распада, за летний период микроорганизмами поверхностных вод может быть окислено от 1,2 до 2,5 мг нефтяных углеводородов в 1 л. В связи с активной трансформацией и деградацией нефтяных углеводородов изменялась структура сообществ, сохранялись более устойчивые к биологической переработке вещества токсичных продуктов.

По материалам гидробиологических исследований (Михайлова Л.В., 1998, 2008; Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А., 2012) определены токсические эффекты макрофитов, бентосных организмов, рыб-бентофагов. Разработан классификатор уровней загрязнения по состоянию донных сообществ зообентоса, который использовался при биоиндикации донных нефтезагрязнений водоемов:

- слабое нефтезагрязнение – 0,021–0,050 г/кг. Незначительные изменения количественных показателей бентоса. Стимуляция численности и биомассы сапрофитных и нефтеокисляющих микроорганизмов, увеличение видового разнообразия и численности хирономид;

- умеренный уровень нефтезагрязнений – 0,051–0,15 г/кг. Пороговое состояние: выпадение из сообщества чувствительных видов и перестройка в сторону преобладания наиболее устойчивых видов хирономид, олигохет, пик плотности олигохет рода *Limnodrilus*. Встречаются наиболее устойчивые виды поденок, ручейников, пиявок;

- сильный уровень нефтезагрязнений – 0,16–0,5 г/кг. Область нарастающих изменений: снижение видового разнообразия, замена мелких форм хирономид на крупные устойчивые виды рода

Chironomus, массовое развитие олигохет рода *Limnodrilus*. Снижение количественных показателей отдельных групп и зообентоса в целом;

- экстремальный уровень – 0,501–1 г/кг. Значительное обеднение донного сообщества. Пик плотности устойчивых хирономид и олигохет рода *Tubifex*. Выпадение из сообщества чувствительных видов ручейников, поденок, вислокрылок, мокрецов, жуков, слепней, нематод, остракод, пиявок и двустворчатых моллюсков. Стимуляция размножения нефтеокисляющих бактерий и снижение численности сапрофитов;

- критический уровень нефтезагрязнений – 5 г/кг и больше. Нарушение сообщества по всем структурно-функциональным показателям, значительное снижение численности и видового разнообразия, доминирование устойчивых видов хирономид рода *Chironomus*, снижение численности углеводородоокисляющих организмов.

Загрязнение донных осадков нефтью приводит к перестройке бентосных сообществ водных экосистем. В связи с этим рост видового разнообразия донных сообществ рассматривается как процесс восстановления водоемов.

Природные экологические факторы могут изменять (усиливать или ослаблять) действие токсикантов на водные организмы. У каждой экологической группы гидробионтов существуют оптимальные зоны абиотических факторов, зоны комфорта. Опытным путем можно установить экологическую зону для каждого гидробионта, в пределах которой организм более устойчив.

4.2 Адаптация сообществ планктонных коловраток к нефти и нефтепродуктам

Коловратки (*Rotatoria*) являются основными представителями микрозоопланктона пресноводных водоемов Западной Сибири и кормом для беспозвоночных и личинок рыб. Сообщества коловраток характеризуются значительными изменениями численности в зависимости от внешних условий. Видовая устойчивость и циклич-

ность размножения позволили им успешно выживать при изменении условий среды обитания. Популяционные механизмы устойчивости сообществ коловраток практически не исследовались. В исследованиях А.Г. Карташева и М.В. Ковальской (2012) рассмотрена устойчивость сообществ коловраток к хроническому влиянию нефтезагрязнений. Для оценки такого влияния проведены опыты в лабораторных условиях, на полигоне в контролируемых природных условиях и в естественных условиях при разливах нефти.

Исследовалось нефтезагрязнение с концентрацией 0,25–2 мл/л. При действии нефти происходило снижение численности и сокращение видового разнообразия беспозвоночных. Выявлены наиболее устойчивые к нефтезагрязнениям виды коловраток – *Notholca squamula frigida* и *Keratella cochlearis macracantha*. Определена область адаптивной концентрации нефти в пресноводных водоемах для коловраток, соответствующая 0,25 мл/л. При такой концентрации наблюдалось восстановление численности в циклическом режиме и формирование жизнеспособных популяций коловраток.

Анализ количества органотрофных бактерий выявил повышение их численности в нефтезагрязненных водоемах. Повышенное относительно контрольных условий количество бактерий наблюдалось в 7-е, 15-е и 25-е сутки последействия нефти, что, вероятно, обусловлено дополнительной стимуляцией размножения коловраток. При изучении общей численности сообществ коловраток в нефтезагрязненных и незагрязненных водоемах установлена асинхронность периодов их активного размножения в опытных и контрольных сообществах. Два периода активного размножения отмечались в контрольных водоемах: в 3-и и 27-е сутки, три – в опытных: в 5-е, 9-е и 43-и сутки наблюдений. При этом происходило значительное повышение численности коловраток в нефтезагрязненных водоемах.

Влияние нефти с концентрацией 0,25 мл/л приводило к изменению структуры сообществ коловраток в зависимости от длительности действия и видовой устойчивости. Для первичной реакции

всех видов коловраток на загрязнение водоемов характерно кратковременное повышение численности с последующим снижением и переходом в колебательный режим. Вымирали неустойчивые виды. Другие виды коловраток были способны сохраняться, откладывая яйца в ил, или переходить в состояние анабиоза. На 9-е и 33-и сутки действия нефти происходила элиминация видов *Polyarthra longiremis* и *Synchaeta pectinata*. В 49-е сутки практически элиминировался вид *Brachionus calyciflorus anuraeiformis*. Низкий уровень численности сохранили популяции видов *Notholca squamula frigida*, *Filinia longiseta*, *Keratella cochlearis macracantha*. Начиная с 81–105-х суток нефтезагрязнений наблюдалось восстановление численности популяций коловраток выживших видов.

Следовательно, при действии нефтезагрязнений происходило сокращение видового разнообразия сообществ коловраток и снижение численности популяций. Восстановление численности сообществ осуществлялось устойчивыми к нефти видами в колебательном режиме. Для таких популяций коловраток характерны следующие адаптивные этапы – активное размножение, волнообразное изменение численности, отбор наиболее устойчивых особей, частичное или полное восстановление численности сообществ с новой доминирующей видовой структурой выживших популяций.

В экспериментальных исследованиях популяций лабораторной культуры коловраток *Brachionus plicatilis* при действии нефти на различные возрастные группы без дополнительной аэрации установлено снижение количества самок с созревающими яйцами в течение первых 29 суток наблюдения и повышение их численности на 37-е сутки. Аналогичный волнообразный процесс был характерен и для контрольной группы животных. Нефтезагрязнения стимулировали выход молодых особей из яиц и появление половозрелых особей. Значительное повышение численности половозрелых особей наблюдалось в 5–13-е сутки последствия нефти, снижение – в 17–45-е сутки, затем повторное повышение численности в 45–61-е сутки с последующим снижением. В контрольной группе коловраток увеличение численности не выражено и наблюдалось с 5-х по 13-е сутки, постепенное снижение про-

исходило в 17–45-е сутки, повторное увеличение – с 49-х по 61-е сутки нефтизагрязнений.

Циклические изменения численности коловраток в опытных и контрольных группах были аналогичными по длительности, имели волнообразный характер, что связано с особенностями их размножения. При ухудшении условий существования под влиянием нефти наблюдался рост амплитуды численности без изменений длительности периодов колебаний в исследованных возрастных группах, что можно рассматривать в качестве адаптивных реакций популяций коловраток. Повышение концентрации нефти приводило к изменению периодов колебаний, десинхронизации численности популяций коловраток, стимулировало активный процесс размножения всех выживших видов.

Анализ данных по влиянию нефти на коловраток показал, что концентрация нефти 20 мл/кг привела к элиминации 4 видов, концентрация нефти 100 мл/кг – к элиминации 7 видов. Сохранились 2 устойчивых вида – *Asplanchna brightwelli* и *Karatella irregularis angulifera* (таблица 34).

Таблица 34 – Видовое разнообразие коловраток при нефтезагрязнениях

Вид	Контроль	Концентрация нефти 20 мл/кг	Концентрация нефти 100 мл/кг
<i>Cephalodella pigmentata</i> Wulfert, 1951	+	–	–
<i>Cephalodella clara</i> Wulfert, 1944	+	–	–
<i>Polyarthra dolichoptera brachyptera</i> Bartos, 1947	+	+	–
<i>Dicranophorus leptodon</i> Wiszniewski, 1934	+	–	–
<i>Asplanchna brightwelli</i> Gosse, 1850	+	+	+
<i>Lepadella</i> (s. Str.) <i>ovalis</i> (Muller, 1786)	+	–	–
<i>Karatella irregularis angulifera</i> (Lauterborn, 1900)	+	+	+
<i>Karatella hiemalis</i> Carlin, 1943	+	+	–
<i>Limnias nymphaeae</i> Stenroos, 1898	+	+	–

Характерно повышение численности коловраток в адаптивном диапазоне нефтезагрязнений 5, 10 и 20 мл/л, который связан с развитием органотрофных бактерий (таблица 35).

В дальнейшем изучалось влияние повышенной концентрации нефти – 80, 160, 320 мл/л (таблица 36).

По результатам анализа выявлено, что исследуемые нефтезагрязнения снижают численность коловраток всех возрастных групп пропорционально концентрациям нефти и длительности ее действия. Исключение составляют первые сутки последствия нефти, когда численность опытной группы коловраток сравнима с контрольной. Можно считать, что концентрации нефти 160 мл/л и 320 мл/л являлись токсичными в экологическом отношении и привели к вымиранию сообществ.

Таблица 35 – Численность разновозрастных коловраток в диапазоне адаптивных концентраций нефтезагрязнений

Концентрация нефти, мл/л	Период наблюдений, сутки					
	1	2	5	8	12	15
Количество неполовозрелых коловраток, экз./мл						
Контроль	74±2	167±39	399±126	433±123	4167±186	2084±463
5	72±2	67±9	383±48	317±48	2750±237	3250±395
10	79±3	183±45	383±24	633±36	4563±217	4416±899
20	73±3	117±24	550±47	333±36	4083±365	4750±553
Количество половозрелых коловраток, экз./мл						
Контроль	268±3	150±27	350±57	383±74	2625±197	10166±476
5	273±3	250±15	167±24	167±39	4417±241	6000±158
10	265±3	183±32	333±9	533±45	3729±79	8666±397
20	273±4	133±45	150±15	217±36	3500±285	6750±316
Количество самок коловраток с созревшими яйцами, экз./мл						
Контроль	31±2	100±15	317±9	517±92	2375±316	3500±158
5	30±2	125±7	300±41	367±32	1667±241	3875±276
10	29±2	67±9	400±41	683±48	2250±237	3000±474
20	32±2	69±8	500±30	799±40	2260±100	3100±400

Таблица 36 – Численность разновозрастных видов коловраток при нефтезагрязнениях высоких концентраций

Концентрация нефти, мл/л	Периоды наблюдений, сутки				
	1	4	7	11	14
Количество неполовозрелых коловраток, экз./мл					
Контроль	139±9	675±7	1750±80	7850±360	5650±332
80	137±11	125±23	450±15	1300±30	400±30
160	139±8	25±4	6±3	4±3	3±2
320	138±7	125±23	150±5	38±6	18±6
Численность половозрелых коловраток, экз./мл					
Контроль	234±10	1250±30	950±80	8600±340	8850±280
80	238±10	50±8	275±20	1175±30	325±50
160	237±11	50±7	9±6	7±2	4±2
320	240±12	125±9	200±40	46±6	23±9
Численность коловраток с созревающими яйцами, экз./мл					
Контроль	40±9	400±60	1900±92	1000±110	4450±130
80	38±7	150±40	475±32	625±9	475±36
160	35±7	25±6	35±8	15±3	11±4
320	38±4	150±15	75±9	16±7	8±3

Для сравнения устойчивости коловраток к нефтепродуктам проведено исследование по влиянию бензина на их выживаемость. В природных водоемах после внесения бензина 5–10 мл/л наблюдалось активное размножение коловраток, затем следовало снижение их численности и повторное размножение. Появлялись новые виды, ранее не наблюдаемые в исследуемых водоемах, – *Filinia cornuta cornuta*, *Notholca squamula frigida*. Вероятно, в этом случае происходило массовое размножение малочисленных видов. Количество видов в загрязненном бензином водоеме было ниже, чем в контроле (Карташев А.Г., Ковальская М.В., 2012).

При действии бензина происходило снижение видового разнообразия сообществ коловраток – элиминировались 4 вида. К наиболее устойчивым популяциям можно отнести *Limnias nymphaeae* и *Notholca japonica* (таблица 37).

Таблица 37 – Видовое разнообразие коловраток при действии бензина

Вид	Контроль	Постоянство вида, %	Бензин, 80 мл/л	Постоянство вида, %
<i>Trichocerca (s. str.) pusilla</i> (Lauterborn, 1898)	+	15,4	–	0
<i>Dicranophorus longidactylum</i> (Fadeev, 1927)	+	7,7	–	0
<i>Karatella irregularis irregularis</i> (Lauterborn, 1898)	+	15,4	+	9,2
<i>Notholca japonica kisselevi</i> Kut. var. nov.	+	23,1	+	30,8
<i>Notholca squamula frigida</i> (Jaschnov, 1922)	–	–	–	0
<i>Limnias nymphaeae</i> (Stenroos, 1898)	+	46,2	+	46,2

Следовательно, численность и видовое разнообразие коловраток можно рассматривать в качестве биоиндикаторов, свидетельствующих об очищении водоемов, улучшенном питании мальков рыб, беспозвоночных и восстановлении водоемов.

4.3 Влияние нефти на выживаемость моллюсков

Нефтезагрязнения оказывают комплексное негативное влияние на состояние биосистем. Нефть является сложной смесью парафиновых, циклопарафиновых, ароматических углеводородов с простыми и разветвленными цепями. Содержит соединения серы и азота, органические кислоты, микроэлементы, нафтеновые кислоты и фенольные соединения, хлороформенные битумоиды и полиароматические углеводороды. В воде нефть подвергается следующим процессам: испарению, растворению, эмульгированию, окислению, агрегированию и биодegradации.

Малакофауна чувствительна к загрязнению вод токсикантами и принимает активное участие в аккумуляции и переносе химических веществ в водоемах. Сообщества моллюсков можно рассмат-

ривать как биоиндикатор изменений, происходящих в водной среде под влиянием загрязнителей. Влияние нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков *Planorbarius corneus* и их эмбриональное развитие стимулировало проведение исследований водоемов Западной Сибири (Карташев А.Г., 2007).

Эксперименты проводились в лабораторных условиях на фоне естественной суточной ритмики температурного режима 22–25 °С и освещенности, объектами являлись взрослые особи и кладки икры при параллельном контроле. В качестве загрязнителя использовали сырую нефть Лугинецкого месторождения, плотность которой составляет 0,7754 г/см³. Состав нефти: 0,3% серы общей; 0,14% массовой доли воды, 28% массовой доли парафина, менее 2 ppm массовой доли сероводорода и менее 1 ppm органических хлоридов.

В первой серии исследований опытная группа половозрелых моллюсков содержалась в воде с концентрацией нефти 1, 2, 4 и 8 мл/л в течение 14 дней при параллельном контроле.

Во второй серии изучалась адаптация моллюсков к хроническому действию нефтезагрязнений (ежедневное внесение в пищу опытных групп нефти по 0,5 мл/л).

В третьей серии исследований кладки икры моллюсков помещались в чашки Петри с объемом воды 25 см³. Наблюдение за развитием икринок проводилось в течение 14 дней. Для проведения эксперимента кладки икры отбирались на стадиях дробления, трохофоры, велигеры, дальнейшее развитие которых проходило в воде с концентрацией нефти 1, 4 и 8 мл/л до полного выхода молоди из яйца при параллельном контроле. Последовательно изучалась устойчивость к выбранным концентрациям нефти на разных стадиях развития. Выборки представлены группой кладок в количестве 20±5 для каждой концентрации загрязнителя.

В четвертой серии провели сравнение при концентрации загрязнителя 0,5 мл/л длительности эмбрионального развития кладок, отложенных в условиях предварительного загрязнения среды нефтью, и кладок, перенесенных из аквариума с хроническим загрязнением нефтью такой же концентрации.

Подсчет и анализ развития икры проводился с использованием цифрового микроскопа Motic DMBA 300. Ежедневно кладки икры

моллюсков просматривались под микроскопом для определения стадий развития личинок.

В ходе экспериментального наблюдения отмечено, что концентрация нефти 1 мл/л не вызывает существенных изменений в поведении моллюсков. На 30-й минуте нефтяные пятна светло-оранжевого оттенка покрыли всю поверхность воды. При концентрации 2 мл/л на 30-й минуте вся поверхность воды затянулась нефтяной пленкой светло-оранжевого цвета. На 15-й минуте выросла дыхательная активность моллюсков, наблюдалось увеличение в потребности кислорода, что стимулировало их двигательную активность. Потребность в еде не была ключевым показателем, влияющим на активность.

На 10-е сутки при концентрации 1 мл/л произошли незначительные изменения численности моллюсков при концентрации 2 мл/л: начиная с 3-го дня численность не изменялась (таблица 38, рисунок 13). Значительные изменения в поведении и численности моллюсков отмечены на вторые, шестые и восьмые сутки.

Таблица 38 – Выживаемость пресноводных моллюсков в зависимости от концентрации нефтезагрязнений

Концентрация нефти, мл/л	Количество моллюсков <i>Planorbis corneus</i>													
	1-е сутки	2-е сутки	3-е сутки	4-е сутки	5-е сутки	6-е сутки	7-е сутки	8-е сутки	9-е сутки	10-е сутки	11-е сутки	12-е сутки	13-е сутки	14-е сутки
Конт-роль	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1
1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	6±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1
2	6±1	6±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1	5±1
4	5±1	4±1	4±1	4±1	4±1	3±1	3±1	3±1	3±1	2±2	2±2	2±1	2±1	1±2
8	5±2	3±2	1±1	1±1	1±1	1±1	1±1	0	0	0	0	0	0	0

Сравнительный анализ данных, полученных в лабораторных условиях при влиянии нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков (таблицы 39–42), при концентрациях 4 и 8 мл/л выявил изменения в их численности и поведении.

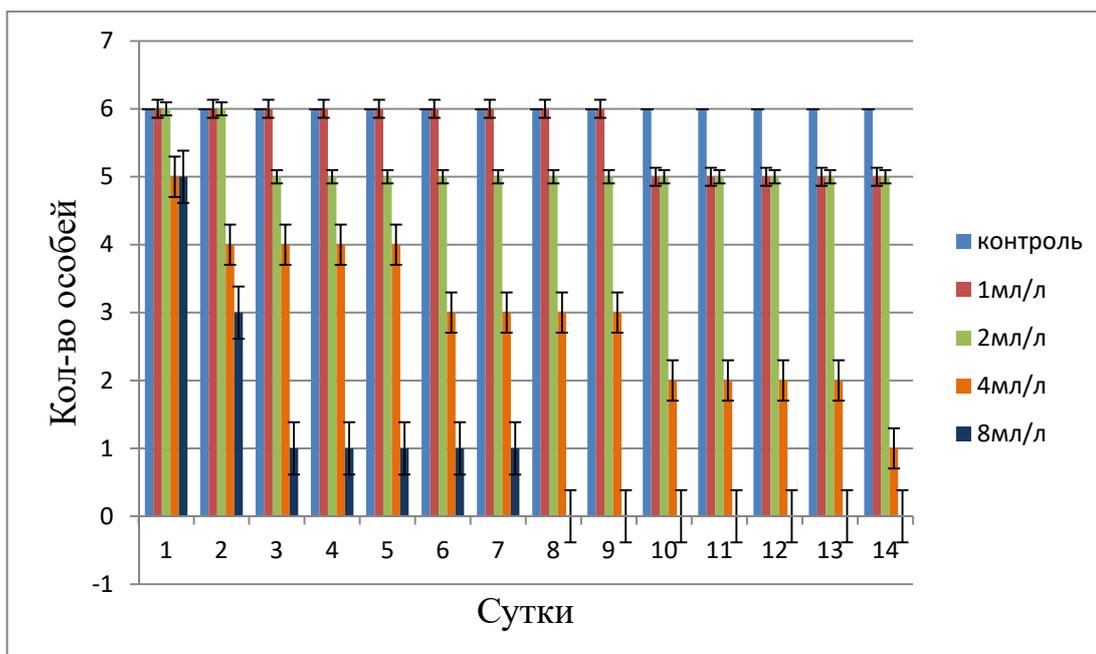


Рисунок 13 – Выживаемость пресноводных моллюсков в зависимости от концентрации нефтезагрязнений

Таблица 39 – Изменения в поведении моллюсков в первые сутки после внесения нефти

Концентрация нефти, мл/л	Поведенческие реакции моллюсков при действии нефтезагрязнений
Контроль	Повышенная активность, крепкое сцепление со стенками аквариума, поиск пузырьков воздуха в верхней толще воды, фильтрация воды, свободное передвижение, обособленность видов
4	Слабовыраженная активность, слабое сцепление со стеклом, пребывание в донной толще. Через 15 мин после действия нефти повышается дыхательная и двигательная активность. В поисках кислорода моллюски группируются, выползают на поверхность воды и распределяются по всей толще. Через час наблюдений активность моллюсков снижается. У некоторых особей отмечено покраснение мантии
8	У 40% моллюсков наблюдается выпадение и покраснение мягких тканей из раковины через 15 мин, через 30 мин ткани возвращаются в раковины до полного закрытия. Остальные особи обособлены друг от друга и собирают пузырьки с воздухом. Через 30 мин активность остальных 60% улиток снижается до минимума

Анализ данных, представленных в таблице 39, позволяет считать, что при концентрации нефти в воде 4 мл/л наблюдалось повышение потребности в кислороде, что стимулировало двигательную активность моллюсков. Потребность в еде не была ключевым показателем, влияющим на активность. При концентрации 8 мл/л снижение двигательной активности и выпадение из раковин мягких тканей моллюсков свидетельствовали о необратимых изменениях физиологических процессов.

Таблица 40 – Изменения в поведении моллюсков на вторые сутки после нефтезагрязнений

Концентрация, мл	Поведенческие реакции моллюсков при действии нефтезагрязнений
Контроль	Изменения в поведении не отмечены
4	Группирование парами, слабая активность, снижение количества экскрементов. Часть моллюсков питается растительностью, загрязненной нефтью на поверхности водной толщи, другие остались на дне аквариума
8	У 50% особей наблюдается выпадение тканей из раковины, нет признаков жизни. Отмечены следы на кромке нефти, оставленные улитками в процессе поиска кислорода. Экскременты не наблюдаются

Данные таблицы 40 свидетельствуют о том, что при концентрации нефти 4 мл/л происходит снижение двигательной активности, а постоянное пребывание в верхних слоях воды является показателем нехватки кислорода. Зафиксировано DL₅₀ при концентрации 8 мл/л на вторые сутки исследования.

Анализ данных, приведенных в таблице 41, показывает, что при концентрации 4 мл/л улитки испытывают дефицит кислорода. Токсическое влияние нефти проявляется в закрытии створок раковины. При концентрации 8 мл/л мягкие ткани моллюсков частично или полностью отделены от раковины, что свидетельствует о гибели организмов.

На восьмые сутки нефть с концентрацией 8 мл/л привела к гибели всех моллюсков (таблица 42).

Таблица 41 – Изменения в поведении моллюсков на 6-е сутки нефтезагрязнений

Концентрация, мл	Поведенческие реакции моллюсков при действии нефтезагрязнений
Контроль	Изменения в поведении не отмечены
4	Признаки жизни отмечаются у 50% особей, которые перемещаются на поверхности воды с собранной мантией внутрь обособленно друг от друга. Низкая двигательная активность. Часть моллюсков с собранной мантией внутрь находится на дне
8	У большинства особей мягкие ткани полностью отделены от раковины. Особи находятся на дне, реакция заторможенная

Таблица 42 – Изменения в поведении моллюсков на 8-е сутки нефтезагрязнений

Концентрация, мл	Поведенческие реакции моллюсков при действии нефтезагрязнений
Контроль	Изменения в поведении не отмечены. Наблюдается большее количество экскрементов, чем у моллюсков с загрязненной водой
4	Состояние моллюсков критическое, находятся обособленно друг от друга на дне аквариума и передвигаются с низкой двигательной активностью. Наблюдается осажде-ние нефтяной пленки с растительностью
8	Вымирание всех особей

Далее исследовалась адаптация моллюсков к нефтезагрязнениям при постепенном хроническом внесении нефти (рисунок 14).

Результаты постепенного увеличения концентраций нефти на 0,5 мл/л за сутки свидетельствуют о развитии адаптивных реакций в течение трёх суток. Элиминация неадаптированных особей происходила на четвертые сутки после внесения нефти. При постепенном повышении концентраций нефти увеличивался период выживаемости моллюсков. Вымирание особей наблюдалось только на седьмые сутки. Гибель всех особей отмечалась на десятые сутки без внесения дополнительного количества нефти. Следовательно, при постепенном внесении нефти влияние на организм моллюсков менее токсично, чем при изначально высокой концентрации.

Анализ полученных данных при добавлении нефти к кладкам икры моллюсков на первой стадии эмбрионального развития – дробления – позволяет выявить замедление развития до образования трохофоры на двое суток независимо от концентрации нефти (таблица 43).

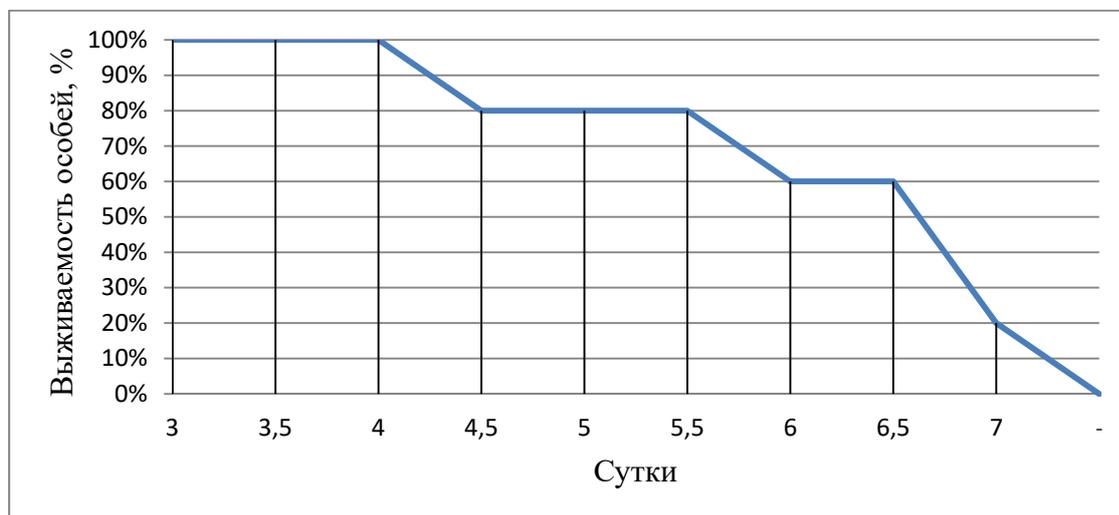


Рисунок 14 – Выживаемость моллюсков при ежедневном внесении 0,5 мл/л нефти

Таблица 43 – Длительность ранних этапов развития моллюсков при разной концентрации нефти, добавленной в емкость на стадии икры

Концентрация нефти, мл/л	Период развития личинок, сутки				Выход молоди, %	Взрослая особь, %
	Образование трохофоры	Образование велигеры	Оседание в яйце	Выход из яйца		
Контроль	2,7±0,7	4,7±0,7	7,3±0,7	9,3±0,7	94,4	90,9
1	4±1	5,7±1,5	7,7±0,7	10,3±1,2	88,6	40
4	3,8±0,3	6,7±0,6	8,3±0,6	12±1	80	36,4
8	4,7±0,6	8,7±0,6	10,7±0,6	14,3±0,6	72,7	18,2

Повышенная концентрация нефти (8 мл/л) замедляет развитие в два раза при прохождении стадии от трохофоры до велигеры и торможение выхода молоди из яйца на 4 дня. Выход продолжался в течение 5 суток, т.е. при сравнении с контрольной группой на

трое суток дольше. Необходимо отметить, что при увеличении концентрации нефти наблюдалось снижение численности выхода молоди в пределах 6–22% относительно контрольных групп.

При добавлении нефти на стадии трохофоры замечено увеличение периода развития последующих этапов онтогенеза моллюсков (таблица 44).

Таблица 44 – Длительность стадий развития личинок моллюсков при действии нефти на стадии трохофоры

Концентрация загрязнителя, мл/л	Период развития личинок, сутки			Выход молоди, %	Взрослая особь, %
	Образование велигеры	Оседание в яйце	Выход из яйца		
Контроль	2,5±0,7	4,5±0,7	7,5±0,7	95	90,9
1	2,3±0,6	4,3±0,6	6,3±0,6	95	20
4	2,3±0,6	4,6±0,6	8,3±1,1	88,6	10
8	2,3±0,6	6,3±1,1	8,7±0,6	86	10

Анализ среднестатистических данных длительности развития личиночных стадий моллюсков при добавлении нефти в начальном периоде стадии трохофоры позволяет заметить повышенную устойчивость личиночного развития (см. таблицу 44). Концентрация нефти 1 мл/л не оказывала влияния на онтогенез моллюсков. При концентрации 4 мл/л наблюдалось увеличение периода длительности от оседания до выхода из оболочки яйца и сокращение численности молоди примерно на 6% относительно контрольных кладок. Концентрация нефезагрязнений 8 мл/л приводила к увеличению длительности развития на стадиях оседания и выхода личинок из оболочки яйца. Происходило сокращение численности молодых моллюсков на 9% относительно контрольных выборок. Необходимо отметить, что до взрослого состояния в загрязненных условиях доживали от 10 до 20% моллюсков.

При действии нефти в начальной стадии трохофоры наблюдалось замедление метаморфоза велигеры, отмечены морфологические отклонения в развитии раковины зародыша, повышенная прозрачность в концентрации 4 и 8 мл/л (таблица 45).

Таблица 45 – Длительность стадии оседания в яйце и выход молоди при внесении нефти на стадии велигеры

Концентрация загрязнителя, мл/л	Периоды развития личинок, сутки		Выход молоди, %	Взрослая особь, %
	Оседание в яйце	Выход из яйца		
Контроль	3,7±0,6	7±1	95	83,3
1	3,3±0,6	5,3±0,6	95	50
4	3,3±0,6	4,3±0,6	85	0
8	3,7±0,6	6,7±0,6	83,3	0

Анализ полученных данных онтогенеза моллюсков при внесении нефти на стадии велигеры позволил заметить ускорение периодов развития моллюсков при выходе из оболочки ядра при всех исследуемых концентрациях (см. таблицу 45). Смертность молоди увеличивается на 10% при концентрации нефти 4 и 8 мл/л, большинство личинок погибает на стадии оседания, при которой происходит ссыхание мягких тканей (рисунок 15). До взрослого состояния при концентрациях 4–8 мл/л моллюски не доживали. При концентрации 1 мл/л наблюдалось выживание 50% взрослых моллюсков.



Рисунок 15 – Ссыхание мягких тканей моллюска в нефтезагрязненных условиях

При помещении кладок на стадии оседания в среду с концентрациями нефти 1–4 мл/л существенных изменений в длительности выхода из кладки не отмечено (таблица 46). При концентрации 8 мл/л выход молоди осуществлялся на 2 дня позже по сравнению с контролем. Отмеченная гибель личинок, вероятно, обусловлена ссыханием мягких тканей моллюска и дальнейшим поеданием их простейшими, в большем количестве замеченных при повышении концентрации нефти.

Таблица 46 – Длительность выхода личинок при нефтезагрязнениях на стадии оседания

Концентрация загрязнителя, мл/л	Длительность выхода личинок из оболочек яйца, дни	Выход молоди, %	Взрослая особь, %
Контроль	2,7±0,6	100	90
1	2,7±0,6	92	54,5
4	2,8±0,3	92	0
8	5±1	90	0

Затем исследовалось эмбриональное развитие моллюсков, кладки которых были отложены в нефтезагрязненных условиях при концентрации нефти 0,5 мл/л. Анализ данных (таблица 47) отражает зависимость длительности эмбрионального развития от концентраций нефти.

Таблица 47 – Длительность эмбрионального развития моллюсков при концентрации нефти 0,5 мл/л

Концентрация, мл/л	Общая плодовитость		Выход молоди	
	Число яиц в кладке	Пустые капсулы	шт.	%
Контроль	16	1	14	87,5
0,5	19	2	16	84,21
0,5*	17	4	9	52,94

* Кладка перенесена из аквариума с хроническим загрязнением нефтью взрослых особей данной же концентрации

В контрольных условиях из 16 отложенных капсул на 17-й день было выведено 14 моллюсков. Концентрация нефти 0,5 мл/л

не оказала влияния на период развития моллюсков. Как и в контрольной кладке, первый выход молодых моллюсков наблюдался на 17-й день.

При хроническом влиянии нефти на моллюсков процесс развития от нереста до выхода из кладки личинки отличался: из всей кладки 17 икринок 4 капсулы оказались пустыми. По окончании формирования эмбриона жизнеспособными остались 9 особей. Следует отметить, что количество отложенных кладок и число содержащихся в них капсул меньше контрольных. Интервал между кладками затянут на 7–10 дней по сравнению с контролем. Различие кладок, помещенных в загрязненную среду с концентрацией нефти 0,5 мл/л и перенесенных из аквариума с хроническим загрязнением нефтью концентрации 0,5 мл/л*, вероятно, вызвано повышенной уязвимостью личинок при хроническом влиянии нефти.

На основании проведенных исследований по влиянию нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков можно сделать следующие выводы:

- при нефтезагрязнениях изменяется поведение моллюсков;
- выживаемость моллюсков *Planorbis corneus* в загрязненной нефтью воде изменяется в зависимости от концентрации внесения. Максимальное токсическое влияние оказывает нефть с концентраций 8 мл/л, приводящая к 50% гибели моллюсков на 2-е сутки;
- при постепенном увеличении концентрации нефти моллюски адаптируются к неблагоприятным условиям;
- выявлена возрастная устойчивость моллюсков к нефтезагрязнениям: к токсическому влиянию нефти наиболее устойчивы взрослые особи, наименее устойчивы – находящиеся на эмбриональной стадии развития;
- с повышением концентрации нефти снижается количество вышедшей молодежи;
- повышение концентрации нефти приводит увеличению длительности периодов онтогенеза;
- наиболее устойчивыми стадиями развития моллюсков к токсическому влиянию нефти являются стадия велигера и период оседания в оболочке яйца;
- показано специфическое действие нефти, заключающееся в омертвлении и высыхании мягких тканей моллюсков.

Заключение

Биотропность нефти, нефтепродуктов и изделий из углеводородов – микропластиков – зависит от их химической токсичности и распространенности. В зависимости от уровня организации наблюдалась дифференцированная устойчивость биосистем к нефти, нефтепродуктам и микропластикам. По степени распространенности ведущее место занимают микропластики, на втором месте находятся нефтепродукты – бензин и дизельное топливо, на третьем – нефть, характеризующаяся локальными загрязнениями. Микропластик и нефтепродукты можно рассматривать в качестве глобальных экологических загрязнителей, устойчивость к ним зависит от уровня организации, морфологических особенностей биосистем и способности разлагать нефтепроизводные.

Наиболее устойчивые к загрязнениям – бактерии, простейшие и низкоорганизованные многоклеточные, которые могут использоваться при биоиндикации нефти и ее производных. В отношении же биоиндикационных тестов наиболее эффективными и перспективными являются сообщества раковинных амёб. Они устойчивы к загрязнителям, распространены повсеместно, структура сообществ и их видовой спектр зависят от величины экологической нагрузки. Наличие раковинки позволяет количественно оценивать живых и мертвых раковинных амёб и проводить сравнительный анализ по нормированным коэффициентам экологической резистентности. Хроническое влияние нефтезагрязнений на сообщества раковинных амёб приводило к адаптивным перестройкам в сообществах.

Исследование биотропности различных биосистем позволило оценить экологические уровни устойчивости их к нефтезагрязнениям, микропластикам и рекомендовать использование таких систем в мониторинговых исследованиях для выработки рекомендаций по утилизации загрязнителей.

Изучение биотропности рыб, моллюсков, коловраток, почвенных червей и раковинных амёб к нефтепродуктам и микропластикам позволило рассмотреть адаптационные возможности биосистем в зависимости от уровня организации.

Адаптивные реакции сообществ коловраток при действии нефтезагрязнений приводили к динамическим изменениям структуры сообществ. Повышение загрязнённости стимулировало волнообразный процесс размножения выживших видов коловраток. После вымирания и сокращения численности неустойчивых видов наблюдался период активного размножения, отбор устойчивых видов и перестройка структуры сообществ. Адаптивные реакции численности популяций коловраток при действии хронических нефтезагрязнений носили волнообразный характер. Адаптация рыб, дождевых червей, моллюсков и пресноводных раковинных амёб к микропластикам и нефтепродуктам зависела от их экологической резистентности.

Разрабатываемая нами концепция динамической адаптации животных дает возможность рассмотреть последовательность развития адаптивных реакций при действии хронических факторов – это резистентность, торможение, депрессия и нормализация. Каждый из этапов функционирует в колебательном режиме, выбирая оптимальные уровни реагирования. В зависимости от интенсивности и длительности действующих факторов изменяется амплитуда и частота колебаний показателей (Карташев А.Г., 2014).

Литература

1. Бабенко А.С., Булатова У.А. Нужные методы учета почвенных беспозвоночных: учеб.-метод. пособие. Томск, 2010. 55 с.

2. Базаев Г.Д., Шкарупо А.П. Влияние бензина на выживаемость пресноводных раковинных амеб // Научная сессия ТУСУР-2022: сборник избранных статей научной сессии ТУСУР по материалам международной научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых, 18–20 мая 2022 г. 2022. С. 134–135.

3. Башкин В.Н., Галиулин Р.В., Галиулина Р.А. Гигиеническое нормирование углеводов в донных отложениях водных объектов // Промышленный сервис. 2012. № 1. С. 39–43.

4. Бенжицкий А.Г., Поликарпов Г.Г. Распределение нефтяных агрегатов, населенных нейстонным перифитоном, в поверхностном слое Атлантического, Южного и Индийского океанов // Биология моря. 1977. № 2. С. 88–91.

5. Блиновская Я.Ю., Козловский Н.В. Микропластик – макропроблема мирового океана // Международный журнал прикладных и фундаментальных исследований. 2015. № 10–1. С. 159–162.

6. Воробьев Д.С. Биологические основы очистки донных отложений водных объектов от нефти и нефтепродуктов: дис. ... д-ра биол. наук: 03.02.08. Томск, 2003. 385 с.

7. Воробьев Д.С. Донные сообщества пойменно-речных систем бассейна Васюгана в условиях нефтяного загрязнения: автореф. на соиск. ученой степ. канд. биол. наук: 03.00.16. Томск, 2003. 23 с.

8. Воробьев Д.С. Перспективы использования *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta, Tubificidae) в биоремедиации // Природно-техногенные комплексы: рекультивация и устойчивое функционирование: сборник материалов международной научной конференции, 10–15 июня 2013 г. / под ред. В.А. Андроханова (отв. ред.). Новосибирск: Окарина, 2013. С. 283–285.

9. Воробьев Д.С. Распределение макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения (р. Васюган) // Материалы Всероссийской

конференции молодых ученых «Материаловедение, технологии и экология на рубеже веков». Томск: ИФПМ СО РАН, 2000. С. 40–42.

10. Воспроизводство рыб и беспозвоночных при воздействии загрязняющих веществ / Е.А. Курашов [и др.] // Международный вестник ветеринарии. 2020. № 3. С. 105–115. URL: <https://www.elibrary.ru/item.asp?id=44033134>.

11. Гельцер Ю.Г., Корганова Г.А., Алексеев Д.А. Почвенные раковинные амёбы и методы их изучения. М.: Изд-во МГУ, 1985. 79 с.

12. Денисова Т.В. Адаптивные изменения численности и структуры сообществ раковинных амёб при нефтезагрязнениях // Научное обозрение. Биологические науки. 2014. № 1. С. 64.

13. Дивавин И.А., Ерохин В.Е. Изменение биохимических показателей некоторых прибрежных гидробионтов Баренцева моря при экспериментальной нефтяной интоксикации // Гидробиологический журнал. 1978. Т. 14, № 5. С. 73–77.

14. Исхаков А.А., Шкарупо А.П. Влияние химических веществ батареек для смартфонов на пресноводных раковинных амёб // Научная сессия ТУСУР–2022: сборник избранных статей научной сессии ТУСУР по материалам Международной научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых, 18–20 мая 2022 г. 2022. С. 136–137.

15. Карташев А.Г. Адаптация животных к хроническим факторам. Saarbrücken: LAP LAMBERT, 2014. 260 с.

16. Карташев А.Г. Биоиндикация антропогенных загрязнений. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2019. 226 с.

17. Карташев А.Г., Ветелина Е.Е. Влияние микропластика на моллюсков // Путь науки. Международный научный журнал. 2021. № 4(86). С. 31–32.

18. Карташев А.Г., Денисова Т.В., Кулюкина Е.В. Влияние нефти, нефтепродуктов и сеноманских растворов на сообщества раковинных амёб : моногр. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2020. 188 с.

19. Карташев А. Г., Калашникова С.А. Влияние нефтезагрязнений и сеноманских растворов на сообщества почвенных нематод. М.: Горячая линия – Телеком, 2018. 146 с.

20. Карташев А.Г., Карулин А.А. Статистические модели влияния нефти и нефтепродуктов на сообщества раковинных амеб // Экология и управление природопользованием: сборник научных трудов VI Всероссийской научно-практической конференции с международным участием. 2023. С. 46–47.

21. Карташев А.Г., Ковальская М.В. Влияние нефтезагрязнений на коловраток // Сибирский экологический журнал. 2012. № 4. С. 505–510.

22. Карташев А.Г., Смолина Т.В. Влияние нефтезагрязнений на почвенных беспозвоночных животных. Томск: В-Спектр, 2011. 146 с.

23. Карташев А.Г., Тулупова К.В. Выживаемость моллюсков при действии микропластика // Экология управления природопользованием. Экологическая безопасность территорий. 2021. С. 46–47.

24. Карташев А.Г., Ширшов Д.Е. Влияние микропластика на выживаемость аквариумных рыб // Экология управления природопользованием. Экологическая безопасность территорий. 2021. С. 47–48.

25. Карташев, А.Г., Шкарупо А.П., Кочеткова В.И. Влияние нефтезагрязнений на пресноводных моллюсков // Вестник НГВУ. 2017. № 1. С. 42–49.

26. Карташев А.Г. Экологические аспекты нефтедобывающей отрасли Западной Сибири. Томск: Изд-во Томск. гос. ун-та систем упр. и радиоэлектроники, 2007. 218 с.

27. К вопросу устойчивости *Limnodrilus hoffmeisteri* (Oligochaeta, Tubificidae) к нефтяному загрязнению / Д.С. Воробьев [и др.] // Вестник Томского государственного университета. Биология. 2008. № 2. С. 83–88. URL: <http://vital.lib.tsu.ru/vital/access/manager/Repository/vtls:000471826>.

28. Лукьянцева Л.В., Еманкулова Е.А. Видовой состав раковинных амеб донных отложений пойменных озер и участка реки Томи (г. Томск) // Вестник ТГПУ. 2015. № 2. С. 138–142.

29. Мазей Ю.А., Цыганов А.Н. Пресноводные раковинные амёбы. М.: Товарищество науч. изд. КМК, 2006. 300 с.

30. Михайлова Л.В., Акатьева Т.Г., Рыбина Г.Е. Токсичность и генетическая опасность донных отложений малых рек в районе нефтедобычи // Первый съезд токсикологов России: тезисы докладов. М., 1998. С. 300.

31. Михайлова Л.В. Токсичность и экологическая опасность донных отложений малых рек в районе нефтедобычи // I съезд токсикологов России 17–20 ноября 1998 г.: тезисы докладов. М., 1998.

32. Михайлова Л.В., Исаченко-Боме Е.А. Разработка и апробация норматива содержания нефти в донных отложениях поверхностных водных объектов // Водные ресурсы. 2012. Т. 39, № 5. С. 530–542

33. Михайлова Л.В. Регламентация нефти в донных отложениях (ДО) Сибирских водоемов // Фундаментальные исследования. 2008. № 2. С. 96–97.

35. Нижевич Е.И., Шкарупо А.П. Влияние микропластика на выживаемость аквариумных рыб // Научная сессия ТУСУР-2022: материалы Международной научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых, Томск, 18–20 мая 2022 г.: в 3 ч. Томск: В-Спектр, 2022. Ч. 2. С. 276–277.

37. Пахомова Н.А., Минченков Е.Е. Перспективы использования организмов-гетеротрофов сенного настоя для биотестирования нефтепродуктов // Фундаментальные исследования. 2012. № 4. С. 396–400.

38. Петухова Г.А. Механизмы устойчивости организмов к нефтяному загрязнению среды: моногр. Тюмень: Тюменский гос. ун-т, 2008. 171 с.

39. Попченко В.И. Использование сообществ донных беспозвоночных в биомониторинге пресных вод // Известия Самарского научного центра РАН. 1999. № 2. С. 212–217.

40. Попченко В.И., Попченко Т.В. Устойчивость малоцетинковых червей к химическим загрязнениям // Известия Самарского научного центра РАН. 1999. № 2. С. 201–203.

41. Пронин М.Е., Шкарупо А.П. Выживаемость раковинных амёб в средах с разной концентрацией микропластика // Научная

сессия ТУСУР-2022: сборник избранных статей научной сессии ТУСУР по материалам Международной научно-технической конференции студентов, аспирантов и молодых ученых, 18–20 мая 2022 г. 2022. С. 138–140.

42. Рузанова А.И., Воробьев Д.С. Оценка экологического состояния реки Васюган по донным сообществам // Материалы международной конференции «Экология и рациональное природопользование на рубеже веков. Итоги и перспективы». Томск, 2000. Т. 2. С. 202–204.

43. Рузанова А.И., Воробьев Д.С. Состояние донных сообществ бассейна реки Ягыльях (район нефтяных месторождений) // Экобиотехнология: борьба с нефтяным загрязнением окружающей среды. Пушино: ИБФМ РАН, 2001. С. 14–16.

44. Рузанова А.И., Залозный Н.А. Состояние донных сообществ русла Средней Оби // Природокомплекс Томской области. Биологические и водные ресурсы / под ред. А.М. Адама [и др.]. Томск, 1995. Т. 2. С. 96–102.

45. Рутман А.А., Карташев А.Г. Влияние микропластика различных видов на выживаемость дождевых червей. 2022. URL: <https://sci-article.ru/stat.php?i=1641582681>.

46. Садыкова М.Э. Связь типа питания рыб с количественным содержанием микропластика в кишечнике // Водные биоресурсы и аквакультура. 2020. С/ 481–484. URL: https://www.elibrary.ru/download/elibrary_42893233_72146584.pdf.

47. Степанова Н.Ю., Латыпова В.З., Бакаева Е.Н. Токсичность среды в отношении гидробионтов в условиях экспериментального моделирования нефтяного загрязнения водных объектов // Гидробионты в оценке токсичности вод суши / Е.Н. Бакаева, А.М. Никаноров. М.: Наука, 2006. 257 с.

49. Токсичность нефтезагрязненных донных отложений по отношению к пресноводным гидробионтам разного таксономического уровня / Л.В. Михайлова [и др.] // Водные экосистемы Сибири и перспективы их использования: материалы Всероссийской конференции с международным участием, посвященная 100-летию со дня рождения профессора, заслуженного деятеля науки РФ Б.Г. Иоганзена и 80-летию со дня основания кафедры ихтиологии

и гидробиологии ТГУ (Томск, 19–21 апреля 2011 г.). Томск, 2011. С. 332–335.

50. Хакимова К.Р. Влияние микропластика на выживаемость аквариумных рыб Данио // Электронный периодический научный журнал «SCI-ARTICLE.RU». 2022. № 105. С. 56–59. URL: https://sci-article.ru/number/05_2022.pdf (дата обращения: 22.01.2024).

51. Холмогорова Н.В. Динамика структуры макрозообентоса в условиях нефтяного загрязнения донных отложений // Вестник Самарского государственного университета. Сер. Естественно-научная. 2007. № 9/1. С. 336–343.

52. Шанина О.Г., Рябикина Т.В. Исследование влияния состава электролита на качество покрытия с целью регенерации его свойств // Технические науки — от теории к практике: сборник статей по материалам XXVII международной научнопрактической конференции. 2013. Ч. 1. № 27(1). С. 94–100.

53. Шилова Н.А. Влияние тяжелых металлов на представителей пресноводного фито-и зоопланктона в условиях засоления: дис. ... канд. биол. наук: 03.02.08. Саратов, 2014. 133 с.

54. Шкарупо А.П., Карулин А.А., Карташев А.Г. Устойчивость пресноводных раковинных амёб к нефтезагрязнениям // Электронный периодический научный журнал «SCI-ARTICLE.RU». 2022. № 104. С. 46–52. URL: https://sci-article.ru/number/04_2022.pdf (дата обращения: 15.01.2024).

55. Шкарупо А.П., Моргунова Е.Р., Карташев А.Г. Влияние нефти, бензина и сеноманских растворов на развитие аквариумных рыб группы *Roesilia Reticulata* // Актуальные тренды и перспективы развития науки, техники, технологий: сборник научных трудов по материалам международной научно-практической конференции (Белгород, 30 января 2019 г.) / под общ. ред. Е.П. Ткачевой. Белгород: Агентство перспективных научных исследований, 2019. С. 82–84.

56. Шкарупо А.П., Сусло В.В., Карташев А.Г. Влияние бензина и дизельного топлива на развитие пресноводных моллюсков *Marisa Corn uarietis* // Научные горизонты. 2018. № 12. С. 178–184.

57. Щекатурина Т.Л., Миронов О.Г. Аккумуляция углеводов нефти двустворчатыми моллюсками *Mytilus galloprovincialis* L. // Гидробиологический журнал. 1987. Т. 23, № 2. С. 71–76.

59. Andrady A.L. Microplastics in the marine environment // Marine Pollution Bulletin. 2011. Vol. 62. P. 1596–1605.

60. Annual report. Greenpeace 2006. Greenpeace International. URL: <https://www.greenpeace.org/international/publication/19720/annual-report-2006/> (accessed: 16.10.2021).

61. Arcellaceans as pollution indicators in mine tailing contaminated lakes near Cobalt, Ontario, Canada / E.G. Reinhardt [et al.] // Micropaleontology. 1998. Vol. 44. P. 131–148.

62. Are we underestimating microplastic abundance in the marine environment? A comparison of microplastic capture with nets of different mesh-size / Penelope K. Lindeque [et al.] // Environmental pollution. 2020. Vol. 265, part. A. P. 114721.

63. Athira N., Jaya D.S. Fish diversity of Anjarakandy River in Kerala, South India // J. Aquat. Biol. Fish. 2020. Vol. 8. P. 19–25.

64. Boenigk J., Arndt H. Bacterivory by heterotrophic flagellates: community structure and feeding strategies // Antonie van Leeuwenhoek. 2002. P. 465–480.

65. Chronic microfiber exposure in adult Japanese medaka (*Oryzias Latipes*) / Lingling Hu [et al.] // PLoS One. 2020. URL: <https://journals.plos.org/plosone/article?id=10.1371/journal.pone.0229962>.

66. Duis K. Microplastics in the aquatic and terrestrial environment: sources (with a specific focus on personal care products), fate and effects // Sci. Eur. 2016. Vol. 28, N 1. P. 2.

67. Early warning signs of endocrine disruption in adult fish from the ingestion of polyethylene with and without sorbed chemical pollutants from the marine environment / C.M. Rochman [et al.] // Science of the Total Environment. 2014. Vol. 493 (Suppl. C). P. 656–661. pmid:24995635.

68. Effect of copper in the protistan community of activated sludge / A. Nicolau [et al.] // Chemosphere. 2005. Vol. 58. P. 605–614.

69. Effects of different microplastics on nematodes in the soil environment: Tracking the Extractable Additives Using an Ecotoxicolo-

gical Approach / S.W. Kim [et al.] // Environmental Science & Technology. 2020. Vol. 54, N 21. P. 13868–13878.

70. Farrell P., Nelson K. Trophic level transfer of microplastic: *Mytilusedulis* (L.) to *Carcinusmaenas* (L.) // Environmental Pollution. 2013. Vol. 177. P. 1–3.

71. Fenchel T. Protozoan filter feeding // Progress in Protistology. 1986. P. 65–113.

72. Fenchel T. Suspension feeding in ciliated protozoa: functional response and particle size selection // Microbial Ecology. 1980. P. 13–25.

73. Geyer R., Jambeck J.R., Law K.L. Production, use, and fate of all plastics ever made // Science Advances. 2017. Vol. 3, N 7. Article No. e1700782. DOI: 10.1126/sciadv.1700782.

74. Gregory M.R., Andrady A.L. Plastics in the Marine Environment // Wiley, Hoboken Plastics and the Environment / ed. A.L. Andrady. 2003. P. 379–401.

75. High level of microplastic pollution in a large, remote, mountain lake / C.M. Free [et al.] // Marine pollution Bulletin. 2014. Vol. 85. P. 156–163.

76. Isolation of microplastics in biota-rich seawater samples and marine organisms / M. Cole [et al.] // Sci. Rep. 2014. Vol. 4, N 4528. DOI 10.1038/srep04528.

77. Kılıç Ece, Yücel Nebil, Şahutoğlu Seycan Mübarek. First record of microplastic occurrence at the commercial fish from Orontes River // Environ Pollut. 2022. Aug. 15. Vol. 307. P. 119576. DOI 10.1016/j.envpol.2022.119576.

78. Koraltan İdris, Mavruk Sinan, Güven Olgaç. Effect of biological and environmental factors on microplastic ingestion of commercial fish species // Chemosphere. 2022. Sep. Vol. 303, Pt. 2. P. 135101. DOI 10.1016/j.chemosphere.

79. Korn E.D., Weisman R.A. Phagocytosis of latex beads by *Acanthamoeba*. II. Electron microscopic study of the initial events // Journal of Cell Biology. 1967. Vol. 34, N 1. P. 219–227.

80. Metacommunity analysis of amoeboid protists in grassland soils / A.M. Fiore-Donno [et al.] // Scientific Reports. 2016. Vol. 6. P. 19068.

81. Microplastic particles cause intestinal damage and other adverse effects in zebrafish *Danio rerio* and nematode *Caenorhabditis elegans* / L. Lei [et al.] // *Sci. Total Environ.* 2018. Vol. 619. P. 1–8. URL: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.103>.

82. Microplastic pollution as a grand challenge in marine research: A closer look at their adverse impacts on the immune and reproductive systems / M. Sharifinia [et al.] // *Ecotoxicology and Environmental Safety.* 2020. P. 111109.

83. Mihai F.-C. Rural plastic emissions into the largest mountain lake of the eastern Carpathians // *Royal Society Open Science.* 2018. Vol. 5, N 5. P. 172396.

84. Moore C.J. Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, longterm threat // *Environ. Res.* 2008. Vol. 108, N 2. P. 131–139.

85. Moser M.L., Lee D.S. Afourteen-year survey of plastic ingestion by western North Atlantic seabirds // *Colon. Waterbird.* 1992. Vol. 15, N 1. P. 83–94.

86. Murphy F., Quinn B. The effects of microplastic on freshwater *Hydra attenuata* feeding, morphology & reproduction // *Environmental Pollution.* 2018. Vol. 234. P. 487–494. PMID: 29216486.

87. Naidoo T., Glassom D. Sea-surface microplastic concentrations along the coastal shelf of KwaZulu–Natal, South Africa // *Mar. Pollut. Bull.* 2019. Vol. 149. P. 110514. URL: <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul>.

88. Occurrence of microplastics in commercial fish from a natural estuarine environment / F. Bessa [et al.] // *Mar. Pollut. Bull.* 2018. Mar. Vol. 128. P. 575–584. DOI 10.1016/j.marpolbul.2018.01.044.

89. Pace M.L., Bailiff M.D. Evaluation of a fluorescent microsphere technique for measuring grazing rates of phagotrophic microorganisms // *Marine Ecology Progress Series.* 1987. P. 185–193.

90. Patterson R.T., Barker T., Burbidge S.M. Arcellaceans (the-camoebians) as proxies of arsenic and mercury contamination in north-eastern Ontario lakes // *J. Foraminifer. Res.* 1996. Vol. 26. P. 172–183.

91. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific central gyre / C.M. Boerger [et al.] // *Mar. Pollut. Bull.* 2010. Vol. 60, N 12. P. 2275–2278.

92. Polystyrene (nano) microplastics cause size-dependent neurotoxicity, oxidative damage and other adverse effects in *Caenorhabditis elegans* / L. Lei [et al.] // *Environ. Sci. Nano*. 2018. Vol. 5, N 8. P. 2009–2020.

93. Polythene and environment / Grover Alka [et al.] // *Environmental sciences: an international journal of environmental physiology and toxicology*. 2015. Vol 5, N 6. P. 1091–1105.

94. Predators promote defence of rhizosphere bacterial populations by selective feeding on non-toxic cheaters / A. Jousset [et al.] // *ISME Journal*. 2009. Vol. 3, N 6. P. 666–674.

95. Re-expression of ABI3-binding protein suppresses thyroid tumor growth by promoting senescence and inhibiting invasion / F.R. Latini [et al.] // *Endocr. Relat. Cancer*. 2008. Vol. 15, N 3. P. 787–799.

96. Riverine plastic emission from Jakarta into the ocean / T. Emmerik [et al.] // *Environmental Research Letters*. 2019. Vol. 14, N 8. P. 084033.

97. River plastic emissions to the world's ocean / Lebreton Laurent C.M. [et al.] // *Nature Communications*. 2017. URL: <https://www.nature.com/articles/ncomms15611>.

98. Rogers K. Microplastics. URL: <https://www.britanica.com/technology/microplastic> (accessed 15.10.2021).

99. Seasonality of riverine macroplastic transport / T. Emmerik [et al.] // *Scientific Reports*. 2019. Vol. 9, N 1. P. 1–9.

101. Structure of microbial communities in Sphagnum peatlands and effect of atmospheric carbon dioxide enrichment / E.A.D. Mitchell [et al.] // *Microb. Ecol*. 2003. Vol. 46. P. 187–199.

102. Weisman R.A., Korn E.D. Phagocytosis of latex beads by *Acanthamoeba*. I. Biochemical properties // *Biochemistry*. 1967. Vol. 6, N 2. P. 485–497.

103. Wood S.A., Bradford M.A. Leveraging a New Understanding of how Belowground Food Webs Stabilize Soil Organic Matter to Promote Ecological Intensification of Agriculture. Chapter 4. Academic Press, Soil Carbon Storage, 2018. P. 117–136.

104. Wurl O., Obbard J.P. A Review of Pollutants in the Sea-Surface Microlayer (SML): A Unique Habitat for Marine Organisms //

Marine Pollution Bulletin. 2004. Vol. 48, N 11-12. P. 1016–1030.
DOI 10.1016/j.marpolbul.2004.03.016.

105. Microplastics in four estuarine rivers in the Chesapeake Bay, USA / L. Yonkos [et al.] // Environ. Sci. Technol. 2014. Vol. 48. P. 14195–14202.

Оглавление

Введение	3
1 Экологическое значение загрязнений окружающей среды микропластиком	
1.1 Распространенность микропластика в пресноводных водоемах	4
1.2 Химические, физические свойства и токсичность различных видов микропластика	10
1.3 Влияние микропластика на гидробионтов	15
2 Биотропность микропластика для рыб и беспозвоночных животных	
2.1 Влияние микропластика на выживаемость рыб Данио рерио.....	23
2.2 Выживаемость рыб Данио рерио при действии вытяжки пеноплекса	25
2.3 Содержание микропластика в желудке рыб.....	26
2.4 Влияние микропластика пеноплекса на выживаемость барбусов.....	28
2.5 Влияние микропластика на размножение и развитие гуппи	30
2.6 Влияние различных видов микропластика на моллюсков	32
2.7 Выживаемость дождевых червей при загрязнении почв микропластиком.....	40
3 Влияние нефти и нефтепроизводных на пресноводных раковинных амеб	
3.1 Адаптация сообществ пресноводных раковинных амеб к изменениям окружающей среды	44
3.2 Адаптация сообществ пресноводных раковинных амеб к микропластикам	57
3.3 Влияние вытяжки полистирола на выживаемость пресноводных раковинных амеб	59
3.4 Влияние микропластика пенополистирола на пресноводных раковинных амеб	61
3.5 Влияние микропластика полистирола на пресноводных раковинных амеб	63
3.6 Влияние микропластика пеноплекса на выживаемость тубифицид	65
3.7 Влияние нефти на пресноводных раковинных амеб	69
3.8 Влияние мазута на пресноводных раковинных амеб	76

3.9 Влияние бензина и дизельного топлива на численность и видовое разнообразие пресноводных раковинных амёб	78
3.10 Влияние загрязнений водоемов аккумуляторами на сообщества пресноводных раковинных амёб	88
3.11 Влияние неповрежденных аккумуляторов на выживаемость пресноводных раковинных амёб	90
3.12 Влияние поврежденных аккумуляторов смартфонов на пресноводных раковинных амёб	92
4 Влияние нефти и нефтепродуктов на коловраток, инфузорий и моллюсков	
4.1 Биотропность донных гидробионтов к нефтезагрязнениям	97
4.2. Адаптация сообществ планктонных коловраток к нефти и нефтепродуктам	104
4.3 Влияние нефти на выживаемость моллюсков	110
Заключение	121
Литература	123

Научное издание
Карташев Александр Георгиевич
Шкарупо Анастасия Петровна
**БИОТРОПНОСТЬ МИКРОПЛАСТИКА,
НЕФТИ И НЕФТЕПРОДУКТОВ**
Монография

Подписано в печать 25.03.24. Формат 60x84/16.
Усл. печ. л. 7,91. Тираж 100 экз. Заказ № 25.

Федеральное государственное бюджетное
образовательное учреждение высшего образования
«Томский государственный университет
систем управления и радиоэлектроники»
634050, г. Томск, пр. Ленина, 40.
Тел. (3822) 533018.