

ФГАОУ ВО «ТЮМЕНСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ УНИВЕРСИТЕТ»

На правах рукописи

Артеменко Сергей Владимирович

**ОЦЕНКА КАЧЕСТВА ВОД РЕК ТУРЫ И ЕЛЫКОВА В ЗОНАХ
ТЕХНОГЕННОГО ВЛИЯНИЯ МЕТОДАМИ БИОТЕСТИРОВАНИЯ**

Специальность 03.02.08 – Экология (биология)

диссертация на соискание ученой степени

кандидата биологических наук

Научный руководитель: д.б.н. профессор

Г.А. Петухова

Тюмень - 2017

ОГЛАВЛЕНИЕ

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И АББРЕВИАТУР	4
ВВЕДЕНИЕ	5
ГЛАВА 1. ОТВЕТНЫЕ РЕАКЦИИ ГИДРОБИОНТОВ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕЧНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)	9
1.1. Загрязнение речных поверхностных вод	9
1.1.1. Особенности формирования гидрохимического режима речных систем Тюменской области	9
1.1.2. Эколого-географическая характеристика реки Туры	17
1.1.3. Эколого-географическая характеристика реки Елыкова	20
1.2. Реакции гидробионтов на изменение качества окружающей среды	24
1.2.1. Специфика формирования токсичности техногенными веществами	24
1.2.2. Формирование ответных реакций гидробионтов	42
ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ	50
2.1. Характеристика использованного материала	50
2.2. Описание районов забора проб воды	53
2.2.1. Описание районов забора проб воды из р. Туры	53
2.2.2. Описание районов забора проб воды из р. Елыкова	55
2.3. Методика отбора проб воды, химического анализа и определение класса качества речных вод	57
2.4. Методики постановки эксперимента	60
2.5. Методы математической обработки	67
2.6. Перечень использованного оборудования	68
ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ ТУРЫ В 2009 - 2012 гг.	69
3.1. Оценка гидрохимических параметров для исследуемых зон реки Туры	69
3.2. Оценка степени загрязненности вод на основе реакций <i>Paramecium</i> <i>caudatum</i>	72
3.3. Оценка степени загрязненности вод реки Туры на основе реакций <i>Daphnia</i> <i>magna</i>	92
3.4. Оценка степени загрязненности вод реки Туры на основе реакций <i>Planorbis corneus</i>	103
3.5. Характеристика КЕП в оценке состояния исследуемых зон реки Туры	118

ГЛАВА 4. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ ЕЛЫКОВА В 2009-2012 гг.	123
4.1. Оценка гидрохимических параметров для исследуемых зон реки Елыкова	123
4.2. Оценка степени загрязненности вод реки Елыкова на основе реакций <i>Paramecium caudatum</i>	125
4.3. Оценка степени загрязненности вод реки Елыкова на основе реакций <i>Daphnia magna</i>	133
4.4. Оценка степени загрязненности вод реки Елыкова на основе реакций <i>Planorbis corneus</i>	136
4.5. Характеристика КЕП в оценке состояния исследуемых зон реки Елыкова	145
ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД РЕК ТУРЫ И ЕЛЫКОВА	149
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	157
ВЫВОДЫ	161
СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ	163
ПРИЛОЖЕНИЯ	200

СПИСОК СОКРАЩЕНИЙ И АББРЕВИАТУР

АФА — активная форма азота

АФК — активная форма кислорода

ДА – двигательная активность

КЕП – коэффициент естественного прироста

ПАВ – поверхностно активные вещества

ПАУ — полиароматические углеводороды

ПДК – предельно допустимая концентрация

ПОЛ — перекисное окисление липидов

ПЭТ — полиэтилентерефталат

СПАВ – синтетические поверхностно-активные вещества

УВ – углеводороды

ФА – фагоцитарная активность

ХТ — хемотаксис

Е – река Елыкова

Т – река Тура

ВВЕДЕНИЕ

В Российской Федерации более 2,5 млн рек [1]. Подавляющее большинство (около 95%) рек имеет длину менее 10 км. Эти малые реки и речушки формируют около половины суммарного речного стока. Только 47 рек имеют длину более 1000 км и считаются большими [2]. При этом, техногенному влиянию подвергаются многие реки, которые не используются для нужд населения. Малые реки севера Тюменской области, например, Елыкова, часто расположены вблизи нефтедобывающих предприятий. В свою очередь, загрязнение малых рек суммируется при слиянии в более крупные водотоки, что, в сочетании с техногенными факторами, формирует проблему переноса загрязнения на большие расстояния и формирования сложного токсичного комплекса растворённых веществ. Под влиянием этих факторов складывается химический состав больших рек, например, р. Туры [3, 4], на берегах которых расположено несколько городов [5].

Комплексное техногенное влияние на экосистемы рек активно исследуется как на экосистемном уровне, так и на биохимическом [6, 7, 8 и др.]. В связи с большим объёмом внутренних вод, в России этому вопросу уделяется особое внимание. Загрязнение рек изучается комплексно с учётом физико-химических [9, 10, 11 и др.], биологических [12, 13, 14 и др.] и гидродинамических особенностей [15, 16, 17 и др.]. Есть ещё один компонент, который учитывается реже – это способность к самоочищению [18, 19, 20 и др.]. Особую роль в оценке качества вод отводят живым организмам, но нет однозначного соответствия показателей жизнедеятельности классам качества воды. Кроме того, многие ответные реакции рассматриваются по отдельности, что затрудняет оценку специфического влияния токсикантов. Для формирования наиболее полного представления о механизмах токсичности комплексного загрязнения речных вод необходимо использовать наиболее чувствительные группы показателей жизнедеятельности тест-объектов,

обладающие не только индикаторной, но и прогностической ценностью для экосистемы.

Цель исследований — оценка качества воды рек Туры и Елыкова в зонах техногенного влияния по изменению показателей жизнедеятельности инфузорий (*Paramecium caudatum*, Ehrenberg, 1838), дафний (*Daphnia magna*, Straus, 1820), моллюсков (*Planorbis corneus*, Linnaeus, 1758) и гидрохимических параметров.

Для достижения обозначенной цели были поставлены и выполнены следующие задачи:

1. Проанализировать основные гидрохимические показатели в пробах воды из исследуемых зон рек Туры и Елыкова в период с 2009 по 2012 гг.
2. Установить наиболее загрязнённые зоны рек на основе лабораторных исследований ответных реакций *P. caudatum*, *D. magna* и *P. corneus* в пробах речной воды.
3. Исследовать изменение качества вод при прохождении через сеть меандр и зон с изменениями рельефа дна рек Туры и Елыкова.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Снижение качества воды в исследованных зонах рек Туры и Елыкова происходит за счёт увеличения концентрации загрязняющих веществ, в основном фенолов и нефтепродуктов. Имеются локальные зоны, где качество воды снижается ниже среднего уровня «грязная» (по УКИЗВ – Р 52.24.763-2012) до «очень грязная» и «экстремально грязная»
2. Эффективность использования коэффициента естественного прироста и этологических тест-функций лабораторных организмов выше, чем их физиологических показателей, при оценке общего уровня загрязнённости вод методами биотестирования.
3. При длительном техногенном влиянии формируются локальные

зоны рек со сходным уровнем воздействия на показатели жизнедеятельности модельных гидробионтов.

Научная новизна. Впервые показана роль меандрирования в самоочищении вод реки Туры после прохождения по территории г. Тюмени.

Впервые произведено детальное сравнение поведенческих и физиологических ответных реакций *P. caudatum*, *D. magna* и *P. corneus* в условиях комплексного загрязнения для реки Туры. Комплексная характеристика зон техногенного влияния реки Туры по ответным реакциям тест-объектов в черте города Тюмени не проводилась с 2003 года.

Впервые для реки Елыкова производилось определение качества воды методами биотестирования.

Впервые оценка качества речной воды методами биотестирования производилась с использованием коэффициента естественного прироста (КЕП).

Практическая значимость. Подробный анализ качества вод позволил выявить негативное влияние загрязненности вод из рек Туры и Елыкова на живые организмы. На основе заключения из проделанной работы было направлено обращение в Нижне-Обское бассейновое управление с просьбой пересмотреть меры по контролю за качеством воды, в т.ч. транзитной миграции загрязнения.

Использованные в ходе написания диссертации методики были опубликованы в учебно-методическом комплексе «Практикум по профилю» и могут быть использованы для учебного процесса студентов профильных и непрофильных специальностей.

На основе полученных данных о наличии зон с разным уровнем загрязнения разрабатывается проект по очистке водоёмов и водотоков с использованием фиторемедиации. На реализацию проекта был выигран конкурс УМНИК-2016.

Апробация результатов исследований. Материалы диссертационного исследования были представлены на II научно-практической конференции с

международным участием «Эколого-биологические проблемы Сибири и сопредельных территорий» (Нижевартонск, 2011); I всероссийской конференции с международным участием «Физиологические, биохимические и молекулярно-генетические механизмы адаптации гидробионтов» (Борок, 2012).

Опубликованность результатов. По материалам диссертации опубликовано 10 научных работ, из них 3 – в журналах из перечня ВАК.

Структура и объем работы. Диссертация состоит из введения, 5 основных глав, заключения, выводов и приложений. Список литературы включает 282 источника, в том числе 21 на иностранном языке. Диссертация изложена на 196 страницах машинописного текста, содержит 16 таблиц, 53 рисунка, 11 приложений.

Выражаю большую признательность и благодарность: д.х.н. Т.А. Кремлёвой за помощь в химическом анализе проб воды, к.б.н. Л.В. Михайловой за помощь в подборе данных литературы о современном состоянии проблемы.

Особую благодарность выражаю научному руководителю д.б.н., профессору Г.А. Петуховой.

ГЛАВА 1. ОТВЕТНЫЕ РЕАКЦИИ ГИДРОБИОНТОВ НА ЗАГРЯЗНЕНИЕ РЕЧНЫХ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД (ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ)

1.1. Загрязнение речных поверхностных вод

1.1.1. Особенности формирования гидрохимического режима речных систем Тюменской области

Река — постоянный поток пресной воды. Он питается дождевыми, снеговыми, ледниковыми и подземными водами. В засушливых зонах временно пересыхает. Он течет в разработанном им русле или нескольких сходящихся и расходящихся каналах и впадает в озёра, другие реки и моря [21, 22, 23]. Значение таких естественных водотоков как для природных сообществ, так и для человека очень велико.

В России более 2,8 млн рек общей длиной 12,4 млн км. 90 % суммарного годового стока приходится на бассейны Тихого и Ледовитого океанов. Реки отличаются между собой по различным параметрам, будь то длина от истока до устья, уровень вод или глубина промерзания в зимнее время.

К категории больших рек относятся равнинные водотоки, имеющие бассейн площадью более 50 000 км². Как правило, это реки, бассейны которых располагаются в нескольких географических зонах, а гидрологический режим не свойственен для рек каждой географической зоны в отдельности [24]. Для Тюменской области большими реками могут считаться Обь, Тобол, Иртыш и др.

К категории средних рек отнесены равнинные водотоки, бассейны которых располагаются в одной гидрографической зоне, имеют площадь от 2 000 до 50 000 км², а их гидрологический режим свойственен для рек этой зоны [24]. К таким рекам можно отнести Большой Салым, Ишим, Тура и мн. другие.

К категории малых рек относятся водотоки, бассейны которых располагаются в одной гидрографической зоне, имеют площадь не более 2 000

км², гидрологический режим которых под влиянием местных факторов может быть не свойственен для рек этой зоны [24]. Примеры рек, относящихся к этой категории: Елыкова, Актай, Каменка и мн. др.

Согласно ГОСТу 17.1.1.02-77, с учётом физико-географических признаков, характера маловодной фазы, гидрологического режима, а, также, водности, водотоки подразделяются на I - III классы и А, Б подклассы [25].

Водные ресурсы Тюменской области формируются, в основном, за счёт транзитного стока рек Тобол, Иртыш, Обь. Крупными реками также являются Таз, Пур, Надым [26].

Обский район имеет ряд особенностей, определяющих специфику гидрохимического режима природного характера:

- широкое распространение болот, сформировавшихся в условиях избыточного увлажнения, слабой дренированности и наличия многолетней мерзлоты;
- длительный период весеннего половодья и летне-осенних паводков;
- зимний дефицит кислорода, расходуемого на окисление большого количества органики болотных вод, питающих реки;
- слабые процессы бактериальной нитрификации в зимний период;
- накопление аммония и сернистых продуктов анаэробного гниения органических веществ;
- небольшие скорости рек;
- климатические факторы, определяющие пониженную самоочищающую способность природных вод;
- длительный ледостав, препятствующий аэрации, следствием которого являются зимние заморы на реках и озёрах [27].

Основываясь на современных взглядах на структуру и функционирование сообществ организмов в речных системах, можно выделить теорию континуальности, получившую наибольшее развитие [28, 29]. Исходя из

формулировки концепции речного континуума, характеризующей речную систему как некую целостность, следует, что преобразования в потоке идут вниз по ходу течения в сторону увеличения ширины и глубины русла, снижения проточности, степени его освещенности и развитости первичных продуцентов, а, как следствие, и консументов [29]. По мере передвижения водной массы от истоков к устью реки закономерно наблюдаются изменения качества среды обитания водных организмов, как за счет биотических факторов, т. е. из-за жизнедеятельности самих организмов, так и абиотических. Градиентные изменения, в свою очередь, влияют и на структурно-функциональные особенности сменяющих друг друга биоценозов. При этом, состояние любого локального речного сообщества в большей степени зависит от зоны, лежащей по течению выше, чем от факторов данной зоны.

Концепция речного континуума - это характеристика плавной и последовательной смены одних групп сообществ другими, в направлении от быстротекущих мелководных и затененных зон к медленнотекущим глубоководным и открытым зонам водотока [30].

Весь комплекс экологических факторов, в той или иной мере влияющих на формирование водных объектов, можно разделить на два типа: климатические и подстилающей поверхности [31]. К последним относится и антропогенный фактор.

Гидрохимический режим поверхностных водотоков формируется под влиянием экологических факторов в условиях интенсивной хозяйственной деятельности на водосборах. Кроме общеизвестных природных воздействий качество воды в реках формируют точечные и рассеянные источники техногенной нагрузки, а также интенсивность явления эвтрофирования. Проявление действия отдельных техногенных и природных факторов вызывает суммарные (синергетические) эффекты воздействия и влияет на естественный гидрохимический режим водотока [32, 33].

Производственная (техногенная) деятельность человека - мощный

экологический и геохимический фактор. Этот фактор постоянно преобразует и перераспределяет химические соединения, а также увеличивает скорость миграции огромных масс химических элементов, что приводит к изменению естественного фона среды обитания гидробионтов. Химический фон - один из главных механизмов изменения структуры сообщества и регуляторов скорости её развития, т. к. оказывает лимитирующее влияние на морфогенетические и поведенческие реакции, рост и развитие простейших, ракообразных, рыб, земноводных, моллюсков, зоо- и фитопланктона и других групп гидробионтов [34]. На современном этапе, количество рек, вовлеченных в хозяйственную деятельность человека, практически не меняется ни при каких обстоятельствах: экономического положения государства или региона, уровня развития промышленности и сельского хозяйства [33, 35].

Большинство городского и сельского населения проживает на берегах малых рек. Местное население издавна использует водотоки для хозяйственно-бытового и питьевого водоснабжения, орошения сельскохозяйственных угодий, огородов, садов и других объектов, для рекреационных целей (купание и отдых у воды и на воде), а заливные пойменные луга - для заготовки кормов и выпаса скота [33, 36]. Интенсивное использование малых рек приводит к появлению серьезных вопросов об их экологическом состоянии [33, 35]. Большой спектр водопользования не может не влиять на естественную структуру водотока как напрямую, так и опосредованно. Например, внесение большого количества фосфатных удобрений на сельскохозяйственных угодьях сильнее влияет на сообщества организмов реки и на качество воды, чем на сами почвы [37].

Взросшие масштабы влияния хозяйственной деятельности на бассейны водных объектов вызывают изменения состояния поверхностных и подземных вод. Как правило, негативные последствия таких воздействий на малых реках и водоемах проявляются острее и быстрее, чем на средних и крупных водотоках. Происходит интенсивное загрязнение малых рек из точечных и рассредоточенных источников, изменения речного стока и, как следствие,

ухудшение состояния водной биоты. Урбанизация территории сопровождается сложными процессами изменения элементов водного баланса, качества воды водных объектов, а также сложившихся биоценозов [33, 38, 39].

Протекающие в черте города водотоки всегда подвергаются сильному техногенному воздействию. Протекая в естественных природных понижениях местности, реки принимают в состав своих вод загрязненные стоки с прилегающих территорий с таянием снегов, дождевые и ливневые смывы, аварийные утечки и др. Чаще всего в водотоки осуществляются периодические или постоянные сбросы расположенных неподалёку предприятий, а по берегам возникают несанкционированные мусорные свалки [40]. Анализ вод и почв на таких участках часто может выявить специфичные для производств загрязнители. Так, признаком деятельности ЦБК являются превышения ПДК аммония, железа и марганца [41]. Наряду с химическими факторами возникают изменения на физическом уровне, например, тепловое загрязнение рек стоками ТЭЦ [43]. Стоит также учитывать, что многие «городские» водотоки посезонно испытывают рекреационную нагрузку, вследствие которой могут происходить существенные преобразования водных и прибрежных биотопов [44].

В числе приоритетных и широко распространенных поллютантов находятся ароматические углеводороды. Некоторые моно- и низкомолекулярные полициклические ароматические углеводороды (ПАУ) являются высоко токсичными, а большая часть высокомолекулярных ПАУ обладают тератогенными, канцерогенными и генотоксичными свойствами. ПАУ — гидрофобные (жирорастворимые) вещества, вследствие чего, устойчивы к биодеструкции. В загрязненных речных экосистемах ПАУ проникают в пищевые сети через аккумуляцию в тканях живых организмов и вызывают физиологические функциональные расстройства у гидробионтов различного уровня организации [6, 45].

Попадая в реку, нефть распределяется по поверхности, высвобождая свои легко испаряющиеся и водорастворимые компоненты. До 15 % углеводородов,

содержащихся в нефти может переходить в растворенное состояние [46]. Образование растворимых форм относится к низкомолекулярным УВ алифатического ряда с ароматической структурой. Превышение указанных уровней содержания алифатических УВ обычно сопровождается образованием водорастворимых эмульсий и появлением пленки на поверхности воды [47].

Стоит учесть, что большая часть малых рек Тюменского региона имеет питание от болот. Вследствие такого питания, вода в реке может иметь некоторый процент углеводородов уже в самом истоке. Это могут быть углеводороды как естественного происхождения, так и вследствие загрязнения [48]. Как правило, в незагрязненных речных водах концентрация естественных углеводородов колеблется от 0,01 до 0,2 мг/л. Наличие естественных УВ определяется трофностью водного объекта, зависит от продуктивности и деградации фитопланктона, интенсивности деятельности бактерий и т. д. Характер вертикального и горизонтального распределения техногенных и естественных углеводородов по акватории рек непостоянен и весьма сложен [49].

При поступлении в водную экосистему токсичные элементы накапливаются в ее компонентах и могут вызывать риски вторичного загрязнения. Это приводит к неблагоприятным последствиям для жизнедеятельности биоты и нарушает устойчивость самой экосистемы [50, 51, 52]. Биодоступные формы токсичных элементов оказывают прямое воздействие на живые организмы. Оно может выражаться в виде мутагенных, канцерогенных, эмбриотоксических, гонадотоксических и других эффектов [51, 53, 54]. Поступление токсикантов можно контролировать. Прогнозирование их распределения по компонентам водной экосистемы представляет значительные трудности [55].

Основными составляющими сельскохозяйственных, коллекторных и промышленных сбросов являются катионы натрия Na^+ и аммония NH_4^+ , сульфид ион S^- , легко окисляющийся до сульфат-иона SO_4^{2-} , например,

молибдат - ион $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24}$, который входит в состав ингибиторов коррозии металлов в воде, и состав удобрений. На текущий момент, достоверно неизвестно какие именно морфологические и функциональные изменения на уровне клеток, тканей или их производных вызывают Na_2S или сульфат натрия Na_2SO_4 , тетрааквапарамолибдат аммония $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ и их сочетания. Так же не поддаётся прогнозу воздействие этих соединений на репродуктивную функцию и способность к адаптации при активно изменяющихся условиях среды для многоклеточных и одноклеточных гидробионтов, относящихся к первому уровню гетеротрофов в пресноводных экосистемах [56].

Наряду с ПАУ и сложными органическими соединениями, значимым фактором является загрязнение водной среды тяжелыми металлами. Данный вид загрязнителя может поступать как прямым путём, так и опосредованным. Прямое поступление происходит со сбросами, стоками или оседанием из воздуха. Опосредованное - со смывами с прилегающих площадей, в т.ч. с талыми водами в весенний период.

Таким образом, к основным факторам антропогенного загрязнения относят: промышленные выбросы, сбросы и отходы, транспорт, сельскохозяйственные химикаты, удобрения и химические мелиоранты [57].

Одной из важных составляющих при формировании гидрохимического режима речных систем – это способность рек к самоочищению. Под самоочищением водной среды понимают совокупное влияние физических, химических, биологических факторов и процессов, направленных на снижение содержания загрязняющих веществ в воде до уровня, не представляющего угрозы для функционирования экосистемы. В экологическом смысле «самоочищение» является следствием способности к саморегулированию, через процессы включения поступивших в водный объект веществ в биохимические круговороты с участием биоты и физико-химических факторов [58, 59, 60]. Стимулирование самоочистки рек приводит к снижению уровня тяжелых металлов в тканях животных [61], а также включению поступающих в воду

веществ в общий биогеохимический цикл.

Скорость самоочищения водных экосистем зависит как от характера самой экосистемы, так и от особенностей и концентрации поллютантов [62]. Стабилизирующим звеном является обширная площадь заросших мелководий, наличие неоднородности рельефа дна и обилие меандр. Макрофиты береговой линии способны к фильтрации, минерализации и окислению органических веществ, а также аккумулярованию (выведению) большого количества загрязняющих веществ из экосистемы реки, поэтому они являются необходимым звеном фиторемедиации вод. Макрофиты оказывают влияние на повышение концентрации кислорода в воде, из-за чего происходит увеличение окисления органического вещества и ускорение процесса нитрификации и, как следствие этого, снижение количества нитратов в воде [63, 64].

Одним из ведущих факторов в формировании растительного и почвенного покровов является, как известно, рельеф – фактор перераспределения тепла и влаги [65]. Пойма не исключение, однако рельеф здесь является производным от типа руслового процесса. Перепады высот складываются в основном за счёт системы грив и межгривных понижений, сложенных песчаных аллювием [66]. Меандрирование рек, как свободное, так и вынужденное, представляет собой извилистость реки, образованное наличием вихревого тока воды на определённом участке русла. Свободное меандрирование развивается в широких речных долинах, склоны которых не ограничивают свободное развитие плановых деформаций русла, а ход глубинных деформаций в многолетнем плане тесно увязан с развитием плановых деформаций [67]. Рельефность в сочетании с прибрежной растительностью являются важным звеном в самоочищении рек, что отражается как на гидрохимическом составе, так и на состоянии гидробионтов [68].

В настоящее время для характеристики состояния речных систем часто используются только данные гидрохимических исследований. При этом, даже постоянный физико-химический мониторинг не всегда позволяет полноценно

оценить происходящие в водотоке изменения. Ученые уже долгое время обосновывают необходимость комплексного подхода при оценке состояния природных вод, при этом, обязательно с использованием биологических индикаторов [69]. Биологические методы выявляют не только интенсивность и степень воздействия того или иного токсиканта, но и отображают динамику распространения загрязнения экосистемы во времени и пространстве [43].

1.1.2. Эколого-географическая характеристика реки Туры

Река Тура является объектом № 14010501212111200004350 государственного водного реестра РФ. Классифицируется как водоток ПА [24] или большая река [24]. Относится к типу D по климатической классификации рек [17]. Относится к рекам гидрокарбонатного типа средней минерализации по О.А. Алекину [70].

Площадь водного бассейна составляет 80 400 км². Река относится к бассейну реки Оби: р. Тура — р. Тобол — р. Иртыш — р. Обь. Протяжённость 1060 км. Из них 260 км (нижнее течение) – по территории Тюменской области. Верхнее и среднее течение приходится на Свердловскую область [27].

Река имеет преимущественно снеговое питание с участием дождевого и грунтового, хотя количество осадков в зимний период значительно меньше, чем в летний [71]. Это объясняется тем, что дождевая вода расходуется не только на поверхностный сток, но и на испарение, проникновение в почву, использование растительностью [72]. Характерными чертами как для Туры, так и для рек Западной Сибири, являются весеннее половодье, летняя межень (с паводками в периоды интенсивных ливневых дождей), зимняя межень, ледостав на 5-6 месяцев (с конца октября - первой половины ноября до середины - конца апреля) [73].

В водотоках бассейна реки Туры обнаружено 298 видов и крупных таксонов макрозообентоса. Преимущественно это амфибиотические насекомые

(хируномиды - 101, ручейники - 34, мокрецы - 17, поденки - 14, жуки - 8, стрекозы - 7), моллюски (брюхоногие - 32, двустворчатые - 13) и черви (олигохеты - 24, пиявки - 6) [74].

Из-за длительного поступления загрязняющих веществ, видовой состав ихтиофауны сократился более чем в два раза. Исчезли ценные (наиболее чувствительные) виды рыб. Промышленный лов не ведётся, а основными объектами любительского лова стали плотва, лещ, язь, елец, уклея, щука, окунь, ёрш [75, 76, 77].

Река Тура - главная и единственная водная артерия г. Тюмени. Она определяет ландшафтную структуру города и пригородной зоны, служит местом отдыха горожан, в то же время, выступает основным источником водоснабжения и объектом водоотведения [78].

Для бытового использования вода поступает с трех водозаборов. Вода в реке Туре в месте водопользования (по данным ФГБУ Тюменский ЦГМС за 2012 г.) по водопосту г. Тюмень характеризуется как «грязная» 4Б класса. Величина УКИЗВ 4,34 - 5,99 [79]. Водоемы города Тюмени по влиянию на состояние лабораторной культуры *Paramecium caudatum* в разные сезоны года оценены как токсичные на уровне от «умеренной» до «очень высокой» (4 - 1 класс токсичности), по суммарному химическому показателю (ИЗВ6) — как «умеренно загрязненные» – «чрезвычайно грязные» (III - VII класс качества). В р. Туре не обеспечено соблюдение рыбохозяйственных и санитарно-гигиенических критериев качества воды и донных отложений [74].

В границах г. Тюмени сбросы осуществляют 6 хозяйствующих субъектов. Они расположены ниже городского водозабора и, соответственно, не влияют на качество воды в этом районе. В пределах Тюменской области 36 предприятий через 48 водовыпусков организуют сбросы непосредственно в водотоки, а 17 производят сбросы на рельеф. В нижнем течении реки Туры качество воды ухудшается до категории «очень грязная» [12].

В число техногенных источников, загрязняющих водные объекты,

входят предприятия строительного комплекса, машиностроения, легкой и пищевой промышленности, металлообработки, лесной и деревообрабатывающей промышленности, речного транспорта и коммунального хозяйства, которые производят сбросы в бассейн р. Туры [80]. Вода загрязняется стоками предприятий машиностроительной, деревообрабатывающей и пищевой промышленности, а также объектами теплоэнергетики и МУП «Водоканал» [81]. По материалам Е.С. Ереминой (2005 г.), в р. Туру выведено более 25 ливневых коллекторов, по которым осуществляется сброс ливнестоков со всей территории г. Тюмени. Предварительная очистка ливнестоков не производится [82]. Исследование химического состава талой снежной воды [83] говорит о высокой степени загрязнения тяжёлыми металлами, которые, в конечном итоге, попадают в реку.

В постановлении президиума исполкома Тюменского горсовета руководства по качеству (РК) и нормативной документации (НД) от 10. 11. 1935 года отмечено, что река Тура в результате проводившегося ряд лет молевого сплава была засорена утонувшим лесом. На берегу реки сооружались деревянные боны для хранения брёвен ожидающих обработки. Впоследствии была проведена минимальная очистка дна от затонувшего леса, но дно по-прежнему считается «деревянным». Разлагающаяся древесина формирует высокий фенольный фон в речной воде [84].

Наряду с локальными факторами, наибольшее влияние на качество природных вод оказывает перенос загрязнителей с территории соседней области [3, 4, 85]. Подобное загрязнение происходит в связи с тем, что около 90 % площади бассейна реки Туры находится на территории Свердловской области. В Свердловской области организованные сбросы в р. Туру осуществляют 16 хозяйствующих субъектов. За сброс промышленных и муниципальных сточных вод в бассейн р. Туры на территории Свердловской области отчитываются 165 водопользователей [86].

В целом по бассейну сбрасывается 658,4 млн м³ / год сточных вод, из

них: без очистки - 119,1 млн м³ (18 % от общего сброса), недостаточно-очищенных - 460,0 млн м³ (70 %) [86].

Также на качество речных вод влияют утечки из канализационных сетей, неорганизованные стоки с территории сельскохозяйственных угодий и населенных пунктов, отсутствие своевременной очистки берегов водохранилищ, разгрузка загрязненных подземных вод [78]. По этой причине поверхностные воды большей части бассейна реки Туры загрязнены ртутью, марганцем, медью, свинцом, цинком, мышьяком, железом, нефтепродуктами, фенолами, аммонийным и нитритным азотом, СПАВ и др. [4, 78, 79, 87, 88]. За период с 1978 по 1992 г. в Туру сбрасывалось около 35 химических поллютантов [3]. Также установлено превышение ПДК для более чем 20-ти тяжёлых металлов и других соединений [89]. По мнению некоторых исследователей, серьезное опасение вызывает и радиоактивное загрязнение реки Туры, привносимое ее правобережным притоком р. Пышма [90]. Отдельные исследования показывают, что радиоактивное загрязнение не является преобладающим. Так концентрации, например, трития в реке Туре близки к уровню техногенного фона (2-12 Бк/л) [91]. При этом, нельзя исключать возможность синергетического влияния поллютантов.

1.1.3. Эколого-географическая характеристика реки Елыкова

Река Елыкова (Елыкова, Елыковская) является объектом №15020100112115200051918 государственного водного реестра [92]. Классифицируется как водоток класса ШБ [25] или малая река [24]. Относится в рекам гидрокарбонатного типа средней минерализации [70]. Объём годового стока р. Елыкова составляет $110 \cdot 10^6$ м³. Протяжённость реки составляет 25 км. В своём устье впадает в реку Малый Салым (№ 13011100212115200050338). Река относится к бассейну реки Оби: р. Елыкова — р. Малый Салым — р. Большой Салым (№13011100212115200049660) — р. Обь.

Река Елыкова протекает в Ханты-Мансийском районе Ханты-Мансийского автономного округа Тюменской области. В географическом отношении река расположена по центральной части Среднеобской низменности Западносибирской равнины.

Большое количество озёр и болот на данной территории обусловлено высокой обеспеченностью атмосферной влагой и относительно невысокой испаряемостью. Осадки холодного периода года, в виде снега, формируют плавное, растянутое и невысокое весеннее половодье (до 2-3 месяцев).

Почвы речных долин сложены иловатыми суглинками или супесями. Большинство почв в этой зоне обладает тяжелым механическим составом и высокой кислотностью, проникающей в глубину до двух метров. Нарушение гидрологического режима территории может привести как к заболачиванию, так и излишнему осушению территории. Это может явиться причиной деградации растительных сообществ [93].

Биологическая составляющая в целом типична для ХМАО [94]. Ихтиофауна реки Елыковой представлена в основном щукой, окунем, плотвой, язём и карасём.

Ближайшие, наиболее крупные населенные пункты — города: Ханты-Мансийск, Нефтеюганск, Сургут. Более мелкие населенные пункты - поселки Селярово, Сытомино, Лемпино и др. [95]. Указанные города и населённые пункты не располагаются непосредственно на берегу исследуемой реки.

Наибольшее влияние на р. Елыкова оказывают сооружения нефтегазодобывающего комплекса. Полигон «Приобский» удален на 65 км к востоку от Ханты-Мансийска, на 100 км к западу от г. Нефтеюганска. Вблизи ведется разработка крупных месторождений: Приразломного, расположенного в непосредственной близости, Салымского, расположенного в 20 км на восток от Приобского месторождения и Правдинского, в 57 км на юго-восток от района работ. Для добываемой нефти плотность составляет 863-868 кг/м³, содержание парафинов умеренное (2,4-2,5%), а содержание серы 1,2-1,3 % [95].

В настоящее время разработку северной части месторождения ведёт ООО «РН-Юганскнефтегаз», принадлежащее компании «Роснефть», а южной - ООО "Газпромнефть - Хантос", принадлежащее компании «Газпром нефть». Также, на юге месторождения выделяются сравнительно небольшие Верхне-Шапшинский и Средне-Шапшинский лицензионные участки, разработку которых с 2008 года ведет компания НАК "АКИ ОТЫР", принадлежащая ОАО «Русснефть» [96].

Добыча песка на р. Елыкова приводит к довольно сильному расширению (ширина реки возрастает от 18 м до 70-80 м) и углублению (максимальная глубина возрастает от 1,5-2 м до 12 м) русла, в свою очередь это оказывает заметное влияние на гидрологический режим водоёма.

Воды рек ХМАО в большинстве случаев относятся к гидрокарбонатному классу, кальциевой группе [97]. Короткое лето, особенности гидрологического режима (преимущественно снеговое питание с заболоченных водосборов, растянутое весеннее–летнее половодье, длительный ледостав) определяют гидрохимические особенности рек таежной зоны Западной Сибири: высокая цветность, низкие значения рН, дефицит растворенного кислорода, высокие концентрации соединений железа. Для техногенно ненарушенных участков речных систем таежной зоны Западной Сибири характерно низкое содержание хлорид–ионов. Так, до начала нефтяного освоения региона содержание хлоридов в речной воде составляло менее 10 мг/ дм³. Характерный показатель рН для вод данной ландшафтной зоны составляет 5,50–7,00 ед. [98]. По данным исследований В.Ю. Хорошавина, замеры рН в реке Елыкова показали 7,8 [16].

Железо - типоморфный элемент в ландшафтах таежного сообщества. Приобретая подвижность в кислой среде, железо легко попадает в речные системы в составе органоминеральных комплексных соединений со стоками поверхностно-склоновых вод. Среднее содержание общего железа в разные гидрологические и климатические сезоны варьирует в диапазоне 2,76–4,92 мг/дм³ [99, 100].

Для водотоков с заболоченными водосборами характерны высокие концентрации восстановленных форм минерального азота (до 10 ПДК). Образование таких соединений обусловлено окислительно–восстановительной ситуацией в таежных ландшафтах с характерным дефицитом кислорода, необходимого для нитрификации. Это подтверждается наличием в большинстве проб воды нитритного азота (нитритов), появление которого происходит с расходом кислорода на окисление разрушающейся органики и, как следствие, прекращением последующих стадий нитрификации. В весенне-летний вегетационный период азот нитритов и нитратов потребляется фитопланктоном и водной растительностью, что обуславливает снижение концентрации этих соединений. В период зимней межени концентрация нитратов также относительно низкая вследствие значительного снижения количества кислорода, что также приводит к повышению содержания нитритов [99, 100, 101].

Наличие фосфат–ионов в речных водах является природным фактором и обусловлено процессами биodeградации органических веществ. В период активного роста и размножения фитопланктона концентрация фосфатов в воде очень низкая, в период зимней межени происходит увеличение концентрации фосфат-ионов в водотоках, что объясняется максимальной степенью разложения органического вещества и отсутствием потребления минерального фосфора гидробионтами [50].

Как правило, содержание СПАВ в воде рек ХМАО не превышает ПДК для рыбохозяйственных водоемов (0,1 мг/л), однако от случая к случаю отмечаются экстремально высокие значения. В среднем содержание АПАВ по данным мониторинговых наблюдений, составляло 0,16 мг/дм³, что незначительно превышает ПДК [94].

ПДК фенолов составляет 0,001 мг/л. Анализ различных материалов, в которых рассматриваются вопросы гидрохимии Западной Сибири, свидетельствует, что в настоящее время содержание фенолов в поверхностных

водах рек и озер обычно не превышает в фоновых условиях 5 мкг/дм³. Так, гидрохимические исследования 2001 г. выявили среднее содержание фенола в реках ХМАО - 3 мг/л; в 2002 г. среднее содержание фенолов в реках ХМАО составило — 2,2 мг/л. В 2003 г. - варьировало от 0,001 до 0,005 мг/л [101,102].

Можно утверждать, что на общий повышенный фенольный фон, обусловленный повсеместной заболоченностью и высоким содержанием органических веществ, в поверхностных водах ХМАО, на отдельных участках, накладывается загрязнение [97].

1.2. Реакции гидробионтов на изменение качества окружающей среды

1.2.1. Специфика формирования токсичности техногенными веществами

Токсичность вещества определяется его воздействием на живые организмы. Выбор гидробионтов в качестве объекта для оценки качества воды наиболее показателен, так как вода является их окружающей средой на протяжении всей жизни, участвует во всех физиологических процессах. Следовательно, изменение состава воды отражается на жизнедеятельности этих организмов.

Вследствие того, что гидробионты постоянно погружены в воду, существует несколько путей проникновения токсичных агентов в их организм [103].

1. С пищей. При питании происходит заглатывание пищи вместе с порцией воды. Часть загрязнения проникает через слизистые ткани пищеварительных систем. Зачастую пища, которой питаются гидробионты, существует в той же среде. Если среда загрязнена, то это загрязнение отражается на всей цепи питания. Таким образом, возможно попадание токсичных веществ с пищей. При этом, накопление может происходить более быстрыми темпами, чем при фильтрации воды [103].

2. Проникновение через покровы. В зависимости от структуры покровов и сложности организации вида, токсикант может проникать через покровы. Считается, что таким способом проникновение веществ крайне незначительно и не может влиять на изменение состояния организма [103, 104].

3. Дыхание. Один из наиболее частых способов проникновения токсикантов - через органы дыхания. Водные организмы многообразны и строение органов дыхания может значительно отличаться. Зачастую их функция сводится к фильтрации (соприкосновению) с водной средой. В момент контакта происходит не только обмен углекислого газа и кислорода, но и многих других соединений, в том числе токсичных [103].

Степень негативного влияния химических соединений неодинакова. Токсичность выражается во взаимодействии отравляющего агента с биологической системой, т. е. имеется минимум 2 компоненты этого феномена. Исходя из этого, сила проявления эффекта зависит от свойств как токсиканта, так и биосистемы. Поэтому токсичность, в конечном итоге, определяется [105]:

1. Способностью токсиканта достичь структуры-мишени, реакция с которой инициирует процесс токсического действия;
2. Прочностью и характером связи, образующейся между структурой-мишенью и токсикантом;
3. Степенью значимости структуры-мишени для поддержания нормального функционирования систем в организме.

Особенности морфофункциональной организации биологических систем и их строение в значительной степени неизменны. Учитывая тот факт, что вещество обладает вполне определенными (неизменными) свойствами, возможно выявить у организмов (биологических систем) воспроизводимый с установленным или предполагаемым постоянством эффект. Модификация свойств действующего загрязнителя или фактора (воздействие другим веществом) будет сопровождаться качественными и/или количественными изменениями развивающихся эффектов [106,107].

В развитии острого токсичного эффекта различают две фазы: первая - неспецифическое действие (увеличение двигательной активности, поиск более благоприятных условий), вторая - специфическое действие (снижение выживаемости, активация элементов антиоксидантной системы). Хроническая токсичность возникает постепенно, при длительном действии веществ, проникающих в организм либо в незначительных количествах и непрерывно, либо малыми дозами через некоторые промежутки времени, либо беспорядочно [106, 107].

Негативное действие на биологические системы вещество может оказывать только при условии его достаточной стабильности в окружающей среде. Если токсикант нестабилен, то формирующийся эффект обусловлен особенностями влияния продуктов его превращения. Химически активные вещества и соединения редко становятся непосредственными причинами общетоксического действия. Такие соединения краткосрочно в окружающей среде вступают во взаимодействия, преобразуясь в более инертные, но относительно стабильные комплексы, либо взаимодействуют с покровными тканями гидробионтов, расходуя свой химический потенциал на местное воздействие (альтерацию). При попадании в организм токсиканты с различной скоростью подвергаются биотрансформации. Поэтому очень сложно решить какое именно соединение является непосредственно действующим началом развивающегося токсического эффекта [108].

Согласно теории Болла существует четыре основных типа эффектов комбинированного влияния веществ [109]:

1. Однородное действие (аддитивность, суммация) — вариант влияния, когда компоненты действуют на одну и ту же структуру-мишень так, что один компонент может быть заменен другим без изменения вида токсического действия, а общий эффект является простой суммой отдельных воздействий [109].

К таким группам веществ можно отнести: $\text{NO}_x + \text{SO}_2$; $\text{Cl}_2 + \text{NO}_2$; $\text{SO}_2 + \text{H}_2\text{SO}_4$

и т.д. Всего в справочной и нормативно-технической литературе в настоящее время указываются более 50 комбинаций токсикантов, обладающих эффектом суммации.

2. Независимое действие - случай, когда результат воздействия каждого соединения не зависит от действия любого другого фактора (вещества), т.е. компоненты действуют на разные звенья в механизме взаимодействия токсичного вещества и организма таким образом, что получаемые эффекты не связаны друг с другом [109].

3. Синергизм (потенцирование) - усиление эффекта совместного воздействия. Синергизм чётко проявляется в комбинациях тяжёлых металлов, аммиака и меди, фенола и ПХП, меди и СПАВ. Эффектом синергизма помимо NO_x и CO обладают практически все фосфорорганические препараты (карбофос, дихлофос и т. д.) [7,109].

4. Антагонизм - ослабление эффекта комбинированного воздействия. В качестве примеров комбинаций веществ, обладающих эффектом антагонизма при совместном действии, помимо CO и толуола, можно указать также NO_x и CO_2 , CH_4 и CO , метанол и этанол, стирол и формальдегид и др. Антагонистами являются ионы кальция по отношению к ионам натрия, магния и калия. Токсичность солей цинка и свинца снижается в присутствии соединений кальция, а синильной кислоты в присутствии закиси и окиси железа [7,109].

Гумусовые соединения являются определяющими в миграции ионов тяжёлых металлов. Связывая ионы в прочные и малотоксичные комплексы, высокомолекулярные природные органические вещества в значительной степени снижают токсичное действие большинства тяжёлых металлов [18, 110, 111, 112].

Один из наиболее агрессивных токсичных агентов — это тяжёлые металлы (ТМ) [113, 114, 115, 116]. Они распространяются и накапливаются во всех компонентах водной среды: в самой воде, взвешях, донных отложениях, живых организмах [117]. Опасность тяжёлых металлов обусловлена их

устойчивостью во внешней среде, растворимостью в воде, сорбцией почвой, растениями, что в совокупности приводит к накоплению тяжелых металлов в среде обитания человека. Как следствие, в загрязнённой среде происходит накопление в тканях человека ТМ и последующее отравление организма. К группе “тяжелых” можно отнести такие металлы, как железо, медь, цинк, никель, свинец. Условно к этой группе относят элементы с атомной массой больше 50 а.е.м. [118].

Большая часть этих элементов, входит в состав ферментов, а значит, имеют биологически важное значение. Когда они находятся в концентрациях естественных для конкретного вида, к ним применяют термин «микроэлементы». Под микроэлементами подразумевают химические элементы, необходимые для поддержания нормального протекания физиологических реакций растительных и животных организмов, при этом содержание таких элементов измеряется величинами порядка $n \cdot 10^{-2} - n \cdot 10^{-5} \%$.

Значение тяжелых металлов двойственно: с одной стороны, они необходимы для нормального протекания физиологических процессов, являясь катализаторами многих ферментативных реакций; с другой стороны, при повышенных концентрациях металлы токсичны. Наибольшую опасность для живых организмов, в т.ч. для человека, представляют подвижные формы металлов, поскольку они характеризуются высокой биологической активностью. Градация наиболее распространённых тяжёлых металлов по чувствительности живых организмов выглядит следующим образом [109]:



Способность тяжелых металлов катализировать неорганические и органические реакции является одной из главных характеристик данного класса соединений. Многие тяжелые металлы легко соединяются с биомолекулами (белками, пептидами, липидами, аминокислотами), образуя комплексные соединения. Именно через реакции комплексообразования с тяжелыми металлами протекают все основные процессы в живых организмах.

При избытке ТМ возникает конкуренция между необходимыми и токсичными ионами за формирование связи в белках. Многие белковые макромолекулы имеют свободные сульфгидрильные группы, способные вступать во взаимодействие с ТМ. До конца не установлено, реакции с какими именно белковыми макромолекулами наносят наиболее серьёзный ущерб [119]. Ингибирование функциональной активности белков происходит по двум механизмам: при взаимодействии металла с сульфгидрильными группами (-SH) белковых молекул и в результате замещения в составе фермента необходимого металла. Избыточные концентрации токсичных металлов могут воздействовать на структуру и функции клеточных органелл. Например, функции эндоплазматического ретикулума могут быть нарушены в результате ингибирования его ферментных систем. Также тяжелые металлы могут ингибировать работу окислительно-восстановительных ферментов в митохондриях.

Тяжёлые металлы способны инициировать развитие раковых опухолей у живых организмов. Так, например, мышьяк, некоторые соединения хрома, никель, бериллий, кадмий и некоторые другие металлы являются канцерогенами. Канцерогенное воздействие, вероятно, является результатом непосредственного взаимодействия указанных металлов с нуклеиновыми кислотами.

Аккумуляция тяжёлых металлов или металлоорганических комплексов приводит к появлению окислительного стресса. Это выражается в избыточном количестве активных форм кислорода (АФК), в том числе радикальных форм [109, 118, 119]. Так, увеличение содержания перекиси водорода (H_2O_2) отмечено при воздействии меди и кадмия на растения резуховидки Таля (*Arabidopsis thaliana* L.) [120]. В результате повышенной генерации свободных радикалов (АФК) в клетках происходит неконтролируемое окисление липидов, углеводов, белков, повреждение ДНК и РНК, дезорганизация цитоскелета [121].

Уровни содержания и активность тяжелых металлов зависят от

окислительно-восстановительных и кислотно-основных свойств среды. С увеличением кислотности среды подвижность тяжелых металлов возрастает. Тяжёлые металлы в среде присутствуют в водорастворимой, ионообменной и адсорбированной формах (органический комплекс). Водорастворимые формы представлены, как правило, нитратами, хлоридами, сульфатами, фосфатами.

С другой стороны, сами по себе кислотные остатки (например, нитраты и нитриты) также представляют опасность. Большое количество нитратов содержится в коллекторных и дренажных водах, стекающих с сельскохозяйственных территорий, на которых применяются азотные удобрения и навоз. Наибольшее количество (свыше 200 мг/л) нитратов находится в муниципальных бытовых стоках и в стоках животноводческих комплексов [123]. В поверхностных водах нитриты находятся в анионной форме. В кислых водах могут присутствовать небольшие концентрации азотистой кислоты (HNO_2) (не диссоциированной на ионы).

Повышенные концентрации нитратов в водоемах увеличивают вероятность образования нитритов в количествах, токсичных для гидробионтов. Длительное пребывание гидробионтов в воде с повышенными концентрациями нитратов вызывает нарушение координации движений, снижения активности, затрудненное дыхание [124]. Нитриты в желудочно-кишечном тракте, взаимодействуя со вторичными аминами, могут образовывать соединения - N-нитрозамины. Образующиеся соединения резко повышают чувствительность живых организмов к другим, менее сильным токсикантам [124]. N-нитрозамины способствуют образованию опухолей, разнообразных мутагенных эффектов, оказывают иммунодепрессивное влияние [109].

Азот, как биоген, может также присутствовать в виде катионов аммония. Аммоний в природных водах накапливается при растворении в воде газа - аммиака (NH_3), образующегося при биохимическом распаде азотсодержащих соединений. Присутствие в незагрязненных поверхностных водах ионов

аммония связано, главным образом, с процессами биохимической деградации белковых веществ, дезаминирования аминокислот, разложения мочевины под действием уреазы. Катионы аммония (растворённый аммиак) поступают в водоем с поверхностным и подземным стоком, атмосферными осадками, а также со сточными водами промышленных предприятий. NH_3 в насыщенных кислородом поверхностных водах под действием нитрифицирующих бактерий быстро окисляется до неустойчивой нитритной (NO_2^-), а затем и до устойчивой нитратной (NO_3^-) формы. Наличие аммоний-катиона в концентрациях, превышающих фоновые значения, указывает на свежее загрязнение и близость источника загрязнения (коммунальные очистные сооружения, отстойники промышленных отходов, животноводческие фермы, скопления навоза, азотных удобрений, поселения и турбазы). Токсичность аммония возрастает с повышением pH (щелочности) среды. Увеличение концентрации ионов аммония и аммиака в поверхностных водах может наблюдаться в осенне-зимние периоды вследствие отмирания водных организмов, особенно в зонах их скопления, а, также, снижении концентрации кислорода [125].

Прогрессирующее (многолетнее) повышение концентрации аммоний-катиона в воде указывает на ухудшение санитарного состояния водоема. Так, например, присутствие аммония в концентрациях порядка 1 мг/л снижает способность гемоглобина рыб связывать кислород. Признаками интоксикации являются возбуждение, судороги, рыба мечется по воде и выпрыгивает на поверхность. Механизм токсического действия заключается в перевозбуждении центральной нервной системы, поражении жаберного эпителия, гемолизе эритроцитов.

Фосфор общий, как биогенный элемент, постоянно присутствует в водоемах в виде различных соединений, образующихся при разложении органического вещества. Основными источниками поступления фосфатов являются бытовые, промышленные и сельскохозяйственные стоки, вымывающие минеральные удобрения (Na_3PO_4 , NaH_2PO_4 , NH_4MgPO_4 , KH_2PO_4 ,

K_2HPO_4) с обрабатываемых полей. В дренажных водах концентрация фосфора увеличивается в 2-3 раза [126, 127].

При оценке загрязнения биосферы соединениями фосфора важны техногенные пути их поступления. Значительные количества фосфорных соединений входят в состав моющих средств и с их остатками попадают в сточные воды. Стиральные порошки содержат 10-12% пиррофосфата калия или от 4-5 до 40-50% триполифосфата натрия и некоторые другие фосфорсодержащие компоненты [126].

Фосфорорганические вещества имеют широкое применение в сельском хозяйстве как инсектициды, акарициды, фунгициды, гербициды, дефолианты, родентициды. Основной механизм влияния на живые организмы заключается в подавлении активности холинэстеразы и нарушении проведения нервного импульса. Кроме того, установлено нарушение функционирования ионных каналов мембран клетки, нарушение работы НАДФ-дегидрогеназ. Фосфорорганические соединения в воде малорастворимы, поэтому присутствуют в водоёмах чаще всего в виде эмульсий. Малостойки и разрушаются в течение нескольких месяцев. С увеличением pH и повышением температуры воды скорость деградации этих соединений возрастает в несколько раз [128].

Такие биогены, как фосфор и азот, в том числе их соединения - фосфаты и нитраты, влияют на водные экосистемы. «Эвтрофирование» - ненормальное повышение биологической продуктивности водных объектов - происходит в результате накопления избытка биогенных элементов (веществ). В большинстве водных экосистем лимитирующим биогенным элементом является фосфор, в меньшей степени азот. В водоёме с низким содержанием биогенов наблюдается слабая продуктивность и, как следствие, - чистая прозрачная вода, обогащённая кислородом. При избытке биогенов, на дне появляется осадок, растительность начинает вторгаться в экосистему с берегов, водоём «стареет» и «умирает», другими словами, мелеет и зарастает.

Признаком начала сукцессии является развитие цианобактерий или других фотосинтезирующих водорослей, вызывающих «цветение» воды [129].

Значимую роль в техногенных потоках имеют хлориды (легкорастворимые), а в меньшей степени – сульфаты и карбонаты. Это объясняется тем, что карбонаты, обладая наименьшей подвижностью, фиксируются в донных отложениях, которые находятся вблизи источника загрязнения. Мигрируя немного дальше от источника загрязнения, фиксируются сульфаты. В свою очередь, хлориды как наиболее подвижные соединения, мигрируя дальше остальных солей, создают внешний контур техногенного ореола. Такая закономерность распределения солей, которая описана в общих чертах, сопоставима с теоретическим рядом растворимости солей [130]. Хлориды играют роль в водно-солевом обмене организмов и участвуют во многих биохимических процессах клетки. Избыток хлоридов в организме может привести к высокому осмотическому давлению клеток. Концентрирование натрия хлорида в больших дозах ведет к нарушению соотношения одновалентных (K^+ , Na^+) и двухвалентных (Ca^{2+} , Mg^{2+}) катионов.

Сульфаты поступают в водную среду со сточными водами предприятий многих отраслей промышленности. Атмосферная двуокись серы (SO_2), образующаяся при сгорании топлива и выделяющаяся в процессах обжига в металлургии, может значительно повышать содержание сульфатов в поверхностных водах. Трехокись серы (SO_3), образующаяся в атмосфере при окислении двуокиси серы, в сочетании с парами воды образуют серную кислоту, которая выпадает в виде «кислотного дождя» или снега [109, 130].

Главной причиной увеличения сероводорода и сульфатов в поверхностных водах являются восстановительные процессы, протекающие при бактериальном разложении и биохимическом окислении органических веществ естественного происхождения и веществ, поступающих в водоем со сточными водами (хозяйственно-бытовыми, предприятий пищевой, металлургической, химической промышленности, производства сульфатной

целлюлозы и др.) [109, 130].

Особенно интенсивно процессы восстановления происходят в подземных водах и придонных слоях водоемов в условиях слабого перемешивания и дефицита кислорода. Значительные количества сероводорода и сульфатов могут поступать со сточными водами нефтеперерабатывающих заводов, производств минеральных удобрений, а также с муниципальными стоками [106, 109, 130].

Концентрация сероводорода в водах быстро уменьшается за счет окисления кислородом, растворенным в воде, и за счёт микробактериологических процессов (тионовыми, бесцветными и окрашенными серными бактериями). В процессе окисления сероводорода образуются сера и сульфаты [130].

Загрязнение вод может происходить не только простыми элементами и соединениями, но также и более сложными комплексами веществ. Так, например, синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) представляют собой обширную группу соединений. В зависимости от свойств, проявляемых при растворении в воде, их делят на анионоактивные (АПАВ), которые в водном растворе ионизируются с образованием отрицательно заряженных органических ионов, и неионогенные (НПАВ), которые не ионизируются. СПАВ поступают в водоёмы с бытовыми стоками населенных пунктов, они используются в буровых работах и нефтедобыче. В состав присадок, обеспечивающих оптимальную работу буровой установки, входит СПАВ неонол [131]. Кроме того, данная группа веществ входит в состав диспергирующих средств для эмульгирования нефтяной плёнки на нефтеразливах [132].

ПАВ отличаются от большинства токсикантов механизмами действия на клетки живых организмов, и, соответственно, пороговыми концентрациями, определяющими их допустимые концентрации и летальные дозы. СПАВ производят деструктивное действие на биологические мембраны (структура-

мишень) или изменяют их проницаемость для воды. В первую очередь это отражается на структуре мембран митохондрий [133]. Также установлена зависимость между концентрациями ПАВ и способностью клетки к репарации ДНК [134]. Следствием взаимодействия ПАВ с липидным бислоем мембран является или быстрый лизис клетки, или нарушение её осмотических свойств. Конечный результат в обоих случаях определяется как концентрацией вещества, так и совершенством эволюционно сложившихся организменных защитных механизмов на клеточном уровне [135]. Влияние низких концентраций сходны по своему действию на организмы с эффектами, проявляющимися при тепловом загрязнении. В частности, они снижают способность гидробионтов противостоять недостатку кислорода в воде [136].

Другой обширной группой сложных органических соединений являются фенолы. Сброс фенольных вод в водоемы и водотоки резко ухудшает их общее санитарное состояние, оказывая влияние на живые организмы не только своей токсичностью, но и значительным изменением режима биогенных элементов и растворенных газов (кислорода, углекислого газа). В поверхностных водах фенолы встречаются в растворенном состоянии в виде фенолятов, фенолят-ионов и свободных фенолов, которые в свою очередь могут вступать в реакции конденсации и полимеризации, образуя сложные гумусоподобные и другие довольно устойчивые соединения различной степени токсичности.

Фенольные соединения представляют собой производные бензола с гидроксильными группами. Фенолы и их производные могут быть природного и техногенного происхождения. Источником биогенных фенолов служит растительный и животный мир, при ведущей роли растительного [137]. Так, например, грибы рода *Гифолома* (*Hypophoma*) могут продуцировать хлорфенолы [138]. В естественных условиях фенолы образуются при биохимическом распаде и трансформации органических веществ, прежде всего растительных остатков, находящихся в воде, донных отложениях, почвах (сток). На количество и состав продуцируемых фенолов оказывает существенное влияние

видовая принадлежность, возраст, характер питания, пораженность вредителями и болезнями. Растительные фенолы отличаются чрезвычайным многообразием [139]. По-видимому, общее число растительных фенольных соединений приближается к трем тысячам [137]. Вследствие доминирующего состояния в биоценозах севера Тюменской области низших растений-мохообразных и лишайников, имеющих химический состав, отличающийся от состава высших растений, в частности характеризующийся преобладанием низкомолекулярных фенольных соединений, в природной среде этого региона широко распространены физически и химически мобильные вещества этого класса [137]. Высокомолекулярные фенольные соединения, содержащиеся преимущественно в высших растениях, обычно нерастворимы в воде и обладают высокой устойчивостью к химическим, биохимическим и биологическим воздействиям [139]. Восстановительные условия, характерные для болот, препятствуют окислению фенолов и способствуют их сохранению. Кроме того, рН болотных вод снижает уровень активности бактерий, которые являются биодеструкторами фенолов. Кроме того, проявляется аллелопатия, поскольку зеленый мох для бактерий менее благоприятная среда обитания и еще хуже — сфагнум. Отмершие остатки сфагнума содержат антисептики [140]. Поэтому в болотной воде в большом количестве присутствуют как простые, так и сложные фенольные соединения. Одни фенолы находятся на месте их образования - автохтонные, другие привносятся извне - аллохтонные, главным образом, с паводковыми и грунтовыми водами или с воздушными потоками. Поэтому в том или ином геобиоценозе могут находиться фенолы, которые по количеству и по составу являются не характерными для этой природной системы. Среди аллохтонных фенолов находятся как биогенные, так и техногенные. Донорами аллохтонных природных фенолов обычно являются геобиоценозы, обладающие повышенным содержанием фенольных веществ (болота, торфяные почвы). Наиболее активными донорами большого количества фенолов с ярко выраженной кислотной функцией являются

верховые болота, так как растительность этих болот, главным образом мхи и лишайники, содержит большие количества подвижных низкомолекулярных фенолокислот, катехинов и флавонов [109, 137].

Вместе с тем фенолы относятся к наиболее распространенным загрязнителям, проникающим в поверхностные воды со стоками промышленных предприятий и оказывающим негативное экологическое влияние, как в результате своей токсичности при высоких концентрациях, так и вследствие изменения газового режима (связывание растворённых в воде газов). Техногенные фенолы являются продуктами: а) переработки органических природных ископаемых (торфа, каменного угля, окисленного угля, торфа, сапропелей, нефтей и нефтепродуктов), растительного сырья и б) промышленного синтеза [106, 137].

В химической промышленности фенолы используют для изготовления красителей, пестицидов, лекарственных препаратов, фенолформальдегидных смол и синтетических волокон. Ранее фенол в виде разбавленного раствора применялся в качестве антисептика (т.н. «карболка») для дезинфекции белья и помещений. В состав многих чистящих и дезинфицирующих растворов входят различные фенолы, которые действуют как бактерицидные средства. Фенолы добавляют в пестициды и фунгициды, также они используются как консерванты для клея и древесины [107, 130, 137].

Производные фенола, в основном нитрофенолы и хлорфенолы, начали применять в качестве различных пестицидов еще в 30-х годах. Действие гербицидов, производных фенола, основано на том, что эти соединения угнетают в растениях окислительное фосфорилирование. При этом, они разобщают цепь реакции и нарушают образование молекул энергоносителей - аденозинтрифосфата (АТФ) и аденозиндифосфата (АДФ), стимулируют дыхание и гликолиз, с последующим угнетением дыхания (недоступность кислорода) и денатурацией белков [137].

Токсический эффект фенолов проявляется как на клеточном уровне:

нарушение дыхания, пигментогенеза, биосинтеза белков, барьерных функций мембран; так и на организменном: подавление роста и размножения, нарушение рефлекса равновесия, дыхания, потеря двигательной активности у рыб и т.д. [107].

В воде и донных отложениях некоторые хлорфенолы довольно интенсивно разлагаются (на 80-85% в воде и на 77-94% в отложениях); пентахлорфенол намного более устойчив (в отложениях разлагается лишь на 10-30%), причем в зоне сброса сточных вод он превращается в тетрахлорфенол, гораздо более устойчивый в условиях речной среды. В общем случае интенсивность миграции пентахлорфенола в водах зависит от pH, так как кислотность среды определяет степень диссоциации фенольного протона, сорбцию пентахлорфенола твердыми веществами, а также летучесть недиссоциированного фенола. В кислой среде растворение и диссоциация фенола снижены, что способствует его накоплению в гидробионтах [139, 141].

На преобразование фенолов оказывает воздействие нефтяное загрязнение природных вод. Высокое содержание ароматических углеводородов в пластовых водах, при условии развития микробиологической деятельности или наличии окислителей, является благоприятной предпосылкой для образования фенолов. Фенолы, обладая антиокислительными свойствами, могут значительно уменьшить скорость окисления нефтяных углеводородов и других компонентов нефти [99].

Нефть - самый интенсивный загрязнитель поверхностных вод. Основной сложностью при моделировании трансформации нефтяного загрязнения на акватории малых рек является необходимость учета следующих особенностей:

- оседание нефтяного загрязнения на береговой поверхности и произрастающей растительности;
- испарение легких фракций углеводородов;
- диспергирования и эмульсификации нефтяных загрязнений;
- осаждение тяжелых фракций.

Независимо от способов попадания в водную среду (в виде поверхностного или подповерхностного разлива), нефть существует в ней в виде взвешенных в водной толще капель и плавающего поверхностного пятна. Происходит непрерывный обмен между поверхностной и взвешенной нефтью. Нефтяное пятно на водной поверхности подвержено с одной стороны переносу под действием течений, а с другой стороны – множеству процессов трансформации. Трансформация нефти выражается в растекании в результате действия инерционных, гравитационных, вязких сил и сил поверхностного натяжения. Также, трансформация нефти происходит в результате совокупности процессов, обозначаемых термином выветривание и приводящих к изменению физико-химических свойств нефти. Процессы «выветривания» включают: постепенное испарение наиболее летучих фракций, диспергирование (вовлечение) – проникновение капель нефти в воду в результате обрушения ветровых волн, эмульсификацию, растворение нефти в воде. Кроме того, происходит абсорбция, адсорбция нефти и осаждение на дно, взаимодействие с береговой линией, фотохимические реакции и биodeградация. Лишь последние два процесса могут изменять свойства и уменьшать количество нефти, но за длительный период времени. Общее воздействие нефтепродуктов на гидробионтов можно разделить на 5 категорий: непосредственное отравление с летальным исходом, серьезные нарушения физиологической активности, эффект прямого обволакивания живого организма нефтепродуктами, болезненные изменения, вызванные внедрением (накоплением) углеводородов в организм, а также изменения в биологических особенностях среды обитания [101, 106, 107, 142].

Нефтяная плёнка затрудняет и прекращает обогащение воды кислородом, а также прочие виды газообмена. Она является сложной смесью парафиновых, циклопарафиновых, ароматических углеводородов с простыми неразветвленными цепями. Помимо этих основных составляющих, она содержит соединения серы и азота, органические кислоты, микроэлементы.

Нефть, в целом, также могут содержать нафтеновые кислоты и фенольные соединения, хлороформные битумоиды, в составе которых имеются такие опасные соединения, как полиароматические углеводороды [143]. Распад нефти происходит медленно, особенно при низких температурах и низкой концентрации кислорода.

Основные компоненты нефти - углеводороды (до 98%) - подразделяются на 4 класса [144].

1. Парафины (алканы) – до 90% от общего состава. Это устойчивые вещества, молекулы которых выражены прямой и разветвленной цепью атомов углерода. Легкие парафины обладают максимальной летучестью и растворимостью в воде.

2. Циклопарафины (30-60% от общего состава). Это насыщенные циклические соединения с 5-6 атомами углерода в кольце. Кроме цикlopentана и циклогексана, в нефти встречаются бициклические и полициклические соединения этой группы. Эти соединения очень устойчивы и плохо поддаются биоразложению.

3. Ароматические углеводороды (20-40% от общего состава). Это ненасыщенные циклические соединения ряда бензола, содержащие в кольце на 6 атомов углерода меньше, чем циклопарафины. Ароматические углеводороды – наиболее токсичные компоненты нефти. В нефти присутствуют летучие соединения с молекулой в виде одинарного кольца (бензол, толуол, ксилол), бициклические (нафталин) и полуциклические (пирен) вещества. Основную массу ароматических структур составляют мооядерные углеводороды – гомологи бензола.

Полициклические ароматические углеводороды (ПАУ), т.е. углеводороды, состоящие из двух и более ароматических колец, содержатся в нефти в количестве от 1 до 4%. Среди гооядерных ПАУ большое внимание уделяется 3,4 – бензпирену, как наиболее распространенному представителю канцерогенных веществ. Количество 3,4 – бензпирена в сырой нефти

незначительно. Вместе с тем его содержание значительно возрастает в продуктах переработки нефти. Моноядерные углеводороды – бензол и его гомологи – оказывают более быстрое токсическое воздействие на организмы, чем ПАУ. В свою очередь, ПАУ медленнее проникают через мембраны и действуют более длительное время, являясь хроническими токсикантами [145, 146].

4. Олефины (алкены) – до 10% от общего состава. Это ненасыщенные нециклические соединения с одним или двумя атомами водорода у каждого атома углерода в молекуле, имеющей прямую или разветвленную цепь.

Нефть, в общем понимании, по фракционному составу разделяют на легкую, среднюю и тяжелую [147]. Согласно существующим эколого-геохимическим характеристикам основного состава нефти выделяют: легкую фракцию нефти, метановые углеводороды (включая твердые парафины), циклические углеводороды, смолы и асфальтены [148].

Нефть, добываемая на разных месторождениях, по-разному влияет на гидробионтов. Прежде всего, это связано с различным фракционным составом углеводородов. Парафиновые углеводороды вызывают потерю чувствительности (наркоз) и судороги; ароматические и нафтенные компоненты действуют на кровь и кроветворные органы. При хроническом действии фракций бессернистой нефти отмечаются функциональные изменения центральной нервной системы, низкое кровяное давление, замедление пульса, а также признаки поражения печени, наличие холестерина в крови, повышенная склонность к заболеваниям [149]. Кроме того, установлено увеличение пропускной способности гематоэнцефалического и гемато-гепатоцитарного барьеров при действии сложных углеводородов и их производных [8]. Это делает внутренние органы и нервную систему более уязвимыми не только для действия нефти, но и других токсикантов. При действии многосернистой нефти отмечается некоторая заторможенность, ослабляется обоняние, нарушается функция печени, щитовидной железы, поражаются слизистые оболочки,

нарушается нормальный ход эмбриогенеза. Имеются также сведения о мутагенности некоторых из них [149]. Нефть не является специфическим токсикантом, поражающим какую-либо одну систему, а вызывает несогласованные изменения в содержании белка, свободных нуклеотидов и нуклеиновых кислот [149].

1.2.2. Формирование ответных реакций гидробионтов

Выделяют [150] три стадии формирования ответа на стресс: 1) тревоги, 2) сопротивляемости и 3) восстановления или истощения. На первой стадии происходит мобилизация адаптационных возможностей. В ходе этой стадии активируются (но не преобладают) анаболические процессы, ведущие к развитию следующей стадии – стадии сопротивляемости. Биологическое значение ее заключается в том, что на этой стадии повышается вероятность формирования резистентности организма к стресс-фактору. Формирование резистентности, по сути, представляет собой начало стадии восстановления всех функций организма. При длительном нарастающем действии повреждающего агента возможность к адаптации теряется и наступает стадия истощения, когда наступают необратимые изменения в процессах метаболизма клетки. Гибель может наступить на стадии резистентности, если повреждающее воздействие было настолько сильным, что адаптация к нему оказалась невозможной, но обычно это происходит именно на стадии истощения [150, 151].

Наиболее фундаментальными и общими для всех живых организмов являются молекулярно-генетические механизмы ответа на стресс. Стресс-ответ включает более 1400 физиолого-биохимических изменений. Эти изменения активируются в разной степени и в разные периоды стресса, но далеко не все из них можно рассматривать как характерные признаки стресса [144].

В первую фазу стресса преобладают процессы катаболизма, т.е.

накапливаются продукты распада. Мономерные соединения могут служить субстратом для синтеза стрессовых белков, гормонов и др. Мономеры используются в качестве субстратов дыхания, с чем связывают их энергетическую роль.

Низкомолекулярные углеводы способны связывать свободные радикалы, предотвращая индуцируемые ими окислительные процессы. Такие мономеры, как моно- и олигосахариды, аминокислоты, прежде всего пролин, бетаин, связывают воду, что особенно важно для сохранения внутриклеточной воды при повышении проницаемости мембран и облегчении выхода воды из клетки. Пролин стабилизирует белки, полирибосомы, мембраны, защищает ферменты, регулирует рН цитоплазмы в условиях стресса [152].

Полиамины способны поддерживать функциональную структуру нуклеиновых кислот, стабилизировать мембраны и связывать радикалы. Выявлена энергетическая, корректирующая функции продуктов биodeградации, которые способны устранять биополимеры с «неправильной структурой» и участвовать в синтезе наиболее востребованных в условиях стресса биополимеров [153].

Стресс-факторы активируют белки-рецепторы в плазматической мембране или вызывают повреждения клеточных структур и макромолекул, которые распознаются белками-сенсорами в цитоплазме. Далее через различные белки-медиаторы происходит активация одного или нескольких транскрипционных факторов.

В результате активации как белков-медиаторов, так и транскрипционного фактора происходят изменения в метаболизме клетки. Тормозится синтез белка, изменяется конформация белковых молекул. Происходит дезинтеграция полисом, информационные РНК «дострессовых» белков гидролизуются или взаимодействуют с особыми белками, образуя «стрессовые гранулы» в цитоплазме. Тормозятся процессы транскрипции и репликации. Активируется сборка элементов цитоскелета, что приводит к

увеличению вязкости цитоплазмы [154].

Активированный транскрипционный фактор перемещается из цитоплазмы в ядро, где связывается со специфическим «стрессовым» участком гена и запускает синтез его мРНК. Далее по матрице мРНК синтезируется белок, выполняющий определенную функцию в ответе на стресс. В результате ранее неактивные гены начинают активно экспрессироваться, а некоторые активные гены теряют свою активность [155, 156].

Стабилизация метаболизма при стрессе обеспечивается благодаря активации синтеза стрессовых белков, снижающих уровень опасных метаболитов. При этом, под стресс-белками понимаются не только специализированные пептиды, подобные белкам теплового шока, но и другие протеины (ферменты антиоксидантной защиты), синтез которых активируется в экстремальных условиях [155].

Одним из механизмов, через которые реализуется воздействие факторов окружающей среды на организм, является окислительный стресс. Его можно определить как результат нарушения баланса между продукцией оксидантов и эффективностью работы антиоксидантной системы, приводящий к повреждениям ДНК. Главной составляющей окислительного стресса являются активные формы чаще кислорода (АФК) и реже азота (АФА) [156].

Свободные радикалы (АФК и АФА) синтезируются в самих клетках, поскольку они необходимы для нормального протекания некоторых физиологических процессов. Это передача межклеточного и внутриклеточного сигналов, защита от заражения патогенами, участие в биохимических процессах, сопровождающихся модификацией молекул, участие в регуляции клеточной пролиферации и индукции транскрипции определенных генов [157, 158]. В ходе этих процессов АФК активируют экспрессию генов, приводящую либо к увеличению антиоксидантной защиты, либо к активации апоптоза.

Радикал, будучи заряженным, не может переходить через биологические мембраны. В процессе его протонирования образуются пергидроксильный

радикал и пероксид водорода. Они легко проникают через биологические мембраны. Удаление одного электрона у пероксида водорода в присутствии ТМ вызывает образование гидроксильного радикала и гидроксильных анионов ($\text{HO}\cdot$, HO^-) [157].

Вследствие своей высокой реакционной способности, при высоких концентрациях свободные радикалы потенциально токсичны, мутагенны и канцерогенны. АФК служат причиной различных повреждений макромолекул и нарушений метаболических путей. Они вызывают одиночные или двойные разрывы ДНК, агрегацию и денатурацию белков, сшивки белковых молекул и нитей ДНК, перекисное окисление липидов, укорочение теломер, подавление гликолиза, апоптоз или некроз. Можно выделить четыре наиболее вероятных мишени окислительной цитотоксической атаки АФК: повреждение митохондриальной и ядерной ДНК, повреждение мембраносвязанных белков, инактивация цитозольных ферментов и индукция процессов перекисного окисления липидов (ПОЛ) в биологических мембранах [157, 158].

Липиды являются основным структурным компонентом биологических мембран, которые выполняют большинство жизненно-необходимых функций. Наличие двойной связи ненасыщенных жирных кислот делает липиды чувствительными к окислению [158].

Перекисное окисление липидов (ПОЛ) происходит либо прямо (например, повреждения, наносимые H_2O_2 или O_2), либо опосредованно (реакционноспособными альдегидами). ПОЛ является одним из самых разрушительных процессов, которые происходят в каждом живом организме [158].

Окисление липидов приводит к образованию гидропероксидов и эндпероксидов, которые, в свою очередь, могут подвергаться фрагментации, образуя большое количество промежуточных продуктов, таких как алканаль, алкеналь, гидроксиалкеналь, малоновый деальдегид и гидроксиноненаль. Все эти карбонильные соединения неустойчивы и легко вступают в химические

реакции с компонентами клеток [159]. Выведение основных компонентов клетки из состояния нормальной активности нарушает жизнедеятельность клеток.

Окисление белков АФК или другими оксидантами приводит к фрагментации полипептидной цепи, окислению аминокислот и образованию межбелковых сшивок. В результате повреждения белков изменяется их ферментативная активность, аффинность и способность распознавать участки других взаимодействующих с ними белков. При этом, наиболее восприимчивыми к окислению являются именно серосодержащие участки белка [157, 159].

Среди всех молекул, претерпевающих изменения в результате окислительного стресса, ДНК и её повреждения наиболее опасны, поскольку появляется угрозы нарушения генетической информации. Оксидантное повреждение ДНК проявляется в появлении ДНК-аддуктов, одно- и двуцепочечных разрывов сахара-фосфатного остова, а также перекрестных сшивок нитей ДНК между собой и с другими молекулами [160, 161].

Окислительное повреждение ДНК происходит за счет атаки нуклеиновой последовательности АФК и АФА ($\text{HO}\cdot$, $\text{O}_2^- \cdot$ и $\cdot\text{NO}$). Наиболее реакционноспособным является гидроксил-радикал, он способен вызывать повреждения всех компонентов в молекуле ДНК: пуринов, пиримидинов и сахара-фосфатного остова. Это приводит к замедлению и затруднению синтеза белка, разрушению клеточных мембран, и как следствие, к росту и развитию патологий [160, 161].

Таким образом, сила окислительного стресса зависит от количества оксидантов, внутриклеточных антиоксидантов и активности процессов репарации. Все формы АФК при повышении их естественного уровня проявляют высокую цитотоксичность в отношении любых типов клеток. Действие АФК на любой из перечисленных видов макромолекул может стать критическим для жизнедеятельности клетки [161, 162].

Существует несколько уровней защиты клеток многоклеточного организма от оксидантов, которые могут быть представлены следующим образом [163]:

1-й уровень – системная защита клеток за счет значительного снижения напряжения O_2 в тканях по сравнению с атмосферным воздухом;

2-й уровень – обеспечивается в процессе четырехэлектронного восстановления основной массы внутриклеточного O_2 при участии цитохромоксидазы без освобождения свободных радикалов;

3-й уровень – ферментативное удаление образовавшихся гидроксильного анион-радикала и H_2O_2 ;

4-й уровень – наличие «ловушек» свободных радикалов (система антиоксидантной защиты);

5-й уровень – ферментативное восстановление гидроперекисей полиненасыщенных жирных кислот.

Важнейшим механизмом устойчивости в условиях загрязнения среды является активизация системы антиоксидантной защиты. Наибольшее значение придаётся роли, выполняемой антиоксидантными ферментами (СОД, каталаза, пероксидазы) и низкомолекулярными метаболитами (аскорбиновая кислота, глутатион, пролин, каротиноиды, флавоноиды и др.) [120, 122].

Главным специфическим антиоксидантным механизмом защиты организма от активных форм кислорода является фермент супероксиддисмутаза (СОД). Активность её обычно достаточна, чтобы дезактивировать оксиданты в месте образования, не допуская диффузии в среде макромолекул ткани. В условиях высокого уровня стресса появляется необходимость антиоксидантной защиты «второго уровня» [161, 163].

Одним из неспецифических соединений-антиоксидантов являются каротиноиды. По химической природе каротиноиды относятся к огромному классу терпеноидов, включающих также эфирные масла, гормоны, стероиды, сердечные гликозиды, жирорастворимые витамины (Е). Их углеводородная

структура состоит из C₄₀-изопреноидной цепи [163]. Благодаря наличию системы конъюгированных двойных связей, каротиноиды способны поглощать свет в диапазоне 350-500 нм. Описано свыше 600 различных форм каротиноидов, обнаруженных в тканях растений, бактерий и животных, включая человека.

Механизмы действия каротиноидов включают антиокислительный эффект и моделирующее действие на физическое состояние мембран [164]. Каротиноиды также активно устраняют избыток активных форм кислорода, защищая нуклеиновые и ненасыщенные жирные кислоты липидов от окислительного повреждения [165].

Необходимо понимать, что все антиоксиданты в организме функционируют совместно, роль каждого из "членов противоокислительной команды" важна для эффективности других антиоксидантов (рис. 1). Для упрощения понимания Н.К. Кличхановым была создана схема взаимодействия компонентов антиоксидантной системы.



Рис. 1. - Система неспецифической антиоксидантной защиты в клетке животных [166]

Исходя из схемы (рис. 1.), можно отметить, что ключевым ответом на стресс является экспрессия генов. Для активации этой экспрессии существует

сложный механизм, идентифицирующий опасность и создающий эффективный ответ на негативное влияние. Важными блоками являются, как полифенолы, каротиноиды и селен-зависимые белки, так и витамины Е и С.

Активность витамина Е в значительной мере зависит от результативности его рециклизации. Витамин С осуществляет регенерацию витамина Е из окисленной формы, восстанавливая его активность. Однако, в условиях окислительного стресса, когда образование свободных радикалов значительно усиливается, трудно предотвратить повреждение основных органов и систем только за счёт естественного резерва организма. В частности, требуется повышение содержания в корме природных антиоксидантов, особенно витамина Е [165, 166] и каротиноидов [167].

Свободные радикалы возникают под воздействием разнообразных факторов внешней и внутренней среды, в предотвращении процесса выработки участвует множество ферментов антиоксидантной защиты, а также система репарации. Ферменты антиоксидантной защиты обладают высокой специфичностью к субстрату. Их главная функция – немедленная остановка образования и распространения АФК. Истощение антиоксидантной защиты может привести к повреждению важных биомолекул, таких как липиды, белки и нуклеиновые кислоты [161, 166, 167].

Все описанные этапы и способы формирования ответной реакции на стресс, поддержание стабильности функционирования клеток в условиях стресса являются сигналом для моделирования поведения клетки в частности, а также формирования более сложных защитных реакций организма в целом. Формирование неспецифических реакций на уровне организма, как следствие интеграции специфических реакций клеточного и биохимического уровней остаются одной из главных задач в исследованиях поведения организмов в условиях стресса.

ГЛАВА 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ

2.1. Характеристика использованного материала

В ходе данного исследования были использованы: инфузория-туфелька *Paramecium caudatum* Ehrenberg, дафния большая *Daphnia magna* Straus, катушка роговая *Planorbis corneus var rubra*, L.

Инфузории-туфельки *Paramecium caudatum* – это одноклеточные простейшие, которые отличаются наличием двигательных органелл – ресничек, ядерным дуализмом и особой формой полового процесса – конъюгацией [168, 169]. Череду бесполого деления (повторяется 1-2 раза в сутки [170]) сменяется конъюгацией, которая характеризуется обменом генетического материала, что отражается на формировании устойчивости популяции [171]. В условиях лаборатории, обычно, поддерживается клональная популяция (термин «популяция» применяется условно). Длина тела инфузории-туфельки варьирует от 30-40 мкм до 1 мм [172]. Поверхность клетки покрыта многочисленными органеллами - ресничками, которые обеспечивают передвижение организма [170]. Скорость движения, в норме, составляет около 2 - 2,5 мм/с [173]. У *Paramecium caudatum*, в частности, описывают до 10 различных поведенческих реакций [174]. Каждая из этих реакций или их комбинация позволяет инфузории, как полноценному одноклеточному организму, формировать сложные поведенческие стратегии [175].

Эти одноклеточные играют важную роль в процессах самоочищения водоемов и используются как организмы-индикаторы сапробности вод [176]. В различных водоемах по численности ресничные инфузории занимают значительное место в зоопланктоне [177]. В активном состоянии они встречаются в бентосе, планктоне и нейстоне водоемов, также есть перифитонные виды. Их количество в водоемах разное. Например, установлено, что в водоемах г. Омска и Омской области обитает 45 видов

ресничных инфузорий, относящихся к 23 родам [178]. В водных объектах южной части Тюменской области впервые отмечено 33 вида ресничных инфузорий из 22 родов [177].

Многоступенчатые ответные реакции инфузорий в совокупности делают эту группу организмов ценным тест-объектом для изучения влияния токсических веществ [179]. Инфузория-туфелька была предложена в качестве тест-объекта Е.А. Веселовым (1978). Преимущества инфузорий-туфелек как тест-объектов: легкость разведения, короткий жизненный цикл, возможность получения неограниченного количества генетического материала [180].

Ещё одним часто используемым объектом для биотестирования является дафния большая *Daphnia magna*. Дафния большая – это мелкие планктонные рачки. Поздней весной дафнии имеют максимальную длину 3–4 мм, а летние формы – только 2 мм [181]. При благоприятных условиях в водоемах развивается несколько партеногенетических поколений дафний [169]. Чаще всего в водоемах самки резко преобладают по численности над самцами, и определение обычно ведется по самкам. Самцы отличаются от самок мелкими размерами, формой тела, постабдомена, антеннул [182].

Ветвистоусые представлены одинаково большим числом видов как в странах холодно-умеренного, так и жаркого климата. В любых областях они находят благоприятные пищевые условия, т. к. их основные пищевые объекты – бактерии и водоросли – одни из наиболее распространенных сообществ на земном шаре. Ветвистоусые ракообразные играют большую роль в трофических цепях озерных экосистем и представляют собой важный компонент биоценозов [181].

Дафнии обладают колоссальной внутривидовой изменчивостью по различным характеристикам: генетическим, физиологическим, морфологическим, а также биохимическим [183].

Период созревания рачков при температуре $20 \pm 2^\circ\text{C}$ и хорошем питании – 5-8 дней. Длительность эмбрионального развития обычно 3-4 дня [184].

Дафнии служат важным трофическим звеном: ими питаются ракообразные, моллюски и рыбы. Это теплолюбивые животные, обитающие в водоёмах, богатых питательными веществами. Большинство ветвистоусых являются фильтраторами и питаются микроводорослями, бактериями, детритом [182].

Третьим использованным в исследовании тест-объектом были моллюски катушки роговые *Planorbis corneus*. Катушки (*Planorbis*) принадлежат к классу брюхоногих (*Gastropoda*), к отряду легочных (*Pulmonata*), к семейству катушек (*Planorbidae*) [169].

Роговая катушка (*P. corneus*), самая крупная среди остальных катушек (диаметр раковины 35 мм, высота 12 мм), красновато-коричневого цвета [185]. Эта катушка встречается повсюду как в прудовых, так и в озерных водах. Обитает на растениях в стоячих водоемах, там же, где обыкновенный прудовик, но к поверхности воды поднимается редко. Распространена в Европе и в Западной Сибири до Оби [186].

Дышат катушки атмосферным воздухом, вбирая его в легочную полость, образованную стенками мантии. При недостатке воздуха катушка пользуется особым кожистым выростом, который помещается на теле близ легочного отверстия и играет роль примитивной жабры. Кроме того, катушка дышит и непосредственно через кожу [169]. Катушки питаются растительной пищей, поедая части растений, которые соскабливают при помощи терки [186].

Катушки размножаются при помощи яиц, которые откладывают на листья водных растений и других подводных предметов. Через две недели или более (в зависимости от температуры воды) из икринок выводятся крошечные улиточки, которые довольно быстро растут. Как и многие брюхоногие, катушки - гермафродиты [169].

2.2. Описание районов забора проб воды

Для реки, как сложной динамической системы, сложно составить долгосрочный прогноз гидрохимического состояния воды, а, также, предположить поведение населяющих её сообществ живых организмов. Для рек большой протяжённости постоянные исследования, а, также, своевременная интеграция данных довольно затруднены. Мониторинг только одного участка реки не сможет в полной мере охарактеризовать реку в целом, но позволит создать пластичную модель, которая, при внесении поправок на отдельные факторы, будет близка к оригинальной. Подобное экстраполирование возможно и при соотнесении малых рек одной географической зональности.

В контексте данного исследования, для двух рек бассейна Оби, были выбраны буферные, импактные и фоновые зоны [187]. Выделение каждой группы зоны имело значение, поскольку река испытывает типичный для региона техногенный пресс. Исследование проходило с 2009 по 2012 гг. Отбор проб производили в июле-августе (начало летне-осенней межени) в русле двух рек, относящихся к бассейну реки Оби: Тура и Елыкова (Елыковая). Для более подробного анализа качества вод, зоны были поделены на зоны по степени техногенной нагрузки.

2.2.1. Описание районов забора проб воды из р. Туры

На исследуемом отрезке реки было выделено 5 значимых на данном протяжении зон (разрезов), каждая, по возможности, была отнесена к определённому топониму. Таким образом, река Тура была исследована в 5 значимых зонах (рис. 2): пос. Док (Т1), мост Челюскинцев (Т2), пос. Яр (Т3), с. Каскара (Т4), д. Чикча (Т5). На начальных этапах исследования были отобраны пробы воды в 2 дополнительных зонах: притоках Тюменка и Каскарка, которые не были включены в основное исследование. Исследованный отрезок реки

составил около 53 км.

Точка «Поселок Док» отмечена как наиболее высокая по течению зона на исследуемом отрезке реки Туры. Эта зона была исследована, с одной стороны, для выявления загрязнения поступающего от возможных объектов, расположенных выше по течению. С другой стороны, как относительный «контроль» техногенной нагрузки на отрезке реки ниже по течению. Для удобства она обозначена Т1. «Пешеходный мост» - первая дополнительная зона, которая расположена в отрезке, где возможно проследить техногенное влияние. Задачей было поставлена необходимость выявить отклонение, которое возможно из-за впадения притока Тюменки, расположенного немного выше по течению, а также сброса вод от ЗАО «Тюменский химфармзавод» и ЗАО «Тюменская овчинно-меховая фабрика».

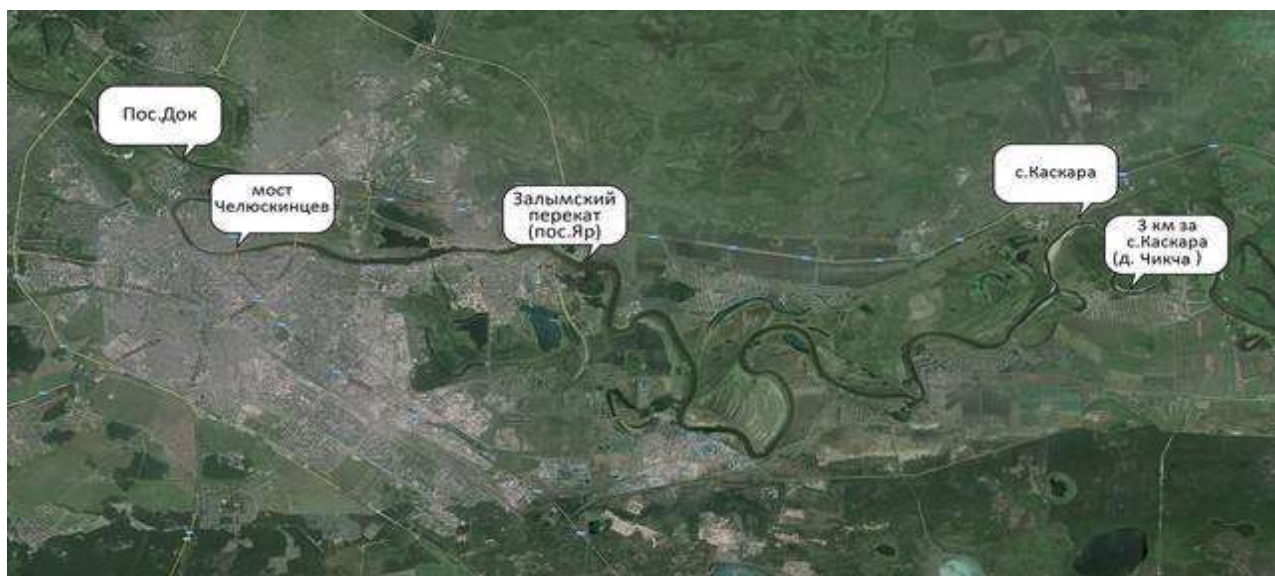


Рис. 2. - Карта-схема исследуемого отрезка реки Туры

В дальнейшем поступление загрязнения на данном участке расценивалось как суммарное техногенное влияние. Участок «мост Челюскинцев» (Т2) был выбран специально для того, чтобы проследить суммарное влияние техногенного фактора отрезка реки Т1-Т2 (около 7 км.). Кроме того, Т2 характеризуется наличием мостов, по которым происходит

активное движение автотранспорта через реку, что указывает на техногенное загрязнение в данной точке, в т.ч. осаждение тяжёлых металлов из воздуха.

Участок «поселок Яр» (Т3), также был обозначен как «Залымский пережат». Расстояние Т2-Т3 около 11 км. На этом отрезке происходит сброс в реку загрязнённых вод из ливневых коллекторов, от ОАО «Тюменский фанерный комбинат», а также ОАО ТТК «Кросно». Данная местность (Т3) интересна тем, что рельеф дна реки образует возвышение. Эта точка также приходится на границу города. Ниже по течению река делает несколько изгибов (меандр). После нескольких изгибов была отмечена точка «село Каскара» (Т4), а затем и «деревня Чикча» (Т5). Расстояние Т3-Т4 около 31 км. Введение дополнительной точки — Т5 — было необходимо для проверки влияния техногенной нагрузки сельской местности. Расстояние Т4-Т5 около 4 км. В районе с. Каскара производится выпас скота, а, также, сток вод с орошаемых полей. В данном районе имеется приток в виде мелкой речушки Каскарки, которая и стала второй дополнительной зоной отбора проб.

2.2.2. Описание районов забора проб воды из р. Елыкова

Вторая исследуемая малая река - Елыкова (Елыково, Елыковая, Ёлыковская). Общая протяжённость реки – 25 км. Она была исследована в точках (рис. 3): Река 0 (Е1), До обмеления (Е2), обмеление, После обмеления (Е3), Русло 1, Русло 2, С песков, Русло 3 (Е4), а также отобраны пробы в 4 притоках. Общая длина исследуемого отрезка реки составила около 7,7 км.

Рассмотрим подробнее особенности каждого участка. По аналогии с р. Тура, был выбран участок, выступающий в качестве относительного "контроля" – Река 0 (Е1). Выше по течению каких-либо постоянных источников загрязнения не обнаружено. Длина отрезка Е1-Е2 составила около 1,8 км. На этом отрезке река имеет 2 мелких притока. Для выявления значимости этих притоков для общего химического состава реки были дополнительно отобраны

пробы воды. Стабильного техногенного вмешательства не обнаружено. Зона «До обмеления» (Е2) позволила оценить общую степень изменения токсичности воды на рассматриваемом отрезке.

На отрезке Е2-Е3 (1,1 км) река Елыкова по естественным причинам имеет расширение русла и уменьшение глубины. Этот участок подвергается зарастанию травянистой растительностью в летнее время. Для оценки значимости данного участка произвели отбор проб в зонах: «До обмеления» (Е2), «обмеление» и «После обмеления» (Е3). Ниже по течению расположена финальная точка исследуемого участка реки Е4.

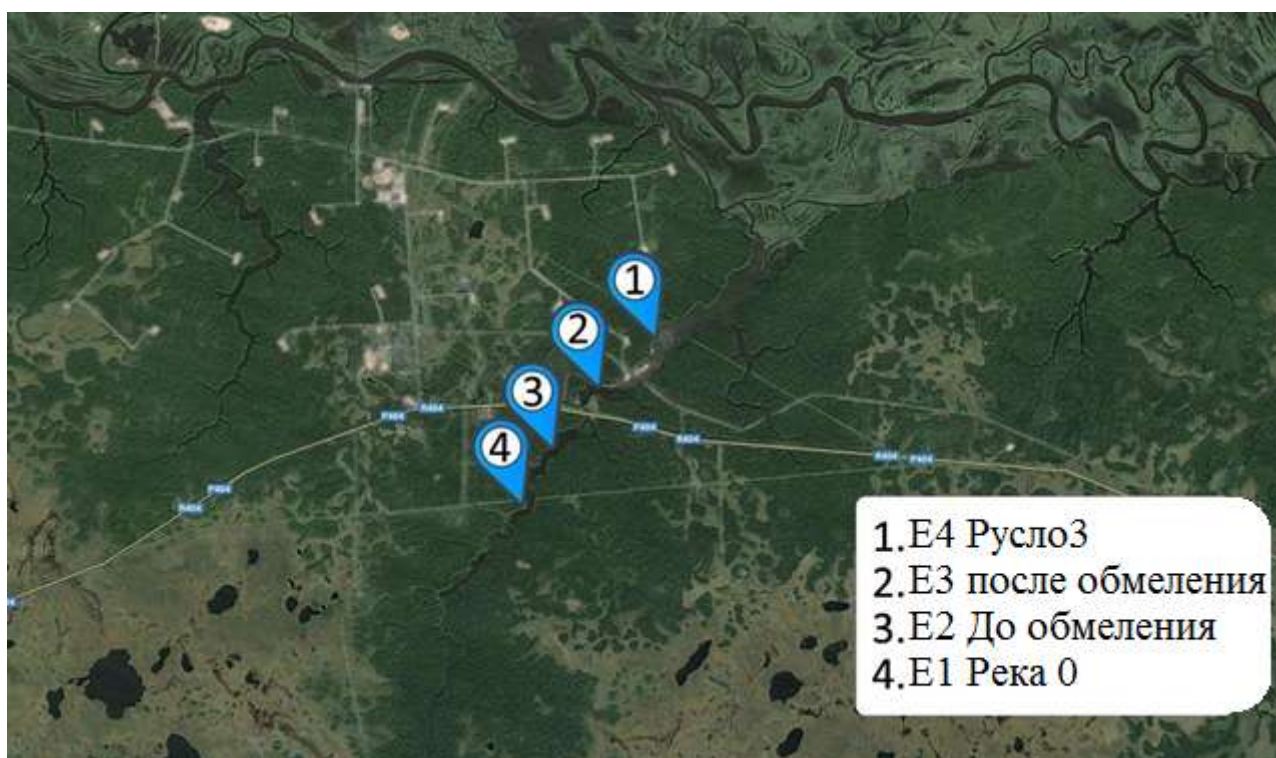


Рис. 3. Карта-схема исследуемого отрезка реки Елыкова

Длина отрезка Е3-Е4 около 3,4 км. На данном отрезке расположен «Приток 3», кроме того были выделены дополнительные участки «Русло 1» и «Русло 2» для оценки влияния автотрассы. Ещё ниже по течению, на этом же отрезке, происходит разработка песчаных карьеров, что отражается на русле реки и скорости её течения. Добыча песка на р. Елыкова приводит к довольно сильному расширению (ширина реки возрастает от 18 м до 70-80 м) и

углублению (максимальная глубина возрастает от 1,5-2 м до 12 м) русла, в свою очередь это оказывает заметное влияние на гидрологический режим водоёма [87].

Мощным, сопутствующим строительству проектируемых объектов, фактором воздействия на окружающую среду является использование большегрузных транспортных средств, эксплуатация строительной техники, что сопровождается загрязнением растительности, почвенного покрова, и, в конечном итоге, поверхностных вод, такими загрязняющими веществами, как нефтепродукты, фенолы [16]. В дополнение, на отрезке Е3-Е4 происходит сброс жидких отходов, образующихся в ходе намывки и строительства.

Исследование проводилось в течение 4 лет, при этом, на третий год на данном участке произошла утечка продуктов переработки нефтепродуктов [188]. Отбор проб производили на финальной стадии ликвидации загрязнения. Для выявления комплексного техногенного влияния была отмечена зона «Русло 3» (Е4).

Рассмотренные участки можно обозначить в качестве модельных для рек Обского бассейна, в силу того, что они испытывают разностороннее, но типичное действие техногенного фактора. При этом, сходные ситуации можно отметить на отдельных участках других малых рек речного бассейна.

2.3. Методика отбора проб воды, химического анализа и определение класса качества речных вод

Отбор проб производили в соответствии с ГОСТ 31861-2012 [189] с 2009 г. по 2012 г. Для гидрохимического анализа воду отбирали в нескольких точках в одной исследуемой зоне реки с последующим смешиванием: с поверхности реки в 0,5 м от обоих берегов, в 1-1,5 м от берегов, а также с поверхности воды в центре реки (глубина погружения 0,3 – 0,5 м). Кроме того, отбирали пробы из толщи воды с глубины 1,5-2 м. Вода с разных берегов и глубин смешивалась и

обозначалась, как одна проба. Для гидрохимического анализа из каждой зоны (разреза) реки каждый год отбиралось 3 пробы с разницей в 2 дня (табл. 1). Пробы отбирались при сходных погодных условиях в солнечный маловетренный день. Для хранения проб воды применяли одноразовые ПЭТ (полиэтилентерефталат) бутылки [190]. Во время отбора пробы воды с поверхности посуду ополаскивали три раза набираемой водой для исследования. Итоговый объем воды в пробе одной исследуемой зоны составил 9 л. Хранение проб происходило в соответствии с ГОСТ 31861-2012.

Таблица 1

Количество проб воды из рек Туры и Елыкова

Исследуемый водоток	Река Тура				Река Елыково			
Годы исследования	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Количество зон	5	5	5	5	4	4	4	4
Количество проб	3	3	3	3	3	3	3	3
Суммарное количество проб	60				48			

Химический состав воды анализировался по 12 показателям: $\text{Fe}^{2+/3+}$, F^- , Cl^- , NO_3^- , NO_2^- , ПАВ, фенолы, нефтепродукты, PO_4^{3-} , NH_4^+ , pH, SO_4^{2-} . Химический состав проб воды сначала анализировался в полевых условиях наборами Кристмас+. После транспортировки проводился повторный анализ в лаборатории экологической химии ТюмГУ. Полученные результаты совпадают

с результатами ежегодного отчёта «Об экологической обстановке в Тюменской области» [188].

В качестве контрольной пробы использовалась отстоянная водопроводная вода, которая была использована для создания культивационных сред для тест-объектов.

Определение качества вод

При определении качества вод использовался УКИЗВ, как современный наиболее полно проработанный и рекомендуемый РД 52.24.643-2012 метод. Кроме того, рассматривались примеры других 10-ти альтернативных методов, как связанных с УКИЗВ, так и относящиеся к авторским методикам (табл. 2).

Таблица 2

Методы оценки качества вод

Методы оценки качества вод	Класс качества воды в реке Тура *	Критерии оценки
ИЗВ6 [191]	IV - «загрязнённая»	ПДК 6 веществ
КИЗ [191]	4 - «Грязная»	ПДК неограниченного числа показателей
УКИЗВ [192]	4 разряд «а» - «Грязная»	ПДК не менее 15 показателей
ПХЗ-10 (3-4 кл. оп.) [193]	«относительно удовлетворительное»	ПДК 10 веществ
Методика НИИ гигиены им. Ф.Ф. Эрисмана [193]	«высокий» уровень загрязнения	Учитываются группы лимитирующих показателей загрязнения (органолептические, санитарно-токсикологические и др.)
Метод классификации качества вод по В.П. Емельяновой [194]	3*ПДК	Учитывается только количество веществ превышающих ПДК
Экотоксикологический критерий по Т.И. Моисеенко [193]	$X_{\text{сум}}=17$ (при фоновом = 0)	Учитываются превышения ПДК

Комплексная оценка загрязненности вод по Г.Т. Фрумину и Л.В. Баркану [193]	«грязная»	ПДК неограниченного числа показателей
Метод определения качества воды с помощью индекса Вудивисса [191]	V - «грязная»	Определение соотношения гидробинтов
Система классификации качества воды по А.А. Былинкиной и С.М. Драчеву [195]	«грязная»	Гидрохимические параметры, бактериологические параметры, радиоактивные элементы.
Оценка состояния и правила таксации рыбохозяйственных водных объектов по ГОСТ 17.1.2.04–77 [195]	«загрязнённые вод» бэта-мезосапробные	Токсикологические и бактериологические параметры

Условные обозначения: * - для сравнения методик анализа использовались данные отчёта об экологическом состоянии Тюменской области [80].

Для анализа и сравнения в исследовании использовался индекс УКИЗВ. Усреднённый коэффициент наилучшим образом подходит для отображения общей ситуации на отдельно взятых участках реки.

2.4. Методики постановки эксперимента

В ходе проведённого исследования были использованы как стандартизированные методики, так и методики, разработанные отдельными авторами (табл. 3). Учитывая индивидуальные видовые особенности тест-объектов, методики эксперимента представлены по отношению к каждому конкретному виду. Для проведения исследования использовались колонии тест-объектов, поддерживаемые в лаборатории кафедры экологии и генетики Института биологии ТюмГУ.

Таблица 3

Методики биотестирования исследованных проб воды

№	Тест-объект	Показатели жизнедеятельности	Ед. изм.	Сроки экспозиции	Автор методики
1	<i>Paramecium caudatum</i> Ehrenberg.	Плотность культуры	Особи	1, 3, 5, 7, 9 сутки	Э. Г. Голубкова, 1978 [196]
2		Фагоцитарная активность	Фагосомы, шт		Э. Г. Голубкова, 1978 [196]
3		Хемотаксис	%		ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]
4		Двигательная активность	%		ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]
5	<i>Daphnia magna</i> Straus	Выживаемость	%	2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 сутки	ПНДФ Т14.1:2:4.12–06 [198]
6		Реальная плодовитость	Отн. ед.		ФР.1.39.2007. 03222 [199]
7	<i>Planorbis corneus</i> L.	Двигательная активность моллюсков	См	2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 сутки	ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]

Продолжение таблицы 3

8		Активность питания моллюсков	Мкг		ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]
9		Изменение массы (привес) моллюсков	Мкг		ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]
10		Уровень каротиноидов моллюсков	Мг/100 гр	16 сутки	О. Н. Лукьянова, Т. Я. Шмидт, 1993 [200]
11		Реальная плодовитость моллюсков	Отн. ед	30 сутки	ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]
12		Выживаемость моллюсков	%	16 сутки	ВМР по нормированию ... водных объектов (на примере нефти), 2002 [197]

Все гидрохимические параметры и показатели жизнедеятельности *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna*, *Planorbis corneus* оценивались в течение 4 лет с 2009 по 2012 гг. Исключение составили: анализ каротиноидов (2010), плодовитость дафний и моллюсков (2010-2012). Общий объем выборки представлен в таблице 4.

Таблица 4

Суммарный объем выборки исследования

Исследуемые показатели	Кратность эксперимента по дням экспозиции	Кратность эксперимента по числу параллельных опытов в год	Кратность эксперимента по годам исследования	Общий объем выборки
Плотность культуры <i>P. caudatum</i> (9 зон)	5	18	4	32 400
Фагоцитарная активность <i>P. caudatum</i> (9 зон)	5	12	4	21 600
Хемотаксис инфузорий <i>P. caudatum</i> (9 зон)	5	30	4	54 000
Двигательная активность <i>P. caudatum</i> (9 зон)	5	30	4	54 000

Продолжение таблицы 4

Выживаемость <i>D. magna</i> (9 зон)	5	5	10	22 500
Реальная плодовитость <i>D. magna</i> (9 зон)	1	5	3	1350
Двигательная активность <i>P. corneus</i> (9 зон)	8	2	4	5184
Активность питания <i>P. corneus</i> (9 зон)	8	2	4	5184
Изменение массы тел <i>P. corneus</i> (4 года)	8	2	4	5184
Уровень каротиноидов <i>P. corneus</i> (9 зон)	1	2	1	162
Реальная плодовитость <i>P. corneus</i> (9 зон)	1	2	3	486
Выживаемость <i>P. corneus</i> (9 зон)	1	2	4	648

Рассмотрим более детальное описание методик, использованных для проведения эксперимента.

Плотность культуры *Paramecium caudatum*

Плотность культуры инфузорий определяли как количество живых активно передвигающихся клеток [197]. К 100 мкл культуральной среды (молочная среда, в которой находятся в активном состоянии инфузории), содержащей 10 особей приливали 100 мкл питательной молочной среды (трёхдневное молоко, разбавленное дистиллированной водой), а также 800 мкл тестируемой среды. Контрольный вариант готовился на основе культивационной воды. В клональной микропопуляции инфузорий за 9 дней эксперимента сменяется достаточно поколений, чтобы выявить хроническое действие фактора. На 1,3,5,7 и 9 сутки эксперимента производился пересев колонии по описанной выше схеме. Исследования проводились с 2009 по 2012 гг. Рассчитывался как количество особей на 100 мкл после 48 ч. экспозиции (ос. или шт.).

Фагоцитарная активность *Paramecium caudatum*

Для определения пищевой активности инфузорий использовали метод подсчёта количества фагосом [198], образующихся в клетках инфузорий. На предметное стекло помещали 100 мкл тестируемой среды с 10 особями инфузорий и аналогичное количество 16-ти-кратно разведённой туши. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. После 15 минутной экспозиции фиксировали клетки слабым раствором (1%) уксусной кислоты. Под биноклем считали количество сформировавшихся фагосом, окрашенных тушью. Исследования проводились с 2009 по 2012 гг. Оценки величины параметра производили по количеству окрашенных фагосом в клетке каждой инфузории (шт.).

Положительный хемотаксис (ХТ) *Paramecium caudatum*

Для определения данного показателя [198] формировали систему из двух сообщающихся капель по 100 мкл каждая. Между каплями тестируемой среды с инфузориями и каплей воды, используемой для поддержания культуры

(культивационной), формировали перемычку (1-2 мм толщиной), по которой инфузории могут беспрепятственно перемещаться. Контрольный вариант готовился на основе культивационной воды. После 10 минутной экспозиции производился пересчёт общего количества инфузорий и переместившихся. Полученные значения преобразовывали в процент переместившихся особей (%).

Двигательная активность (ДА) *Paramecium caudatum*

Для определения данной тест-функции [198] также использовали систему из двух сообщающихся капель. Использовали 100 мкл тестируемой среды, населённой инфузориями и 100 мкл этой же среды, но без тест-объекта. Контрольный вариант готовился на основе культивационной воды. Между двумя каплями проводили перемычку 1-2 мм. Время экспозиции 10 минут. Производили пересчёт общего количества инфузорий и переместившихся. Полученные значения преобразовывали в процент переместившихся особей (%).

Выживаемость *Daphnia magna*

Для определения выживаемости дафний использовали следующую методику [199]. В ёмкости с тестируемой жидкостью (100 мл) поместили по 10 особей тест-объекта. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Возраст особей 1-2 дня. Подсчёт процента выживших особей производили на 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 дни (%).

Реальная плодовитость *Daphnia magna*

Реальную (абсолютную) плодовитость оценивали следующим образом [200]. В ёмкости с тестируемой жидкостью (100 мл) поместили по 10 особей тест-объекта. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Возраст особей 1-2 дня. Ежедневно производили кормление культурой одноклеточной водоросли *Chlorella vulgaris* Beijerinck, в объёме 1 мл. После 10

дней экспозиции производили подсчёт среднего числа потомков на 1 особь (отн. ед.).

Выживаемость *Planorbis corneus*

Для определения выживаемости [198], в ёмкости (1 л.) с тестируемой жидкостью помещали по 10 особей. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Смена корма - листья криптокорины апоногетолистной (*Cryptocoryne aponogetifolia* Merr.) - производилась каждые 48 часов. Факт гибели констатировали в случае отсутствия реакции при укалывании ноги моллюска. Оценивался процент выживших особей после 16 дней экспозиции (%).

Двигательная активность *Planorbis corneus*

Двигательную активность определяли по следующей методике [198]. Под чашку Петри помещали расчерченный в клетку (1х1см) круг, линовкой сверху. Рядом помещали ещё один круг для прорисовки пути. В чашку Петри наливали тестируемую воду столько, чтобы скрылось дно. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Помещали 1 моллюска в чашку Петри и фиксировали на дополнительном круге его положение через каждые 30 сек. Через 5 минут, ниткой воспроизводили путь каждой улитки по имеющимся точкам. Длина получившегося отрезка нити, равна пройденному пути моллюска (см).

Активность питания *Planorbis corneus*

Для выявления активности питания применяли следующий метод [198]. Методом взвешивания определялась масса корма и помещалась в ёмкость к моллюскам с тестируемой водой. Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Подобным образом определяли массу корма, после 48-ми часовой экспозиции. Корм при взвешивании избавляли от излишней влаги при помощи фильтровальной бумаги. Фиксировали разницу масс на 2, 4, 6, 8,

10, 12, 14, 16 дни. Показатель определялся как разница между массой корма оставленного и изъятого после 48-часовой экспозиции (мкг).

Рацион моллюсков составляли сегменты зелёных листьев криптокорины апоногетонолистной, которые в норме являются кормом для данного вида улиток [201]. Листья растения не могут самостоятельно функционировать без связи с корнями, но также способны длительное время поддерживать гомеостаз клеток листа [202]. Это позволило снизить погрешность данного показателя.

Определение изменения массы тела *Planorbis corneus*

Данный показатель измеряли по следующей методике [197]. Изменение массы определялось как разница массы тела моллюска (с раковиной) до и после 48-ми часовой экспозиции в тестируемой воде (мкг). Контрольный вариант готовили на основе культивационной воды. Тело при взвешивании избавляли от излишней влаги при помощи фильтровальной бумаги. Фиксировали разницу масс на 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 дни.

Определение концентрации каротиноидов в телах *Planorbis corneus*

Для определения концентрации пигментов по стандартной методике [203] навеску (Р, г) свежей ткани растирали в фарфоровой ступке с добавлением безводного сульфата натрия Na_2SO_4 до образования гомогената. В ступку приливали 10 мл 96% этилового спирта. Полученный экстракт сливали в пробирку, а операцию повторяли два – три раза до полного прекращения экстракции окрашенного материала. Все экстракты сливали вместе, измеряли объем (V, мл). В экстракте определяли D (величину светопропускания) на регистрирующем спектрофотометре Bio-RAD SmartSpec Plus при длине волны 450 нм по отношению к чистому этиловому спирту [204]. Затем рассчитывали удельную концентрацию каротиноидов ($C_{\text{уд}}$, мг/100 г ткани) по формуле 1 [205]:

$$C_{уд} = (0,4 * D * V) / P. \quad (1)$$

Реальная плодовитость *Planorbis corneus*

Определение реальной плодовитости производили по следующей методике [197]. В ёмкости с тестируемой жидкостью (1 л) поместили моллюсков. Смену корма производили каждые 48 часов. Время экспозиции для эксперимента составило 30 дней. После чего, подсчитывали среднее количество потомков на 1 особь (отн.ед.).

Расчёт коэффициента естественного прироста (КЕП)

Для оценки состояния популяции зачастую используют коэффициент естественного прироста. Естественный прирост популяции - превышение рождаемости над смертностью, то есть разница между количеством родившихся и количеством умерших за определенный период времени (формула 2).

Формула расчёта коэффициента естественного прироста:

$$КЕП = (P - C) / Ч * t, \quad (2)$$

где: КЕП– коэффициент естественного прироста; P – рождаемость; C – смертность; Ч–общая численность; t–время экспозиции [206].

2.5. Методы математической обработки

Математическую обработку и хранение данных производили в пакете программ Microsoft Office (Excel, Word). Использованные данные представлены в разделе ПРИЛОЖЕНИЯ. Статистическая обработка данных выполнялась в программе STATISTICA 10.0. При построении гистограмм и диаграмм использовались средние значения. Значимое различие между выборками определялось при помощи t-критерия Стьюдента (Госсета). Статистическая значимость утверждалась при первом уровне достоверности ($P < 0,05$). При

наличии статистически значимого отличия над изображением блока данных помещался значок «*». Для оценки зависимости параметров использовался корреляционный анализ, а также анализ факторов. Для анализа использовались изменения концентраций химических веществ в воде и величины отдельного показателя. На основе выявленных закономерностей составлена дендрограмма для группировки химических параметров.

2.6. Перечень использованного оборудования

- Весы Shimadzu AUW 220d и OHAUS Scout PRO.
- ГОСТ 12026-76 Бумага фильтровальная лабораторная. ГОСТ 1770-74 Посуда мерная лабораторная стеклянная. Цилиндры, мензурки, колбы, пробирки. Цилиндры 25, 50, 100, 1000 см.куб., ГОСТ 25336-82 Чашка Петри. ГОСТ 9284-75 Стекла предметные для микропрепаратов.
- Комплектные изделия, расходные материалы и принадлежности для химического анализа ЗАО «Крисмас+».
- Микроскоп Биомед МС-1 ZOOM(бинокуляр).
- Пипетки автоматические дозаторы 1 см.куб, 0,1 см. куб.
- Пэт-тара для отбора и хранения проб воды.
- Спектрофотометр BioRAD Smart Spec Plus spectrophotometr.
- Холодильник бытовой, обеспечивающий замораживание ($-20 \pm 1^{\circ}\text{C}$) и хранение проб (от $+2$ до $+4^{\circ}\text{C}$).

ГЛАВА 3. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ ТУРЫ В 2009 - 2012 гг.

3.1. Оценка гидрохимических параметров для исследуемых зон реки Туры

Рассмотрим динамику состава веществ для разных зон реки Туры за 4-х летний период (2009-2012 гг.). Анализ воды проводили в августе-сентябре. По классификации О.А. Алекина [70] химический состав природных вод можно разделить на: растворённые газы, главнейшие ионы, биогенные вещества, микроэлементы, органические вещества. В данном случае удобно подразделить вещества на следующие группы: основные гидрохимические, органогенные, токсикологические.

Среди наблюдаемых веществ, нитраты, нитриты, аммоний, фосфаты и железо [207, 208] (приложение А: таблица А.1 и А.2) можно отнести к органогенам или веществам органического происхождения. Высокие концентрации данных веществ могут указывать на высокий уровень органического загрязнения или близость источника загрязнения.

Стоит отметить высокий уровень железа в речной воде (приложение А: таблица А.1) [209]. В 2009 и на отдельных участках в 2011 году концентрации превышают предельно допустимые даже по специально установленным нормам для сибирских водоёмов. Однако превышение незначительно и может быть, как следствием естественных процессов, так и результатом разложения техногенных материалов находящихся на дне реки. Многолетняя динамика как железа, так и фосфатов незначительна.

Увеличение концентрации веществ группы «аммоний катион - нитраты – нитриты» зачастую свидетельствует о наличии процессов деградации органики [210]. Из приложения А (таблица А.2) видно, что эти вещества также не превышают ПДК.

При сравнении концентраций веществ разных лет можно отметить незначительную динамику NO₂, NO₃ и NH₄ в зоне ТЗ. Процессы разложения органики в данной зоне выше, но значимого отличия установить не удалось.

К группе токсикологических веществ, которые в норме не должны встречаться в водоёме, можно отнести СПАВ, фенолы, УВ (табл. 5).

Таблица 5

Концентрация ПАВ, фенолов и НП в пробах воды р. Туры

Исследуемые вещества	ПАВ, мг/л [ПДК: 0,5]				Фенолы, мг/л [ПДК: 0,05]				Масла и нефтепродукты, мг/л [ПДК: 0,05]			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Годы исследования												
Т контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Т1	0,05	0,05	0,05	0,05	1,5	2	1,5	1,2	0,02	0,02	0,02	0,02
Т2	0,1	0,1	0,1	0,1	1,4	1,2	1,4	1,2	0,01	0,01	0,05	0,1
Т3	1	2	2	2	2,1	1,6	1,5	1,6	0,02	0,02	0,1	0,5
Т4	0,05	0,05	0,05	0,05	1,5	1,4	1,4	1,5	0,01	0,01	0,05	0,05
Т5	0,05	0,05	0,05	0,05	1,5	1,4	1,4	1,5	0,01	0,01	0,02	0,05

Условные обозначения: **жирным шрифтом** выделены значения выше ПДК.

В воде зоны ТЗ было установлено превышение ПДК по ПАВ. Во всех пробах речной воды установлено превышение ПДК по фенолам. При этом для Т1 можно отметить снижение концентрации этого вещества к 2012 году. По таблице 5 не сложно отметить загрязнение зон реки нефтепродуктами в 2011 и 2012 годах.

В приложении А (таблица А.3) отображена гидрохимическая группа веществ. То есть вещества, которые в норме присутствуют в реке, но могут

резко изменить концентрацию вследствие техногенного пресса. Превышения ПДК для этих веществ в исследуемые сроки не установлены. Многолетняя динамика не существенна. Для более глубокого понимания причин динамики веществ в речных водах, был проведён анализ погодных условий за весь период исследования (таблица А.4). В приложении А (таблица А.4) видно, что в 2010 и 2011 годах количество осадков было выше, что отразилось на объёме воды в русле реки и разбавлении веществ. В эти же годы был больше радиационный баланс, что говорит о прогревании акватории и создании более выгодных условий для размножения микроорганизмов, и, соответственно, деградации органики. Кроме того, с 2009 года по 2012 среднегодовая температура возрастала, что, также, способствовало вышесказанному.

При учёте полученных гидрохимических параметров был рассчитан класс качества вод в каждой исследуемой зоне реки Туры. Для расчётов был использован УКИЗВ, результаты которых представлены в таблице 6.

Таблица 6

Классы качества вод в реке Туре (2009-2012)*

Год	T1	T2	T3	T4	T5
2009	«Грязная» 4Б	«Грязная» 4А	«Грязная» 4В	«Грязная» 4Б	«Грязная» 4Б
2010	«Грязная» 4А	«Грязная» 4А	«Грязная» 4В	«Грязная» 4Б	«Грязная» 4А
2011	«Грязная» 4А	«Грязная» 4Б	«Грязная» 4Г	«Грязная» 4В	«Грязная» 4А
2012	«Грязная» 4А	«Грязная» 4Б	5 «Экстремаль но грязная»	«Грязная» 4В	«Грязная» 4В

Условные обозначения: * - использовались данные собственных исследований (см. Табл. 5, прил. А).

Из таблицы 6 видно, что с течением лет обнаруживается снижение качества вод во всех зонах, за исключением Т1. Особое внимание стоит

обратить на зону ТЗ, где качество воды снизилось до уровня «экстремально грязная». Общий уровень качества вод для реки Туры в районе города Тюмени на уровне «грязная» 4а класса. Важно, что имеются локальные зоны, где вода гораздо токсичнее. Такие зоны стоит использовать в качестве пунктов контроля качества вод.

3.2. Оценка степени загрязненности вод на основе реакций *Paramecium caudatum*

Для биотестирования воды из разных зон реки Туры одним из тест-объектов были выбраны инфузории-туфельки. Указанные зоны рассматривались последовательно по ходу течения реки, что удобно для оценки их экологического состояния. Подобным образом проведены, например, исследования В.В. Горгуленко [211]. Для инфузорий описано большое число тест-функций: выживаемость, темп размножения, скорость фагоцитоза, деятельность сократительной вакуоли [191], длина свободного пробега, угол изменения направления движения [212], гальванотаксис [213, 214], хемотаксис [215], двигательная активность [216]. Проанализировав указанные тест-функции были выбраны реакции наиболее подходящие для оценки качества водной среды. Все выбранные для данного исследования параметры анализировались ежегодно в течение всех 4 лет исследования. Результаты размещены в разделе ПРИЛОЖЕНИЯ (см. прил. Б1-Б3 и В1-В4).

Оценка плотности культуры *Paramecium caudatum*.

В разные дни эксперимента сравниваются не реакции материнской клональной популяции (условно), а серии сменяющих друг друга дочерних колоний. Рассмотрим подробнее острый (1 сутки) и хронический (9 суток) варианты эксперимента. Учитывая скорость деления инфузорий и пересев культуры, совершаемый каждые вторые сутки, мы исключаем возможность длительного накопления токсиканта в теле данного организма. Однако,

при сравнении разных сроков эксперимента, можно отметить разницу в плотности культуры (рис. 4).

Первое, на что стоит обратить внимание, это возрастание плотности культуры инфузорий в речной воде по сравнению с контролем. Причина в том, что речная вода представляет собой сложный раствор веществ, а также содержит в себе множество микроорганизмов [217, 218, 219]. Плотность сообществ микроорганизмов напрямую зависит от концентрации субстрата [220].

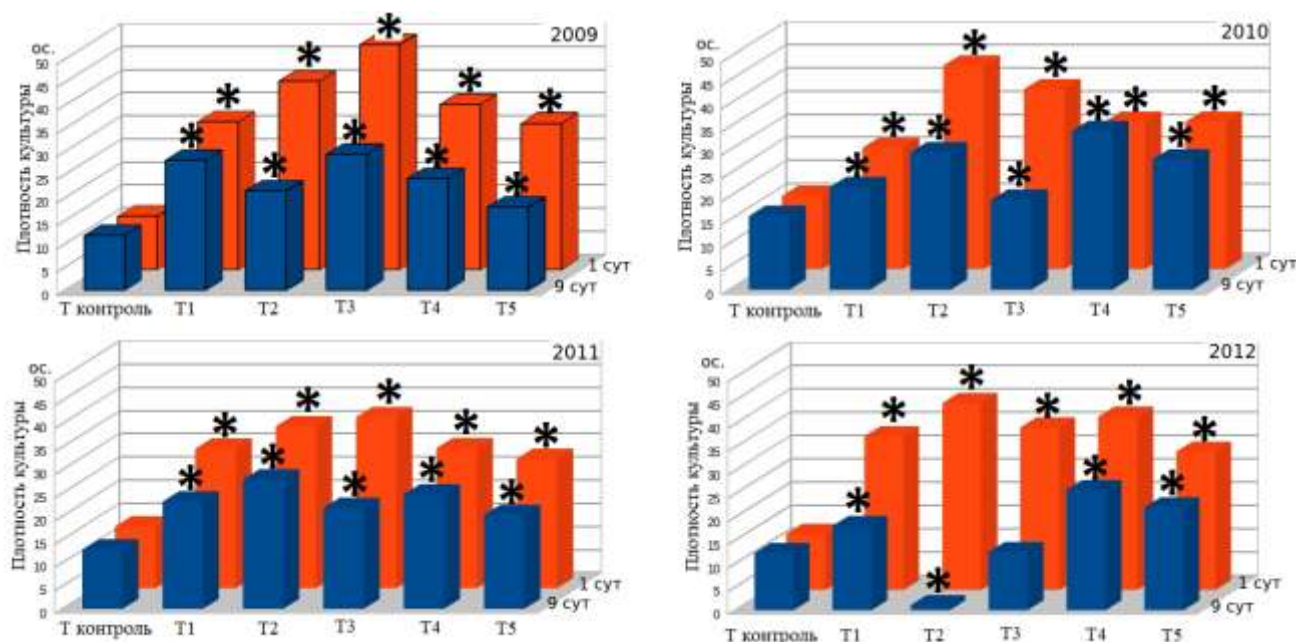


Рис. 4. Плотность культуры *P. caudatum* под влиянием воды из зон р. Туры (2009-2012) на 1 и 9 сутки эксперимента. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

На высокую концентрацию органических веществ могут указывают продукты их разрушения: NH_4 , NO_3 , NO_2 , PO_4 и фенолы [221, 222, 223]. Таким образом, увеличение плотности культуры инфузорий косвенно характеризует комплексное загрязнение воды, в т.ч. содержание большого разнообразия соединений и специфических деструкторов. С другой стороны, описан эффект стимуляции физиологических процессов, в том числе и увеличение плотности культуры, при действии низких концентраций веществ [224, 225, 226].

Исходя из этого, в 2009 году наибольший уровень загрязненности в остром эксперименте отмечен в зоне Т3 (рис. 4). Показатель в остальных зонах реки также выше контроля. В остром эксперименте зоны Т2 и Т3 (2009 г.) испытывают на себе техногенное влияние. Плотность культуры инфузорий в остальных зонах находятся на уровне этого показателя в воде зоны Т1.

Ситуация приобретает иные очертания, когда мы сравниваем результаты острого эксперимента (2009 г.) с хроническим (рис. 4). Во всех вариантах наблюдается снижение плотности культуры инфузорий. В 2009 году установлено превышение ПДК ПАВ и фенолов. Это сложные группы соединений, биodeградация которых проходит с участием микроорганизмов. Сроки распада данных веществ составляют от 3-7 дней до 30-40 в зависимости от вида соединения и наличия специфической микробиоты [227, 228]. Можно предположить 2 причины снижения плотности культуры инфузорий на 9 день эксперимента. Во-первых, снижение плотности культуры микроорганизмов, вследствие разрушения субстрата. Во-вторых, образование продуктов деградации ПАВ и/или фенолов, обладающих токсичным эффектом. Об обратной корреляционной зависимости отдельных веществ, в т.ч. СПАВ, фенолов и реакции инфузорий говорит С.С. Беднаржевский [229].

В 2010 году ситуация во многом сходна с 2009 годом (рис. 4). Стоит отметить, что в зонах Т4 и Т5 на 9 день эксперимента плотность культуры не изменилась по отношению к 1 дню. Причиной этому может быть формирование благоприятного комплекса климатических условий для деградации токсикантов [227]. Кроме того, причинами могут быть вещества антагонисты, снижающие активность токсиканта [230], а также снижение количества токсиканта за счёт снижения количества сбросов. Ещё одна причина может быть в формировании устойчивого поколения инфузорий к токсиканту [224, 231, 232]. В 2011 году показатель плотности культуры во многом отражает ситуацию 2009 года (рис. 4). Наиболее резкое снижение плотности культуры отмечено в зоне Т3, что указывает на превышение допустимой концентрации веществ.

Характерное для Т3 (см. главу 2.2.2) повышение рельефа дна, а также следующая затем сеть меандр, создают эффект «осаждающей зоны». Подобную ситуацию рассматривает в своём исследовании Т.С. Шелехова [10]. Она сопоставила концентрации веществ в воде и донных отложения в прямом русле и одной из меандр реки Шуи, чем и доказала участие меандр реки в естественном самоочищении.

Резкий всплеск величины показателя в остром эксперименте отмечен также и в 2012 году. Во всех зонах плотность культуры инфузорий оказалась на одном уровне ($P > 0,05$), поэтому определить зону наибольшего техногенного пресса оказалось невозможным. Эта проблема решена при анализе результатов хронического эксперимента. Зоной наибольшей загрязненности можно обозначить Т2, поскольку обнаружено не только снижение плотности культуры по отношению к острому эксперименту, но и к Т1 и к контролю. Смещение зоны наибольшей загрязненности и формирование ответной реакции, не наблюдавшейся ранее, объясняется токсическим эффектом продуктов распада вещества, которое либо не было обнаружено в предыдущие годы, либо при тех условиях не оказывало подобного влияния. В 2012 году отмечено увеличение количества нефтепродуктов и фенолов в воде реки Туры во всех зонах [27].

Для более детальной характеристики ответных реакций инфузорий рассмотрим динамику показателя плотности культуры для каждой исследуемой зоны отдельно. Важно отметить, что сравнение выборок исследуемых зон показало значимое отличие каждого дня эксперимента от предыдущего. При анализе зоны Т1 (рис. 5), очевидно снижение плотности культуры к третьему дню эксперимента, дальнейший рост, а затем повторное снижение всё последующее время наблюдения. Наиболее сильно повторное снижение выражено в 2012 году.

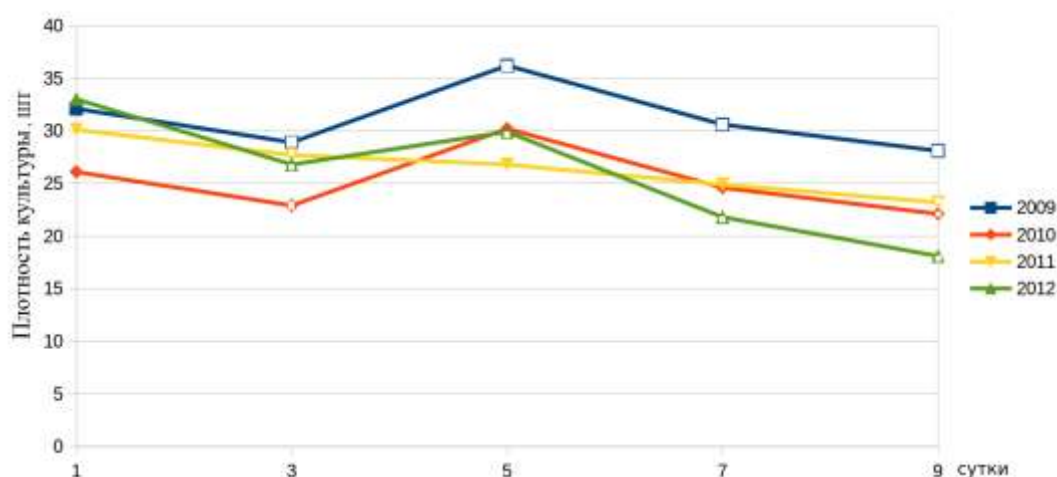


Рис. 5. Плотность культуры *P. caudatum* в воде зоны Т1 с 1 по 9 сутки эксперимента в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: белыми точками отмечены значения отличающиеся ($P < 0,05$) от аналогичных значений в предыдущие 48 часов эксперимента

Как было указано ранее, к 9 дню происходит формирование продуктов распада ПАВ, фенолов и нефтепродуктов, накопление веществ промежуточных стадий. При этом, анализ только лишь острого и хронического эксперимента не учитывал промежуточных реакций, наблюдаемых в промежутке с 1 по 5 день. Для обозначения конкретной причины необходимо сравнение с остальными зонами исследуемого отрезка реки (рис. 6).

Возможно выделить несколько ключевых моментов изменения плотности культуры инфузорий. Во-первых, во все года исследования на третий день отмечается снижение плотности культуры. Заметим, что подобное наблюдается и в зоне Т1. Во-вторых, повторное снижение плотности культуры отмечается на 9 день (в сравнении 7 сутками). Наибольшее снижение плотности культуры наблюдалось в 2012 году во всех пробах.

Зона Т3 обозначена, как одна из наиболее загрязнённых. При этом, она является одним из элементов общего потенциала самоочищения реки.

При детальном анализе (рис. 6) в 2009 году, действительно, отмечается тенденция роста плотности культуры инфузорий с 5 по 9 сутки эксперимента.

Это указывает на ослабление общего токсического действия, вследствие разрушения сложных веществ, а также биodeградацию большей части токсичных продуктов распада. При рассмотрении последующих лет, подобной тенденции к увеличению плотности культуры не наблюдается. Известно, что способность к самоочищению имеет свою ёмкость, превышение которой приводит к распространению загрязнения ниже по течению [20, 231, 233].

Для проверки предположения о том, что ТЗ — это «осаждающая зона», нужно проанализировать динамику рассматриваемого показателя в зонах ниже по течению. Действительно, в зоне Т4 характер действия веществ отличается от зоны ТЗ и сопоставим с Т1. Предполагаемое ранее «насыщение осаждающей зоны», получает подтверждение по данным 2012 года. Динамика показателя говорит о постоянном снижении, т. е. о действии токсикантов на протяжении всех дней эксперимента. При этом, не наблюдается резких спадов плотности культуры. Такая ситуация объясняется тем, что часть токсиканта удерживается в «осаждающей зоне» ТЗ, а часть уносится дальше по течению.

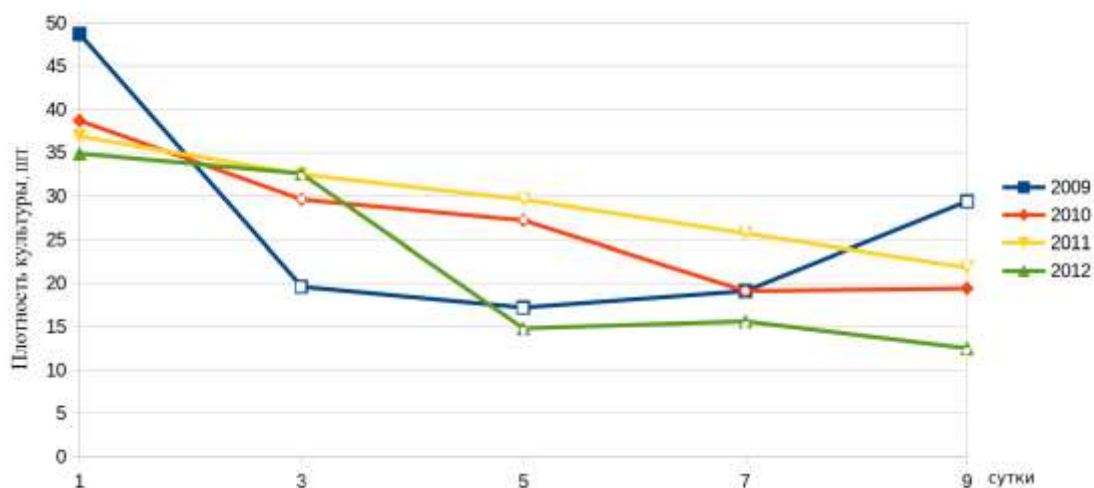


Рис. 6. Плотность культуры *P. caudatum* в воде зоны ТЗ с 1 по 9 сутки эксперимента в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 5

Последней из рассматриваемых зон является Т5. Для всех 4-х лет наблюдения в Т5 отмечено совпадение динамики показателя с Т1 с 1 по 5 дни. В последующие дни эксперимента (2009-2010) прослеживается потенциальная возможность для самоочищения, что отражается в повышении плотности культуры на 9 день эксперимента по отношению к 7 ($P < 0,05$). Стоит особо отметить, что в 2011-2012 годах ситуация меняется, поскольку с 7 по 9 дни отмечается снижение плотности культуры. Это указывает на повышение уровня загрязненности и увеличение потенциальной опасности воды в рассматриваемой зоне Т5.

Резюмируя подробный анализ изменения плотности культуры инфузорий-туфелек в эксперименте с водой из исследуемых зон, можно подчеркнуть некоторые установленные факты. Во-первых, плотность культуры инфузорий в речной воде выше, чем в контроле (культивационная вода). Во-вторых, выявлено не только прямое действие веществ (1-5 сутки), но также и продуктов их распада (5-9 сутки). В-третьих, выделены зоны с наибольшей степенью техногенного пресса — Т2 и Т3. При этом, установлено общее ухудшение ситуации во всех исследуемых зонах, а также смещение наибольшего угнетения от Т3 к Т2. В-четвёртых, Т3 выделена в качестве «осаждающей зоны», вносящей вклад в депонирование загрязнения и самоочищения реки.

Оценка фагоцитарной активности *Paramecium caudatum*

Следующая тест-функция, которая определялась в ходе данного исследования — количество образовавшихся фагосом, окрашенных тушью. Уровень фагоцитарной активности (рис. 7) во всех вариантах проб из реки выше контрольной ($P < 0,05$). При условии, что в контрольной пробе недостатка в пище не было, то данный факт указывает на наличие в речной воде токсиканта, который оказывает стимулирующее действие.

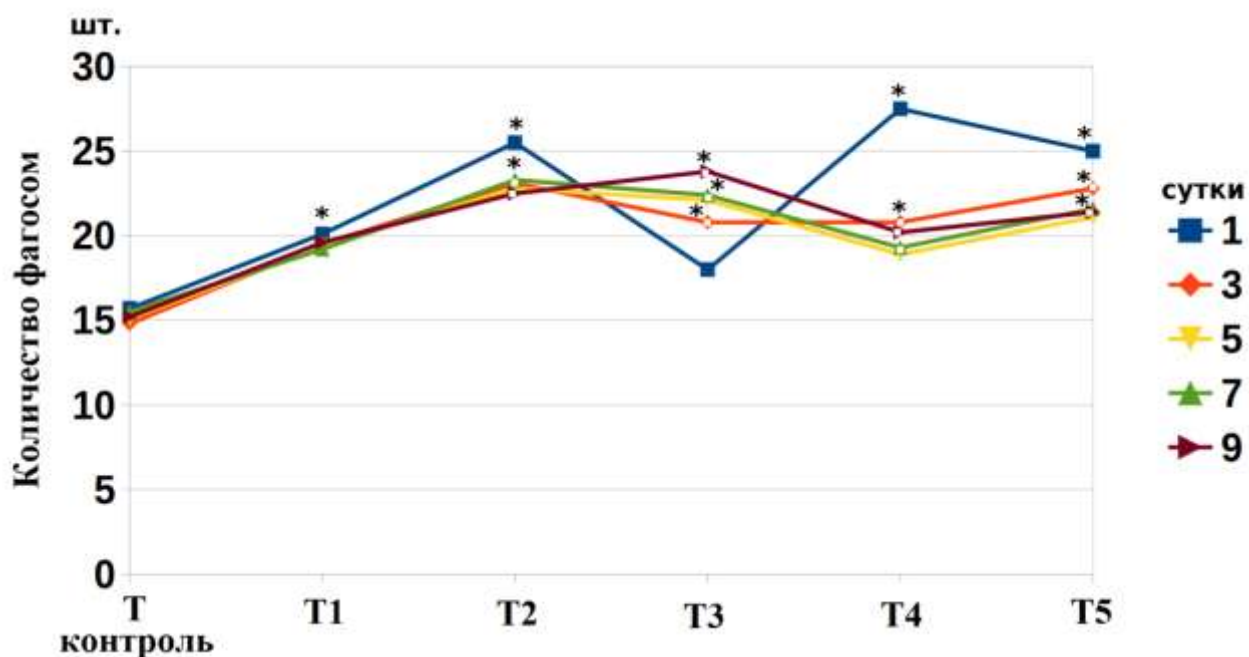


Рис. 7. Количество фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зон р. Туры в 2009 г. Условные обозначения: * - отличие от контроля ($p < 0.05$), белыми точками отмечены значения отличающиеся ($p < 0.05$) от первого дня эксперимента

Увеличение количества потребляемой пищи - это признак того, что организм испытывает стресс, т.к. на формирование резистентности требуется запас питательных веществ. О механизме ответа на стресс подробно пишет В.Н. Морозов [234]. В своей статье он указывает актуальность потребления пищи и ситуации истощения при действии стресс-факторов.

Эта зависимость хорошо прослеживается по рисунку 7 для 3-9 дней. Стоит отметить, что в зоне Т3 в первый день эксперимента уровень показателя выше контроля, но ниже Т1. При действии токсиканта в концентрации ниже пороговой, мы можем наблюдать стимуляцию жизненных функций. Когда уровень токсиканта приближается к пороговому, то наблюдается угнетение жизнедеятельности организмов [233]. Эта закономерность отмечается и на рисунке 8.

При рассмотрении динамики показателя в последующие годы количество фагосом приближается к уровню 2009 года. При этом, наиболее загрязнённой, так же как и в 2010 году является зона Т3. В 2012 году, как отмечалось ранее (плотность культуры), статус наиболее техногенно нагруженной зоны переходит от Т3 к Т2. Это не менее ярко показано на количестве фагосом инфузорий.

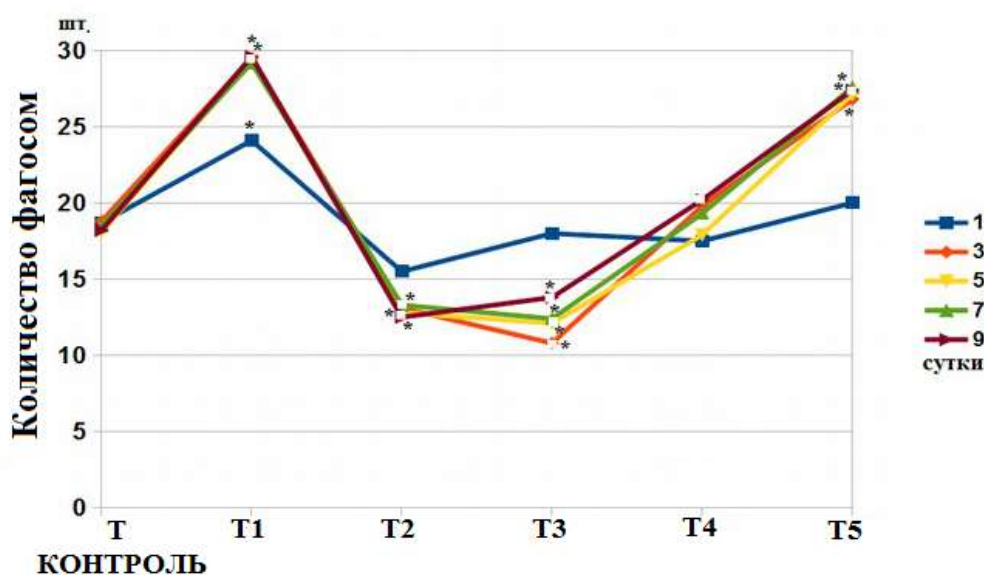


Рис. 8. Количество фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зон р. Туры в 2010 г. Условные обозначения как на рисунке 7

Интересно, что в 2012 году к 9 суткам формируется популяция, максимально отказывающаяся от принятия пищи (рис. 9). Одна из причин - поступление токсиканта с пищей в организм. За счёт отказа от пищи организмы снижают уровень токсического влияния.

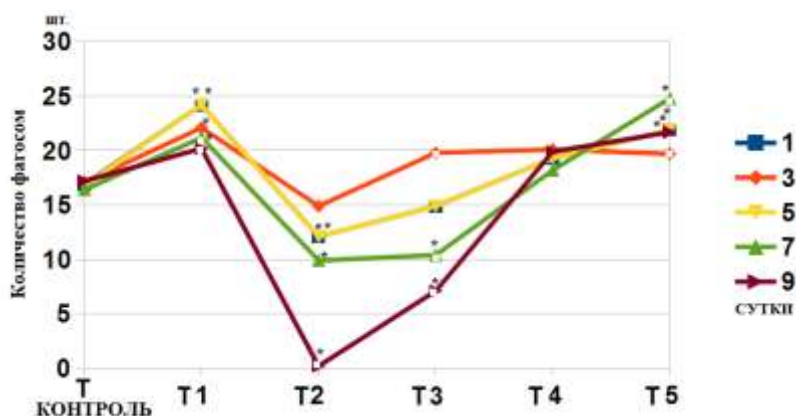


Рис. 9. Количества фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зон р. Туры в 2012 г. Условные обозначения как на рисунке 7

Для зоны Т1 стоит отметить относительную стабильность показателя для всех дней. Зона Т2 в 2009 и 2010 характеризуется стабильностью количества фагосом (см. рис. 10). Отмечается рост их количества к 5 дню 2011 года. Вероятно, в это этот период времени большое количество пищи позволяет системе противостояния факторам среды функционировать на достаточном уровне для ответа на негативное влияние извне.

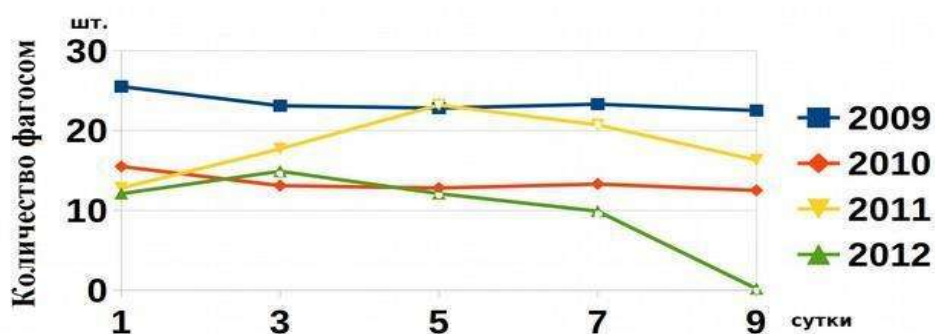


Рис. 10. Количество фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зоны Т2 (2009-2012). Условные обозначения: белыми точками отмечены значения отличающиеся ($p < 0.05$) от значений в предыдущие 48 часов эксперимента

Из рисунка 10 можно сделать вывод о том, что вода из зоны Т2 в 2012 году токсична для тест-объектов. Вероятно, это связано с чувствительностью инфузорий даже к низким концентрациям нефтепродуктов и их производных в речной воде.

О чувствительности данного параметра говорит и анализ зоны Т3 (рис. 11). В 2010 и 2011 наблюдается снижение количества фагосом к 3-му дню, но с последующей стабилизацией и ростом показателя. 2012 год характеризуется угнетением фагоцитарной активности инфузорий к 9-му дню.

Сравнение фагоцитарной активности *P. caudatum* в зонах Т3 и Т4 доказывает возможность зоны Т3 выступать в качестве «осаждающей». Стоит отметить стабильность показателя для всех дней эксперимента зоны Т4, что схоже с зоной Т1. Подобная стабильность отмечается и для зоны Т5.

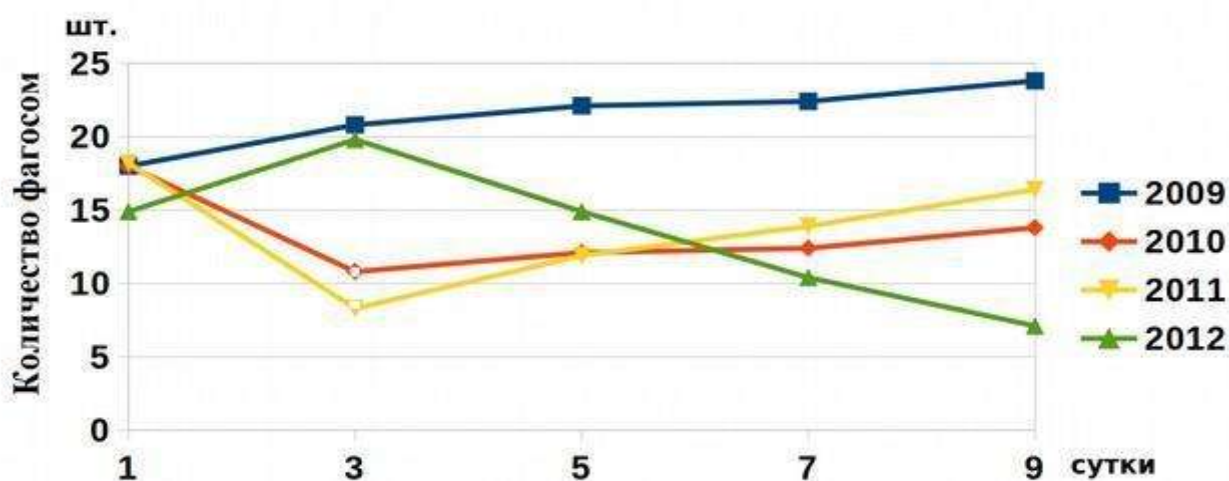


Рис. 11. Количество фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зоны Т3 (2009-2012). Условные обозначения как на рис. 10

Если охарактеризовать в целом фагоцитарную активность инфузорий в данном эксперименте, то можно отметить несколько фактов. Первое — количество фагосом является более чувствительным показателем, чем плотность культуры. Величина показателя меняется быстрее и на большее количество единиц. Второе — с 2009 по 2011 гг. наиболее загрязнена Т3, но в 2012 году зоной наибольшей загрязненности является Т2. Третье — количество фагосом показательно меняется уже на 3 день эксперимента, но наблюдение показателя во все дни эксперимента помогает выявить влияние продуктов

распада токсичных соединений.

Оценка хемотаксиса *Paramecium caudatum*

При передвижении (локомоции) в толще воды инфузории ориентируются на сигналы воспринимаемые ресничками, в том числе химическое восприятие (таксис) [215, 216]. Из этого складываются сложные поведенческие реакции. Одна из наиболее часто описываемых реакций — хемотаксис. В своих работах хемотаксис используют И.С. Захаров [235], Ф.В. Гордеева [224], О.В. Карпухина [119], С.С. Беднаржевский [14], Н.А. Давыдова [9] и др. Условно «положительным» мы можем считать процент особей привлечённых тестируемой средой, а «отрицательным» - процент особей отторгающих тестируемую среду. Аналогичной точки зрения о сущности хемотаксиса придерживаются в своих работах И.С. Захаров [236] и А.В. Присный [134].

В ходе данного исследования актуально было рассмотрение «положительного» хемотаксиса. Для удобства представления и сравнения все 4 года исследования отобразили на одном рисунке, при сохранении последовательности зон реки для каждого года (рис. 12). При одновременном сравнении данных за все четыре года исследований, стоит отметить низкий уровень таксиса по отношению к речной воде ($P < 0,05$).

Внимание привлекают максимумы показателя, приходящиеся на контрольный вариант. Если рисунок 12 рассмотреть без учёта контрольных вариантов, то получится рисунок 13. На нём тоже наблюдаются отдельные максимумы и минимумы значений. В таком виде возможно сравнение отдельных зон реки.

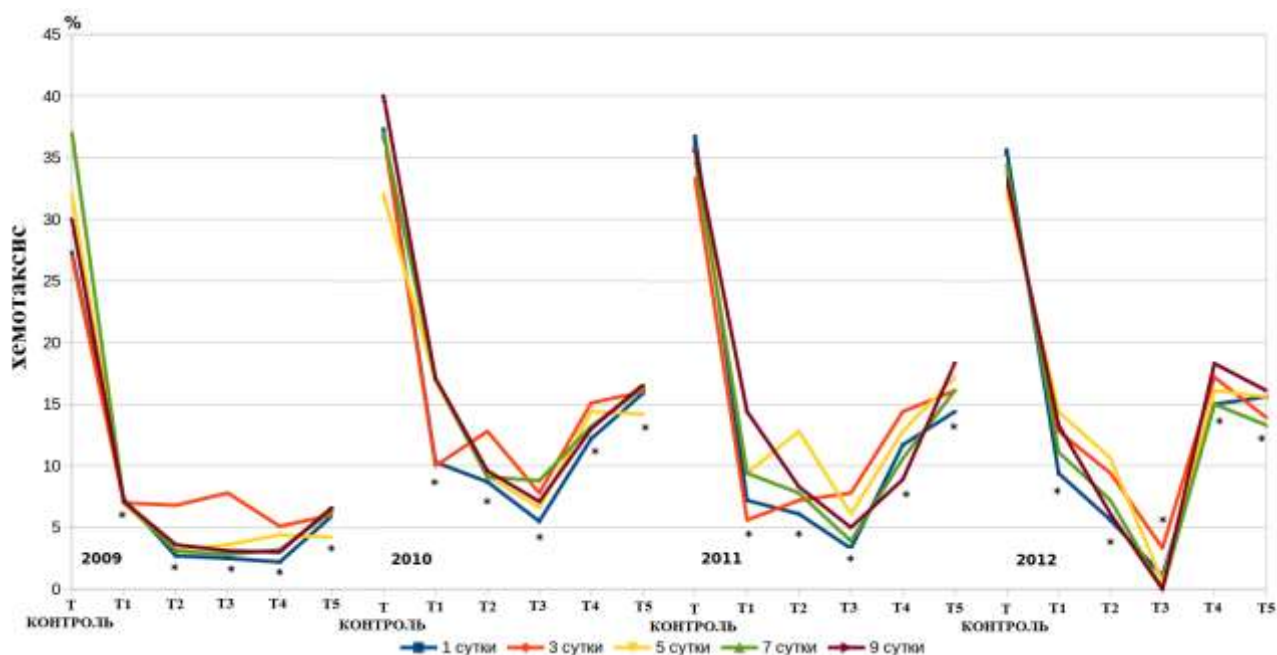


Рис. 12. Хемотаксис *P. caudatum* (%) при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Наиболее неблагоприятные зоны характеризуются минимумами, а в противоположность им «привлекательные» зоны будут формировать максимумы. Статистическое сравнение производилось с зоной T1.

Зоны T2 и T3 в 2-3 раза чаще остальных зон формируют «провалы», что характеризует их как наиболее загрязнённые. Реакция инфузорий на воду зоны T4 не имеет чётко выраженной закономерности. Причиной этому служит высокий уровень загрязнения на участках выше по течению, а также способность участка T3 выполнять функцию биodeградации токсикантов. Образующийся пул микроорганизмов деструкторов с частью загрязнения выносится ниже по течению, что стимулирует хемотаксис инфузорий в воде зоны T4, а также T5.

Интересно отметить, что зоны, рассмотренные выше (T1, T2 и T3), имеют по данному показателю сходство между разными годами исследования. Зоны, лежащие ниже по течению (T4 и T5), характеризуются особой величиной показателя в 2009 году. Причинами выделения 2009 года среди остальных

могут быть, как сочетание особенностей зоны Т3, так и повышение концентрации загрязнителей, а также изменение их качественного состава.

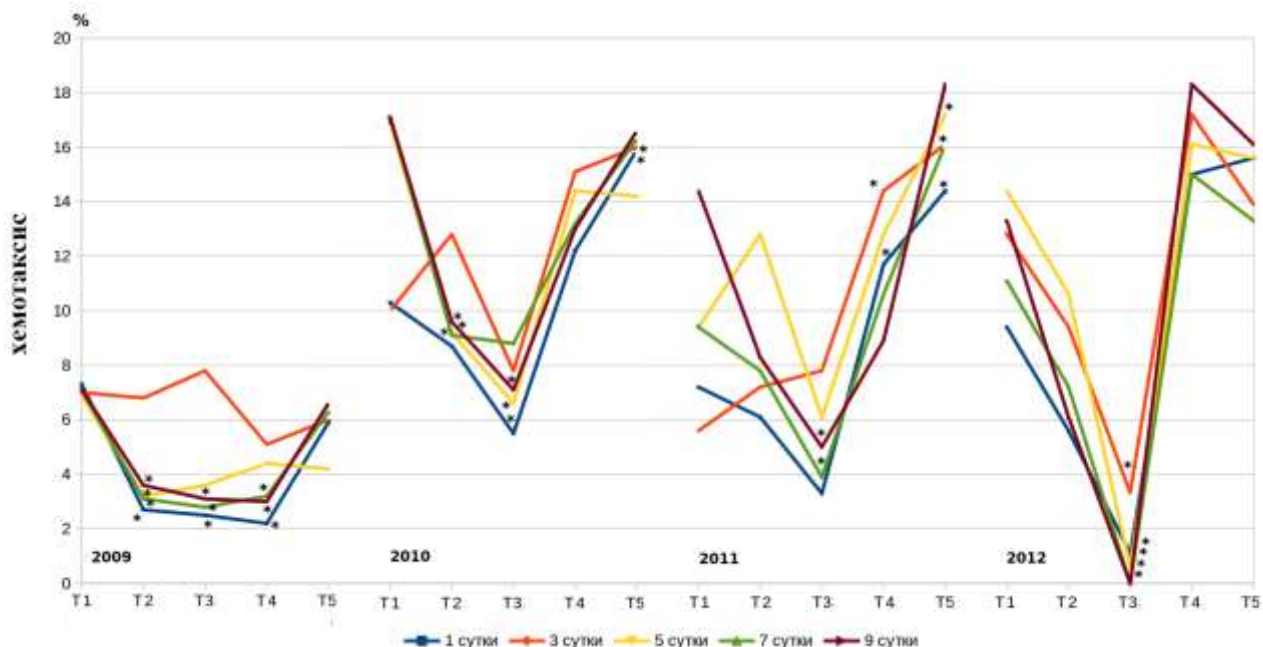


Рис. 13. Хемотаксис *P. caudatum* (%) при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * - значимое отличие от Т1 ($p < 0.05$)

Подводя итог, можно отметить, что речная вода обладает более низким уровнем положительного хемотаксиса для *P. caudatum*, чем контрольная.

Высокий уровень загрязнения формирует многоступенчатую реакцию тест-объекта, в т.ч. уровень хемотаксиса. Под многоступенчатостью, в данном контексте, имеется ввиду изменение уровня хемотаксиса в разные дни эксперимента. Так ситуация обстоит для зон Т2 и Т3. Отмечены значительные увеличения значений хемотаксиса на 3 и 5 дни, а также снижение на 9 сутки. В противовес этому, зоны более благополучные (Т4 и Т5) показывают стабильность показателя во все (9) дни эксперимента. В данном случае, это результат стабилизирующего эффекта от меандрирования реки после Т3. Следует отметить, что есть группа веществ, которая мало оседает в донных отложениях зоны Т3 и перемещается ниже по течению. Таковыми являются

синтетические ПАВ, о негативном влиянии которых говорится в работе А.В. Присного [134]. В статье автор подчёркивает высокую мобильность данной группы веществ, что подтверждает выдвинутое предположение.

Оценка двигательной активности *Paramecium caudatum*

Рассмотрим ещё один этологический показатель инфузорий — двигательная активность [237]. Токсичность среды может как непосредственно влиять на кинетосомы, так и на клетку в целом [238].

Установлено, что двигательная активность заметно снижается в речной воде, при сравнении с контролем. Исключением являются зоны Т4 и Т5 в отдельные дни 2010 года (рис 14).

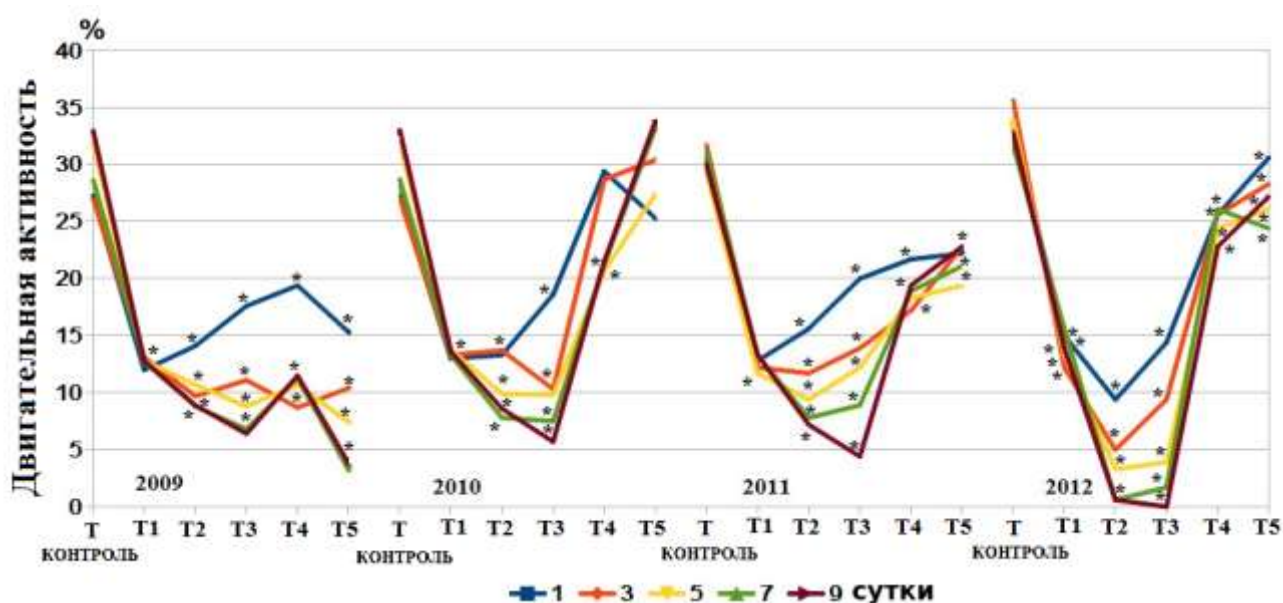


Рис. 14. Двигательная активность *P. caudatum* (%) под влиянием воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Рассмотрим изменение двигательной активности по отношению к зоне Т1, поэтому проанализируем рисунок 15, но без отображения варианта Тконтроль (рис. 15). Это необходимо для того, чтобы сравнить зону Т1 с лежащими ниже по течению.

Анализируя рисунок 15, T2 и T3 можно обозначить как наиболее неблагоприятные. Вода зон T4, T5 и T3 (2010 г.) стимулирует двигательную активность, что говорит об обилии пищи с одной стороны и необходимостью эффективно противостоять стрессу с другой.

Для зоны T1 различий в разные дни эксперимента, а также разные годы, не обнаружено. Для зон T2 и T3 наблюдается постепенное снижение показателя к 7-9 суткам эксперимента (рис. 16). Вероятно, причиной служит постепенное накопление веществ, угнетающих двигательную активность.

Немаловажно отметить, что в пробах 2012 года двигательная активность инфузорий ниже, чем в предыдущие годы исследования (рис. 16). Это указывает на высокую степень токсичности воды в данный период. Снижение ($P < 0,05$) установлено для каждого дня эксперимента.

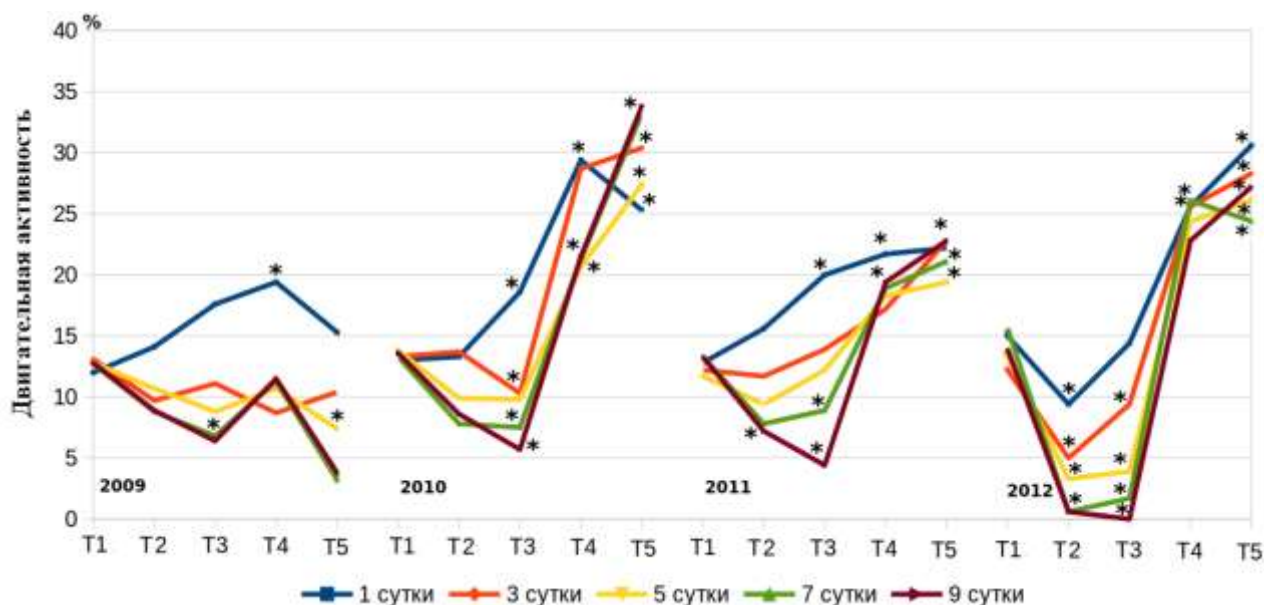


Рис. 15. Двигательная активность *P. caudatum* (%) при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 13

Переходя к анализу следующих зон (T4, T5), стоит обратить внимание, что наиболее неблагоприятным годом выявлен 2009 (рис. 14), для зон T2, T3

наиболее неблагоприятным отмечен 2012 (рис. 16). Причиной этого предполагается действие ПАВ и фенолов, которые слабо задерживаются в зоне ТЗ. Для Т4 характерна стабилизация величины показателя к 5 дню эксперимента (2009-2010) или на протяжении всех дней (2011-2012). При сравнении разных лет для Т4 2009 г. наиболее неблагоприятен. В случае Т5 отчётливо прослеживается угнетение на 3-5 сутки эксперимента, что подчёркивает токсичность воды. Позднее, на 7-9 сутки формируется популяция с более высоким уровнем двигательной активности. Наблюдаемое преодоление токсичности, говорит, что условия оптимальны для формирования адаптации инфузорий к условиям зоны Т5.

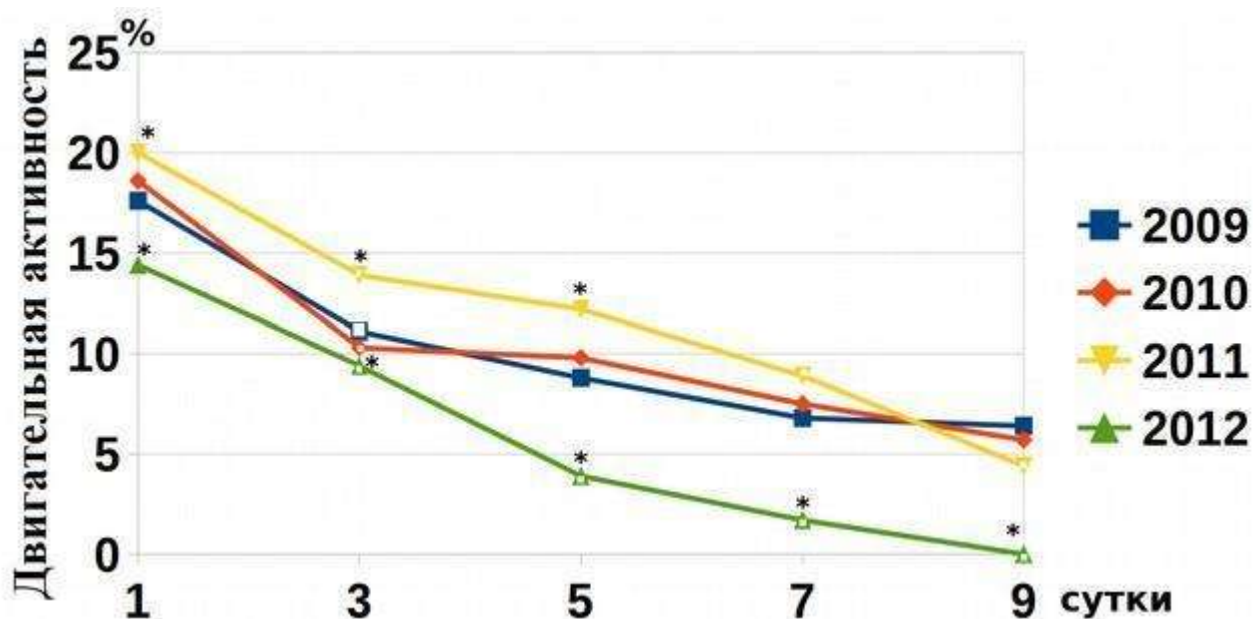


Рис. 16. Двигательная активность *P. caudatum* (%) при действии воды из зоны ТЗ в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 5

В целом в речной воде двигательная активность ниже, чем в контроле ($P < 0,05$). Какой-либо хронологии формирования ответа на стресс не установлено. Наиболее загрязнёнными зонами являются Т2 и ТЗ, а неблагоприятный год для этих зон — последний в данном исследовании — 2012. Зона ТЗ, депонируя

часть веществ, формирует несколько иную ситуацию ниже по течению. Таким образом, по данному показателю для Т4 и Т5 наибольшее загрязнение обнаруживается в 2009 году, а не в 2012 году.

Комплексная оценка ответных реакций *P. caudatum*

В качестве комплексной оценки использовали корреляционный анализ между всеми вышеописанными показателями инфузорий и содержанием веществ в воде (табл. 7).

Таблица 7

Зависимость (r) ответных реакций инфузорий (*P. caudatum*) от изменения концентрации тестируемых веществ в пробах воды из р. Туры

Исследуемые показатели	Fe ²⁺	NH ₄ ⁺	ПАВ	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	Cl ⁻	Нефть	Фенол
Плотность культуры 1 д.	0,86	0,81	0,37	0,31	0,50	0,27	0,65	0,74	0,19	0,81
Плотность культуры 9 д.	0,51	0,30	-0,08	0,43	0,14	0,53	0,50	0,53	-0,28	0,51
ФА 1 д.	0,34	0,04	-0,24	0,30	0,17	0,75	0,20	0,28	-0,30	0,33
ФА 9 д.	0,16	-0,08	-0,33	0,03	-0,01	0,72	0,09	0,14	-0,49	0,26
Хемотаксис 1 д.	-0,94	-0,84	-0,41	-0,35	-0,54	-0,33	-0,65	-0,76	-0,33	-0,88
Хемотаксис 9 д.	-0,91	-0,83	-0,44	-0,39	-0,58	-0,28	-0,64	-0,77	-0,38	-0,83
ДА 1 д.	-0,64	-0,50	-0,19	0,03	-0,31	-0,10	-0,49	-0,35	-0,24	-0,58
ДА 9 д.	-0,72	-0,75	-0,52	-0,12	-0,58	0,05	-0,59	-0,45	-0,42	-0,65

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена статистически значимая корреляция.

Анализ плотности культуры позволил установить комплексную токсичность веществ в остром эксперименте. Кроме того, только в хроническом эксперименте обнаружилась реакция на продукты распада органических веществ, в том числе нитраты и фосфаты (табл. 7). Нельзя не заметить, что плотность культуры, в отличие от остальных показателей, формирует положительную корреляционную зависимость. Причиной следует считать не «привлекательность» токсичных соединений для инфузорий, а положительную корреляцию к пулу микроорганизмов. Это доказано в исследованиях Н.А. Пахомовой при внесении дизельного топлива в сенной настой (с инфузориями) [239]. Формирование разного количества фагосом зависит от уровня органических веществ в воде, что видно из положительной корреляции показателя с фосфатами. Фосфор является биогенным элементом, который быстро преобразуется микробным сообществом. Влияние фосфора на сообщества гидробионтов описано в работе И. А. Тёркиной и Т. Мимур [240]. Также фагоцитарная активность показала высокую чувствительность к нефтепродуктам в хроническом эксперименте. Взаимосвязь нефтепродуктов и активность формирования фагосом описывают Ф.В. Гордеева и соавторы [224]. Кроме того, в нашем исследовании, при помощи этого параметра выявлена реакция на сложный комплекс веществ, который не вошёл в химический анализ. Этологические показатели тоже проявили чувствительность к общему токсическому влиянию воды. При этом, в хроническом эксперименте выявлена большая чувствительность к низким концентрациям веществ (СПАВ, нефтепродукты), а также к продуктам распада сложных соединений (нитриты). О выявлении зависимости инфузорий в хроническом эксперименте от низких концентраций веществ также говорится в работах Е.В. Моисеевой [241], Ф.В. Гордеевой [224], С.М. Никитиной [242].

Инфузории чувствительны к рН среды [243]. В нашем исследовании значимой корреляционной зависимости для данных проб не выявлено. Таким

образом, мы можем говорить о непосредственной реакции организмов на токсикант.

Если провести сравнение по таблице 7, то зависимость от наибольшего числа веществ обнаружена для двигательной активности и хемотаксиса. При этом, каждый отдельный показатель инфузорий позволяет сфокусировать эксперимент на конкретных группах веществ.

Большинство показателей обнаруживают реакцию на высокие концентрации Fe, F, фенолов. В работе С.С. Беднаржевского [14] подчёркнут токсический эффект фенолов. Вклад железа и фторидов может быть, как при непосредственном влиянии, так и в составе сложных соединений. Единичными (специфическими) реакциями оказались: хронический тест по плотности культуры на нитраты; тест на нефтепродукты при наблюдении фагоцитарной и двигательной активности.

Зависимость ($r > 0,7$) для плотности культуры наблюдается только в остром эксперименте. В этом случае показатель чувствителен к Fe, NH_4 , Cl и фенолам. Также высокую чувствительность обнаружили для фагоцитарной активности по отношению к фосфатам. Двигательная активность высоко чувствительна к концентрациям Fe только в хроническом эксперименте. А хемотаксис, как и плотность культуры, высоко чувствителен к Fe, NH_4 , Cl и фенолам как в остром так и хроническом вариантах. В работе С.С. Беднаржевского проводится коррелятивная зависимость между содержанием веществ и показателями инфузорий [14]. Им также подчёркивается чувствительность парameций к фенолам, хлоридам, тяжёлым металлам.

С практической точки зрения, немаловажно указать на высокую степень токсичности вод в зонах Т2 и Т3. А также на увеличение уровня загрязнённости в 2012 году. Доказано, что зона Т3 проявляет «осаждающие» или депонирующие свойства, поэтому она является наиболее перспективной для проведения фиторемедиационных работ и стимуляции самоочищения реки.

Вопрос особо актуален, поскольку при увеличении уровня загрязненности воды наблюдается насыщение накопительных свойств зоны ТЗ, а отдельные виды загрязнения (СПАВ) и вовсе не задерживаются.

3.3. Оценка степени загрязненности вод реки Туры на основе реакций *Daphnia magna*

Среди большого числа изученных ответных реакций дафний (движение, питание, биение сердца, дыхание, концентрация веществ и др.) официальное признание получили лишь эксперименты на выживаемость [199]. Наиболее часто в биотестировании анализируются острый (48 часов) и хронический (10 суток) эксперименты на дафниях [244, 245, 246, 247, 248]. Это позволяет оценить токсичность среды, но не даёт информации о характере влияния веществ. Результаты отображены в таблицах Г.1 и Г.2 (прил. Г)

Оценка выживаемости *Daphnia magna*

В ходе данного исследования рассматривалась вся хронология изменения выживаемости дафний, а также их реальная плодовитость. Исследования проводились ежегодно с 2009 по 2012 гг. Выживаемость дафний в воде зоны Т1 за все годы исследования была на уровне контроля (рис. 17).

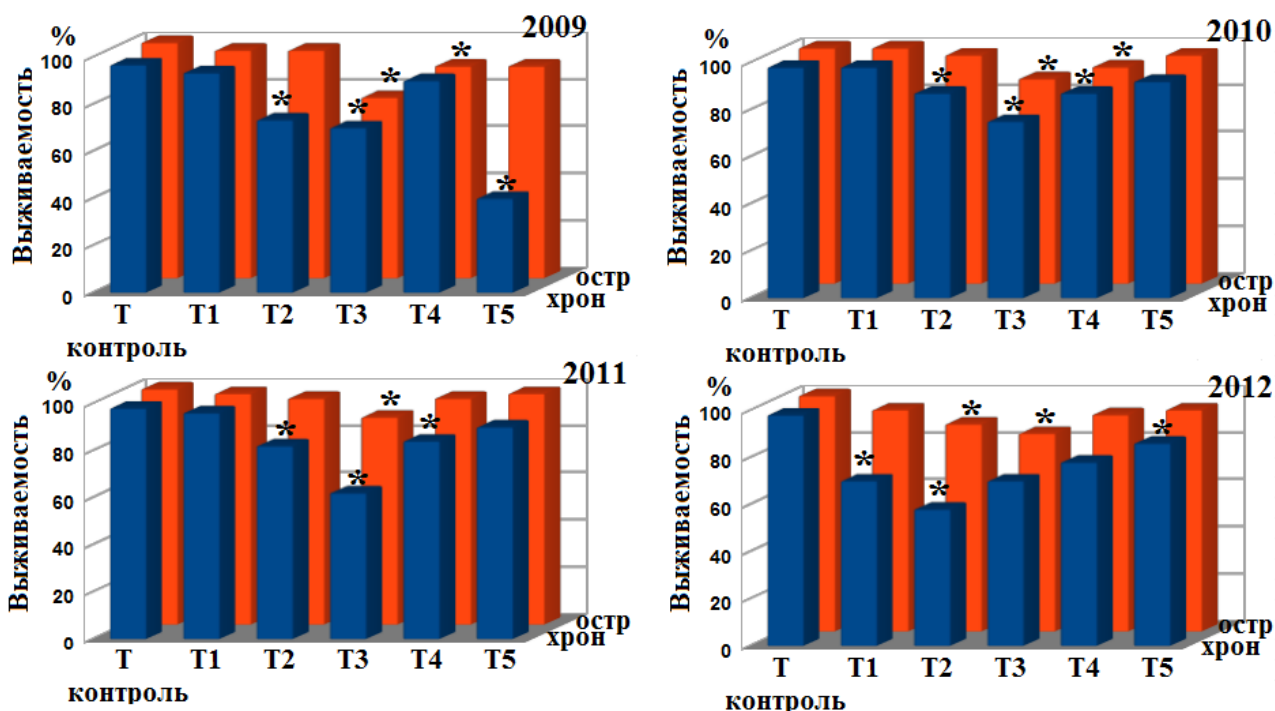


Рис. 17. Выживаемости *D. magna* при действии воды из зон р. Туры (2009-2012) в остром и хроническом экспериментах. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

На рис. 17 отображены исследованные в 2009 г. зоны реки Туры (по ходу течения слева направо) и соответственно выживаемость дафний в обоих случаях эксперимента для каждой зоны. В воде зон Т3 и Т4 в остром эксперименте установили снижение выживаемости. Очевидно, что такая реакция сформировалась в ответ на высокие концентрации токсикантов в воде. Стоит отметить, что наблюдалось превышение ПДК по фенолам в обеих исследуемых зонах в этом году. При этом 3-кратное превышение ПДК по ПАВ усиливает негативный эффект в Т3.

В хроническом эксперименте наблюдали снижение выживаемости дафний к 10-м суткам в зонах Т2, Т3 и Т5. Стоит отметить, что установленное в остром эксперименте загрязнение Т3 и Т4, обнаружено и в хроническом эксперименте. Участок Т3 характеризуется повышением рельефа дна реки, что создаёт благоприятные условия для разного рода бактерий. Такие условия

способствуют биодegradации органических соединений [228, 229].

С другой стороны, в зонах Т2 и Т5 отмечено снижение уровня выживаемости дафний по отношению к контролю и острому эксперименту. Подобное снижение выживаемости происходит в связи с накоплением токсикантов в организмах гидробионтов. О токсическом эффекте кумуляции отдельных веществ в организме рачков говорит в своих исследованиях О.А. Бархатова [249]. В работах К.В. Кулагиной показано, что допустимые концентрации инсектицида «лепидоцид», накапливаясь, приводят к высокой степени интоксикации дафний [250].

Рассмотрение данной проблемы в последующие годы позволило выявить нестабильность ситуации в исследуемых зонах. Колебания концентраций токсикантов в разные годы эксперимента приводят к снижению выживаемости или её временному возрастанию в зонах Т2, Т3, Т4 (рис. 17).

При анализе хронического эксперимента общую тенденцию многолетнего исследования можно выразить ещё большим ухудшением ситуации и снижением показателей в нескольких зонах. Другими словами, на исследуемом отрезке реки есть зона с наиболее сильным загрязнением. В этой зоне наблюдается наименьшая выживаемость дафний. Соседние с ней зоны реки также характеризуются снижением выживаемости, но в меньшей степени. О подобных грациях участков одной реки говорится в работах Е.П. Пинигиной [78], Т.А. Зерщиковой [2251], В.В. Горгуленко [13] и др.

Рассматривая динамику снижения выживаемости, очевидно, что в 2011 году снижение больше (рис. 17). В целом это говорит об ухудшении экологической обстановки в данной зоне (Т3). Важную роль в этом играют соединения ПАВ и фенолов, которые не успевают полностью деградировать или войти в состав других соединений, а их продукты накапливаются в тканях гидробионтов. Высокая реакционная способность фенолов описана в работе Е.П. Янина [138]. О непосредственном влиянии и функциональной кумуляции

также говорится в работе В.С. Сердюка [252].

Отличительной особенностью (2010-2012 гг.) в сравнении с 2009 годом является отсутствие угнетения в зоне Т5 на 10 день эксперимента. Есть несколько возможных причин: увеличение титра микроорганизмов деструкторов загрязнителя или изменение характера загрязнения, не исключая образования сложных комплексов. В остром эксперименте в 2010 и 2011 гг. как чрезмерно загрязнённые зоны охарактеризованы Т3 и Т4, а в хроническом - Т2, Т3, Т4.

Особый интерес представляет ситуация в 2012 г. (рис. 17). Снижение выживаемости захватывает теперь все 5 исследуемых зон, при этом максимум смещается в зону Т2. При сравнении с гидрохимическими показателями можем отметить увеличение уровня нефтепродуктов, что и послужило причиной изменения ситуации. Это не что иное, как увеличение техногенного пресса транзитного переноса из регионов, расположенных выше по течению.

Вследствие этого, зона Т1 перешла в разряд токсичных вод для жизни гидробионтов. Также можно отметить, что токсический эффект, вследствие физиологической кумуляции токсиканта, проявляется в 2012 году во всех зонах исследуемого участка реки.

Подводя промежуточный итог вышеописанному, можно обозначить Т2 и Т3, как зоны, испытывающие наибольшее влияние техногенного пресса, а также наиболее токсичные для жизнедеятельности гидробионтов. Кроме того, повышение рельефа дна зоны Т3, а также наличие меандр речного русла между Т3 и Т4, формирует условный барьер для распространения загрязненности реки.

Более детальная характеристика ответных реакций дафний возможна при рассмотрении изменения уровня выживаемости в разное время экспозиции. Из рис. 18 видно, что в 2012 г. в составе речной воды появляется токсикант,

отличающийся по своему характеру воздействия. Как было сказано ранее, в 2012 году установлено превышение ПДК нефтепродуктов в зоне Т1.

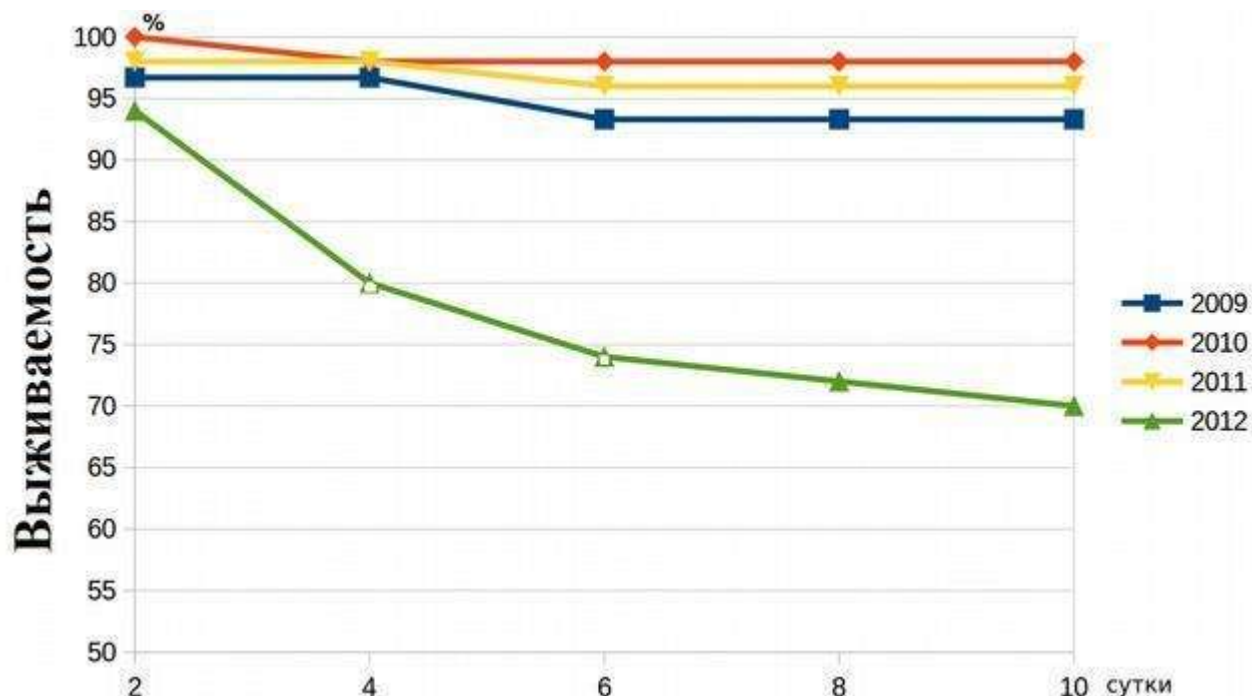


Рис. 18. Выживаемость *D. magna* при действии воды из зоны Т1 р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 5

С 2009 по 2011 гг. не наблюдается резкого изменения показателя. В 2012 году падение выживаемости отмечается уже на 4 день эксперимента. Это можно охарактеризовать как острую токсичность. Схожую зависимость наступления токсического эффекта в зависимости от дней экспозиции отмечают В.Н. Крючков и А.А. Купаров [253] в своей работе с различными концентрациями буровых растворов. При построении подобной графической модели на основании приводимых ими данных, прослеживается аналогичная зависимость. Это позволяет утверждать о том, что реакция на токсикант происходит аналогичным образом.

Рассмотрим подробнее зону Т2 (рис. 19). Представленные на рисунке 19 кривые описывающие изменения показателя в 2010 и 2011 годах не имеют резких перегибов, при снижении численности, что можно охарактеризовать как

пассивное накопление токсикантов через покровы, а также отсутствие вещества резко-токсичной среды. В случае 2009 г. резкое снижение приходится на 7-8 сутки, что говорит о накоплении вещества в тканях организма до высокотоксичных концентраций. В 2012 году иная ситуация (рис. 19). Как отмечалось ранее, реакция наступает ещё в ходе острого эксперимента, при этом на 4 сутки, происходит усиление эффекта при накоплении отравляющих агентов с пищей.

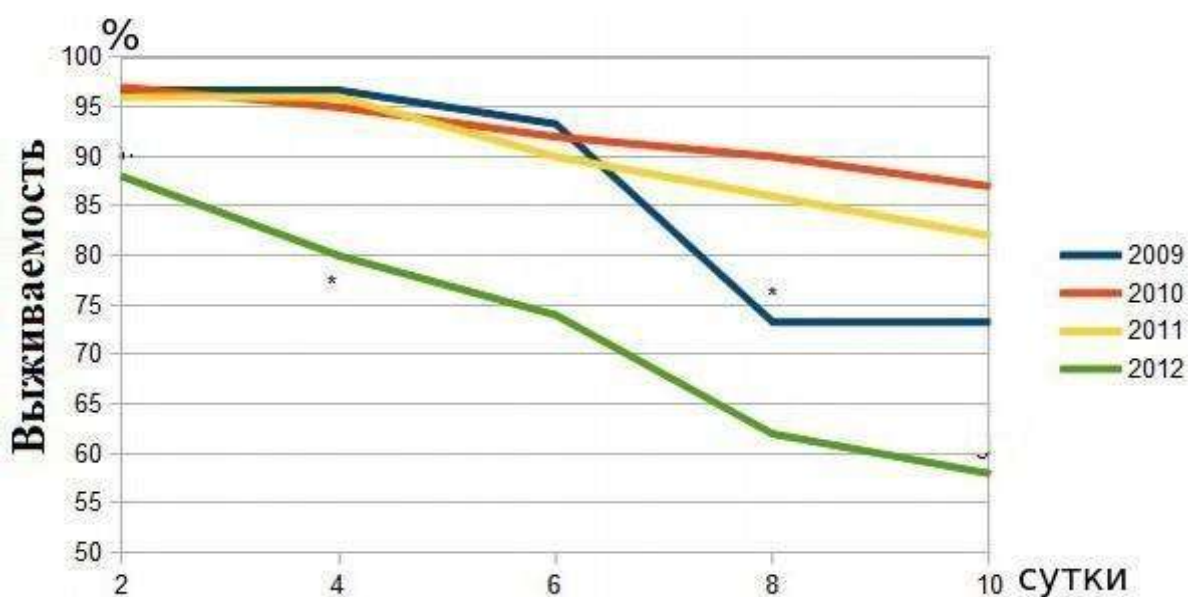


Рис. 19. Выживаемость *D. magna* при действии воды из зоны Т2 р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * – день эксперимента, при котором наблюдается значимое снижение выживаемости по отношению к предыдущему ($P < 0,05$)

Вода из зоны Т3 оказывала острый токсический эффект на дафний во все годы исследований. Это также подтверждается острым и хроническим экспериментом. Судя по рис. 20 обнаруживается вторичный отравляющий эффект на 6 день экспозиции, вследствие кумуляции токсиканта с пищей.

Для зоны Т4, установлено медленное снижение параметра в течение всего времени экспозиции. Такая зависимость описывает пассивное накопление токсикантов через дыхание и покровы. Как результат, в 2011 году отмечено

значимое снижение уровня выживаемости на 10-й день экспозиции.

Пассивное накопление через покровы или минимальное усвоение вследствие отторжения пищи, содержащей токсикант наблюдается и с водой из зоны Т5. Отличие обнаруживается для выживаемости дафний в 2009 г. В этот год наблюдалось резкое увеличение процента погибших особей на 7-8 дни эксперимента.

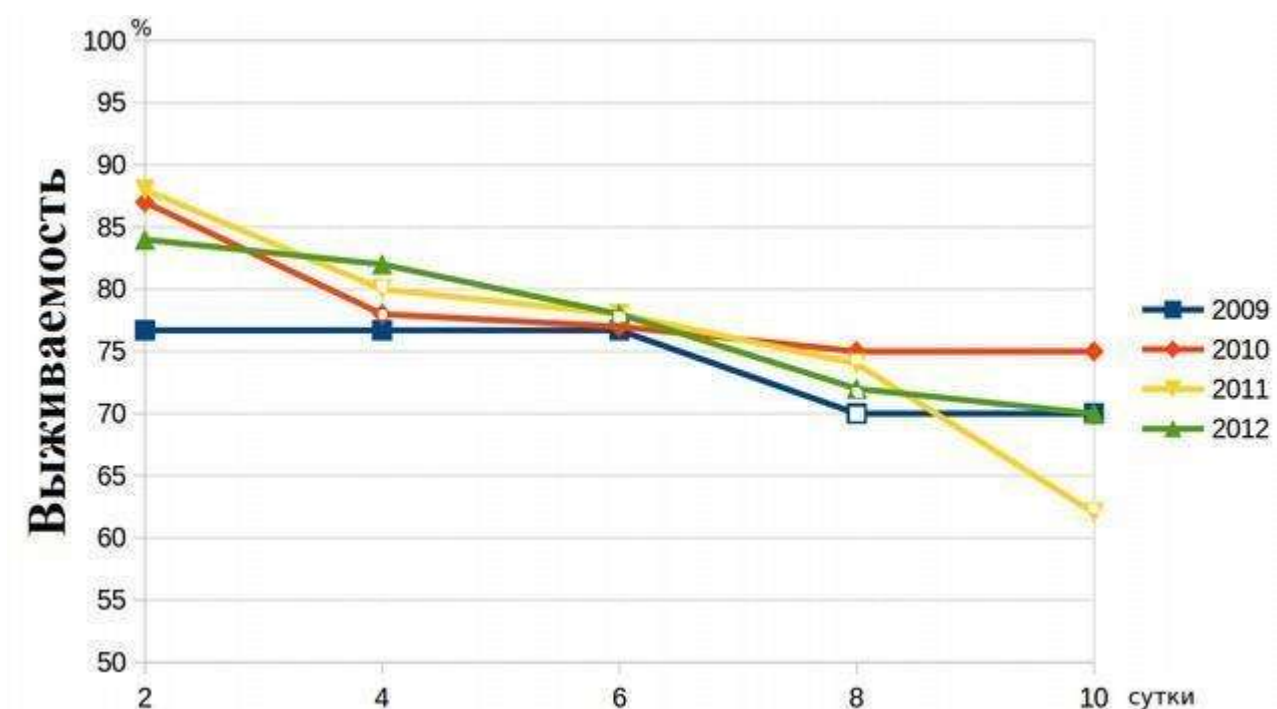


Рис. 20. Выживаемость *D. magna* при действии воды из зоны Т3 р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 5

На основе подробного анализа разных дней экспозиции можно выявить несколько особенностей. В 2012 г. во всех пробах воды выживаемость дафний на одном уровне, что указывает на увеличение концентрации нефтепродуктов на всём исследуемом участке реки. Также этот эффект выявлен при сравнении острого и хронического эксперимента. Обратную корреляционную зависимость различных показателей дафний и концентрации нефтепродуктов отмечают Д.И. Стом [254], В.В. Толкачева [255], Г.А. Петухова [256], Т.С. Бородулина [257].

При проведенном первичном анализе состояния зон реки Туры Т2 и Т3

были выявлены как наиболее загрязнённые. При детальном изучении накопленной 4-х летней базы данных, был подтвержден статус зон Т2 и Т3, а также обнаружены отклонения, связанные с составом воды в разные годы.

Оценка плодовитости *Daphnia magna*

Следующим этапом исследования было выявление корреляционных взаимосвязей между плодовитостью дафний и токсикантов в воде из разных зон реки Туры (рис. 21), а также сравнение чувствительности параметра с выживаемостью. О корреляции плодовитости дафний говорит В.В. Александрова [258]. Она отмечает, что плодовитость зависит не только от токсичности воды, но и от сезона. В данном исследовании эксперимент закладывался в один и тот же месяц каждого года, что предупредило влияние сезонности на величину показателя.

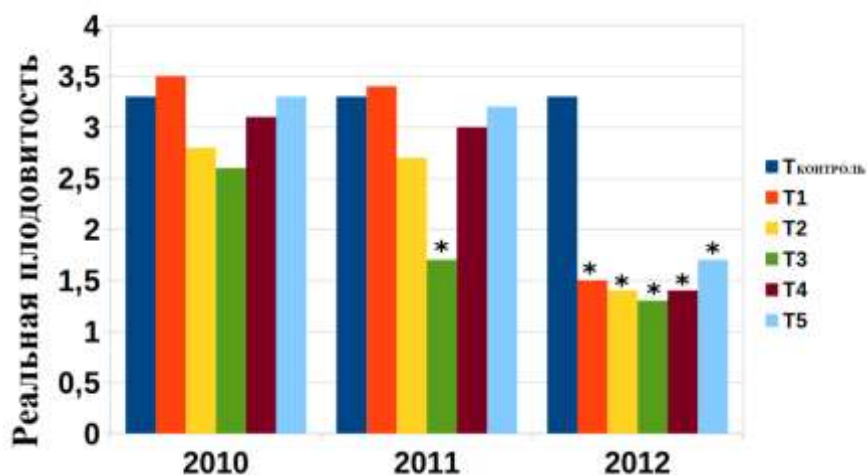


Рис. 21. Реальная плодовитость дафний *D. magna* при действии воды из зоны р. Туры в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Многолетние наблюдения позволили установить снижение ($P < 0,05$) уровня плодовитости дафний во всех пробах воды в 2012 году. Это реакция на вышеуказанные изменения в химическом составе воды. Преимущественно на повышение уровня нефтепродуктов и фенолов в речной воде в 2012 г.

Интересно, что в воде Т3, ответная реакция проявилась годом ранее

(2011). Если обратиться к рисункам по выживаемости дафний по хронологии экспозиции (рис 20), то можно отметить, что характер действия веществ за эти годы был схожим. Можно предположить, что эта зона имеет прогностическую ценность, как создающая комплекс условий для увеличения чувствительности реальной плодовитости дафний.

Комплексная оценка ответных реакций *Daphnia magna*

При проведении корреляционного анализа, сопоставляли изменение химического состава воды из реки Туры и степень выраженности реакций дафний. Это позволило определить чувствительность каждого показателя к конкретному токсиканту. Анализ проводился для всех (11) параметров, но зависимость обнаружена лишь для 9-ти. Коэффициенты корреляции были рассчитаны с учётом химического состава каждой зоны реки (табл. 8).

Таблица 8

Зависимость (r) выживаемости дафний от изменения концентрации
тестируемых веществ в пробах воды из реки Туры

Зоны реки	Fe ^{2+/3+}	Cl ⁻	F ⁻	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	Фенолы	ПАВ	Нефтепродукты
T1	0,17	-0,11	0,5	0,17	0,17	-	0,72	-	-
T2	0,20	0,20	0,55	-0,04	-0,04	-0,04	0,20	-	-0,56
T3	-0,18	-0,31	0,23	-0,26	-0,18	0,14	0,19	-0,14	-0,08
T4	0,42	-0,42	0,35	-	0,42	-	-0,06	-	-0,51
T5	-0,93	0,93	-0,47	-	-0,93	-	-0,63	-	0,33

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Судя по табл. 8 однозначно негативное влияние оказывают нефтепродукты. Прочие показатели влияют в разных зонах реки как

положительно, так и отрицательно. Причиной позитивной коррелятивной связи может являться загрязнение естественной природы, стимулирующее рост водорослей и бактерий, которые употребляются в пищу дафниями. В зоне Т5 коррелятивная связь обратна по отношению к большинству веществ, что может указывать на более низкий уровень органики, вследствие удалённости от городских сточных систем.

Значительно информативнее выглядит анализ корреляционных взаимосвязей между плодовитостью дафний и тех же (11) гидрохимических параметров (табл. 9). Подтверждается высокая значимость токсичного влияния нефтепродуктов практически для всех исследуемых зон реки Туры. Доказан негативный эффект содержащихся в речной воде ПАВ и нитратов. Взаимовозрастание плодовитости и концентрации таких веществ как фтор, фенол, железо, фосфаты может быть связано с участием данных химических элементов в комплексах, снижающих общую токсичность среды. Кроме того, указанные вещества также могут быть органического происхождения и стимулировать рост пищевого ресурса для дафний.

Таблица 9

Зависимость (r) плодовитости дафний от изменения концентрации тестируемых веществ в пробах воды из исследуемых зон р. Туры

Зоны реки	$\text{Fe}^{2+/3+}$	Cl^-	F^-	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	Фенол	ПАВ	Нефте-продукты
Т1	0,36	0,03	0,62	0,36	0,36	-	0,72	-	-
Т2	0,55	-0,03	0,78	0,36	0,36	0,36	0,55	-	-0,92
Т3	0,19	-0,60	0,52	-0,89	0,19	0,59	0,62	-0,59	-0,84
Т4	0,37	-0,37	0,29	-	0,37	-	-0,51	-	-0,66
Т5	0,35	-0,35	0,63	-	0,35	-	-0,52	-	-0,98

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Характеризуя в общем исследуемый отрезок реки Туры по ответным реакциям *D. magna*, следует выделить зоны Т2 и Т3, как испытывающие высокую степень техногенного пресса. Наиболее сильный негативный эффект оказывают нефтепродукты. Выявленная прямая взаимозависимость дафний и группы веществ, в т.ч. фторидов, указывает на особенность антагонистических взаимоотношений токсикантов. Подобная зависимость, обнаруженная для фенола, говорит о его естественном происхождении, что стимулирует рост и размножение организмов, используемых дафниями в пищу. Кроме того, не исключена возможность увеличения пула микроорганизмов-деструкторов таких сложных соединений как ПАВ и фенолы, что играет роль в общем токсическом эффекте водной среды.

О естественном происхождении фенольных соединений говорится в работах ряда авторов как конкретно для Тюменского региона [136], так и в общем [11, 137, 138, 139, 140]. Большое количество природных фенолов присутствует в таежных и тундровых реках, а наибольшее содержание характерно для болотных вод. Большие и малые реки Тюменского Севера содержат значительные количества гумусовых кислот. Кроме гумусовых кислот, в воде присутствуют другие высокомолекулярные соединения фенольной природы - лигнин и дубильные вещества [136]. Поскольку реки имеют болотное и снеговое питание, то стоит предполагать, что высокий или доминирующий процент фенолов в речной воде природного происхождения.

Среди рассмотренных ответных реакций можно отметить высокую скорость определения показателя выживаемости *Daphnia magna*. При этом, более подробную и точную характеристику о природе действия токсиканта даёт показатель плодовитости этих организмов. Е.А. Федорова также отводит реальной плодовитости дафний решающую роль в определении токсичности воды [259].

Полученные результаты подтверждают общую закономерность распределения загрязнения для исследуемых зон реки Туры, отмеченные ранее (см. главу 3.1.2). На участках, где установлен повышенный фон техногенного пресса, происходит угнетение жизнедеятельности ветвистоусых рачков.

3.4. Оценка степени загрязненности вод реки Туры на основе реакций *Planorbis corneus*

Оценка выживаемости *Planorbis corneus*

Результаты исследований отображены в таблицах Д.1-6 (Прил. Д). Первый рассматриваемый показатель – выживаемость. По аналогии с плотностью культуры инфузорий (см. главу 3.1.2.) и выживаемостью дафний (см. главу 3.1.3.) анализ производился для острого (2 сутки) и хронического (16 сутки) эксперимента. Для первых двух лет исследования каких-либо заметных отклонений опытных групп от контрольных не обнаружено, что отображено на рисунке 22.

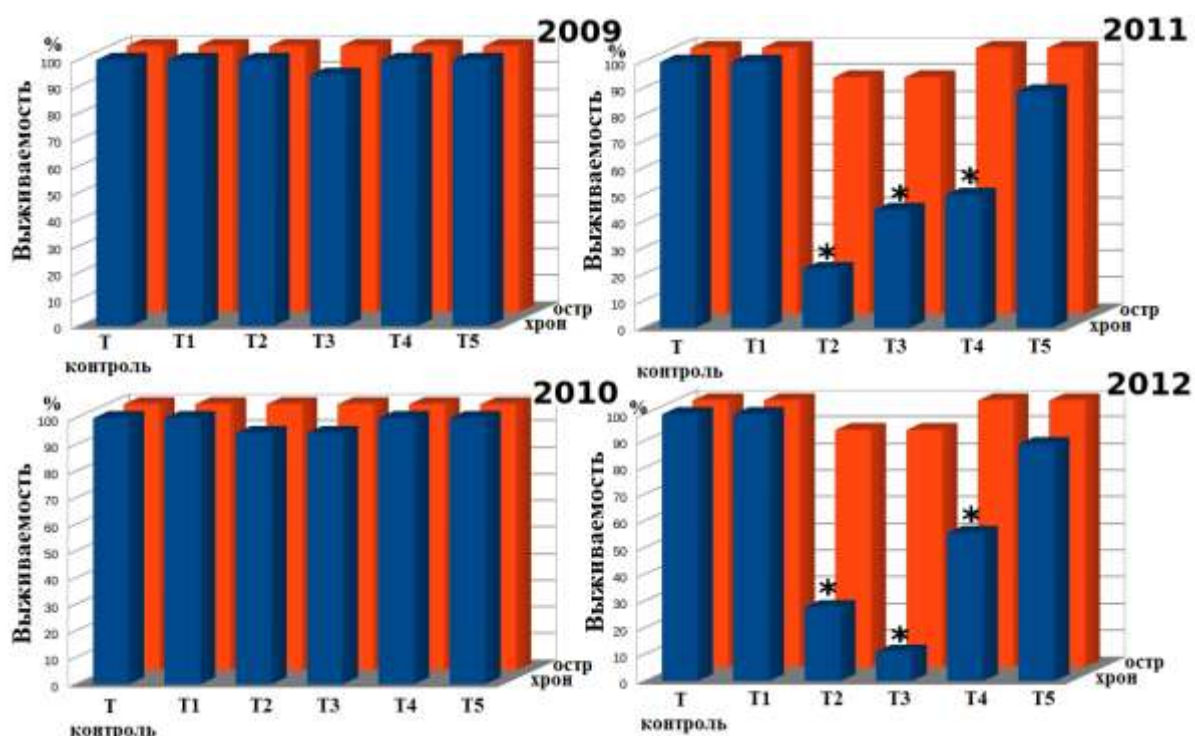


Рис. 22. Выживаемость *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры (2009-2012) в остром и хроническом экспериментах. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

В 2009 и 2010 годах значимых отличий между пробами воды не обнаружено. Даже при беглом изучении рисунка 22 заметно, что отличия между пробами имеются только в 2011 и 2012 годах. Особенно при сравнении острого и хронического экспериментов. В остром эксперименте отличия не установлены.

Большой интерес вызывает хронический эксперимент в 2011 и 2012 годах. Так наибольшая гибель организмов зафиксирована в зонах Т2 (2011 г.) и Т3 (2012 г.). Эти зоны ранее были охарактеризованы как неблагоприятные, в связи с более высокой концентрацией загрязняющих веществ в этих зонах, чем в остальных. Можно предположить суммирование токсического эффекта веществ в этих зонах. Зона Т3 также исследовалась в работе Л.В. Михайловой [260], в которой при анализе состояния воды и донных отложений эта зона также охарактеризована, как неблагоприятная. Менее токсичный эффект для катушек роговых наблюдается в зоне Т4.

Резюмируем характеристику показателя выживаемости. В остром эксперименте каких-либо заметных отклонений не выявлено за 4 года наблюдения. В хроническом эксперименте отличия влияния химического состава речной воды на *P. corneus* становятся очевидными, правда лишь в 2011 и 2012 годах. Это может быть связано со специфичностью восприятия токсикантов данными организмами. Появление высоких концентраций сложных загрязнителей, ПАВ и нефтепродуктов в речной воде являются причиной подобной реакции брюхоногих моллюсков. По результатам хронического эксперимента 2011 и 2012 годов следует обратить внимание на 3 зоны: Т2, Т3 и Т4. Т2 и Т3 — зоны наибольшего техногенного пресса. Выживаемость в зоне Т4 выше, чем Т3 и в 2011 и в 2012 годах. Это указывает на значимость зоны Т3.

Оценка двигательной активности *Planorbis corneus*

Одни из первых ответных реакций, которые свойственны моллюскам — это «убегание» и «уход за виток» (иммобилизация). Первое помогает быстро найти более благоприятные условия. Второе позволяет переждать неблагоприятный период. Обе эти реакции резко меняют подвижность организма в большую или меньшую сторону.

Уровень двигательной активности для 2009 года представлен на рисунке 23. В отличие от выживаемости, этот показатель обнаруживает различия между контролем и речной водой, т.к. в последней двигательная активность заметно снижается. Различия между отдельными зонами реки также установлены. В остром и хроническом вариантах имеются различия, поэтому разберём их отдельно.

В остром эксперименте (2-4 сутки) (рис. 23) двигательная активность практически во всех зонах остаётся на одном уровне. Исключение составляет двигательная активность катушек в пробах воды из зоны Т5. На 2, 4 и 6 дни уровень показателя в воде этой зоны ниже. При этом, к 14-16 суткам, уровень

двигательная активность катушек в Т5 возрастает.

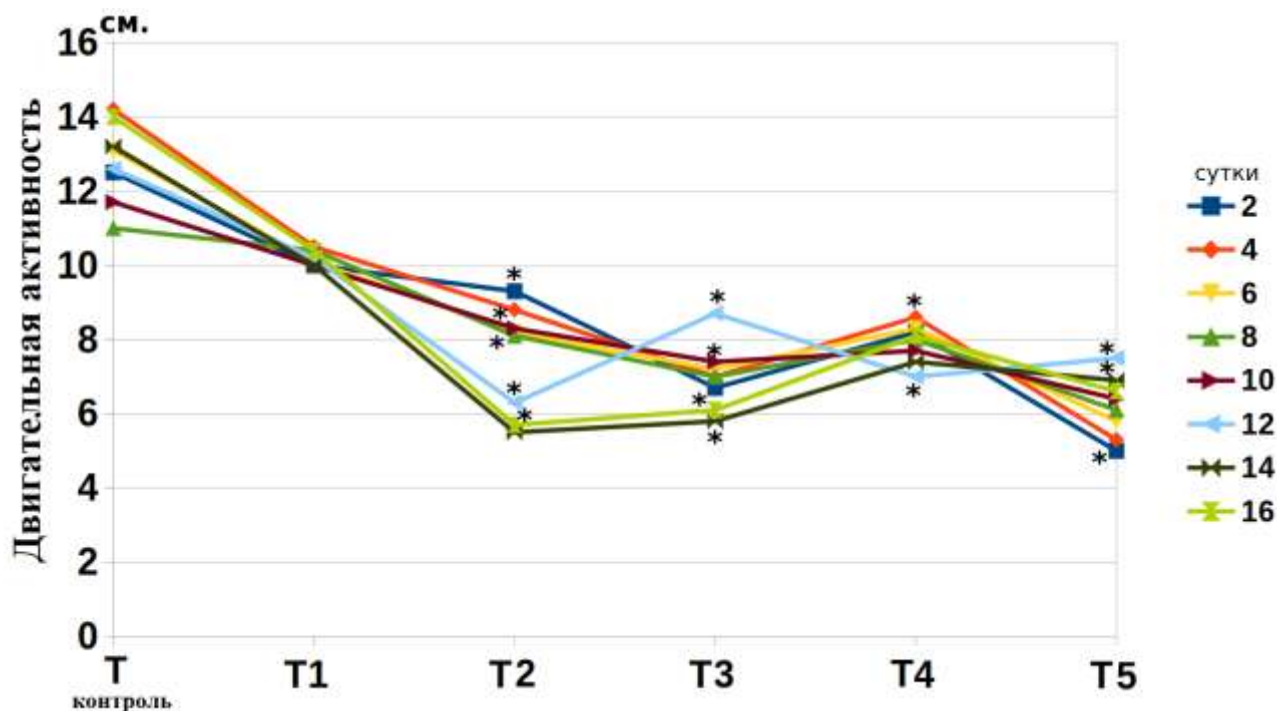


Рис. 23. Двигательная активность *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в 2009 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Несколько иная ситуация в зонах Т2 и Т3, поскольку в остром эксперименте нет отличий от Т1, но в хроническом наблюдается снижение двигательной активности. Если быть точнее, то на 14 и 16 дни зафиксировано наибольшее угнетение.

В 2010 году уровень двигательной активности во многом аналогичен 2009-му году. Вода в зонах Т2 и Т3 проявляет наибольший токсичный эффект в хроническом эксперименте. Наблюдается повышение показателя на 12 день эксперимента в зоне Т3. Вода зоны Т5 снижает двигательную активность катушек по результатам острого эксперимента (рис. 24).

Результаты экспериментов 2011 и 2012 во многом сходны. Как видно из рисунка 25, двигательная активность моллюсков в воде зон Т2 и Т3 во все дни эксперимента ниже контроля и ниже уровня зоны Т1. Это характеризует их как

наиболее загрязнённые. Величина показателя для зон Т4 и Т5 выше, чем для Т2, Т3, но часто ниже уровня Т1.

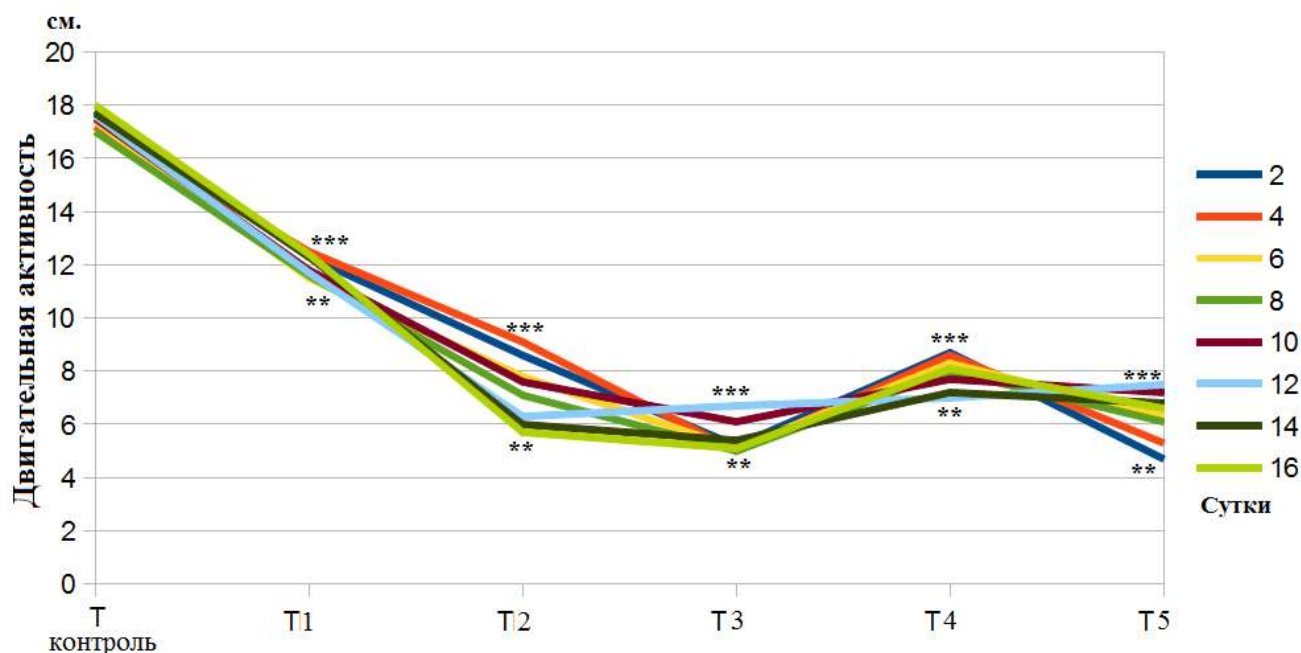


Рис. 24. Двигательная активность *P. corneus* под влиянием воды из зон р. Туры в 2010 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Двигательная активность моллюсков в разные дни эксперимента незначительно отличается друг от друга (рис. 25). Стоит обратить внимание, что уровень показателя для зон Т3 и Т2 снизился по сравнению с предыдущими годами эксперимента, что указывает на увеличение концентрации загрязняющих веществ.

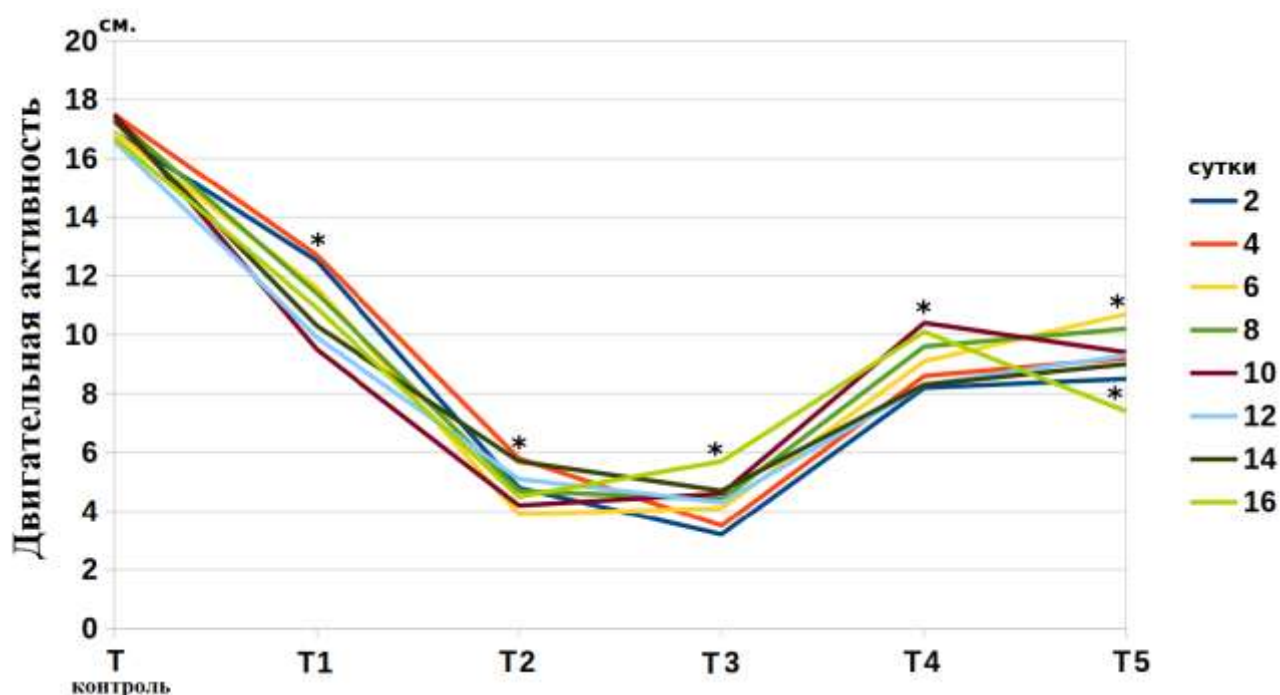


Рис. 25. Двигательная активность *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в 2012 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Говоря в целом о двигательной активности, можно выделить несколько интересных тенденций, которые были установлены и при анализе выживаемости катушек. Наблюдается два периода: 2009-2010 гг. и 2011-2012 гг. Первый период можно охарактеризовать как стабильный. В данный период выживаемость катушек роговых во всех пробах воды на уровне контроля, но двигательная активность всё же угнетена комплексом веществ в воде. Возможно, организм моллюска смог сформировать устойчивость к уровню загрязненности. О возможности формирования адаптации катушек роговых говорится и в исследовании Г.А. Петуховой [260], в которых подчёркивается особая роль сложных УВ соединений. Однако в дальнейшем, т. е. во второй период 2011-2012 гг. концентрация веществ была выше и подобный ответ (стабильности) сформировать не удалось, что выразилось в снижении выживаемости, а также в понижении уровня двигательной активности.

Оценка активности питания *Planorbis corneus*

Активность питания катушек в 2009 году отражена на рисунке 26. Прежде всего, можно отметить, что в воде зоны Т1 уровень показателя равен контрольному. Это указывает на то, что вода в реке выше города Тюмени оказывает на данный вид гидробионтов минимальное влияние.

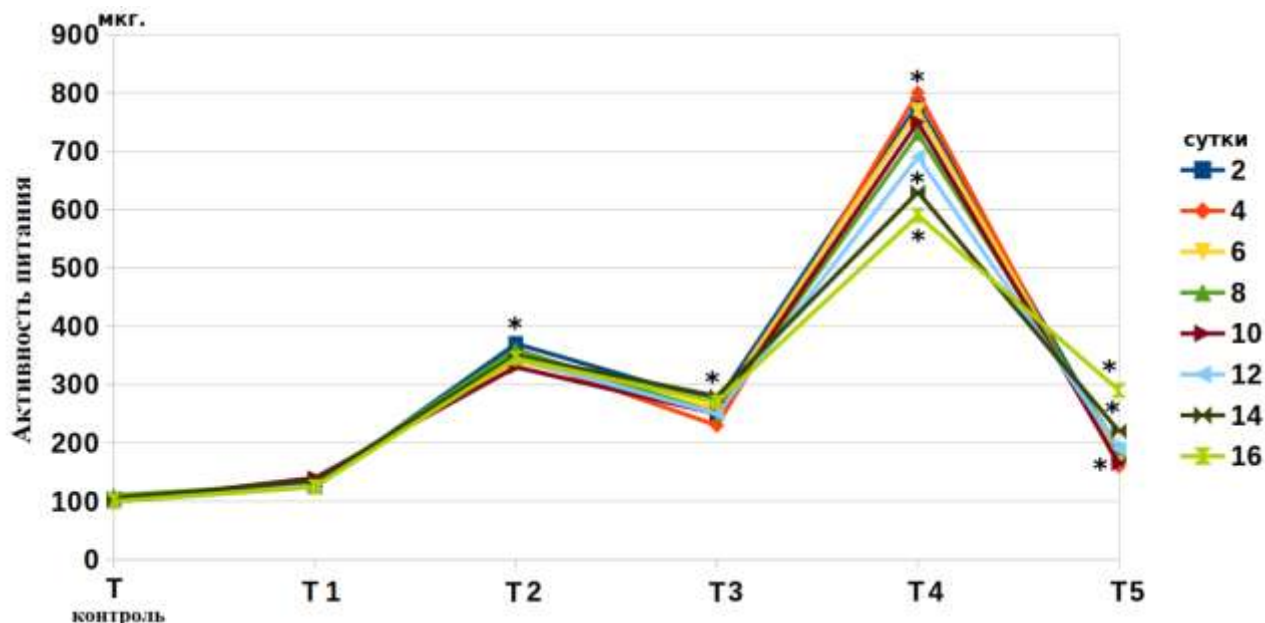


Рис. 26. Активность питания *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в 2009 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Стоит отметить 2 максимума для активности питания катушек роговых. Можно предположить, что зоны, приходящиеся на эти максимумы наиболее неблагоприятны для данного вида. Первая зона Т2, где мы наблюдали трехкратный рост активности питания. Этот уровень показателя наблюдался во все дни эксперимента. Зона Т3 также может быть охарактеризована как неблагоприятная. Уровень активности питания в воде из этой зоны ниже, чем Т2, но также многократно выше контроля.

Весьма интересным представляется повышение показателя, приходящееся на зону Т4. Во-первых, уровень показателя 6-8-ми кратно выше контроля. Во-вторых, активность питания постепенно снижается от 2-4 суток

эксперимента к 14-16. Это может говорить об эффективных мерах противостояния стрессовым условиям среды. Таким образом, низкие концентрации токсиканта временно стимулировали активность питания моллюсков.

В 2010 году для зоны Т4 наблюдается сходная ситуация с 2009 годом (рис. 26 и рис. 27). Отмечено значимое различие в активности питания катушек для зоны Т2. Отмечается максимум по кратности сопоставимый с зоной Т4, т. е. многократно превышающий контроль. При этом, наблюдается рост показателя от 2-4 суток эксперимента к 14-16. Для сравнения, в Т4 показатель в указанные сроки снижается.

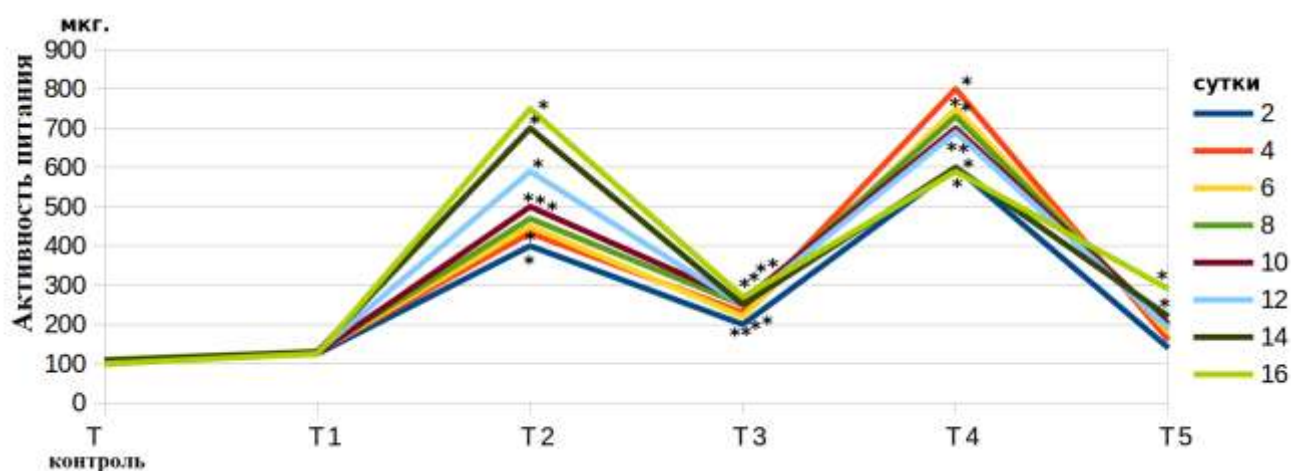


Рис. 27. Активность питания *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в 2010 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Исходя из анализа динамики активности питания *P. corneus* в 2010 г. (рис. 26), превышения показателя для зон Т2 и Т4 можно охарактеризовать разными механизмами. В первом случае (Т2), это накопление и увеличение токсичности, что выражается в увеличении потребности в пище. Во втором случае (Т4), стимуляция малыми дозами токсиканта и возможность существования популяции.

Рассмотрим подробно формирование ответной реакции в 2011 году на рисунке 28. Наряду с максимумами появляются также минимумы, которые приходятся на одни и те же зоны. В данном случае оба превышения показателя имеют одинаковый причинно-следственный механизм ответной реакции. В зонах Т2 и Т4 обнаруживается высокая концентрация токсикантов. Активность питания возрастает до определённого уровня (рис. 28). Подобная реакция наблюдается со 2-го по 6-8 дни эксперимента.

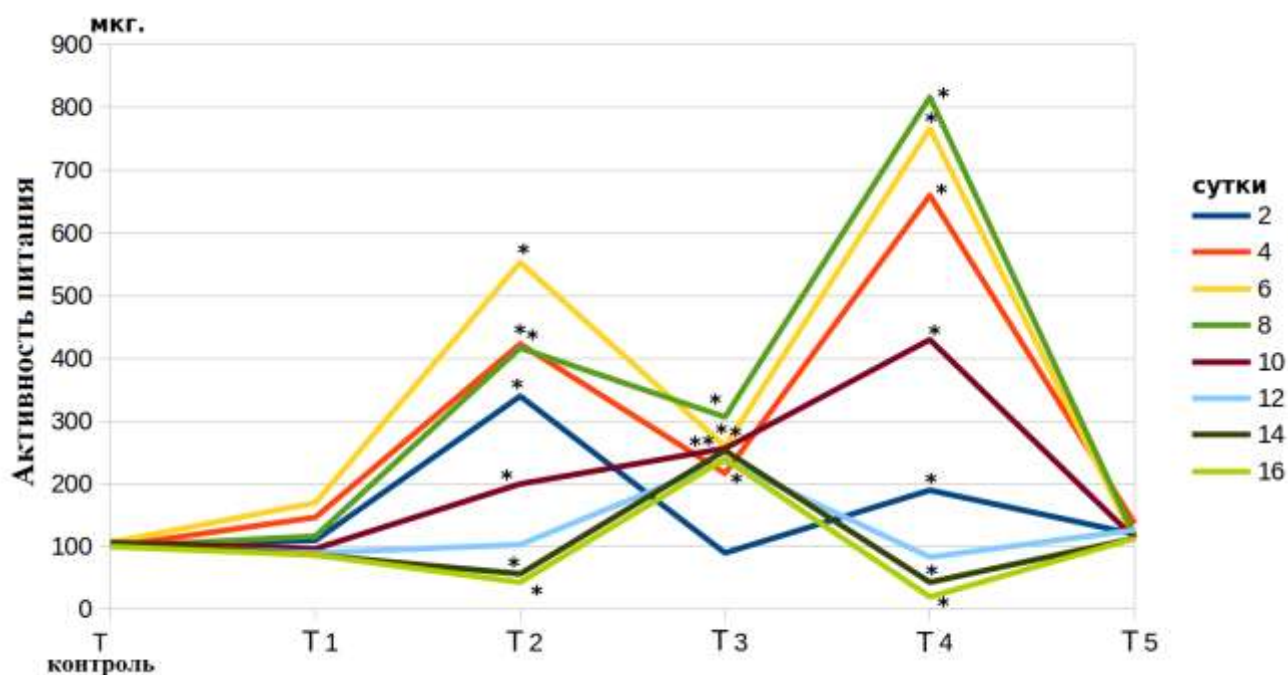


Рис. 28. Активность питания *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в 2011 г. Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Накопление веществ в тканях или их длительное влияние угнетают организмы, что выражается в резком снижении активности питания. Реакция наступает на 8-10-е сутки (рис. 28). После чего, на 14-16 сутки отмечена активность питания ниже контрольной.

Рассмотренные случаи можно экстраполировать на ситуацию 2012 года. На зоны Т2, Т3 и Т4 приходятся максимумы активности питания катушек роговых. При этом наблюдается динамика показателя по мере увеличения

времени экспозиции. Максимальный уровень наблюдается на 4-8 сутки эксперимента, а в последующие дни отмечено постепенное снижение показателя.

Резюмируя характеристику данного показателя, можно заключить, что *P. corneus* имеет специфическую рецепцию к ряду токсикантов. Уровень загрязненности в реке в 2009-2010 годах был на уровне, который способствует формированию адаптационного потенциала катушек роговых. В 2011-2012 годах токсиканты в воде оказались в больших концентрациях, что выразилось в угнетении активности питания. При этом, отмечено, что зона ТЗ формирует специфичные условия «невосприимчивости» моллюсков к токсикантам, что может быть объяснено как наличием веществ антагонистов, так и специфичностью реакции на отдельные группы загрязнителей.

Оценка изменения массы тела *Planorbis corneus*

Рассмотрим тест-функцию, которая тесно связана с активностью питания — изменение массы. В ситуации высокой активности питания и отсутствия изменения массы можно говорить о расходе питательных веществ на формирование устойчивости к токсиканту [262]. Также стоит рассматривать возможность низкой степени усвоения веществ, когда проникновение токсиканта в организм происходит с пищей. Последнее маловероятно, поскольку криптокарина в незначительной степени контактирует с веществами водного раствора [263].

На рисунке 29 отражена многолетняя динамика увеличения массы тел моллюсков. За исключением 2009 года, в пробах речной воды наблюдается уменьшение массы тела до уровня ниже контрольного варианта. При уровне показателя активности питания на уровне контроля, в воде зоны Т1 наблюдается снижение массы тела моллюсков ниже контроля. Это указывает на расход биогенов, получаемых с пищей, на противостояние токсичным веществам поступающих в реку выше по течению.

Рассмотрим подробнее изменение показателя в 2009 году (рис. 29). Для зон Т2, Т3, Т4, Т5 уровень увеличения массы выше или равен контрольному. Это подтверждает предположение о том, что в 2009 году концентрация токсичных веществ на уровне благоприятном для выживания популяции.

В последующие годы концентрация токсикантов превышает этот уровень, что выражено в снижении показателя массы тела моллюсков. Наиболее неблагоприятными зонами можно назвать Т2 и Т3. При больших различиях активности питания в зонах Т4 и Т5, уровень изменения массы на уровне Т1. Таким образом, подтверждается предположение о невысоких концентрациях веществ и формировании условий, к которым возможно адаптироваться.

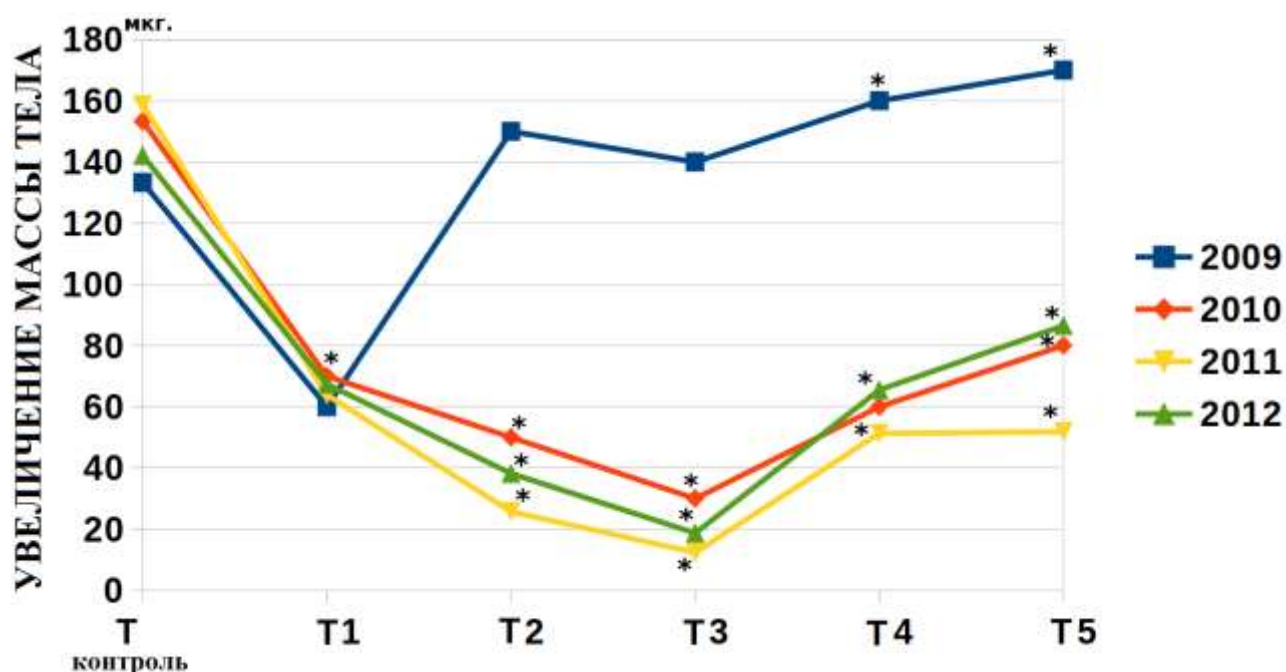


Рис. 29. Изменение массы тела *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Анализ поведенческих и физиологических показателей выявил наличие возможности адаптации к условиям среды в воде зон Т1, Т4, Т5, а также в зоны Т2 в некоторые годы исследования. Кроме того, ранее упоминалось об

активации систем, формирующих ответ на токсичность окружающей среды.

Оценка концентрации каротиноидов в мягких телах *Planorbis corneus*

Для доказательства этой гипотезы был проведён биохимический анализ мягких тел моллюсков. Целью явилось определение концентрации каротиноидов, как элемента антиоксидантной системы. Подробное исследование места каротиноидов в механизме антиоксидантной защиты, а также методические сравнения по выявлению данной группы веществ приведены в работе А.Б. Татарюнас [264]. Полученные нами результаты отображены на рисунке 30.

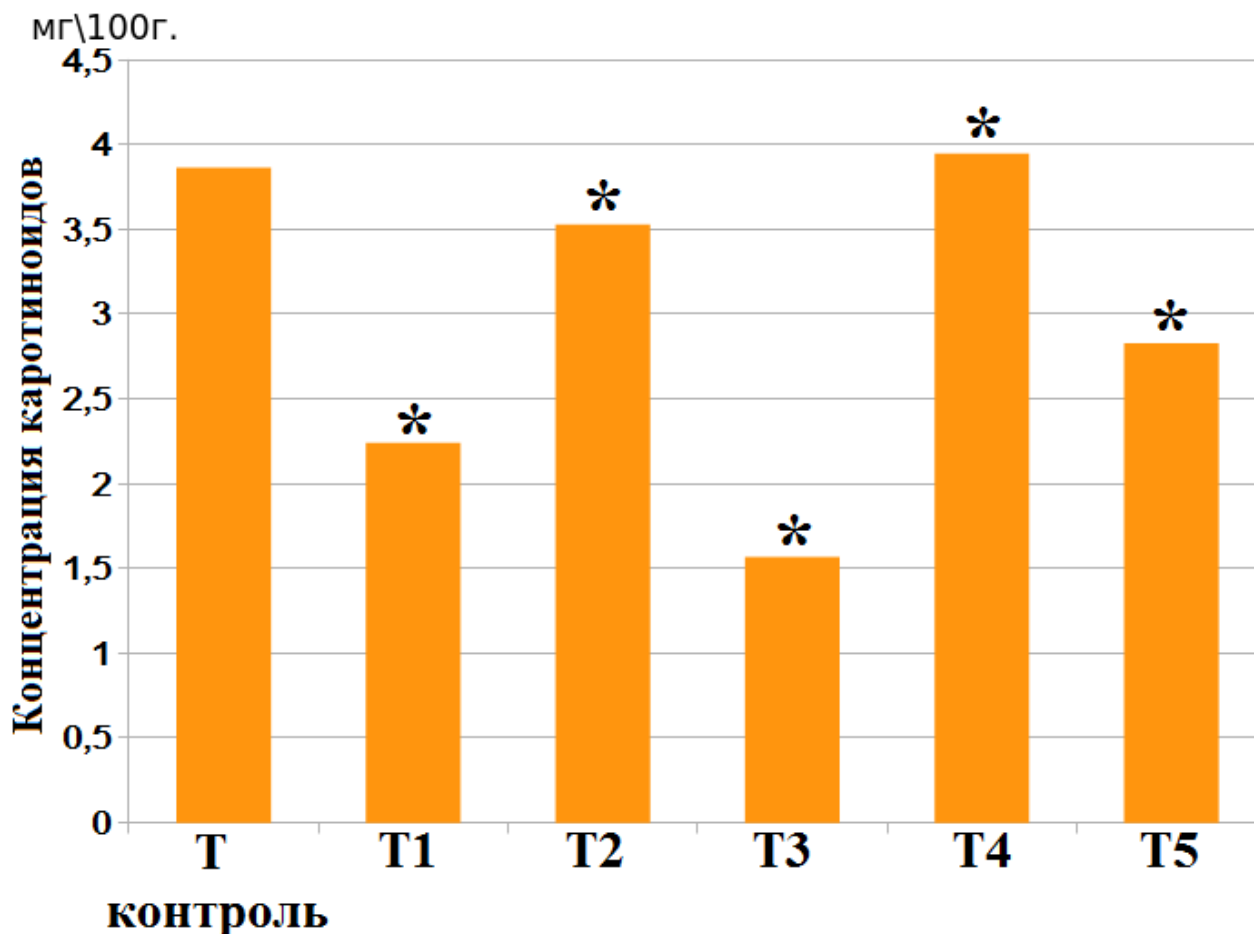


Рис. 30. Концентрация каротиноидов в тканях *P. corneus* (без раковины) после 16 суток экспозиции в воде исследуемых зон р. Туры

Как видно из рисунка 30, степень погрешности крайне мала и во всех

пробах речной воды уровень каротиноидов ниже, чем в контроле. Причиной может быть общее угнетение организма в целом и систем антиоксидантной защиты в частности. Другая возможная причина - высокая степень участия каротиноидов в процессах защиты организма. Таким образом, в свободном состоянии они обнаруживаются в меньшей степени. Наименьший уровень каротиноидов отмечен в тканях моллюсков для зоны Т3.

Зоны Т2, Т4 и Т5, отмеченные как пригодные для выживания моллюсков, действительно, формируют условия, при которых в тканях моллюсков обнаруживается высокий уровень каротиноидов.

Анализ концентрации каротиноидов, в целом, доказывает реализацию механизмов биохимического ответа, формирующих реакцию на стресс у катушки роговой. Эффективность этих механизмов, в свою очередь, находят отражение в физиологических и поведенческих ответных реакциях моллюсков [265].

Оценка плодовитости *P. corneus*

С одной стороны, высокая активность питания и низкий уровень увеличения массы тела говорят о высокой степени расхода веществ. С другой стороны, нелетальный уровень стресса в последствии должен привести к появлению более устойчивого потомства. Для решения данной проблемы с 2010 г. по 2012 г. наблюдался такой показатель, как плодовитость. Результаты отображены на рисунке 31. Прежде всего, стоит отметить, что в речной воде (во всех зонах) плодовитость ниже, чем в контроле за все три года наблюдения.

Уровни показателей плодовитости катушек роговых в воде зон Т1, Т4 и Т5 расположены на одном уровне. При этом наблюдается стабильность показателя на протяжении всех трёх лет. Таким образом, при благоприятности всех прочих критериев выживания, естественная популяция катушек роговых способна продолжительное время существовать в данных зонах.

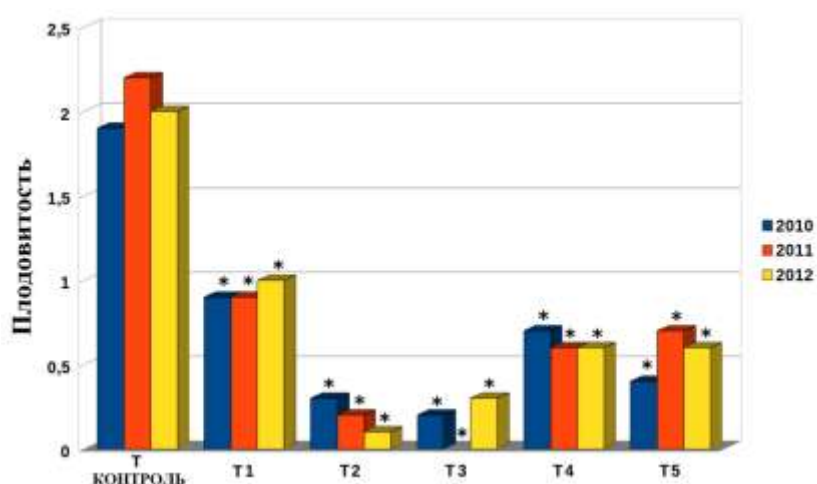


Рис. 31. Плодовитость *P. corneus* при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Наиболее низкие значения отмечены для зон T2 и T3 для всех трёх лет исследования. С одной стороны, это говорит об истощении материнских организмов, что привело к кладке меньшего количества яиц. Это подтверждается работами Т.Л. Скок. Изучая индекс репродуктивного усилия моллюсков, она пришла к выводу, что отрицательное влияние экологических факторов приводит к снижению интенсивности гаметогенеза и продуцирования яйцевых капсул [266]. С другой стороны, молодые особи оказались высоко чувствительны к концентрациям токсиканта. Значимость чувствительности молодых особей раскрывается в работах О.Ф. Филенко [267]. При 30 дневной экспозиции материнских особей была выявлена повышенная чувствительность дочерних организмов. В обоих случаях можно утверждать, что популяция улиток однозначно существовать не будет.

Комплексная оценка ответных реакций *Planorbis corneus*

Подводя итог всем выше разобранным ответным реакциям катушек роговых, рассмотрим результаты корреляционного анализа (табл. 10).

Непосредственной зависимости выживаемости катушек от химических веществ не установлено, но выявлена корреляция других ответных реакций. Двигательная активность зависит от основных гидрохимических показателей, а

также от концентрации катионов аммония. Сходная зависимость наблюдается для увеличения массы и плодовитости. Очевидно повышение концентрации продуктов разложения органики, т.е увеличение сапробности воды, является одним из важных лимитирующих факторов. О чувствительности катушек роговых и других моллюсков к сапробности подробно изложено в работах Д.М. Безматерных [268]. Он относит их к индикаторам бэ́та-мезосапробных водоёмов. По данным Ф.В. Гордеевой [269], воды реки Туры оцениваются как альфа-бэ́та-сапробные весной и полисапробные летом.

Таблица 10

Зависимость (r) ответных реакций моллюсков *P.corneus* от изменения концентрации тестируемых веществ в воде исследуемых зон р. Туры

Исследуемые показатели	Fe ^{2+/3+}	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	Cl ⁻	ПАВ	Фен олы	НП
Выживаемость 16 д.	-0,32	-0,61	0,22	-0,63	0,71	-0,71	-0,19	-0,66	-0,15	-0,34
ДА 2 д.	-0,83	-0,81	0,27	-0,44	-0,22	-0,81	-0,91	-0,46	-0,64	-0,53
ДА 16 д.	-0,85	-0,81	0,31	-0,41	-0,06	-0,92	-0,89	-0,44	-0,62	-0,52
Активность питания 2 д.	0,39	0,15	0,87	-0,15	-0,15	0,55	0,55	-0,13	0,15	-0,06
Активность питания 16 д.	0,48	0,21	0,52	-0,16	-0,08	0,60	0,60	-0,13	0,14	-0,06
Увеличение массы	-0,91	-0,92	-0,36	-0,51	-0,10	-0,77	-0,77	-0,54	-0,82	-0,79
Плодовитость	-0,91	-0,86	-0,24	-0,42	-0,12	-0,96	-0,86	-0,45	-0,73	-0,65
Концентрация каротиноидов	-0,53	-0,87	0,14	-0,83	0,02	-0,60	-0,27	-0,83	-0,68	-0,89

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Выявлена положительная взаимосвязь активности питания и нитратов. Это может быть, как стимулирование активности питания минимальными

дозами вещества, так и создание среды для развития одноклеточных водорослей, которые могут стать дополнительным источником пищи.

Стоит особо отметить взаимосвязь снижения уровня увеличения массы и рост концентрации фенолов, а также чувствительность уровня каротиноидов к изменениям концентраций таких токсикантов как ПАВ, нефтепродукты, нитриты. Это подчёркивает высокую значимость физиологических и биохимических механизмов защиты организмов в условиях стресса.

Подводя итог данной главы, можно обобщить рассмотренные результаты. Показатель выживаемости катушек роговых является интегральным и его интерпретация затруднительна. Сложно проследить влияние отдельного фактора. Поэтому необходимо анализировать более специфичные параметры. Двигательная активность, активность потребления пищи и плодовитость позволяют выделить наиболее загрязнённые зоны. В данном случае это Т2 и Т3. При использовании анализа факторов, возможно обнаружить влияние депонирующих свойств зоны Т3. Но наиболее эффективен анализ физиологических (увеличение массы) и биохимических (концентрация каротиноидов) показателей. Именно на этом уровне анализа появляется возможность вычленив из общего фона специфическую чувствительность к таким загрязнителям как ПАВ, фенолы и нефтепродукты.

3.5. Характеристика КЕП в оценке состояния исследуемых зон реки Туры

Рассматривая каждый показатель в отдельности, мы можем охарактеризовать влияние на уровне организма. Интегральную оценку можно провести на популяционном уровне. В качестве интегральной единицы предлагается уровень виталитета (жизненности) [270]. Анализ данного показателя сводится к набору параметров, описывающих общее состояние организма. При этом сравнение разных видов проблематично. Другая

характеристика - естественный прирост популяции. Для возможности сравнения популяций различных видов между собой был предложен коэффициент естественного прироста (КЕП) [262]. Этот коэффициент используется различными учёными: С.В. Риннок для популяций нематод [271], J.P. Brousseau для фитопланктона [272], А.В. Аргуновым для популяции лоса [273], С.Я. Сушим для популяционной динамики людей [274].

Разберём подробнее КЕП для *P. caudatum* (рис. 32). Прежде всего, стоит отметить значения контрольного варианта. В контрольном варианте популяция инфузорий стабильна ($\pm 0,03$) во все годы эксперимента. Рисунки о динамике КЕП для тест-объектов в воде из реки Туры построены на основе данных представленных в приложениях (прил. Ж1-Ж3).

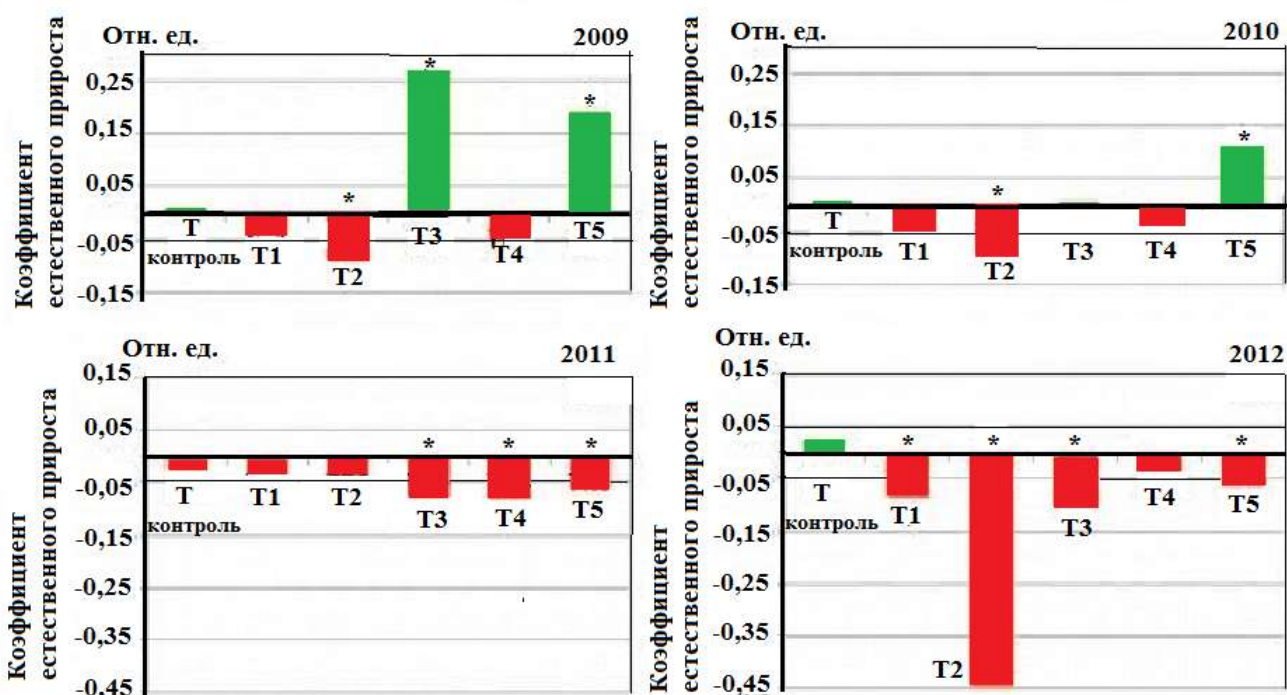


Рис. 32. Коэффициент естественного прироста (КЕП) популяций *P. caudatum* под влиянием воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Зона Т1 (речная вода) показывает слабое угнетение популяции. В таких условиях популяция инфузорий способна выжить, что видно в 2009, 2010 и 2011 годах. Однако нестабильный химический состав и увеличение выбросов приводят к дестабилизации популяции, что наблюдалось в 2012 году.

Если к химическому составу речной воды, содержащей транзитные загрязнители, добавить техногенную нагрузку города, то мы получим ситуацию зоны Т2. В 2009 и 2010 годах наблюдается угнетение популяции (рис. 32). В 2012 году наблюдается резкое снижение коэффициента, что говорит о невозможности существования популяции в данной среде.

В 2009 году в зоне Т3 отмечены условия, стимулирующие развитие популяций инфузорий. Это связано с высокой плотностью микроорганизмов. В последующие года прирост заметно ниже смертности. В целом динамика коэффициента говорит об увеличении токсичности вод с каждым годом.

Зона Т4 позволяет судить о значимости вышележащей зоны. Действительно, в 2009, 2010 и 2012 годах КЕП находится на уровне контрольного варианта. Зона Т5 в 4-х летней динамике КЕП аналогична зоне Т3. Учитывая отличия воды по химическому составу, можно заключить, что причина подобной динамики в общем увеличении уровня загрязненности вод р. Туры.

Рассмотрим КЕП для популяций дафний (рис. 33). Главное отличие от популяций инфузорий в том, что не установлено убыли популяций. Существование популяций дафний этого вида возможно во всех исследуемых зонах реки, но на их рост потребуется разное количество времени.

В 2010 и 2011 годах величина показателя в воде из зоны Т1 находится на уровне контрольного варианта. Угнетение популяции наблюдается в зоне Т2 и особенно в зоне Т3. Ниже по течению ситуация улучшается. Так в 2010 году величина показателя в воде из зон Т4 и Т5 не отличаются от контрольного варианта. Но в 2011 году лишь в воде из зоны Т5 показатель достигает уровня контроля.

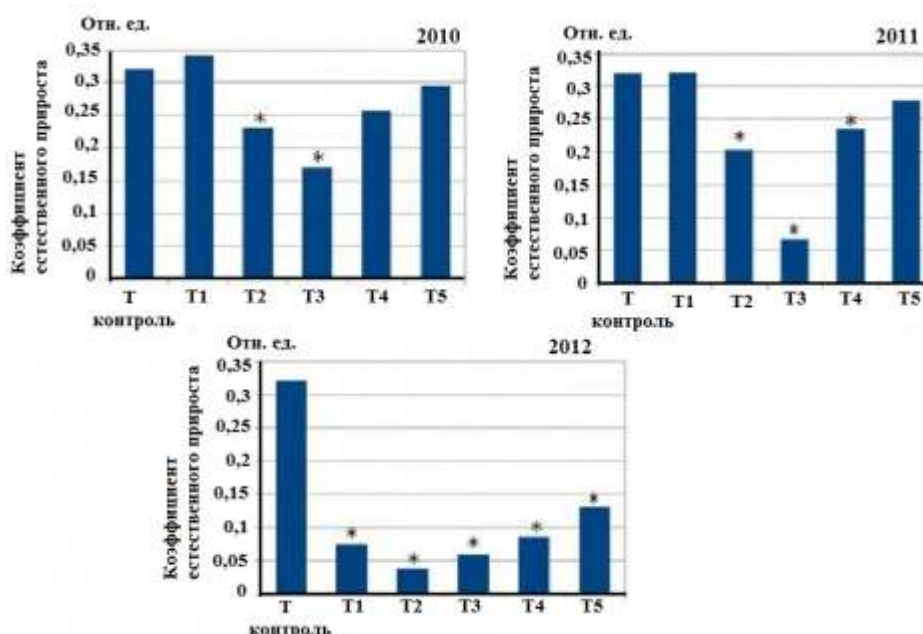


Рис. 33. Коэффициент естественного прироста (КЕП) популяций *D.magna* при действии воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

В 2012 году ситуация заметно меняется. Все пробы речной воды снижают уровень КЕП. Причиной является увеличение концентрации нефтепродуктов в речной воде в 2012 году. Поскольку изменение коснулось и зоны Т1, то данное влияние расценивается, как загрязнение «транзитного характера».

Рассмотрим КЕП для популяций улиток (рис. 34). За три года исследования уровень прироста популяции в речной воде был ниже контрольной. В 2010 году во всех исследуемых зонах р. Туры наблюдался прирост популяции. Наименьший КЕП установлен в зонах Т2 и Т3.

При этом, величина показателя ни в воде зоны Т4 ни в воде зоны Т5 не достигают уровня показателя в воде зоны Т1 или контрольного варианта, что указывает на низкую эффективность этих «осаждающих» свойств. В 2011 и 2012 годах уровни КЕП для разных зон реки Туры во многом сходны. В зоне Т1 коэффициент стабилен, в сравнении с 2010 годом. То же можно сказать и про зону Т5.

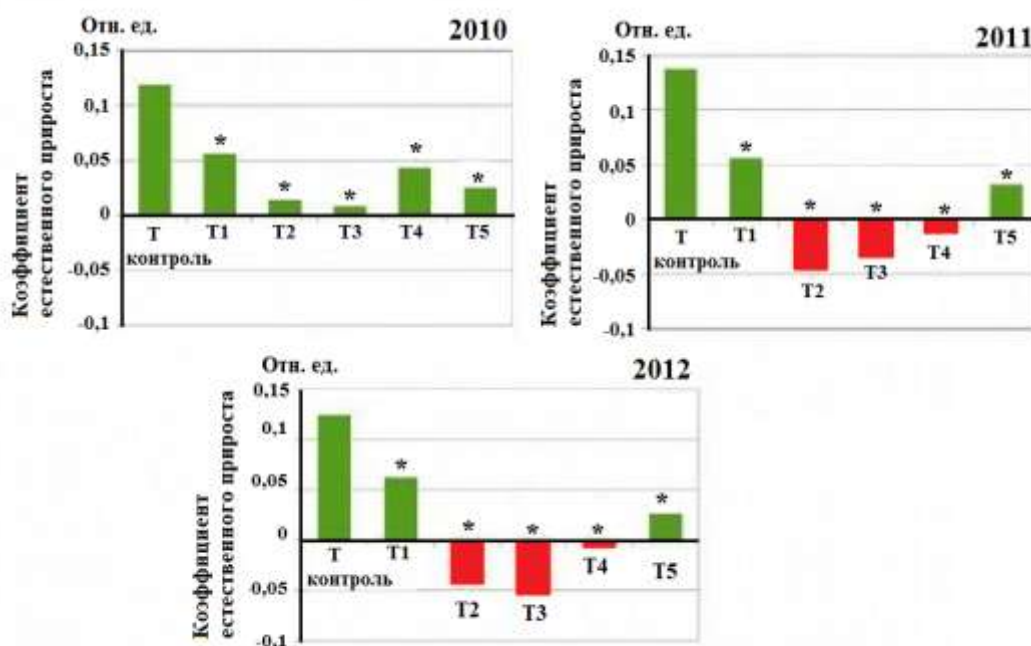


Рис. 34. Коэффициент естественного прироста (КЕП) популяций *P. corneus* под влиянием воды из зон р. Туры в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения: * - статистически значимое ($P < 0,05$) отличие от контроля

Угнетение популяции и снижение КЕП отмечено для зон Т2, Т3, Т4. Наибольшее загрязнение в зонах Т2 и Т3, что подчёркивает высокий уровень техногенной нагрузки. Сравнивая с 2010 годом, качество воды в реке ухудшилось. Низкий уровень «осаждающих» свойств зоны Т3 в 2011 и 2012 годах был превышен. На это указывает убыль в популяции катушек в воде зоны Т4. Причина убыли, по большей части, в снижении уровня рождаемости катушек, а не в увеличении смертности. Об этом подробно говорит Т.Л. Скок [266]: «Отрицательное влияние экологических факторов приводит к снижению

интенсивности гаметогенеза и продуцирования яйцевых капсул, увеличению их объема и массы кладки в перерасчете на одну капсулу, уменьшению частоты попадания нескольких зародышей под одну яйцевую оболочку» КЕП не только учитывает отклонения в гаметогенезе, но и смертность молоди, а также смертность взрослых особей. Что и позволяет сформировать динамику численности популяции в целом.

Подводя итог для данной подглавы, стоит отметить несколько установленных фактов. Качество воды в реке ухудшается с каждым годом. При этом, на определённых зонах это заметно гораздо ярче (Т2, Т3). Количество неблагоприятных зон с каждым годом возрастает, как в случае с зоной Т4, качество воды в которой с 2009 по 2012 заметно ухудшилось.

Лабораторные модели показывают преобладание токсического воздействия речной воды над устойчивостью видов (*Paramecium caudatum*, *Planorbis corneus*) и механизмами противостояния стресс-факторам. Это позволяет предполагать снижение биоразнообразия для отдельных зон р. Туры касательно этих и родственных видов.

ГЛАВА 4. ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ РЕКИ ЕЛЫКОВА В 2009-2012 гг.

4.1. Оценка гидрохимических параметров для исследуемых зон реки Елыкова

Рассмотрим динамику химического состава воды для разных зон реки Елыкова за 4-х летний период (табл. 11 и ПРИЛ. Е1-Е5). Анализ воды проводился также в августе-сентябре (см. Главу 2). Среди органоенов установлено превышение ПДК для катионов аммония в зоне Е3 в 2010-2011 годах (таблица Е.2). Этому могли способствовать погодные условия в этот период: малое (360-400 мм) количество осадков и высокий уровень радиационного баланса (таблица Е.4). Отмечено повышение уровня нитратов и

нитритов в 2012 году для воды зоны Е4, но превышение ПДК не было установлено. Для остальных органоенов (таблица Е.1 и таблица Е.2), а также гидрохимической группы веществ (таблица Е.3) значительных изменений не выявили.

Для токсикологической группы веществ обнаружено превышение ПДК во всех исследуемых зонах (табл. 11). Корреляция с погодными условиями не выявлена. Очевидна тенденция увеличения концентрации большинства токсикантов в речной воде к 2012 году.

Стоит отметить, что в зоне Е3 наблюдается снижение концентрации ПАВ. При учёте особенностей рельефа данной зоны реки, можно предполагать участие зоны в депонировании загрязнения, биодegradации, естественной фильтрации. В то же время по нефтепродуктам подобной закономерности не прослеживается, что может быть следствием их мобильности или превышением накопительной ёмкости данной зоны. Причиной увеличения уровня фенолов в воде зоны Е3, можно предположить, естественную биодеструкцию растительной органики. Фенолы являются продуктом растительного разложения и вторичного преобразования нефтепродуктов, т.к. ни в нефти, ни в мазуте фенолов не обнаружено [275].

Таблица 11

Концентрация ПАВ, фенолов и нефтепродуктов в пробах воды из реки Елыкова

Исследуемые вещества	ПАВ, мг/л [ПДК: 0,5]				Фенолы, мг/л [ПДК: 0,05]				Нефтепродукты, мг/л [ПДК: 0,05]			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Е контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Е1	1	0,5	1	0,5	2	2	2	3	2	2	2,5	2

E2	1	1	2	2	2	2	2	3	2	2	2,5	2
E3	0,05	0,05	1	1	2,3	2,3	2,3	4,5	2	2	2,5	2
E4	0,05	0,05	0,5	5	2,3	2,3	2,7	6	2	2	2,5	10

Условные обозначения: **жирным шрифтом** выделены превышения ПДК.

Полученные данные о гидрохимическом составе проб воды были использованы для оценки качества вод в реке Елыкова (табл. 12).

Таблица 12

Классы качества вод в исследуемых зонах реки Елыкова

Годы исследования	E1	E2	E3	E4
2009	«Грязная» 4Г	«Грязная» 4Г	«Грязная» 4В	«Грязная» 4Г
2010	5 «Экстремально грязная»	5 «Экстремально грязная»	5 «Экстремально грязная»	«Грязная» 4В
2011	5 «Экстремально грязная»	5 «Экстремально грязная»	5 «Экстремально грязная»	5 «Экстремально грязная»
2012	5 «Экстремально грязная»	«Грязная» 4Г	«Грязная» 4Г	5 «Экстремально грязная»

Качество вод можно характеризовать как балансирующее между «грязная» 4Г и «экстремально грязная». Вода подвергается высокому уровню техногенного влияния нефтеперерабатывающего комплекса.

4.2. Оценка степени загрязненности вод реки Елыкова на основе реакций *Paramecium caudatum*

Оценка плотности культуры *Paramecium caudatum*

Все полученные результаты исследований для удобства были занесены в таблицы (см. ПРИЛ. 3 1 - 3 4) Оценка показателей жизнедеятельности

инфузорий для реки Елыкова производилась аналогично р. Туре в течение 4 лет. Для начала, рассмотрим плотность культуры инфузорий в остром и хроническом вариантах. Прежде всего, отметим, что речная вода как по своему составу, так и по плотности культуры инфузорий отличается от контроля.

При сравнении показателя плотности культуры инфузорий с разными сроками экспозиции видно (рис. 35), что в хроническом эксперименте токсический эффект более высокий (исключение - 2010 год). Однозначной тенденции для исследуемых зон для 4-х лет исследования не обнаружено, что связано с нестабильностью концентраций веществ в воде.

В остром эксперименте наблюдается как увеличение плотности культуры инфузорий, так и поддержание её на уровне контроля (рис. 35). В данный период большое количество пищи позволяет легко справляться с токсическим эффектом среды, что выражается в увеличении числа особей. Увеличение наблюдается для зоны Е1, поскольку она лежит выше по течению и, вероятно, не испытывает непосредственного техногенного пресса. Также высокую плотность культуры инфузорий (2011-2012 гг.) мы наблюдаем в воде зоны Е3, что связано с высокой плотностью микроорганизмов, способствующих биodeградации сложных соединений.

Хронический эксперимент 2009 года показывает 100% гибель во всех пробах речной воды, что может быть связано с высокой токсичностью продуктов распада сложных токсикантов. В 2010 году плотность культур инфузорий на 1 день и на 9 не отличаются. Можно предположить, что в данный период условия были менее благоприятны для размножения микроорганизмов в речной воде. На это указывает отсутствие роста плотности культуры инфузорий в остром эксперименте.

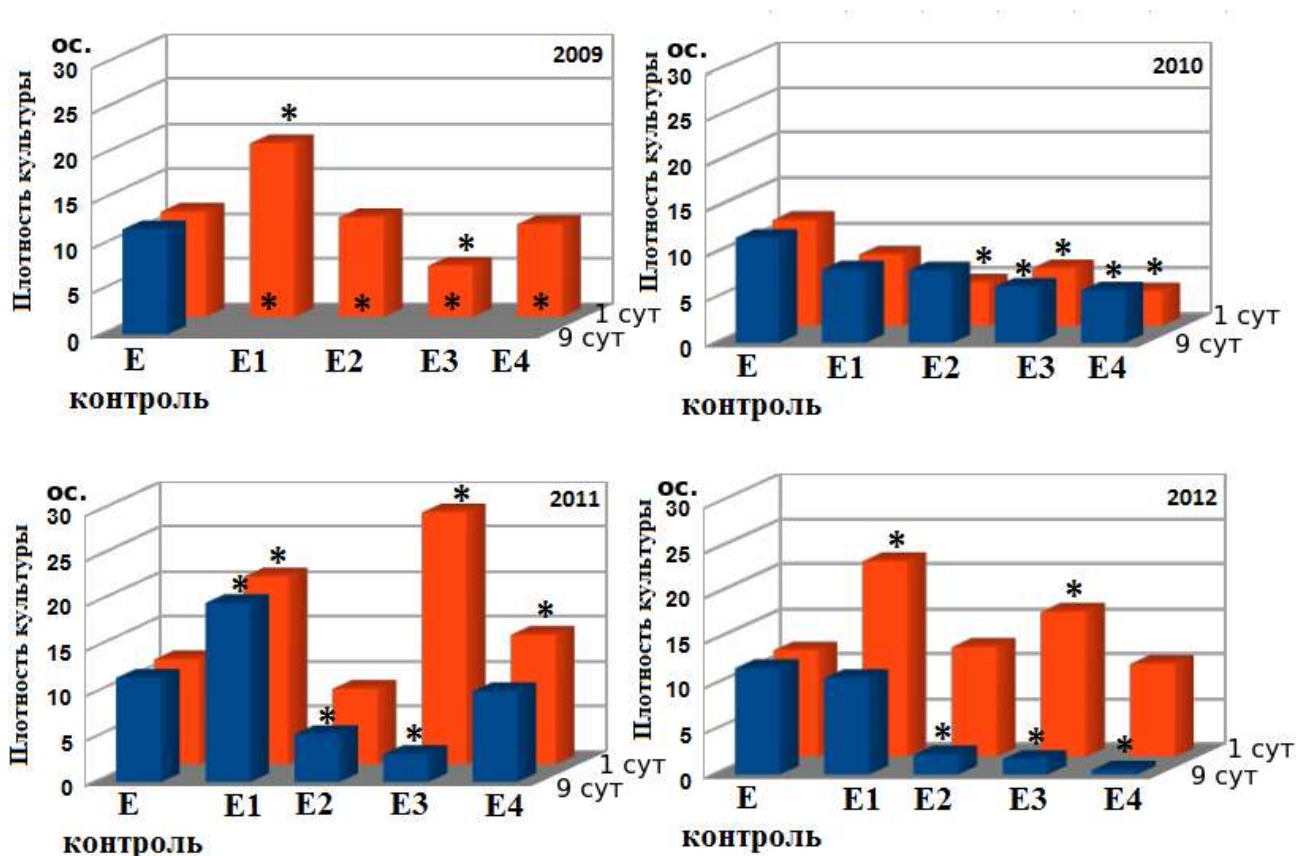


Рис. 35. Плотность культуры *P. caudatum* при действии воды из зон р. Елыкова (2009-2012) на 1 и 9 сутки эксперимента. Условные обозначения: * - значимое ($P < 0,05$) отличие от контрольного варианта

Стоит заметить, что в этом году отмечено отклонение рН воды в сторону закисления (таблица Е.3). В 2011 и 2012 годах отмечено снижение плотности в хроническом эксперименте по отношению к острому. Причинами могут быть как образование токсичных продуктов разложения сложных соединений, так и постепенное снижение количества пищи, что не позволяет противостоять токсичности среды.

Сложно выделить наиболее загрязнённую зону основываясь лишь на плотности культуры инфузорий. Можно предположить, что к таковым относятся Е2 (2010-2012 гг.) и Е4 (2009-2010, 2012 гг.).

Для лучшего понимания динамики плотности культуры инфузорий, рассмотрим изменение показателя за 9 дней исследования (рис. 36).

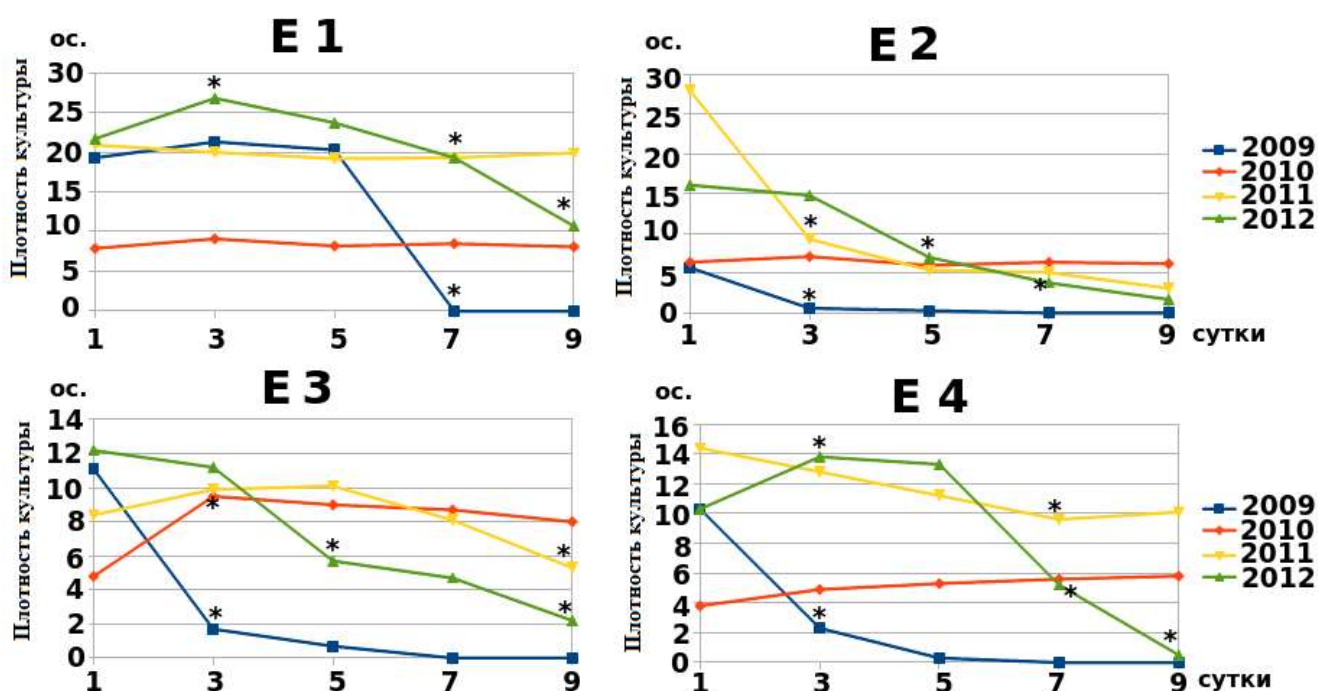


Рис. 36. Плотность культуры *P. caudatum* в воде зонах р. Елыкова с 1 по 9 сутки эксперимента в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: * - обозначены отличия ($p < 0.05$) от значения предыдущих 48 часов эксперимента

Как видно из рисунка 36, значительное снижение плотности культуры во всех вариантах происходит однократно, в остальном снижение носит плавный характер. Это указывает на то, что причиной снижения плотности в хроническом эксперименте является постепенное уменьшение количества микроорганизмов и токсический эффект среды. Кроме того, по рисунку 36 можно предположить, что наибольший уровень загрязненности наблюдается в зонах E2, E3, E4. Для этих зон снижение плотности отмечается уже на 2-5 сутки эксперимента.

Оценка фагоцитарной активности *Paramecium caudatum*

В целом, для фагоцитарной активности всех зон реки Елыкова можно отметить стабильность во все дни эксперимента, что указывает на достаточное количество пищи в воде. Это подтверждает предположение о том, что плотность культуры в пробах воды из реки Елыкова зависит от плотности

культуры микроорганизмов, являющихся дополнительным источником пищи.

При этом, данный показатель позволяет решить проблему, выявления наиболее загрязнённых зон. По рисунку 37 видно, что наибольший токсичный эффект наблюдается в зонах E2 и E4.

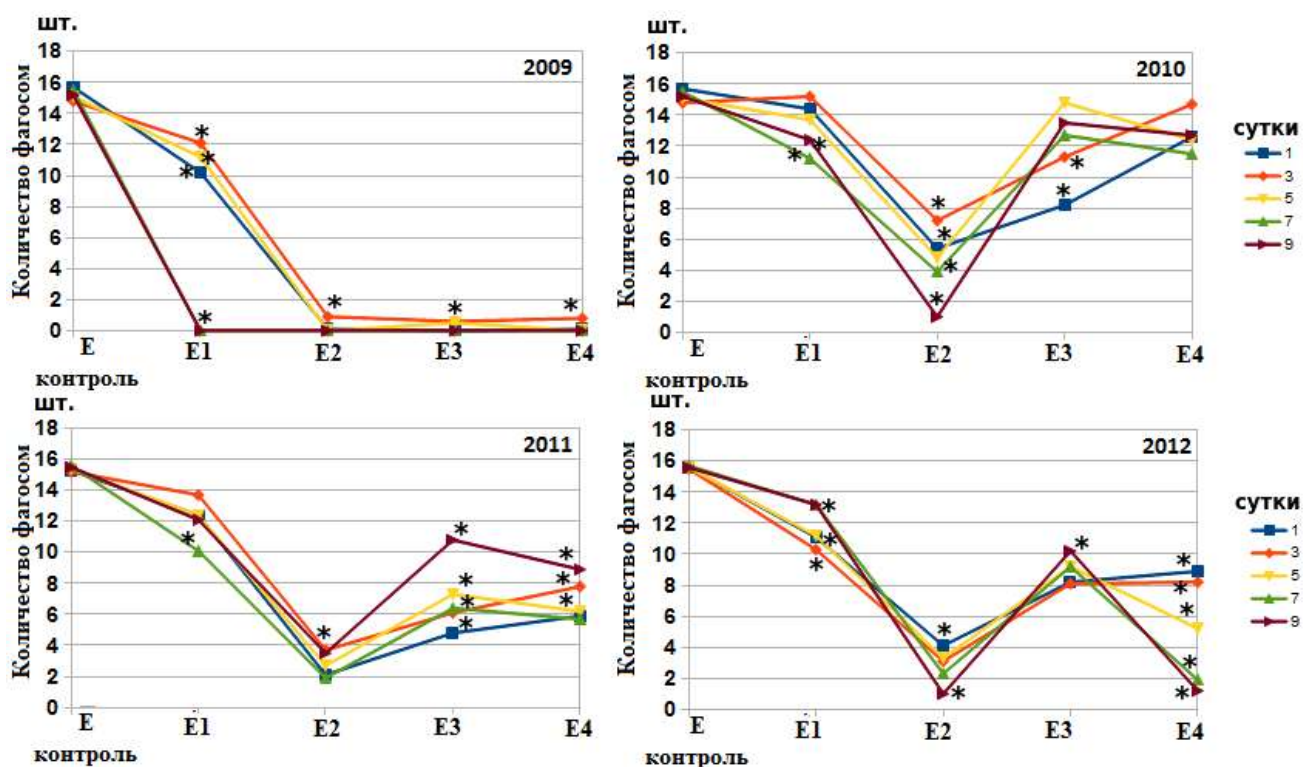


Рис. 37. Количество фагосом в клетках *P. caudatum* при действии воды из зон р. Елыкova в разные годы исследования (2009-2012) г. Условные обозначения как на рисунке 35

Стоит обратить внимание, что в зоне E3 уровень показателя выше, чем в E2, что указывает на снижение токсичности и увеличение числа микроорганизмов. Если по мере течения реки концентрация загрязнителей снижается, то причиной этому может быть, как химическая, так и биологическая деградация. Кроме того, возможно физическое осаждение токсикантов и накопление в донных отложениях. Таким образом, на промежутке между зонами E2 и E3 происходит уменьшение концентрации токсиканта в воде, что можно расценивать как элемент самоочищения реки.

Оценка хемотаксиса *Paramecium caudatum*

Положительный хемотаксис инфузорий при сравнении результатов за 4 года показывает, что наиболее неблагоприятная зона E2 (рис. 38). При этом, в исследуемый период ухудшается состояние зоны E3 вследствие превышения накопительной ёмкости участка меандрирования реки E2-E3.

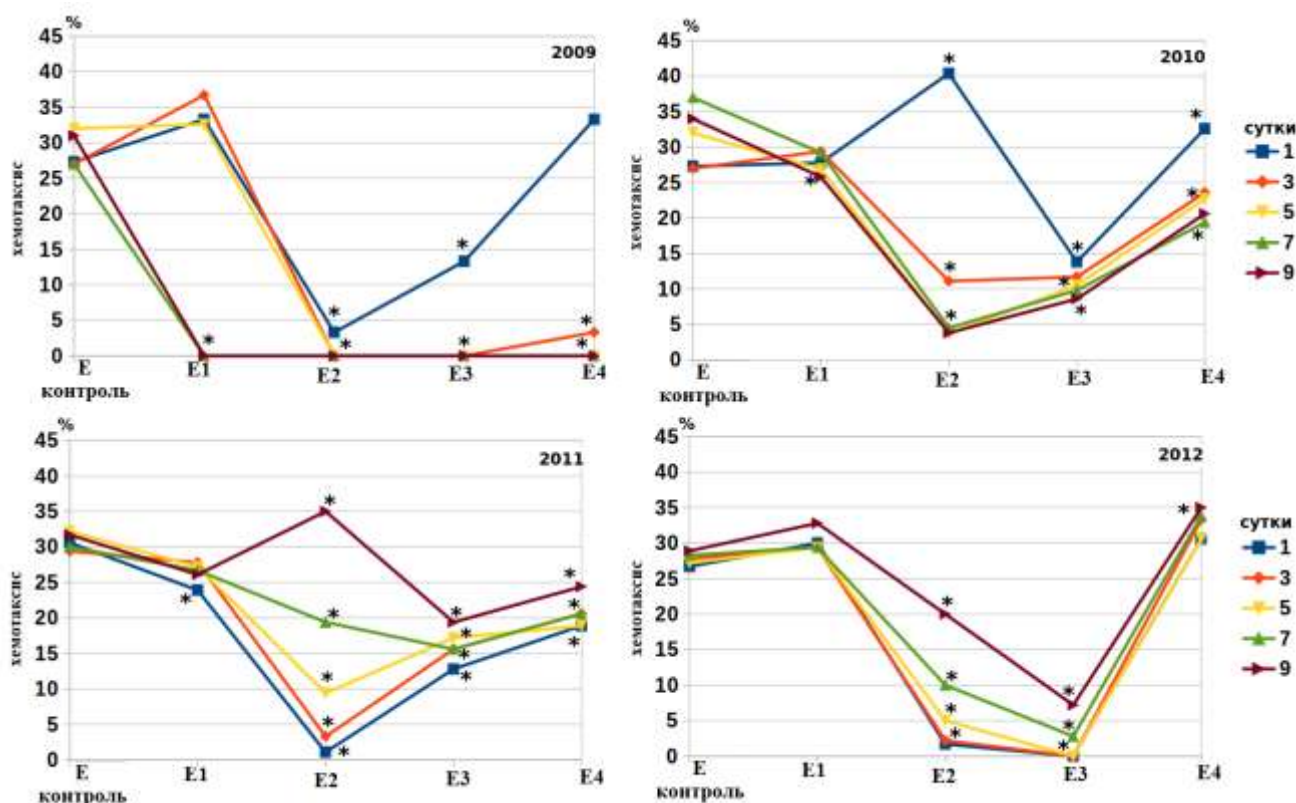


Рис. 38. Положительный хемотаксис *P. caudatum* (%) при действии воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 35

Если более детально проанализировать рисунок 38, то можно отметить, что для E2 2010 и 2011 года хемотаксис показывает отличающиеся значения. Как было отмечено ранее, в 2010 году в речной воде не было дополнительной пищи для инфузорий. Поэтому мы наблюдаем снижение хемотаксиса для данной зоны. В 2011 и 2012 годах уровень хемотаксиса растёт, что указывает на возможность адаптации инфузорий в данных зонах.

Оценка двигательной активности *Paramecium caudatum*

Сравнивая двигательную активность в E1 и контроле (Еконтроль), можно сделать вывод, что речная вода содержит токсичные вещества угнетающие жизнедеятельность инфузорий. В последующих зонах ситуация не однозначна.

Вещества в воде зоны E2 оказывают стимулирующее действие, что отмечается в том, что его величина не отличается от контроля. В 2012 году происходит постепенное снижение величины показателя к 9 дню эксперимента (рис. 39).

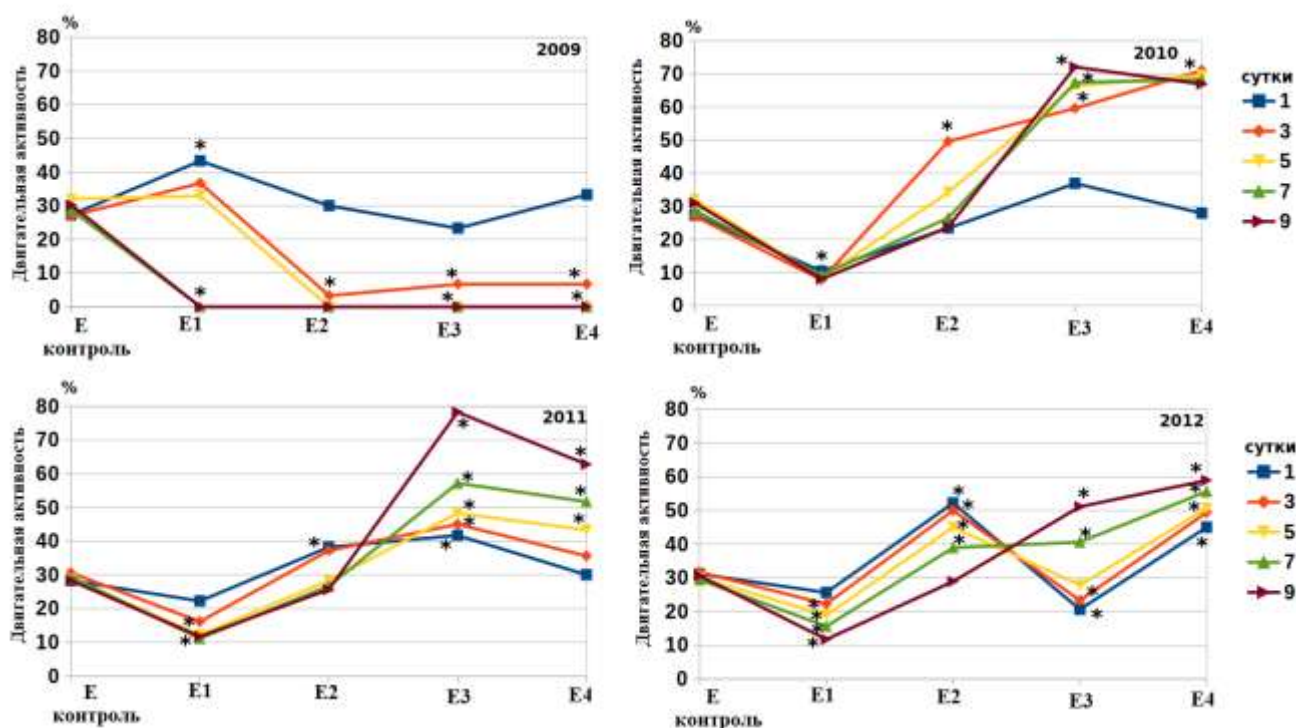


Рис. 39. Двигательная активность *P. caudatum* (%) при действии воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 35

Интересной представляется ситуация для зоны E3, поскольку с течением времени эксперимента двигательная активность инфузорий возрастает. Если сопоставить со снижающейся плотностью культуры, повышением фагоцитарной активности, повышением уровня хемотаксиса, то можно указать на формирование устойчивости отдельных особей к условиям среды.

Комплексная оценка ответных реакций *Paramecium caudatum*

Корреляционный анализ показал отсутствие значимой взаимосвязи ответных реакций инфузорий с концентрациями железа, катионов аммония, хлоридов. С другой стороны, были обнаружены более тонкие качественные взаимосвязи (табл. 13).

Установлена высокая чувствительность плотности культуры инфузорий в остром эксперименте к концентрации фенолов в воде. В хроническом же эксперименте большее значение имело комплексное загрязнение как продуктов разрушения органики (нитриты, нитраты, фосфаты, фториды), так и сложномолекулярных токсикантов (фенолов и нефтепродуктов).

Таблица 13

Зависимость (r) ответных реакций инфузорий от изменения концентрации тестируемых веществ в пробах воды из р. Елыкова

Показатели	pH	Fe ^{2+/3+}	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	Cl ⁻	ПАВ	Фен олы	НП
Плотность культуры 24ч.	0,68	0,08	-0,29	-0,86	-0,86	-0,86	-0,86	-0,75	-0,33	-0,88	-0,86
Плотность культуры 9 д.	0,60	-0,05	-0,51	-0,89	-0,89	-0,89	-0,89	-0,88	-0,01	-0,95	-0,89
ФА 24 ч.	0,95	0,33	-0,66	-0,57	-0,57	-0,57	-0,57	-0,21	-0,59	-0,56	-0,57
ФА 9 д.	0,58	0,09	-0,07	-0,42	-0,42	-0,42	-0,42	-0,08	-0,92	-0,33	-0,42
Хемотаксис 24 ч.	0,02	-0,02	-0,63	0,06	0,06	0,06	0,06	-0,05	0,67	-0,03	0,06
Хемотаксис 9 д.	0,98	0,24	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	-0,70	-0,37	-0,54	-0,69	-0,70
ДА 24 ч.	-0,59	-0,84	0,63	-0,12	-0,12	-0,12	-0,12	-0,23	-0,51	0,00 2	-0,12
ДА 9 д.	-0,51	-0,61	0,56	0,18	0,19	0,19	0,19	0,21	-0,62	0,33	0,19

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Выявлена специфическая реакция на СПАВ по показателю фагоцитарной активности в хроническом эксперименте. В остальных случаях показатели оказались малоинформативны. Выдвинутое предположение о влиянии pH на ответные реакции инфузорий подтверждается зависимостью фагоцитарной активности и хемотаксиса. Таким образом, увеличение кислотности среды

снижает чувствительность инфузорий к прочим химическим соединениям.

4.3. Оценка степени загрязненности вод реки Елыкова на основе реакций *Daphnia magna*

Оценка выживаемости *Daphnia magna*

Полученные данные отображены в приложениях (ПРИЛ. И1, И2). В 2009 году (рис. 40), острая токсичность выявлена в E1, E3 и E4. Наиболее загрязнена зона E4. В хроническом эксперименте эти зоны испытывают ещё большее угнетение, а также снижается выживаемость дафний в зоне E2. Таким образом, в хроническом эксперименте в речной воде выживаемость ниже контрольной.

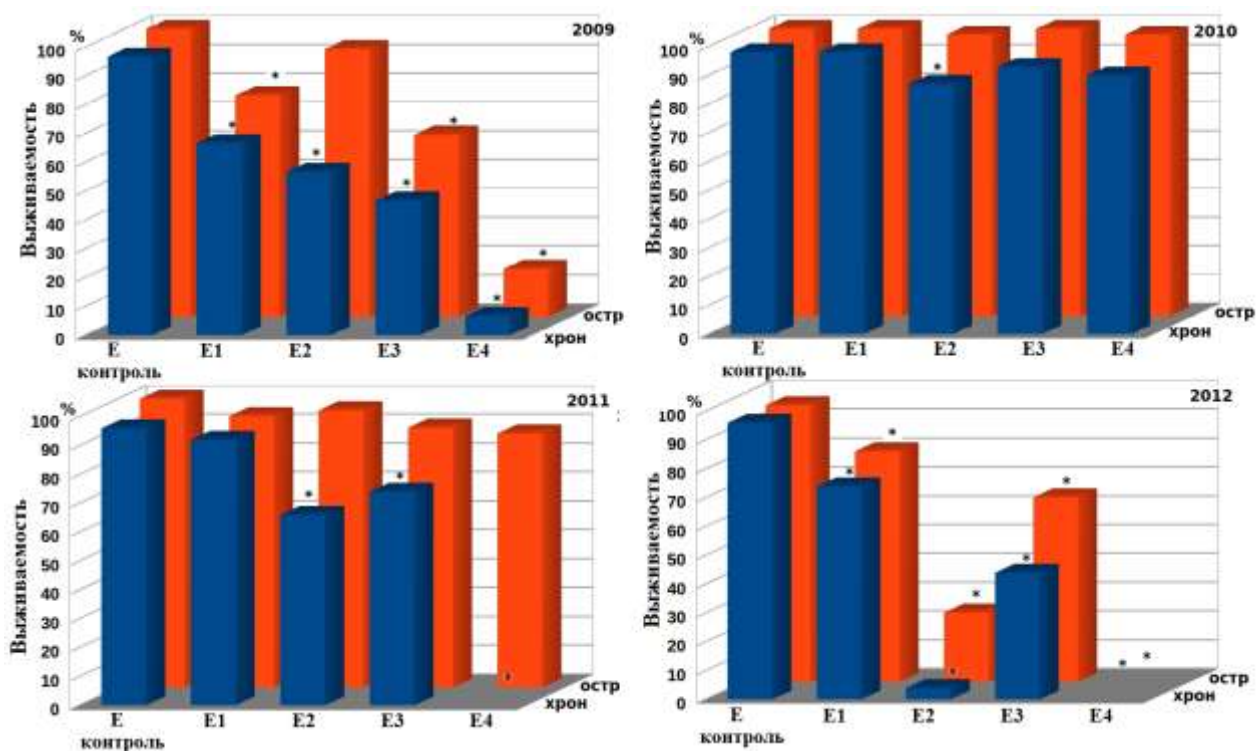


Рис. 40. Выживаемость *D. magna* при действии воды из зон р. Елыкова (2009-2012) в остром и хроническом экспериментах. Условные обозначения как на рисунке 35

В 2010 году (рис. 40) во всех зонах в остром и хроническом экспериментах выживаемость на уровне контроля. Исключение составляет зона E2, где в хроническом эксперименте дафнии испытывают токсическое

воздействие. Похожая ситуация наблюдается в 2011 году, поскольку острый эксперимент отличий от контроля не показал. При этом в хроническом варианте для зон E2, E3, а в особенности для E4 наблюдается снижение выживаемости.

Величина выживаемости в пробах воды из р. Елыкова в 2012 году (рис. 40) не отличаются от таковой в 2009 году. Отмечено снижение показателя во всех пробах с речной водой по отношению к контролю. Наибольший уровень токсичности отмечен в пробах воды из зон E2 и E4.

Для более детальной оценки стоит проследить хронологию формирования ответной реакции. Установлено, что для всех лет исследования, а также для почти всех проб речной воды идёт постепенное снижение выживаемости без резких изменений. Исключение - зона E4 в 2011-2012 гг. (рис. 41).

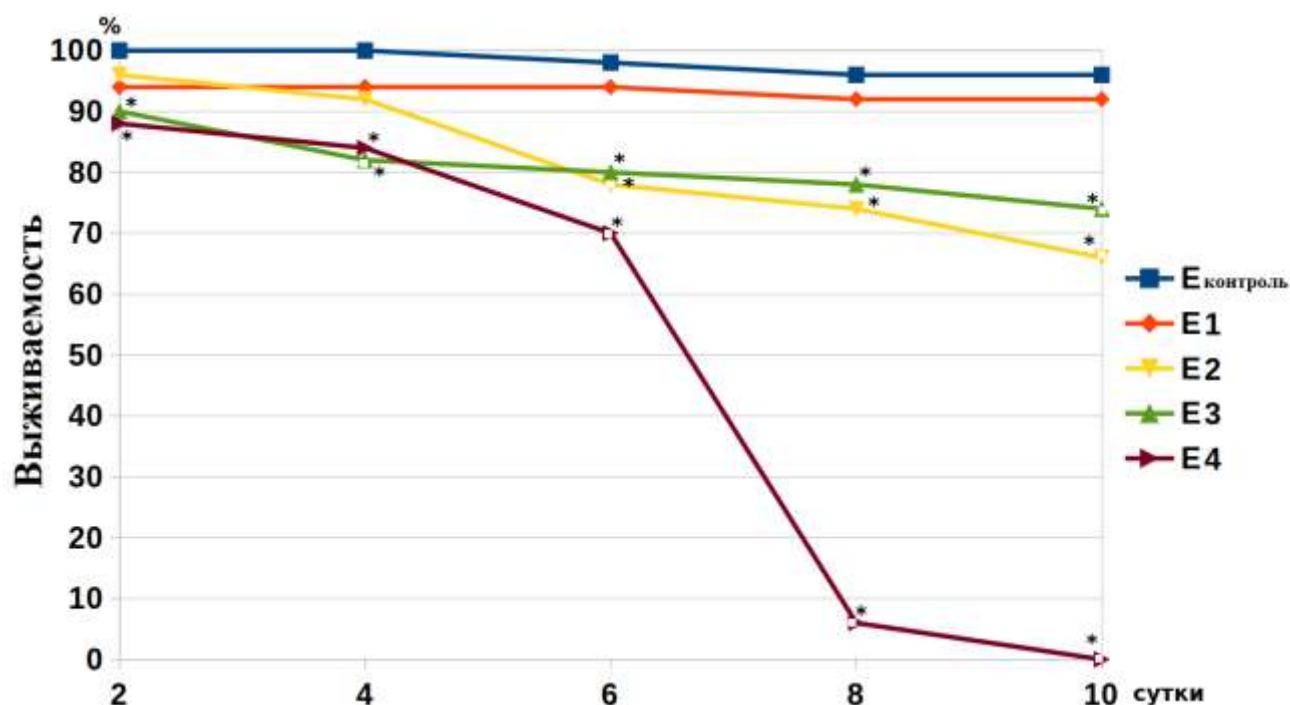


Рис. 41. Выживаемость *D. magna* при действии воды из зон р. Елыкова в 2011 г. Условные обозначения: белыми точками обозначены отличия ($p < 0,05$) от значения предыдущих 48 часов эксперимента

Как видно из рисунка 41 в 2011 году резкое снижение наступает на 6-8 сутки и последующая гибель на 10 сутки эксперимента. В 2012 году гибель наступила уже на 2 сутки. Причиной гибели дафний является высокая концентрация токсикантов, как следствие техногенного пресса в данной зоне.

Подводя итог анализа выживаемости, можно указать на следующее. Наиболее неблагоприятным годом оказался 2012, а наиболее загрязнённые зоны – Е2 и Е4. Снижение выживаемости дафний происходит через накопление веществ, проникающих через покровы, а также в процессе дыхания. Техногенный пресс в 2011- 2012 годах в зоне Е4 выразился в 100% гибели.

Оценка плодовитости *Daphnia magna*

Рассмотрим ещё одну тест-функцию дафний – плодовитость. Важно уточнить, что в 2011 и в 2012 годах была отмечена высокая смертность материнских особей, что повлияло на значения плодовитости дафний (рис. 42).

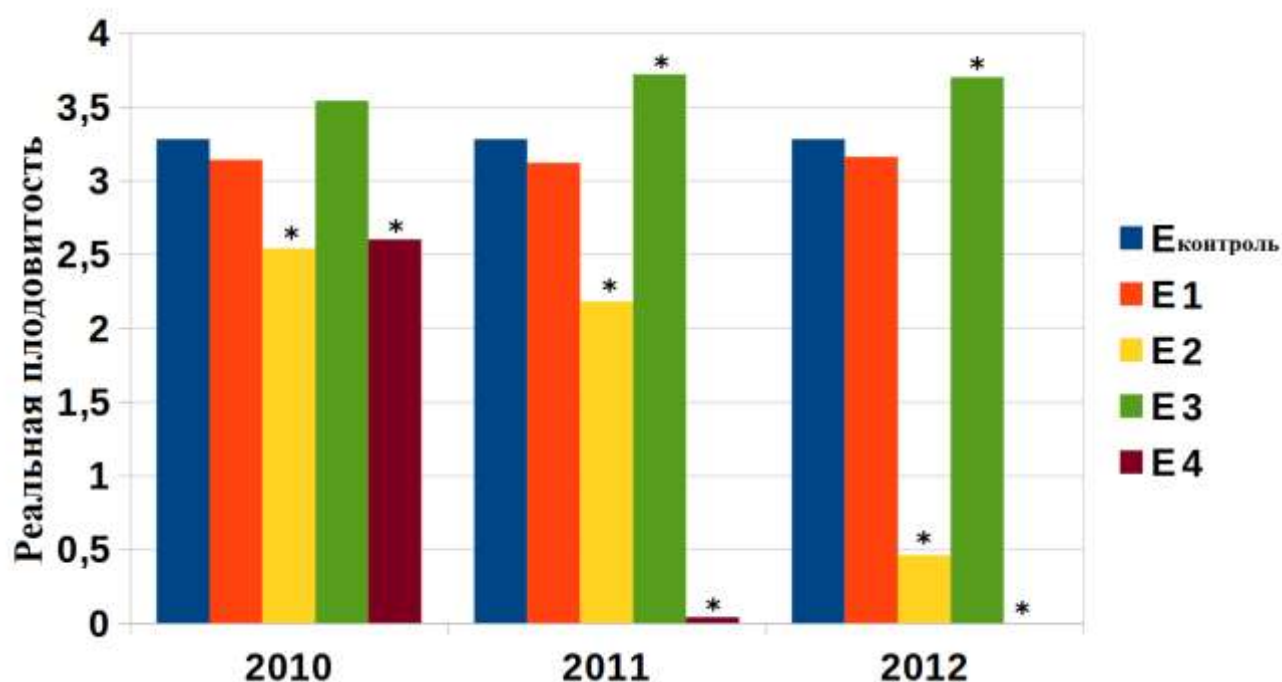


Рис. 42. Реальная плодовитость дафний *D. magna* при действии воды из зоны р. Елыкова в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения как на рисунке 37

Учитывая этот факт, мы наблюдаем (рис. 42) снижение плодовитости дафний в зонах E2 и E4 с каждым годом. В зоне E1 плодовитость на уровне контроля в течение всех лет исследования. Условия, сложившиеся в зоне E3 стимулируют активность размножения дафний. Таким образом, отрезок реки E2-E3 способен улавливать некоторые загрязнители, что формирует более благоприятные условия зоны E3.

Ответные реакции дафний позволяют выявить наиболее загрязнённые зоны реки (E2 и E4), а также проследить динамику изменения состояния реки в ряде лет. В отличие от инфузорий, они проявляют свои индикаторные свойства в большем диапазоне pH. Кроме того, отчётливо прослеживается вклад «осаждающей зоны» между E2 и E3. Но взаимосвязи с конкретными группами веществ не установлено (ПРИЛ. E.5).

4.4. Оценка степени загрязнённости вод реки Елыкова на основе реакций *Planorbis corneus*

Оценка выживаемости *Planorbis corneus*

Данные об ответных реакциях представлены в таблицах, расположенных в разделе ПРИЛОЖЕНИЯ (прил. K1-K5). В остром эксперименте каких-либо отличий от контрольного варианта не обнаружено. Различия появляются лишь в хроническом (16 суток) эксперименте (рис. 43).

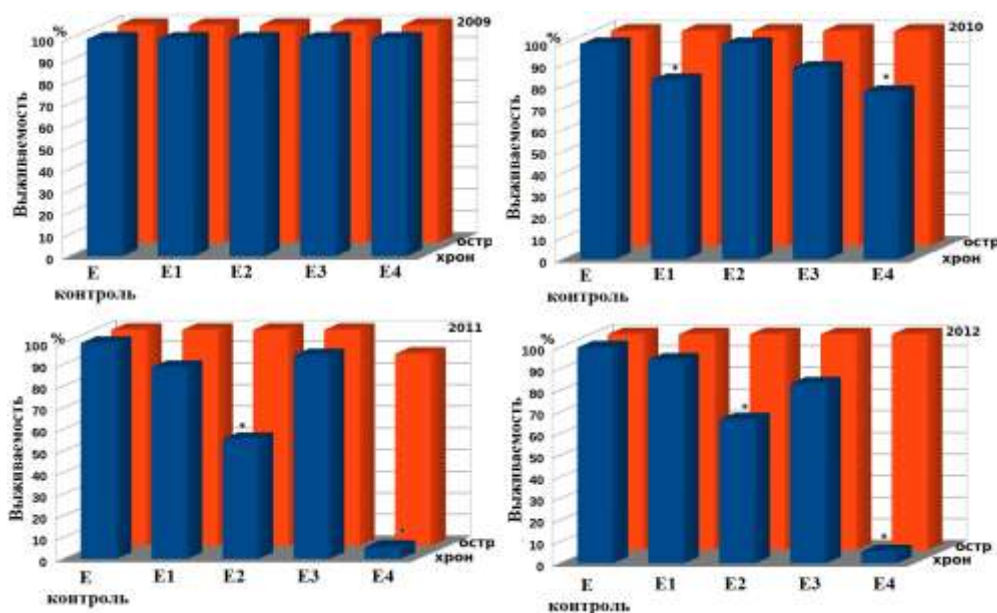


Рис. 43. Выживаемость *P. corneus* при действии воды из зон р. Елыкова (2009-2012) в остром и хроническом экспериментах. Условные обозначения как на рисунке 37

В 2009 году все 100% особей выжили в течение всего срока экспозиции во всех пробах воды. В 2010 году отмечено снижение выживаемости в пробах Е1 и Е4. В последующие годы для зоны Е1 показатель на уровне контроля. Но для Е4 в 2011 и 2012 годах величина показателя снижается. Последнее связано с увеличением концентрации токсичных соединений в данной зоне.

Наиболее загрязнёнными зонами можно назвать Е2 и Е4 (рис. 43). Выживаемость катушек роговых в пробах воды из зона Е3 на уровне контроля, что говорит об улучшении условий после зоны Е2. Такое улучшение качества воды указывает на то, что на реке Елыкова есть участок, который депонирует загрязнители, участвуя в процессе самоочищения реки.

Оценка двигательной активности *Planorbis corneus*

Различия между двигательной активностью катушек во всех зонах носят единичный характер (приложение К2). Отличия от контроля наблюдаются лишь в 2011 и 2012 годах для зон Е2 и Е4 (рис. 44).

Как видно из рисунка 44, в первые дни эксперимента улитки начинают активный поиск более благоприятных условий. К 14-16 дням они испытывают угнетение, и двигательная активность становится ниже контрольной. В 2012 году снижение (приложение К2) двигательной активности наблюдается уже на 6 день, что указывает на увеличение токсичности воды по сравнению с 2011 г.

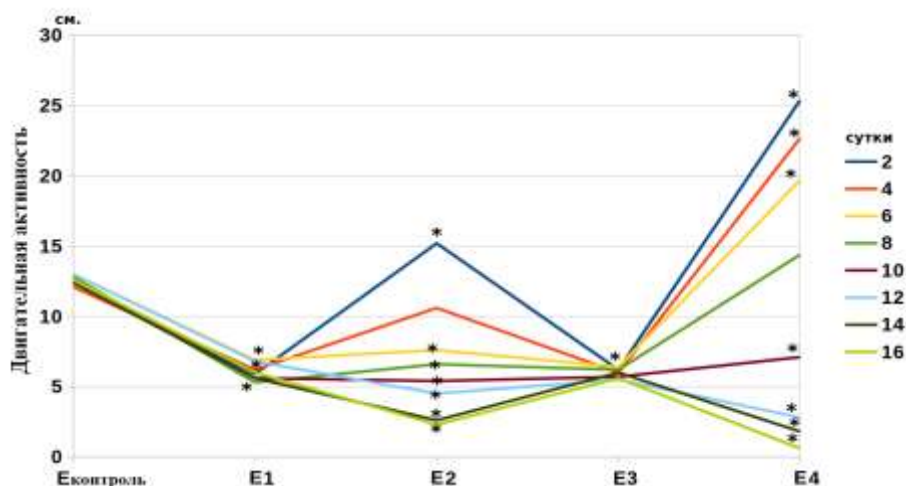


Рис. 44. Двигательная активность *P. corneus* при действии воды из зон р. Елыкова в 2011 г. Условные обозначения как на рисунке 37

Оценка активности питания *Planorbis corneus*

Следующий рассматриваемый показатель – активность питания. Если охарактеризовать активность питания катушек роговых за все 4 года исследования, то отмечается следующая тенденция (рис. 45). В пробах воды из зон E1 и E3 у моллюсков *Planorbis corneus* наблюдается нулевой уровень активности питания или пищевое отторжение. Можно предположить, что токсикант поступает с пищей. При этом, в зонах, выделяемых как наиболее загрязнённые (E2, E4), отмечается увеличение активности питания.

Можно предположить, что условия зоны E1 и E3 по комплексу действующих на улиток веществ, позволяют сформировать ответ на токсичность среды за счёт накопленных веществ. Условия зон E2 и E4 менее благоприятны и внутренних резервов становится недостаточно, поэтому средняя активность питания выше.

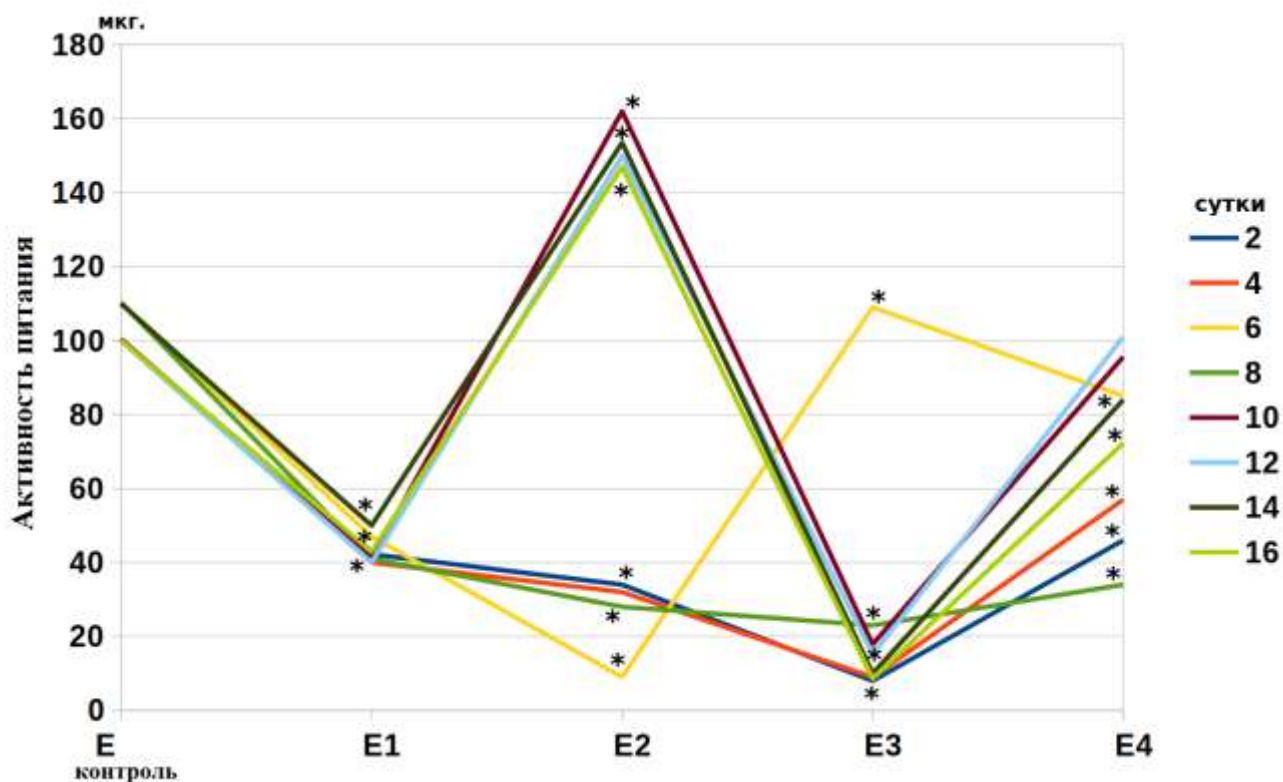


Рис. 45. Изменение активности питания *P. corneus* под влиянием воды из зон р. Елыкова в 2009 г. Условные обозначения как на рисунке 37

Рассмотрим динамику данного параметра за всё время экспозиции моллюсков (рис. 46). В динамике показателя для разных лет исследования прослеживаются сходные черты. Для всех зон характерно наличие роста активности питания на 2-4 сутки. Именно в этот период накапливается резерв веществ для формирования ответа на негативное влияние среды и работу систем репарации (синтез витагенов). В дальнейшем величина параметра заметно снижается. На 6-8 день для зон Е2 и Е3 отмечен второй период активного потребления пищи. Вероятно, организмам моллюсков необходимы дополнительная пища для противостояния токсичному влиянию среды.

Образующийся запас питательных веществ расходуется организмами на противостояние негативному воздействию среды. Чтобы в полной мере оценить данный механизм противостояния негативному воздействию среды, рассмотрим показатель изменения массы тела моллюсков.

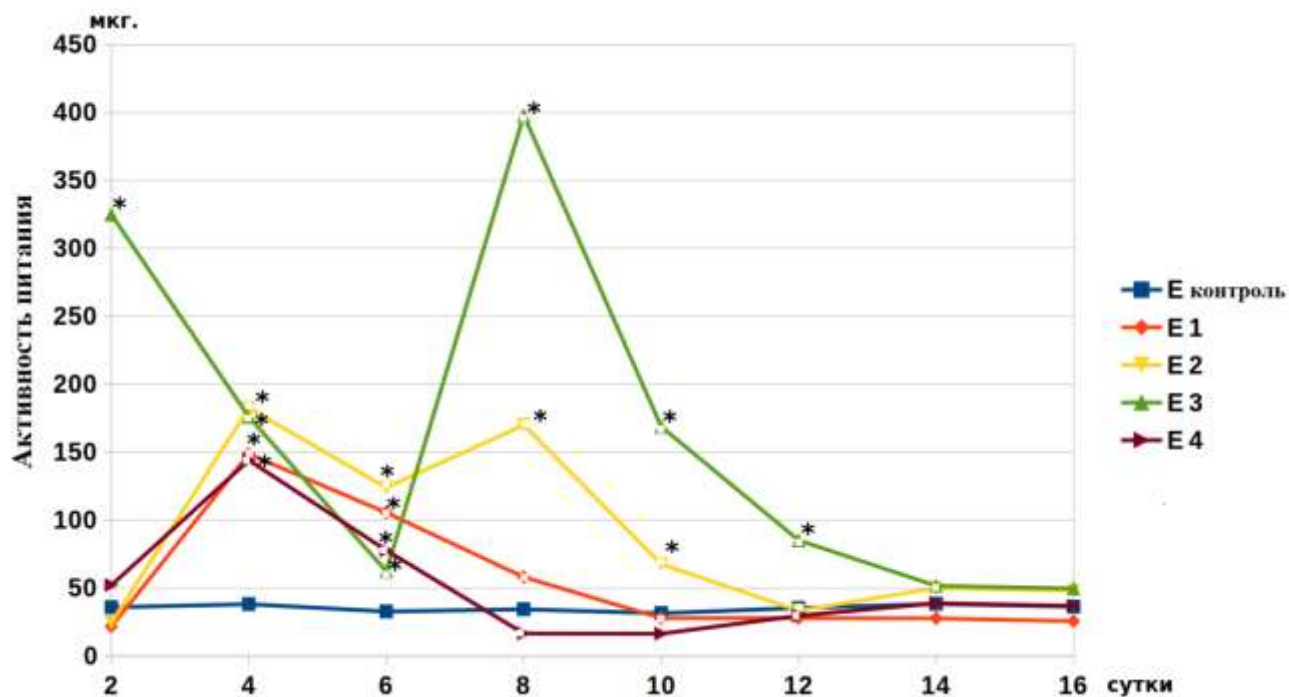


Рис. 46. Активность питания *P. corneus* при действии воды из зон р. Елыкова в 2010 г. Условные обозначения как на рисунке 41

Оценка изменения массы тела *Planorbis corneus*

В пробах воды из зоны Е1 отторжение пищи катушек роговых сочетается со снижением массы тела (рис. 47), а также двигательной активностью и выживаемостью на уровне контроля, что подтверждает высказанное ранее предположение о стратегии поведения. То есть, организмы, отказываясь от пищи, избегают поступления в организм токсикантов, при этом переживают неблагоприятные условия, используя внутренний резерв веществ.

Активно питающиеся брюхоногие моллюски в воде зоны Е2 показывают изменение массы тела на том же (Е1) уровне (рис. 47), что указывает на большую токсичность среды, которая вероятно усиливается при попадании токсикантов с пищей.

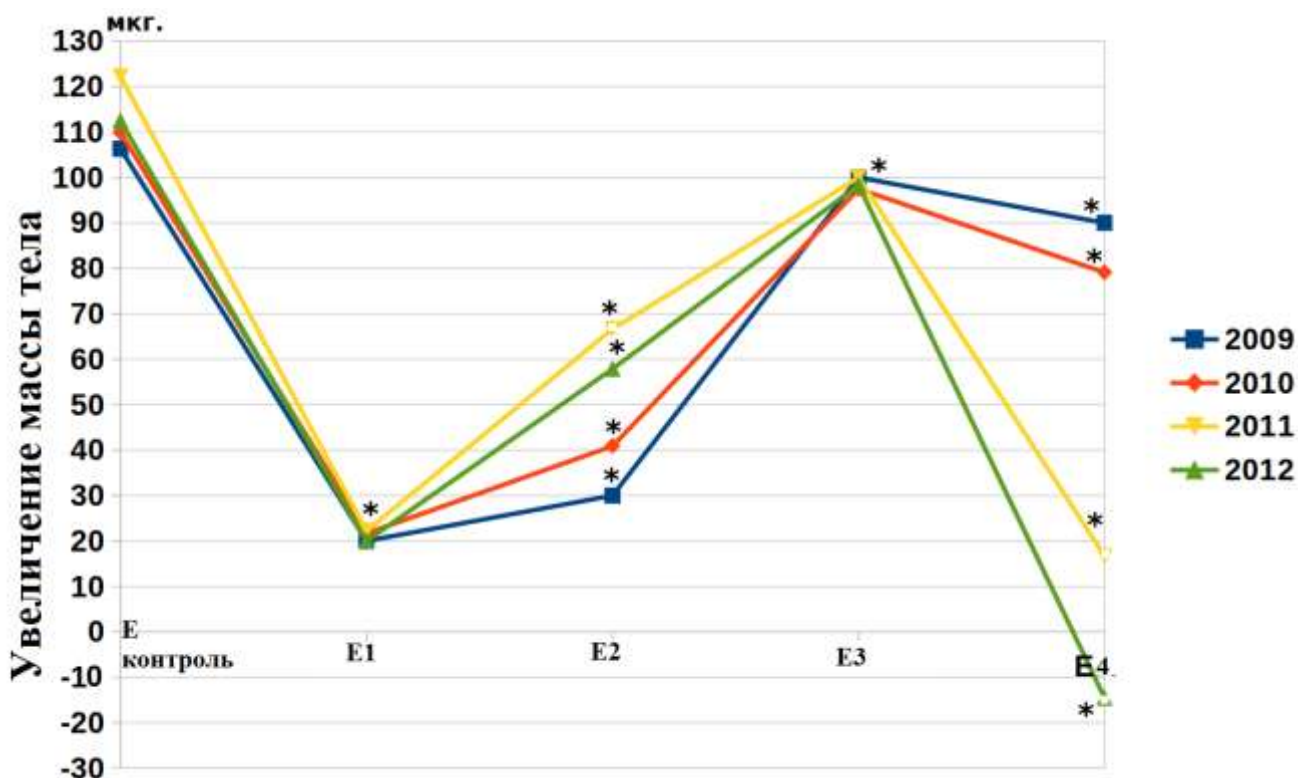


Рис. 47. Изменение массы тела *P. corneus* при действии воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения: белыми точками обозначены отличия ($p < 0.05$) от значений предыдущего года; * - значимое ($p < 0.05$) отличие от контроля

Интересно поведение улиток в зоне E3, поскольку вода оказывает на них стимулирующее влияние, вследствие которого формируется высокий уровень жизнедеятельности. Высокая активность питания в отдельные дни эксперимента (см. рис. 45 и рис. 46) позволяет им сформировать высокий уровень увеличения массы (рис. 47). При этом у них наблюдается и двигательная активность, и выживаемость на уровне контроля.

Вода из зоны E4 характеризуется наиболее сильным снижением показателя, в особенности в 2011 году, а также снижением массы тела моллюсков в 2012 году. В эти сроки отмечен наибольший уровень техногенного загрязнения этой зоны.

Оценка концентрации каротиноидов в телах *Planorbis corneus*

Формирование противостояния стрессовости среды происходит прежде всего на биохимическом уровне. Уровень каротиноидов в мягких телах моллюсков для зоны E1 выше контроля. Это говорит о том, что в тканях большое количество свободных молекул этого вещества, что позволяет эффективно противостоять токсическому влиянию воды в этой зоне (рис. 48).

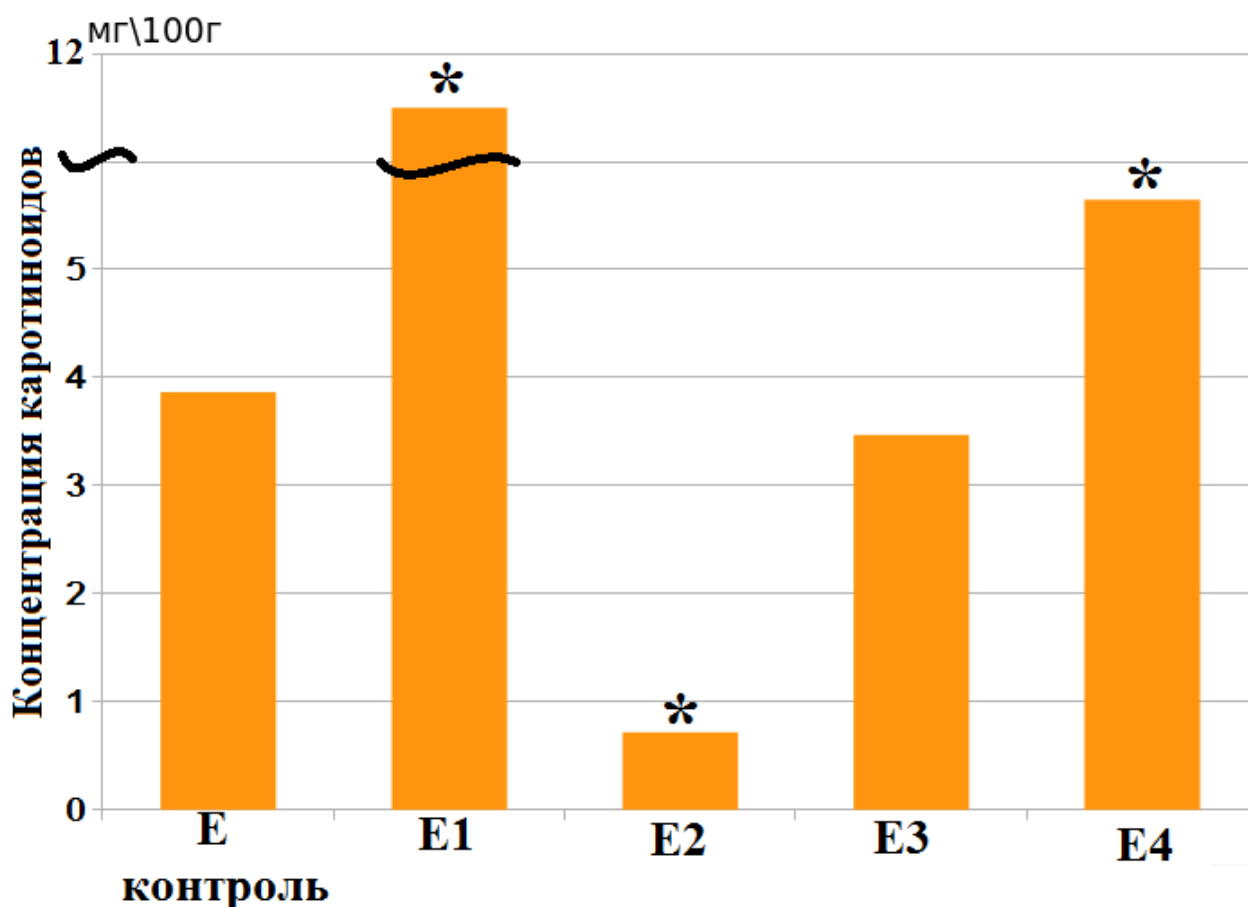


Рис. 48. Концентрация каротиноидов в тканях *P. corneus* (без раковины) после 16 суток экспозиции в воде исследуемых зон р. Елыкова. Условные обозначения как на рисунке 37

В телах катушек роговых в зоне E2 уровень каротиноидов ниже контрольного, что может указывать как на высокую степень использования этих веществ, так и на общее угнетение систем организма. И в том и другом случае, это говорит о высокой степени токсичности среды. В зонах E3 и E4 показатель на уровне контрольного.

Оценка плодовитости *Planorbis corneus*

Немаловажной при прогнозировании состояния биоты в исследуемой среде является оценка плодовитости (рис. 49). Кроме того, становится возможным проверить появление более приспособленного потомства.

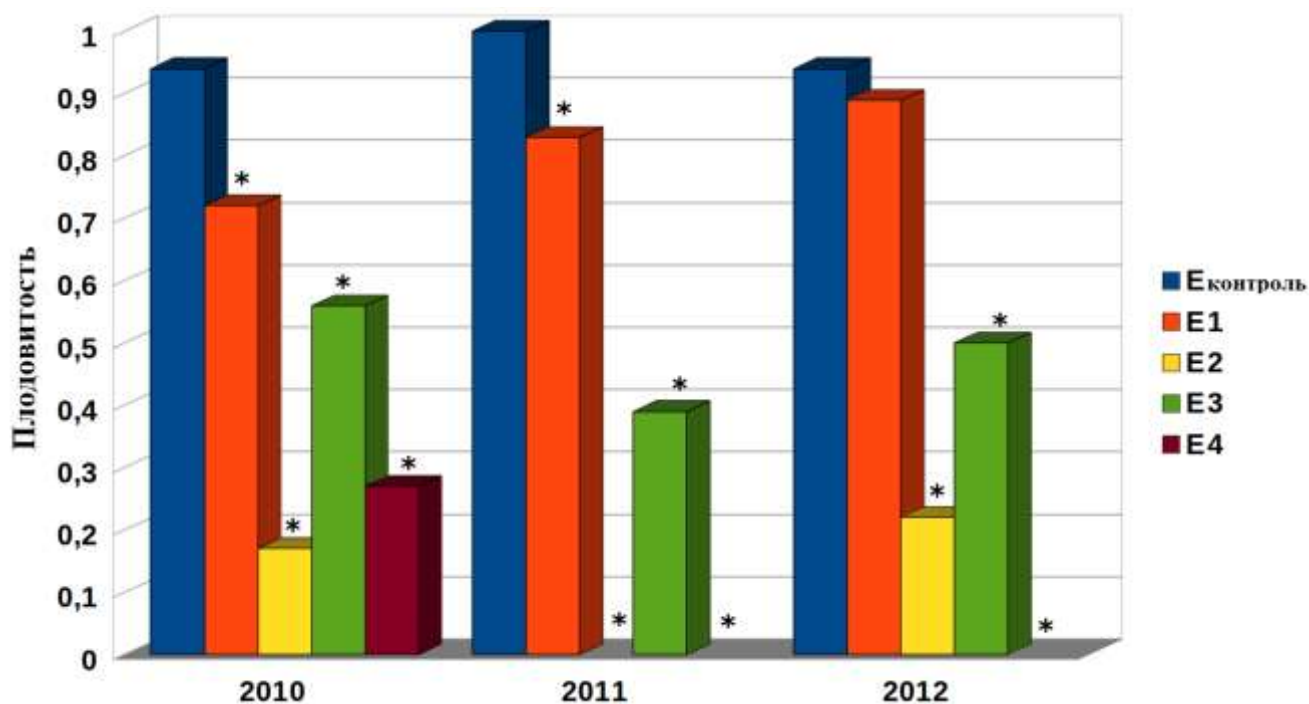


Рис. 49. Плодовитость *P. corneus* при действии воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения как на рисунке 37

Наиболее неблагоприятными являются зоны Е2 и Е4, где плодовитость близка к нулю. При всех возможных механизмах противостояния стрессовости среды, долговременное существование популяций катушек роговых в данной среде невозможно. Перспективной в плане выживания улиток является зона Е1. Условия, формирующиеся в зоне Е3, во многом зависят от депонирующих свойств отрезка реки Е2-Е3. Так, при снижении плодовитости в 2011 году (см. рис. 49) в зоне Е2 снижается показатель и в Е3. Аналогично происходит повышение показателя в 2012.

Комплексная оценка ответных реакций *Planorbis corneus*

При проведении корреляционного анализа была выявлена зависимость двигательной активности катушек роговых от комплекса загрязняющих

веществ. Как в остром, так и в хроническом эксперименте установлена зависимость ответных реакций от соединений органического происхождения (нитраты, нитриты, фосфаты, фториды) и высокомолекулярных веществ (фенолы, УВ) (табл. 14).

Таблица 14

Зависимость (г) ответных реакций катушек роговых от содержания тестируемых веществ в пробах воды из р. Елыкова

Показатели	pH	Fe ^{2+/3+}	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	Cl ⁻	ПАВ	Фенолы	НП
Выживаемость 16 д.	-0,14	-0,43	0,03	-0,56	-0,56	-0,56	-0,56	-0,83	0,35	-0,62	-0,56
ДА 2 д.	0,80	0	-0,58	-0,93	-0,93	-0,93	-0,93	-0,76	-0,38	-0,95	-0,93
ДА 16 д.	0,64	-0,23	-0,31	-0,93	-0,93	-0,93	-0,93	-0,75	-0,67	-0,88	-0,93
Активность питания 2 д.	-0,56	-0,26	0,93	0,24	0,24	0,24	0,24	0,16	-0,41	0,33	0,24
Активность питания 16д.	-0,91	-0,74	0,74	0,17	0,17	0,17	0,17	-0,16	0,13	0,22	0,17
Увеличение массы	-0,05	-0,76	0,22	-0,60	-0,60	-0,60	-0,60	-0,55	-0,79	-0,47	-0,60
Концентрация каротиноидов	0,65	0,96	-0,31	0,18	0,18	0,18	0,18	0,44	-0,00	0,12	0,18
Плодовитость	0,73	0,24	-0,21	-0,72	-0,72	-0,72	-0,72	-0,51	-0,51	-0,72	-0,72

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Характеризуя в целом ответные реакции моллюсков в р. Елыкова, стоит указать на несколько установленных фактов. Прежде всего, необходимо отметить, что были выявлены зоны наибольшей загрязненности — Е2 и Е4. Было показано ухудшение качества воды во всех исследуемых зонах р. Елыкова в период 2009-2012 гг. Причиной ухудшения качества воды является влияние

нефтегазового комплекса. Выявлены зоны (E1), где существует потенциальная возможность к выживанию организмов, а также зоны депонирования загрязнителей E2-E3, вносящие вклад в самоочищение реки.

4.5. Характеристика КЕП в оценке состояния исследуемых зон реки Елыкова

В качестве интегральной характеристики был использован КЕП. В случае положительных значений он указывает на рост популяции. В случае, когда он принимает отрицательные значения, стоит говорить о КЕУ, т.е. убыли популяции. Полученные данные представлены в приложениях (прил. Л1-Л3)

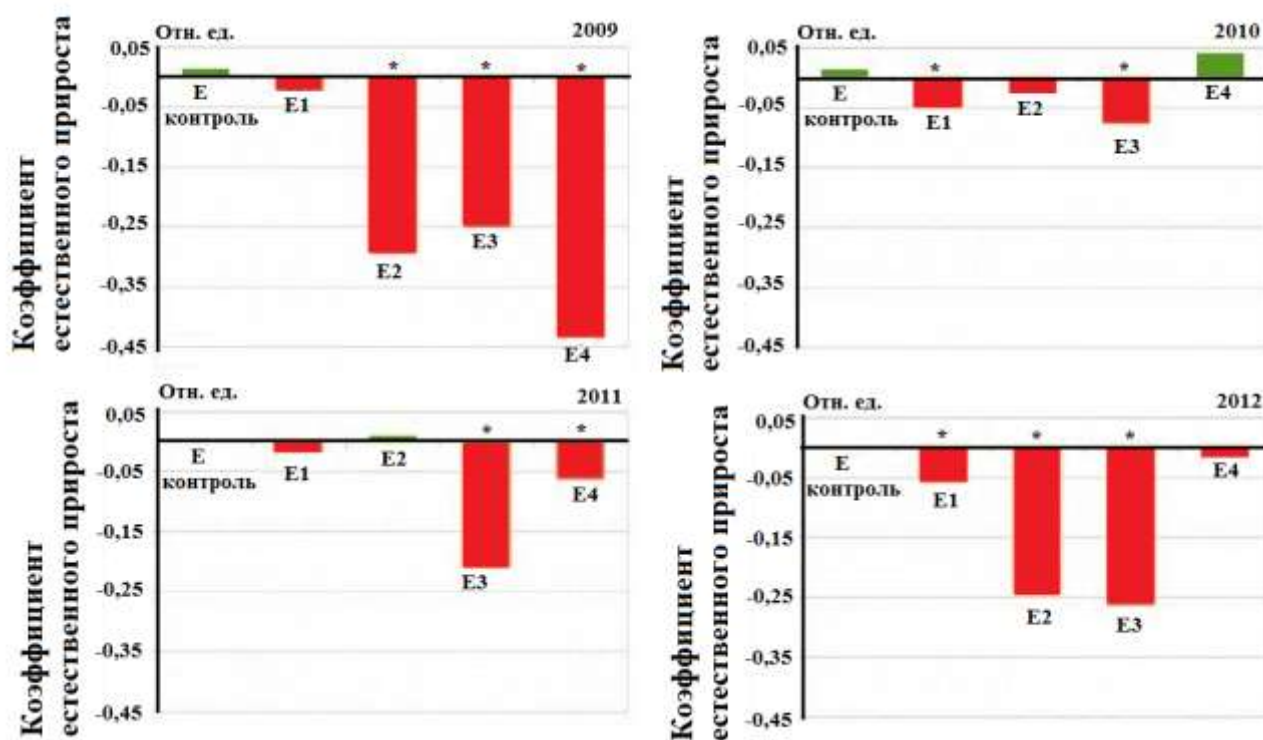


Рис. 50. Коэффициент естественного прироста (КЕП) популяций *P. caudatum* под влиянием воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2009-2012). Условные обозначения как на рисунке 37

Для клональных популяций инфузорий благоприятных зон не установлено (рис. 50) [276]. Отмечаются отдельные разовые улучшения ситуации (например, E2 в 2011 г.).

Наиболее токсична для инфузорий вода зоны Е3, для которой во все 4 года исследований отмечен КЕП ниже контрольного. Также неблагоприятными можно назвать зоны Е2 и Е4.

Как отмечалось ранее, инфузории чувствительны к рН воды, что могло повлиять как на самих инфузорий, так и на количество бактерий, употребляемых ими в пищу. Поэтому стоит ориентироваться в большей степени на КЕП для популяций остальных организмов.

КЕП для популяции дафний позволяет не только выявить зоны с большим уровнем загрязненности, но также проследить динамику ухудшения ситуации за период исследования (рис. 51).

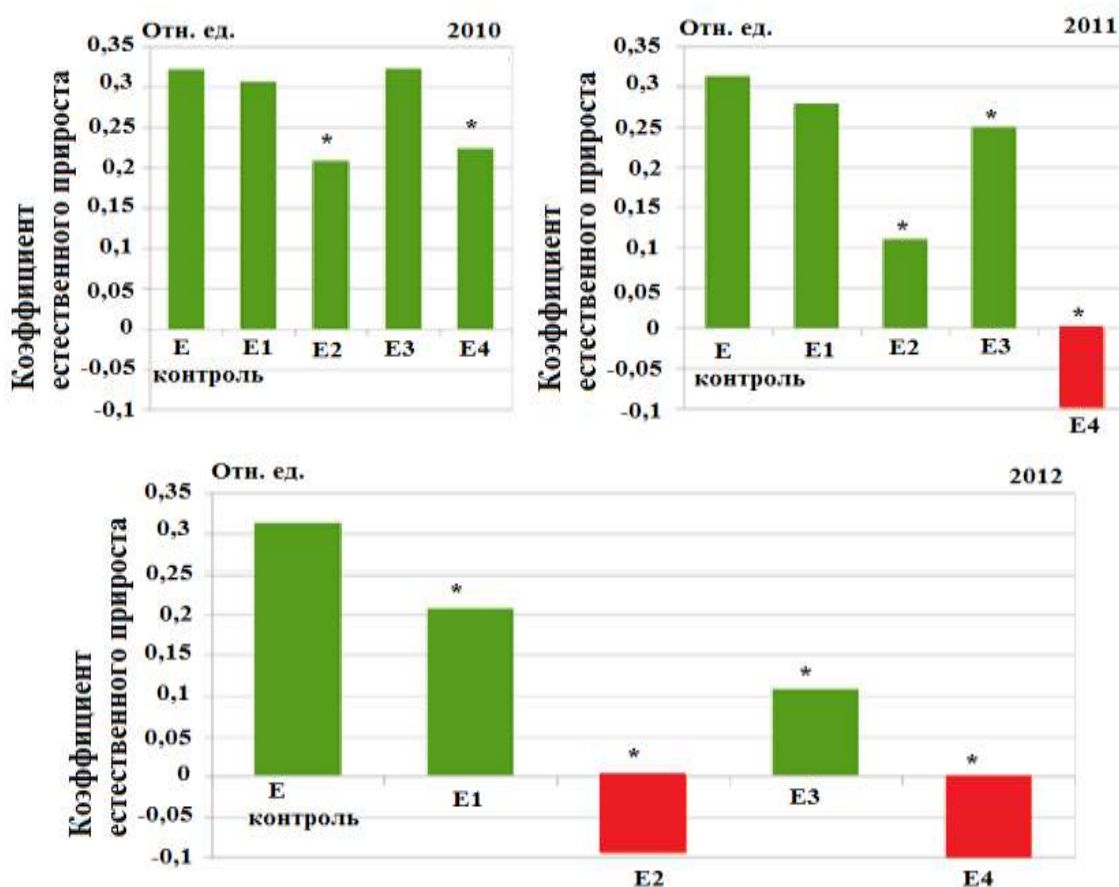


Рис. 51. Коэффициента естественного прироста (КЕП) популяций *D. magna* при действии воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения как на рисунке 37

Как отображено на рисунке 51, в течение последних трёх лет исследования наиболее загрязнены зоны Е2 и Е4. В 2011 году показатель КЕП для дафний в воде из зоны Е3 опустился ниже контрольного уровня. А в 2012 году и в зоне Е1 вода стала токсичной для дафний.

Во многом сходна ситуация и для КЕП популяций катушек роговых в исследуемых зонах реки Елыкова (рис. 52). Подтверждается, что зоны Е2 и Е4 испытывают наибольший уровень техногенного пресса. Вода зоны Е3 не оказывает угнетающее воздействие на улиток, но несёт потенциальную возможность для выживания организмов. Это возможно вследствие депонирования части загрязнения на отрезке реки Е2-Е3.

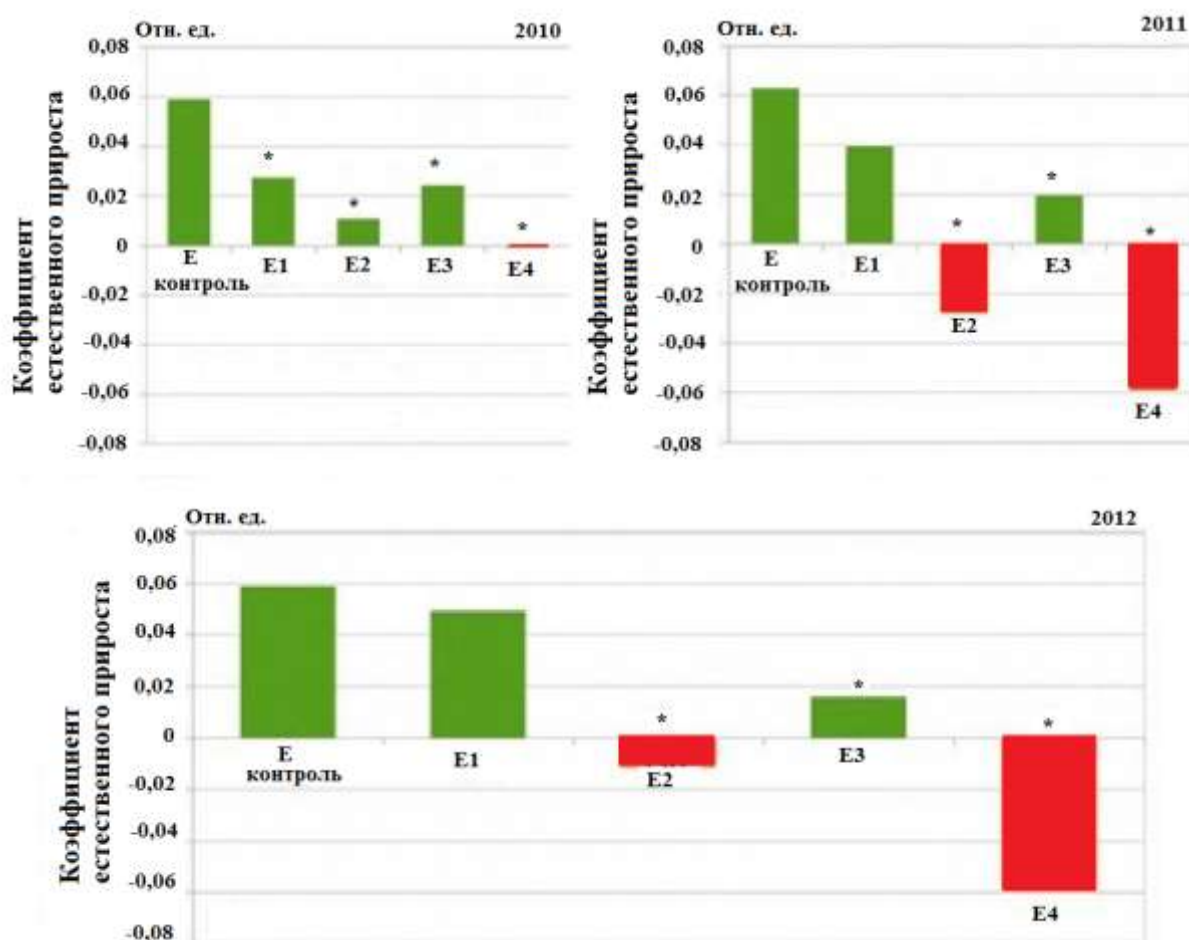


Рис. 52. Коэффициент естественного прироста (КЕП) популяций *P. corneus* под влиянием воды из зон р. Елыкова в разные годы исследования (2010-2012). Условные обозначения как на рисунке 37

Для выживания популяции улиток также подходит зона Е1. Особенностью КЕП является то, что появляется возможность сравнения между собой группы показателей разных тест-объектов. Для дафний за всё время исследования условия зоны Е1 характеризовались по показателю КЕП как угнетающие. В случае с показателем КЕП популяции катушек роговых в воде зоны Е1 были на уровне контроля (2011-2012 гг.).

Подводя итог, можно сказать, что для популяций *P. caudatum* в воде р. Елыкова условия были неблагоприятные. Более варибельным можно было бы назвать поведение популяций остальных тест-объектов. В стабильной зоне Е1 и зоне после участка депонирования Е3 существование популяций как дафний, так и катушек роговых возможно. Показана возможность формирования адаптаций к описанным условиям. Но, принимая во внимание комплекс прочих экологических факторов, можно сказать, что минимальное ухудшение условий приведёт к быстрой гибели организмов. В зонах Е2 и Е4 существование данных организмов невозможно, вследствие высокого уровня техногенного загрязнения.

ГЛАВА 5. ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ КАЧЕСТВА ВОД РЕК ТУРЫ И ЕЛЫКОВО

Для оценки экологического состояния рек Тюменской области необходимо учитывать преобладающие виды техногенного загрязнения в каждом конкретном регионе. Знание не только вида токсиканта, но и происхождения, способа попадания в естественные воды, механизма действия на организмы, помогает более детально и эффективно разработать методы ликвидации и профилактики загрязнения.

На территории ХМАО и ЯНАО в большей степени играет роль загрязнение от нефтегазового комплекса. На территории юга области большее значение имеют предприятия лёгкой и пищевой промышленности, машиностроения, производства строительных материалов и инфраструктуры городов [277].

Площадь бассейна реки Оби около 3 000 000 квадратных километров. Таким образом, состав воды в реках может формироваться с учётом влияния как условий различных климатических зон, так и множества видов техногенных поллютантов. В данном исследовании, установлено, что реки были подвержены загрязнениям, различающимся по механизму возникновения. Это позволяет оценить опасность каждого из них. Понимание особенностей и отличий позволит наиболее правильно сформировать методы повышения качества воды в реках [278, 279].

Сравнение содержания химических веществ и параметров в речной воде показывает, что уровень загрязнённости в реке Елыкова выше (табл. 15). Объём водотока Елыкова меньше, что говорит о неравенстве при сравнении водотоков. Для комплексной экологической оценки большее значение имеет реакция живых организмов на уровень загрязнённости. Это позволит оценить не только возможность использования человеком, но также и устойчивость экосистемы.

Таблица 15

Минимальные и максимальные значения концентрации веществ в исследованных пробах воды рек Тура и Елыкова (2009-2012 гг.)

Исследуемые водотоки	pH	Fe ^{2+/3+}	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ⁻	F ⁻	Cl ⁻	ПАВ	фен ол	НП
р. Тура	7-7,5	1-1,3	0,5	1-2	0-0,01	0,2	0,1-0,2	15,0-24,85	0,05	1,2-2	0,02
р. Елыково	7	0,5-1	0-0,5	1	0,01-0,02	0,2	0-0,2	17,75-21,1	0,5-1	2-3	2-2,5

Условные обозначения: **жирным шрифтом** выделены превышения ПДК.

В пробах воды обеих рек отмечено превышение ПДК. По веществам «токсикологической» категории в р. Елыкова кратность ПДК выше. Для остальных показателей отмечается стабильность (в период забора проб).

При планировании эксперимента, зоны сбора проб были выбраны таким образом, чтобы была возможность сравнить с зонами, на которые нет влияния исследуемого участка реки – Е1 и Т1. Сравнение водотоков следует начинать именно с этих участков.

Уровень плотности культуры инфузорий во все годы исследований в воде р. Туры выше, чем в Елыкова, что указывает на более благоприятные условия. О том, что вода из р. Туры менее токсична, чем из р. Елыкова говорят и прочие исследованные показатели инфузорий, за исключением двигательной активности. Двигательная активность инфузорий не отличается при сравнении проб воды из обеих рек.

Реки достоверно различаются в остром эксперименте по показателю выживаемости дафний. Вода в пробах воды из реки Елыкова более токсична пока показателям дафний, чем воды из реки Туры. Это подтверждается и выживаемостью в хроническом эксперименте, и показателем плодовитости. В динамике 4-х летнего исследования выделяется 2012 год для реки Туры. В

хроническом варианте для выживаемости и реальной плодовитости дафний в 2012 г. вода из реки Елыкова проявляет меньшую токсичность, при сравнении с показателями в воде из реки Туры.

Выживаемость катушек роговых, двигательная активность и плодовитость на одном уровне в обеих реках. В воде р. Туры по активности питания и увеличению массы тел моллюсков ситуация благоприятнее, чем в Елыкова. Уровень каротиноидов в тканях катушек роговых в Елыкова в 4 раза выше, чем в Туре.

Можно заключить, что на момент попадания потока речной воды в зону исследования она уже загрязнена. Это отражается как на химических, так и на биологических показателях. Имеется разница, возрастающая с увеличением концентрации токсикантов в воде. При этом, токсичность воды р. Елыкова выше, чем в р. Туре.

Ряд авторов предлагает собственные варианты сравнения качества вод, а также экологического состояния водотоков [19, 278, 279]. В данном исследовании, в качестве интегральных характеристик ранее были рассмотрены КЕП и факторный анализ.

Коэффициент естественного прироста для всех трёх видов организмов показал ухудшение ситуации на обеих реках к 2012 году. Также для всех вариантов показана «очаговость» загрязнения. Под «очаговостью» в данном случае подразумевается наличие участка, в котором на фоне общей загрязнённости, наблюдается больший токсический эффект. Для исследуемых случаев обозначалась «осаждающая» роль данных участков, поскольку в них выше активность деградации сложных соединений, а также депонирования отдельных элементов. Кроме того, для обеих рек характерно насыщение и превышение «осаждающей» способности данных участков [15].

Различия проявились в степени выраженности реакции организмов. Так в воде из реки Туры инфузории испытывали большую стимуляцию, что отразилось на большей величине показателя КЕП. Зоны наибольшего угнетения

по КЕП инфузорий для обеих рек совпали (-0,45) с границами непосредственного влияния источников загрязнения. Для дафний в р. Елыкова КЕП снижался в зонах Е2 и Е4 ниже нуля (-0,1), чего не произошло ни в одной из зон реки Туры. В сумме это указывает на то, что загрязнение в р. Елыкова сильнее, чем в р. Туре.

Вторая система сравнения представлена в виде анализа факторов (табл. 16). Как для реки Туры, так и для Елыкова первый группирующий фактор связывает наиболее токсичные соединения и специфические к ним ответные реакции. Для реки Туры Factor 1 связывает 12 показателей тест-объектов и 6 химических параметров. Для реки Елыкова объединены 8 показателей тест-объектов и 8 химических параметров.

Между реками обнаруживаются совпадения как по химическим параметрам, так и по биологическим. Так Factor 1 для обеих рек объединяет фториды, хлориды, нефтепродукты и фенолы, а также плотность колоний и хемотаксис инфузорий, выживаемость дафний, двигательную активность катушек роговых. Очевидно, что динамика этих химических параметров для обеих рек играет важную роль при формировании ответных реакций у организмов.

Фториды и хлориды — основные гидрохимические параметры, кроме того, их концентрация в исследуемой воде мала. Это указывает на то, что эта группа веществ проявляет себя как лимитирующая. На это указывает высокая положительная взаимосвязь. Нефтепродукты и фенолы — вещества высокомолекулярные — оказывают угнетающее влияние и обнаруживаются в избытке.

Имеется и специфика у каждой реки по группировке в Factor 1. Так выявлено, что изменение в воде реки Туры концентраций железа и аммонийного катиона являются значимыми для ответных реакций гидробионтов. В то же время в р. Елыкова подобного не отмечается. Выявленная особенность сопровождается отклоняющимися реакциями

двигательной активности инфузорий, плодовитости дафний, выживаемости и увеличения массы катушек. Это может быть, как следствием специфической реакции на конкретный токсикант, так и реакцией на рост общего уровня загрязненности.

Таблица 16

Сила влияния гидрохимических параметров на показатели жизнедеятельности тест-объектов в пробах воды из рек Елыкова и Туры

Исследуемые водотоки	Река Тура		Река Елыково	
Группирующие факторы	Factor 1	Factor 2	Factor 1	Factor 2
pH	-	-	-0,77	0,59
Fe ^{2+/3+}	0,85	0,48	0,03	0,86
NH ₄ ⁺	0,93	-0,11	0,47	-0,64
NO ₃ ⁻	0,31	0,59	0,93	0,23
NO ₂ ⁻	0,59	-0,65	0,93	0,23
PO ₄ ³⁻	-0,03	0,92	0,93	0,23
F ⁻	0,97	0,08	0,93	0,23
Cl ⁻	0,76	0,54	0,74	0,40
ПАВ	0,62	-0,64	0,49	0,40
Масла и нефтепродукты	0,72	0,08	0,93	0,23
Фенолы	0,71	0,46	0,93	0,13
Плотность культуры <i>P. caudatum</i> 1 д.	0,92	0,005	-0,95	-0,003
Плотность культуры <i>P. caudatum</i> 9 д.	0,42	0,75	-0,86	0,07
Фагоцитарная активность <i>P. caudatum</i> 1 д.	-0,31	0,34	-0,78	0,40
Хемотаксис <i>P. caudatum</i> 1 д.	-0,94	-0,23	0,22	0,44
Хемотаксис <i>P. caudatum</i> 9 д.	-0,98	-0,19	-0,86	0,35
Двигательная активность <i>P. caudatum</i> 1 д.	-0,40	0,14	0,08	-0,97
Двигательная активность <i>P. caudatum</i> 9 д.	-0,76	0,29	0,29	-0,73
Выживаемость <i>D. magna</i> 2 д.	-0,76	0,28	-0,63	-0,03
Выживаемость <i>D. magna</i> 10 д.	-0,85	0,38	-0,81	0,29
Плодовитость <i>D. magna</i>	-0,74	0,56	-0,50	-0,32
Двигательная активность <i>P. corneus</i> 2 д.	-0,85	-0,22	-0,99	0,10
Двигательная активность <i>P. corneus</i> 16 д.	-0,93	-0,15	-0,96	-0,23
Активность питания <i>P. corneus</i> 2 д.	0,41	0,37	0,23	-0,70
Активность питания <i>P. corneus</i> 16 д.	0,54	0,26	0,45	-0,83
Изменение массы тела <i>P. corneus</i>	-0,98	-0,13	-0,46	-0,82
Концентрация каротиноидов <i>P. corneus</i>	-0,66	0,27	-0,17	0,81
Плодовитость <i>P. corneus</i>	-0,95	-0,17	-0,90	0,06
Выживаемость <i>P. corneus</i> 16 д.	-0,71	0,60	-0,35	-0,36
Expl. Var	15,48	5,43	14,98	6,97
Prp. Totl	0,53	0,19	0,50	0,23

Условные обозначения: **Жирным шрифтом** выделена достоверно установленная корреляция.

Факторный анализ для реки Елыкова показывает специфичность при группировке Factor 1 для химических параметров: нитритов, нитратов, фосфатов и отклонение pH. Стоит также отметить более высокие значения коэффициентов для нефтепродуктов и фенолов. Вместе с химическими параметрами в Factor 1 для реки Елыкова входит фагоцитарная активность инфузорий и плодовитость улиток. Этого не отмечено для реки Туры. В ходе рассмотрения отдельных параметров заострялось внимание на значимости pH среды для ответных реакций инфузорий. Река Елыкова большую часть стока получает из болот, что и влияет на формирование pH [280]. Нитриты, нитраты и фосфаты — органогены и необходимы как для питания инфузорий, так и моллюсков на начальных этапах развития. Они также носят лимитирующий характер вследствие своей небольшой концентрации. Высокая положительная корреляция указывает на необходимость данных веществ. Однако увеличение их в воде может привести к увеличению токсичности вод.

По Factor 2 происходит группировка отдельных элементов и показателей. Так для реки Туры объединены фосфаты и плотность колонии инфузорий. Вероятно, это указывает на взаимосвязь между количеством органики, что сопровождается ростом количества микроорганизмов, а соответственно и скоростью роста колонии инфузорий.

Для реки Елыкова Factor 2 объединяет такой параметр как концентрация ионов железа и двигательная активность инфузорий, а также увеличение массы, активность питания и концентрация каротиноидов в мягких телах катушек роговых. Подобная зависимость может говорить о роли железа как токсиканта [280, 281]. С другой стороны, в ряду токсичности тяжёлых металлов железо находится на последних местах [280, 281]. Поэтому, стоит говорить о наличии комплексной загрязнённости, которое связано с динамикой концентрации железа в реке.

Из таблицы 16 можно отметить, что есть некоторые показатели, которые группируются вместе независимо от фактора. К первой группе можно отнести

фосфаты и плотность культуры инфузорий на 9 сутки. К второй группе относятся: концентрация катионов железа, двигательная активность инфузорий на 9 сутки, а также увеличение массы катушки роговой. Между этими показателями предполагается наиболее сильная прямая или опосредованная зависимость. Используя результаты факторного анализа (таблица 16) и коррелятивные взаимосвязи, в программе STATISTICA была построена дендрограмма для исследованных веществ, которая отображает сходство исследованных веществ в составе речной воды по силе их воздействия на организмы гидробионтов (рис. 53). Из рисунка 53 видно, что распределение параметров происходит не по общепринятой классификации веществ на гидрохимические, органогены и токсикологические [206]. Очевидно, что особо выделяется токсическая группа техногенного происхождения (рис. 53).

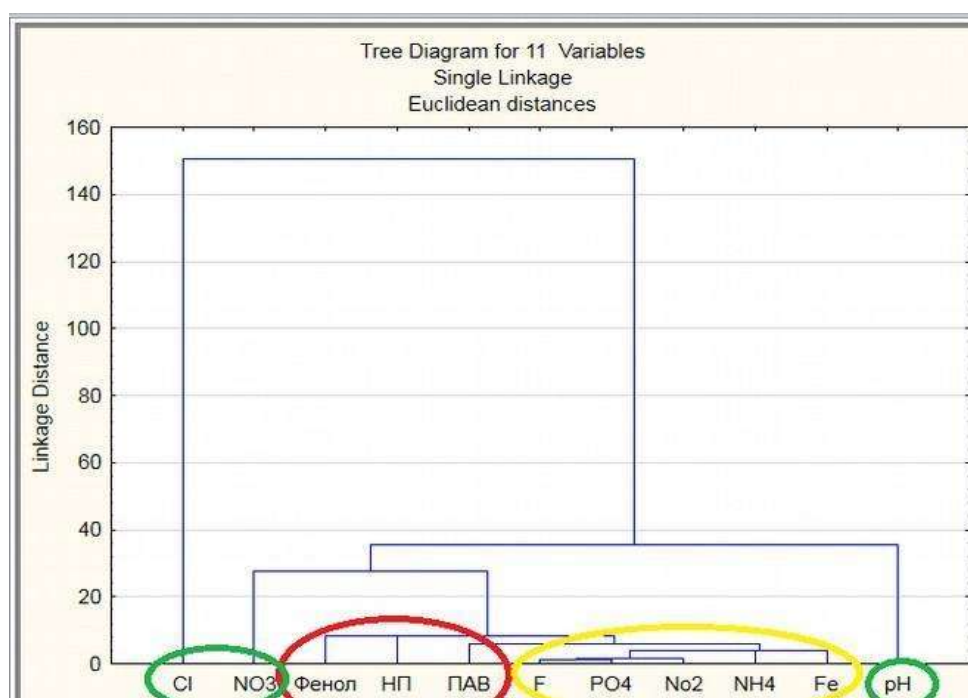


Рис. 53. Сходство значимости гидрохимических параметров для формирования ответных реакций тест-объектов

Как отмечено выше, эти вещества (фенолы, нефтепродукты, ПАВ) составляют основную часть загрязненности воды и являются причиной

деструкции сообществ организмов. Отмечена высокая сила связи между группой веществ (фтор, фосфаты, нитриты, аммоний, железо) и ответными реакциями организмов.

Причиной такой связи является использование этих веществ для метаболизма, поступление в организм которых важно при формировании стрессовых условий среды, в т.ч. при техногенном прессе. Избыток или недостаток этих веществ, а также параметров третьей группы (хлориды, нитраты, рН) (рис. 53) могут косвенно повлиять на формирование ответных реакций и снизить возможность к выживанию организмов. Благодаря данному анализу (рис. 53) возможно показать, что значимость гидрохимических показателей не меньше, чем токсикологических при формировании неблагоприятных условий среды в речной воде.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Проблема загрязненности поверхностных вод, в частности рек, была и остаётся чрезвычайно важной для городов в частности и государства в целом. Внимания требуют не только крупные водотоки, но также и мелкие реки, поскольку именно они участвуют в формировании стока крупных рек. В нашей работе показано, что вблизи нефтегазового комплекса малые реки подвержены загрязнению не только со сбросами, но также и со стоками из питающих болотных вод. Таким образом, формируется загрязнение, которое в дальнейшем при продвижении по руслу реки и с течением лет только усиливается. Это подчёркивается в нашей работе на примере реки Елыкова, качество воды в которой оценивалось в течение 4-х лет исследования с 2009 по 2012 гг. В конечном итоге это приводит к ухудшению качества воды в более крупных водотоках. Так в реке Туре большая часть загрязненности формируется выше по течению от исследуемого отрезка реки.

При анализе загрязняющих веществ выявлено, что комплекс загрязнения состоит из большого числа веществ разной степени токсичности. Для рек Тура и Елыкова наиболее токсичными оказались такие группы веществ, как ПАВ, фенолы и нефтепродукты. В нашей работе на примере реакций инфузорий показано, что влияние оказывали как сложные комплексы веществ, так и продукты их преобразования и распада. Кроме влияния веществ, ПДК которых превышено, в воде выявлены и другие вещества, оказывающие влияние и участвующие в повышении общего уровня токсичности вод.

Действие даже одной группы веществ может быть неоднозначным (нефтепродукты), а влияние общей токсичности может и вовсе привести к изменению структуры-мишени. Загрязнение водной среды формирует стрессовые условия для гидробионтов, что выражается в формировании сложных ответных реакций. В данной работе показано, что на начальных этапах формируется неспецифический ответ. Так у инфузорий и моллюсков

активизируются этологические реакции, направленные на поиск более благоприятных условий или поиск пищевых ресурсов. В случае низкой эффективности подобных реакций, решающее значение приобретают физиологические и биохимические реакции. Нами было показано, что в случае хронического воздействия снижается уровень этологических реакций (двигательная активность), а физиологические реакции (увеличение массы, плодовитость), в частности активность антиоксидантной системы приобретают большую значимость. От эффективности процессов специфического ответа на негативное влияние среды зависит выживаемость каждого организма в частности и популяции в целом. Это раскрыто в исследовании организмов на популяционном уровне с применением корреляционного анализа и КЕП. Установлено, что качество исследуемых вод неблагоприятно для жизни исследуемых гидробионтов.

На ответных реакциях катушек роговых, дафний и инфузорий показано, что нефтепродукты и ПАВ относятся к веществам общего токсического действия и не имеют конкретных структур-мишеней. Установлена корреляция двигательной активности инфузорий и уровня фенолов в воде. Концентрации тяжёлых металлов напрямую влияют на уровень активности антиоксидантной системы (каротиноиды), что является специфическим ответом на стресс. Немаловажным фактором является уровень pH в воде. Установлена зависимость инфузорий по отношению к данному показателю, а также отмечено, что остальные группы токсикантов переходят в разряд веществ общего токсического действия, т. е. без воздействия на конкретные структуры мишени.

С исследовательской точки зрения каждый использованный тест-объект представлял уникальную систему по оценке загрязнённости. Инфузории в наиболее короткие сроки позволили оценить общий уровень загрязнённости. Кроме того, показали качественный ответ на концентрации фенолов. Большим недостатком оказалось снижение чувствительности в случае отклонения pH в

кислую сторону. Этого недостатка не наблюдалось в случае с дафниями. При этом, установлена высокая степень чувствительности дафний к нефтепродуктам. Улитки в данном случае оказались наиболее устойчивым объектом к загрязнению. Несмотря на это, именно в тестах с этими гидробионтами стало возможным исследование активности антиоксидантной системы организма.

Данная работа направлена на использование комплексного подхода к оценке качества воды. Химический анализ позволяет оценить уровень загрязненности. Характеристика ответных реакций гидробионтов позволяет выявить как общую степень токсичности вод, так и предположить осложнения здоровья у населения использующего эту воду. Интегративные и популяционные характеристики позволяют спрогнозировать поведение экосистемы в целом.

Для рек Туры и Елыкова установлено ухудшение качества вод за годы исследования. При этом, загрязнение распределено не равномерно по всему руслу реки, а мозаично. Стоит отметить, что даже в более благоприятных зонах качество воды нами расценено как «грязная». Таким образом, имеются зоны, где содержание веществ и уровень токсичности вод выше (Т2, Т3, Е2, Е4), а также зоны более благоприятные (Т1, Т4, Т5, Е1, Е3). На неравномерность распределения загрязненности влияет близость источника загрязнения, меандрирование рек, наличие изменений рельефа дна и т. п.

В нашей работе показано, что меандрирование и повышение рельефа дна являются элементами, способствующими самоочищению рек. Для реки Туры такой зоной является Т3, установлено снижение токсичности вод для зоны Т4. Для реки Елыкова депонирующей зоной установлен промежуток Е2-Е3, что отражается в улучшении качества вод зоны Е3. Очевидно, что нарушение данных зон может привести к увеличению уровня токсичности вод. Установлено, что группа ПАВ слабо удерживается такими зонами.

Исходя из вышесказанного, можно использовать способ комбинирования

трёх тест-объектов *Paramecium caudatum*, *Daphnia magna*, *Planorbis corneus* как единой эффективной системы в оценке качества вод. Выбор тест-объекта следует производить из предполагаемого уровня загрязнённости и степени детальности исследования. Кроме того, для проведения восстановительных и очистных работ рекомендуется использование депонирующих участков с целью восстановления их «осадительной ёмкости». Таким образом, будет стимулироваться самоочищение речных систем, как наиболее экологичный способ восстановления естественного состояния водотока.

ВЫВОДЫ

1. Изменение показателей жизнедеятельности инфузорий (*Paramecium caudatum*), дафний (*Daphnia magna*), катушек (*Planorbis corneus*) и гидрохимических параметров в вышележащих по течению зонах «пос. Док» (Т1) и «Река 0» (Е1) свидетельствует о поступлении загрязняющих веществ с территорий, расположенных выше по течению.
2. Максимальное загрязнение выявлено для зон импактной группы: «мост Челюскинцев» (Т2), «Залымский пережат» (Т3), «До обмеления» (Е2), «После обмеления» (Е4). Вода в этих зонах за 4-х летний период исследования (2009-2012) перешла из категорий «грязная 4Б и В» (по УКИЗВ) в категории «грязная 4Г» и «экстремально грязная 5». Среди загрязнителей тестируемых вод наиболее высокие концентрации имеют фенолы и нефтепродукты.
3. Меандрирование рек и неоднородность рельефа дна приводят к увеличению концентраций загрязнителей в прилежащих зонах («Залымский пережат» (Т3) и «До обмеления» (Е2)), а также улучшению качества воды в зонах ниже по течению («с. Каскара» (Т4), «После обмеления» (Е3)), что вносит вклад в самоочищение рек Тура и Елыкова.
4. Наибольшее влияние на формирование ответных реакций инфузорий (*Paramecium caudatum*), дафний (*Daphnia magna*), моллюсков (*Planorbis corneus*) в воде из рек Елыкова и Туры оказывает группа органоенов и микроэлементов ($\text{Fe}^{2+/3+}$, F^- , NO_2^- , PO_4^- , NH_4^+). Меньшее влияние оказывает группа токсических веществ (нефтепродукты, фенолы).
5. Использование коэффициента естественного прироста (КЕП) позволяет напрямую оценивать состояние лабораторных популяций в условиях загрязненности. На основе КЕП и анализа других показателей, тест-объекты распределяются по уменьшению чувствительности в

следующем ряду: *Paramecium caudatum* – *Daphnia magna* – *Planorbis corneus*.

6. Выявлена чувствительность к большому спектру веществ, в частности ПАВ, Cl^- , PO_4^{3-} , для этологических показателей (хемотаксис, активность питания, двигательная активность) модельных гидробионтов, по сравнению с физиологическими показателями тест-объектов.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Чернявский, С. И. Россия и современная гидрополитика / С. И. Чернявский // Вестник МГИМО-Университета. – 2011. – № 2. – С. 25–30.
2. Раковская, Э. М. Физическая география России : учеб. для вузов / Э. М. Раковская, М. И. Давыдова. – М. : ВЛАДОС, 2001. – Ч. 1, 2. – 288 с.
3. Романова, И. М. Антропогенные изменения качества вод р. Туры / И. М. Романова // Безопасность жизнедеятельности в Сибири и на крайнем севере : тез. докл. 2-ой междунар. науч.-практ. конф. – Тюмень, 1997. – Ч. 1. – С. 69.
4. Добежина, Н. Л. Трансграничные проблемы использования и охраны водных ресурсов Тюменской области / Н. Л. Добежина // Окружающая среда : тез. докл. науч.-практ. конф. – 2000. – Ч. 2. – С. 44–46.
5. Черемных, Л. П. Сравнительная оценка методов в комплексном исследовании экологического состояния малых рек : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Лариса Петровна Черемных. – М., 2004. – 16 с.
6. Фишер, Н. К. Особенности загрязнения подземных вод нефтепродуктами в период обильных осадков / Н. К. Фишер, В. В. Кулаков // Чтения памяти Владимира Яковлевича Леванидова. – 2014. – № 6. – С. 719–722.
7. Лаврентьев, И. Е. Влияние пестицидов и металлов переменной валентности на выраженность окислительного стресса у животных / И. Е. Лаврентьев, Т. Н. Мишина // Бюллетень медицинских Интернет-конференций. – 2012. – № 11. – С. 845.
8. Каниева, Н. А. Влияние каспийской нефти на системную организацию сыворотки крови рыб / Н. А. Каниева // Вестник Астраханского

- государственного технического университета. Сер. Рыбное хозяйство. – 2011. – № 2. – С. 88–92.
9. Нохрин, Д. Ю. Химический состав и качество воды Шершнёвского водохранилища в 2001–2009 годах / Д. Ю. Нохрин, Ю. Г. Грибовский, Н. А. Давыдова, Н. Ю. Арсентьева // Вестник Челябинского государственного университета. – 2010. – № 8. – С. 67–71.
10. Шелехова, Т. С. Геохимические особенности и состав диатомовых комплексов донных осадков р. Шуи (республика Карелия) / Т. С. Шелехова, Н. В. Крутских // Труды Карельского научного центра РАН. – 2013. – № 6. – С. 76–90.
11. Савичев, О. Г. Влияние болот на гидрохимический сток в бассейне Средней Оби (в пределах Томской области) / О. Г. Савичев // Известия ТПУ. - 2005. - №3. - С.47-50.
12. Михайлова, Л. В. Морфологические, молекулярные и генетические биомаркеры нефтяного загрязнения пресноводных водоемов / Л. В. Михайлова, Г. Е. Рыбина, Г. А. Петухова, Е. А. Соколовская, Е. А. Исаченко-Боме // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : сб. тез. докл. междунар. конф. – СПб., 2011. – С. 113.
13. Горгуленко, В. В. Оценка качества донных отложений реки Аба методами биоиндикации и биотестирования / В. В. Горгуленко, В. В. Кириллов, Г. В. Ким, М. И. Ковешников // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. – 2011. – № 2–2. – С. 65–71.
14. Беднаржевский, С. С. Моделирование взаимосвязи данных биотестирования и аналитического контроля в технологиях системного экологического анализа водных объектов в районах нефтедобычи / С. С. Беднаржевский, Е. С. Захариков, Д. И. Кузнецов, Р. Т. Мамедов, Н. С. Пушкарев, Н. Г. Шевченко // Вестник новых медицинских технологий. – 2009. – № 3. – С. 121–122.
15. Лапина, Е. Е. Геохимический аспект воздействия болот на состав

- воды малых рек. / Е. Е. Лапина // Экосистемы малых рек : биоразнообразие, биология, охрана : тез. докл. всерос. конф. (16-19 ноября 2004 г.). – Борок, 2004. – С. 52.
16. Хорошавин, В. Ю. Техногенная трансформация гидрологического режима и качества вод малых рек в пределах нефтегазовых месторождений бассейна Пура : автореф. дис. ... канд биол. наук : 25.00.36 / Хорошавин Виталий Юрьевич. – Тюмень, 2005. – 16 с.
17. Могирев, А. М. Имитационное моделирование распространения загрязнений в реках. / А. М. Могирев, Л. А. Бахвалов // Научный вестник Московского Государственного горного университета. – 2010. – № 5. – С. 41–46.
18. Перминова, И. В. Детоксикация тяжелых металлов, полиароматических углеводородов и пестицидов гумусовыми веществами в водах и почвах / И. В. Перминова, Н. Н. Данченко // Вода : экология и технология : материалы междунар. конгр. – 1994. – С. 1136–1143.
19. Артёменко, С. В. Исследование чувствительности показателей дафнии (*Daphnia magna*) на воды рек Обского бассейна с различной степенью антропогенной нагрузки / С. В. Артёменко, Г. А. Петухова // Современные проблемы науки и образования. – 2013. – № 6. – С. 718–723.
20. Еськов, Е. К. Естественная биологическая очистка стока малой реки / Е. К. Еськов, М. А. Розенберг // Известия Оренбургского государственного аграрного университета. – 2010. – № 28–1. – С. 242–243.
21. Глухов, В. В. Экономические основы экологии / В. В. Глухов, Т. П. Некрасова. – 3-е изд. – СПб. : Питер, 2003. – 384 с.
22. Stream hydrology : an introduction for ecologists / Nancy D. Gordon, Thomas A. McMahon, Brian L. Finlayson, Christopher J. Gippel, Rory J.

Nathan. – England : John Wiley & Sons Ltd., 2008. – 444 p.

23. Синев, А. Н. Моделирование геометрии прирусловых баров в меандрирующих реках / А. Н. Синев, Д. А. Притыкин // Вестник Нижегородского университета им. Н. И. Лобачевского. – 2011. – № 4–2. – С. 525–526.
24. Методика гидрографического районирования территории Российской Федерации // Бюллетень нормативных актов федеральных округов исполнительной власти. – 2007. – 9 июл. (№ 28). – С. 8.
25. ГОСТ 17.1.1.02–77. Охрана природы. Гидросфера. Классификация водных объектов. – М. : Издательство стандартов, 2000. – 13 с.
26. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2009 году». – М. : НИА-Природа, 2010. – 288 с.
27. Министерство природных ресурсов и экологии Российской Федерации [Электронный ресурс] : официальный сайт. – Режим доступа : <http://www.mnr.gov.ru/maps/?region=72>. – (Дата обращения : 29.03.2015 г.).
28. Vannote, R. L. The river continuum concept / R. L. Vannote, G. W. Minshall, K. W. Cummins // CanJ. Fish. Aquat. Sci. – 1980. – V. 37, № 1. – P. 130–137.
29. Pringle, C. M. Patch dynamics in lotic systems : the stream as a mosaic / C. M. Pringle, R. J. Naiman, G. Bretschko, J. R. Karr, M. W. Oswood, J. N. Webster, R. L. Welcomme, M. J. Winterbourn. // J. N. Am. Benthol. soc. – 1988. – V. 7(4). – P. 503–524.
30. Крылов, А. В. Экотоны малых рек и их буферная роль / А. В. Крылов // Экологические проблемы бассейнов крупных рек : тез. междунар. конф. – Тольятти, 1993. – С. 24–25.
31. Тарасов, В. И. Гидросфера : учеб. пособие / В. И. Тарасов. – Л. :

Наука, 2004. – 180 с.

32. Родина, А. О. Обоснование расчетных показателей качества поверхностных вод при выборе водоочистных технологий с применением теории риска : автореф. дис. ... канд. техн. наук : 05.23.04 / Алла Олеговна Родина. – Вологда, 2005. – 16 с.
33. Фролова, Г. И. Фитопланктон малых рек Ярославской области : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18 / Фролова Галина Ивановна. – Москва, 2004. – 28 с.
34. Никитина, С. М. Реакция гидробионтов разного таксономического уровня на изменение химизма среды / С. М. Никитина, Г. В. Шеламкова // К 40-летию Калининградского отделения Гидробиологического общества РАН : сб. науч. тр. – Калининград, 2005. – С. 102–115.
35. Крылов, А. В. Влияние антропогенной нагрузки на качество воды и состояние сообществ планктонных организмов малой реки (р. Сестра, Московская обл.) / А. В. Крылов, С. В. Моржухина, А. В. Романенко // Биология внутренних вод. – 2003. – № 1. – С. 58–65.
36. Коронкевич, Н. И. Россия на водохозяйственной карте мира / Н. И. Коронкевич, Е. А. Барабанова, Т. С. Бибикова, И. С. Зайцева // Известия Российской академии наук. Сер. Географическая. – 2014. – № 1. – С. 7–18.
37. Чайко, А. А. Загрязнение фосфатами вод реки Сусуя на юге Сахалина / А. А. Чайко // Вестник Балтийского Федерального университета им. И. Канта. – 2009. – № 1. – С. 104–107.
38. Вандыш, О. И. Долговременные изменения зоопланктонных сообществ озера Имандра в условиях разноуровневого загрязнения стоками горнорудного производства / О. И. Вандыш, Н. А. Кашулин, А. А. Черепанов // Вестник Кольского научного центра РАН. – 2014. – № 2. – С. 122–129.

39. Рыбаков, Ю. С. Применение геотехнологических методов для защиты водных объектов от загрязнения стоком с техногенных образований / Ю. С. Рыбаков // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 1999. – № 2. – С. 55–60.
40. Яковлева, А. Э. Отходы как источник формирования неблагоприятной экологической обстановки в Тюменской области / А. Э. Яковлева // Вестник ТюмГУ. – 2009. – № 3. – С. 72–76.
41. Загрязнение подземных вод Архангельской области [Электронный ресурс] // Государственный мониторинг состояния недр. Региональный центр ГМСН по Северо-Западному Федеральному округу : официальный сайт. – Режим доступа : <http://sevzapnedra.nw.ru/GMCN/SF/Archangelskaja/ARX35.htm>. – (Дата обращения : 03.12.2015 г.).
42. Елчуева, Э. С. Тепловое загрязнение рек. Проблемы и пути решения / Э. С. Елчуева, Л. А. Герасимова // Актуальные проблемы авиации и космонавтики. – 2012. – Т. 1, № 8. – С. 221.
43. Бакланов, М. А. Фауна и особенности рыб малых рек урбанизированных территорий Прикамья : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.15 / Бакланов Михаил Алексеевич. – Пермь, 2002. – 16 с.
44. Golding, C. J. Characterization of polycyclic aromatic hydrocarbon bioavailability in estuarine sediments using thin-film extraction / C. J. Golding, F. A. Gobas, G. F. Birch // Environmental Toxicology and Chemistry. – 2007. – V. 26, No. 5. – P. 829–836.
45. Фишер, Н. К. Микробиологическая индикация загрязнения реки Амур ароматическими углеводородами : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Фишер Наталья Константиновна. – Хабаровск, 2010. – 16 с.
46. Кондратьева, Л. М. Загрязнение р. Амур полиароматическими

- углеводородами / Л. М. Кондратьева, Н. К. Фишер, О. Ю. Стукова, Г. Ф. Золотухина // Вестник Дальневосточного отделения Российской академии наук. – 2007. – № 4. – С. 17–26.
47. Яценко, И. Г. Геоинформационные технологии для анализа нефтяных загрязнений рек / И. Г. Яценко, М. Н. Алексеева, Л. И. Сваровская // Интерэкспо Гео-Сибирь. – 2014. – Т. 7. – С. 38–43.
48. Уварова, В. И. Характеристика качества поверхностных и грунтовых вод на территории природного парка «Кондинские озера» / В. И. Уварова // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. – 2009. – № 9. – С. 203–212.
49. Даувальтер, В. А. Оценка баланса тяжелых металлов (Ni и Cu) на водосборе субарктического озера (на примере Чунозера) / В. А. Даувальтер, Н. А. Кашулин, С. С. Сандимиров, Н. Е. Раткин // Вестник Московского государственного технического университета. – 2009. – Т. 12, № 3. – С. 507–515.
50. Моисеенко, Т. И. Водная экотоксикология : теоретические и прикладные аспекты / Т. И. Моисеенко. – М. : Наука, 2009. – 400 с.
51. Яковлев, В. А. Воздействие тяжелых металлов на пресноводный зообентос: 2. Последствия для сообществ / В. А. Яковлев // Экологическая химия. – 2002. – Т. 11, № 2. – С. 117–132.
52. Христофорова, Н. К. Тяжелые металлы в донных осадках залива Восток (Японское море) / Н. К. Христофорова, Ю. А. Наумов, И. С. Арзамасцев // Известия Тихоокеанского научно-исследовательского рыбохозяйственного центра. – 2004. – Т. 136. – С. 278–289.
53. Ковековдова, Л. Т. Микроэлементы в морских промысловых объектах Дальнего Востока России : автореф. дис. ... док. биол. наук : 03.02.08 / Ковековдова Лидия Тихоновна. – Владивосток, 2011. – 39 с.
54. Голубева, Е. М. Экосистемный подход к оценке загрязнения реки

- Амур токсичными элементами : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Голубева Евгения Михайловна. – Хабаровск, 2012. – 16 с.
55. Шеламкова, Г. В. Реакция *Paramecium caudatum* Ehrbg., *Hydra oligactis* Palls., *Plumatella fungosa* P. на сульфосоли натрия, тетрааквапрамолибдат аммония и их сочетания : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Шеламкова Галина Васильевна. – Калининград, 2006. – 16 с.
56. Дабахов, М. В. Экотоксикология и проблемы нормирования : монография / М. В. Дабахов, Е. В. Дабахова, В. И. Титова ; Нижегородская гос. с.-х. академия. – Нижний Новгород : ВВАГС, 2005. – 165 с.
57. Ваганова, Е. С. Оценка самоочищения водных экосистем от тяжелых металлов (на примере малых рек Ульяновской области) / Е. С. Ваганова, О. А. Давыдова // Известия Самарского научного центра РАН. - 2011. - №5-2. - С. 147-150.
58. Niedzielski, P. Environmental impact of flooding: studies of ‘self-cleaning’ of river ecosystem during consecutive flood events. / P. Niedzielski, K. Skolasińska, L. Kozak, P. Kowalewski, W. Wachowiak // Journal of Flood Risk Management. – 2015. – №1. - С. 1-11.
59. Mbuligwe, S.E. Pollution and self-cleansing of an urban river in a developing country: a case study in Dar es Salaam, Tanzania. / S.E. Mbuligwe, M.E. Kaseva // Environ Manage. – 2005. - №36(2). – С. 328-342.
60. Дрейман, Н.А. Самоочищение малых рек центральной Сибири / Н.А. Дрейман, О.В. Тасейко, Т.П. Спицина // Актуальные проблемы авиации и космонавтики. - 2013. - №9. - С. 271-272.
61. Торгашкова, О. Н. Оценка самоочищения реки Волги в окрестностях города Саратова / О.Н. Торгашкова, Е.С. Левина, С.Г. Гахраманов // Изв. Сарат. ун-та Нов. сер. Сер. Химия. Биология. Экология. - 2015. -

№1. - С. 102-105.

62. Чеснокова, С. М. Оценка уровня загрязнения анионными поверхностно-активными веществами экосистем реки Содышка и их влияния на физико-химические и биохимические процессы самоочищения / С.М. Чеснокова, А. С. Злышко, О.В. Савельев, А.В. Малыгин // Известия Самарского научного центра РАН. - 2012. - №1-9. - С.2381-2383.
63. Еськов, Е. К. Естественная биологическая очистка стока малой реки / Е. К. Еськов, М. А. Розенберг // Известия ОГАУ. - 2010. - №28-1. - С.242-243.
64. Исаев, А. В. Рельеф как основополагающий фактор в формировании пойменных почв / А. В. Исаев, К. К. Захаров, Г. А. Богданов, А. А. Теплых // Актуальные проблемы лесного комплекса. - 2005. - №10. - С.96-100.
65. Католикова, Н. И. Морфометрические закономерности развития излучин на Нижней Кубани / Н. И. Католикова // Вестник государственного университета морского и речного флота им. адмирала С.О. Макарова. - 2010. - №2 (6). - С.144а-152.
66. Кривцов, В. А. Особенности строения и развития Окской поймы в пределах Рязанской области / В.А. Кривцов, И. М. Новикова // Вестник Рязанского государственного университета им. С.А. Есенина. - 2012. - №4 (37). - С.110-131.
67. Кривцов, В. А. Особенности пространственной организации и формирования локальных морфологических комплексов в пределах поймы реки Оки на ее рязанском участке / А. В. Кривцов, А. Ю. Воробьёв // Вестник Рязанского государственного университета им. С.А. Есенина. - 2014. - №1 (42). - С.142-155.
68. Кривцов, В. А. Современные экзогенные рельефообразующие процессы на территории Рязанской области и их направленность / В.

- А. Кривцов, А. В. Водорезов // Вестник Рязанского государственного университета им. С.А. Есенина. - 2014. - №2 (43). - С.126-142.
69. Земцов, В. А. Русловые и пойменные процессы рек Сибири [Электронный ресурс] : учеб. пособие / В. А. Земцов, Д. А. Вершинин, А. О. Крутовский ; Томский гос. ун-т, Ин-т дистанц. образования. – Томск : Изд-во ТГУ, 2006. – 179 с.
70. Алекин, О.А. Основы гидрохимии / Отв. ред. С.В. Бруевич. - Л. : Гидрометеорол. изд-во, 1970. - 443 с.
71. Государственный доклад «О состоянии и использовании водных ресурсов Российской Федерации в 2012 году». – М. : НИА-Природа, 2013. – 370 с.
72. Соловьева Е. А., Мишуков Б. Г. Методика определения расчетных показателей расхода и состава сточных вод // Известия Петербургского университета путей сообщения. - 2015. - №3 (44) - С.194-200.
73. Капустин, В. Г. География Свердловской области [Электронный ресурс] : электрон. учеб. / В. Г. Капустин, И. Н. Корнев – Режим доступа : <http://geografia-sverd.ucoz.ru/index/vody/0-36>. – (Дата обращения : 29.03.2015 г.).
74. Исаченко-Боме, Е. А. Оценка современного состояния водных экосистем бассейна реки Туры по структуре макрозообентоса в условиях хронического антропогенного воздействия : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.18 / Исаченко-Боме Елена Анатольевна. – Борок, 2004. – 22 с.
75. Михайлова, Л. В. Накопление поллютантов рыбой из рек Тура и Пышма в пределах Тюменской области / Л. В. Михайлова, Н. С. Князева, Т. В. Захарова // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства. – 2004. – № 1. – С. 148–150.

76. Селюков, А. Г. Патоморфологические изменения некоторых органов рыб реки Туры на примере плотвы – *Rutilus rutilus lacustris* (Pallas). / А. Г. Селюков, М. Н. Вторушин, П. В. Исаков, А. В. Коев // Вестник Тюменского государственного университета. – 2003. – № 2. – С. 40–52.
77. Богуславская, Н. В. Накопление поллютантов рыбой из рек Тура и Пышма в пределах Тюменской области / Н. В. Богуславская // Экологическая безопасность в АПК : реферативный журнал. – 2008. – № 1. – С. 208.
78. Пинигина, Е. П. Качество вод реки Туры / Е. П. Пинигина // Окружающая среда : тез. докл. всерос. науч.-практ. конф. – 2000. – С. 137–138.
79. Доклад об экологической ситуации в Тюменской области в 2013 году [Электронный ресурс] – Режим доступа : http://admtyumen.ru/ogv_ru/about/ecology/eco_monitoring/environment.htm. – (Дата обращения : 29.03.2015 г.).
80. Гусейнов, А. Н. Экология города Тюмени : состояние, проблемы. / А. Н. Гусейнов. – Тюмень : Слово, 2001 – 176 с.
81. Михайлова, Л. В. Современное состояние экосистемы реки Туры и ранжирование качества воды и донных отложений по комплексной экологической классификации / Л. В. Михайлова // Водный форум : итоговые материалы. – Омск ; Ханты-Мансийск, 2006. – С. 30–35.
82. Еремина, Е. С. Антропогенные источники загрязнения поверхностных водных объектов в черте города Тюмени / Е. С. Еремина // Чистая вода : тез. докл. науч.-практ. конф. – Тюмень, 2006. – С. 8–9.
83. Тяжелые металлы в снежном покрове города Тюмени и его окрестностей // Общие вопросы химической технологии : реферативный журнал. – 2006. – № 2. – С. 8–19.

84. Иваненко А. С. Прогулки по Тюмени / А.С. Иваненко. – Тюмень: Слово, 2000 – 333 с.
85. Шахов, И. С. Состояние водных объектов на территории Свердловской области / И. С. Шахов, В. Я. Черняк // Чистая вода : тез. докл. 4-го науч.-практ. семинара. – 1999. – С. 43–44.
86. Поздина, Е. А. Разработка системы интегрированного управления водохозяйственной деятельностью в бассейне р. Туры / Е. А. Поздина, Н. Б. Прохорова, О. В. Бунькова, А. В. Паклина // Чистая вода : тез. докл. 4-го науч.-практ. семинара. – 1999. – С. 38–40.
87. Гилев, В. П. О мерах по улучшению экологической обстановки, связанной с производственной деятельностью / В. П. Гилев, В. В. Игонина // Окружающая среда : тез. докл. обл. науч.-практ. конф. – 1998. – С. 15–19.
88. Могутова, Л. М. Экологические проблемы г. Тюмени и их решение / Л. М. Могутова // Окружающая среда : тез. докл. – 2000. – Ч. 1. – С. 31–33.
89. Воронцова, Н. В. Использование комплекса физико-химических методов очистки воды из реки Туры / Н. В. Воронцова, Т. Г. Шиблева // Вестник Тюменского государственного университета. – 2003. – № 2. – С. 230–233.
90. Трапезников, А. В. Радиоэкологические исследования воды, донных и пойменных отложений рек Иртыш и Обь / А. В. Трапезников, А. В. Коржавин, В. Н. Николкин, В. Н. Трапезникова, В. И. Мигунов // Радиационная биология. Радиоэкология. – 2006. – Т. 46, № 5. – С. 590–595.
91. Николин, О. А. Тритий в водных экосистемах Уральского региона : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Николин Олег Анатольевич. – Екатеринбург, 2008. – 16 с.
92. Поиск по данным государственного водного реестра. Река Елыкова.

- [электронный ресурс]. – Режим доступа: <http://textual.ru/gvr/index.php?card=199099> – (Дата обращения: 3.02.2017).
93. Физико-географическое районирование Тюменской области / под ред. Н. А. Говоздецкого. – М. : Университет, 1973. – 248 с.
94. Бакулин, В. В. География Тюменской области : учеб. пособие / В. В. Бакулин, В. В. Козин. – Екатеринбург, 1996. – 235 с.
95. Булатов, В. И. Нефть и экология : научные приоритеты в изучении нефтегазового комплекса : аналит. обзор / В. И. Булатов. – Новосибирск : ГНТБ СО РАН, 2004. – Вып. 72. – 155 с.
96. Роснефть. Добыча по основным регионам деятельности в России [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://www.rosneft.ru/docs/report/2013/upstream/regions.html?print>. – (Дата обращения : 29.03.2015 г.).
97. Московченко, Д. В. Нефтяное загрязнение поверхностных вод на территории ХМАО-Югры / Д. В. Московченко, А. Г. Бабушкин // Экология и промышленность России. – 2014. – № 4. – С. 34–38.
98. Лезин, В. А. Водные ресурсы рек и озер Тюменской области / В. А. Лезин // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – № 12. – С. 62–69.
99. Хорошавин, В. Ю. Техногенная трансформация гидрологического режима и качества вод малых рек в пределах нефтегазовых месторождений бассейна Пура : автореф. дис. ... канд биол. наук : 25.00.36 / Хорошавин Виталий Юрьевич. – Тюмень, 2005. – 16 с.
100. Уварова, В. И. Современное состояние качества воды р. Оби в пределах Тюменской области / В. И. Уварова // Вестник экологии, лесоведения и ландшафтоведения. – Тюмень : ИПОС СО РАН, 2000. – Вып. 1. – С. 18–26.
101. Михайлова, Л. В. Современный гидрохимический режим и влияние

- загрязнений на водную экосистему и рыбное хозяйство Обского бассейна (обзор) / Л. В. Михайлова // Гидробиологический журнал. – 1991. – Т. 27, № 5. – С. 80–90.
102. Паничева, Л. П. Аккумуляция нефтепродуктов донными отложениями в фоновых водоемах Западной Сибири / Л. П. Паничева, Т. А. Кремлева, С. С. Волкова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2013. – № 12. – С. 204–211.
103. Lysenko G. Interactions: Food, agriculture and environment / G.Lysenko, Victor Squires, Willy H. Verheye // Eolss Publishers Co, Ltd. UK - 2013. - Vol. 1 - 434 p.
104. Klavins M., Azizov A., Zaloksnis J. Environment, pollution, development: the case of Uzbekistan. – Riga: UL Press – 2014. – 304.
105. Рязанова М. С. Поисковый и экологический аспекты применения метода биогеохимической индикации / М. С. Рязанова, В. В. Хаустов, М. А. Мартынова // Электронное научное издание Альманах Пространство и Время. - 2016. - №1. - С.19.
106. Основы токсикологии : краткий текст лекций. – Иваново : Иван. гос. хим.-технол. ун-т, 1999. – 105 с.
107. Куценко, С. А. Основы токсикологии [Электронный ресурс] / С. А. Куценко. – Спб., 2002. – Режим доступа : <http://www.medline.ru/public/monografy/toxicology/#contents1p>. – (Дата обращения : 29.03.2015 г.).
108. Венецианов, Е. В. Тяжелые металлы в природных водах / Е. В. Венецианов, А. Г. Кочарян // Водные ресурсы. – 1994. – № 7. – С. 299–326.
109. Логинова Е.В., Лопух П.С. Гидроэкология: курс лекций - Минск: БГУ. - 2011.– 300 с.
110. Ковалевский, Д. В. Исследование структуры ГК методами ЯМР ^1H и ^{13}C : автореф. дис. ... канд. хим. наук : 02.00.03 / Ковалевский

- Дмитрий Валерьевич. – Москва, 1998. –16 с.
111. Орлов, Д. С. Химия почв / Д. С. Орлов. – Москва : Изд-во МГУ, 1992. – 259 с.
112. Сущук, А. А. Воздействие тяжелых металлов на фитопаразитических нематод / А. А. Сущук, Л. И. Груздева, Е. П. Иешко // Труды Карельского научного центра РАН. – 2008. – № 13. – С. 84–88.
113. Савоськина, А. М. Оценка содержания тяжелых металлов в различных компонентах экосистемы обской губы / А. М. Савоськина, Д. А. Широков, С. А. Соколова // Горный информационно-аналитический бюллетень. – 2011. – № 10. – С. 141–148.
114. Осипова, Л. А. Загрязнение вод Волго-Каспийского бассейна солями тяжелых металлов / Л. А. Осипова, С. А. Каргин, Ф. Ш. Ильзова, О. В. Веремеенко // Вестник Астраханского государственного технического университета. – 2008. – № 3. – С. 126–131.
115. Турецкая, И. В. Оценка загрязнения тяжелыми металлами поверхностных вод озера в районе полигона захоронения промышленных отходов / И. В. Турецкая, Н. И. Потатуркина-Нестерова, О. Ю. Шроль, С. В. Пантелеев, И. С. Немова // Фундаментальные исследования. – 2012. – № 3–3. – С. 539–541.
116. Дину, М. И. Миграция тяжелых металлов в водах зоны северной тайги / М. И. Дину // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – № 5. – С. 49–55.
117. Турлибекова, Д. М. Тяжелые металлы в почвах парков города Орска / Д. М. Турлибекова // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2011. – № 16 (135). – С. 223–224.
118. Дабахов, М. В. Тяжелые металлы : экотоксикология и проблемы нормирования : монография / М. В. Дабахов, Е. В. Дабахова, В. И.

- Титова ; Нижегородская гос. с.-х. академия. – Нижний Новгород : ВВАГС, 2005. – 165 с.
119. Карпухина, О. В. Исследование металл-индуцированного окислительного стресса у одноклеточных организмов / О. В. Карпухина, К. З. Гумаргалиева, А. Н. Иноземцев // Фундаментальные исследования. – 2013. – № 11–4. – С. 671–674.
 120. Maksymiec, W. The effect of short-term exposition to Cd excess Cu ions and jasmonate on oxidative stress appearing in *Arabidopsis thaliana* / W. Maksymiec, Z. Krupa // Environ. Exp. Bot. – 2006. – Vol. 118. – P. 187–194.
 121. Гарифзянов, А. Р. Физиологические реакции *Acer plantoides* L. на стресс, вызванный загрязнением среды тяжелыми металлами / А. Р. Гарифзянов, В. В. Иванищев // Фундаментальные исследования. – 2011. – № 9–2. – С. 331–334.
 122. Экологический мониторинг : учеб.-метод. пособие / под ред. Т. Я. Ашихминой. – 3-е изд., испр. и доп. – М. : Gaudeamus, 2006. – 416 с.
 123. Денисович, Ю. А. Изучение динамики изменения содержания соединений азота во время очистки сточных вод Авдеевского коксохимического завода [Электронный ресурс] : автореф. вып. квалификац. работы / Юлия Александровна Денисович. – Режим доступа : <http://www.masters.donntu.edu.ua/2008/feht/denisovich/diss/index.htm>. – (Дата обращения : 03.12.2015 г.).
 124. Шепелев, А. И. Почвы междуречья рек Иртыша и Большого Салыма / А. И. Шепелев, Р. Г. Мазитов // Сборник научных трудов биологического факультета. – 2008. – Вып. 4. – С. 125–133.
 125. Клёцкина О. В., Минькевич И. И. Азотное загрязнение подземных вод и управление их качеством в промышленных районах // Вестник Пермского университета. Геология. - 2013. - №4. - С.8-20.

126. Альжанова, Л. А. Фосфор в сточных водах города Тараз / Л. А. Альжанова, Ю. И. Винокуров, А. С. Сейтказиев, З. Е. Бимурзаева // Мир науки, культуры, образования. – 2010. – № 4 (23) – С. 270–273.
127. Доника, А. Д. Основы токсикологии токсичных химических веществ / А. Д. Доника, В. Я. Ильин. – Волгоград : Изд-во ВГУ. – 2009. – 194 с.
128. Солнцева, Н. П. Добыча нефти и геохимия ландшафтов / Н. П. Солнцева. – М. : Изд-во МГУ, 1998. – 375 с.
129. Жидкова А. Ю. Выявление лимитирующего эвтрофирование элемента в водной экосистеме / А. Ю. Жидкова (Гусева), Н. В. Гусакова, В. В. Петров // Auditorium. - 2015. - №4 (8) – [электронный ресурс] – Режим доступа: <http://auditorium.kursksu.ru/index.php?page=6&new=8> – (дата обращения 3.02.2017).
130. Шорникова, Е. А. Диагностика состояния экосистем водотоков по гидрохимическим и микробиологическим показателям : на примере широтного отрезка Средней Оби : автореф. дис. ... канд биол. наук : 03.00.16 / Шорникова Елена Александровна. – Сургут, 2007. – 16 с.
131. Лозова, Д. В. Влияние эмульгированных нефтепродуктов на разновозрастных *Cladocera* / Д. В. Лозова, М. Н. Саксонов, А. Э. Балаян, Д. И. Стом // Сибирский экологический журнал. – 2006. – № 5. – С. 619–622.
132. Федотова, Г. Г. Митохондрии как инициаторное патогенетическое звено дистрофического процесса / Г. Г. Федотова, Р. Е. Киселева // Современные наукоемкие технологии. – 2005. – № 7. – С. 59–60.
133. Остроумов, С. А. Экологическая репарация и восстановление нарушений в системах различных уровней организации жизни : поиск элементов фундаментального сходства / С. А. Остроумов // Самарская Лука : проблемы региональной и глобальной экологии. –

2008. – № 4. – С. 708–717.

134. Присный, А. В. Механизмы устойчивости инфузорий к химическим повреждениям и их преодоление летальными концентрациями синтетических поверхностно активных веществ (СПАВ) / А. В. Присный, Ю. Л. Волынкин, Н. Н. Кампос // Научные ведомости Белгородского государственного университета. Сер. Естественные науки. – 2009. – № 9–2. – С. 45–54.
135. Лукин, А. А. Токсичность некоторых СПАВ после разложения их в воде / А. А. Лукин // Вторая всесоюзная конференция по рыбохозяйственной токсикологии, посвящ. 100-летию проблемы качества воды в России. – СПб., 1991. – Т. 1. – С. 340.
136. Елин, Е. С. Геоэкологическая роль фенольных соединений в Тюменском нефтегазовом регионе / Е.С. Елин // Исследование эколого-географических проблем природопользования для обеспечения территориальной организации и устойчивости развития нефтегазовых регионов России: Теория, методы, практика. Нижневартовск: Приобье. - 2000. - С. 162–166.
137. Michałowicz, J. Phenols – Sources and Toxicity / J. Michałowicz, W. Duda // Polish Journal of Environmental Study. – 2007. - Vol. 16, No. 3. – P. 347-362.
138. Янин, Е. П. Органические вещества техногенного происхождения в водах городских рек / Е.П. Янин // Экологическая экспертиза : обзорная информация. - М. : ВИНТИ. - 2004. - № 4. - С.42-67.
139. Березина, Н.А. Мир зеленого безмолвия (болота: их свойства и жизнь) / Н.А. Березина, О.Л. Лисс, С.К. Самсонов. – М : «Мысль», 1983 – 159 с.
140. Borighem, G. Study of the biodegradation of phenol in river water / G. Borighem, J. Vereecken // Ecological Modelling. – 1978. – V. 4, I. 1. – P. 51-59.

141. Шамраев, А. В. Влияние нефти и нефтепродуктов на различные компоненты окружающей среды / А. В. Шамраев, Т. С. Шориина // Вестник Оренбургского государственного университета. – 2009. – № 6. – С. 642–645.
142. Кузин, И. Л. Характер загрязнения окружающей среды при разведке нефтегазоконденсатных месторождений на севере Западной Сибири / И. Л. Кузин, О. Н. Яковлев // Многоцелевые гидрогеохимические исследования в связи с поиском полезных ископаемых и охраной подземных вод. – Томск, 1993. – С. 82.
143. Осипова, Е. С. Влияние нефтяного загрязнения на биохимические и морфобиологические показатели растений : автореферат дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Осипова Елена Сергеевна. – Тюмень, 2013 – 16 с.
144. Пиковский, Ю. И. Экспериментальные исследования трансформации нефти в почвах / Ю. И. Пиковский, И. Г. Калачникова, А. И. Оглоблина [и др.] // Миграция загрязняющих веществ в почвах и сопредельных средах : тр. III Всесоюз. совещ., (Обнинск, сент. 1981 г.). – Л., 1985. – С.191–195.
145. Платпира, В. П. Некоторые вопросы воздействия ароматических углеводородов на гидробионтов / В. П. Платпира // Первая научная конференция по рыбохозяйственной токсикологии : тез. докл. науч.-практ. конф. – Рига, 1989. – С. 73–74.
146. Сорокина, Н. В. Антропологические изменения северо-таежных экосистем Западной Сибири : дис. ...канд. биол. наук : 03.00.16 / Наталья Владимировна Сорокина. – Тюмень, 2003 – 213 с.
147. Шилова, И. И. Биологическая рекультивация нефтезагрязненных земель в условиях таежной зоны / И. И. Шилова // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. – М. : Наука, 1988. – С. 159–168.

148. Елифанов, А. В. Влияние сырой нефти на организм грызунов в подостром эксперименте / А. В. Елифанов, С. Н. Гашев, Т. И. Моисеенко // Труды Карельского научного центра РАН. – 2012. – № 2. – С. 76–83.
149. Дивавин, И. А. Изменение биохимических показателей некоторых прибрежных гидробионтов Баренцева моря при экспериментальной нефтяной интоксикации / И. А. Дивавин, В. Е. Ерохин // Гидробиологический журнал. – 1978. – Т. 14, № 5. – С. 73–77.
150. Селье, Г. Стресс без дистресса / Г. Селье. – М. : Книга по требованию, 2012. – 66 с.
151. Половинкина, Е. О. Окислительный стресс и особенности воздействия слабых стрессоров физической природы на перекисный гомеостаз растительной клетки : учеб.-метод. пособие / Е. О. Половинкина, Ю. В. Сеницына. – Нижний Новгород : Нижегородский госуниверситет, 2010. – 62 с.
152. Тарчевский, И. А. Сигнальные системы клеток растений / И. А. Тарчевский. – М. : Наука, 2002. – 294 с.
153. Филимонова, М. В. Влияние экологических факторов на синтез низкомолекулярных антиоксидантов и накопление микроэлементов в лекарственных растениях подзоны средней тайги (в пределах Ханты-Мансийского автономного округа) : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.16 / Филимонова Марина Вячеславовна. – Сургут, 2006. – 23 с.
154. Fulda, S. Cellular Stress Responses: Cell Survival and Cell Death / S. Fulda, A.M. Gorman, O. Hori, A. Samali // International Journal of Cell Biology Volume. – 2010. – Article ID 214074. – 23 p.
155. Berridge, M. J. Calcium microdomains : Organization and function / M. J. Berridge. – Cell Calcium 40, 2006. – P. 405–412.
156. Маянский, А. Н. Очерки о нейтрофиле и макрофаге / А. Н.

- Маянский, Д. Н. Маянский. – Новосибирск : Наука, 1983. – 344 с.
157. Chilampalli, C. Effects of magnolol on UVB-induced skin cancer development in mice and its possible mechanism of action. / C. Chilampalli, R. Guillermo, X. Zhang, R. S. Kaushik, A. Young, D. Zeman, M. B. Hildreth, H. Fahmy, C. Dwivedi. // BMC Cancer. Licensee BioMed Central Ltd. – 2011. – P. 1–17.
158. Владимиров, Ю. А. Перекисное окисление липидов в биологических мембранах / Ю. А. Владимиров, А. И. Арчаков, Г. М. Франк – М. : Наука, 1972. – 252 с.
159. Cooke, M. S. Oxidative DNA damage : mechanisms, mutation, and disease. / M. S. Cooke, M. D. Evans, M. Dizdaroglu, J. Lunec // The FASEB journal. – 2003. – Vol. 17 no. 10. – P.1195–1214.
160. Скулачев, В. П. Возможная роль активных форм кислорода в защите от вирусных инфекций / В. П. Скулачев // Биохимия. – 1998. – Т. 63, вып. 11. – С. 1570–1585.
161. Петухова, Г. А. Эколого-генетические последствия воздействия нефтяного загрязнения на организмы : дис. ... доктора биол. наук : 03.00.16 / Петухова Галина Александровна. – Тюмень, 2007. – 526 с.
162. Никитина, В. С. Растительные фенольные соединения – индикаторы промышленного загрязнения среды / В. С. Никитина, Г. В. Шендель, О. Э. Оразов // Актуальные проблемы экологии : материалы I междунар. конф. – 2005. – Ч. 2. – С. 124–127.
163. Фридович, И. В. Свободные радикалы в биологии / И. В. Фридорович. – М., 1979. – 314 с.
164. Blokhina, O. Antioxidants, Oxidative Damage and Oxygene Deprivation Stress : A Review / O. Blokhina, E. Virolainen, K. V. Fagerstedt // Ann. Bot. – 2003. – V. 91. – P. 179–194.
165. Кличханов, Н. К. Влияние витаминов-антиоксидантов С и Е на свободнорадикальные процессы в крови крыс / Н. К. Кличханов, М.

- Д. Маяхи, Ж. Г. Исмаилова, М. Д. Астаева // Медицинский альманах. – 2013. – № 3 (27). – С. 56–57.
166. Сурай, П. Ф. Природные антиоксиданты в эмбриогенезе кур и защита от стрессов в постнатальном развитии (обзор) / П. Ф. Сурай, В. И. Фисинин // *Agricultural Biology*. – 2013. – № 2. – С. 3–18.
167. Шилова, Л. А. Роль механизмов репарации ДНК в радиационном адаптивном ответе *Drosophila melanogaster* : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.02.08 / Шилова Любовь Алексеевна. – Сыктывкар, 2014. – 16 с.
168. Карпов, С. А. Строение клетки протистов : учеб. пособие / С. А. Карпов. – СПб. : ТЕССА, 2001. – 384 с.
169. Шарова, И. Х. Зоология беспозвоночных : учеб. для вузов / И. Х. Шарова. – М. : ВЛАДОС, 2002. – 592 с.
170. Янковский, А. В. Предлагаемая классификация рода *Paramecium* Hill, 1752 (Ciliophora) / А. В. Янковский // *Зоологический журнал*. – 1969. – Т. 48. № 1. – С. 30–40.
171. Щербаков, М. В. Малый практикум по зоологии беспозвоночных : учеб.-метод. пособие / М. В. Щербаков, Ю. В. Максимова. – Томск : Томский государственный университет, 2009. – Ч. I. – 60 с.
172. Жизнь животных : в 6 т. / под ред. проф. Н. А. Гладкова, А. В. Михеева. – М. : Просвещение, 1970. – Т. 1. – 558 с.
173. Котов, Н. В. Двигательная активность *Paramecium caudatum* : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.02 / Котов Николай Викторович. – Казань, 2001. – 36 с.
174. Кокаева, Ф. Ф. Поведение как критерий поражающего действия техногенного загрязнения среды на организм животных и эффективности мер коррекции : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.16 / Кокаева Фатима Феликсовна. – Москва, 2006. – 47 с.
175. Суппес, Н. Е. Практическая значимость инфузорий в жизни

- человека и природе. Экологические проблемы Зауралья / Н. Е. Суппес // Материалы межвуз. науч.-практ. конф. – Ишим, 2007. – С. 99–104.
176. Суппес, Н. Е. Видовое разнообразие свободноживущих инфузорий малых рек юга Тюменской области / Н. Е. Суппес // Экосистемы малых рек : биоразнообразие, экология, охрана : лекции и материалы докл. всерос. школы-конф. – Борок, 2008. – С. 285.
177. Мячина, О. А. Фауна и биолого-экологические особенности ресничных инфузорий некоторых водоемов южной лесостепи Омской области : дис. ... канд. биол. наук : 03. 02. 04 / Мячина Ольга Анатольевна. – Омск, 2010. – С. 166.
178. Иваненко, Н. В. Экологическая токсикология / Н. В. Иваненко ; под ред. Н. Г. Масленникова. – М., 2004. – 516 с.
179. Виноходов, Д. О. Научные основы биотестирования с использованием инфузорий : автореф. дис. ... д-ра биол. наук : 03.00.23 / Виноходов Дмитрий Олегович. – СПб, 2007. – 40 с.
180. Гиляров, А. М. Динамика численности пресноводных планктонных ракообразных / А. М. Гиляров. – М. : Наука, 1987. – 189 с.
181. Чертопруд, М. В. Краткий определитель беспозвоночных пресных вод центра европейской России / М. В. Чертопруд, Е. С. Чертопруд. – 4-е изд. – М. : Тов-во науч. Изд. КМК, 2011 г. – 219 с.
182. Питулько, С. И. Цикломорфоз у ветвистоусых ракообразных / С. И. Питулько, В. М. Корзун // Байкальский зоологический журнал. – Иркутск, 2010. – № 2 (5). – С. 10–19.
183. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. – М. : Акварос, 2007. – 46 с.
184. Райков, Б. Е. Зоологические экскурсии / Б. Е. Райков, М. Н. Римский-Корсаков. – Л. : Учпедгиз, Ленингр. отд-ние, 1956. – 694 с.

185. Максимова, Т. И. Особенности морфологии и физиологии моллюсков рода *Planorbarius* (Gastropoda, Pulmonata, Bulinidae) / Т. И. Максимова // Чтения памяти профессора В. В. Станчинского. – 1995. – Вып. 2. – С. 168–172.
186. Боричева, Е. С. Экология пищевого поведения, стимулируемого химическими сигналами пищи, у брюхоногих моллюсков *Lymnaea stagnalis* L. и *Planorbarius corneus* L. : автореф. дис. ... канд биол. наук : 03.00.16 / Боричева Евгения Сергеевна. – Калининград, 2005. – 16 с.
187. РД 52.24.309–2011 Организация и проведение режимных наблюдений за состоянием и загрязнением поверхностных вод суши [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://docs.cntd.ru/document/1200094258>. – (Дата обращения : 30.06.2015 г.).
188. Об экологической обстановке в Тюменской области [Электронный ресурс] : [материал пресс-службы Минприроды России] // Министерство природных ресурсов и экологии РФ : официальный сайт. – Режим доступа : <http://www.mnr.gov.ru/news/detail.php?ID=117915>. – (Дата обращения : 04.12.2015 г.).
189. ГОСТ 31861–2012 Вода. Общие требования к отбору проб [Электронный ресурс]. – Режим доступа : <http://docs.cntd.ru/document/1200097520>. – (Дата обращения : 30.06.2015 г.).
190. Галюкова, М. К. Технология производства бутылок из полимерных материалов на предприятиях пиво-безалкогольной промышленности / М. К. Галюкова, М. П. Могильный // Новые технологии. – 2010. – № 2. – С. 23–29.
191. Сибагатуллина, А. М. Измерение загрязнённости речной воды (на примере малой реки Малая Кокшага) / А. М. Сибагатуллина, П. М.

- Мазуркин. – М: Из-во Академия естествознания, 2009. – 71 с.
192. Р 52.24.763-2012 Оценка состояния пресноводных экосистем по комплексу химико-биологических показателей. – Ростов-на-Дону. – 2012. – 22 с.
193. Шабанов, В.В. Методика эколого–водохозяйственной оценки водных объектов / В.В. Шабанов, В.Н. Маркин. - М.: ФГБОУ ВПО РГАУ МСХА-им. К.А.Тимирязева. – 162 с.
194. Емельянова, В. П. Методология и методы комплексной оценки загрязненности поверхностных вод по гидрохимическим показателям: автореф. дис. ... канд. геогр. Наук : 25.00.27 / Емельянова Валентина Петровна. – Ростов-на-Дону, 2006. – 24.
195. Гагарина, О. В. Обзор методов комплексной оценки качества поверхностных вод / О.В. Гагарина // Вестник УдмГУ. - 2005. - №11. - С.45-58.
196. Голубкова, Э. Г. *Paramecium caudatum* как токсический тест-объект / Э. Г. Голубкова // Гидробиологический журнал. – 1978 – Т.14, № 2. – С. 95–99.
197. Временное методическое руководство по нормированию уровней содержания химических веществ в донных отложениях поверхностных водных объектов (на примере нефти). – М. : РЭФИА, НИА-Природа, 2002. – 130 с.
198. ПНДФ Т14.1:2:4.12–06 Токсикологические методы анализа. Методика определения токсичности питьевых, пресных природных и сточных вод, водных вытяжек из почв, осадков сточных вод и отходов по смертности дафний (*Daphnia magna* Straus). – М., 2011. – 45 с.
199. ФР.1.39.2007.03222 Методика определения токсичности воды и водных вытяжек из почв, осадков сточных вод, отходов по смертности и изменению плодовитости дафний. – 2007. – 52 с.

200. Лукьянова, О. Н. Концентрация каротиноидов у морских беспозвоночных в условиях загрязнения / О. Н. Лукьянова, Т. Я. Шмидт // Биология моря. – 1993. – № 2. – С. 92–101.
201. Бедный, А. Крипторина Устери / А. Бедный // Аквариум. – 1999. – № 3.
202. Ольшанская, Л. Н. Исследование динамики накопления высшими водными растениями тяжелых металлов из высококонцентрированных растворов / Л. Н. Ольшанская, Н. А. Собгайда, Ю. А. Тарушкина, О. Н. Колесникова // Химическое и нефтегазовое машиностроение. – 2008. – № 3. – С. 39–41.
203. Корнилов, А. Л. Биотестирование загрязненных сред : методы биотестирования и биоиндикации в оценке состояния окружающей среды : учеб.-метод. комплекс / А. Л. Корнилов, Е. С. Петухова. – Тюмень : Изд-во ТюмГУ, 2012. – 40 с.
204. Карнаухов, В. Н. Биологические функции каротиноидов / В. Н. Карнаухов ; отв. ред. Э. А. Бурштейн. – М. : Наука, 1988. – 240 с.
205. Разжевайкин, В. Н. Модели динамики популяций / В. Н. Разжевайкин. – М. : Вычислительный центр им. А. А. Дородницына РАН, 2006. – 88 с.
206. Вах, Е. А. Геохимия редкоземельных элементов в породах и в водах Березитового месторождения / Е. А. Вах, Н. А. Харитонова // Фундаментальные проблемы воды и водных ресурсов : материалы 3-ей всерос. конф. с междунар. участием. – Барнаул, 2010. – С. 50–54.
207. Добрынина Н.А. Бионеорганическая химия. Методическое пособие для студентов 1 курса. – М: изд-во МГУ им. М. В. Ломоносова, 2007 – 36 с.
208. Troadec M. A Tf-Independent Iron Transport System Required for Organogenesis / Marie-Berengere Troadec, Diane M. Ward, Jerry Kaplan // Developmental Cell - 2009 - Volume 16, Issue 1 – p. 3–4.

209. Постановление N 78 о введении в действие ГН 2.1.5.1315-03 от 30 апреля 2003 г. / утверждено Г.Г. Онищенко – М: Министерство Здравоохранения РФ.
210. Хурина, О. В. Оценка экологического состояния пресноводной гидросистемы в условиях антропогенной нагрузки / О. В. Хурина, Л. Н. Саушкина, Т. И. Кузякина // Вестник Камчатского государственного технического университета. – 2010. – № 12. – С. 26–31.
211. Горгуленко, В. В. Токсикологическая оценка воды и донных отложений реки Обь в районе г. Барнаула методами биотестирования (2007 г.) / В. В. Горугленко // Мир науки, культуры, образования. – 2010. – № 6–1. – С. 252–258.
212. Ковалевская, А. С. Метод классификации токсикантов на основе выявления характеристик этологических реакций инфузорий / А. С. Ковалевская, О. В. Смолова // Известия Южного федерального университета. Технические науки. – 2010. – № 9. – С. 126–131.
213. Захаров, И. С. Теоретические основы метода контроля токсичности водных сред с использованием тест-реакции гальванотаксиса инфузорий / И. С. Захаров, А. Г. Казанцева // Известия Южного федерального университета. Технические науки. – 2010. – № 9. – С. 122–126.
214. Ogawa, N. Dynamics Modeling and Real-time Observation of Galvanotaxis in *Paramecium caudatum* / N. Ogawa, H. Oku, K. Hashimoto, M. Ishikawa // Bio-mechanisms of Swimming and Flying. – 2008. – P. 29–40.
215. Субботин, А. М. Исследование физиологических параметров культуры инфузорий *Paramecium caudatum* при воздействии фильтратов бактериальных культур рода *Acinetobacter* / А. М. Субботин, Л. Н. Гнатченко, Г. А. Петухова // Вестник Оренбургского

- государственного университета. – 2011. – № 12 (131). – С. 149–150.
216. Raoa, J. V. Acute toxicity bioassay using *Paramecium caudatum* , a key member to study the effects of monocrotophos on swimming behaviour, morphology and reproduction / J. V. Raoa, V. G. Gundaa, K. Srikantha, S. K. Arepallia // *Toxicological & Environmental Chemistry*. – 2007. – Volume 89, Issue 2. – P. 307–317.
217. Савичев, О. Г. Фоновые концентрации веществ в речных водах таёжной зоны Западной Сибири / О. Г. Савичев // *Вестник Томского государственного университета*. – 2010. – № 334. – С. 169–175.
218. Галатова, Е. А. Сравнительная характеристика органолептических и гидрохимических показателей речной воды / Е. А. Галатова, А. Р. Таирова // *Известия Оренбургского государственного аграрного университета*. – 2010. – № 26–1. – С. 180–182.
219. Савичев, О. Г. Эколого-геохимическое состояние поверхностных вод в бассейне р. Катунь (горный Алтай) / О. Г. Савичев, В. В. Паромов, Ю. Г. Копылова, А. А. Хвощевская, Н. В. Гусева // *Вестник Томского государственного университета*. – 2013. – № 366.– С. 157–161.
220. Пеньков, Н. В. К кинетике процессов роста, размножения и гибели микроорганизмов / Н. В. Пеньков // *Успехи современного естествознания*. – 2011. – № 1.– С. 58–64.
221. Пындак, В. И. Технические решения экологических проблем на очистных сооружениях с получением высокоэффективных удобрений / В. И. Пындак, Е. Ф. Помогаев // *Фундаментальные исследования*. – 2011. – № 8–3. – С. 660–662.
222. Чайко, А. А. Загрязнение воды р. Сусуи (юг о. Сахалин) сульфидом водорода в 2007 г. / А. А. Чайко // *Фундаментальные исследования*. – 2008. – № 3. – С. 54.
223. Переладова, Л. В. Экологическое состояние источников

- хозяйственно-питьевого водоснабжения г. Тюмени / Л. В. Преладова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – № 12. – С. 173–178.
224. Гордеева, Ф. В. Функциональные показатели *Paramecium caudatum* в водных экстрактах нефтезагрязненного торфа / Ф. В. Гордеева, Л. В. Михайлова, Г. А. Петухова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2009. – № 3. – С. 232–237.
225. Артеменко, С. В. Биоэкологическое исследование воды урбанозависимых участков реки Туры / С. В. Артеменко, Г. А. Петухова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2013. – № 12. – С. 199–203.
226. Тупицына, Л. С. Эколого-генетический мониторинг в Тюменской области : монография / Л. С. Тупицына. – Тюмень : Изд-во Тюм гос. ун-та, 2008. – 197 с.
227. Журенко, Е. Ю. Особенности структуры микробиоты техногенной экосистемы северного промузла РБ : Бактерии-деструкторы фенола и 2,4-дихлорфенола / Е. Ю. Журенко, В. В. Коробков, Н. В. Жарикова, Т. Р. Ясаков, Л. Г. Анисимова, Т. В. Маркушева // Известия Самарского научного центра РАН. – 2011. – Т. 13, № 5(2). – С. 172–174.
228. Дубровская, Е. В. Микробная деградация ароматических ПАВ : автореф. дис. ... канд. биол. наук : 03.00.07 / Дубровская Екатерина Викторовна. – Саратов, 1999. – 16 с.
229. Беднаржевский, С. С. Моделирование взаимосвязи биоинформационных и физико-химических методов экологического контроля водных объектов районов нефтедобычи / С. С. Беднаржевский, В. С. Беднаржевский, Н. Е. Белов, Е. С. Захариков, Д. И. Кузнецов // Вестник новых медицинских технологий. – 2009. – № 4. – С. 220–222.

230. Заушинцен, А. С. Воздействие поллютантов на живые системы в Кемеровской области / А. С. Заушинцен, А. В. Заушинцена, С. В. Свиркова // Вестник Кемеровского государственного университета. – 2009. – № 4. – С. 5–8.
231. Дементьева, Е. В. Зависимость некоторых морфологических особенностей кругоресничных инфузорий от объекта прикрепления / Е. В. Дементьева, С. Ф. Лихачев // Вестник Тюменского государственного университета. – 2010. – № 3. – С. 20–25.
232. Никитина, С. М. Адаптивные реакции гидробионтов на биологически активные вещества антропогенного происхождения / С. М. Никитина, Е. Б. Евдокимова // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. – 2010. – № 1. – С. 83–87.
233. Яныгина, Л. В. Структура зообентоса и оценка экологического состояния р. Ишим / Л. В. Яныгина // Мир науки, культуры, образования. – 2009. – № 6. – С. 21–22.
234. Морозов, В. Н. К современной трактовке механизмов стресса / В. Н. Морозов, А. А. Хадарцев // Вестник новых медицинских технологий. – 2010. – № 1. – С. 15–17.
235. Захаров, И. С. Математические модели локомоций микроорганизмов, используемые для создания биотестовой аппаратуры / И. С. Захаров // Известия Южного федерального университета. Технические науки. – 2008. – № 5. – С. 202–205.
236. Захаров, И. С. Биотестовые аппаратурные средства и методы контроля локомоций инфузорий / И. С. Захаров, А. В. Завгородний // Известия Южного федерального университета. Технические науки. – 2008. – № 5. – С. 205–209.
237. Золотов Г. В. Влияние электрического поля промышленной частоты (50Гц) на поведение и некоторые физиологические функции

- инфузории-туфельки (*Paramecium caudatum*) // Вестник Рязанского государственного университета им. С.А. Есенина. 2007. №14 С.111-119.
238. Володина, Т. А. Обоснование оптимального состава композиций из растительных экстрактов с использованием биологического теста на парамециях / Т. А. Володина // Омский научный вестник. – 2012. – № 2–114. – С. 30–32.
239. Пахомова, Н. А. Перспективы использования организмов-гетеротрофов сенного настоя для биотестирования нефтепродуктов / Н. А. Пахомова, Е. Е. Минченков // Фундаментальные исследования. – 2012. – № 4–2. – С. 396–400.
240. Теркина, И. А. Участие микробного сообщества в мобилизации фосфатов в озере Бива (Япония) / И. А. Теркина, Т. Мимура // Бюллетень Восточно-Сибирского научного центра СО РАМН. – 2008. – № 2. – С. 77–79.
241. Козлов, А. В. Изучение влияния пищевой добавки хитозоля на биологическую активность инфузорий *Tetrahymena pyriformis* и проявление признаков хронического дерматита у мышей СБРВ / А. В. Козлов, Н. В. Нефедова, Е. В. Моисеева, Е. И. Скрабелинская, Е. Г. Черемных // Успехи современного естествознания. – 2010. – № 4. – С. 50–51.
242. Никитина, С. М. Реакция свободноживущих гидробионтов на биологически активные вещества естественного и антропогенного происхождения / С. М. Никитина // Вестник Балтийского федерального университета им. И. Канта. – 2010. – № 7. – С. 51–57.
243. Бикеев, Ф. Р. Клинико-физиологические параметры и физико-химические характеристики рубцового содержимого оренбургской пуховой козы в возрастном аспекте в норме и при неспецифических гастроэнтеритах / Ф. Р. Бикеев, М. С. Сеитов, Ш. М. Биктеев //

Известия Оренбургского государственного аграрного университета.
– 2007. – № 13–1. – С. 54–57.

244. Артеменко, С. В. Ответные реакции дафний на техногенное загрязнение воды из разных створов реки Туры / С. В. Артеменко, Г. А. Петухова // Вестник Кемеровского государственного университета. – 2015. – С. 7–10.
245. Ворожун, И. М. Изучение поллютантов водной среды : воздействие додецилсульфата натрия на фильтрационную активность *daphnia magna* / И. М. Ворожун, С. А. Остроумов // Экологическая химия. – 2008. – Т. 17, № 4. – С. 215–217.
246. Ермаков, Е. Л. Генетическая структура природной популяции дафнии по фенотипической пластичности количественных физиологических признаков / Е. Л. Ермаков, С. И. Питулько // Вестник Иркутской государственной сельскохозяйственной академии. – 2013. – Вып. 59. – С. 36–45.
247. Бакаева, Е. Н. Место биотестовых исследований донных отложений в мониторинге водных объектов / Е. Н. Бакаева, А. М. Никаноров, Н. А. Игнатова // Вестник Южного научного центра. – 2009. – Т. 5, № 2. – С. 84–94.
248. Рыбина, Г. Е. Влияние донных отложений Обской и Тазовской губ на морфофункциональные показатели *Daphnia magna* / Г. Е. Рыбина, И. Н. Семенова // Материалы III всерос. конф. по водной токсикологии, посвящ. памяти Б. А. Флерова, конф. по гидроэкологии, школы-семинара (Борок, 11–16 ноября 2008 г.). – 2008. – Ч. 2. – С. 139–143.
249. Бархатова, О. А. Сравнительная токсикорезистентность *Epischura baicalensis* и *Daphnia magna* в присутствии и отсутствии пищи : автореф. дис. ... канд биол. наук : 03.00.18 / Бархатова Оксана Анатольевна. – Иркутск, 2000. – 16 с.

250. Кулагина, К. В. Морфофизиологические особенности *Daphnia magna* в условиях влияния биологического пестицида на основе *Bacillus thuringiensis*. / К. В. Кулагина, В. М. Каменек // Материалы V междунар. науч. конф. – 2009. – С. 63–65.
251. Зерщикова, Т. А. Изучение качества воды в реке Везелка методом биотестирования с использованием дафний / Т. А. Зерщикова, Л. П. Флоринская // Успехи современного естествознания. – 2004. – № 11. – С. 109–110.
252. Сердюк, В. С. Медико-биологические основы безопасности жизнедеятельности : учеб. пособие / В. С. Сердюк, Л. Г. Стищенко. – Омск : ОмГТУ, 2003. – 240 с.
253. Крючков, В. Н. Оценка влияния отходов бурения на гидробионтов / В. Н. Крючков, А. А. Курапов // Вестник Астраханского государственного технического университета. Сер. Рыбное хозяйство. – 2012. – № 1. – С. 60–65.
254. Стом, Д. И. Комбинированное действие нефтепродуктов и «Гумата» на дафний / Д. И. Стом, А. В. Дагуров // Сибирский экологический журнал. – 2004. – Т. 11, № 1. – С. 35–39.
255. Толкачева, В. В. Анализ токсичности природных вод методом биотестирования : на примере Нижневартовского района : автореф. дис. ... канд биол. наук : 03.00.16 / Толкаева Виктория Викторовн. – Омск, 2004. – 16 с.
256. Петухова, Г. А. Длительность сохранения и возможность модификации эффектов отдаленного действия нефти в тестах на животных / Г. А. Петухова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2006. – № 5. – С. 43–47.
257. Borodulina, T. S. Effect of oil-pollution of water on slow fluorescence of the *Chlorella vulgaris* Beijer and survival rate of the *Daphnia magna* Str. / T. S. Borodulina, V. I. Polonskiy, E. S. Vlasova, T. L. Shashkova, Yu. S.

- Grigor'ev // Contemporary Problems of Ecology. – 2011. – V. 4. No. 1. – P. 1–5.
258. Александрова, В. В. Сезонные изменения фактической выживаемости и плодовитости *Daphnia magna* в лабораторной культуре / В. В. Александрова // Вестник Нижневарттовского государственного университета. – 2009. – № 4. – С. 20–22.
259. Федорова, Е. А. Оценка токсичности стробилуриновых фунгицидов для витвистоусых ракообразных [Электронный ресурс] / Е. А. Федорова. – Режим доступа : http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:VUVw-rtnjkIJ:www.krc.karelia.ru/doc_download.php%3Fid%3D3058%26table_name%3Dpubl%26table_ident%3D6704+&cd=3&hl=ru&ct=clnk. – (Дата обращения : 30.03.2015 г.).
260. Михайлова, Л. В. Интегральная оценка качества воды и донных отложений р. Тура [в пределах Тюменской области] / Л. В. Михайлова // Биоиндикация в мониторинге пресноводных экосистем : материалы междунар. конф. (Санкт-Петербург, 23-27 окт. 2006 г.). – 2007. – С. 61–67.
261. Петухова, Г. А. Моллюски как чувствительные тест-индикаторы состояния перифитона при действии антропогенного пресса загрязнителей / Г. А. Петухова // Вестник Тюменского государственного университета. – 2005. – № 5. – С. 97–100.
262. Гордеева, М. А. Повышение виталитета у брюхоногих моллюсков (Gastropoda) в условиях нефтяного загрязнения посредством воздействия электромагнитными полями / М. А. Гордеева, Н. Г. Ильминских, С. Н. Гашев // Вестник Тюменского государственного университета. – 2011. – № 6. – С. 38–45.
263. Жданов, В. С. Аквариумные растения : справочник / В. С. Жданов ; под ред. д-ра биол. наук С. Е. Коровина. – М. : Лесн. пром-сть, 1987.

– 294 с.

264. Татарюнас, А. Б. Исследование накопления каротиноидов в тканях животных : дис. ... канд. биол. наук / Татарюнас Антанас Бернардо. – Пушино, 1974. – 201 с.
265. Остроумов, С. А. Экологическая репарация и восстановление нарушений в системах различных уровней организации жизни : поиск элементов фундаментального сходства / С. А. Остроумов // Самарская Лука : проблемы региональной и глобальной экологии. – 2008. – № 4. – С. 708–717.
266. Скок, Т. Л. Репродуктивные усилия *Planorbarius corneus* (Mollusca, Gastropoda, Pulmonata) и влияние их на согласованность работы половых органов 2006-2014 [Электронный ресурс] / Т. Л. Скок // Журнал научных публикаций аспирантов и докторантов. – Режим доступа : <http://jurnal.org/articles/2013/biol1.html>. – (Дата обращения : 19.01.2015 г.).
267. Филенко, О. Ф. Тепловодные моллюски как потенциальный объект для биотестирования качества водной среды / О. Ф. Филенко, Е. В. Оганесова // Токсикологический вестник. – 2012. – № 2. – С. 32–35.
268. Безматерных, Д. М. Зообентос Барнаульской озерной системы (юг Западной Сибири) / Д. М. Безматерных // Мир науки, культуры, образования. – 2007. – № 2. – С. 18–21.
269. Гордеева, Ф. В. Оценка токсичности воды и донных отложений водоемов и почв территории Тюменской области с использованием инфузорий *Paramecium caudatum* : автореф. ... дис. канд. биол. наук : 03.02.08 / Гордеева Фаина Викторовна. – Борок, 2010. – 24 с.
270. Петросян, Л. А. Введение в математическую экологию / Л. А. Петросян, В. В. Захаров. – Л. : Изд-во Ленингр. ун-та., 1986. – 224 с.
271. Pinnok, C.B. A Mass Culture Bioassay Method for *Caenorhabditis Briggsae* Using Population Growth Rate as a Response Parameter / C.B.

- Pinnock, W.F. Hieb, E.L.R. Stokstad // *Nematologica*. – 1975. – Volume 21, Issue 1. – P. 1–4.
272. Brousseau, J. P. Growth of natural phytoplankton populations of Wilson bay: a nutrient bioassay approach [Электронный ресурс] / J. P. Brousseau // University of North Carolina Wilmington. – 2005. – Режим доступа : <http://libres.uncg.edu/ir/uncw/f/brousseauj2005-1.pdf>. – (Дата обращения : 30.03.2015 г.).
273. Аргунов, А. В. Половозрастная структура и плотность населения лося в центральной Якутии / А. В. Аргунов // Современные проблемы природопользования, охотоведения и звероводства. – 2012. – № 1. – С. 497–498.
274. Суций, С. Я. Математическая модель кадровой пирамиды банд подполья на Северном Кавказе / С. Я. Суций, Г. А. Угольницкий, В. К. Дьяченко, А. А. Сивогринов // Инженерный вестник Дона. – 2012. – № 2. – С. 603–608.
275. Гуреев, А. А. Применение автомобильных бензинов / А. А. Гуреев. – М. : Химия, 1972. – 369 с.
276. Стекольников, А. В. Возможность преодоления временной и репродуктивной изоляции между близкими видами тлей (Homoptera, Aphididae) / А. В. Стекольников, С. Н. Лемза, Г. Х. Шапошников // Энтомологическое обозрение. – 1998. – Т. 77, № 2. – С. 273–279.
277. Агапова, Н. В. Использование структурных характеристик сообществ макрофитов как индикатора экологического состояния малых рек Ленинградской области / Н. В. Агапова (Зуева), В. В. Гольцова, В. В. Дмитриев [и др.] // Вестник Санкт-Петербургского государственного университета. Сер. Геология, География. – 2007. – Вып. 4. – С. 60–72.
278. Александров, С. В. Гидробиологические и гидрохимические показатели состояния рек Преголя и Дейма Калининградской

- области в условиях антропогенного воздействия / С. В. Александров // Экосистемы малых рек : биоразнообразие, биология, охрана : тез. докл. всерос. конф. (16-19 ноября 2004 г.). – Борок, 2004. – С. 5–6.
279. Алексеина, М. С. Оценка экологического состояния малых рек г. Перми / М. С. Алексеина, А. М. Каган // Экосистемы малых рек : биоразнообразие, биология, охрана : тез. докл. всерос. конф. (16-19 ноября 2004 г.). – Борок, 2004. – С. 6–7.
280. Лаврентьев, И. Е. Влияние пестицидов и металлов переменной валентности на выраженность окислительного стресса у животных / И. Е. Лаврентьев, Т. М. Мишина // Бюллетень медицинских Интернет-конференций. – 2012. – Т. 2, № 11. – С. 845.
281. Кривенкова, И. Ф. Особенности структурно-функциональной организации сообществ зоопланктона и зообентоса в водоеме-охладителе (на примере озера Кенон) / И. Ф. Кривенкова, О. К. Клишко, Л. И. Локоть // Учёные записки Забайкальского государственного университета. Сер. Естественные науки. – 2009. – № 1. – С. 74–81.
282. Содержание загрязняющих веществ в водных объектах Тюменской области в августе 2016 г. – [электронный ресурс] – режим доступа: https://admtyumen.ru/ogv_ru/about/ecology/eco_monitoring/more.htm?id=11386814@cmsArticle – (дата обращения: 3.02.2017).

ПРИЛОЖЕНИЯ

ПРИЛОЖЕНИЕ А

Таблица А.1

Концентрация железа и фосфатов в пробах воды зон р. Туры.

Исследуемые вещества	Железо, мг/л [ПДК: 0,3*]				Фосфаты, мг/л [ПДК: 3,5]			
Годы исследования	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Т контроль	0	0	0	0	0	0	0	0
Т1	1,3	1	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2
Т2	1,3	1	1,3	1	0,2	0	0	0
Т3	1,3	1	1,3	1	0,2	0	0	0
Т4	1,3	1	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2
Т5	1,3	1	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2

Условные обозначения: * - ПДК по усмотрению санитарного врача может быть назначена - 1,0.

Таблица А.2

Концентрация катионов аммония, нитратов и нитритов в пробах воды зон р.
Туры.

Исследуемые вещества	Аммоний катион, мг/л [ПДК: 1,5]				Нитраты, мг/л [ПДК: 45,0]				Нитриты, мг/л [ПДК: 3,3]			
Годы исследования	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Т контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Т1	0,5	0,5	0,5	0,5	2	1	1	1	0,01	0	0	0
Т2	0,5	0,5	0,5	0,5	2	1	1	1	0,01	0	0	0
Т3	1	1	1	1	0	1	2	2	0,02	0,01	0,02	0,01
Т4	0,5	0,5	0,5	0,5	5	5	5	5	0,01	0	0	0
Т5	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	1	1	0,01	0	0	0

Таблица А.3

Концентрация фторидов, хлоридов и уровень pH в пробах воды зон р. Туры.

Исследуемые вещества	Фториды, мг/л [ПДК: 1,5]				Хлориды, мг/л [ПДК: 350,0]				pH [ПДК: 6,5-8,5]			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Т контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7
T1	0,2	0,2	0,1	0,1	24,9	15	21	20	7,5	7	7	7
T2	0,2	0,3	0,1	0,2	21,3	23	25	23	6,5	7	7	7
T3	0,2	0,3	0,2	0,2	21,3	23	25	23	7	7	7	7
T4	0,2	0,2	0	0,1	28,4	30	30	30	6,5	7	7	7
T5	0,2	0,2	0	0	28,4	30	30	30	6,5	7	7	7

Таблица А.4

Погодные условия для исследуемого отрезка реки Туры в сроки проведения сбора материала.

Годы исследования	К-во осадков, мм	Толщина снежного покрова, см	Влажность, %	Скорость ветра, м/с	Средняя температура в летний период	Облачность	Радиационный баланс	% ясных дней лета	% облачных и пасмурных дней лета
2009	370,2	36	73,7	2,3	14,7	3,8	944,7	40,2	59,8
2010	404,8	52	70,8	2,3	17,5	3,3	1011,2	26,1	73,9
2011	468,1	59	75	2,3	16,7	3,6	1043,8	35,9	64,1
2012	351,2	73,1	73,1	2,1	19,2	3,8	955,4	40,2	59,8

Информация по материалам гидрометеоцентра, архивов GRIB файлов (GFS модель), научно-инженерные изысканий, Space Weather Prediction Center; подготовлено сервисом "atlas-yakutia.ru".

ПРИЛОЖЕНИЕ Б

Таблица Б.1

Количество отклонений ($P < 0,05$) % хемотаксиса в воде из зон лежащих ниже T1, при сравнении (Т-Стьюдента) с T1.

Год	2009					2010					2011					2012					Итог
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	Н повт орен ий
↓ T1	T2		T2	T2				T2	T2	T2									T2	T2	8
	T3			T3		T3		T3	T3	T3				T3		T3	T3	T3	T3	T3	12
	T4			T4	T4				T4												4
↑ T1													T2								1
												T3									1
												T4					T4			T4	3
							T5					T5	T5	T5	T5	T5	T5				7

Таблица Б.2

Количество отклонений ($P < 0,05$) двигательной активности в воде из зон лежащих ниже T1, при сравнении (Т-Стьюдента) с T1.

Год	2009					2010					2011					2012					Итог
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	Н повт орен ий
↓ T1																T2	T2	T2	T2	T2	5
			T3	T3	T3									T3	T3			T3	T3	T3	8
			T5	T5	T5																3
↑ T1						T3			T3	T3											4
	T4					T4	T4	T4	T4	T4			T4	T4	T4	T4	T4	T4	T4	T4	15
						T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	T5	15

Таблица Б.3

Зависимость (r) ответных реакций инфузорий (*P. caudatum*) от изменения концентрации тестируемых веществ в пробах воды из р. Туры

	Fe	NH ₄	ПАВ	NO ₃	NO ₂	PO ₄	F	Cl	НП	Фенол
Плотность культуры 1 д.	0,86	0,81	0,37	0,31	0,50	0,27	0,65	0,74	0,19	0,81
Плотность культуры 9 д.	0,51	0,30	-0,08	0,43	0,14	0,53	0,50	0,53	-0,28	0,51
ФА 1 д.	0,34	0,04	-0,24	0,30	0,17	0,75	0,20	0,28	-0,30	0,33
ФА 9 д.	0,16	-0,08	-0,33	0,03	-0,01	0,72	0,09	0,14	-0,49	0,26
Хемотаксис 1 д.	-0,94	-0,84	-0,41	-0,35	-0,54	-0,33	-0,65	-0,76	-0,33	-0,88
Хемотаксис 9 д.	-0,91	-0,83	-0,44	-0,39	-0,58	-0,28	-0,64	-0,77	-0,38	-0,83
ДА 1 д.	-0,64	-0,50	-0,19	0,03	-0,31	-0,10	-0,49	-0,35	-0,24	-0,58
ДА 9 д.	-0,72	-0,75	-0,52	-0,12	-0,58	0,05	-0,59	-0,45	-0,42	-0,65

ПРИЛОЖЕНИЕ В

Таблица В.1

Плотность культуры *P. caudatum* под влиянием воды из зон реки Туры, шт.

Год	2009					2010					2011					2012				
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Т контроль	11,7± 0,56	11,3± 0,54	11,6± 0,56	11,7± 0,65	11,9± 0,61	15,7± 0,56	16,3± 0,54	15,6± 0,56	15,7± 0,65	15,9± 0,61	13,3 ± 0,46	12,7 ± 0,59	13,1 ± 0,55	13,5 ± 0,47	12,8 ± 0,56	12,1 ± 0,55	11,9 ± 0,48	12,2 ± 0,57	11,8 ± 0,48	12,3 ± 0,41
Т1	32,1± 3,52	28,9± 3,28	36,2± 3,78	30,6± 3,41	28,1± 3,21	26,1± 2,52	22,9± 2,28	30,2± 2,78	24,6± 2,41	22,1± 2,21	30,1± 0,55	27,7 ± 0,64	26,8± 0,57	24,9 ± 0,55	23,2 ± 0,57	33,0 ± 0,54	26,8 ± 0,57	29,9 ± 0,55	21,8 ± 0,59	18,1 ± 0,55
Т2	40,8± 3,97	10,6± 1,61	25,7± 2,98	26,2± 3,03	21,6± 2,51	43,8± 3,97	40,6± 1,61	26,7± 2,98	36,2± 3,03	29,6± 2,51	34,9 ± 0,55	33,2 ± 0,57	34,2 ± 0,59	30,2 ± 0,59	27,9 ± 0,55	40,1 ± 0,55	30,1 ± 0,55	25,1 ± 0,55	10,1 ± 0,55	1,1 ± 0,25
Т3	48,7± 4,13	19,6± 2,24	17,2± 1,89	19,1± 2,18	29,4± 3,32	38,7± 4,13	29,6± 2,24	27,2± 1,89	19,1± 2,18	19,4± 3,32	36,9± 0,55	32,5 ± 0,74	29,6± 0,67	25,7 ± 0,64	21,8 ± 0,57	34,9 ± 0,55	32,6 ± 0,67	14,8 ± 0,57	15,6 ± 0,67	12,5 ± 0,39
Т4	35,7± 3,75	29,0± 3,29	30,4± 3,40	26,8± 3,09	24,2± 2,82	31,7± 3,75	39,0± 3,29	40,4± 3,40	36,8± 3,09	34,2± 2,82	30,2 ± 0,59	33,1 ± 0,55	35,0 ± 0,54	29,6 ± 0,70	24,7 ± 0,64	37,2 ± 0,57	35,2 ± 0,59	33,3 ± 0,64	27,8 ± 0,57	25,8 ± 0,59
Т5	31,7± 3,49	11,2± 1,76	24,6± 2,86	13,1± 1,16	18,1± 2,03	31,7± 3,49	21,2± 1,76	34,6± 2,86	23,1± 1,16	28,1± 2,03	27,9 ± 0,55	22,2 ± 0,59	25,8 ± 0,57	23,2 ± 0,57	20,3 ± 0,61	29,7 ± 0,61	26,4 ± 0,70	27,8 ± 0,59	25,3 ± 0,64	22,1 ± 0,55

Таблица В.2

Фагоцитарная активность *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Туры, шт.

Год	2009					2010					2011					2012				
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Т контроль	15,7 ± 0,51	14,8 ± 0,53	15,1 ± 0,63	15,5 ± 0,53	15,2 ± 0,85	18,7 ± 0,51	18,8 ± 0,53	18,1 ± 0,63	18,5 ± 0,53	18,2 ± 0,85	15,7 ± 0,48	16,3 ± 0,43	17,2 ± 0,52	16,6 ± 0,44	17,0 ± 0,44	16,9 ± 0,48	17,1 ± 0,36	16,8 ± 0,36	16,4 ± 0,50	17,2 ± 0,40
Т1	20,1 ± 1,95	19,5 ± 1,29	19,4 ± 1,42	19,2 ± 1,33	19,6 ± 1,57	24,1 ± 1,95	29,5 ± 1,29	29,4 ± 1,42	29,2 ± 1,33	29,6 ± 1,57	20,1 ± 0,55	25,3 ± 0,61	25,5 ± 0,74	24,8 ± 0,57	23,1 ± 0,55	24,2 ± 0,59	22,1 ± 0,55	24,2 ± 0,55	21,2 ± 0,57	20,2 ± 0,57
Т2	25,5 ± 1,44	23,1 ± 2,93	22,8 ± 1,27	23,3 ± 2,12	22,5 ± 2,11	15,5 ± 1,44	13,1 ± 2,93	12,8 ± 1,27	13,3 ± 2,12	12,5 ± 2,11	12,8 ± 0,57	17,7 ± 0,64	23,2 ± 0,59	20,7 ± 0,64	16,3 ± 0,64	12,1 ± 0,55	14,9 ± 0,55	12,1 ± 0,64	9,9 ± 0,55	0,2 ± 0,08
Т3	18,0 ± 1,99	20,8 ± 1,76	22,1 ± 1,75	22,4 ± 1,86	23,8 ± 2,57	18,0 ± 1,99	10,8 ± 1,76	12,1 ± 1,75	12,4 ± 1,86	13,8 ± 2,57	18,2 ± 0,59	8,3 ± 0,61	11,9 ± 0,55	13,9 ± 0,55	16,4 ± 0,67	14,9 ± 0,55	19,8 ± 0,57	14,9 ± 0,59	10,4 ± 0,67	7,1 ± 0,55
Т4	27,5 ± 2,39	20,8 ± 1,67	18,9 ± 1,64	19,3 ± 1,73	20,2 ± 1,29	17,5 ± 2,39	19,8 ± 1,67	17,9 ± 1,64	19,3 ± 1,73	20,2 ± 1,29	20,9 ± 0,55	22,8 ± 0,59	24,1 ± 0,55	20,1 ± 0,55	17,8 ± 0,59	19,3 ± 0,64	20,1 ± 0,55	19,3 ± 0,53	18,2 ± 0,57	19,9 ± 0,55
Т5	25,0 ± 2,69	22,8 ± 1,85	21,1 ± 0,96	21,6 ± 1,74	21,4 ± 1,36	20,0 ± 2,69	26,8 ± 1,85	27,1 ± 0,96	27,6 ± 1,74	27,4 ± 1,36	20,4 ± 0,67	22,1 ± 0,55	24,3 ± 0,61	24,1 ± 0,55	25,6 ± 0,74	21,9 ± 0,55	19,7 ± 0,64	21,9 ± 0,59	24,8 ± 0,59	21,7 ± 0,61

Таблица В.3

Хемотаксис *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Туры, %

Год	2009					2010					2011					2012				
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Т кон троль	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	37,0 ± 2,70	30,0 ± 2,24	37,3 ± 2,42	37,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	37,0 ± 2,70	40,0 ± 2,24	36,7 ± 3,71	33,3 ± 3,33	35,6 ± 3,26	35,0 ± 2,18	35,6 ± 2,94	35,6 ± 2,32	33,3 ± 3,33	32,2 ± 2,87	34,4 ± 2,94	33,3 ± 3,33
Т1	7,3 ± 0,90	7,0 ± 0,94	6,9 ± 0,89	7,1 ± 0,85	7,1 ± 0,75	10,3 ± 0,90	10,0 ± 0,94	16,9 ± 0,89	17,1 ± 0,85	17,1 ± 0,75	7,2 ± 1,84	5,6 ± 1,69	9,4 ± 1,79	9,4 ± 1,79	14,4 ± 1,82	9,4 ± 1,21	12,8 ± 1,72	14,4 ± 2,43	11,1 ± 1,58	13,3 ± 2,05
Т2	2,7 ± 0,23	6,8 ± 0,79	3,2 ± 0,56	3,1 ± 0,43	3,6 ± 0,35	8,7 ± 0,23	12,8 ± 0,79	9,2 ± 0,56	9,1 ± 0,43	9,6 ± 0,35	6,1 ±1, 46	7,2 ± 1,84	12,8 ± 1,44	7,8 ± 1,78	8,3 ± 2,16	5,6 ± 1,10	9,4 ± 1,05	10,6 ± 2,00	7,2 ± 1,14	6,1 ± 1,27
Т3	2,5 ± 0,89	7,8 ± 0,69	3,6 ± 0,31	2,8 ± 0,94	3,1 ± 0,35	5,5 ± 0,89	7,8 ± 0,69	6,6 ± 0,31	8,8 ± 0,94	7,1 ± 0,35	3,3 ± 0,93	7,8 ± 1,78	6,1 ± 1,04	3,9 ± 1,21	5,0 ± 1,37	1,1 ± 0,72	3,33 ± 0,93	0,6 ± 0,54	0 + 0,02	0 + 0,02
Т4	2,2 ± 0,68	5,1 ± 0,63	4,4 ± 0,24	3,2 ± 0,74	3,0 ± 0,96	12,2 ±0,6 9	15,1 ± 0,63	14,4 ± 0,24	13,2 ± 0,74	13,0 ± 0,96	11, 7 ± 2,21	14,4 ± 1,98	12,8 ± 1,72	10,6 ± 1,43	8,9 ± 1,28	15,0 ± 1,79	17,2 ± 2,60	16,1 ± 2,02	15,0 ± 2,10	18,3 ± 2,71
Т5	5,9 ± 0,83	6,0 ± 0,65	4,2 ± 0,42	6,3 ± 0,57	6,6 ± 0,63	15,9 ±0,8 3	16,0 ± 0,65	14,2 ± 0,42	16,3 ± 0,57	16,6 ± 0,63	14, 4 ± 1,82	16,1 ± 2,38	17,2 ± 1,58	16,1 ± 1,67	18,3 ± 2,17	15,6 ± 1,91	13,9 ± 2,18	15,6 ± 1,91	13,3 ± 2,51	16,1 ± 2,02

Таблица В.4

Процент активных особей *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Туры, %.

Год	2009					2010					2011					2012				
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Тконтроль	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	28,7 ± 2,27	33,0 ± 2,40	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	28,7 ± 2,27	33,0 ± 2,40	30,6 ± 4,16	31,7 ± 3,81	29,4 ± 4,46	31,1 ± 4,11	30,0 ± 3,96	32,8 ± 3,41	35,6 ± 3,36	33,9 ± 3,25	31,7 ± 3,73	32,8 ± 3,41
T1	12,0 ± 1,24	13,1 ± 0,94	12,8 ± 0,97	12,7 ± 1,03	12,8 ± 1,02	13,0 ± 1,15	13,3 ± 0,64	13,8 ± 1,27	13,3 ± 1,42	13,6 ± 1,42	12,8 ± 2,66	12,2 ± 2,75	11,7 ± 2,02	13,3 ± 2,80	13,3 ± 2,80	15,0 ± 2,94	12,2 ± 2,63	13,3 ± 2,68	15,6 ± 3,05	13,9 ± 3,14
T2	14,1 ± 1,57	9,7 ± 0,45	10,7 ± 1,04	8,8 ± 0,81	8,9 ± 0,58	13,3 ± 1,35	13,7 ± 1,45	9,9 ± 1,14	7,8 ± 0,71	8,6 ± 0,98	15,6 ± 3,36	11,7 ± 2,32	9,4 ± 1,89	7,8 ± 1,91	7,2 ± 1,95	9,4 ± 2,21	5,0 ± 1,67	3,3 ± 1,14	0,6 ± 0,56	0,6 ± 0,56
T3	17,6 ± 1,37	11,1 ± 0,86	8,8 ± 0,75	6,8 ± 0,35	6,4 ± 0,46	18,6 ± 1,56	10,3 ± 0,76	9,8 ± 0,94	7,5 ± 0,66	5,7 ± 0,38	20,0 ± 2,29	13,9 ± 3,15	12,2 ± 2,36	8,9 ± 2,67	4,4 ± 1,45	14,4 ± 3,36	9,4 ± 2,21	3,9 ± 1,18	1,7 ± 1,21	0,0 ± 0,00
T4	19,4 ± 1,89	8,7 ± 0,91	10,7 ± 0,49	11,3 ± 1,27	11,5 ± 1,27	29,4 ± 2,73	28,7 ± 1,98	20,7 ± 1,74	21,3 ± 2,15	21,5 ± 0,97	21,7 ± 3,73	17,2 ± 2,53	18,3 ± 2,83	18,9 ± 2,79	19,4 ± 2,74	25,6 ± 2,71	25,6 ± 3,45	24,4 ± 3,54	26,1 ± 3,44	22,8 ± 3,51
T5	15,3 ± 0,83	10,4 ± 0,85	7,4 ± 0,61	3,2 ± 0,26	3,8 ± 0,27	25,3 ± 2,28	30,4 ± 2,79	27,4 ± 2,65	33,2 ± 3,14	33,8 ± 3,21	22,2 ± 3,38	22,8 ± 3,41	19,4 ± 3,28	21,1 ± 2,41	22,8 ± 3,41	30,6 ± 4,16	28,3 ± 4,30	26,1 ± 3,44	24,4 ± 3,15	27,2 ± 4,34

ПРИЛОЖЕНИЕ Г

Таблица Г.1

Выживаемость *Daphnia magna* под влиянием воды из зон реки Туры, %

Год	2009					2010					2011					2012				
Сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Т конт роль	100,0- 0,18	100,0 - 0,18	100,0 - 0,18	96,7± 3,26	96,7± 3,26	100,0 - 0,18	100,0 - 0,18	100,0 - 0,18	96,7± 3,26	96,7 ± 3,26	100,0 - 0,18	100,0 - 0,18	98,0± 2,00	98,0± 2,00	98,0 ± 2,00	100,0 - 0,18	100,0- 0,18	98,0± 2,00	98,0± 2,00	98,0± 2,00
Т1	96,7± 2,65	96,7± 2,65	93,3± 2,91	93,3± 2,91	93,3± 2,91	100,0 -0,18	98,0± 1,98	98,0± 1,98	98,0± 1,98	98,0 ± 1,98	98,0 ± 2,00	98,0 ± 2,00	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	98,0 ± 2,00	98,0 ± 2,00	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45
Т2	96,7± 2,65	96,7± 2,65	93,3± 2,91	73,3± 2,99	73,3± 3,00	96,0± 2,77	94,0± 3,36	92,0± 3,84	90,0± 4,24	86,0± 4,91	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	90,0 ± 3,16	86,0 ± 2,45	82,0 ± 3,74	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	90,0 ± 3,16	86,0± 4,91	82,0 ± 5,83
Т3	76,7± 4,37	76,7± 4,37	76,7± 4,37	70,0± 3,49	70,0± 3,49	86,0± 4,91	78,0± 5,86	76,0± 6,04	74,0± 6,04	74,0± 6,20	88,0 ± 2,00	80,0 ± 4,47	78,0 ± 3,74	74,0 ± 2,45	62,0 ± 3,74	88,0 ± 2,00	80,0 ± 5,47	78,0 ± 8,00	74,0 ± 8,12	63,3 ± 8,43
Т4	90,0± 4,49	90,0± 4,49	90,0± 4,49	90,0± 4,49	90,0± 4,49	92,0± 3,84	88,0± 4,60	88,0± 4,60	86,0± 4,91	86,0± 4,91	96,0 ± 2,45	94,0 ± 2,45	92,0 ± 2,00	88,0 ± 3,74	84,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	94,0 ± 2,45	92,0± 3,84	88,0 ± 3,74	84,0 ± 5,10
Т5	90,0± 4,49	90,0± 4,49	90,0± 4,49	56,7± 3,67	40,0± 3,49	96,0± 2,77	96,0± 2,77	94,0± 3,36	94,0± 3,36	92,0± 3,84	98,0 ± 2,00	98,0 ± 2,00	94,0 ± 2,45	91,0 ± 3,74	90,0 ± 3,16	98,0 ± 2,00	98,0 ± 2,00	94,0 ± 2,45	92,0± 3,84	90,0± 4,49

Таблица Г.2

Плодовитость *Daphnia magna* под влиянием воды из зон реки Туры, ед.

Год исследования	2010	2011	2012
Т контроль	$3,3 \pm 0,42$	$3,3 \pm 0,22$	$3,3 \pm 0,21$
T1	$3,5 \pm 0,27$	$3,4 \pm 0,15$	$1,5 \pm 0,36$
T2	$2,8 \pm 0,23$	$2,7 \pm 0,36$	$1,4 \pm 0,63$
T3	$2,6 \pm 0,31$	$1,7 \pm 0,28$	$1,3 \pm 0,39$
T4	$3,1 \pm 0,26$	$3,0 \pm 0,24$	$1,4 \pm 0,38$
T5	$3,3 \pm 0,34$	$3,2 \pm 0,1$	$1,7 \pm 0,17$

ПРИЛОЖЕНИЕ Д

Таблица Д.1

Выживаемость *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Туры, %

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Т контроль	100±2,36	100±2,36	100±2,36	100±2,36
T1	100±2,36	100±2,36	100±2,36	100±2,36
T2	100±2,36	94,4±5,42	22,2±9,80	27,8±10,56
T3	94,4±5,42	94,4±5,42	44,4±11,71	11,1±7,40
T4	100±2,36	100±2,36	50,0±11,79	55,6±11,71
T5	100±2,36	100±2,36	88,9±7,40	88,9±0,52

Таблица Д.2

Двигательная активность *P. corneus* при действии воды из зон реки Туры, см.

Т5	Т4	Т3	Т2	Т1	Тконтр.	Сут	Год
5,0 ± 0,58	8,2 ± 0,41	6,7 ± 0,41	9,3 ± 0,41	10,0 ± 0,58	12,5 ± 0,41	2	2009
5,3 ± 0,65	8,6 ± 0,7	7,0 ± 0,57	8,8 ± 0,63	10,5 ± 0,52	14,2 ± 1,39	4	
5,8 ± 0,21	8,3 ± 0,41	7,2 ± 0,41	8,2 ± 0,19	10,1 ± 0,28	13,1 ± 0,43	6	
6,1 ± 0,68	8,0 ± 0,48	7,0 ± 0,94	8,1 ± 0,71	10,4 ± 0,74	11,0 ± 1,27	8	
6,4 ± 0,41	7,7 ± 0,41	7,4 ± 0,38	8,3 ± 0,22	10,0 ± 0,58	11,7 ± 0,41	10	
7,5 ± 0,70	7,0 ± 0,65	8,7 ± 0,33	6,3 ± 0,67	10,2 ± 0,58	12,6 ± 1,29	12	
6,9 ± 0,15	7,4 ± 0,56	5,8 ± 0,32	5,5 ± 0,35	10,0 ± 0,46	13,2 ± 0,56	14	
6,6 ± 0,71	8,1 ± 0,80	6,1 ± 0,79	5,7 ± 0,83	10,4 ± 0,34	14,0 ± 1,12	16	
4,7 ± 0,51	8,7 ± 0,40	5,2 ± 0,13	8,6 ± 0,30	12,3 ± 0,61	17,8 ± 0,50	2	2010
5,3 ± 0,43	8,6 ± 0,34	5,0 ± 0,12	9,1 ± 0,28	12,5 ± 0,61	17,2 ± 0,50	4	
6,3 ± 0,24	8,3 ± 0,28	5,1 ± 0,15	7,8 ± 0,28	11,5 ± 0,61	17,4 ± 0,50	6	
6,1 ± 0,21	8,0 ± 0,26	5,0 ± 0,12	7,1 ± 0,28	11,6 ± 0,61	17,0 ± 0,49	8	
7,2 ± 0,19	7,7 ± 0,27	6,1 ± 0,14	7,6 ± 0,28	11,8 ± 0,61	17,5 ± 0,50	10	
7,5 ± 0,22	7,0 ± 0,26	6,7 ± 0,14	6,3 ± 0,28	11,7 ± 0,61	17,6 ± 0,50	12	
6,8 ± 0,33	7,2 ± 0,22	5,4 ± 0,17	6,0 ± 0,30	12,3 ± 0,63	17,7 ± 0,50	14	
6,6 ± 0,25	8,1 ± 0,28	5,1 ± 0,14	5,7 ± 0,28	12,4 ± 0,61	18,0 ± 0,49	16	
7,6 ± 0,75	9,1 ± 1,21	4,8 ± 0,44	7,9 ± 1,47	15,6 ± 1,07	17,9 ± 0,57	2	2011
7,9 ± 1,12	9,2 ± 0,95	4,7 ± 0,56	8,4 ± 1,12	15,5 ± 0,90	17,8 ± 0,64	4	
8,7 ± 0,85	8,5 ± 0,61	4,2 ± 0,71	6,7 ± 1,01	14,9 ± 0,70	17,9 ± 0,69	6	
8,6 ± 0,86	8,6 ± 0,92	4,2 ± 0,89	6,7 ± 0,62	14,9 ± 0,83	17,9 ± 0,82	8	
8,1 ± 0,29	7,4 ± 0,30	3,3 ± 0,14	5,4 ± 0,28	12,6 ± 1,18	17,5 ± 1,84	10	
7,3 ± 0,50	8,3 ± 0,72	2,6 ± 0,21	5,5 ± 0,41	12,1 ± 0,50	18,1 ± 1,26	12	
6,8 ± 0,29	8,5 ± 0,13	3,7 ± 0,40	6,2 ± 0,13	13,3 ± 0,94	17,8 ± 1,52	14	
8,2 ± 0,29	9,1 ± 0,50	4,2 ± 0,13	5,5 ± 0,30	13,6 ± 1,29	17,7 ± 1,85	16	
8,5 ± 0,30	8,2 ± 0,39	3,2 ± 0,15	4,8 ± 0,22	12,5 ± 1,17	16,9 ± 1,75	2	2012
9,2 ± 0,29	8,6 ± 0,21	3,5 ± 0,30	5,8 ± 0,15	12,7 ± 0,96	17,5 ± 1,62	4	
10,7 ± 0,56	9,1 ± 0,24	4,1 ± 0,19	3,9 ± 0,16	11,6 ± 0,64	16,9 ± 1,15	6	
10,2 ± 0,63	9,6 ± 0,64	4,4 ± 0,31	4,7 ± 0,23	11,4 ± 0,47	17,4 ± 1,05	8	
9,4 ± 0,17	10,4 ± 0,31	4,6 ± 0,16	4,2 ± 0,18	9,5 ± 0,40	17,5 ± 1,13	10	
9,3 ± 0,35	8,3 ± 0,35	4,3 ± 0,18	5,1 ± 0,23	9,9 ± 0,77	16,6 ± 1,64	12	
9,0 ± 0,58	8,3 ± 0,54	4,7 ± 0,35	5,7 ± 0,39	10,3 ± 0,49	17,3 ± 1,12	14	
7,4 ± 0,12	10,1 ± 0,50	5,7 ± 0,18	4,5 ± 0,17	10,9 ± 0,57	16,7 ± 1,26	16	

Таблица Д.3

Изменение массы тела *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Туры, мкг.

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Т контроль	133,3 ± 12,3	153,3 ± 10,33	158,7±11,62	142,1±10,44
T1	60,0 ± 2,74	70,0 ± 6,47	63,9±6,22	67,4±6,56
T2	40,0 ± 2,71	50,0 ± 5,33	25,7±2,47	38,2±3,45
T3	20,0 ± 1,69	30,0 ± 2,67	12,4±1,22	18,7±0,88
T4	40,0 ± 2,76	60,0 ± 5,99	51,3±4,77	65,5±6,33
T5	90,0 ± 3,66	80,0 ± 8,22	51,8±4,77	86,5±7,61

Таблица Д.4

Активность питания *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Туры, мкг.

Г о д	Сут.	Г _{контр}	T1	T2	T3	T4	T5
2009							
	2	100,0 ± 0,18	125,0 ± 5,45	370,0 ± 12,22	270,0 ± 6,67	780,0 ± 53,36	180,0 ± 6,67
	4	100,2 ± 15,33	130,0 ± 3,16	350,0 ± 3,86	230,0 ± 3,57	800,0 ± 4,38	160,0 ± 3,25
	6	101,0 ± 1,12	135,0 ± 3,77	340,0 ± 5,56	260,0 ± 15,33	770,0 ± 37,78	170,0 ± 3,33
	8	110,3 ± 6,24	130 ± 3,16	360,0 ± 3,88	250,0 ± 3,67	730,0 ± 4,77	190,0 ± 3,34
	10	100,0 ± 0,18	140,0 ± 28,8	330,0 ± 17,64	250,0 ± 5,77	750,0 ± 36,31	165,0 ± 5,77
	12	100,2 ± 10,42	130 ± 3,16	345,0 ± 3,85	250,0 ± 3,69	690,0 ± 4,26	190,0 ± 3,33
	14	105,0 ± 3,33	135,0 ± 3,33	350,0 ± 12,33	280,0 ± 16,67	630,0 ± 55,68	220,0 ± 8,82
	16	100,2 ± 10,13	125,0 ± 2,98	345,0 ± 3,85	270,0 ± 3,71	590,0 ± 3,28	200,0 ± 2,67
2010							
	2	105,0 ± 3,33	125,0 ± 3,33	400,0 ± 16,67	200,0 ± 5,77	600,0 ± 54,33	140,0 ± 3,33
	4	100,0 ± 0,18	130,0 ± 8,82	433,0 ± 12,36	230,0 ± 6,67	800,0 ± 10,02	160,0 ± 6,67
	6	100,0 ± 0,18	130,0 ± 5,77	450,0 ± 15,33	220,0 ± 6,67	750,0 ± 67,78	180,0 ± 5,77
	8	110,0 ± 3,33	130,0 ± 3,33	470,0 ± 21,86	250,0 ± 8,42	730,0 ± 72,11	190,0 ± 15,33
	10	100,0 ± 3,33	127,0 ± 4,26	500,0 ± 18,33	260,0 ± 12,22	700,0 ± 73,33	200,0 ± 6,67
	12	100,0 ± 0,18	130,0 ± 5,77	590,0 ± 17,64	250,0 ± 5,77	690,0 ± 12,22	190,0 ± 12,22
	14	107,0 ± 5,77	130,0 ± 6,67	700,0 ± 56,67	250,0 ± 15,33	600,0 ± 15,33	220,0 ± 5,77
	16	100,0 ± 3,33	125,0 ± 3,33	750,0 ± 16,67	270,0 ± 6,67	590,0 ± 21,11	290,0 ± 14,53
2011							
	2	100,0 ± 0,18	110,0 ± 5,77	340,0 ± 55,68	90,0 ± 5,77	190,0 ± 5,77	120,0 ± 5,77
	4	100,0 ± 0,18	146,7 ± 12,02	423,3 ± 17,64	216,7 ± 3,33	660,0 ± 72,11	136,7 ± 21,86
	6	106,7 ± 3,33	170,0 ± 5,77	553,3 ± 74,24	260,0 ± 5,77	766,7 ± 46,31	110,0 ± 26,46
	8	100,0 ± 5,77	116,7 ± 3,33	416,7 ± 16,67	306,7 ± 17,64	816,7 ± 69,36	116,7 ± 8,82
	10	106,7 ± 3,33	96,7 ± 3,33	200,0 ± 28,87	256,7 ± 6,67	430,0 ± 25,17	113,3 ± 14,53
	12	103,3 ± 8,82	90,0 ± 5,77	103,3 ± 3,33	236,7 ± 18,56	83,3 ± 3,33	126,7 ± 3,33
	14	106,7 ± 3,33	86,7 ± 6,67	56,7 ± 3,33	253,3 ± 14,53	43,3 ± 12,02	113,3 ± 8,82
	16	100,0 ± 5,77	86,7 ± 6,67	43,3 ± 6,67	240,0 ± 10,00	20,0 ± 15,28	113,3 ± 17,64
	2	105,0 ± 3,33	120,0 ± 3,33	350,0 ± 32,56	420,0 ± 25,17	170,0 ± 12,22	150,0 ± 5,77
	4	100,0 ± 1,11	130,0 ± 6,67	400,0 ± 16,67	510,0 ± 54,33	670,0 ± 18,57	200,0 ± 12,22
	6	110,0 ± 5,77	120,0 ± 5,57	420,0 ± 22,12	500,0 ± 12,22	650,0 ± 67,78	180,0 ± 3,33
	8	95,0 ± 2,06	140,0 ± 5,77	450,0 ± 17,64	450,0 ± 16,67	570,0 ± 15,33	170,0 ± 6,67
	10	100,0 ± 3,33	110,0 ± 3,33	370,0 ± 18,33	400,0 ± 15,33	510,0 ± 12,22	150,0 ± 6,67
	12	103,0 ± 4,27	130,0 ± 6,67	350,0 ± 18,56	350,0 ± 16,67	470,0 ± 21,86	120,0 ± 5,77
	14	107,0 ± 6,67	150,0 ± 11,11	300,0 ± 11,11	130,0 ± 12,22	360,0 ± 6,67	120,0 ± 6,67
	16	110,0 ± 5,77	120,0 ± 5,57	270,0 ± 25,17	90,0 ± 8,82	345,0 ± 10,13	100,0 ± 3,33

Таблица Д.5

Реальная плодовитость *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Туры, ед.

Год исследования	2010	2011	2012
Т контроль	1,9	2,2	2,0
T1	0,9	0,9	1,0
T2	0,3	0	0,1
T3	0,2	0,6	0,3
T4	0,3	0,7	0,6
T5	0,4	0,7	0,6

Таблица Д.6

Концентрация каротиноидов в мягких телах *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Туры и реки Елыкова, мг/г

р. Елыкова	Концентрация каротиноидов	Концентрация каротиноидов	р. Тура
Е контроль	5,392±0,095	5,392±0,095	Т контроль
Е1	22,181±0,368	4,25±0,035	T1
Е2	1,082±0,002	5,042±0,019	T2
Е3	5,062±0,015	3,5±0,008	T3
Е4	6,221±0,021	5,052±0,009	T4
		4,703±0,008	T5

ПРИЛОЖЕНИЕ Е

Таблица Е.1

Концентрация железа и фосфатов в пробах воды из зон р. Елыкова.

Исследуемые вещества	Железо, мг/л [ПДК: 1,0*]				Фосфаты, мг/л [ПДК: 3,5]			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Год исследования								
Е контроль	0	0	0	0	0	0	0	0
Е1	0,5	1	1	1	0,2	0,2	0,2	0,2
Е2	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Е3	0,3	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2
Е4	0,5	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	1,2

Условные обозначения: * - ПДК по усмотрению санитарного врача может быть назначена - 1,0.

Таблица Е.2

Концентрация катионов аммония, нитратов и нитритов в пробах воды из зон реки Елыкова.

Исследуемые вещества	Аммоний катион, мг/л [ПДК: 1,5]				Нитраты, мг/л [ПДК: 45,0]				Нитриты, мг/л [ПДК: 3,3]			
	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Год исследования												
Е контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Е1	0	0,2	0,5	0,2	1	1	1	1	0,02	0,02	0,01	0,02
Е2	0	0,7	1	0,2	1	1	1	1	0,02	0,02	0,01	0,02
Е3	0,2	2	2	0,2	1	1	1	1	0,02	0,02	0,01	0,02
Е4	0,2	0,2	0,2	0,2	1	1	1	35	0,02	0,02	0,1	2,5

Условные обозначения: **жирным шрифтом** выделены значения выше ПДК.

Таблица Е.3

Концентрация фторидов, хлоридов и уровень pH в пробах воды из зон реки Елыкова.

Исследуемые вещества	Фториды, мг/л [ПДК: 1,5]				Хлориды, мг/л [ПДК: 350,0]				pH [ПДК: 6,5-8,5]			
Год исследования	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012	2009	2010	2011	2012
Е контроль	0	0	0	0	0	0	0	0	7	7	7	7
Е1	0,2	0,2	0,2	0	21,1	17,75	21	17,75	7	7	7	7
Е2	0,2	0,2	0,2	0	21,13	10,65	18	10,65	6	6	6	8
Е3	0,2	0,2	0,2	0	21,13	14,2	21	14,2	7	6	7	8
Е4	0,2	0,2	0,2	0	21,88	17,75	25	120,5	6	6,5	6	6

Условные обозначения: **жирным шрифтом** выделены отклонения от ПДК.

Таблица Е.4

Погодные условия для исследуемого отрезка реки Елыкова в сроки проведения сбора материала.

Год исследования	Количество осадков, мм	Толщина снежного покрова, см	Влажность, %	Скорость ветра, м/с	Средняя температура в летний период	Облачность	Радиационный баланс	% ясных дней лета	% облачных и пасмурных дней лета
2009	442,2	58	77,6	2,7	15,6	5,3	1047,3	40,2	59,8
2010	433,3	60	76,6	2,8	15,4	4,7	1182,1	26,1	73,9
2011	361,1	46	75,3	3,0	15,4	4,2	1198,7	35,9	64,1
2012	642	68	75,3	2,7	18,6	4,2	1190,4	40,2	59,8

Информация по материалам гидрометеоцентра, архивов GRIB файлов (GFS модель), научно-инженерные изысканий, Space Weather Prediction Center; подготовлено сервисом "atlas-yakutia.ru".

Таблица Е.5

Коэффициенты корреляции (r) тест-функций дафний и химических параметров.

Исследуемые параметры	pH	Fe ^{2+/3+}	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻	F ⁻	Cl ⁻	ПАВ	Фенолы	Масла и нефтепродукты
Выживаемость 2 д.	0,4 6	0,35	0,19	-0,41	-0,41	-0,41	-0,41	-0,26	-0,43	-0,40	-0,41
Выживаемость 10 д.	0,8 2	0,47	-0,28	-0,55	-0,55	-0,55	-0,55	-0,28	-0,47	-0,56	-0,55
Плодовитость	0,2 0	0,11	0,45	-0,33	-0,33	-0,33	-0,33	-0,23	-0,55	-0,28	-0,33

ПРИЛОЖЕНИЕ Ж

Таблица Ж.1

Коэффициент естественного прироста *Paramecium caudatum* под влиянием проб воды из р. Туры

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Т контроль	0,009	0,006	-0,026	0,021
T1	-0,041	-0,051	-0,034	-0,085
T2	-0,088	-0,091	-0,038	-0,446
T3	0,270	0,008	-0,076	-0,099
T4	-0,049	-0,035	-0,083	-0,036
T5	0,191	0,108	-0,063	-0,063

Таблица Ж.2

Коэффициент естественного прироста *Daphnia magna* под влиянием проб воды из р. Туры

Год исследования	2010	2011	2012
Т контроль	0,321	0,321	0,321
T1	0,341	0,322	0,075
T2	0,231	0,203	0,039
T3	0,170	0,067	0,061
T4	0,257	0,24	0,087
T5	0,296	0,278	0,132

Таблица Ж.3

Коэффициент естественного прироста *Planorbis corneus* под влиянием проб воды из р. Туры

Год исследования	2010	2011	2012
Т контроль	0,119	0,138	0,125
Т1	0,056	0,056	0,063
Т2	0,014	-0,046	-0,043
Т3	0,008	-0,035	-0,053
Т4	0,044	-0,013	-0,007
Т5	0,025	0,032	0,026

ПРИЛОЖЕНИЕ 3

Таблица 3.1

Плотность культуры *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Елыкова, шт.

Год	2009					2010					2011					2012				
сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Е контроль	11,7 ± 0,56	11,3± 0,54	11,6± 0,56	11,7± 0,65	11, 5 ± 0,53	11,7± 0,55	11,3± 0,47	11,6± 0,50	11,7± 0,65	11, 5 ± 0,56	11,7 ± 0,24	11,6 ± 0,33	11,6 ± 0,42	11,5 ± 0,23	11,6 ± 0,39	11,8 ± 0,37	11,7 ± 0,40	11,7 ± 0,45	11,6 ± 0,37	11,8 ± 0,36
Е1	19,3 ± 0,67	21,3± 0,40	20,3± 0,17	-	-	7,9 ± 0,76	9,1 ± 0,81	8,2 ± 0,86	8,5 ± 0,83	8,1 ± 0,78	20,9 ± 1,23	19,4 ± 1,64	19,2 ± 1,32	19,3 ± 0,59	19,9 ± 1,06	21,7 ± 0,54	26,8 ± 0,67	23,7 ± 0,61	19,3 ± 0,87	10,7 ± 1,00
Е2	11,1 ± 0,63	1,7 ± 0,07	0,7 ± 0,06	-	-	4,8 ± 0,47	7,1±0,45	6,0±0,74	6,4±0,53	6,2±0,55	8,4 ± 1,17	9,9 ± 0,53	10,2 ± 0,34	8,1 ± 0,62	5,3 ± 0,40	12,2 ± 2,08	11,2 ± 1,44	5,7 ± 0,71	4,7 ± 0,44	2,2 ± 0,88
Е3	5,7 ± 0,43	0,6 ± 0,06	0,3 ± 0,05	-	-	6,4 ± 0,48	9,5±0,68	9,0±0,95	8,7±0,86	8,0±0,84	28,0 ± 1,46	9,3 ± 0,70	5,4 ± 0,43	5,1 ± 0,62	3,1 ± 0,45	16,1 ± 0,61	14,8 ± 0,38	7,0 ± 0,43	3,8 ± 0,43	1,7 ± 0,33
Е4	10,3 ± 0,33	2,3 ± 0,08	0,3 ± 0,05	-	-	3,8 ± 0,22	4,9 ± 0,11	5,3±0,54	5,6±0,57	5,8±0,60	14,4 ± 1,98	12,8 ± 0,98	11,3 ± 0,89	9,6 ± 0,73	10,1 ± 0,59	10,3 ± 1,53	13,8 ± 0,86	13,3 ± 1,22	5,2 ± 0,45	0,5 ± 0,14

Таблица 3.2

Фагоцитарная активность *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Елыкова, шт.

Год	2009					2010					2011					2012				
сут ки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Е кон тро ль	15,7 ± 0,51	14,8 ± 0,53	15,1 ± 0,63	15,5 ± 0,53	15,2 ± 0,60	15,7 ± 0,51	14,8 ± 0,53	15,1 ± 0,63	15,5 ± 0,53	15,2 ± 0,60	15,3 ± 0,29	15,2 ± 0,96	15,4 ± 0,44	15,6 ± 1,15	15,5 ± 0,22	15,6 ± 0,39	15,5 ± 0,39	15,6 ± 0,28	15,7 ± 0,32	15,6 ± 0,46
Е1	10,2 ± 0,58	12,1 ± 0,64	11,2 ± 0,23	-	-	14,4 ± 0,92	15,2 ± 0,82	13,7 ± 0,76	11,2 ± 0,88	12,4 ± 0,95	12,4 ± 0,56	13,7 ± 1,20	12,4 ± 0,19	10,1 ± 0,66	12,1 ± 0,29	11,1 ± 0,42	11,2 ± 0,43	11,2 ± 0,43	13,2 ± 0,43	13,2 ± 0,43
Е2	0,6 ± 0,24	0,6 ± 0,24	0,5 ± 0,02	-	-	5,4 ± 0,55	7,2 ± 0,63	4,8 ± 0,47	3,9 ± 0,35	1,0 ± 0,08	2,1 ± 0,46	3,7 ± 0,52	2,7 ± 0,30	1,9 ± 0,17	3,4 ± 0,40	4,1 ± 0,40	3,1 ± 0,37	3,3 ± 0,38	2,3 ± 0,38	1,0 ± 0,23
Е3	0,1 ± 0,05	0,9 ± 0,04	0 + 0,24	-	-	8,2 ± 0,81	11,3 ± 1,12	14,8 ± 1,15	12,7 ± 0,97	13,5 ± 0,13	4,8 ± 1,02	6,1 ± 0,58	7,3 ± 1,14	6,4 ± 0,70	10,8 ± 0,43	8,2 ± 0,42	8,1 ± 0,39	9,2 ± 0,45	9,2 ± 0,43	10,2 ± 0,43
Е4	0,1 ± 0,08	0,8 ± 0,09	0 + 0,24	-	-	12,6 ± 0,11	14,7 ± 0,16	12,4 ± 0,12	11,5 ± 0,12	12,7 ± 0,13	5,9 ± 1,24	7,8 ± 1,21	6,2 ± 0,98	5,7 ± 0,70	8,9 ± 0,48	8,9 ± 0,48	8,2 ± 0,43	5,2 ± 0,40	1,9 ± 0,29	1,2 ± 0,24

Таблица 3.3

Хемотаксис *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Елыкова, %

Год	2009					2010					2011					2012				
сутк и	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Е конт роль	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	37,0 ± 2,70	34,0 ± 2,56	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	37,0 ± 2,70	34,0 ± 2,56	30,6 ± 3,92	29,4 ± 4,68	32,2 ± 2,22	30,0 ± 3,71	31,7 ± 0,90	26,7 ± 1,98	27,8 ± 4,17	27,2 ± 2,78	28,3 ± 1,67	28,9 ± 2,12
Е1	33,3 ± 3,56	36,7 ± 3,66	32,6 ± 3,46	-	-	27,8 ± 4,60	29,4 ± 3,65	26,9 ± 3,11	29,2 ± 2,36	25,8 ± 2,77	23,9 ± 3,44	27,8 ± 4,09	27,2 ± 3,20	26,7 ± 4,09	26,1 ± 2,31	30,0 ± 1,81	29,4 ± 4,00	29,4 ± 4,00	29,4 ± 3,18	32,8 ± 1,77
Е2	3,3± 0,33	0 + 0,24	0,0± 0,24	-	-	40,4 ± 5,06	11,1 ± 2,70	3,7 ± 0,29	4,5 ± 0,44	3,8 ± 0,27	1,1 ± 0,72	3,3 ± 1,84	9,4 ± 1,58	19,4 ± 3,38	35,0 ± 4,22	1,7 ± 0,83	2,2 ± 0,89	5,0 ± 1,14	10,0 ± 1,71	20,0 ± 1,98
Е3	13,3 ± 1,11	0,0± 0,24	0,0± 0,24	-	-	13,8 ± 4,28	11,7 ± 3,32	10,5 ± 0,97	9,8 ± 0,67	8,6 ± 0,79	12,8 ± 1,58	15,6 ± 2,59	17,2 ± 3,86	15,6 ± 2,85	19,4 ± 2,92	0 ± 0,02	0 ± 0,02	0 ± 0,02	2,8 ± 0,92	7,22 ± 1,33
Е4	33,3 ± 3,11	3,3± 0,33	0,0± 0,24	-	-	32,6 ± 5,05	23,6 ± 2,05	22,7 ± 1,33	19,4 ± 1,54	20,6 ± 1,88	18,9 ± 2,67	20,6 ± 2,62	18,9 ± 3,13	20,6 ± 3,57	24,4 ± 4,22	30,6 ± 2,62	33,3 ± 3,13	30,6 ± 2,62	33,9 ± 2,44	35,0 ± 1,21

Таблица 3.4

Двигательная активность *Paramecium caudatum* в пробах воды из реки Елыкова, %.

Год	2009					2010					2011					2012				
сутки	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Е контр оль	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0± 1,88	28,7 ± 2,27	31,0 ± 2,57	27,3 ± 2,42	27,0 ± 3,20	32,0 ± 1,88	28,7 ± 2,27	31,0 ± 2,57	28,3 ± 1,67	30,6 ± 1,71	28,9 ± 2,41	29,4 ± 1,89	28,3 ± 2,02	31,1 ± 2,12	31,7 ± 1,67	30,0 ± 1,81	29,4 ± 1,71	30,6 ± 1,27
Е1	43,3 ± 4,22	36,7 ± 3,44	32,9± 3,33	-	-	10,4 ± 3,33	7,8 ± 3,35	8,4 ± 3,36	9,2 ± 3,21	8,0 ± 3,42	22,2 ± 4,24	16,1 ± 2,16	12,2 ± 1,73	11,1 ± 1,15	11,7 ± 0,90	25,6 ± 1,66	22,2 ± 1,73	18,9 ± 2,79	15,6 ± 2,02	11,7 ± 1,85
Е2	30,0 ± 1,33	3,3 ± 0,33	0 + 0,24	-	-	23,4 ± 4,37	49,6 ± 6,30	34,2 ± 4,26	26,5 ± 3,54	23,7 ± 3,66	37,2 ± 3,69	35,0 ± 1,21	28,3 ± 2,46	26,7 ± 1,62	25,6 ± 2,32	52,2 ± 3,39	50,0 ± 1,81	45,0 ± 2,46	38,9 ± 3,61	28,9 ± 1,59
Е3	23,3 ± 2,56	6,7 ± 0,45	0 + 0,24	-	-	36,9 ± 5,99	59,6 ± 5,06	66,4 ± 5,23	67,4 ± 4,78	72,1 ± 6,28	41,7 ± 2,18	45,0 ± 2,71	48,3 ± 3,64	57,2 ± 3,00	78,3 ± 1,85	20,6 ± 2,97	23,3 ± 3,52	27,8 ± 3,19	40,6 ± 2,21	51,1 ± 3,12
Е4	33,3 ± 3,56	6,7 ± 0,56	0 + 0,24	-	-	27,9 ± 4,84	71,1 ± 4,98	69,6 ± 4,75	68,3 ± 4,36	66,9 ± 5,36	30,0 ± 3,33	35,6 ± 2,94	43,3 ± 2,80	51,7 ± 3,45	62,8 ± 2,26	45,0 ± 2,59	49,4 ± 1,89	50,6 ± 4,61	55,6 ± 4,14	58,9 ± 1,79

ПРИЛОЖЕНИЕ И

Таблица И.1

Выживаемость *Daphnia magna* под влиянием воды из зон реки Елыкова, %.

Год	2009					2010					2011					2012				
сутк и	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9	1	3	5	7	9
Е конт роль	100- 0,18	100- 0,18	100- 0,18	96,7 ± 3,26	96,7 ± 3,26	100- 0,18	100- 0,18	100- 0,18	97,0± 1,33	96,7± 3,26	100- 0,18	100- 0,18	98,0 ± 1,98	96,0 ± 2,45	96, 0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45	96,0 ± 2,45
Е1	77,0 ± 1,67	73,3 ± 1,67	70,0 ± 3,0	70,0 ± 3,0	66,7 ± 1,67	100- 0,18	98,0± 1,98	98,0± 1,98	98,0± 1,98	98,0± 1,98	94, 0 ± 2,45	94, 0 ± 2,45	94, 0 ± 2,45	92,0 ± 2,00	92,0 ± 2,00	80,0 ± 7,07	80,0 ± 7,07	78,0 ± 5,83	78,0 ± 5,83	74,0 ± 5,10
Е2	93,0 ± 1,67	80,0 ± 1,67	76,7 ± 1,33	73,3 ± 1,46	56,7 ± 1,33	98,0 ± 1,98	98,0± 1,98	92,0± 3,84	90,0± 4,24	86,0± 4,91	96,0 ± 2,45	92,0 ± 2,00	78,0 ± 3,74	74, 0 ± 2,45	66,0 ± 5,10	24,0 ± 5,10	22,0 ± 3,74	14,0 ± 2,45	6,0 ± 2,45	4,0 ± 2,45
Е3	63,3 ± 0,88	56,7 ± 0,33	56,7 ± 0,67	50,0 ± 0,00	46,7 ± 0,33	100, 0 - 0,18	98,0± 1,98	96,0± 2,77	94,0± 3,36	94,0± 3,36	90,0 ± 0,00	82,0 ± 3,74	80,0 ± 3,16	78,0 ± 3,74	74, 0 ± 2,45	64,0 ± 7,48	62,0 ± 5,83	56,0 ± 5,10	48,0 ± 3,74	44,0 ± 2,45
Е4	16,7 ± 0,56	10,0 ± 0,58	10,0 ± 0,58	10,0 ± 0,58	6,7 ± 0,04	98,0 ± 1,98	98,0± 1,98	98,0± 1,98	90,0± 4,24	90,0± 4,24	88,0 ± 3,74	84,0 ± 2,45	70,0 ± 6,33	6,0 ± 2,45	0 + 0,02	0 + 0,02	0 + 0,02	0 + 0,02	0 + 0,02	0 + 0,02

Таблица И.2

Плодовитость *Daphnia magna* под влиянием воды из зон реки Елыкова.

Год исследования	2010	2011	2012
Е контроль	$3,3 \pm 0,42$	$3,3 \pm 0,22$	$3,3 \pm 0,21$
Е1	$3,1 \pm 0,97$	$3,1 \pm 0,31$	$3,2 \pm 0,32$
Е2	$2,5 \pm 0,88$	$2,2 \pm 0,37$	$0,5 \pm 0,18$
Е3	$3,5 \pm 0,75$	$3,7 \pm 0,26$	$3,7 \pm 0,16$
Е4	$2,6 \pm 1,03$	$0,0 \pm 0,02$	$0,0 \pm 0,02$

ПРИЛОЖЕНИЕ К

Таблица К.1

Выживаемость *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова, %

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Е контроль	100,0 ± 2,36	100,0 ± 2,36	100,0 ± 2,36	100,0 ± 2,36
Е1	100,0 ± 2,36	83,3 ± 8,79	88,9 ± 7,40	94,4 ± 5,42
Е2	100,0 ± 2,36	100,0 ± 2,36	55,6 ± 11,71	66,7 ± 11,11
Е3	100,0 ± 2,36	88,9 ± 7,40	94,4 ± 5,42	83,3 ± 8,79
Е4	100,0 ± 2,36	77,8 ± 9,80	5,6 ± 5,42	5,6 ± 5,42

Таблица К.2

Двигательная активность *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова, см.

Г	2009						2010						2011						2012					
о																								
д																								
сутки																								
Е																								
Е1																								
Е2																								
Е3																								
Е4																								
3,9 ± 0,87	5,6 ± 1,22	5,2 ± 0,99	5,3 ± 0,90	12,8 ± 1,39	2																			
4,7 ± 0,80	5,3 ± 0,82	7,2 ± 1,02	5,1 ± 1,25	14,2 ± 1,39	4																			
5,1 ± 0,87	4,7 ± 0,69	7,1 ± 0,59	5,0 ± 0,56	12,6 ± 0,96	6																			
5,0 ± 0,57	5,8 ± 0,60	6,2 ± 0,63	5,3 ± 0,72	11,0 ± 1,27	8																			
4,6 ± 0,89	4,5 ± 0,51	5,8 ± 0,29	5,3 ± 0,50	12,5 ± 1,16	10																			
4,8 ± 0,45	6,2 ± 0,56	4,2 ± 0,42	5,5 ± 0,50	13,2 ± 1,39	12																			
5,2 ± 0,50	5,9 ± 0,33	4,4 ± 0,41	5,2 ± 0,50	12,7 ± 1,16	14																			
4,6 ± 0,42	6,4 ± 0,33	3,7 ± 0,33	5,7 ± 0,56	12,6 ± 1,27	16																			
4,7 ± 0,69	4,1 ± 0,75	4,1 ± 0,51	6,9 ± 0,62	11,7 ± 0,45	2																			
5,1 ± 0,50	5,8 ± 0,45	5,6 ± 0,23	7,5 ± 0,75	12,8 ± 0,50	4																			
5,8 ± 0,72	6,6 ± 0,74	7,6 ± 0,50	8,0 ± 0,75	13,8 ± 0,77	6																			
5,1 ± 1,09	7,2 ± 0,71	6,5 ± 0,95	12,2 ± 0,62	12,8 ± 0,49	8																			
4,3 ± 0,72	7,8 ± 0,74	6,5 ± 0,23	8,7 ± 0,77	11,9 ± 0,50	10																			
3,4 ± 0,90	8,4 ± 0,63	6,4 ± 0,88	5,9 ± 0,83	10,9 ± 0,53	12																			
4,0 ± 0,93	6,3 ± 1,08	5,9 ± 1,02	6,7 ± 0,63	10,9 ± 0,75	14																			
5,4 ± 0,88	6,4 ± 0,85	2,6 ± 0,84	5,8 ± 0,77	13,5 ± 0,47	16																			
25,4 ± 2,11	6,2 ± 0,33	15,2 ± 1,33	5,9 ± 0,56	12,4 ± 0,44	2																			
22,7 ± 1,11	6,0 ± 0,11	10,6 ± 0,33	6,2 ± 0,50	12,1 ± 0,50	4																			
19,7 ± 0,50	6,4 ± 0,50	7,6 ± 0,50	6,9 ± 0,52	13,0 ± 1,11	6																			
14,4 ± 1,22	6,2 ± 0,52	6,6 ± 0,67	5,3 ± 0,33	12,8 ± 0,33	8																			
7,1 ± 0,45	5,7 ± 0,33	5,4 ± 0,33	5,6 ± 0,56	12,5 ± 0,33	10																			
2,8 ± 1,06	5,5 ± 0,45	4,5 ± 0,45	6,8 ± 0,56	13,0 ± 0,45	12																			
1,8 ± 0,11	6,0 ± 0,46	2,6 ± 0,22	5,6 ± 0,33	12,4 ± 1,11	14																			
0,6 ± 0,01	5,6 ± 0,33	2,3 ± 0,44	6,0 ± 0,11	12,6 ± 0,33	16																			
20,0 ± 2,11	8,6 ± 0,34	16,8 ± 1,33	5,7 ± 0,50	13,3 ± 0,33	2																			
19,7 ± 0,50	9,2 ± 0,86	15,6 ± 0,88	6,2 ± 0,50	14,5 ± 1,01	4																			
0,0 ± 0,01	7,7 ± 0,77	12,1 ± 0,67	7,4 ± 0,36	12,7 ± 0,50	6																			
0,0 ± 0,01	10,2 ± 0,45	12,6 ± 0,45	8,6 ± 0,11	14,6 ± 0,56	8																			
0,0 ± 0,01	11,4 ± 1,11	11,6 ± 0,33	8,0 ± 0,33	13,2 ± 1,12	10																			
0,0 ± 0,01	7,2 ± 0,67	9,3 ± 0,12	7,5 ± 0,52	14,2 ± 0,67	12																			
0,0 ± 0,01	6,4 ± 0,33	8,2 ± 0,67	4,9 ± 0,42	12,6 ± 0,33	14																			
0,0 ± 0,01	5,5 ± 0,66	7,5 ± 0,73	5,4 ± 0,67	12,3 ± 0,47	16																			

Таблица К.3

Изменение массы *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова, мкг.

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Е контроль	106,3±9,63	109,89±5,88	122,22± 10,98	112,44± 5,03
Е1	20,0±1,26	21,66±1,15	22,22± 3,03	20,0± 0,71
Е2	30,0±2,16	40,89±0,87	66,67± 2,94	57,88± 4,31
Е3	100,0±2,56	97,48±11,51	100,0± 2,19	98,33± 2,56
Е4	90,0±2,40	79,10±8,50	16,67± 2,94	- 14,56± 1,72

Таблица К.4

Активность питания *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова, мкг.

Г о д	2009					2010					2011					2012				
	Е4	Е3	Е2	Е1	Е контроль	сутки	Е4	Е3	Е2	Е1	Е контроль	сутки	Е4	Е3	Е2	Е1	Е контроль	сутки		
	46,0 ± 1,40	8,0 ± 0,08	34,0 ± 1,11	42,2 ± 0,01	100,3 ± 9,23	2	57,0 ± 1,26	9,0 ± 0,08	32,0 ± 1,02	40,0 ± 0,11	100,2 ± 15,33	4	85,0 ± 1,75	109,0 ± 0,50	9,0 ± 0,08	47,0 ± 0,05	110,0 ± 10,47	6		
	34,0 ± 1,20	23,0 ± 0,15	28,0 ± 0,76	41,0 ± 0,10	110,3 ± 6,24	8	95,6 ± 0,07	17,9 ± 0,10	162,0 ± 0,56	41,0 ± 0,10	100,4 ± 9,09	10								
	52,1 ± 5,00	324,8 ± 12,70	24,5 ± 0,02	21,6 ± 1,50	35,8 ± 2,05	2														
	144,0 ± 0,70	175,9 ± 6,65	182,5 ± 21,11	148,6 ± 11,76	38,1 ± 2,18	4	77,7 ± 10,15	62,3 ± 01,50	123,9 ± 16,00	105,5 ± 0,05	32,7 ± 2,12	6								
	16,5 ± 5,20	397,8 ± 61,50	170,0 ± 0,750	58,0 ± 1,55	34,3 ± 2,05	8	16,3 ± 5,21	168,7 ± 1,60	67,6 ± 0,50	27,8 ± 1,10	31,4 ± 2,23	10								
	29,6 ± 0,12	85,1 ± 16,40	33,3 ± 6,70	27,8 ± 1,10	35,3 ± 2,04	12														
	38,8 ± 0,05	51,6 ± 0,12	50,0 ± 0,50	27,6 ± 1,10	38,3 ± 2,20	14														
	36,8 ± 0,00	49,6 ± 05,07	48,0 ± 1,11	25,6 ± 1,02	36,3 ± 2,07	16														
	210,0 ± 0,700	103,3 ± 0,26	406,7 ± 70,00	93,3 ± 0,26	93,3 ± 2,50	2														
	190,0 ± 0,21	167,7 ± 16,61	326,7 ± 50,02	113,3 ± 6,15	86,7 ± 4,17	4														
	170,0 ± 17,60	110,0 ± 0,50	250,0 ± 10,00	130,0 ± 10,00	96,7 ± 2,36	6														
	110,0 ± 1,26	96,7 ± 0,26	83,3 ± 0,50	80,0 ± 0,50	83,3 ± 4,41	8														
	80,0 ± 0,26	63,3 ± 6,15	56,7 ± 0,50	86,7 ± 1,11	90,0 ± 2,89	10														
	96,7 ± 0,26	123,3 ± 6,15	83,3 ± 0,50	73,3 ± 1,11	103,3 ± 2,36	12														
	86,7 ± 0,26	90,0 ± 0,26	90,0 ± 0,50	76,7 ± 1,11	93,3 ± 2,50	14														
	80,0 ± 6,60	83,3 ± 1,11	67,7 ± 16,20	80,0 ± 0,50	93,3 ± 2,65	16														
	364,7 ± 0,70	86,4 ± 1,10	174,3 ± 16,20	92,6 ± 6,11	90,4 ± 2,32	2														
	60,1 ± 0,67	104,7 ± 0,20	142,2 ± 0,70	134,8 ± 16,26	95,6 ± 2,07	4														
	40,7 ± 1,00	105,5 ± 0,10	153,4 ± 11,21	216,3 ± 26,10	92,4 ± 2,13	6														
	36,7 ± 0,50	121,8 ± 6,27	133,3 ± 6,15	114,7 ± 11,11	89,7 ± 2,97	8														
	30,2 ± 0,40	113,2 ± 1,16	102,4 ± 0,50	76,3 ± 0,17	93,5 ± 2,08	10														
	24,7 ± 0,11	94,2 ± 0,11	127,5 ± 1,40	68,2 ± 0,20	91,8 ± 2,18	12														
	12,8 ± 0,16	121,7 ± 6,26	115,9 ± 0,11	66,4 ± 0,20	90,4 ± 2,32	14														
	1,7 ± 0,44	106,7 ± 0,50	96,9 ± 1,16	50,7 ± 1,70	93,3 ± 2,08	16														

Таблица К.5

Реальная плодовитость *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова, ед.

Год исследования	2010	2011	2012
Е контроль	0,94	1,00	0,94
Е1	0,72	0,83	0,89
Е2	0,17	0,00	0,22
Е3	0,56	0,39	0,50
Е4	0,27	0,00	0,00

ПРИЛОЖЕНИЕ Л

Таблица Л.1

Коэффициент естественного прироста *Paramecium caudatum* под влиянием воды из зон реки Елыкова

Год исследования	2009	2010	2011	2012
Е контроль	0,013	0,013	0,000	0,000
Е1	-0,023	-0,049	-0,020	-0,058
Е2	-0,294	-0,026	0,010	-0,246
Е3	-0,250	-0,077	-0,210	-0,264
Е4	-0,435	0,041	-0,063	-0,018

Таблица Л.2

Коэффициент естественного прироста *Daphnia magna* под влиянием воды из зон реки Елыкова

Год исследования	2010	2011	2012
Е контроль	0,321	0,313	0,313
Е1	0,306	0,279	0,208
Е2	0,208	0,110	-0,094
Е3	0,322	0,249	0,107
Е4	0,224	-0,100	-0,100

Таблица Л.3

Коэффициент естественного прироста *Planorbis corneus* под влиянием воды из зон реки Елыкова

Год исследования	2010	2011	2012
Е контроль	0,059	0,063	0,059
Е1	0,027	0,039	0,049
Е2	0,011	-0,028	-0,012
Е3	0,024	0,020	0,016
Е4	-0,001	-0,059	-0,059