

Санкт-Петербургский государственный университет

***Рыбакова Валентина Васильевна***

**Выпускная квалификационная работа**

***Оценка здоровья экосистем ряда рекреационных акваторий реки Волга,  
в районе г. Чебоксары***

Уровень образования: *Магистратура*

Направление 05.04.06 «*Экология и природопользование*»

Основная образовательная программа ВМ.5797 «*Геоэкология: мониторинг,  
природопользование и экологическая безопасность*»

Научный руководитель:

*д.т.н., профессор кафедры экологической  
безопасности и устойчивого развития  
регионов, Институт наук о Земле  
Холодкевич Сергей Викторович*

Рецензент:

*старший научный сотрудник  
лаборатории биоэлектронных методов  
геоэкологического мониторинга,  
к.ф.-м.н.  
Любимцев Василий Алексеевич*

Санкт-Петербург

2022

## Содержание

Глоссарий .....	2
Введение.....	3
Глава 1. Обзор методов оценок здоровья водных экосистем.....	4
1.1. Понятие здоровья экосистемы .....	4
1.2. Методы оценки здоровья водных экосистем.....	6
Глава 2. Волоконно-оптический метод изучения кардиоактивности бентосных беспозвоночных .....	11
Глава 3. Материалы и методы .....	17
3.1. Физико-географическая характеристика бассейна р. Волга вблизи г. Чебоксары ....	17
3.2. Описание объекта исследования.....	21
3.3. Описание предмета исследования .....	23
3.4. Процесс тестирования состояния (здоровья) моллюсков по методу функциональной нагрузки .....	25
Глава 4. Результаты и их обсуждение .....	27
4.1. Содержание тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков и донных отложениях	27
4.2. Время восстановления кардиоритма моллюсков после функциональной нагрузки..	35
Заключение.....	43
Список литературы .....	44
Приложения .....	49

## Глоссарий

НИЦЭБ РАН – Научно-исследовательский центр экологической безопасности  
Российской Академии наук

ICES – Международный совет по исследованию моря

ЧСС – Частота сердечных сокращений

$T_{\text{восст}}$  – Время восстановления после воздействия на тест-организм

CVЧСС – Коэффициент вариации ЧСС выборки тестируемых организмов

EQR – Показатель экологического качества

ГЭС – Гидроэлектростанция

ПДК – Предельно допустимая концентрация

ХПК – Химическое потребление кислорода

БПК<sub>5</sub> – Биохимическое потребление кислорода за 5 суток

СИ – Индекс кондиции

МПИ – Индекс загрязнения металлами

BCF – Коэффициент биоконцентрации

## Введение

В настоящее время почти невозможно находить водные объекты, не подверженные антропогенным изменениям, тем временем как высокое качество воды — необходимое условие сохранения не только здоровья населения, но и биоразнообразия водных экосистем, а также эстетического и рекреационного потенциала. Для водных организмов снижение качества воды особенно значимо, т.к. оно ведёт к ухудшению условий обитания, снижению адаптивных возможностей и выживаемости отдельных организмов, а в некоторых случаях и к исчезновению популяций, деградации сообществ или целых экосистем, что неизбежно снижает уровень экосистемных услуг для людей от таких акваторий.

Для обоснования рационального природопользования необходим прогноз последствий воздействия, а также мониторинг текущего состояния экосистем. Изменения в экосистемах происходят непрерывно, поэтому необходимо знать, допустимы ли они, то есть, находятся ли в пределах нормы, или свидетельствуют об отклонении от неё. Ответить на этот вопрос помогает такое понятие как «здоровье экосистемы», которое в последние годы активно используется в научной литературе при интегральных оценках последствий загрязнения окружающей среды. Проявление физиологических изменений и патологических состояний организмов отражают неблагоприятное «здоровье» экосистемы, следовательно, неблагоприятное состояние экосистем (Моисеенко, 2017).

Одним из новых и перспективных методов оценки здоровья экосистем является волоконно-оптический метод изучения кардиоактивности бентосных беспозвоночных, разработанный в НИЦЭБ РАН профессором Института наук о Земле СПбГУ С.В. Холодкевичем.

Река Волга помимо того, что является источником централизованного питьевого водоснабжения в Чувашской Республике, имеет важное рекреационное значение для населения. На сегодняшний день качество воды в Волге относится, в основном, к 3 классу, поэтому мониторинг экологического состояния акваторий реки является актуальным направлением исследований (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>).

**Цель** выпускной квалификационной работы: оценить состояния пяти рекреационных акваторий р. Волга, расположенных вдоль побережья г. Чебоксары на основе анализа функционального состояния обитающих в них моллюсков.

В работе решались следующие **задачи**:

1. Провести тестирование функционального состояния перловицы обыкновенной (*Unio pictorum*), отловленных из пяти рекреационных акваторий р. Волга.
2. Оценить адаптивную способность перловицы обыкновенной (*Unio pictorum*) по результатам тестирования функционального состояния.
3. Оценить качество воды в рекреационных акваториях р. Волга по содержанию тяжёлых металлов в мягких тканях перловицы обыкновенной (*Unio pictorum*) и донных осадков.
4. Оценить экологический статус (здоровье) исследуемых рекреационных акваторий на основе тестирования здоровья обитающих в них двустворчатых моллюсков методом функциональной нагрузки.

**Объект исследования:** пять рекреационных акваторий р. Волга вблизи г. Чебоксары.

**Предмет исследования:** функциональное состояние перловицы обыкновенной (*Unio pictorum*), обитающей в рекреационных акваториях р. Волга в городской черте г. Чебоксары.

## **Глава 1. Обзор методов оценок здоровья водных экосистем**

### **1.1. Понятие здоровья экосистемы**

В 1941 году Альдо Леопольд впервые сформулировал понятие «здоровье земли», заявив, что её можно считать здоровой, когда она «стремится сохранить целостность, стабильность и красоту биотического сообщества». Эта концепция была использована им в качестве средства для оценки состояния экосистем (Saikia et al., 2011).

С тех пор было разработано множество определений данного понятия: здоровье экосистемы определяли как постоянство гомеостаза, как отсутствие болезни, как биоразнообразие или сложность, как стабильность или устойчивость, как энергию или возможность для роста и как баланс между компонентами системы (Saikia et al., 2011). Например, (Karr et al., 1986) утверждали, что экосистема может считаться здоровой, если реализован присущий ей потенциал, её состояние стабильно, а способность к самовосстановлению в случае нарушения сохраняется даже при минимальной внешней поддержке.

Сегодня здоровая экосистема может быть определена с точки зрения трёх основных характеристик: энергии (или жизнеспособности), устойчивости и организации. Под этими характеристиками подразумевается следующее (Costanza, 2012):

1. Энергия (жизнеспособность) экосистемы — это мера её активности, скорость метаболизма в организмах или производства валовой и чистой первичной продукции.
2. Под устойчивостью экосистемы понимается её способность поддерживать свою структуру и модель поведения под воздействием стресса. Устойчивость экосистемы, в свою очередь, состоит из двух основных компонентов: времени, которое необходимо системе для восстановления после стресса, и величины возмущения, от которого экосистема может восстанавливаться без перехода к альтернативному состоянию.
3. Организация экосистемы включает в себя количество путей и схем обмена материалами и информацией между компонентами системы и разнообразие этих путей и схем.

Таким образом, здоровая экосистема определяется как стабильная и устойчивая система, которая способна сохранять свою организацию и автономию с течением времени, а также устойчивость к стрессу (Saikia et al., 2011).

Идея понятия «здоровья экосистемы» в самой общей форме заключается в том, чтобы перевести сложное поведение системы в широко и интуитивно понятное объяснение, поэтому оно все чаще используется в оценке состояния экосистем и управления ими в целях сохранения и рационального использования ресурсов (Saikia et al., 2011; Голубев и др., 2013). Однако в некоторых научных кругах существует возражение против данной концепции, которое состоит в том, что оно представляет собой «нормативную» концепцию, которая подразумевает конкретные социальные цели, а не «объективную» научную концепцию (Costanza, 2012).

Из общих соображений ясно, что здоровье экосистемы зависит от физиологического здоровья составляющих его организмов, взаимодействия присутствующих видов и эмерджентных свойств системы, которые включают биоту и окружающую среду (Tett et al., 2013). Поэтому некоторые аспекты здоровья экосистемы можно понять с точки зрения здоровья живых организмов. С этой точки зрения индикаторы измерения здоровья экосистемы аналогичны температуре тела, артериальному давлению или химическому составу крови организма (Saikia et al., 2011). То есть, симптомы физиологических изменений и патологических состояний организмов, функциональных и структурных нарушений состояния популяций и сообществ отражают неблагоприятное здоровье экосистемы, что обуславливает, например, неблагоприятное качество вод. В таком случае, благоприятное качество вод считается таковым, если отвечает требованиям сохранения здоровья водных организмов и воспроизводства

наиболее чувствительных видов, адаптированных в процессе эволюции к условиям экосистемы данного водоёма (Моисеенко, 2017).

## **1.2. Методы оценки здоровья водных экосистем**

Система оценки состояния водного объекта состоит из двух основных частей: инструментально-аналитического физико-химического анализа и биодиагностики. Физико-химический анализ используется для определения концентраций загрязняющих веществ в водной среде, а биодиагностика, которая включает биотестирование и биоиндикацию — для оценки степени воздействия отдельно взятого стресс-фактора или их совокупности на биоту по её реакциям на различных уровнях организации жизни (Чуйко, 2017). Объектом слежения при биодиагностике в любом случае является состояние живого организма. Измеряемые характеристики, которые называются биомаркерами, и методы, используемые при этом, могут быть различными, но все они представляют интерес лишь как показатели состояния живого организма (Захаров, Трофимов, 2011).

Биотестирование вод направлено на оценку токсичности поступающих в водоём загрязняющих веществ и донных отложений по данным лабораторных исследований. Оно позволяет экспериментально устанавливать концентрации веществ, которые вызывают наиболее значимые и легко определяемые биологические реакции у лабораторных тест-организмов — смертность, выживаемость, репродуктивность, двигательная активность, рост и т.п. В качестве тест-организмов используются лабораторные культуры различных систематических групп (микроорганизмы, водоросли, беспозвоночные, икра, мальки, взрослые рыбы и др.). Если свойства вод отвечают требованиям нормального существования и воспроизводства наиболее чувствительных водных тест-организмов, то качество вод принимают читать соответствующим требованиям и для сохранения здоровья экосистем (Моисеенко, 2017; Чуйко, 2017).

К достоинствам биотестирования можно отнести сравнительно быстрое получение информации (от нескольких часов до нескольких недель) о токсичности отдельных веществ. Однако поведение загрязняющих веществ в естественных водных объектах и их токсичные свойства могут значительно отличаться от их действия на живые организмы в испытательной ёмкости (Моисеенко, 2017). Более того, в естественных условиях организмы могут перемещаться и избегать загрязнённых точек (Hook et al., 2014). К тому же лабораторные тест-организмы приспособлены к обитанию в специфической водной среде с небольшим диапазоном изменения её физико-химических характеристик.

Другой метод биодиагностики — биоиндикация — подразумевает обнаружение и определение экологического значения антропогенных нагрузок на водный объект на

основе определения качественных (видовой состав) и количественных (численность, биомасса, видовое разнообразие) характеристик по показателям состояния сообществ или индикаторных видов в водном объекте (Чуйко, 2017). В итоге биоиндикационного исследования даются градационные оценки, выраженные в классах, баллах или индексах, которые занимают промежуточное положение между количественными и качественными показателями (Моисеенко и др., 2010).

Биоиндикатор — это организм (или часть организма, либо сообщество организмов), который содержит информацию о качестве окружающей среды или его части. Биоиндикатор должен обладать следующими характеристиками:

- быть легко распознаваемым;
- иметь широкое распространение;
- обладать общеизвестными экологическими характеристиками;
- иметь низкую мобильность;
- иметь достаточную численность;
- быть пригодным для лабораторных экспериментов;
- обладать высокой чувствительностью к стрессору (Li et al., 2010).

В качестве биоиндикаторов часто выступают бентосные организмы, которые благодаря большой продолжительности жизни могут отражать экологическое состояние за более длительный интервал времени, интегрируя условия существования в данной среде. Они, как правило, не являются хозяйственно ценными или уникальными объектами, поэтому изъятие их из водного объекта в исследовательских целях не наносит ущерб экосистеме. Одним из самых распространенных организмов-биоиндикаторов при оценке экологического состояния водного объекта являются бентосные беспозвоночные, т.к. они обширно распространены, приурочены к определенному биотопу, ведут оседлый образ жизни, имеют высокую численность, относительно крупные размеры и достаточно продолжительные жизненные циклы, чтобы аккумулировать загрязняющие вещества (Булавина Е.Н., Булавина Д.А., 2018).

Однако каждая группа организмов как биологический индикатор имеет как преимущества, так и недостатки, которые определяют границы их использования (Моисеенко, 2017).

Разработанное множество индексов (для описания реакции сообщества на изменение условий окружающей среды, например, индекс Шеннона-Винера, индекс Симпсона) объединяют три компонента структуры сообщества — богатство (количество присутствующих видов), равномерность (однородность в распределении особей между видами) и численность (общее количество присутствующих особей). Предполагается, что

ненарушенная среда характеризуется высоким разнообразием, равномерным распределением особей между видами и умеренным или большим количеством особей (Li et al., 2010).

Однако такие индексы часто субъективны и их значение зависит от однородности биотопа и сезона года. Вдобавок, их использование затруднено в случае комбинированного токсичного загрязнения и эвтрофирования, т.к. число одних сообществ может увеличиваться, других — уменьшаться (Моисеенко, 2017).

Биоиндикация водного объекта позволяет адекватно и надежно оценивать изменения в экосистемах, произошедших за длительный промежуток времени (от нескольких недель до нескольких лет) действия негативного фактора, а также прогнозировать варианты дальнейшего развития экосистем (Чуйко, 2017).

Важным элементом биодиагностики является биомаркирование — оценка степени воздействия антропогенных и природных факторов на состояние здоровья гидробионтов с использованием биомаркеров (Чуйко, 2017).

Биомаркеры — это ответные реакции организма на биологически значимое воздействие различной природы, которые указывают либо на присутствие загрязняющих веществ (биомаркеры воздействия), либо на величину биологической реакции на воздействие загрязняющих веществ (биомаркеры эффекта) (Marigomez et al., 2013). Однако четкой дифференциации между биомаркерами воздействия и эффекта не существует, т.к. один и тот же биомаркер может одновременно относиться к разному типу (Чуйко, 2016).

Пригодность биомаркера для использования определяется следующими положениями (Hook et al., 2014; Чуйко, 2016):

- 1) обладают химической и биологической специфичностью, чтобы различать неспецифические биомаркеры, реагирующие на широкий спектр загрязнителей, и те, которые более специфичны для конкретных загрязняющих веществ;
- 2) наблюдается четкая взаимосвязь доза-реакция, при этом причина реакции может включать несколько факторов стресса;
- 3) устойчивость и обратимость ответа;
- 4) учитывать влияние нехимических факторов (температура, размер);
- 5) наблюдается взаимосвязь с эффектами на высоком уровне биологической организации;
- 6) ясность интерпретации данных;

7) исключаются ограничения практического применения (обладают простотой, надежностью, точностью и чувствительностью).

Выбор биомаркеров также зависит от опыта и технических возможностей исследователей в отношении биомаркеров, доступных ресурсов и наличия контрольных/критических значений или предыдущих исследований на изучаемой территории (Marigomez et al., 2013).

Главное ограничение для свободного практического применения биомаркеров заключается в сложности интерпретации полученных результатов с точки зрения оценки биологических последствий выявленных изменений для индивидуума и более высоких уровней организации, поскольку прямая связь между процессами на разных уровнях биологической организации не всегда очевидна (Чуйко, 2016).

Выделить норму и патологию у индивидуумов легче, т.к. молекулярно-клеточные и морфофизиологические изменения проявляются у организмов значительно раньше, чем происходят структурно-функциональные изменения популяций и сообществ (Моисеенко, 2017). Именно поэтому биомаркер — это параметр, регистрируемый на суборганизменном и организменном уровнях биологической организации, а именно на таких уровнях как молекулярно-генетический, биохимический, гистологический и физиологический (Чуйко, 2017; Чуйко, 2016).

Любые химические соединения первоначально воздействуют на базовые уровни организации живой материи — молекулярный и цитогенетический, что в свою очередь приводит к изменению функционирования в клетке и тканях, а после негативные эффекты отражаются на уровне органов и их систем, которые изменяют физиологический статус организма (Моисеенко и др., 2010). Изменения гомеостаза организма отражают базовые изменения функционирования живых существ и находят выражение в процессах, протекающих на разных уровнях, и могут быть оценены по различным параметрам с использованием различных методов (Захаров, Трофимов, 2011). Многие параметры, первоначально заимствованные из клинической медицины, экологической физиологии, биохимии и ихтиопатологии, позволяют оценивать состояние организма и обнаруживать негативное воздействие на ранних стадиях развития стресса (Чуйко, 2016).

Одной из характеристик гомеостаза, который чувствителен к стрессовому воздействию среды, является энергетическая стоимость физиологических процессов (Захаров, Трофимов, 2011). Организмы могут претерпевать физиологические изменения, чтобы приспособиться к внешнему стрессу, поддерживая при этом нормальную клеточную функцию. Однако эти «компенсаторные механизмы», которые маскируют токсикологические последствия, могут вызывать хронический стресс и увеличивать

энергетические потребности организма (Hook et al., 2014). Среди различных методов исследования энергетического обмена наиболее доступным является оценка потребления кислорода (Захаров, Трофимов, 2011).

Одним из примеров индексов здоровья экосистем, основанным на биомаркерах окислительного стресса, является реакция стресс-на-стресс (SoS), которая заключается в способности моллюсков выживать на воздухе. В ходе определения этого индекса мидий помещают поверх влажной бумаги на пластиковые лотки при постоянной комнатной температуре и 100% влажности. Животные считались мертвыми, когда их клапаны не закрывались при физической стимуляции. Индекс SoS был рекомендован ICES в 2012 году для программ мониторинга в качестве индикатора состояния здоровья мидий, а, следовательно, здоровья экосистем. Этот индекс был применен в полевых условиях для обнаружения последствий городских сбросов в эстуарные и прибрежные воды с использованием как местных, так и пересаженных мидий, а также для оценки воздействия разливов нефти и в различных лабораторных экспериментах. Успешное применение индекса SoS в качестве биомаркера для мониторинга окружающей среды привело к его последующему широкому применению к другим двустворчатым видам, особенно в субарктических и умеренных регионах (Aguirre-Rubíabc et al., 2018).

Биомаркеры дают общую картину состояния здоровья окружающей среды, поэтому в последние годы они были интегрированы в индексы здоровья экосистемы для простоты понимания обществом их значимости (Булавина Е.Н., Булавина Д.А., 2018). Рекомендации по применению биомаркерных показателей были приведены в таких международных природоохранных документах, как ICES Working Group on Biological Effects of Contaminants и в Директиве ЕС (Kholodkevich et al., 2020). В биодиагностике всё чаще используются новые методы оценки здоровья экосистем, основанные на таких биомаркерах как активность микробных ферментов, бактериальное свечение, фотосинтез, дыхание, двигательная активность, асимметрия, метаболизм сообщества (первичная продуктивность и дыхание), поглощение питательных веществ и вторичная продукция (Li et al., 2010).

Оценка здоровья экосистем основывается на связи концентрации воздействующего фактора со степенью выраженности ответной биологической реакции организмов (Чуйко, 2017). Главным преимуществом такой оценки является то, что нарушения, выявленные на разных структурных и функциональных уровнях у организмов, свидетельствуют о наличии реального существенного воздействия (Захаров, Трофимов, 2011).

Ключевой характеристикой здоровья экосистемы является способность к сопротивлению внешним воздействиям и восстановлению своих структуры и функций.

Поэтому оценка здоровья экосистем должна отвечать следующим условиям (Мокрый, 2017):

- не зависеть от состояния отдельных видов;
- иметь числовое, желательно лишенное размерности, выражение;
- быть применимой к экосистемам разного иерархического уровня организации;
- определяться по минимальному числу наблюдений.

Таким образом, интегрирование ответов на вопрос о состоянии организма является базовым подходом оценки здоровья среды (Захаров, Трофимов, 2011). Кроме того, что использование таких методов позволяет оценивать и минимизировать степень негативных последствий воздействия на водные экосистемы, они также могут быть использованы при нормировании содержания загрязняющих веществ в водной среде, осуществлении экологического мониторинга и прогнозировании экологических рисков (Чуйко, 2017). А перспектива использования методов оценки здоровья среды для фонового мониторинга определяется их способностью выявлять воздействие, вызывающее стресс, не только от загрязнения среды, но и от естественных факторов (температура, солёность и др.) (Захаров, Трофимов, 2011).

## **Глава 2. Волоконно-оптический метод изучения кардиоактивности бентосных беспозвоночных**

Определенную значимость для развития биодиагностических методов оценки здоровья водных экосистем представляет направление, основанное на использовании физиологических и поведенческих экотоксикологических биомаркеров для измерения реакций живых организмов (Холодкевич и др., 2011).

Профессором Института наук о Земле СПбГУ С.В. Холодкевичем был разработан способ оценки здоровья экосистем, который базируется на тестировании здоровья обитающих в водных объектах бентосных беспозвоночных с жестким наружным покровом методом функциональной нагрузки на основе анализа их кардиоритма, измеряемого с помощью оригинальной волоконно-оптической биоэлектронной системы БиоАргус (Kholodkevich et al., 2020; Патент РФ № 2308720, 2007; US Pat. № 8442809, 2013). Биоэлектронные системы — информационно-измерительные системы, в которых живые организмы включены в состав первичных преобразователей и являются частью электронной системы регистрации тех или иных физиологических или поведенческих биомаркеров (Холодкевич и др., 2011).

В биоэлектронных системах в качестве тест-организмов наиболее удобно использовать макробентосных беспозвоночных с жёстким наружным скелетом

(Холодкевич и др., 2011). Макробентосные беспозвоночные быстро реагируют на изменения условий среды обитания, поэтому они способны отражать краткосрочные воздействия и внезапные изменения в окружающей среде. Это связано с тем, что часто бентосные беспозвоночные (например, некоторые виды двусторчатых моллюсков) прикрепляются к субстрату и их рост и развитие могут напрямую реагировать на многие физические, химические и биологические изменения, происходящие в водном объекте, включая температуру, уровни питательных веществ, солёность и т.п. (Li et al., 2010). Поэтому при поступлении загрязняющих веществ в водную среду бентосные организмы могут рассматриваться как объективный показатель здоровья водной экосистемы (Холодкевич, 2007).

Однако даже в однородной группе тест-организмов, взятых из одной природной микропопуляции, могут наблюдаться весомые различия в реакциях на одни и те же воздействия. Обычно тест-организмы для экотоксикологических исследований должны соответствовать следующим критериям: быть одной генетической линии, одного возраста и пола, иметь сходные морфометрические характеристики и не иметь внешних повреждений (Холодкевич и др., 2011).

В дикой природе продолжительное время живут только здоровые организмы, а больные животные довольно быстро погибают, поэтому вероятность того, что отобранные аборигенные животные окажутся здоровыми — высока (Холодкевич, 2007). Кроме того, использование в качестве тест-организмов местных видов животных обеспечивает «экологическое соответствие» между состоянием биоты и состоянием экосистемы (Холодкевич и др., 2011).

Адаптивные возможности кардио-респираторной системы отражают интенсивность физиологических процессов, позволяя судить о функциональном состоянии организма в целом. Снижение адаптационных возможностей организма, которые выражаются в способности восстанавливаться после непродолжительной нагрузки, может служить прогностическим признаком, подтверждающим возникновение и развитие заболевания. Методом функциональной нагрузки при вызывании непродолжительного стрессового воздействия на тест-организм можно оценивать здоровье гидробионтов задолго до проявления признаков серьезного заболевания. Быстрота восстановления кардиоритма после стандартизованных воздействий характеризует возможности организма к компенсации изменений, вызванных воздействием внешних факторов, что является важным признаком здоровья (Холодкевич и др., 2018).

Биоэлектронные системы могут лечь в основу пассивных и активных методов биоиндикации. Пассивные методы представляют собой исследования функционального состояния отобранной группы здоровых тест-организмов без создания специальных условий для тестирования. При активном методе рассматриваются различные ответные реакции тест-организмов из изучаемых водных объектов на стресс-воздействия (Холодкевич и др., 2011).

Тестирование здоровья бентосных беспозвоночных по разработанному под руководством С.В. Холодкевича методу функциональной нагрузки, в котором измеряется скорость адаптации животного к той или иной кратковременной стрессовой нагрузке, заключается в следующем. На жёсткий наружный покров после предварительной его отчистки в область проекции сердца с помощью клея крепятся седла, в которых фиксируются миниатюрные волоконно-оптические датчики, предназначенные для регистрации кардиоритма тест-организма. Общая масса такой конструкции не превышает 2 г, поэтому она не препятствует нормальной жизнедеятельности организма. Обычно, для статистической достоверности, одновременно измеряют кардиоритм от 8 до 16 бентосных беспозвоночных. Регистрация кардиоритма проводится с помощью лазерного волоконно-оптического фотоплетизмографа, откуда формируемый инфракрасный луч полупроводникового лазера при помощи оптического волокна подается с внешней стороны раковины (без ее нарушения) к области пульсирующего сердца тест-организма. Луч, проходя через створку раковины моллюска, отражается от пульсирующего сердца и далее выходя обратно наружу через раковину с помощью второго оптического волокна содержащий информацию о периодических изменениях объёма сердца, направляется на фотоприемник, расположенный в фотоплетизмографе, где преобразуется в аналоговый сигнал, содержащий информацию о частоте сердечных сокращений (ЧСС), который затем через аналого-цифровой преобразователь (АЦП) поступает в персональный компьютер для архивации и анализа с помощью оригинальной программы VarPulse (Kholodkevich et al., 2020; Холодкевич и др., 2018).

Через несколько часов после того, как у отобранных животных-биоиндикаторов стабилизируется и сохраняется в течение двух часов определенный кардиоритм, осуществляется быстрое (в течение 2–3 мин) снижение/повышение солёности воды путём добавления в аквариум необходимого количества дистиллированной или солёной воды на один час. Для проверки функционального состояния живых организмов анализируется адаптивная перестройка сердечного ритма после восстановления первоначального показателя солёности воды (Kholodkevich et al., 2020; Холодкевич и др., 2018).

При этом диагностика функционального состояния живых организмов выполняется с использованием адаптированного для беспозвоночных животных метода вариационной пульсометрии. Сущность этого метода заключается в изучении закона распределения временных интервалов между двумя соседними циклами кардиоритма — кардиоинтервалов, как случайных величин в исследуемом ряду их значений. При этом строится вариационная кривая (гистограмма), отражающая вероятностное распределение кардиоинтервалов в анализируемой выборке кардиоритмов (Холодкевич, 2007).

При воздействии нагрузок повышаются энергетические затраты организма и существенно изменяются реакции со стороны кардио-респираторной системы, по сравнению с нормальным состоянием (Холодкевич и др., 2011). Поэтому показатель быстроты восстановления ритма сердца свидетельствует о функциональных резервах организма, а в случае медленного восстановления ритма или отсутствия такого восстановления, является показателем ранних признаков ухудшения здоровья (Холодкевич и др., 2018).

В качестве биомаркеров оценки здоровья в биоэлектронных системах используются частота сердечных сокращений (ЧСС) или её обратная величина — средняя величина кардиоинтервала ( $КИ_{cp}$ ), а также такая характеристика вариационной пульсометрии, как стресс-индекс (SI), который определяется по формуле:

$$SI = 1/2 \times КИ_{cp} \times СКО^2$$

где СКО — среднеквадратическое отклонение (Холодкевич, 2007).

Оценка функционального состояния проводится на основе измерения времени адаптивного восстановления ЧСС ( $T_{восст}$ ) до фонового уровня после снятия непродолжительной функциональной нагрузки (рис. 1), то есть промежутка времени после восстановления исходной солёности воды и до начала стабилизации ЧСС до фоновых значений, наблюдавшихся до изменения солёности воды (Холодкевич и др., 2018).

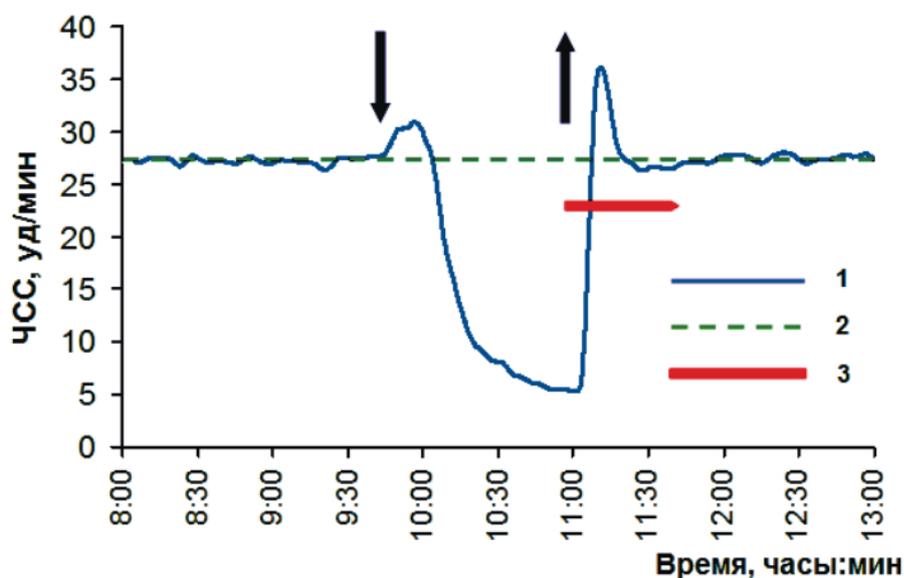


Рисунок 1. Изменение ЧСС в процессе тестирования на основе гипоосмотического стресс-воздействия (1 — тренд средней ЧСС до, во время воздействия и после восстановления первоначальной солёности воды; 2 — среднее значение ЧСС по группе мидий в спокойном, фоновом, состоянии; 3 — время восстановления фоновой ЧСС после возвращения к исходной солёности воды). Стрелки указывают на время начала изменения солёности (стрелка вниз) и начала восстановления первоначальной солёности воды (стрелка вверх) (Холодкевич и др., 2018)

Гидробионты, взятые из чистых зон, отличаются от гидробионтов из загрязнённых зон тем, что они демонстрируют более высокую адаптивную способность, которая выражается в более коротком времени восстановления значений ЧСС (Мокрый, 2017). Так, было обнаружено, что время восстановления ЧСС моллюсков из условно чистых мест составляет 30–50 минут, а из загрязнённых может достигать нескольких часов (Холодкевич и др., 2018).

Вторым показателем оценки функционального состояния измеряется коэффициент вариации ЧСС ( $CV_{\text{чсс}}$ ) выборки тестируемых организмов. Коэффициент вариации ( $CV$ ) индивидуальных ЧСС тест-организмов исследуемой выборки определялся в момент времени достоверного восстановления фоновых значений ЧСС по формуле (Холодкевич и др., 2011):

$$CV_{\text{чсс}} = \frac{\text{СКО}}{\text{ЧСС}_{\text{ср}}}$$

При величине коэффициента вариации ЧСС до 10% изменчивость оценивается как слабая, при 11–25% описывается как средняя, при значении более 25–30% — сильная.

В соответствии с рекомендациями Европейской водной рамочной директивы (ЕВРД) оценка экологического состояния водных объектов как отклонения от

естественных ненарушенных условий может проводиться с помощью безразмерного показателя экологического качества (Ecological Quality Ratio — EQR), который определяется как отношение фонового значения к наблюдаемому для разных групп биомаркеров. Весь диапазон экологического состояния водного объекта можно разбить на пять категорий качества, при этом значения EQR, близкие к единице, означают высокую степень сходства между наблюдаемыми и эталонными условиями и, как следствие, здоровую экосистему. Основной целью применения данного показателя является обеспечение сопоставимости разных методов биологических оценок.

В работе (Холодкевич и др., 2018) для оценки экологического статуса прибрежных морских акваторий были впервые предложены категории относительного экологического качества в соответствии с численными величинами EQR для биомаркеров  $T_{\text{восст}}$  и  $CV_{\text{чсс}}$ . Согласно предложенному в недавней работе (Холодкевич и др., 2019) по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$  возможно ранжирование диапазонов экологического состояния водного объекта на пять категорий качества: высокое, хорошее, посредственное, плохое и очень плохое (табл. 1).

Таблица 1.

Ранжирование экологического статуса водоемов по EQR и  $T_{\text{восст}}$ .

Экологический статус	EQR	$T_{\text{восст}}$ , мин
Высокий	> 0.80	< 50
Хороший	0.60–0.80	50–70
Посредственный	0.40–0.60	70–100
Плохой	0.20–0.40	100–200
Очень плохой	< 0.20	> 200

Биомаркерные исследования методом функциональной нагрузки с применением волоконно-оптических датчиков, проводимые на отдельных случайно взятых из природной популяции организмах, позволяют распространить выводы на состояние популяции и, таким образом, опосредованно судить о здоровье водных экосистем (Холодкевич и др., 2018).

Успешный опыт применения рассмотренных биоэлектронных систем, используемых для обеспечения мониторинга химической безопасности воды в режиме реального времени на 11 водозаборных сооружениях г. Санкт-Петербурга, подтверждает достоверность научных положений и практическую значимость разработанного метода и технических систем биомониторинга поверхностных вод на его основе. С помощью метода функциональной нагрузки были исследованы различные акватории г. Севастополя и Курортного района г. Санкт-Петербурга, где было показано, что данный метод может рассматриваться в качестве информационной основы для выработки научно-

обоснованных управленческих решений по обеспечению экологической безопасности рекреационных акваторий (Kholodkevich et al., 2020).

Таким образом, применение волоконно-оптического метода при анализе кардиоактивности аборигенных бентосных беспозвоночных может оказаться эффективным средством для получения объективной и достаточной информации о динамике изменения состояния экосистем для принятия обоснованных управленческих решений (Холодкевич, 2007).

### **Глава 3. Материалы и методы**

#### **3.1. Физико-географическая характеристика бассейна р. Волга вблизи г. Чебоксары**

Главная река в Чувашской Республике — Волга — протекает на протяжении 140 км по северной части республики в направлении с запада на восток (Доклад «Об экологической ситуации...», 2021). Ресурсы Волги, кроме источника водоснабжения, используются для получения электроэнергии (Чебоксарская ГЭС), судоходства, культурно-бытовых и рыбохозяйственных целей (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>).

Волга делит территорию Чувашии на две части, которые отличаются по характеру рельефа: возвышенную правобережную и низменную левобережную (Арчиков, Трифонова, 2002). Правый склон крутой и высокий, сложен коренными породами пермской системы верхнего отдела татарского яруса и представлен аргиллитами, мергелями, песчаниками, известняками и доломитами. Левый склон, составляющий 3% территории республики, представляет собой систему аккумулятивных террас и равнин (рис. 2) (Дубанов, 2008).



Рисунок 2. Общегеографическая карта Чувашской Республики.

Рельеф правобережья Чувашии представлен северо-восточной частью Приволжской возвышенности, относительная высота которой в пределах северной части республики колеблется от 150 до 250 м (Арчиков, Трифонова, 2002). К долине Волги рельеф обрывается высоким нагорным берегом с отметками высот от 180 до 215 м. Высота береговых обрывов 10–50 м, крутизна уступов 20–40° (Современная Россия..., 2021). Правобережье очень сильно изрезано глубокими оврагами, долинами рек и ручьев, а на склоновых участках правого берега Волги и на склонах долин его притоков, чаще всего встречаются родники (Дубанов, 2016). В ряде мест, особенно между д. Шомиково и г. Чебоксары, береговые оползни образовали всхолмления и возвышения неправильной формы (Дубанов, 2008).

На левом берегу Волги сформировались террасы, представленные низменностью, имеющей высоты 80–100 м (Арчиков, Трифонова, 2002). Пойма и первая надпойменная

терраса непосредственно прилегают к руслу Волги, однако в связи с созданием Куйбышевского и Чебоксарского водохранилищ они были затоплены. Для этих террас общими являются небольшие относительные и абсолютные высоты и наличие первичной аккумулятивной поверхности, не переработанной или очень слабо переработанной эрозией и денудацией. Зона верхних аллювиальных террас образует более высокую ступень, включающую вторую и третью надпойменные террасы. Общим для данных террас является значительная высота и сильная переработанность первичной аккумулятивной поверхности процессами субэразальной денудации и аккумуляции. Небольшая высота и слабый уклон местности на фоне значительных осадков привели к образованию в прибрежной зоне множества торфяных болот и озёр (Арчиков, Трифонова, 2002). Относительно крупные болота расположены на второй и третьей надпойменных террасах — Белая Липша (6,5 кв. км) и Дрянное (14,2 кв. км) (Дубанов, 2016).

Преимущественно на севере и в центре Чувашии распространены серые лесные и дерново-подзолистые почвы (Современная Россия..., 2021). Пойма реки Волги занята дерново-пойменными аллювиальными и лугово-черноземными почвами надпойменных террас (Дубанов, 2008).

Чувашская Республика расположена в месте вклинивания подзоны широколиственных лесов Русской равнины, поэтому ландшафтные зоны смешанных (хвойно-широколиственных) лесов на левобережье переходят в лесостепи и широколиственные леса на правобережье Волги (Современная Россия..., 2021).

До возведения плотины Чебоксарской ГЭС ширина русла Волги у Чебоксар была более 1 км, а глубина на плёсах 10–12 м. Величина уклона Волги составляла 3,5–5,5 см на 1 км, а скорость течения в межень — 0,5 м/с. Зимой питание реки осуществлялось только грунтовыми водами. Весной, во время половодья, подъём воды в Волге достигал 14 м. Максимальный подъём наблюдался в апреле и в первой половине мая. Летом в межень уровень воды в Волге уменьшался и расход реки почти сравнивался с зимней величиной. Осенью наблюдался небольшой подъём воды (Арчиков, Трифонова, 2002).

С завершением строительства каскада гидроэлектростанций на Волге режим реки изменился. Созданные водохранилища зарегулировали сток, уровень воды в реке стал практически неизменным. В настоящее время рабочий уровень воды в Чебоксарском водохранилище доведён до отметки 63 м. Уровень воды в водохранилище во время весеннего половодья, которое начинается в конце марта–начале апреля и продолжается от 30 до 120 дней, может повышаться на 0,5 м, а в зимнее время уровень воды может понижаться на 1 м (Арчиков, Трифонова, 2002).

Так как уровень воды не достиг проектного значения (68 м), образовалось обширное мелководье (около 40% всей поверхности Чебоксарского водохранилища) с десятками островков. Глубоководная зона совпадает лишь со старым руслом Волги (Арчиков, Трифонова, 2002).

На территории Чувашии непосредственно в Волгу впадают такие крупные притоки первого порядка, как — реки Сура, Цивиль, Аниш, Парат (Арчиков, Трифонова, 2002). Наибольший объём годового стока реки Волги составляет 165 км<sup>3</sup>, наименьший — 63,9 км<sup>3</sup>, среднегодовой объём стока равен 112,5 км<sup>3</sup> (Доклад «Об экологической ситуации...», 2021).

Климат в Чувашской Республике умеренно континентальный с ярко выраженными сезонами года (Современная Россия..., 2021). Температура воды в целом повторяет температуру воздуха с небольшим опозданием (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>). В июне–августе среднемесячная температура воды составляет 17–20°C, а максимальная температура в июле–августе доходит до 26–29°C (Дубанов, 2008). В республике выпадает 450–600 мм/год осадков (с максимумом летом). Коэффициент увлажнения равен единице (Современная Россия..., 2021). Ледовые явления начинаются в первой декаде ноября, а окончание весеннего ледохода отмечается в третьей декаде апреля. Продолжительность периода с ледовыми явлениями, в среднем, составляет около 160 дней. Толщина льда на Волге в пределах республики колеблется от 20–30 см в декабре до 60–80 см в марте (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>).

По химическому составу вода гидрокарбонатно-кальциевая, слабоминерализованная. Минерализация воды меняется от 150–200 мг/л весной до 300–350 мг/л в меженный период (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>). В летний период жёсткость воды соответствует значениям мягкой группы.

В настоящее время в Чувашской Республике в Волге обитает более 40 видов рыб. Наиболее ценными являются осетровые, которых, однако, почти не осталось на территории республики. Малочисленны и редко встречаются голавль, сазан, пелядь, подуст. Ныне наиболее крупной рыбой, обитающей в Волге, является сом. Наиболее распространенными видами являются густера, белоглазка, язь, жерех, уклея, синец, судак, ерш, налим, окунь, берш (Дубанов, 2008).

Способность к самоочищению Волги, которая зависит от водности и температурного режима, оценивается как высокая. Однако в результате ускоренного процесса индустриализации и урбанизации в последние десятилетия река испытывает огромную антропогенную нагрузку, которая заключается в нерациональной хозяйственной деятельности на водосборной площади без учета водоохраных

мероприятий и сбросе загрязненных промышленных и ливневых вод. Все это может стать причиной необратимых изменений экосистемы Волги и стать угрозой деградации реки (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>).

Уже сейчас качество воды в Волге относится, в основном, к 3 классу умеренно загрязнённых вод (ИЗВ равен 1,98), лишь в пункте ниже г. Чебоксары вода относится к 4 классу — загрязнённые воды (ИЗВ составляет 3,34), в чем основную роль играет неудовлетворительное состояние системы очистки ливневых вод города. Так, непосредственно на территории города в Волгу и малые реки сбрасывают стоки 14 предприятий, из которых 4 — производственные, и 10 — ливневые с промышленных территорий (Водные объекты г. Чебоксары, URL: <http://ekologia.cap.ru>).

### 3.2. Описание объекта исследования

После изучения акваторий р. Волга в окрестностях г. Чебоксары на наличие моллюсков были выбраны пять точек для их отбора (табл. 2). Выбор точек также основывался на целях использования акваторий и близости к месту водозабора.

Таблица 2.

Координаты точек отбора проб.

№ точки	Координата	Название точки
1	56°10'43.4"N 47°13'52.9"E	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка
2	56°10'21.4"N 47°15'24.1"E	Пляж «Левобережный»
3	56°09'19.2"N 47°09'54.0"E	Пляж «Заовражный»
4	56°09'20.8"N 47°11'18.0"E	Пляж «Новосельский»
5	56°07'42.1"N 47°30'26.5"E	Пляж ниже плотины ГЭС

Пляж вблизи п.г.т. Сосновка (население 2242 чел.) не является официальным, поэтому на его территории нет объектов инфраструктуры. Берег, вдоль которого произрастает кустарниковая растительность, пологий (рис. 3). Дно акватории песчаное. Вода прозрачная, а течение быстрое.



Рисунок 3. Точка отбора моллюсков вблизи п.г.т. Сосновка.

Пляж «Левобережный», который также расположен вблизи п.г.т. Сосновка, имеет развитую инфраструктуру: здесь имеются несколько спортивных площадок и пункты аренды лежаков и зонтиков, на территории работает кафе, около автомобильной стоянки установлены туалеты. Береговая линия покрыта песком. Пляж имеет плавный спуск к воде. Дно акватории песчаное. Вода прозрачная, течение быстрое.

В километре от берега акваторий пляжей п.г.т. Сосновка и «Левобережный» много заболоченных мест.

Акватория пляжа «Новосельский» входит в территорию г. Чебоксары с населением в 495 810 человек. В инфраструктуру пляжа входят скамейки, зонтики, душевые кабины, волейбольная площадка, пара киосков и общественный туалет. Береговая линия покрыта песком вперемежку с очень мелкими камнями. На пляже есть мелководные участки, но в основном глубина набирается быстро. Дно реки песчаное с небольшим количеством ила и мелкого камня. Вода имеет низкий уровень мутности, течение здесь сильное.

Управление Роспотребнадзора по Чувашской Республике сообщает, что по состоянию на 25.06.2021 для пляжа «Левобережный» и пляжа «Новосельский» выданы санитарно-эпидемиологические заключения на использование водных объектов в рекреационных целях. В зонах рекреации были проведены лабораторные исследования воды из акваторий пляжей по микробиологическим, санитарно-химическим и паразитологическим показателям. Все пробы соответствуют гигиеническим нормативам.

Заовражный пляж расположен в г. Чебоксары вблизи водозабора и считается неофициальным пляжем. Несмотря на это местные жители используют его для рекреации.

Береговая линия покрыта песком вперемежку с мелкими камнями. Пляж имеет плавный спуск к воде. Дно акватории составлено из песка, ила и мелкого камня. Вода также имеет низкий уровень мутности, течение быстрое. По данным Чувашского ЦГМС – филиал ФГБУ «Верхне-Волжское УГМС» отмечено превышение предельно допустимой концентрации (ПДК) трудноокисляемых органических веществ (ХПК) до 1,4 ПДК и по меди — от 2 до 5 ПДК в точке на 900 м выше водозабора. Там же по легкоокисляемым органическим веществам по величине БПК<sub>5</sub> ПДК превышен в 2,6 раза.

Пляж ниже плотины ГЭС в г. Новочебоксарск (население 127 586 чел.) также является неофициальным. На песчаном берегу произрастает различная растительность. Дно акватории песчаное с илом и мелким камнем. Вода здесь также имеет низкий уровень мутности, течение быстрое.

Визуализация расположения точек отбора проб была выполнена с помощью программы SAS.Planet и представлена на рисунке 4.

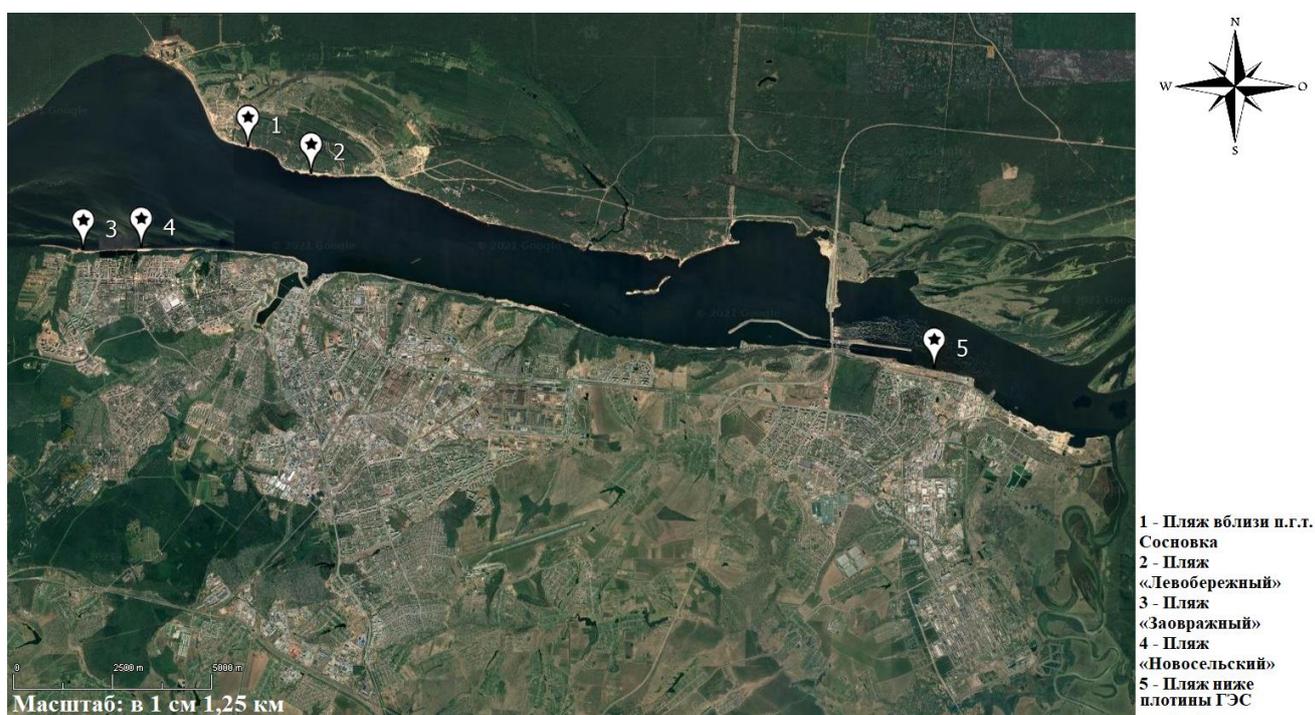


Рисунок 4. Расположение точек отбора проб.

### 3.3. Описание предмета исследования

Перловица обыкновенная (*Unio pictorum*) (L., 1758) обитает на глубине до 2 м на дне рек, озёр и прудов, зарываясь наполовину в илистый или песчаный грунт (Зоология беспозвоночных животных, 2013).

Овальная раковина перловицы достигает длины 6–10 см. Передний конец раковины закруглен, задний слегка заострен. Раковина состоит из двух симметричных створок, которые при помощи эластичной связки соединены между собой. Снаружи раковина покрыта роговым слоем, придающий ей коричневато-зелёный окрас. Внутренняя

поверхность раковины покрыта перламутром. На брюшной стороне створки раскрываются, и в образовавшуюся щель высовывается нога, при помощи которой моллюск может ползать по дну со скоростью до 20–30 см в час. Потревоженный моллюск быстро втягивает ногу и захлопывает раковину при помощи двух мышц (Зоология беспозвоночных животных, 2013).

В задней части раковины имеются два отверстия, которые называются сифонами. Нижний вводной сифон служит для введения в мантийную полость воды с пищей. Вода вместе с экскрементами выводится наружу через верхний сифон (Зоология беспозвоночных животных, 2013).

Сердце перловицы находится в околосердечной сумке на спинной стороне тела (рис. 5). После газообмена в жаберных нитях, кровь направляется в выносящий жаберный сосуд и затем в предсердие, а из него в непарный желудочек, от которого начинаются два артериальных сосуда — передняя и задняя аорты (Биология с основами экологии, 2021).



Рисунок 5. Схема строения перловицы обыкновенной (Гидробиология, 2021).

Перловицы раздельнополы, хотя внешне самцы не отличаются от самок. Половые железы парные: они находятся в переднем отделе туловища и в основании ноги (Биология с основами экологии, 2021). Сперматозоиды выбрасываются в воду и попадают через сифон в тело самки, где и происходит оплодотворение (Зоология беспозвоночных животных, 2013). Эмбриональный период развития длится 20–40 дней (Пахоруков, 2007). На жабрах материнского организма развивается личинка — глохидий (Биология с основами экологии, 2021). Через выводной сифон личинки выбрасываются наружу и попадают на дно. Выброс глохидиев может быть целенаправленным, и происходит именно тогда, когда мимо моллюска проплывает рыба. Попав с током воды на жабры или другие части тела рыбы, личинка прицепляется биссусной нитью к покровам, а затем резко закрывает створки, прицепляясь к тканям хозяина. На теле рыбы образуется опухоль, внутри которой глохидий продолжает расти и развиваться от нескольких недель

до двух месяцев. После завершения развития моллюск разрывает стенки опухоли и сформированный моллюск оседает на дно и начинает жить самостоятельно (Пахоруков, 2007).

Перловицы зимуют, зарывшись в донный ил или песок, переходя на этот период в состояние оцепенения (Пахоруков, 2007).

### **3.4. Процесс тестирования состояния (здоровья) моллюсков по методу функциональной нагрузки**

Отбор перловицы обыкновенной (*Unio pictorum*) осуществлялся вручную в прибрежной зоне на глубинах 0,4–0,8 м при температуре воды +21–23 °С. Для исследования отбирались особи примерно одинакового размера и веса. С каждой точки отбиралось до 24 особей.

В течение 1–2 часов после отлова, моллюсков привозили в лабораторию в ёмкостях с водой из изучаемых акваторий и помещали в ёмкости с принудительной аэрацией и водой с места их обитания (рис. 6). Температура воды была близкой к температуре воды в месте отлова. Животных специально не кормили, некоторое питание они могли получать из природной воды.



Рисунок 6. Моллюски после доставки в лабораторию.

На следующий день после отбора моллюсков проводилось их тестирование по анализу их кардиоритма в процессе функциональной нагрузки. Измерения кардиоритма моллюсков проводилось с помощью описанной выше в Главе 2 волоконно-оптической биоэлектронной системы БиоАргус (полученной на время проведения измерений в РЦ «Обсерватория экологической безопасности» СПбГУ). Для этого на створку каждого

моллюска в области проекции сердца наклеивались седла, в которые крепились миниатюрные волоконно-оптические датчики (рис. 7). После этого моллюски помещались в ёмкость с водой из места их отбора. В ходе экспериментов использовали естественное освещение, температура воды была 22–23 °С.

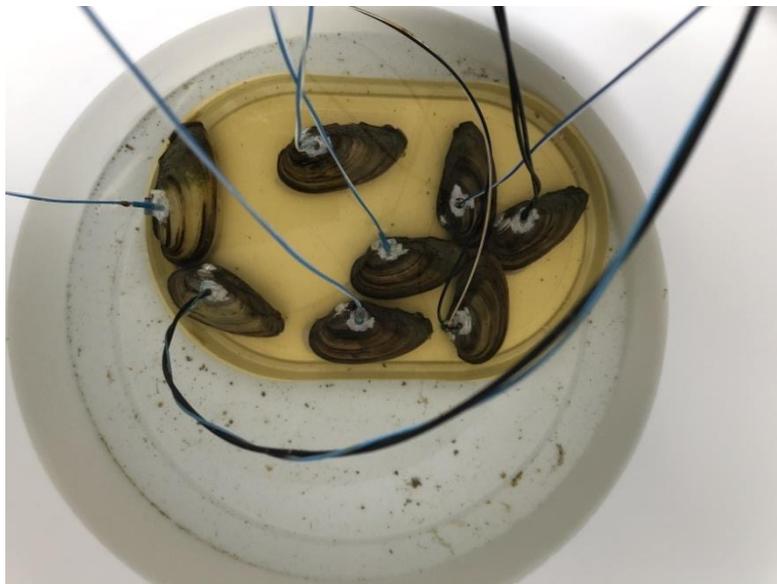


Рисунок 7. Моллюски с волоконно-оптическими датчиками.

Через несколько часов после того, как у животных стабилизировался и сохранялся в течение двух часов кардиоритм, осуществлялось быстрое (в течение 2–3 мин) перемещение моллюсков в ёмкость, где концентрация NaCl достигала 6 г/л. Через час проводилась замена воды на исходную пресную воду из места отбора моллюсков.

Преобразованный оптический сигнал поступал на персональный компьютер на оригинальное программное обеспечение VarPulse. В результате накапливается материал, который состоит из таблиц с данными ЧСС для 8 моллюсков.

Участие в стресс-тестировании принимало по 24 моллюска с каждой точки (всего 120 особей).

Статистическая обработка результатов была выполнена с использованием программы STATISTICA 12.

После завершения эксперимента с каждой точки было выбрано по 3 особи для исследования мягких тканей на содержание тяжелых металлов. Отобранные моллюски хранились в пластиковых пакетах в замороженном состоянии. Остальные особи после тестирования были выпущены обратно в акваторию р. Волги.

Для извлечения мягких тканей моллюсков после раскрытия раковины при помощи скальпеля производилось разрезы в области соединения мантии с раковинной. Для дальнейшего анализа извлеченные мягкие ткани помещались в пластиковые пакеты с герметичным замком и хранились в замороженном состоянии.

Параллельно с отбором моллюсков производился отбор донных осадков в пяти точках исследования. Отбор донных осадков осуществлялся пластиковым ковшом из поверхностного слоя (0–3 см) в пластиковые баночки с плотно закрывающейся крышкой. Пробы донных осадков хранились в замороженном (до  $-20^{\circ}\text{C}$ ) состоянии.

Мягкие ткани и донные отложения были переданы в ООО «Лаборатория» (г. Санкт-Петербург) на анализ содержания следующих тяжелых металлов: цинк, свинец, медь, марганец, кадмий, олово, железо.

## **Глава 4. Результаты и их обсуждение**

### **4.1. Содержание тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков и донных отложениях**

В ходе исследования были произведены замеры высоты, длины и ширины, а также измерен общий вес моллюска, а также по отдельности его мягких тканей и раковины. В таблице 3, для примера, представлены данные перечисленных выше измерений для трех моллюсков с каждой точки (станции).

Таблица 3.

## Морфологические характеристики моллюсков с разных станций наблюдения.

№ особи	Параметр	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	Пляж «Левобережный»	Пляж «Заовражный»	Пляж «Новосельский»	Пляж ниже плотины ГЭС
1	Длина, мм	53	51	54	53	52
	Высота, мм	27	26	29	26	21
	Ширина, мм	17	17	18	17	14
	Общий вес, г	10,2	9,2	13	10,1	8
	Вес раковины, г	7,9	6,7	9,3	7,5	5,7
	Вес мягких тканей, г	2,3	2,2	3,7	2,4	2,3
2	Длина, мм	52	51	59	54	50
	Высота, мм	26	25	30	27	20
	Ширина, мм	19	18	19	19	16
	Общий вес, г	10,6	8,9	13,3	11,1	8,9
	Вес раковины, г	7,6	6,5	8,5	7,8	6,8
	Вес мягких тканей, г	2,9	2,4	4,7	3,2	1,9
3	Длина, мм	52	50	57	52	56
	Высота, мм	27	25	28	24	27
	Ширина, мм	18	17	19	17	17
	Общий вес, г	10	10,8	12,4	8,7	11,6
	Вес раковины, г	7,4	8,4	8,1	6,1	8
	Вес мягких тканей, г	2,5	2,3	4,2	2,5	3,4

Для всех морфологических характеристик были рассчитаны средние значения, которые представлены в таблице 4.

Таблица 4.

Средние значения морфологических характеристик моллюсков с разных станций наблюдения.

Параметр	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	Пляж «Левобережный»	Пляж «Заовражный»	Пляж «Новосельский»	Пляж ниже плотины ГЭС
Длина, мм	52,33±0,58	50,67±0,58	56,67±2,52	53±1	52,67±3,06
Высота, мм	26,67±0,58	25,33±0,58	29±1	25,67±1,53	22,67±3,79
Ширина, мм	18±1	17,33±0,58	18,67±0,58	17,67±1,15	15,67±1,53
Общий вес, г	10,27±0,31	9,63±1,02	12,9±0,46	9,97±1,21	9,5±1,87
Вес раковины, г	7,63±0,25	7,2±1,04	8,63±0,61	7,13±0,91	6,83±1,15
Вес мягких тканей, г	2,57±0,31	2,3±0,1	4,2±0,5	2,7±0,44	2,53±0,78

На основе морфологических характеристик был рассчитан индекс кондиции (CI), который представляет собой процентное содержание мягких тканей в общем весе моллюска. Индекс CI отражает физиологические и биоэнергетические изменения в организме. Доступность пищи и изменения в фазах воспроизводства являются наиболее важными факторами, влияющими на значения данного индекса у моллюсков (Gvozdenović et al., 2020). Существует несколько методов расчёта индекса CI. По данным Almeida et al. (1999), индекс CI можно рассчитывать как отношение веса мягких тканей моллюска к общему весу:

$$CI = \frac{\text{Влажный вес мягких тканей}}{\text{Общий вес}} \times 100$$

По данным Davenport и X. Chen (1987), индекс CI можно рассчитать по следующей формуле:

$$CI = \frac{\text{Влажный вес мягких тканей}}{\text{Вес раковины}} \times 100$$

Для каждой выбранной особи был рассчитан CI и его среднее значение для каждой станции (табл. 5).

Таблица 5.

Средние значения индекса кондиции (CI) для отобранных моллюсков.

№ особи	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	Пляж «Левобережный»	Пляж «Заовражный»	Пляж «Новосельский»	Пляж ниже плотины ГЭС
CI <sub>1</sub>	24,97±2,4	24,06±2,84	32,56±3,62	27,11±2,9	26,47±4,44
CI <sub>2</sub>	33,69±4,52	32,38±4,79	48,98±8,14	38 ±5,2	36,93±7,86

Высокое значение индекса кондиции выявлено для моллюсков, отобранных с пляжа «Заовражный», что указывает на биоэнергетические изменения у моллюсков этой станции. В свою очередь эти изменения могут быть вызваны высоким содержанием железа и меди (табл. 6, данные Чувашского ЦГМС – филиал ФГБУ «Верхне-Волжское УГМС»), что способствуют развитию мелких водорослей, которые являются пищей для моллюсков и способствуют наращиванию веса. Для моллюсков из других акваторий были получены близкие значения.

Способность моллюсков накапливать загрязняющие вещества в мягких тканях даёт возможность оценивать биологические эффекты загрязнения среды их обитания. Результаты исследования содержания тяжёлых металлов в мягких тканях перловиц и в донных отложениях представлены в таблице 6.

Таблица 6.

Концентрация тяжёлых металлов в мягких тканях перловиц и в донных отложениях реки Волги.

Точка	Концентр., мг/кг	Fe	Cd	Mn	Cu	Sn	Pb	Zn
Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	В мягких тканях	1400± 400	1,2±0,6	5600±1700	29±6	2,7±1,1	1,8±0,5	160±30
	В донных отложениях	1800± 500	<0,05	61±18	0,54±0,11	<0,1	0,65±0,16	<5
Пляж «Левобережный»	В мягких тканях	1400± 400	1,3±0,7	5700±1700	13,9±2,8	<0,1	1,11±0,28	160±30
	В донных отложениях	1500± 400	<0,05	42±12	0,32±0,06	<0,1	0,54±0,13	<5
Пляж «Заовражный»	В мягких тканях	2100± 600	1,6±0,8	1900±600	300±60	53±21	4,7±1,2	129±26
	В донных отложениях	17000± 5000	0,06±0, 03	400±120	10,2±2	<0,1	2,3±0,6	34±7
Пляж «Новосельский»	В мягких тканях	1200± 300	5,6±2,8	2500±700	13±2,6	0,14±0,06	1,4±0,4	142±28
	В донных отложениях	3200± 900	<0,05	53±16	0,65±0,13	<0,1	0,66±0,17	6,8±1,4
Пляж ниже плотины ГЭС	В мягких тканях	1500± 400	1,6±0,8	4200±1300	33±7	6±2,4	1,7±0,4	160±30
	В донных отложениях	16000± 4000	<0,05	470±140	7,5±1,5	<0,1	2±0,5	33±7

В мягких тканях перловиц наблюдаются высокие концентрации Fe, Mn и Zn, накопление которых вызвано не только антропогенными причинами, но так же тем, что они являются необходимыми микроэлементами для жизнедеятельности моллюсков. Наиболее высокая концентрация в мягких тканях, по сравнению с другими определяемыми тяжёлыми металлами, характерна для Mn. Так, наибольшая концентрация Mn была обнаружена в мягких тканях перловиц из пляжа «Левобережный», а наименьшая — из пляжа «Заовражный». Наибольшая концентрация Fe наблюдалась у перловиц, выловленных из пляжа «Заовражный», в то время как в других станциях концентрация Fe оказалась почти одинаковая. Максимальная концентрация Zn обнаружена в тканях моллюсков трёх станций: на пляже вблизи п.г.т. Сосновка, ниже плотины ГЭС и на пляже «Левобережный». Концентрация Cd у моллюсков из пляжа «Новосельский» в среднем в 4,2 раза выше, чем у моллюсков с других станций. Значительно отличается содержания Cu, Sn и Pb в мягких тканях перловиц с акватории пляжа «Заовражный». В экотоксикологическом отношении Cd, Cu и Zn являются самыми опасными для живых организмов. Высокие значения Cu в мягких тканях могут быть вызваны превышениями в воде от 2 до 5 ПДК меди в акватории станции, расположенной на 900 м выше водозабора. При этом биогенные элементы Cu и Zn являются необходимыми микроэлементами, поэтому моллюски могут регулировать содержание этих металлов в организме (Зарыхта и др., 2020).

Среди исследованных тяжёлых металлов самое высокое значение в мягких тканях перловиц было обнаружено для Mn, а самое низкое — Pb.

Градации по содержанию тяжёлых металлов в исследуемых точках:

- Пляж вблизи п.г.т. Сосновка: Mn > Fe > Zn > Cu > Sn > Pb > Cd
- Пляж «Левобережный»: Mn > Fe > Zn > Cu > Cd > Pb > Sn
- Пляж «Заовражный»: Fe > Mn > Cu > Zn > Sn > Pb > Cd
- Пляж «Новосельский»: Mn > Fe > Zn > Cu > Cd > Pb > Sn
- Пляж ниже плотины ГЭС: Mn > Fe > Zn > Cu > Sn > Pb > Cd

Для сравнения общего содержания тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков был рассчитан индекс загрязнения металлами (MPI) по формуле (Usero et al., 1997):

$$MPI = (C_1 \times C_2 \times \dots \times C_n)^{1/n}$$

где  $C_n$  — средние концентрации тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков (там, где средняя концентрация тяжёлых металлов в мягких тканях была меньше предела обнаружения метода исследования, были использованы значения предела обнаружения).

Для каждой из пяти исследуемых акваторий индекс MPI составил 41,5, менее 22,1, 93,3, 25 и 47,5 соответственно. Накопление тяжёлых металлов в различных органах

беспозвоночных животных зависит от многих факторов: сезона, типа питания, размера, пола, возраста и физиологического состояния животного, температуры и pH воды (Голованова, 2008). Высокое значение индекса для моллюсков из акватории пляжа «Заовражный» может быть связано с их большим размером и весом мягких тканей. Моллюски из других акваторий имели схожие фенотипические признаки. Наименьшая концентрация тяжёлых металлов оказалась в мягких тканях моллюсков из акватории пляжа «Левобережный», где донные осадки представлены песком, а в окрестности пляжа отсутствуют крупные промышленные предприятия. Также небольшое значение индекса обнаружены для моллюсков из акватории пляжа «Новосельский», хотя из оставшихся точек размеры и вес мягких тканей этих моллюсков были большими. Индекс МРІ для пляжей вблизи п.г.т. Сосновка и ниже плотины ГЭС различается незначительно.

Так же, как и в мягких тканях, в донных отложениях наибольшая концентрация Fe наблюдалась у моллюсков из акватории пляжа «Заовражный». Кроме того, на пляже «Заовражный» наблюдаются наибольшие концентрации Cu, Pb, Zn, и здесь обнаруживается Cd. Лишь содержание Mn в донных осадках пляжа ниже плотины ГЭС немного превышает его концентрацию в акватории пляжа «Заовражный».

Средние концентрации тяжёлых металлов в пробах донных отложений имеют следующую градацию:

- Пляж вблизи п.г.т. Сосновка:  $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Sn > Cd$
- Пляж «Левобережный»:  $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Sn > Cd$
- Пляж «Заовражный»:  $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Sn > Cd$
- Пляж «Новосельский»:  $Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Sn > Cd$
- Пляж ниже плотины ГЭС:  $Fe > Mn > Zn > Cu > Pb > Sn > Cd$

Содержание тяжёлых металлов в мягких тканях перловиц выше в основном, чем в донных отложениях в соответствующих точках. Это связано с тем, что водные животные могут накапливать тяжёлые металлы в своих мягких тканях в концентрациях, которые могут в десятки и тысячи превышать их содержание в среде их обитания (Голованова, 2008). Исключения составляет Fe, которое в донных отложениях превышает содержание в мягких тканях, а также Pb в донных отложениях акватории пляжа ниже плотины ГЭС.

Исходя из содержания тяжёлых металлов в донных осадках из левого берега р. Волги, можно отметить динамику изменения содержания тяжёлых металлов. В расположенном выше по течению ближайшем крупном промышленном городе — Нижнем Новгороде, развито автомобилестроение, машиностроение и судостроение, которые могут являться источниками тяжёлых металлов. Нижний Новгород расположен выше по течению на правом берегу Волги, а на территории левого берега Чувашии нет крупных

промышленных предприятий. В среднем содержание Fe, Pb, Mn и Cu в донных осадках на пляже «Левобережный» в сравнении с донными осадками на пляже вблизи п.г.т. Сосновка снизилось на 26,5%.

На содержание тяжёлых металлов в донных осадках правого берега высокоразвитая промышленная деятельность Нижнего Новгорода может оказывать большее влияние из-за силы Кориолиса. Кроме того, на территории Чебоксар расположены предприятия производства электро- и энергооборудования, машиностроения, а на территории Новочебоксарска развита химическая промышленность, однако количество промышленных предприятий всё же существенно меньше, чем в Нижнем Новгороде. На первую станцию правого берега (акватория пляжа «Заовражный») может оказывать дополнительное влияние расположенный неподалеку с местом отбора проб донных осадков небольшой причал, включающий в себя железные сооружения покрытые коррозией и простаивающие судна, а также родник, стекающий в Волгу по трубе. На следующей станции (акватория пляжа «Новосельский») наблюдается снижение содержания Fe в донных осадках на 81%, Cd, Mn, Cu, Pb и Zn, соответственно, на 17%, 87%, 94%, 72% и 80%. В среднем содержание тяжёлых металлов в донных осадках снизилось на 72%. Снижение содержания тяжёлых металлов может быть вызвано разницей в фракциях донных отложений: на дне пляжа «Новосельский» количество ила снижается и преобладает песок. В сравнении с новосельским пляжем на пляже ниже плотины ГЭС увеличивается содержание Fe на 80%, а Mn, Cu, Pb и Zn на 89%, 92%, 67% и 79% соответственно. Увеличение содержания Mn может быть связано с составом лопастей турбин Чебоксарской ГЭС, которая расположена выше точки отбора донных осадков, а также с увеличением в донных осадках фракции ила, которая образует больше связей с металлами. В среднем содержание этих тяжёлых металлов в донных осадках увеличилось на 63%. В сравнении с пляжем «Заовражный» на пляже ниже плотины ГЭС снижается содержание Fe на 6%, Cd, Cu, Pb и Zn на 17%, 26%, 13% и 3% соответственно, а содержание Mn увеличивается на 15%. В среднем содержание тяжёлых металлов в донных осадках снизилось на 13%.

Сравнительный анализ обнаруженных концентраций тяжёлых металлов в исследованных акваториях Волги в черте г. Чебоксары показывает, что практически для всех металлов они ниже официально установленных фоновых значений для донных отложений реки Волги на территории Республики Татарстан (табл. 7) («Об утверждении региональных нормативов "Фоновое...»»). Исключение составляет Mn в донных отложениях пляжа ниже плотины ГЭС, где его концентрация превышает фоновое

значение. Это указывает на то, что г. Чебоксары не вносит существенного вклада в загрязнение реки Волги тяжелыми металлами.

Таблица 7.

Концентрации тяжёлых металлов в донных отложениях исследованных станций реки Волга и их фоновые значения, принятые для водных акваторий Республики Татарстан.

Точка Концентр.	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	Пляж «Левобе- режный»	Пляж «Заовра- жный»	Пляж «Ново- сельский»	Пляж ниже плотины ГЭС	Фоновое значение, мг/кг
Fe, мг/кг	1800 ± 500	1500 ± 400	17000 ± 5000	3200 ± 900	16000 ± 4000	-
Cd, мг/кг	<0,05	<0,05	0,06 ± 0,03	<0,05	<0,05	0.48
Mn, мг/кг	61 ± 18	42 ± 12	400 ± 120	53 ± 16	470 ± 140	453.8
Cu, мг/кг	0,54 ± 0,11	0,32 ± 0,06	10,2 ± 2	0,65 ± 0,13	7,5 ± 1,5	17.0
Sn, мг/кг	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	-
Pb, мг/кг	0,65 ± 0,16	0,54 ± 0,13	2,3 ± 0,6	0,66 ± 0,17	2±0,5	10.4
Zn, мг/кг	<5	<5	34 ± 7	6,8 ± 1,4	33 ± 7	42.5

Для оценки соотношения тяжёлых металлов в моллюсках и связанных с ними донных отложениях использовался коэффициент биоконцентрации (BCF), который рассчитывается по формуле (Mendoza-Carranza et al., 2016):

$$BCF = \frac{C_{\text{моллюск}}}{C_{\text{донные отложения}}}$$

где  $C_{\text{моллюск}}$ ,  $C_{\text{донные отложения}}$  — средние концентрации тяжёлых металлов в мягких тканях моллюсков и концентрации связанных с ними донными отложениями соответственно (там, где средняя концентрация тяжёлых металлов была меньше предела обнаружения метода исследования, были использованы значения предела обнаружения).

Результаты расчёта коэффициент биоконцентрации представлены в таблице 8.

Таблица 8.

Значения коэффициент биоконцентрации (BCF) для акваторий р. Волги в черте г. Чебоксары

Точка \ BCF	Fe	Cd	Mn	Cu	Sn	Pb	Zn
Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	0,78	>24	91,8	53,7	>27	2,77	>32
Пляж «Левобережный»	0,93	>26	135,71	43,44	>1	2,06	>32
Пляж «Заовражный»	0,12	26,67	4,75	29,41	>530	2,04	3,79
Пляж «Новосельский»	0,38	>112	47,17	20	>1,4	2,12	20,88
Пляж ниже плотины ГЭС	0,09	>32	8,94	4,4	>60	0,85	4,85

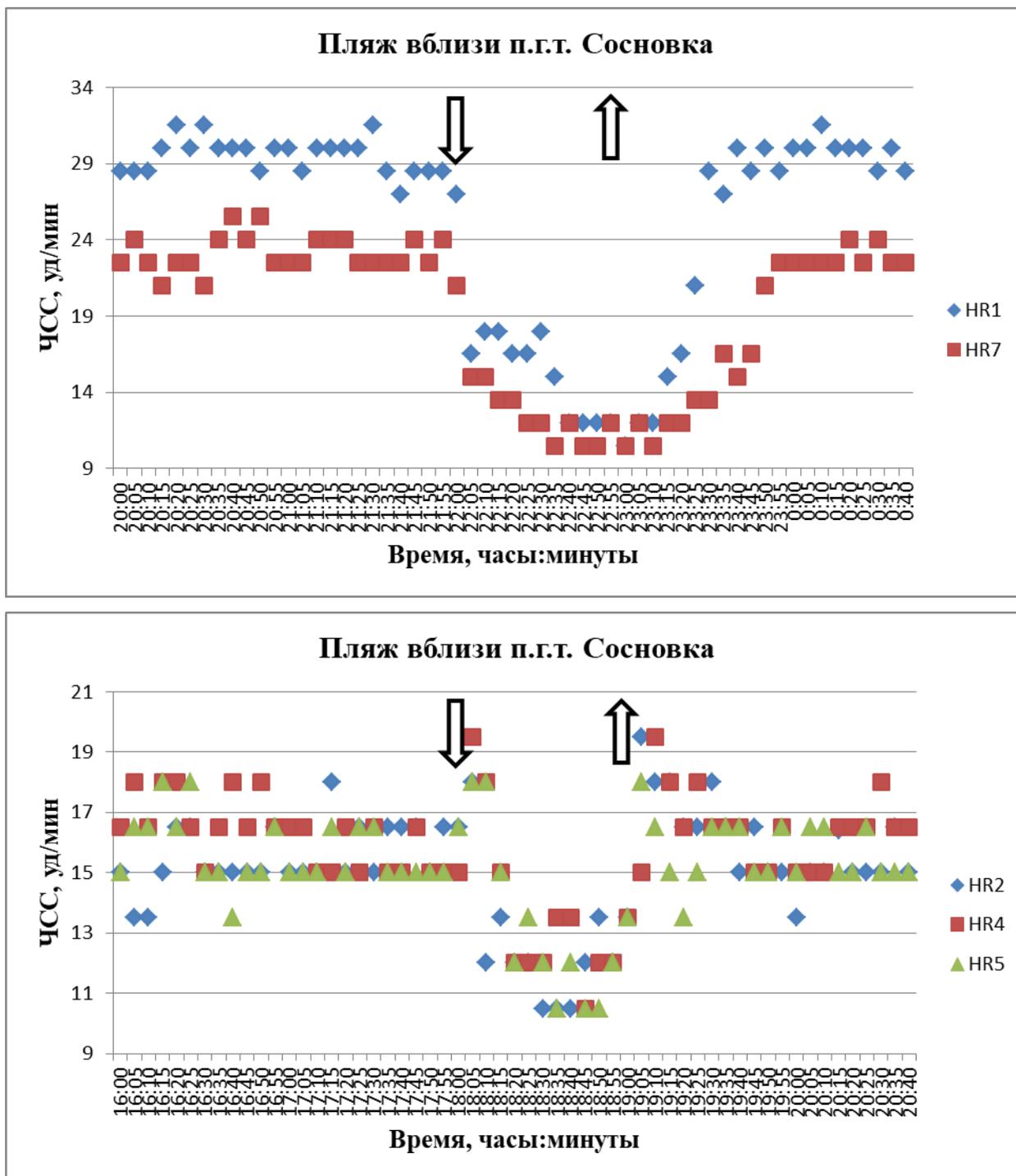
Самый высокий коэффициент биоконцентрации выявлен для Mn, а самый низкий — Fe. Дно на пляже вблизи п.г.т. Сосновка и «Левобережный» состоят из песка и содержат меньше тяжёлых металлов в пробах донных отложений, поэтому коэффициент биоконцентрации Fe, Mn, Cu и Zn здесь выше, что связано, по-видимому, с повышенными концентрациями этих металлов в воде, поступающей от промышленности расположенного выше по течению г. Нижний Новгород. Высокие значения коэффициента BCF для Cd и Sn объясняется их высоким содержанием в мягких тканях моллюсков из соответствующей точки и концентрациями тяжёлых металлов в донных осадках ниже предела обнаружения метода исследования. Коэффициент биоконцентрации для Pb отличается лишь для пляжа ниже плотины ГЭС, где его концентрация в донных осадках и мягких тканях почти одинаковая.

#### 4.2. Время восстановления кардиоритма моллюсков после функциональной нагрузки

Материал с данными о частоте сердечных сокращений (ЧСС) моллюсков необходимо было обработать, т.к. некоторые сигналы содержали шумы, вызванные движением воды и особенностями волоконно-оптической и биологической частей биоэлектронного датчика. Шумы могут приводить к программным ошибкам автоматического вычисления ЧСС, величина которой может быть значительно уточнена путём последующего визуального анализа бинарных файлов записи кардиоритма. Такой анализ ЧСС заключается в разделении всего промежутка времени эксперимента на

интервалы по 5 минут, выделении участков с равномерным сигналом и подсчете пиков, обусловленных сокращениями сердечной мышцы.

Уточнённые расчётные величины ЧСС использовались для последующего построения тренда ЧСС в процессе тестирования методом функциональной нагрузки. На рисунках 8–12 представлены некоторые зависимости ЧСС перловиц от времени в процессе их тестирования.



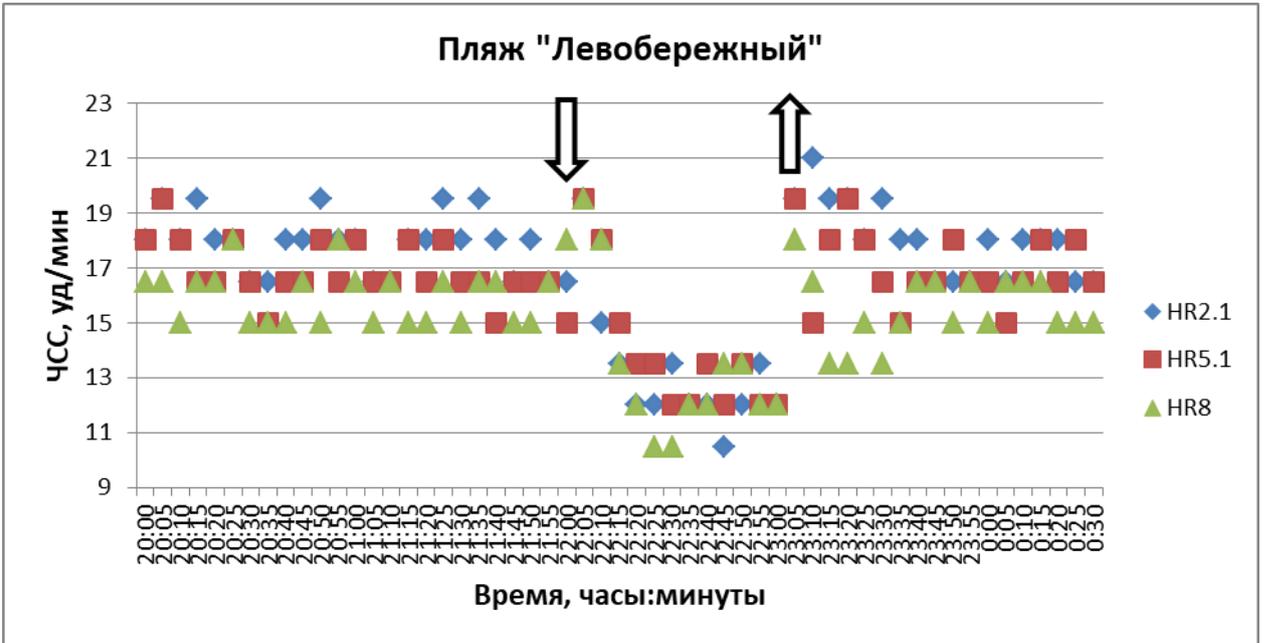
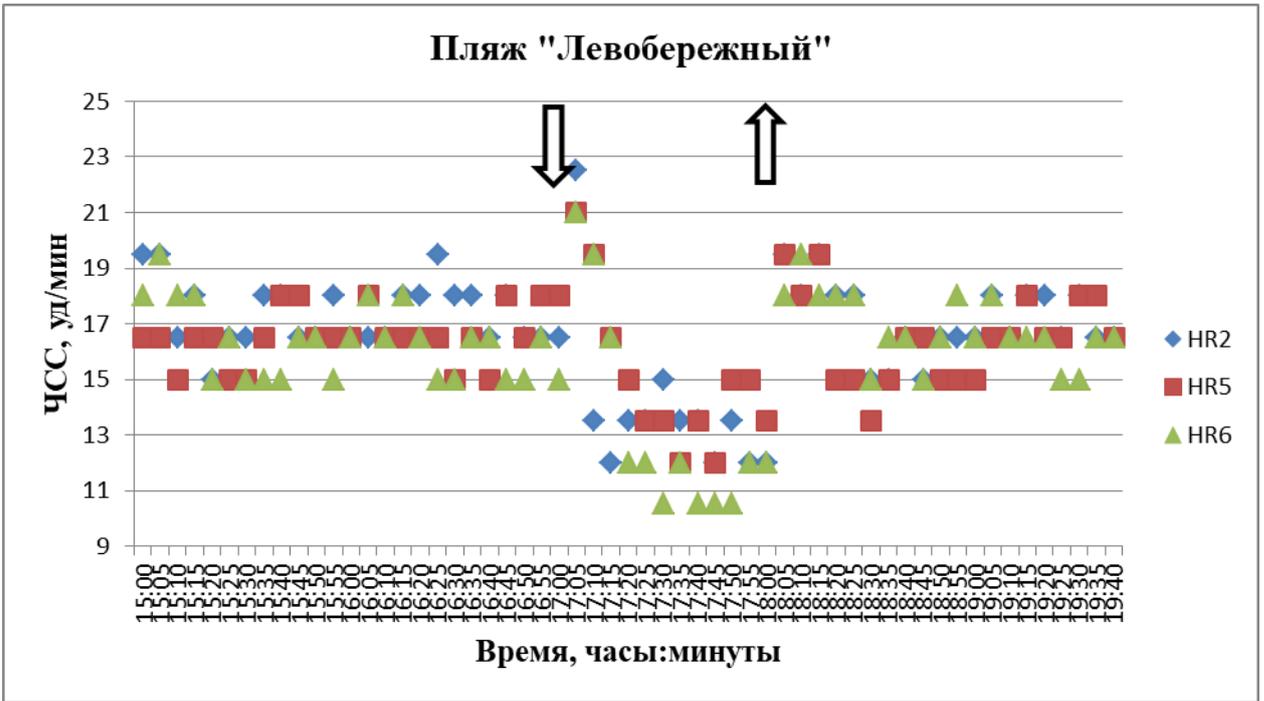


Рисунок 9. Графики времен восстановления ЧСС перловиц из акватории пляжа «Левобережный» после прекращения стресс-воздействия.

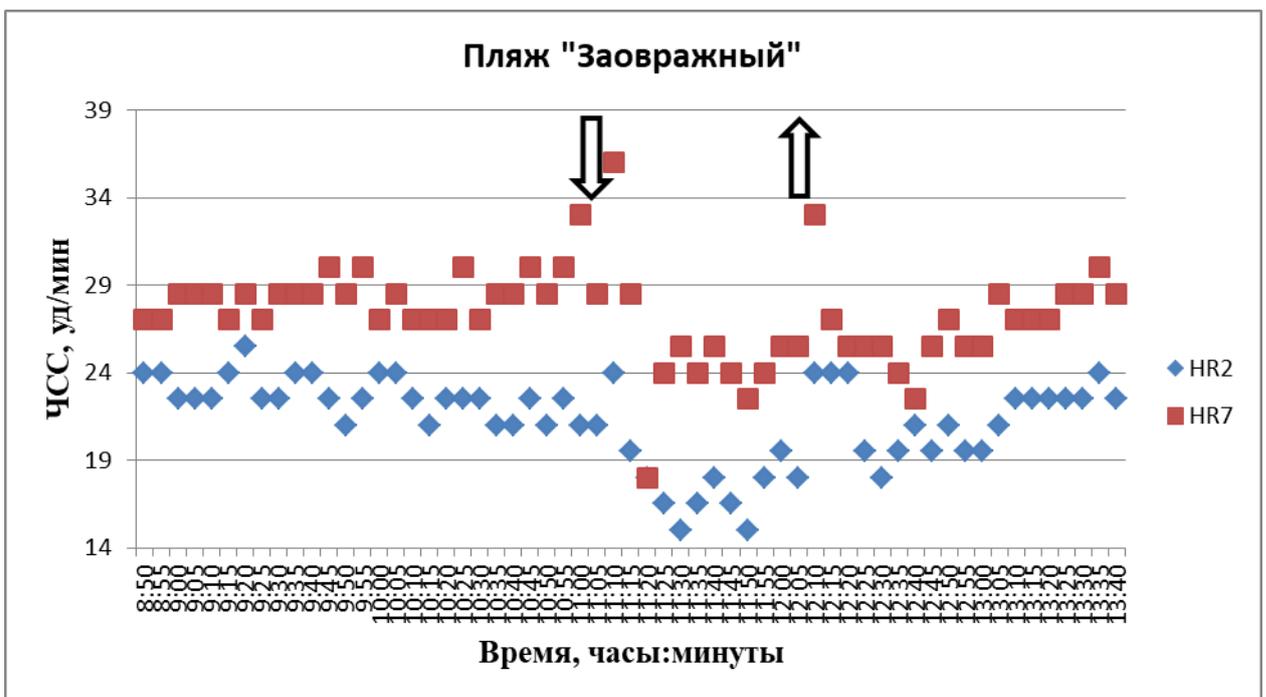
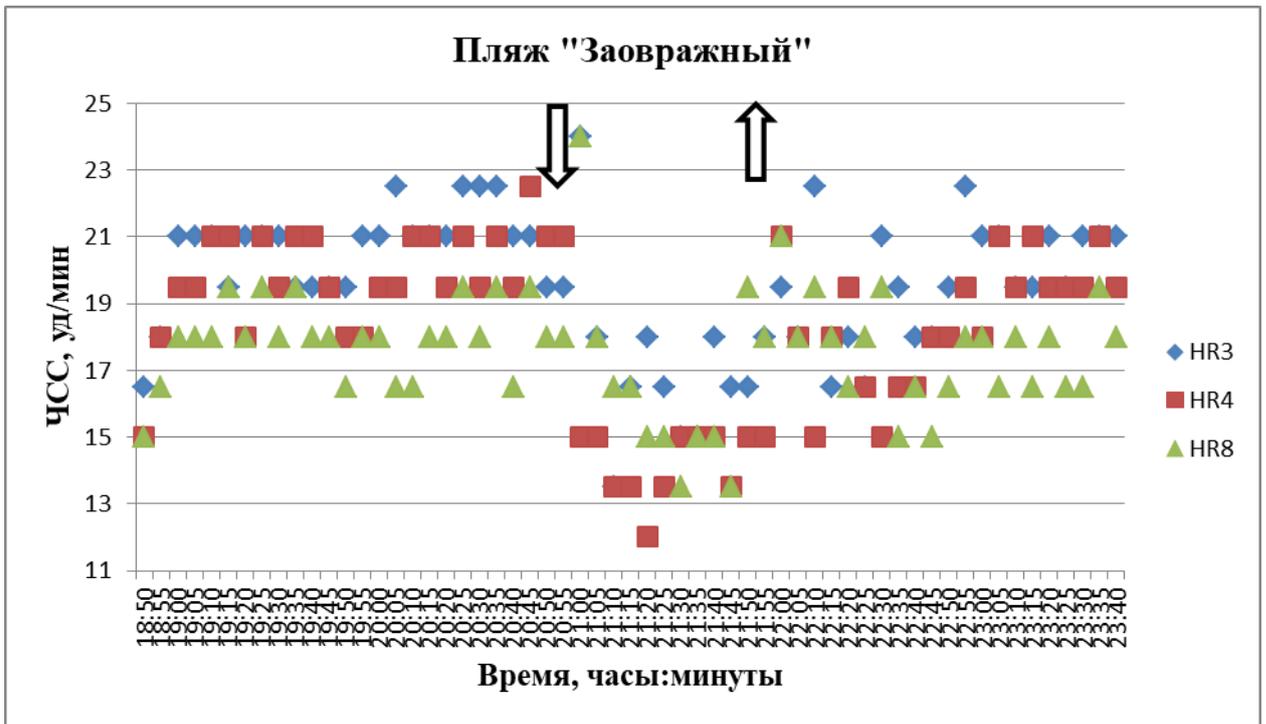


Рисунок 10. Графики времен восстановления ЧСС перловиц из акватории пляжа «Заовражный» после прекращения стресс-воздействия.

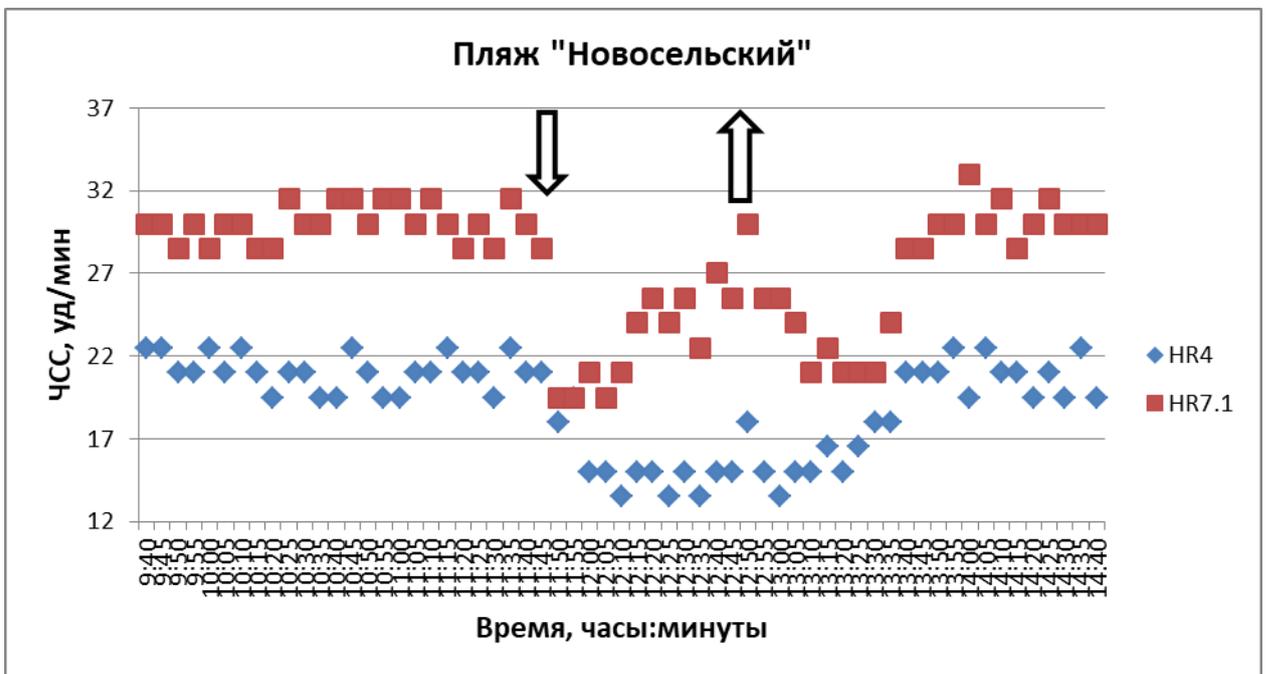
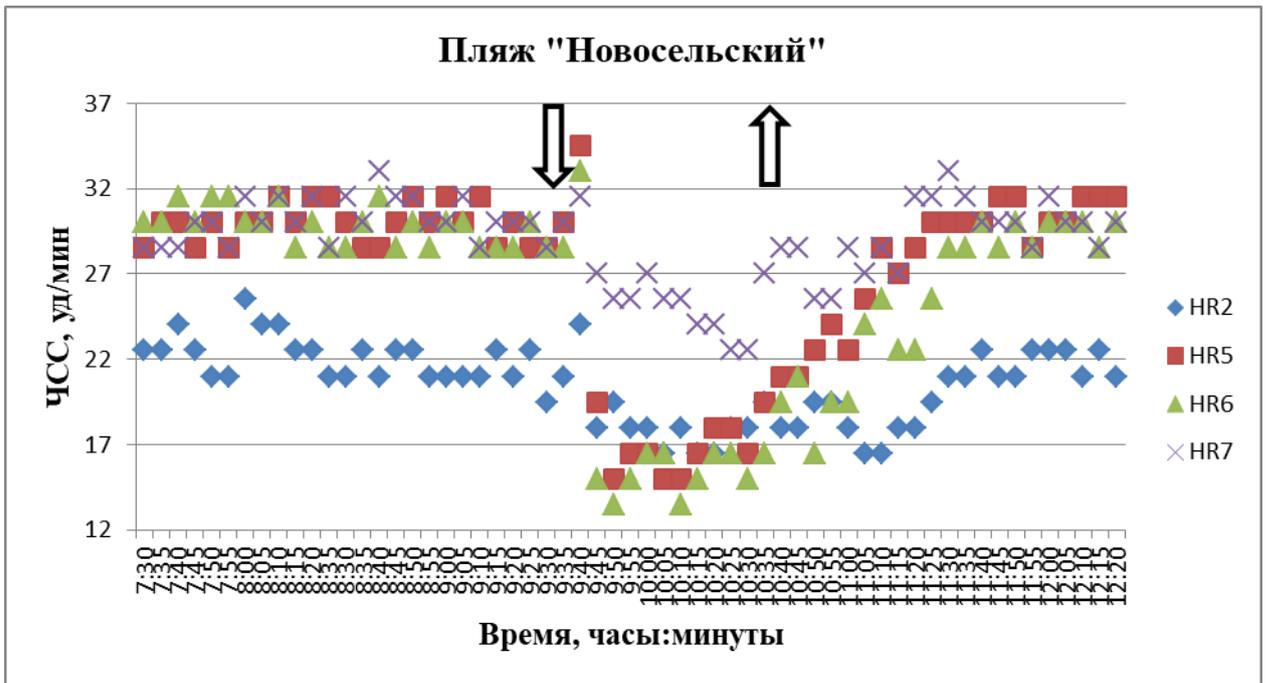


Рисунок 11. Графики времен восстановления ЧСС перловиц из акватории пляжа «Новосельский» после прекращения стресс-воздействия.

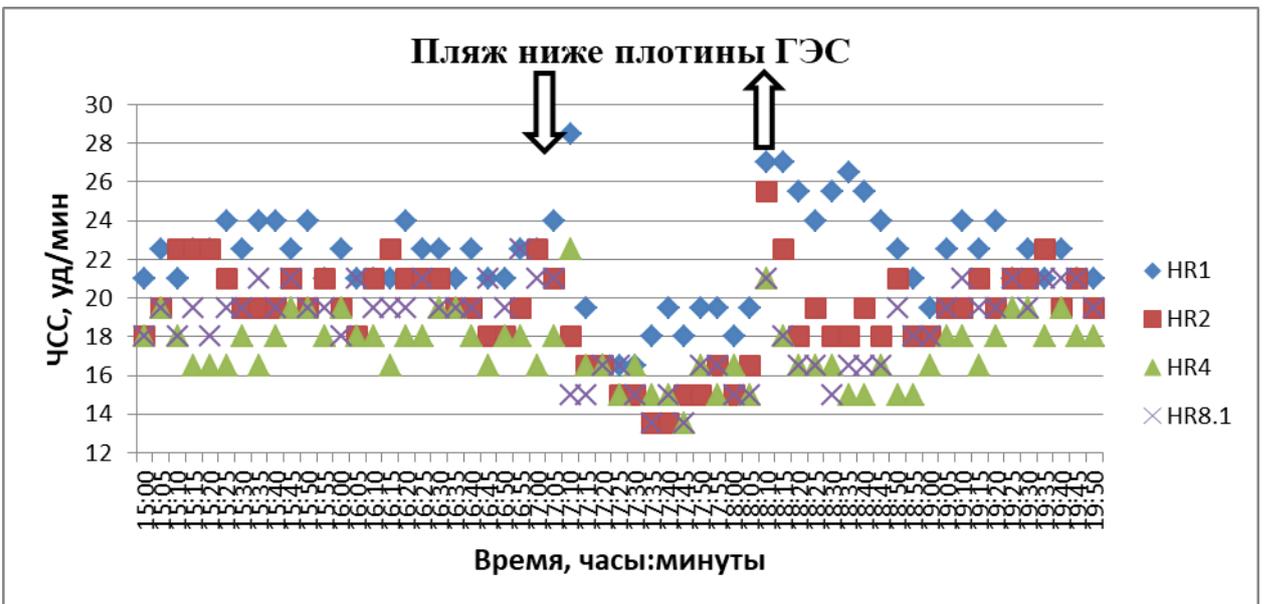
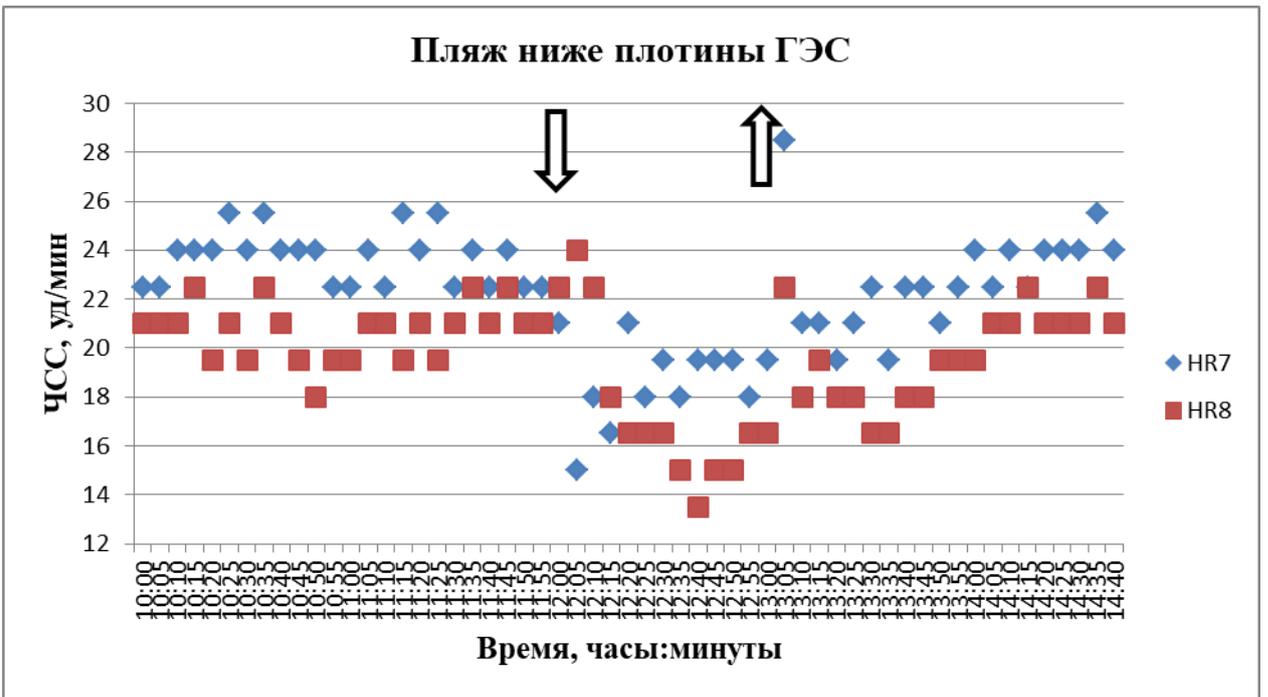


Рисунок 12. Графики времен восстановления ЧСС перловиц из акватории пляжа ниже плотины ГЭС после прекращения стресс-воздействия.

На основе представленных выше графиков были установлены значения  $T_{\text{восст}}$  ЧСС каждой особи для всех точек исследования (рис. 13).

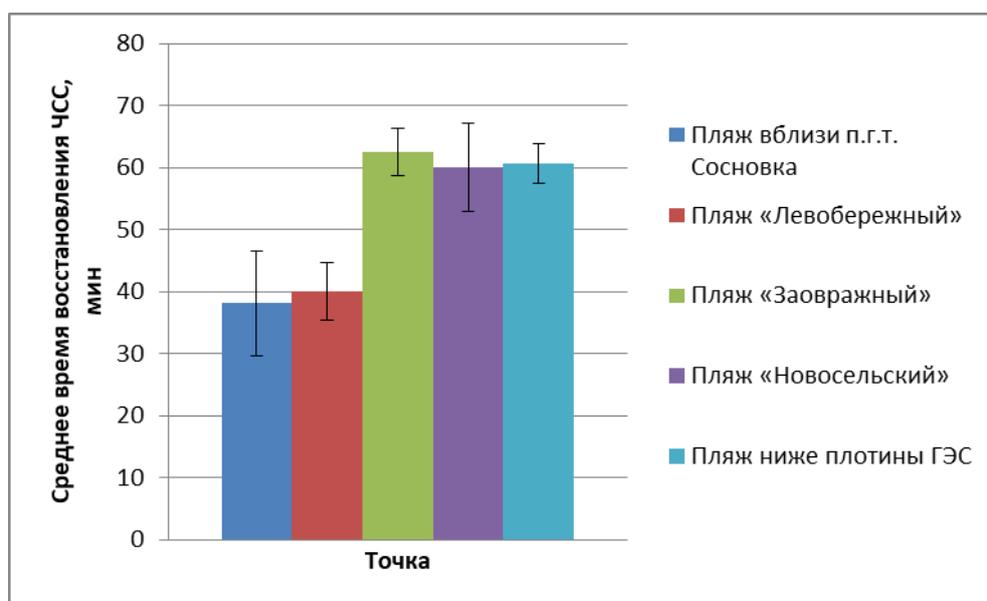


Рисунок 13. Время восстановления ЧСС перловиц из акваторий каждой исследованных станций.

Среднее время восстановления ЧСС для каждой точки представлены в таблице 9.

Таблица 9.

Среднее время восстановления частоты сердечных сокращений перловиц из акваторий исследованных станций (в минутах).

Точка	$T_{\text{восст}}$ , минут
Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	$38,1 \pm 8,4$
Пляж «Левобережный»	$40 \pm 4,6$
Пляж «Заовражный»	$62,5 \pm 3,8$
Пляж «Новосельский»	$60 \pm 7,1$
Пляж ниже дамбы ГЭС	$60,6 \pm 3,2$

Среднее время восстановления ЧСС перловицы обыкновенной из р. Волга составило  $52,24 \pm 12,09$  минут. Наиболее быстро ЧСС восстанавливалась у моллюсков из пляжа вблизи п.г.т. Сосновка — среднее  $T_{\text{восст}}$  составило  $38,1 \pm 8,4$  минут. Медленнее ЧСС приходила в норму у моллюсков из пляжа «Заовражный», где среднее  $T_{\text{восст}}$  составило  $62,5 \pm 3,8$  минут. Среднее время восстановления ЧСС моллюсков из пляжа вблизи п.г.т. Сосновка оказалось ниже в среднем на 1,9–24,4 минут по сравнению со средним  $T_{\text{восст}}$  моллюсков из других точек исследования.

Выборки  $T_{\text{восст}}$  из пляжа вблизи п.г.т. Сосновка, «Левобережный», «Заовражный» и ниже плотины ГЭС соответствовали нормальному распределению по критерию Шапиро-Уилка, а выборка  $T_{\text{восст}}$  из пляжа «Новосельский» — ненормальному (Приложение 1) (ГОСТ Р ИСО 5479-2002). Для сравнения выборок  $T_{\text{восст}}$  моллюсков из исследованных

акваторий между собой был использован критерий Краскела–Уоллиса. Уровни значимости при сравнении точек представлены в таблице 10.

Таблица 10.

p–уровень при сравнении точек исследования с помощью критерия Краскела–Уоллиса.

Точки	Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	Пляж «Левобережный»	Пляж «Заовражный»	Пляж «Новосельский»	Пляж ниже плотины ГЭС
Пляж вблизи п.г.т. Сосновка	–	0,4855	0,0006	0,0016	0,0007
Пляж «Левобережный»	0,4855	–	0,005	0,0007	0,0005
Пляж «Заовражный»	0,0006	0,005	–	0,4799	0,3607
Пляж «Новосельский»	0,0016	0,0007	0,4799	–	0,87
Пляж ниже плотины ГЭС	0,0007	0,0005	0,3607	0,87	–

По полученным данным между пляжем вблизи п.г.т. Сосновка и пляжем «Левобережный» нет статистически достоверных различий, но у каждой из этих станций есть достоверные различия от станций из правого берега. Также нет различий между выборками  $T_{\text{восст}}$  моллюсков из пляжей «Заовражный», «Новосельский» и пляжа ниже плотины ГЭС, что наглядно видно на рисунке 13.

Время восстановления ЧСС моллюсков из акваторий пляжа вблизи п.г.т. Сосновка и пляжа «Левобережный», в соответствии с ранжированием экологического статуса водоемов по  $T_{\text{восст}}$  позволяет отнести эти акватории к экологическому статусу — «высокий». Другие три станции по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$  соответствуют экологическому статусу «хороший». Полученное на основе тестирования состояния (здоровья) моллюсков по методу функциональной нагрузки ранжирование экологического статуса акваторий р. Волга в черте г. Чебоксары находятся в полном соответствии с результатами исследований химического загрязнения донных отложений этих акваторий, согласно которым их загрязнение находится ниже уровня современных нормативов «Фоновое содержание тяжелых металлов в донных отложениях поверхностных водных объектов Республики Татарстан» (Об утверждении региональных нормативов "Фоновое...»). Эта оценка также подтверждается приведенным в главе 4.1 анализом: левый берег, где находятся акватории с экологическим статусом «высокий», испытывают меньшее антропогенное воздействие за счёт отсутствия крупных промышленных предприятий, в то

время как на правом берегу достаточно развито промышленное производство, а также возможно большее влияние сбросов Нижнего Новгорода из-за силы Кориолиса.

### **Заключение**

В рамках данной ВКР были изучены методы оценки здоровья водных экосистем, в частности волоконно-оптический метод изучения кардиоактивности бентосных беспозвоночных. По данной методике было проведено исследование рекреационных акваторий р. Волга в черте г. Чебоксары, в ходе которого проводилось тестирование функционального состояния (здоровья) моллюсков перловицы обыкновенной, обитающих непосредственно в этих акваториях.

Наиболее быстро ЧСС восстанавливалась у моллюсков из акватории пляжа вблизи п.г.т. Сосновка (среднее  $T_{\text{восст}}$  составило  $38,1 \pm 8,4$  минут), наиболее медленно — у моллюсков из акватории пляжа «Заовражный» ( $62,5 \pm 3,8$  минут).

На основе анализа функционального состояния (здоровья) моллюсков и анализа мягких тканей и донных осадков на содержание тяжёлых металлов были оценены состояния (здоровья) экосистем пяти акваторий р. Волга вдоль побережья г. Чебоксары.

Согласно полученным данным акватории р. Волга в черте г. Чебоксары соответствуют экологическому статусу не ниже чем «хороший» по ранжированию экологического статуса водоемов по биомаркеру  $T_{\text{восст}}$ , что указывает на то, что г. Чебоксары не вносит существенного вклада в уровень загрязнения реки Волги, который может отрицательно влиять на здоровье водных животных.

### Список литературы

1. Aguirre-Rubíabc J. Assessment of ecosystem health disturbance in mangrove-lined Caribbean coastal systems using the oyster *Crassostrea rhizophorae* as sentinel species / J. Aguirre-Rubíabc [et al.] // *Science of The Total Environment*. 2018. Vol. 618. P. 718-735.
2. Almeida M.J., Machado J., Coimbra J. Growth and bio-chemical composition of *Crassostrea gigas* (Thunberg) and *Ostrea edulis* (Linne) in two estuaries from the North of Portugal. / M.J. Almeida, J. Machado, J. Coimbra // *J. Shellfish Res.* 1999. Vol. 18. P. 139–146.
3. Costanza R. Ecosystem health and ecological engineering // *Ecological Engineering*. 2012. Vol. 45. P. 24-29.
4. Davenport J. A comparison of methods for the assessment of condition in the mussel (*Mytilus galloprovincialis*) / J. Davenport, X. Chen // *J. Moll. Stud.* 1987. Vol. 53. P. 293– 297.
5. Gvozdenović Slađana, Mandić Milica, Peraš Ines. Morphometry and condition index in Mediterranean mussels (*Mytilus galloprovincialis* Lamarck, 1819) from Boka Kotorska Bay (Montenegro, Southeast Adriatic Sea) / Slađana Gvozdenović, Milica Mandić, Ines Peraš // *Studia Marina*. 2020. Vol. 33(2). P. 15-26.
6. Hook S.E., Gallagher E.P., Batley G.E. The Role of Biomarkers in the Assessment of Aquatic Ecosystem Health // *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2014. Vol. 10(3). P. 327-341.
7. Karr J.R. Assessing biological integrity in running waters. A method and its rationale. Illinios natural history survey / J.R. Karr, K.D. Frausch, P.L. Angermeier // *Illinios: Champaigne*. Special publication, 5. 1986.
8. Kholodkevich S.V. Bioindication of the ecological state (health) of coastal waters based on the use of automated bioelectronic systems / S.V. Kholodkevich [et al.] // *Pharmacy Formulas*. 2020. Vol. 2(3). P. 64-73.
9. Li L., Zheng B., Liu L. Biomonitoring and Bioindicators Used for River Ecosystems: Definitions, Approaches and Trends // *Procedia Environmental Sciences*. 2010. Vol. 2. P. 1510-1524.
10. Marigomez I. Marine ecosystem health status assessment through integrative biomarker indices: a comparative study after the Prestige oil spill ‘‘Mussel Watch’’ / I. Marigomez [et al.] // *Ecotoxicology*. 2013. Vol. 22 P. 486–505.

11. Mendoza-Carranza M., Sepulveda-Lozada A., Dias-Ferreira C., Geissen V. Distribution and bioconcentration of heavy metals in a tropical aquatic food web: a case study of a tropical estuarine lagoon in SE Mexico / M. Mendoza-Carranza, A. Sepulveda-Lozada, C. Dias-Ferreira, V. Geissen // *Environ Pollut.* 2016. Vol. 210. P. 155–165.
12. Method of biological environment monitoring (versions) and a system for realization thereof: US Pat. № 8442809 / Kholodkevich S.V., Ivanov A.V., Kornienko E.L., Kurakin A.S. — 05.14.2013.
13. Saikia S.R., Ray S., Mukherjee J. Aquatic Ecosystem health – a review. // *Aquatic Ecosystems.* 2011. P. 57 -102.
14. Tett P. Framework for understanding marine ecosystem health / P. Tett [et al.] // *Marine ecology progress series.* 2013. Vol. 494. P. 1–27.
15. Usero J., Gonzalez Regalado E., Gracia I. Trace metals in the bivalve molluscs *Ruditapes decussatus* and *Ruditapes philippinarum* from the Atlantic Coast of Southern Spain / J. Usero, E. Gonzalez Regalado, I. Gracia // *Environ Int.* 1997. Vol. 23. P. 291–298.
16. Арчиков Е.И., Трифонова З.А. География Чувашской Республики: Учеб. пособие для общеобразоват. шк. / Е.И. Арчиков, З.А. Трифонова – Чебоксары: Чуваш. кн. изд-во, 2002. – 159 с.
17. Булавина Е.Н., Булавина Д.А. Методы биоиндикации при определении качества природной воды в рамках судебной экологической экспертизы // *Судебная экспертиза Беларуси.* 2018. №2(7). С. 58-62.
18. Водные объекты г. Чебоксары [Электронный ресурс] // Официальный сайт МБУ "Управление экологии города Чебоксары". URL: <http://ekologia.cap.ru/SiteMap.aspx?&id=582942> (дата обращения: 22.07.21).
19. Голованова И.Л. Влияние тяжелых металлов на физиолого-биохимический статус рыб и водных беспозвоночных / И.Л. Голованова // *Биология внутренних вод.* 2008. №1. С. 99–108.
20. Голубев А.П., Аксенов-Грибанов Д.В., Тимофеев М.А. Применение интегрального подхода к оценке воздействия антропогенного загрязнения на биоту пресных водоемов // *Экологический вестник.* 2013. №3(25). С. 106-115.
21. ГОСТ Р ИСО 5479-2002. Библиографическая ссылка. Статистические методы проверки отклонения распределения вероятностей от нормального распределения. М.: Издательство стандартов, 2002. 31.
22. Доклад «Об экологической ситуации в Чувашской Республике в 2020 году»: – Чебоксары, 2021. – 132 с.

23. Дубанов И.С. Водоемы Чувашии: книга-альбом / И.С. Дубанов. – Чебоксары: Чуваш. кн. изд-во, 2016. – 183 с.
24. Дубанов И.С. Озера, реки, родники Чувашии / И.С. Дубанов – Чебоксары: Чуваш. кн. изд-во, 2008. – 207 с.
25. Зарыхта В.В., Zhang Z.H., Кузнецова Т.В., Озерский П.В., Feng Y.J. Дифференциальное накопление тяжелых металлов в мягких тканях трёх видов двустворчатых моллюсков из реки Сунгари вблизи г. Харбина (Китай) / В.В. Зарыхта, Z.H. Zhang, Т.В. Кузнецова, П.В. Озерский, Y.J. Feng // Журнал эволюционной биохимии и физиологии. 2020. Том 56, № 2. С. 119–126.
26. Захаров В.М., Трофимов И.Е. Оценка здоровья среды: экологическое нормирование (оценка состояния природных популяций по стабильности развития) // Вопросы экологического нормирования и разработка системы оценки состояния водоемов: Материалы Объединенного Пленума Научного совета ОБН РАН по гидробиологии и ихтиологии, Гидробиологического общества при РАН и Межведомственной ихтиологической комиссии. Москва, 30 марта 2011 г. / ответственные редакторы: академик РАН Д.С. Павлов, член-корреспондент РАН Г.С. Розенберг, д.б.н. М.И. Шатуновский. – М.: Товарищество научных изданий КМК, 2011. С. 102-120.
27. Моисеенко Т.И. Биологические методы оценки качества вод: часть 1. биоиндикация / Т.И. Моисеенко [и др.] // Вестник Тюменского государственного университета. Экология и природопользование. 2010. №7. С. 20-40.
28. Моисеенко Т.И. Оценка качества вод и "здоровья" экосистем с позиций экологической парадигмы // Водное хозяйство России: проблемы, технологии, управление. 2017. №3. С. 104-124.
29. Мокрый А.В. Актуальные методы оценки водных экосистем // Актуальные направления научных исследований: перспективы развития: материалы III Международная научно–практическая конференция (Чебоксары, 8 окт. 2017 г.) / редкол.: О.Н. Широков [и др.] – Чебоксары: ЦНС «Интерактив плюс», 2017. С. 184-185.
30. Нефедова С.А. Биология с основами экологии: Учебное пособие. - 2-е изд., испр. / С.А. Нефедова, А.А. Коровушкин, А.Н. Бачурин, Е.А. Шашурина – СПб.: Издательство «Лань», 2021. – 368 с., ил.
31. Об утверждении региональных нормативов "Фоновое содержание тяжелых металлов в донных отложениях поверхностных водных объектов Республики Татарстан": приказ Министерства экологии и природных ресурсов Республики Татарстан от 27 марта 2019 года N 316-п // Министр А.В. Шадриков.

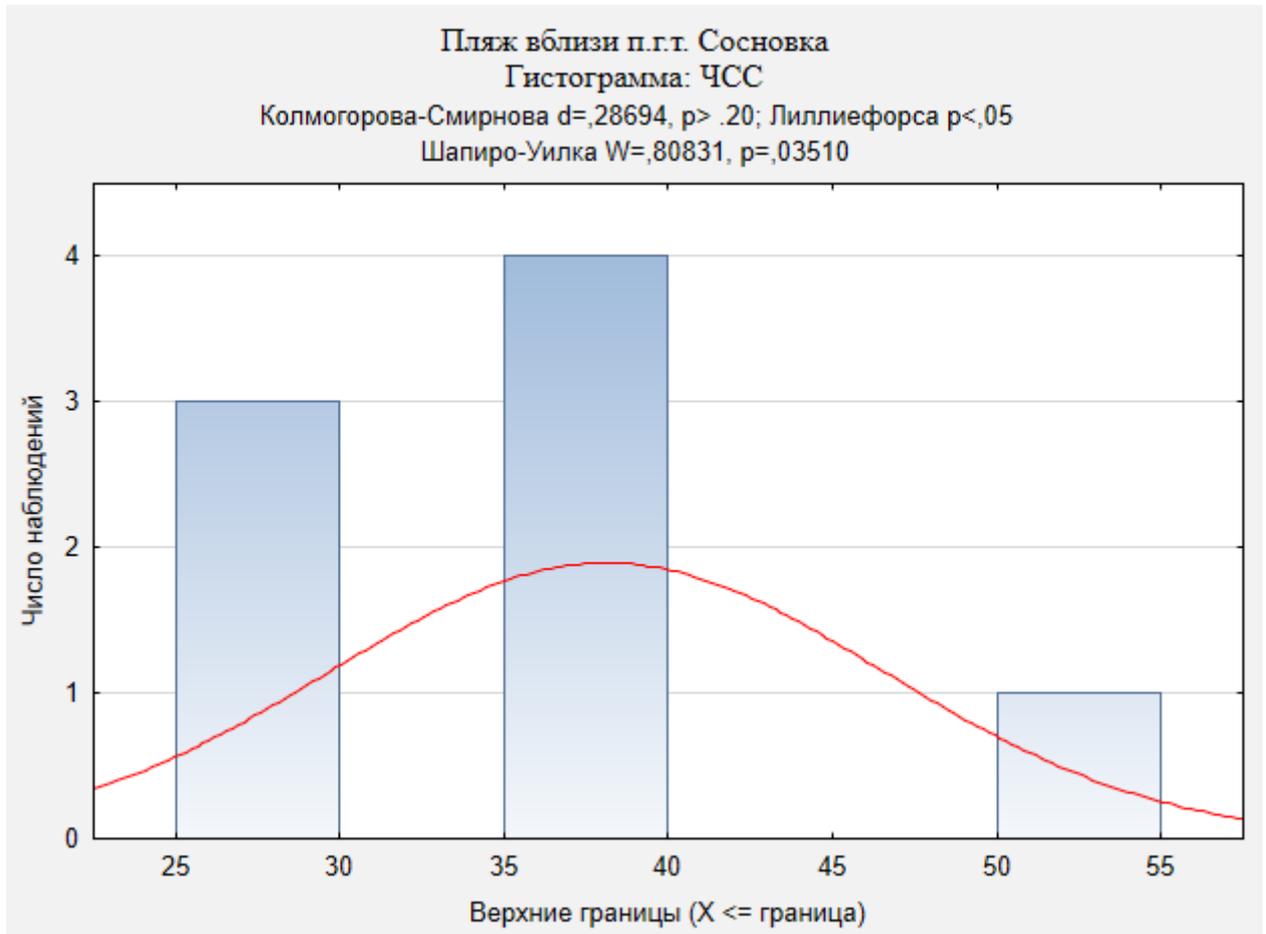
32. Патент РФ № 2308720 Способ биологического мониторинга окружающей среды (варианты) и система для его осуществления / С.В. Холодкевич, А.В. Иванов, Е.Л. Корниенко, А.С. Куракин. — Заявлено 20.06.2006; Опубл. 20.10.2007, Бюл. № 29.
33. Пахоруков Н.М. Биоразнообразие и экология беспозвоночных животных. Водная фауна: учеб. пособие по полевой практике / Н.М. Пахоруков, М.Я. Лямин – Пермь, 2007. – 156 с., ил.
34. Романова Е.М. Зоология беспозвоночных животных / Е.М. Романова, Т.М. Шленкина, Т.А. Индирякова, Л.А. Шадыева – Ульяновск: ГСХА им. П.А.Столыпина, 2013. – 246 с., ил.
35. Сиротина М.В. [и др.] Гидробиология: учебное пособие / М.В. Сиротина, Л.В. Мурадова, О.Н. Ситникова, Т. . Соколова. – Кострома: КГУ им. Н.А. Некрасова, 2021. – 104 с.
36. Современная Россия: географическое описание нашего Отечества. Европейская Россия и Урал: в 2 кн. Кн. 2. Регионы Европейской России и Урала / отв. ред. В.М. Котляков, А.И. Зырянов; ред.-сост. С.Э. Мышлянцева. – Москва: Паулсен, 2021. – 576 с., ил.
37. Холодкевич С.В. [и др.] Оценка качества пресноводных экосистем по функциональному состоянию двустворчатых моллюсков / С.В. Холодкевич, А.Н. Шаров, Г.М. Чуйко, Т.В. Кузнецова, М.В. Гапеева, Р.А. Ложкина // Водные ресурсы. 2019. Том 46, № 2. С. 214-224.
38. Холодкевич С.В. Биоэлектронный мониторинг поверхностных вод / С.В. Холодкевич, А.В. Иванов, Е.Л. Корниенко, А.С. Куракин, В.А. Любимцев // Мир измерений. 2011. №10. С. 6-13.
39. Холодкевич С.В. Биоэлектронный мониторинг уровня токсичности природных и сточных вод в реальном времени / С.В. Холодкевич // Экологическая химия. 2007. №16(4). С. 223-232.
40. Холодкевич С.В. Новый методологический подход к оперативной оценке экологического состояния прибрежных морских акваторий / С.В. Холодкевич [и др.] // Известия ТИНРО. 2018. №194. С. 215-238.
41. Чуйко Г.М. Место и роль биомаркеров в экологическом мониторинге водных экосистем // Биодиагностика и оценка качества природной среды: подходы, методы, критерии и эталоны сравнения в экотоксикологии: Материалы международного симпозиума, МГУ, 25–28 октября 2016 г. – М.: ГЕОС, 2016.
42. Чуйко Г.М. Современные подходы использования методов биодиагностики при экотоксикологической оценке водных экосистем // Современные проблемы

водохранилищ и их водосборов: Труды VI Международной научно-практической конференции / научные редакторы Е.А. Зиновьев, А.Б. Китаев. 2017. С. 90-94.

## Приложения

### Приложение 1.

Распределение выборок для каждой точки исследования

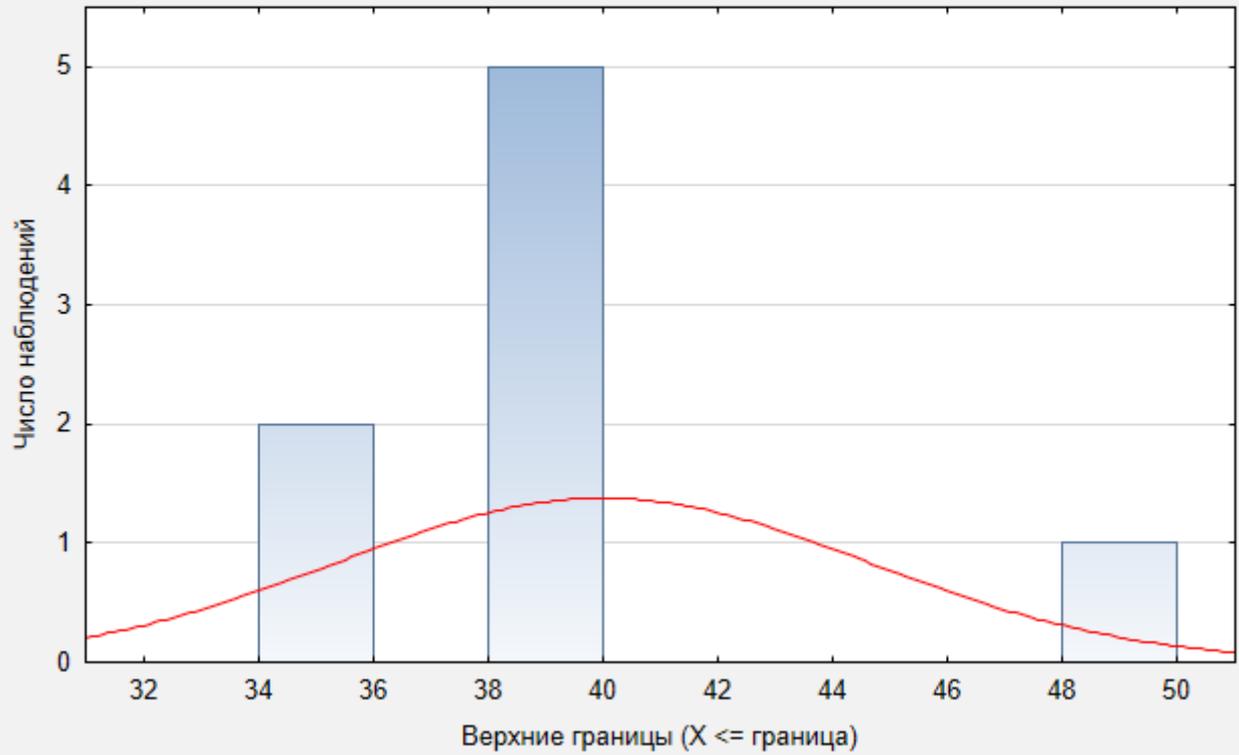


Пляж «Левобережный»

Гистограмма: ЧСС

Колмогорова-Смирнова  $d=,37500$ ,  $p<,20$  ; Лиллиефорса  $p<,01$

Шапиро-Уилка  $W=,75720$ ,  $p=,00981$

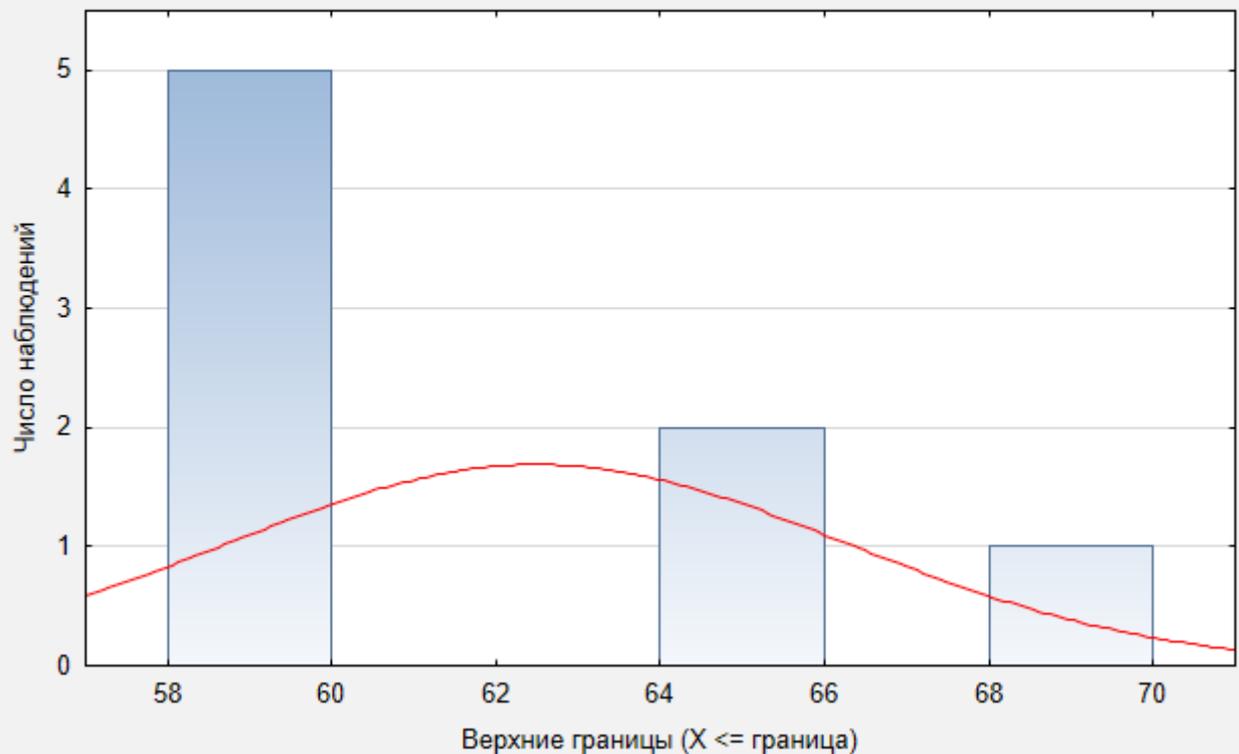


Пляж «Заовражный»

Гистограмма: ЧСС

Колмогорова-Смирнова  $d=,37083$ ,  $p<,20$  ; Лиллиефорса  $p<,01$

Шапиро-Уилка  $W=,72380$ ,  $p=,00417$

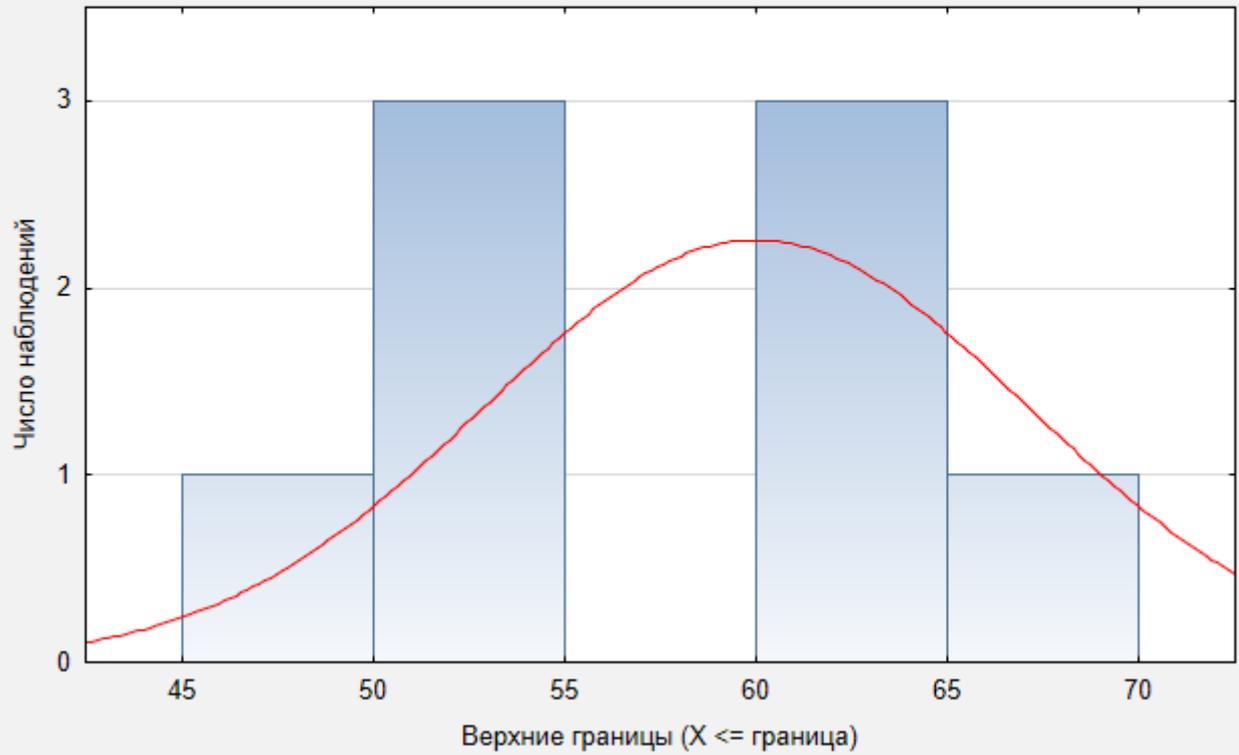


Пляж «Новосельский»

Гистограмма: ЧСС

Колмогорова-Смирнова  $d=,26025$ ,  $p> ,20$ ; Лиллиефорса  $p<,15$

Шапиро-Уилка  $W=,88304$ ,  $p=,20130$



Пляж ниже дамбы ГЭС

Гистограмма: ЧСС

Колмогорова-Смирнова  $d=,32732$ ,  $p> ,20$ ; Лиллиефорса  $p<,05$

Шапиро-Уилка  $W=,81042$ ,  $p=,03697$

