

ФЕДЕРАЛЬНОЕ ГОСУДАРСТВЕННОЕ БЮДЖЕТНОЕ
ОБРАЗОВАТЕЛЬНОЕ УЧЕРЕЖДЕНИЕ ВЫСШЕГО ОБРАЗОВАНИЯ
РОССИЙСКИЙ ГОСУДАРСТВЕННЫЙ АГРАРНЫЙ УНИВЕРСИТЕТ –
МСХА имени К. А. Тимирязева

УДК: 639.331.5

На правах рукописи

Дементьев Дмитрий Викторович

**Биотехника использования водорослей для очистки морской
воды при содержании рыб в установках замкнутого
водообеспечения**

Специальность 06.04.01 – рыбное хозяйство и аквакультура

**Диссертация на соискание учёной степени
кандидата сельскохозяйственных наук**

Научный руководитель:
доктор сельскохозяйственных наук,
доцент А.В. Жигин

Москва 2016

Содержание

ВВЕДЕНИЕ	5
Глава 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ	12
1.1. Установки с замкнутым водоиспользованием (УЗВ) в аквакультуре и принципы их работы.....	12
1.2. Основные гидрохимические показатели и их значение в УЗВ.....	18
1.2.1. Растворённые органические вещества.....	21
1.2.2. Аммонийный азот ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$).....	24
1.2.3. Нитриты (NO_2^-).....	25
1.2.4. Нитраты (NO_3^-).....	26
1.2.5. Фосфаты (PO_4^{3-}).....	30
1.2.6. Растворённый кислород	33
1.2.7. Активная реакция среды (pH).....	35
1.2.8. Солёность воды и особенности УЗВ марикультуры	36
1.2.9. Мутность	41
1.3. Совместное выращивание водных животных и растений.....	42
1.3.1. Водоросли в УЗВ.....	44
1.3.2. Краткая биологическая характеристика морских водорослей, использованных в проведенных исследованиях	51
1.4. Значение света для жизнедеятельности водорослей	59
1.5. Устройство водорослевых фильтров для очистки воды в аквакультуре	61
1.6. Тиляпия как модельный объект для исследований.....	63
Глава 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ.....	67
2.1. Общая схема и объем исследований	67
2.2. Краткая характеристика океанариума ТРЦ «РИО»	69

2.3. Гидрохимические исследования	72
2.4. Бонтировка рыбы и водорослей	75
2.5. Схемы опытов.....	76
2.5.1. Адаптация тиляпий (<i>Oreochromis sp.</i>) к воде с океанической солёностью.....	76
2.5.2. Подбор водорослей для использования в альгофилтре	78
2.5.3. Выбор источника освещения	79
2.5.4. Отработка конструкции альгофилтра	82
2.5.5. Микробиологические исследования водной среды	86
Глава 3. РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ	88
3.1. Адаптация красной тиляпии (<i>Oreochromis sp.</i>) к воде с океанической солёности	88
3.2. Подбор водорослей для использования в альгофилтре и отработка его конструкции.....	92
3.2.1. Выращивание водорослей в лотковом альгофилтре	92
3.2.2. Выращиваний водорослей в альгофилтре орошаемой конструкции	94
3.2.3. Выращивание водоросли <i>Caulerpa prolifera</i> в барабанной конструкции альгофилтра	98
3.3. Выбор источника освещения	105
3.4. Разработанная циркуляционная система и ее эксплуатация при различном составе оборудования.....	115
3.4.1. Работа замкнутой системы исключительно с альгофилтром	117
3.4.2. Работа замкнутой системы с альгофилтром и нитрифицирующим филтром.....	124
3.4.4. Микробиологические исследования и мутность воды	131

3.5. Анализ состава водоросли <i>Caulerpa prolifera</i>	138
Глава 4. ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЙ	141
ЗАКЛЮЧЕНИЕ	144
ВЫВОДЫ	148
Список литературы	152
Приложение	181

ВВЕДЕНИЕ

Актуальность темы. Одним из главных источников пищевых ресурсов для растущего населения Земли является Мировой океан. Однако количество ежегодно вылавливаемых в нем гидробионтов остается относительно стабильным с середины 80-х годов прошлого века - на уровне около 90-100 млн. тонн, а эффективность мирового рыболовства неуклонно снижается [Жигин, 2011]. Поэтому в настоящее время основной прирост мирового производства рыбопродукции достигается за счёт развития аквакультуры.

Аквакультура – это искусственно управляемое разведение и выращивание гидробионтов для получения продукции, используемой в различных отраслях. В условиях современного рыбного хозяйства технологии аквакультуры выполняют ту же роль, которую выполняло сельское хозяйство при переходе от охоты и собирательства к земледелию и животноводству [Багров, 2000]. Аквакультура является наиболее быстро растущей отраслью производства продуктов питания животного происхождения, темпы роста которой опережают увеличение численности населения. Перечень наиболее важных для аквакультуры гидробионтов насчитывает более 260 видов, а всего их выращивается около 430 [Жигин, 2011].

Первые предварительные оценки ФАО за 2013 год свидетельствуют о росте производства продукции в мировой аквакультуре до 70 млн. тонн, что составляет 49% рыбы для непосредственного потребления человеком [FAO, 2013].

Известно, что современная аквакультура включает в себя три основных направления:

- воспроизводство водных биологических ресурсов, призванное осуществлять искусственное получение молоди на рыбоводных заводах и

дальнейший ее выпуск в естественную среду обитания для пополнения естественных популяций;

- товарная аквакультура – выращивание водных организмов в прудах, озерах, прибрежных морских акваториях, садках, бассейнах с целью получения пищевой и технической товарной продукции;

- рекреационная аквакультура, назначение которой заключается в осуществлении эстетического воспитания, проведения досуга и отдыха населения, учебной и культурно-просветительской деятельности.

Одной из основных составляющих рекреационной аквакультуры является организация океанариумов, аквариумных комплексов, клубов аквариумистики. При этом за рубежом этот вид деятельности является хорошо налаженным многомиллионным бизнесом [Орлов, 1992, Karydis, 2011], тогда как в России рекреационная аквакультура получила бурное развитие только на современном этапе в условиях смены глобальных экономических отношений.

Сегодня все больший размах приобретает индустрия экспозиционного содержания гидробионтов. В ней преобладают два основных направления: это аквариумы для удовлетворения личных эстетических потребностей, как правило, относительно небольшие, используемые в квартирах граждан и офисах компаний, и публичные аквариумы. Публичные аквариумы, или как их часто называют «океанариумы», имеют большие объемы и предназначены для того, чтобы люди могли в полной мере оценить красоту обитателей подводного мира и насладиться ей. Сегодня большинство мировых столиц и другие крупные мегаполисы имеют свой публичный аквариум.

В свою очередь развитие рекреационной аквакультуры ставит перед специалистами ряд новых проблем, требующих своего научного решения. В частности, одной из них является создание публичных постоянно действующих живых экспозиций с экзотическими водными животными и растениями за пределами их естественных ареалов на базе искусственных

экосистем. При этом проблема становится значительно сложнее, когда речь идет о создании и эксплуатации искусственных морских экосистем.

Единственно возможным в условиях центральной России является применение для этих целей установок с замкнутым водоиспользованием (УЗВ). Одной из проблем, возникающих при использовании УЗВ, является постепенное накопление в оборотной воде продуктов жизнедеятельности водных животных в виде органических веществ и производных от них - нитратов и фосфатов. Простейший способ их удаления - частичная подмены воды в системе, однако в случае использования морской воды эта процедура становится чрезвычайно дорогостоящей.

Альтернативным способом, имеющим ряд преимуществ, может стать культивирование водных растений, произрастающих в сходных с культивируемыми животными условиях обитания. Подобные системы были разработаны и в некоторых случаях используются в пресноводном рыбоводстве [Апостол и др., 1989; Киселёв и др., 1997; Апостол и др., 2002; Watten, Busch, 1984; Myrtry et al., 1994; Rakocy, Masser, Losordo, 2006], однако возможность применения этого принципа в морской воде на сегодняшний день очень мало изучена. Создание гидропонных систем на базе морских УЗВ для получения дополнительной сельскохозяйственной продукции не представляется возможным. Однако выращивание морских водных растений и водорослей с целью получения зелёной массы вполне возможно.

Стоит отметить крайне невысокое число подобных исследований в нашей стране, хотя во всем мире это направление считается перспективным и появляется все больше публикаций, касающихся темы морских водорослевых фильтров [Kadowaki 1990, 1994; Kitadai, Kadowaki, 2007; Orellana et al., 2013; Turcios, Papenbrock, 2014 и др.].

Водоросли потребляют нитратный азот и фосфаты, углекислый газ, используя их для построения клеток своего тела, выделяют кислород. Это

один из наиболее экологичных способов очистки воды. Биомасса водорослей может быть прекрасной подкормкой для многих рыб, моллюсков и ракообразных. Кроме того водоросли являются неотъемлемой частью, украшающей выставочную экспозицию. В этой связи изучение принципов создания и поддержания экологического равновесия в искусственных морских экосистемах на базе циркуляционных установок с альгофильтрами является актуальным и востребованным практикой.

Цель настоящей работы: разработать биотехнические параметры применения водорослей для подготовки морской воды в установках с замкнутым водоиспользованием (УЗВ).

В соответствии с этой целью поставлены следующие **задачи**:

1. Осуществить подбор оптимального для использования в составе альгофильтра вида водорослей;
2. Провести исследования по адаптации красной тилипии к воде океанической солености для ее использования в качестве модельного объекта – источника биогенных веществ для выращиваемых водорослей;
3. Определить количество потребляемых водорослями биогенных веществ и выделяемого ими растворенного кислорода;
4. Разработать конструкцию альгофильтра и подобрать оптимальный источник освещения для эффективного осуществления очистки воды с использованием водорослей;
5. Изучить гидрохимический и микробиологический режимы в системе с разработанным альгофильтром;
6. Дать оценку экономической эффективности применения водорослей для очистки оборотной морской воды в демонстрационных системах аквакультуры.

Научная новизна исследований. Впервые для условий экспозиционной морской установки аквакультуры с замкнутым водоиспользованием изучены и определены основные технологические

параметры применения морских макроводорослей для очистки оборотной воды. Разработана новая оригинальная конструкция альгофилтра (защищена патентом). Показана возможность и методика адаптации красной тиляпии к воде океанической солености для ее использования в качестве модельного объекта – источника биогенных соединений. Определены удельные величины выделения кислорода морской водорослью каулерпой и поглощения растворенных азот- и фосфоросодержащих соединений. Установлены оптимальные светотехнические характеристики для эффективного их осуществления.

Практическая значимость. Полученные данные позволяют сформулировать рекомендации по проектированию и эксплуатации морских экспозиционных УЗВ аквакультуры вдали от морских акваторий с использованием альгофилтров (водорослевых фильтров), позволяющих минимизировать затраты на потребление искусственно приготовленной морской подпиточной воды.

Результаты исследований внедрены в океанариуме торгово-развлекательного комплекса «РИО» в г. Москва (приложение 1).

Материалы диссертации могут быть использованы при чтении лекций и проведении практических занятий со студентами по специальности «Водные биоресурсы и аквакультура».

Материалы и методы.

Материалом исследований служили сообщества морских макроводорослей родов *Caulerpa*, *Ulva* и *Chaetomorpha*, молодь красной тиляпии (*Oreochromis* sp.), оборотная вода УЗВ. Исследовались гидрохимические параметры и влияние на них процессов жизнедеятельности водорослей, скорость роста гидробионтов, их общее физиологическое состояние, интенсивность освещения и спектры поглощения света фотосинтетиками, а также микробиологические характеристики водной

среды в условиях экспериментальных морских УЗВ различных конструкций. Результаты статистически обработаны.

Основные положения, выносимые на защиту:

1. Максимально приспособленной из исследованных видов водорослей к использованию в морских УЗВ является *Caulerpa prolifera* при выращивании в системе барабанного альгофилтра с применением освещения сине-красного спектра определённой интенсивности.

2. Красная тиляпия (*Oreochromis sp.*) способна адаптироваться к условиям содержания в УЗВ с океанической солёностью и может быть использована в ней в качестве экспериментального объекта содержания.

3. Разработаны новая конструкция альгофилтра и условия его освещения для эффективного осуществления очистки воды.

4. Применения разработанного альгофилтра с использованием *Caulerpa prolifera* в составе УЗВ океанариума экономически целесообразно.

Апробация работы. Материалы диссертации доложены на Второй международной научно-практической конференции «Водные биоресурсы, аквакультура и экология водоёмов», 15-17 октября 2013 г., Калининград; Международной научно-практической конференции молодых учёных и студентов «Научный вклад молодых исследователей в инновационное развитие АПК», 27-28 марта 2014 г., Санкт-Петербург; Международной научной конференции молодых учёных и специалистов, посвящённой созданию объединённого аграрного вуза в Москве, 3-4 июня 2014 года, Москва; Международной научной конференции, посвящённой 100-летию ГосНИОРХ «Рыбохозяйственные водоёмы России: фундаментальные и прикладные исследования», 6-10 октября 2014 г., г. Санкт-Петербург; 10-ой международной конференции «Аквариум как средство познания мира», Москва, 21-22 ноября 2014 г.; First International Symposium of Veterinary Medicine ISVM 2015, Novi Sad (Serbia), May 21-23 2015.

Публикации. Основные положения и материалы диссертации изложены в 10 печатных работах, в том числе в 4 изданиях, рекомендованных ВАК Минобрнауки РФ. Кроме того, на основании результатов диссертационной работы, получен патент Российской Федерации № 149981 на полезную модель.

Глава 1. ОБЗОР ЛИТЕРАТУРЫ

1.1. Установки с замкнутым водоиспользованием (УЗВ) в аквакультуре и принципы их работы

В 21 веке во всем мире бурное развитие получила индустриальная аквакультура, позволяющая получать значительный выход рыбопродукции с единицы площади или объёма. Наиболее технически-совершенным при этом является выращивание водных животных в установках замкнутого водоиспользования. При эксплуатации подобных установок достигается полная независимость производственного процесса от природно-климатических условий, а также его непрерывность в любое время года. С помощью УЗВ специалисты имеют возможность заниматься культивированием или содержанием гидробионтов в несвойственных им климатических зонах.

Появляется возможность максимальной оптимизации абиотических факторов среды обитания гидробионтов, одновременно достигается высокая выживаемость выращиваемых объектов, обеспечивается локализация и предотвращение массовых заболеваний. Водопотребление при функционировании подобных систем сокращается более чем в 100 раз по сравнению с традиционными методами, что соответственно прекращает или значительно снижает объем сбросных вод рыбоводных хозяйств. [Жигин, 2011].

Современные методы использования УЗВ в аквакультуре предусматривают возможность их эксплуатации не только в круглогодичном режиме, но и для осуществления отдельных этапов жизненного цикла гидробионтов. В частности раннего получения молоди и крупного посадочного материала для последующего их использования при зарыблении садков и прудов [Киселёв, 1999].

Вода, используемая в рыбоводстве, в зависимости от своего исходного качества может подвергаться физико-химической, механической и биологической очистке, доводится до оптимальной температуры, насыщается кислородом, проходить через бактерицидные установки. В составе УЗВ обычно используют механическую и биологическую очистку воды.

Механический фильтр служит для грубой очистки воды от нерастворимых примесей крупной и средней фракции. Механический фильтр не только очищает воду от взвесей, но и служит защитным барьером для биофильтра.

Биологический фильтр применяется для очистки оборотной воды от растворенных загрязнений путем создания оптимальной среды обитания аммонифицирующих и нитрифицирующих микроорганизмов, участвующих в природном круговороте веществ водоёма.

Наиболее распространенным биологическим фильтром является так называемый нитрифицирующий фильтр, суть которого – осуществление азотного цикла, аммонификации и нитрификации – двухступенчатого микробиологического преобразования выделяемых гидробионтами органических и минеральных азотсодержащих веществ. Биофильтр представляет собой проточную ёмкость, наполненную загрузочным материалом: морской галькой, керамзитом, полимерной крошкой или другими видами нейтральных к воде элементов неправильной формы. На поверхности этих элементов живут микроорганизмы (роды бактерий *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* и др.), активно поглощающие и разлагающие растворённые в воде продукты жизнедеятельности рыб, в первую очередь растворённые органические вещества, аммонийный азот до нитритов [Теппер и др., 2004]:



Бактерии второй фазы нитрификации – *Nitrobacter*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* - окисляют нитриты NO_2^- до менее токсичных нитратов:



Основная задача при проектировании системы биологической очистки – это обеспечение для этих организмов наиболее благоприятных условий жизнедеятельности [Жигин, 2011].

Многолетние и многочисленные исследования в сфере создания и эксплуатации замкнутых систем позволили сформулировать основные принципы и последовательность осуществления технологических операций водоподготовки, требования к составу необходимого оборудования в УЗВ.

Типовая последовательность осуществления технологических операций водоиспользования включает в себя [Жигин, 2011]:

1. Размещение и содержание гидробионтов в рыбоводных ёмкостях (инкубационные аппараты, аквариумы, лотки, бассейны, силосы), в которых осуществляются все рыбоводно-технологические операции.

2. Первичная механическая очистка (механические фильтры), предназначенная для удаления из воды, вытекающей из рыбоводных ёмкостей, взвешенных веществ (главным образом экскрементов и остатков несъеденного корма).

3. Биологическая очистка (аэротенки, биофильтры, денитрификаторы и др.), предназначенная для очистки воды от растворённых органических и азотных загрязнений.

4. Терморегуляция для регулировки и поддержания заданной температуры оборотной воды. Как правило, это её подогрев, однако для холодноводных УЗВ используются водяные охладители.

5. Бактерицидная обработка оборотной воды (УФ-облучение, озонирование и др.), предназначенная для снижения уровня бактериального загрязнения циркулирующей воды. Как правило, используется в инкубационных системах при выращивании молоди и посадочного

материала. При товарном выращивании часто не используется, хотя её наличие желательно.

6. Насыщение воды атмосферным (аэрация) или чистым (оксигенация) кислородом. Важнейшее необходимое условие при содержании гидробионтов в промышленных условиях с высокой плотностью посадки.

7. Перекачка оборотной воды (насосы, эрлифты) необходима для осуществления последовательного непрерывного перемещения оборотной воды по всем вышеназванным элементам системы, обеспечивающим выполнение вышеперечисленных функций и в итоге – нормальную жизнедеятельность культивируемых гидробионтов.

8. Накопление оборотной воды в специальной ёмкости, необходимой для обеспечения питания насоса и выполнения некоторых других вспомогательных функций (например, приёма подпиточной воды, регулировки pH, солёности и др.). При наличии в системе циркуляции нескольких точек установки насосов соответственно увеличивается и количество накопительных ёмкостей.

В зависимости от функциональных задач, стоящих перед конкретной системой циркуляции, при необходимости она может дополняться соответствующим вспомогательным оборудованием. Так, в условиях морских замкнутых систем, целесообразным является применение флотационных установок [Сандер, 2002].

Правильность подбора и размещения основного и вспомогательного оборудования является залогом эффективной эксплуатации всей рыбоводной циркуляционной системы в целом.

Кроме перечисленного основного оборудования, в составе УЗВ могут использоваться дополнительные агрегаты: стерилизаторы (ультрафиолетовые, озонаторы, хлораторы) [Jorquera et al., 2002; Yanong, 2012], дополнительные блоки биологической очистки (денитрификаторы, фито- и альгофильтры) [van Rijn et al., 1998, 2006; Rakocy et al., 2006].

Дополнения стандартной схемы направлены на уменьшение водопотребления системой, поддержание особо высокого качества воды и применяются в морских системах для содержания особенно ценных или редких организмов, например, в публичных аквариумах (океанариумах) или научно-исследовательских организациях. Отдельно стоит отметить заинтересованность в подобных системах у организаций, имеющих отношение к подготовке дальних космических экспедиций в будущем [Морозов, 1977; Nelson et al., 1993; Salisbury et al., 1997].

Одним из путей повышения эффективности УЗВ является использование интегрированных технологий путем создания на базе рыбоводных установок искусственных экосистем, называемых агрогидроэкосистемы [Киселёв, Коваленко, Борщёв и др., 1997], включающие выращивание гидробионтов и утилизацию продуктов их жизнедеятельности через культивирование растений. Серьёзным преимуществом по сравнению с традиционными формами аквакультуры является экономичное использование пространства такими агрогидроэкосистемами, что позволяет размещать их в любой климатической зоне, на небольшом расстоянии от основных потребителей – крупных городов, где зачастую имеет место нехватка земельных и водных ресурсов.

Культивирование морских гидробионтов называют *марикультурой* (от лат. *marinus* — морской). Это относительно молодая ветвь аквакультуры, включающая в себя технологии, связанные с выращиванием животных и растений, нуждающихся в соленой или солоноватой воде. Особенно широко марикультура распространена в Японии, странах Юго-Восточной Азии, Скандинавии [Сельскохозяйственный энциклопедический словарь, 1989], Южной Америки. Наиболее распространены, из-за низкой стоимости и простоты осуществления, экстенсивные методы, когда продукцию получают в естественном водоёме (всевозможные пруды с морской водой, морские садки для рыб, культивирование моллюсков на коллекторах, искусственных

рифах и т.д.). Несмотря на сравнительно низкую себестоимость производимой продукции, данные методы имеют серьёзный недостаток – практически полную зависимость от условий среды (температурный, кислородный, световой и гидрологический режимы). Следующим уровнем развития марикультуры стало появление бассейновых прямоточных систем, когда вода из морской акватории используется всего один раз, поступая в систему после предварительной обработки или без неё, и возвращается в море. Этот способ даёт бóльшую возможность регулирования условий среды, относительно недорог в строительстве и обслуживании [Уитон, 1977]. Серьёзным недостатком подобных систем является невозможность строительства предприятия на сколько-нибудь большом удалении от побережья. Этому недостатка лишены замкнутые системы, в которых вся вода заливается один раз и практически не заменяется или заменяется очень редко [Уитон, 1977]. Это позволяет полностью контролировать все условия среды и строить предприятия марикультуры на большом удалении от побережья.

Недостатком замкнутых систем является высокая стоимость строительства и обслуживания, однако в некоторых случаях их использование является единственно возможным. Стоит отметить, что сделать полностью автономную систему чрезвычайно сложно. Считается нормой замена 5-10% оборотной воды ежедневно, поэтому, например, проекты большинства крупных публичных океанариумов подразумевают их строительство на небольшом удалении от побережья [Cansdale, 1981; Karydis, 2011]. На большом удалении от морского побережья единственным возможным решением при создании предприятий марикультуры являются замкнутые системы с минимальными (5-10% объёма в неделю) подменами морской воды из-за чрезвычайно высокой стоимости ее приготовления с применением морской соли стоимостью около 65 руб./кг (5-8 руб./л морской воды в ценах г. Москвы осенью 2014 года).

Подобные системы необходимы, например, при создании континентальных публичных аквариумов или рыбоводных предприятий по передержке живых морских гидробионтов, расположенных в непосредственной близости от больших городов, способных обеспечить население свежими морепродуктами [Wickins and Helm, 1981; van Rijn et al., 2006; Lawson et al., 2008].

1.2. Основные гидрохимические показатели и их значение в УЗВ

С точки зрения рыбного хозяйства качество воды должно удовлетворять сохранению видового состава ихтио- и биоценозов, соответствовать определенным предельно-допустимым концентрациям (ПДК) с учётом синэргического взаимодействия вредных веществ, обеспечивать защиту человека как потребителя от возможного накопления в гидробионтах токсических веществ [Negele, 1986].

Кроме того с точки зрения рекреационной экспозиционной аквакультуры качество воды должно обеспечивать и комфортные условия обитания гидробионтов, позволяющие продемонстрировать все характерные фенотипические, поведенческие и другие особенности того или иного вида.

В циркуляционных установках физико-химические параметры, за которыми необходим постоянный контроль, включают жизненно важные для содержания гидробионтов показатели, а также показатели, определяющие эффективность работы биофильтра. В первую очередь это температура, содержание растворённого в воде кислорода, концентрации взвешенных и растворённых органических веществ, неорганических азотных соединений, величина активной реакции среды (pH) и некоторые другие.

Основной источник загрязнения оборотной воды в УЗВ - это метаболиты гидробионтов, несъеденные остатки корма, отработавший активный ил системы биоочистки, которые имеют органическую природу и

представляют собой комплекс взвешенных и растворённых загрязняющих веществ.

Обобщая имеющиеся литературные данные, можно утверждать, что вода, используемая в пресноводных замкнутых системах, должна соответствовать нормативам, представленным в таблице 1.

Таблица 1. Требования к качеству оборотной воды пресноводных систем [Жигин, 2011]

Показатели	ОСТ 15.372-87 для поступающей воды (форель / карп)	Технологическая норма	Кратковременно допустимые значения
Взвешенные вещества, мг/л	до 10 / 20	до 30	—
Активная реакция среды (рН)	7,0-8,0 / 6,5-8,5	6,8-7,2	6,8-8,5
Нитриты, мг N/л	до 0,02	до 0,1-0,2	до 1,0
Нитраты, мг N/л	1,0 / 2,0	до 60	100
Аммонийный азот, мг N/л	0,5 / 1,0	2-4	до 10
Аммиак свободный, мг N/л	до 0,05	до 0,05	до 0,1
Окисляемость бихроматная, мг O ₂ /л	до 30 / 50	20-60	70-100
Окисляемость перманганатная, мг O ₂ /л	до 10 / 15	10-15	до 40
Кислород, мг/л: на выходе из бассейнов после биологической очистки	— —	5-12 4-8	2-3 ≥ 2
Углекислота, мг/л	10 / 25	25	30
Сероводород, мг/л	0	0	0,002
Фосфаты, мг/л	0,3 / 0,5	0,2-0,5	2,0
Железо общее, мг/л	0,5 / 1,8	0,5	2,0
Щёлочность, мг/л	—	30-200	300
Жёсткость общая, Н ⁰	—	5-8	20-25
Хлориды, мг/л	—	10,0	15,0
Сульфаты, мг/л	—	10,0	15,0
Свободный хлор, мг/л	-	0	0,003
Марганец, мг/л	-	0,005	-
Цинк, мг/л	-	0,05	-

Показатели качества воды морских оборотных систем обусловлены, в первую очередь, параметрами природных вод Мирового океана и представлены в таблице 2.

Таблица 2. Требования к качеству оборотной воды в морских системах

Показатели	В среднем по Мировому океану (на глубине фотического слоя) [Алекин, Ляхин, 1984]	Вода морских УЗВ [Сандер, 2002]
рН	7,6-8,4	8,2 (7-8,5)
Аммоний, мг/л	0,026-0,033	1,000
Нитриты, мг/л	0,066-0,099	1,000
Нитраты, мг/л	0 (поверхностные слои) 2,2 (глубинные слои)	50,0
Фосфаты, мг/л	0-0,31	нет данных
Растворённый кислород, мг/л	4,5-9,0 (более 110 % у поверхности)	не менее 4,0 мг/л
Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП), мВ	200-450	150-250
Солёность, ‰	32-37,59	32-35

Стоит отметить, что данные по азотистым веществам и кислороду в целом по океану сильно зависят от глубины, продуктивности вод и ряда других показателей. Чем выше продуктивность акватории, тем выше в ней содержание аммонийного, нитритного и нитратного азота, при низкой продуктивности содержание этих соединений стремится к нулю.

Содержание кислорода увеличивается при: 1) абсорбции его океаном из атмосферы при относительном содержании менее 100%; 2) продуцировании водной растительностью при фотосинтезе; 3) горизонтальной адвекции в обеднённые слои динамическими факторами. Уменьшение содержания кислорода происходит при: 1) выделении в атмосферу (десорбция) при относительном его содержании более 100%; 2) различных биологических (дыхание организмов), биохимических (дыхание

бактерий и биохимическое окисление органических веществ) и химических (окисление восстановленных форм Fe^{2+} , Mn^{2+} , NO_2^- , NH_3 , H_2S и др.) процессах.

Концентрация фосфатов в Океане крайне изменчива в годовом интервале. Зимой наблюдается максимальное содержание фосфатов, поскольку вынос из подстилающих слоёв происходит интенсивно, а потребление фосфатов незначительно. Весной содержание фосфатов резко падает, так как с прогревом воды ослабляется вертикальная конвекция и бурно развивается фитопланктон. К концу летнего сезона содержание фосфатов достигает минимума [Алекин, Ляхин, 1984].

Вместе с тем указанные таблицы не могут полностью отразить всё многообразие возможного содержания в воде тех или иных соединений. Поэтому, прежде чем использовать тот или иной водоисточник для целей аквакультуры, кроме стандартных химических анализов, многие исследователи рекомендуют производить биотестирование оборотной воды [Жигин, Светлакова, Тряхова, 1985; Стеффенс, 1985; Стикни, 1986].

1.2.1. Растворённые органические вещества

Основным продуктами обмена веществ водных организмов являются белковые соединения, аминокислоты, мочевины и мочевая кислота, поэтому изучению динамики азотных метаболитов уделяется особенно большое внимание.

Костистые рыбы, миноги и миксины являются ярко выраженными аммонотеликами, у которых главным продуктом обмена азотистых веществ является аммонийный азот. До 20 % азота выделяется также в виде мочевины. У морских костистых рыб её доля может быть значительно выше [Аминева, Яржомбек, 1984].

Известно, что рост концентрации метаболитов снижает удельную скорость роста у рыб [Константинов и др., 1985, 1987; Парфенова, 1991].

Многочисленные исследования указывают на ряд других биохимических изменений в организме гидробионтов [Константинов, Газиев, 1987; Анохин, 1988; Балабанов, 1988; Михкиева, Немова, 1988; Силкина и др., 1988; Мирзоева, 1990; Парфёнова, 1991 и др.; Mayano, Cardenete, 1988; Wlasow, Dobrowska, 1989].

Одним из показателей, достаточно полно отражающим химические изменения в воде, является окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) или редокс-потенциал - E_H среды профильтрованной пробы оборотной воды, статистически связанный с растворённым органическим веществом [Цирульская, 1985]. Редокс-потенциал – разность потенциалов, выраженная в милливольтках, возникающая между двумя веществами, вступающими в окислительно-восстановительную реакцию. При отрицательных значениях преобладают восстановители, при положительном – окислители, при нулевом значении их концентрации находятся в равновесии. Чем выше этот показатель, тем меньшая концентрация органических веществ присутствует в воде. При этом оптимальный диапазон составляет 150-450 мВ.

В естественной среде показатель ОВП варьируется достаточно сильно. В морских УЗВ ОВП измеряется в случаях применения озонаторов, так как по значению редокс-потенциала настраивают и контролируют количество остаточного озона.

В дистиллированной воде, при нормальном атмосферном давлении, температуре 25°C, ОВП равен +202 мВ, в пресной воде – не ниже +60 [Stumm and Morgan, 1996; Иванов и др., 2010]. В морской воде считается нормальным его значение от 0 до +450 мВ как в открытом океане, так и на коралловых рифах [Алехин, Ляхин, 1984; Skopintsev et. al., 1966; Jaag, Advan, 1967]. В морских замкнутых системах, как правило, значение колеблется между 150 и 300 мВ.

Повышают значение ОВП различные по силе окислители: кислород, озон, перекись водорода и др. Незначительный рост показателя

обеспечивается при накоплении ионов некоторых металлов, гипохлоритов (ClO^-), иодатов (IO_3^-), нитритов (NO_2^-), нитратов (NO_3^-) и многих других веществ, в том числе некоторых органических [Clark, Mansfield 1960; Stumm and Morgan, 1996]. Фотосинтез также увеличивает окислительно-восстановительный потенциал.

Понижают значение ОВП различные по силе восстановители, очень часто это органические молекулы (белки корма, витамины и др.), встречаются и неорганические, такие как ионы аммония (NH_4^+) и др. [Stumm and Morgan, 1996].

Влиять на значение ОВП в морских замкнутых системах без озона, ввиду сложного ионного состава среды, практически невозможно и не рекомендуется, однако по значению этого показателя можно делать выводы относительно общего уровня загрязнения. При снижении окислительно-восстановительного потенциала ниже уровня +150 мВ можно говорить о большом количестве восстановителей, которое в свою очередь указывает на высокое содержание органического вещества [Jaag, Advan, 1967; Kipper, Horst, 1987; Charles, 1994].

Сами по себе растворённые органические вещества в оборотной воде циркуляционных систем малотоксичны для гидробионтов. Однако они являются питательной средой для развития всевозможных микроорганизмов, в том числе и патогенных. Кроме того, в результате биологических окислительных процессов аммонификации, органические вещества являются источником накопления аммонийных соединений, других вредных веществ, что сопровождается активным потреблением растворённого в воде кислорода. Всё это значительно ухудшает среду обитания гидробионтов и отрицательно сказывается на результатах их содержания и культивирования.

1.2.2. Аммонийный азот ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$)

Определяющее влияние на загрязнение воды, в том числе соединениями азота, оказывает количество внесённого корма и особенно его избыточное количество [Умпелев и др., 1986].

Французские исследователи, справедливо отмечая, что основным источником растворённого неорганического азота в УЗВ являются корма, показали, что при выращивании лаврака (*Dicentrarchus labrax*) 19% поступающего с кормом азота потреблялось рыбой, 4% накапливалось в осадках, а 61% переходил в растворённое состояние [Lefebvre et al., 2001]. Есть данные, что около 75% азотистых и фосфоросодержащих веществ, содержащихся в корме для гидробионтов, остаются неиспользованными и накапливаются в воде системы [Piedrahita, 2003; Gutierrez-Wing and Malone, 2006; Velichkova, Sirakov, 2013].

Другим источником аммонийных соединений является процесс обмена веществ гидробионтов. Большое количество азотсодержащих соединений рыбы выделяют в виде мочевины и аммония, причём по разным данным от 20 до 90% потреблённого азота пищи выделяется в восстановленной до NH_4^+ форме [Ведемейер и др., 1981; Стеффенс, 1985; Овчинникова, 1990].

У костистых рыб основное количество аммония (до 98 %) выводится через жабры [Аминева, Яржомбек, 1984; Стеффенс, 1985; Овчинникова, 1990]. На уровень его выделения влияют плотность посадки, масса и возраст рыбы, pH и температура воды. В обычном состоянии выделение аммония через жабры возможно, если значение pH воды равно или меньше, чем крови (7,3-7,5), тогда аммоний диффундирует из крови в воду беспрепятственно. При аммиачной интоксикации (при высоком pH воды) происходит блокирование выделения аммония из жабр в воду. Развивается жаберный

некроз, увеличивается частота дыхания, появляются судороги, вращательные движения [Дубровин, 1984; Олах и др., 1987; Коваленко, 1990].

Д. Алабастер и Р. Ллойд [1984], еще в 1913 г. сообщали, что токсичность аммиака для рыб зависит в значительной степени от pH, однако лишь в 1947 г. в работе Вюрманна, Зеендера и Уокера было доказано, что опасность для рыб представляет неионизированная форма аммиака, а ионизированная мало токсична или вообще не токсична. Неионизированной формой аммонийного азота является растворённый в воде свободный аммиак (NH_3). Ионизированным аммиаком называют аммиак, который находится в водной среде в виде ионов аммония (NH_4^+). Через тканевый барьер животных может проходить только неионизированный аммиак, в то время как положительно заряженный ион NH_4^+ пройти не может [Steffens, 1968].

Влияние солёности непосредственно на токсичность аммиака не выявлено [Weirich, Riche, 2006], однако в морской воде по сравнению с пресной, при одинаковых pH и концентрации аммонийного азота, количество неионизированного аммиака меньше в среднем на 25-28 % [Спотт, 1983].

Делая обширный обзор литературных данных, британские учёные [Алабастер, Ллойд, 1984] приходят к выводу, что остро летальные концентрации свободного аммиака для различных видов рыб находятся в интервале от 0,2-2,0 мг NH_3 /л.

1.2.3. Нитриты (NO_2^-)

Не менее токсичным для гидробионтов является продукт первой стадии нитрификации — окисления аммонийного азота — нитриты. Токсичность нитритов также видоспецифична и зависит от некоторых других показателей водной среды. Например, их токсичность растёт при низких значениях pH [Киселёв, 1997].

Основная масса отечественных исследователей [Васильков, Грищенко,

Енгашев и др., 1978; Черномашенцев, Мильштейн, 1983; Багров, 2000 и др.] указывают на допустимое содержание нитритов для рыбы 0,02-0,2 мг/л при прудовом выращивании. Кратковременно рыбы могут переносить концентрацию до 1-2 мг/л [Киселёв, 1997].

Отравление нитритами вызывает у рыб окисление феррогемоглобина крови до ферригемоглобина. На токсичность нитритов влияют такие факторы, как температура среды, концентрации кислорода и хлоридов [Thomas, 1978]. Известно, что нитриты также негативно воздействуют на ткани и сосудистую систему [Tucker et al., 1989; Чепурнова, 1991], влияют на липидный и жирнокислотный состав органов молоди рыб [Болгова и др., 1988]. Наиболее токсичен ион NO_2^- [Алабастер, Ллойд, 1984], проникающий через жабры.

Полное восстановление организма рыб после функциональной и гемолитической анемии, вызванной кратковременным действием летальных концентраций нитритов, происходит только через 24 дня [Scorano, Sarogla, 1984].

1.2.4. Нитраты (NO_3^-)

При применении нитрифицирующего фильтра снимается опасность отравления самыми токсичными продуктами метаболизма – аммонийным и нитритным азотом [Привезенцев, Власов 2007], однако происходит накопление нитратного азота - продукта второй, завершающей стадии нитрификации, что при превышении определенного уровня также весьма нежелательно [Westin, 1973; Berka et al., 1980; Kamstra and van der Heul, 1998]. Вместе с тем это соединение азота является сравнительно малотоксичным. Опыт эксплуатации хозяйств с замкнутым водоснабжением бассейнов указывает на нормальные рост и развитие рыб при содержании нитратов 20 мг/л и более. А немецкие исследователи утверждали, что рост

карпа и форели не угнетают концентрации нитратов 1800 и 275 мг/л соответственно [Braun, 1972; Nagel et al., 1976].

Чехословацкие учёные отмечали вредное воздействие нитратов на молодь карпа только при содержании 300-600 мг/л [Sprurny, Jirasek, Machova, 1984]. Есть данные, что концентрация 400 мг/л не оказывала влияния на пищевую активность и темп роста канального сомика [Уитон, 1985].

Р. Стикни [1986] считал, что опасная концентрация нитратов неизвестна, и что, как правило, они вообще не оказывают вредного воздействия. Тем не менее, в целях устранения процесса возможного накопления токсичных веществ, концентрацию нитратов в УЗВ рекомендовано поддерживать на уровне 20-40 мг/л [Новоженин и др., 1985]. По всей видимости, этот вопрос требует дальнейшего изучения.

Самым распространенным способом борьбы с нитратами является подмена воды, около 5-10% общего объёма системы в сутки [Masser et al., 1999]. В случаях, когда необходимо минимизировать потребление подпиточной воды, применяют другие меры для удаления нитратов (табл. 3).

Организмы, способные к ассимиляционному потреблению нитрата, используют его вместо аммиака в качестве источника азота для биосинтеза. В большинстве случаев этот процесс идёт при отсутствии более восстановленного соединения (аммиака). Ассимиляционный путь потребления нитрата одинаково хорошо осуществляется как в аэробных, так и в анаэробных условиях. В этом случае азот не удаляется из системы, а переходит из неорганической формы в органическую [Jaar van Rijna et al., 2006]. Дальнейшее удаление азота осуществляется извлечением ассимилятора или его части из общей системы (в самом распространенном случае – снятие урожая высших растений или прополка водорослевого фильтра) [Апостол и др., 1985; Kitadai, Kadowaki, 2007].

Таблица 3. Биологические процессы, направленные на снижение количества нитратов [Tiedje, 1990]

Процесс	Регулирующие факторы	Организмы, осуществляющие процесс
Ассимиляционное снижение содержания нитратов		
$\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$	NH_4^+	Высшие растения, грибы, водоросли, аэробные и анаэробные бактерии
Диссимиляционное снижение содержания нитратов		
Диссимиляция нитрата до аммония $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NH}_4^+$	O_2 , C/N	Анаэробные и факультативно-анаэробные бактерии
Денитрификация $\text{NO}_3^- \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O} \rightarrow \text{N}_2$	O_2 , C/N	Факультативно-анаэробные бактерии

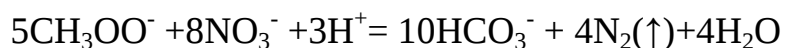
Диссимиляционный путь извлечения нитратов подразумевает микробиологическую обработку воды (денитрификацию). Бактерии преобразуют нитраты в более восстановленные соединения с выделением энергии. Нитраты восстанавливаются через нитриты до аммония одной группой организмов, другая группа преобразует нитраты через нитриты и другие газообразные формы (оксид и закись азота) до газообразного азота.

Денитрификация осуществляется обширной группой прокариотических организмов. Большинство из них – факультативные анаэробы, использующие ион нитрата в качестве последнего акцептора электрона в отсутствии кислорода.

Молекулярный азот – конечный продукт данного процесса, однако при определенных условиях возможно накопление промежуточных продуктов: нитритов NO_2^- , оксида азота NO и закиси азота N_2O .

Самыми распространенными денитрификаторами в природе являются гетеротрофные микроорганизмы, большинство из которых относится к родам *Pseudomonas* (*P. fluorescens*, *P. stutzeri*) и *Paracoccus* (*P. denitrificans*) [Korom, 1992; Теппер и др., 2004].

В природе гетеротрофные денитрификаторы заселяют бескислородные области грунта, селятся под слоем бактериальной пленки – везде, где возникают анаэробные условия и имеется источник углерода (углеводы, органические спирты, аминокислоты и жирные кислоты). Например, при использовании ацетата в качестве источника углерода денитрификация происходит по следующей формуле:



Процесс денитрификации, идущий в естественных водоёмах, имеет место и в замкнутых системах, когда достаточно высокий слой грунта позволяет образоваться анаэробным зонам, благоприятным для развития денитрифицирующих организмов [Diab, Shilom, 1986; Korom, 1992]. Однако в аквакультуре естественной интенсивности процесса недостаточно, поэтому процесс денитрификации осуществляется в специальных фильтрах-денитрификаторах, сходных по своему устройству с нитрифицирующими фильтрами (максимальная полезная площадь биозагрузки), отличающимися анаэробным режимом работы (как следствие – невысокая проточность) и необходимостью внесения источника углерода (метанол, этанол или глюкоза, как наиболее легко усваиваемые бактериями) [Honda et al., 1993; Sauthier et al., 1998; Park et al, 2001; van Rijn et al, 2006].

Эксплуатация денитрификатора - достаточно сложно контролируемый и затратный процесс. Неконтролируемый процесс денитрификации весьма опасен для гидробионтов, а управлять им сложно и трудоёмко.

1.2.5. Фосфаты (PO_4^{3-})

Фосфор в природных водах находится в растворённом состоянии в виде солей фосфорной кислоты (фосфатов). Наличие их в воде в концентрации 0,3-0,6 мг/л (при температуре 28°C) способствует более полному использованию липидов в энергетических процессах, снижая участие белков в них, т.е. приводит к сохранению и накоплению последних в тканях рыб [Кулик, Чиркина, 1986]. Химические реакции, в которые вступает фосфор, зависят от pH среды, а его активность очень непостоянна [Уитон, 1985]. В круговороте фосфора заметную роль играют фосфорные бактерии, переводящие нерастворимые в воде минеральные и органические соединения в растворимые [Бессонов, Привезенцев, 1987]. При нормально работающей системе биологической очистки воды вредное для рыбы количество фосфатов в воде УЗВ не накапливается [Новоженин и др., 1985].

В водах морей и океанов фосфор присутствует как в растворенном состоянии, так и в составе взвешенных веществ, в том числе в живых организмах. Исключая поверхностные воды эвфотического слоя, в океане количественно преобладает растворенный минеральный фосфор. Основная масса растворенного минерального фосфора в водах Мирового океана представлена ортофосфатами, среди которых преобладают мономерные формы (>99%) [Савенко, 1992]. В Мировом океане концентрация фосфатов существенно варьирует в зависимости от региона, а также в зависимости от времени суток и глубины. Поверхностные воды значительно беднее на ортофосфаты в сравнение с глубоководными участками [Алекин, Ляхин, 1984; Савенко, Савенко, 2007].

Основные усилия исследователей, работающих над проблемой содержания фосфатов в оборотной воде замкнутых систем, направлены на повышение биодоступности фосфора, содержащегося в корме [Barak, Jaar

van Rijn, 2000]. Большинство организаций аквакультуры в Европейском союзе не применяют систем, снижающих уровень фосфатов. По этой причине в замкнутых рыбоводных системах со временем накапливается достаточно большое количество фосфора [Martins et al., 2009]. Низкая эффективность и нерентабельность удаления фосфата – одни из самых серьёзных барьеров для введения систем удаления этого вещества. Контроль и регулирование содержания фосфатов осуществляется одним из перечисленных ниже методов или несколькими одновременно:

- оптимизация кормов по содержанию в них фосфора;
- быстрое удаление твердых частиц загрязнения из воды (чтобы предотвратить выделение из них фосфора в воду);
- применение дефосфатных установок (на данный момент классическое химическое хлопьеобразование (дефосфатация) хорошо изучено только в пресноводных системах [Kamstra et al., 2001]);
- мультитрофическая аквакультура (преобразование фосфора в другие соединения с помощью живых организмов) [Metaxa et al., 2006; Muangkeow et al., 2007].

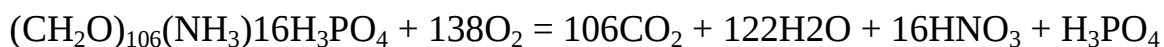
Поскольку в будущем ожидается нехватка фосфоросодержащих ресурсов, последующее использование побочного фосфора аквакультуры, создание замкнутых систем, не расходующих фосфор впустую, должно стать важной задачей. Когда предприятие аквакультуры кооперируется с растениеводческим, есть возможность создать систему, в которой вещества корма потребляются максимально полно: гидробионты потребляют корм, а растения – продукты жизнедеятельности гидробионтов, используя их (в частности фосфат) для построения своего тела [Martinsa et al., 2010].

Основной источник фосфатов в замкнутых системах – это корм для рыб, который содержит в среднем 1,0-1,5% фосфатов (по массе). Фосфаты попадают в систему как с несъеденными частицами корма, так и с экскрементами рыб. В слабопроточных и полужамкнутых системах фосфаты

удаляются так же, как и нитраты, путем регулярных подмен воды, что тоже затратно для океанариумов, расположенных вдали от морских акваторий.

При концентрациях фосфатов ниже 0,03 мг/л скорость роста многих видов фитопланктона начинает зависеть от их концентрации (при условии, что другие факторы, такие как азот или железо, не сдерживают скорость роста). При более высоких концентрациях скорость роста многих организмов теряет эту зависимость. Таким образом, для ограничения роста нежелательных водорослей за счет снижения уровня фосфата, необходимо поддерживать концентрацию последнего на низких значениях [Kinsey, et al., 1979].

Отдельные части некоторых морских организмов сильно обогащены фосфором. Например, в чешуе и костях рыб содержание фосфора достигает 6–16%; в трубках полихет, панцирях стоматопод и амфипод – 9–10% [Батурин, 1978]. В целом для фито- и зоопланктона, составляющих основную часть биомассы океана, среднее содержание фосфора и величина атомного отношения С/Р оцениваются соответственно в 0,9–1,0% и 103 ± 13 . Средняя для всего планктона величина атомного отношения С : N : Р составляет 106 : 16 : 1 [Redfield, 1958]. В соответствии с этим реакция окисления органического вещества Мирового океана обычно записывается в виде уравнения Редфилда:



Из этого уравнения следует, что при окислении органического вещества молекулярным кислородом происходит образование растворенных нитратов и фосфатов в атомном соотношении 16:1, и, наоборот, при синтезе органического вещества нитраты и фосфаты изымаются из раствора в тех же пропорциях [Савенко, Савенко, 2007].

1.2.6. Растворённый кислород

Рыбы и многие другие гидробионты дышат растворённым в воде кислородом главным образом через жабры, поэтому содержание его в воде имеет для них первостепенное значение. Подробное описание кислородных потребностей рыб приведены в классических работах Г.Г. Винберга [1956] и Л.В. Кляшторина [1982]. В частности они могут быть выражены в виде удельного потребления кислорода (количество кислорода, потребляемое 1 кг определённого вида рыб при определённой температуре выращивания в единицу времени, например, мг/кг в час). Этот показатель определяется интенсивностью обменных процессов в организме гидробионтов в зависимости от воздействия факторов окружающей среды.

Исходя из известных положений о составе воздуха, парциальном давлении и закона Генри о растворимости газов (равновесное насыщение газом жидкости при постоянной температуре прямо пропорционально давлению, под которым находится жидкость), а также зависимости этого показателя от температуры, в воде может быть растворено строго определённое количество кислорода, называемое равновесной концентрацией, принимаемой за 100 % насыщения [Лавровский и др., 1987]. Известно, что рост рыбы сильно замедляется при насыщении воды кислородом ниже 45-55 % [Chiba, 1980; Кляшторин, 1982].

Содержание кислорода в воде бассейнов зависит от целого комплекса факторов: способа его растворения, температуры среды, скорости водообмена, диссимилиации органического вещества, количества гидробионтов. Известно, что даже конструктивные особенности рыбоводных бассейнов влияют на их кислородный режим [Линник, 1987]. Кроме того, растворимость кислорода в морской воде зависит от солёности, увеличение которой её снижает (табл. 4).

При расчёте кислородного баланса в рыбоводных бассейнах принимают во внимание концентрацию кислорода на входе и на выходе из бассейна, потребление кислорода гидробионтами для дыхания, окисление растворённых органических веществ, диффузию кислорода через поверхность воды в атмосферу.

Таблица 4. Растворимость кислорода в воде (мг/л) при давлении атмосферы 760 мм. рт. ст. в зависимости от температуры и солёности [Стикни, 1986]

Температура, °C	Солёность, ‰				
	0	10	20	30	35
10	11,3	10,6	9,9	9,3	9,0
12	10,7	10,1	9,5	8,9	8,7
14	10,3	9,7	9,1	8,6	8,3
16	9,9	9,3	8,7	8,2	8,0
18	9,5	8,9	8,4	7,9	7,7
20	9,1	8,6	8,1	7,6	7,4
22	8,7	8,2	7,8	7,3	7,1
24	8,4	7,9	7,5	7,1	6,9
26	8,1	7,7	7,2	6,8	6,6
28	7,8	7,4	7,0	6,6	6,4
30	7,6	7,1	6,8	6,4	6,2
32	7,3	6,9	6,5	6,2	6,0
34	7,0	6,7	6,2	6,0	5,8

Однако немаловажно и то, что пересыщение воды кислородом так же, как его недостаток, может быть опасно. Критический уровень насыщения воды кислородом для большинства рыб составляет 250-300 % [Бауэр и др., 1981; Головин, 1983; Корнеев, 1986]. При насыщении воды кислородом выше этих значений у них появляются пузырьки газа в кровеносных сосудах, затем наступают судороги и смерть [Сухенко, 1986].

На содержание кислорода в воде оказывают влияние водные растения и фитопланктон. Проведенные в нашей работе эксперименты показали способность морских макроводорослей, при небольшой нагрузке на системы по ихтиомассе, поднимать уровень кислорода выше 100% насыщения.

Таким образом, содержание растворённого кислорода в оборотной воде является важнейшим технологическим показателем эксплуатации УЗВ, который к тому же зависит от целого ряда факторов и подвержен быстрым и частым колебаниям. В этой связи обязательным условием успешной эксплуатации УЗВ является систематический, а в идеале постоянный в автоматическом режиме, контроль концентрации растворённого кислорода, в первую очередь на вытоке из рыбоводных ёмкостей и сооружений биологической очистки.

1.2.7. Активная реакция среды (pH)

Показатель pH, обусловленный концентрацией водородных ионов, является одним из важных факторов среды обитания гидробионтов. Влияние pH на процессы жизнедеятельности водных организмов связано с изменением уровня глюкозы и концентрации гемоглобина в крови рыб и со способностью гемоглобина использовать кислород, растворённый в воде, при различных концентрациях водородных ионов. При низком pH снижается функциональная активность иммунной системы рыбы, при этом уменьшается содержание лимфоцитов, ангиогенерирующих лейкоцитов в почках и селезёнке [Микряков, Силкина, 1986]. Превышение показателем pH уровня 9,0 инициирует увеличение концентрации в крови рыб аммонийного азота [Malik, Olah, 1984].

На показатель pH влияют такие факторы, как химический состав водоисточника, характер и количество загрязнений в воде, фотосинтетическая деятельность растений, водорослей и другие факторы.

Д. Алабастер и Р. Ллойд [1984] в работе, касающейся влияния различных значений pH на рыб, указывают на данные ряда авторов, обобщая которые, приходят к выводу, что оптимальным является значение pH от 5 до 9.

В установках замкнутого водоснабжения важным является и то обстоятельство, что оптимальным уровнем pH для нитрифицирующих бактерий является 7,1-7,8 [Спотт, 1983], а при pH ниже 6,5 процесс нитрификации замедляется, кроме того бактериальная денитрификация способствует повышению значения активной реакции среды [Кнэше, 1986]. Следует также иметь в виду, что содержание токсичного неионизированного аммиака возрастает с увеличением значения pH, а при низких значениях - усиливается отрицательное воздействие нитритов.

В установках с замкнутым водоиспользованием имеется возможность регулирования этого показателя путём дозирования кислоты или щёлочи в воду системы в зависимости от того, в кислую или щелочную сторону нужно изменить pH [Tebennhoxx, Tebennhoxx, 1975; Сандер, 2002].

1.2.8. Солёность воды и особенности УЗВ марикультуры

Солёность определяется как общее количество твёрдого вещества, выделенного из 1 тонны воды, когда все карбонаты превращены в окислы; бром и йод замещены хлором, а органическое вещество полностью окислено [Уитон, 1985]. Другое определение солёности - хлорность, так как благодаря закону Дитмара (в воде открытого океана, независимо от абсолютной концентрации, количественные соотношения между главными компонентами основного солевого состава всегда постоянны) по содержанию в воде одного элемента (хлора) мы можем делать выводы о содержании всех остальных элементов. Хлорность представляет собой число ионов хлора, эквивалентное сумме галогенов (кроме фторидов, которые не осаждаются азотнокислым серебром), содержащихся в 1 кг морской воды. Измеряется в граммах на киллограмм, или промилле (‰). Солёность и хлорность подчиняются соотношению $S‰ = 1,80655 Cl‰$, где S-солёность, а Cl - хлорность [Алекин, Ляхин, 1984].

По своей солёности (общей минерализации) вода подразделяется на группу пресных вод, содержащих до 1 г/л солей; солоноватых – содержание от 1 до 15 г/л и солёных – с содержанием 15-40 г/л [Бессонов, Привезенцев, 1987]. Существует и более узкая градация солёности воды (табл. 5).

Таблица 5. Классификация водной среды по уровню солёности [Стикни, 1986]

Вид водной среды	Солёность, ‰
Пресная вода	Менее 0,5
Олигогалинная	0,5-3,0
Мезогалинная	3,0-16,5
Полигалинная	16,5-30,0
Морская	Более 30,0
Рассол или гипергалинная	Более 40,0

Соответственно разделяются по отношению к солёности воды и гидробионты. Выдерживающие широкие её колебания называются эвригалинными, обитающие в узком диапазоне солёности – стеногалинными.

Количество растворённых в воде солей оказывает влияние на рыб через изменение осмотического давления в организме [Моисеев и др., 1975].

Солёность в циркуляционных системах можно также отнести к регулируемому параметру.

Мировой опыт применения установок с замкнутым водоиспользованием в марикультуре основан главным образом на эксплуатации систем сравнительно небольшого объёма аквариумного типа либо достаточно объёмных систем океанариумов, главное назначение которых – демонстрационное. Плотности посадки гидробионтов в таких системах далеки от производственных, а соответственно в них относительно невелики и нагрузки на систему водоподготовки [Лавровская, 1980; Спотт, 1983; Уитон, 1985; Стикни, 1986; Марковцев и др., 1987; Супрунович, 1988; Верещагин, 1990; Сандер, 2002; Nagel, 1976; Rosental, Westernhagen, 1976; Schuenhoff et al., 2003 и многие др.].

Отечественные специалисты также занимались этой проблемой в рамках программ разработки методов искусственного воспроизводства и содержания морских гидробионтов: камбалы-калкана, бычка-кругляка, кефали, камчатского краба и некоторых других объектов [Чепурнов, 1984, 1987; Чепурнов, Владимирцев, 1984; Аронович, 1985; Чепурнов и др., 1985; Битюкова, Ткаченко, 1986; Куликова и др., 1986; Проскуренко, Курганский, 1986; Степанов, 1986; Куликова, Куприянов, 1989; Павлов, 1992; Степанов, Смирнов, 1999; Туркулова и др., 1999; Ковачева, 2005 и др.]. Как правило, такие установки использовались для инкубации икры, выращивания личинок и мальков, иногда для содержания производителей и имели сравнительно небольшой объём воды в рыбоводных ёмкостях (до 1-1,5 м³).

В 1989 году в СССР впервые была запущена опытно-промышленная рециркуляционная установка объёмом 18 м³ с дисковым вращающимся биофильтром для воспроизводства кефали-пиленгаса [Куликова, Куприянов, 1989; Шекк и др., 1991].

Сотрудниками лаборатории воспроизводства ракообразных ВНИРО разработана и испытана первая опытно-промышленная УЗВ для содержания взрослых особей камчатского краба с объёмом бассейнов 60 м³ [Ковачева и др., 2005].

Последнее время получило развитие использование морских циркуляционных систем для передержки живых гидробионтов с последующей их поставкой в рестораны крупных городов. По своим объёмам эти УЗВ занимают промежуточное положение между аквариумными и промышленными установками.

Опыт создания и эксплуатации УЗВ с морской водой выявил ряд особенностей, которые необходимо учитывать при разработке рыбоводных систем марикультуры.

Известно, что солёность воды влияет на абиотические факторы среды. В частности, концентрация растворённого в воде кислорода при одних и тех

же условиях ниже в морской воде, чем в пресной, на 20-27 % [Стикни, 1986; Сандер, 2002].

Другим важным фактором является сочетание показателей pH и аммонийного азота. В основном pH морской воды колеблется в диапазоне 8,1-8,3, что резко увеличивает риск аммиачного отравления по сравнению с пресной водой, часто имеющей pH 7,0. Это происходит из-за того, что такое щелочное значение pH увеличивает процентное количество очень токсичного неионизированного аммиака в водной среде при прочих равных условиях в 18 раз [Ведемейер и др., 1981; Уитон, 1985; Стикни, 1986 и др.].

С другой стороны, в морской воде по сравнению с пресной, при одинаковых pH и концентрации аммонийного азота, количество неионизированного аммиака меньше в среднем на 25-28 % [Спотт, 1983].

Имеются данные, что токсичность нитритов в морской воде значительно ниже, чем в пресной, поэтому они представляют меньшую угрозу для морских гидробионтов. При этом в морской воде отмечен рост токсичности нитратов [Спотт, 1983].

Положительным моментом щелочного значения pH морской воды является отсутствие проблемы её закисления, которое в пресноводных УЗВ иногда приводит к стрессу и заболеваниям гидробионтов [Ведемейер и др., 1981]. Кроме того, способность озона при pH более 7,0 окислять токсичный аммоний через нитриты в нитраты [Сандер, 2002], предполагает возможным применение озонирования не только для дезинфекции, но и для очистки морской воды.

Исследования по влиянию морской воды на эффективность утилизации загрязнений в сооружениях механической и биологической очистки проводили специалисты ВНИИПРХ и ЛИСИ [Феофанов, Назаров, 1991; Киселёв, 1999], немецкие [Nolting, 2000], испанские [Salvadó et al., 2001] и другие исследователи.

Известно, что оптимальным рН для развития и жизнедеятельности нитрифицирующих бактерий является диапазон 6,5-7,5 [Спотт, 1983; Проскуряков, Шмидт, 1997]. Таким образом, активная реакция среды морской воды не является оптимальной для бактерий активного ила сооружений биоочистки, величина рН которой обычно выше 8,0 единиц.

Солёность среды также отрицательно отражается на работе сооружений биологической очистки воды, снижая эффективность их работы. Пресноводные простейшие активного ила погибают при увеличении солёности от 3 до 40 г/л в течение 96-24 часов соответственно [Проскуряков, Шмидт, 1997; Salvadó et al., 2001].

Исследованиями ВНИИПРХ определены количественные параметры влияния различной солёности на эффективность утилизации растворённых органических загрязнений и соединений азота в аппаратах биоочистки [Киселёв, 1999]. Установлено, что скорость окисления органических загрязнений при солёности 12 ‰, 24 ‰ и 36 ‰ была ниже соответственно на 10-15 %, 25-30 % и 40-45 %, по сравнению с пресной водой. Скорость изъятия аммонийного азота также снижалась с повышением солёности воды, однако степень влияния данного фактора была несколько меньше. Эффект очистки уменьшался постепенно на 5-8, 10 и 20 % соответственно.

С необходимостью адаптации нитрифицирующих бактерий к работе в солёной воде с повышенным рН связан и более длительный период пускового периода биофильтра в морской УЗВ: при 20°C он растягивается до 2 месяцев по органическим загрязнениям и до 3 месяцев - по соединениям азота [Верещагин, 1990; Киселёв, 1999] против 20-25 суток в пресноводных системах. Кроме того, сам процесс нитрификации в УЗВ с морской водой протекает медленнее, чем в пресной.

Морская вода оказывает влияние и на другие методы водоподготовки. Так, в морских УЗВ в качестве метода очистки оборотной воды очень хорошо себя зарекомендовала флотация. По сравнению с пресноводными

системами эффективность этого метода в морской воде значительно возрастает, что способствует удалению белковых соединений до их биологического разложения [Сандер, 2002].

Вместе с тем известно, что пеноотделители снижают количество микроэлементов [Куликова, Демьянова, Куприянова и др., 1984] в морской воде, что может нарушить её качественный состав. Этим же недостатком обладают другие физико-химические методы очистки воды (ионообмен, адсорбция и др.). Кроме того, солёность снижает поглощающую способность адсорбентов и полностью сводит на нет применение ионообменных материалов [Спотт, 1983; Wang, 1992; Сандер, 2002].

Морская вода, по сравнению с пресной, значительно сильнее поглощает ультрафиолетовые лучи, снижая эффективность ультрафиолетового облучения при дезинфекции.

Создание гидропонных систем на базе морских УЗВ для получения дополнительной сельскохозяйственной продукции не представляется возможным, однако выращивание морских водных растений с целью получения зелёной массы вполне возможно. При этом использование морских водорослей для очистки оборотной воды приобретает особую актуальность, так как перечисленные выше факторы затрудняют работу биологических фильтров и других аппаратов водоподготовки.

В целом эксплуатация циркуляционных морских УЗВ является более высоким технологическим уровнем по сравнению с пресноводными установками. Это направление ещё не достаточно развито и требует дальнейших всесторонних исследований.

1.2.9. Мутность

Мутность воды в естественных водоёмах изменяется от значительной до практически равной нулю. Она зависит от типа, размера и количества

взвешенных частиц, концентрации и химических свойств растворённых веществ, а также от длины волны, интенсивности и угла падения света.

Показатель мутности в товарной аквакультуре не имеет первостепенного значения, однако для океанариумов это важнейший показатель качества воды, поскольку он во многом определяет визуальную возможность посетителей увидеть полноценную картину подводного мира.

Мутность обычно измеряется либо с помощью диска Секки, либо прибором типа спектрофотометра, который определяет количество света, поглощенного пробами воды [Уитон, 1985]. В настоящий момент наиболее совершенным является турбидиметрический метод определения мутности. Его принцип основан на сравнении испытуемых проб со стандартными суспензиями каолина (измеряется в мг/дм³) или формазина (измеряется в единицах мутности по формазину, или ЕМФ) при длине волны 520 нм, в кювете с толщиной оптического слоя 50 мм [ПНД Ф 14.1:2:4.213-05]. В водоёмах рыбохозяйственного значения, а также в УЗВ показатель мутности не нормируется, однако в требованиях СанПиНа по питьевой воде указывается значение не более 2,6 ЕМФ [СанПиН 2.1.4.10749-01]. Как показывает практика, в крупных экспозиционных ёмкостях (объёмом 40 м³ и более) зрительное восприятие гидробионтов ухудшается уже при уровне мутности 1,0 ЕМФ, поэтому требования, предъявляемые к показателю мутности воды публичных аквариумов-океанариумов должны быть ещё выше.

1.3. Совместное выращивание водных животных и растений

Одними из первых идею совместного содержания водных животных и водорослей воплотили японские исследователи. Они выращивали морские водоросли, используя бамбуковые палки, сети и устричные раковины в качестве субстрата для спор [Neori et al., 2004]. В Китае уже на протяжении

многих веков используют совместное выращивание рыбы и риса на затопленных полях [Kutty, 1987].

Перспективным направлением аквакультуры в УЗВ является создание систем, включающих в себя гидропонное оборудование, позволяющее выращивать различные виды растений. Избыток в воде рыбоводной системы растворенных органических, азотсодержащих и других соединений, доступных для растений, позволяет получать достаточно высокие урожаи салата, огурцов, томатов и многих других сельскохозяйственных культур [Marton, 2008].

Одна из первых попыток создать такую установку, по данным А.В. Жигина [2011], предпринята в 1977 г. в Европе [Nagel, 1977], а год спустя в США [Lewis, 1978]. В дальнейшем это направление исследований стало все больше привлекать внимание ученых. Подобные экспериментальные установки разработаны в Англии, Германии, Нидерландах, Португалии, США, Японии, и других странах [Гамаюн и др., 1989; Myrtry et al., 1994; Watten et al., 1984 и др.].

Изучение возможности совместного выращивания растений и рыбы производилось и в нашей стране, начиная с 1984-85 гг., главным образом в МСХА [Апостол и др., 1989; Лавровский, 1986; Лавровский и др. 1989 и др.] и Уральском государственном университете [Умпелев и др., 1986]. Исследования показали возможность одновременного культивирования овощей и рыбы, что позволяет значительно сократить потребление воды и минеральных удобрений. Большинство исследователей указывали на снижении концентрации нитратов в воде при использовании гидропоники [Стигни, 1986; Watten et al., 1986 и др.], некоторые из них сообщают об уменьшении содержания всех групп азота в воде, прошедшей растительную очистку [Гамаюн и др., 1989; Умпелев и др., 1986]. Приведённые данные говорят о принципиальной возможности создания системы очистки циркулирующей воды, основанной исключительно на культивировании

сельскохозяйственных растений.

Важным условием эффективной работы подобных систем является правильное соотношение между количеством рыбы и растений. Питательных веществ, поставляемых выращиваемой рыбой, должно быть достаточное количество, чтобы обеспечить рост растений. В то же время растений должно быть такое количество, чтобы они обеспечивали достаточный уровень очистки воды для создания оптимальных условий для роста рыбы, в противном случае качество воды будет ухудшаться [Гамаюн, 1989].

Канадские ученые первыми увидели перспективу использования аквапоники, преимущественно в виде больших коммерческих установок, с культивированием дорогостоящих объектов, таких, как форель и салат. Отмечен быстрый рост корней в аквапонной системе. Обнаружено, что в силу определенных преимуществ системы над традиционной аквакультурой, она может хорошо работать при низком значении pH, что благоприятно для растений, но не для рыб. Система коммерческого масштаба была адаптирована к маломасштабному прототипу для обслуживания семьями, небольшими группами людей или ресторанами [Rakocy et al., 2006].

Вместе с тем, как уже отмечалось выше, выращивание сельскохозяйственных культур в морских УЗВ не представляется возможным, хотя сама идея совмещения содержания животных и растений может быть с успехом позаимствована для очистки морской оборотной воды, например, водорослями.

1.3.1. Водоросли в УЗВ

В отличие от высших растений, используемых в гидропонике, водоросли обладают гораздо большей относительной площадью контакта с питательными веществами, растворенными в среде культивирования рыб, и способны к их более интенсивной утилизации. Кроме того они рассматриваются как источник многих биологически активных соединений -

амино- и жирных кислот, витаминов и др. [Бурлаченко, 2008]. Поэтому биомасса водорослей может быть прекрасной подкормкой для многих рыб, моллюсков и ракообразных.

Растения и водоросли, в отличие от рыб и других водных животных, относятся к автотрофным организмам, то есть питаются главным образом неорганическими соединениями. При этом для нормальной жизнедеятельности им требуется «многофакторное» питание, т.е. целый ряд макро- и микроэлементов, углекислый газ и световая энергия [Щелейковский, Петрова, 1989]. Водоросли потребляют аммонийный, нитритный, нитратный азот и фосфаты, используя их для построения клеток своего тела, выделяют кислород, потребляют углекислый газ [Larned, 1998; Kitadai, Kadowaki, 2007].

В замкнутых системах водоросли иногда используются для очистки оборотной воды и в качестве одного из звеньев трофической цепи. С точки зрения водоочистки использование водорослей является одним из биологических методов. Его применение, как правило, требует использования специальных светотехнических установок для обеспечения нормальной жизнедеятельности водорослей.

Однако в отличие от классического понимания биологической очистки воды путем аммонификации и последующих нитрификации и денитрификации, очистка воды водорослями предполагает изъятие загрязняющих веществ из растворенного состояния в виде их фиксации в биомассе растений. В этой связи в воде не происходит последовательная цепочка биохимических преобразований азота органических веществ от аммония до нитрата и концентрация участвующих в ней элементов значительно снижается.

В товарной аквакультуре этот метод очистки воды не нашел широкого применения в промышленных циркуляционных системах, так как он связан с необходимостью постоянного поддержания маточных культур водорослей,

созданием специальных культиваторов (альготенков), работающих в определенном режиме проточности, затратами электроэнергии на освещение. Соответственно в промышленных рыбоводных установках культивирование водорослей может быть дополнительным элементом производства биомассы, но не основным элементом очистки оборотной воды [Жигин, 2011]. Однако в аквариумных экспозиционных условиях, где водные организмы содержатся при незначительных плотностях посадки, количество образующихся загрязнений в десятки раз ниже, чем при товарном выращивании в УЗВ. Это обстоятельство позволяет говорить о том, что возможность применения водорослей для очистки оборотной воды как основного метода значительно возрастает.

Использование водорослей в рыбоводных установках замкнутого водоснабжения давно применяется энтузиастами-аквариумистами, однако, в связи с низкой интенсивностью процесса, промышленного применения подобные системы не нашли. В то же время экологическое направление развития общества в последние годы, постоянное удорожание энергоносителей делают исследования в этом направлении все более перспективными.

Достоинства использования водорослей в замкнутых системах включают в себя поглощение аммония, нитратов, диоксида углерода, сульфатов и фосфатов, стабилизацию pH и жёсткости воды, в дневное время - увеличение концентрации кислорода. Другим плюсом внедрения водорослевых бассейнов в замкнутые системы в аквакультуре является их «гибкость» по сравнению с другими компонентами системы. Когда необходимо, водоросли могут быть добавлены или, наоборот, удалены из системы при изменении загрязненности оборотной воды. При этом некоторые водоросли, используемые в системе очистки, сами по себе представляют экономическую ценность и могут использоваться как кормовая добавка для рыб или в питании человека. В водорослевых бассейнах

выращивают как микроводоросли, так и макроводоросли. Хотя и те и другие используются в очистных системах, макроводоросли предпочтительнее, так как из-за малого размера микроводоросли легко распространяются по всей системе циркуляции, загрязняя её. Поэтому при использовании микроводорослей необходимо применять оборудование, не допускающее их выхода из водорослевого отдела системы. Использование макроводорослей не имеет такой проблемы, так как их крупный размер позволяет ограничить их распространение водорослевым бассейном, закрепляясь, они не проникают в другие части системы [WO 2003065798 A1].

Рыбоводные циркуляционные системы, использующие для очистки воды водоросли, были разработаны и в некоторых случаях используются в пресноводном рыбоводстве. В частности, были проведены исследования по очистке воды пресноводной водорослью *Cladophora aegrophila* при содержании бестера. Результаты показали возможность снижения содержания нитритов почти в 5 раз, нитратов в 4 раза, а фосфатов в 15-20 раз (потребление аммонийного азота оказалось незначительно) [Бурлаченко, 2008]. Кроме этого отмечено благоприятное влияние присутствия водорослей в системе циркуляции воды непосредственно на физиологическое состояние содержащихся в ней особей бестера.

Исследования по очистке морской оборотной воды с помощью филлофоры проводились в условиях Экспериментального кефалевого завода при выращивании мальков пиленгаса сотрудниками Одесского отделения ЮгНИРО еще в 1988 году [Яровенко, 1989]. В результате концентрации нитратного азота удалось снизить в 22 раза, а фосфатов - в 1,7 раза, в то время как при отсутствии водорослей эти показатели возросли в 2 и 1,4 раза соответственно.

Работы по использованию водорослей для очистки морской оборотной воды в УЗВ продолжают развиваться. В частности, получены предварительные данные потребления аммонийного азота некоторыми

микроводорослями в марикультуре. Оно составило для *Sargassum graminifolium* – 0,0064; *Ulva conglobata* – 0,0054; *Dictyota sp.* – 0,0053 мг/л в час. Кроме того, отмечено потребление фосфатов *Ulva conglobata* [Yue Wei-Zhong et al., 2004].

Израильские исследователи установили, что 1 кг рыбы в УЗВ может обеспечивать питанием 4-8 кг морских водорослей [Фёдорова, 2002]. В установке с рециркуляцией и биофильтрацией для выращивания рыб и морских высших водорослей (*Ulva lactuca*) достигнута фитопродукция 94-117 г/м² в сутки [Schuenhoff et al., 2003].

В Германии при выращивании в УЗВ королевской дорады (*Sparus aurata*) оценивали эффективность фитобиореактора с *Nannochloropsis sp.* и *Solieria chordalis* в удалении биогенов. Установлено, что за 96 часов содержание фосфатов уменьшилось на 20 мг/л, а нитритов - на 35 мг/л. Использование водорослей *Ulva lactuca*, *Palmaria palmate* и *Solieria chordalis* в аналогичных условиях показало пригодность биофильтров с ними для удаления растворённых биогенов и поддержания работоспособности экспериментальной системы (4 м³) на протяжении 5 месяцев [Kube et al., 2005].

В Китае показана возможность снижения концентрации нитритов при помощи хлореллы в воде с культивируемой креветкой *Litopenaeus vannamei*. При этом оптимальная ее концентрация должна составлять 2,0x10⁴ кл./мл [Zhang-Ji-Ping, Guo Zhao-ling, 2006].

Хороший эффект был достигнут китайскими исследователями в системе культивирования креветок *Fenneropenaeus chinensis* при плотности посадки 322 шт./м² в присутствии грациллярий *Gracilaria lichenoides*. Водоросли потребляли 52 % аммония и 19,4 % фосфатов. Скорость роста и выход продукции креветок в присутствии этих водорослей возрастали. При этом оптимальная плотность биомассы грациллярии в диапазоне от 120 до 480 г/м² составила 360 г/м² [Niu Hua-Xin, et al., 2006]. Известно также, что

эффективность удаления аммония и нитритов под влиянием *Gracilaria verrusisa* в стоках аквакультуры возрастает с ростом температуры и концентрации общего азота [Kim et al. 2005].

В Италии в УЗВ в течение года изучали эффективность очистки воды микроводорослями и возможность их использования в качестве кормовых добавок для выращиваемых черноморских мидий (*Mytilus galloprovincialis*). Установлено, что скорость роста водорослей зависела от содержания азота и фосфора в стоках аквакультуры мидии [Martello et al., 2005].

Японские авторы, проводившие исследования по выращиванию трёх видов холодолюбивых морских водорослей, *Laminaria japonica*, *Undaria pinnatifida*, и теплолюбивой *Ulva pertusa* на садковом хозяйстве по выращиванию японской лакедры (*Seriola quinqueradiata*) в море Яцуширо (Yatsushiro Sea) получили данные, свидетельствующие о том, что выделение кислорода водорослями идет в 8-11 раз интенсивнее, чем потребление. Поэтому культивирование водорослей эффективно для поддержания благоприятного кислородного режима на рыбоводных фермах. Кроме того, они рассчитали скорость потребления водорослями азота на единицу площади фермы (2,9; 3,1 и 3,6 мг N/м² в день соответственно) [Kitadai, Kadowaki, 2007]. Ранее сообщалось о более эффективном усвоении азота этими же водорослями (290, 115 и 520 мг N/м² в день соответственно). Для фосфора аналогичный показатель скорости поглощения равнялся 0,43; 0,54 и 0,19 мг P/м² в день [Kitadai, Kadowaki, 2007].

Важным моментом при использовании водорослей в УЗВ является профилактика возможного внесения с ними патогенной микрофлоры, поэтому перед внесением культуры водорослей рекомендуется их дезинфицировать озоном и УФ-лучами [Kube et al., 2005].

Новейший подход аквакультуры в 21 веке – разработка необходимых параметров для создания интегрированной морской рециркуляционной

системы (IMRAS), использующей различные виды галофитов [Orellana et al., 2013].

Несмотря на десятки исследований, посвященных морским водорослям, до сих пор существуют значительные пробелы в базовых знаниях о химическом составе этих организмов. Не так давно проводилось исследование аминокислотных составляющих и содержания общего азота, фосфора, жиров, сахаров и белка у *Asparagopsis taxiformis*, *Centrocercla clavulatum*, *Chaetomorpha aerea*, *Sargassum filipendula*, *Spyridia hypnoides*. Морские водоросли, рассмотренные авторами, бедны жирами и богаты углеводами. Результаты по водорастворимому протеину показывают, что экстракция и реакции с ним происходят по-разному, с минимальной эффективностью у *A. taxiformis* и максимальной у *S. filipendula*. Морские макроводоросли имеют относительно высокую концентрацию небелкового азота и использование традиционного азот-белкового коэффициента 6,25 завышено. Морские водоросли показали низкое содержание жиров (менее чем 5,5% сухой массы у всех видов) и высокое содержание сахаров (более 16% сухой массы у всех видов). Содержание азота, фосфора и белка у разных видов сильно различалось, красные водоросли показали максимальную концентрацию. Содержание аминокислот у разных водорослей было приблизительно одинаковым, из них глутаминовая кислота, аспарагиновая кислота и лейцин были максимально распространены. У всех видов отмечается низкое содержание гистидина. В среднем 24,2% общего азота имело небелковую природу. Из данных по всем аминокислотам и общему азоту, конкретное преобразование азот-белок было определено для всех видов. Подсчитанный показатель преобразования азот-белок варьировал в пределах от 4,51 до 5,21, среднее значение составило 4,86 [Diniz et al., 2011].

1.3.2. Краткая биологическая характеристика морских водорослей, использованных в проведенных исследованиях

До недавнего времени по систематике зелёные водоросли (Chlorophyta), к которым относятся исследованные нами виды (*Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753), *Caulerpa racemosa* (Forsskål) (J. Adardh, 1873), *Caulerpa prolifera* (Forsskål) (J.V.Lamouroux, 1809), *Chaetomorpha crassa* (C. Agardh) (Kützing, 1854)), относились к царству растений. При этом группа низших растений объединяла бактерии, водоросли и грибы - организмы с талломом, или слоевищем, т.е. телом, нерасчлененным на корни, стебли и листья. Однако в настоящее время получила распространение система многих царств. Зелёные водоросли растениями (т.е. представителями царства растений) в ней не признаются. Их, а также другие водоросли, включая одноклеточные, а также ряд относительно близких к ним по строению организмов, относят к царству протистов (Protista).

Ульва (*Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753))



Рис. 1. *Ulva lactuca*

Ульва (*Ulva lactuca*) – представители рода зеленых водорослей, одни из многих, которых называют морским салатом (рис. 1). Они распространены очень широко, от тропических до полярных районов, хотя популяции в различных регионах несколько различаются как внешне (цвет, толщина таллома), так и по содержанию основных веществ (белки, жиры, углеводы и

др.). Кроме того, состав водоросли значительно изменяется в зависимости от времени года (табл. 6).

Размножается, как и большинство макрофитов, как вегетативным, так и половым способом, причём способность к вегетативному размножению обнаруживают не только клетки базального диска, но и любая клетка талломма. Бесполое размножение характерно при экстремальных условиях существования (высокая солёность, температура и др.), в нормальных условиях основной способ размножения ульвовых – половой. При этом форма полового процесса весьма различается, изменяясь как между разными видами, так и в пределах одного вида [Виноградова, 1974].

Таблица 6. Содержание основных веществ в водоросли *Ulva lactuca* (в % от сырой массы) [Nanan et al., 2013]

Сезон	Белок	Углеводы	Жир	Сухое вещество	Вода
Весна	20,12	44,81	4,09	22,08	8,09
Лето	17,88	46,42	3,57	17,56	14,56
Осень	16,78	42,09	3,14	23,19	14,80
Среднее значение	18,26	44,44	3,60	20,94	12,48

Многие виды этого рода имеют важное экономическое значение: потребляются в пищу человеком, используются в качестве сельскохозяйственного удобрения и корма для домашних животных, а также в качестве компонента лекарств [Виноградова, 1974; Neal, 1930; Zaneveld, 1959; Levring et al., 1969]. Встречаются данные о 30% ежедневном приросте в северных регионах [Pedersen and Borum, 1996]. Основная масса водорослей собирается в естественных популяциях на побережье [Cecchi et al, 1996] или культивируется на наземных предприятиях отдельно или как часть комбинированной аквакультурной системы [Ryther et al, 1984, Neori et al., 1991; Msuya and Neori, 2008; Robertson-Andersson et al., 2008].

Биохимический состав этих водорослей сильно различается в зависимости от внешних условий [Black, 1950; Hanan et al., 2013]. Содержание сухого вещества *U. lactuca* составляет от 9,6 [Msuya and Neori, 2008] до 23,2% [Hanan et al., 2013]. При обилии азота во внешней среде содержание белка может превышать 40% [Msuya and Neori, 2008]. Углеводы *U. lactuca* представлены в основном гидроколлоидом ульван (8-29% по сырому весу), который, вместе с целлюлозой, является компонентом клеточной стенки [Lahaye and Robic, 2007] и крахмалом, используемым для внутрисклеточного хранения энергии. Азот-фосфорное соотношение значительно отличается от классического соотношения Редфилда (16:1) и составляет для вида *Ulva fasciata* 48:1 по сухому веществу [Larned, 1998].

Хетоморфа (*Chaetomorpha crassa* (C. agardh) (Kützinger, 1854))

Хетоморфа (лат. Chaetomorpha) (Рис. 2) – зелёная макроводоросль семейства кладофоровых (Cladophoraceae). Представляет плотную нить, толщиной в одну клетку, без ветвлений, однако отдельные слоевища, переплетаясь, образуют шарообразные скопления. Особенно отчётливо это заметно в естественной среде с твёрдым, каменистым дном, где течения постоянно перекачивают сгустки водоросли. При необходимости водоросль прикрепляется к субстрату базальной клеткой, основание которой расширяется и принимает форму диска с более-менее длинными лопастными выростами.



Рис. 2. *Chaetomorpha crassa*

Размножается половым и бесполом способом. Четырёхжгутиковые зооспоры и двужгутиковые гаметы образуются в любом из сегментов и выходят после созревания через одну пору. Спорофит сменяется гаметофитом того же строения. Бесполое размножение обычно происходит путём фрагментации [Фёдоров, 1974].

Всего известно около 123 видов хетоморф, однако различия между ними очень сложны, и зачастую единственным систематическим признаком является диаметр клеток, составляющих ризоиды (20-5000нм) [Kristiansen, Preisig, 2001].

Имеются данные, что водоросли видов *Chaetomorpha aerea* и *Ch. gracilis* потребляют азот и фосфор из оборотной воды в количествах, достаточных для того, чтобы использовать их в качестве элемента биологической очистки воды. Сообщается, что оба вида показали наилучшие результаты роста при концентрации азотистых веществ около 10,1 мг/л, фосфатов – 1,02 мг/л (при проведенных исследованиях в рамках концентраций 10,1-50,32 мг/л по азотистым веществам и 1,04-5,2 мг/л по фосфатам). Наиболее эффективно удаление загрязняющих веществ из воды происходило в течение 2-3 недель эксперимента, когда растения использовали 47-77% всех веществ. Для исследования применялись ёмкости

объёмом 1 литр с образцами водорослей по 5 г сырой массы в каждой. За месяц водоросли потребили до 100% растворенных фосфатов и до 84,8% растворенных азотистых веществ [Şalaru et al., 2008]. Азот-фосфорное соотношение сильно отличается от классического соотношения Редфилда (16:1) и составляет для вида *Chaetomorpha aerea* 36:1 [Diniz et al., 2011]. По данным американских исследователей [Diniz et al., 2011] водоросль вида *Chaetomorpha aerea* содержит $16,1 \pm 0,25\%$ белка, $29,4 \pm 0,78\%$ углеводов, $5,49 \pm 0,09\%$ жира.

Каулерпа (*Caulerpa prolifera* (Forsskål) J.V. Lamouroux, 1809 и *Caulerpa racemosa* (Forsskål) J. Agardh, 1873)



Рис. 3. *Caulerpa prolifera*



Рис. 4. *Caulerpa racemosa*

Каулерпа (лат. *Caulerpa*) – род морских водорослей семейства Caulerpaceae. Включает в себя более 75 видов, широко распространённых в тёплых водах нашей планеты [Corpejans, Meinesz, 1988; Harmelin-Vivien et al., 1999]. Главной особенностью представителей является специфическое строение - внутри макрофитов нет клеточных стенок, и, по сути, водоросль представляет собой одну огромную, многоядерную клетку. Некоторые виды каулерп достигают длины 3 метров, что позволяет считать их крупнейшим одноклеточным организмом на земле [Meinesz, 1999]. Для эксперимента были доступны два вида каулерп: *Caulerpa racemosa*, и *Caulerpa prolifera*.

Caulerpa racemosa, или виноградная каулерпа (рис. 3), имеет вид ползущего ризоида, от которого отходят гроздьевидные структуры, напоминающие гроздья винограда. Благодаря этому сходству водоросль получила своё название. Она крайне изменчива, в разных участках ареала образует большое количество вариаций [Taylor, 1960; Corpejans, Veeskman, 1989]. При этом многие исследования указывают на то, что такая высокая изменчивость обусловлена не столько генетическими, сколько внешними факторами, такими как температура, солёность, режим освещения, течения и др. [Peterson, 1972; Ohba, Enomoto, 1987].

Caulerpa prolifera (рис. 4) так же, как и виноградная каулерпа, - характерный представитель рода. В отличие от виноградной каулерпы, от ризоидов отходят не гроздья, а плоские, удлинённые листовые пластинки. Наиболее распространённый макрофит Средиземного моря, покрывающий более 85% площади дна. Может расти как на мягких (песок, ил), так и на твёрдых (скалы) поверхностях, однако лучшие приросты показывает на илистом грунте [Terrados, 1991]. Состав водоросли зависит от условий выращивания - углерод составляет 32,5-34,6% сухой массы, фосфор – 0,065-0,069% сухой массы водоросли [Terrados et al., 1995]. Азот-фосфорное соотношение очень сильно отличается от классического соотношения Редфилда (16:1) и составляет для вида *Caulerpa racemosa* 148,6:1 [Larned, 1998].

В 70-е годы прошлого века каулерпа впервые была выращена в контролируемых условиях, в аквариуме [Peterson, 1972], и в настоящее время, благодаря быстрому росту и неприхотливости, широко распространена у морских аквариумистов. Однако в условиях замкнутой системы вид *C. racemosa* имеет серьёзный недостаток: при определённых условиях (продолжительная освещённость, отсутствие внешних раздражителей), она резко перестраивает метаболические процессы в организме и начинает выделять большое количество гамет, начиная половое

размножение. В результате вода системы быстро, в течение нескольких часов, мутнеет, а водоросль после выделения половых продуктов, как правило, погибает. *Caulerpa prolifera*, обладающая несколько меньшей скоростью роста, в сходных условиях крайне неохотно переходит на половой способ размножения, что делает её более перспективной для выращивания в условиях замкнутых систем.

Различные виды рода каулерпа обитают как в глубоких, так и в мелких водах тропических морей и океанов. Имеют многоядерное, модульное строение, в клеточных стенках отсутствует целлюлоза [Silva, 1992]. Род включает более 75 видов, распространенных по всему миру [Famà et al., 2002], причем некоторые виды настолько неприхотливы, что существует реальная экологическая опасность их инвазии на территории, где раньше их не наблюдалось. В особенности это относится к двум видам: *Caulerpa racemosa* и *Caulerpa taxifolia*. В последние годы эти водоросли стали серьезной экологической проблемой всего Средиземноморья [Boudouresque et al., 1995; Meinesz et al., 1998; Verlaque et al., 2000]. В случае применения водорослей в качестве элемента биологической очистки морских замкнутых систем столь высокая жизнеспособность растения является большим преимуществом.

Все виды рода *Caulerpa* крайне нежелательно потребляются в пищу большинством животных. Это связано с высоким содержанием в них вторичных метаболитов цитотоксинов, самый распространенный из которых – каулерпинин. Крупным животным он, в естественной концентрации, вреда не приносит, разве что вкус водоросли делает ее непригодной для потребления. Сообщается о серьезных проблемах с воспроизводством у морских ежей, обитающих в зарослях каулерпы. Кроме того, выделяемые цитотоксины подавляют рост других водорослей на территории, занятой каулерпой, что делает их влияние на местную экосистему еще более пагубным [Pesando et al., 1996; Piazzzi et al., 2001].

В случае использования макроводорослей в замкнутой системе очистки воды подавление жизнедеятельности других водорослей [Piazzì et al., 2001] даже желательно, поскольку теоретически это поможет справиться с повышенным обрастанием нежелательными видами водорослей.

Имеются данные о содержании минеральных веществ в водорослях родов *Caulerpa* (*Caulerpa reticulata*), а также *Ulva* (*Ulva reticulata*). Приведённая ниже таблица 7 отражает содержание в них различных элементов, а также суточную потребность человека в этих элементах при питании. Представленные данные указывают на перспективность использования этих водорослей в качестве пищевой добавки [Pattama, Anong, 2006]. Зелёные водоросли родов *Caulerpa* и *Ulva*, по сравнению с сельскохозяйственными культурами, содержат мало витаминов. В таблице представлены данные по некоторым из них. Витамина А в водорослях оказалось в 20 раз больше, чем в капусте, однако в 7 раз меньше, чем в богатой каротиноидами моркови [Pattama, Anong, 2006]. Этот витамин авторы в таблицу не включили.

Таблица 7. Содержание витаминов в зелёных водорослях родов *Caulerpa* и *Ulva*, некоторых овощах (мг/100 г съедобных частей) и суточные нормы потребления человеком

Вита- мины	<i>Caulerpa lentillifera</i>	<i>Ulva reticulata</i>	Капуста	Морковь	Салат	Суточная потребность*	
						Муж.	Жен.
Всего	170	167	7	1116	393	700	600
Е	2,22	0	-	-	-	15	15
С	1,0	0	23	3	24	90	75
В ₁	0,05	0,01	0,04	0,04	0,06	1,2	1,1
В ₂	0,02	0,13	0,22	0,05	0,18	1,3	1,1
В ₃	1,09	0	2,8	0,8	0,6	16	14

*- Рекомендуемое суточное потребление для взрослого человека [Nutrition Division, 2003]

1.4. Значение света для жизнедеятельности водорослей

Водоросли и цианобактерии – фотоавтотрофные организмы. Они способны использовать солнечный свет для преобразования диоксида углерода (CO_2) в богатые энергией углеводы (CH_2O) с выделением кислорода (O_2). Органические вещества, представленные углеводами, служат материалом для обеспечения роста фотосинтетиков. Кроме указанных выше соединений, для протекания фотосинтеза необходима вода. Краткое уравнение процесса представлено формулой:



Только 43% падающего на землю солнечного света является фотосинтетически активным излучением, т.е. используется фотосинтетиками для процесса фотосинтеза [Thimijan, Heins, 1983].

Основным структурным элементом фотосинтеза являются пигменты: хлорофилл, каротиноиды и фикоблисомы. Пик поглощения волн длиной 650-700 нм (красный спектр) является пиком поглощения хлорофилла. Каротиноиды, также называемые вспомогательными пигментами, используют волны длиной 400-500 нм (синий спектр) и переносят энергию возбуждения к хлорофиллу, делая фотосинтез эффективным на более широком интервале длин волн. Цианобактерии, или сине-зелёные водоросли, имеют третий вид пигментов – фикоблисомы, настроенные на поглощение волн длиной 600-650 нм (желто-оранжевый спектр) [Janssen, 2002].

В связи с ростом цен на электроэнергию перед пользователями искусственного освещения для выгонки рассады сельскохозяйственных культур и цветов встаёт вопрос о снижении затрат на электроэнергию [Супельняк и др., 2014], в аналогичной ситуации находятся пользователи водорослевых фильтров. Кроме того традиционные источники света не отвечают требованиям по спектральному составу света, необходимого для растений [Волков и др., 1982; Steinbauer et al., 2006].

В условиях выращивания растений в водной среде это становится особенно актуальным, так как нежелательные в водных системах сине-зелёные водоросли, или цианобактерии (*Cyanobacteria sp.*), в отличие от культивируемых зеленых водорослей, имеют особый вид пигментов – фикоблисомы, воспринимающие желто-оранжевый свет (длина волны 600-650 нм), и свет дневного спектра дает им преимущество перед зелёными водорослями [Janssen, 2002].

Интенсивное использование растений в полностью искусственных условиях создаёт соблазн повысить продуктивность с единицы площади путём применения постоянного освещения, без фазы темноты, однако многочисленные исследования не дают однозначного ответа на вопрос о наилучшем режиме освещения [Sysoeva et al., 2010]. Так некоторые растения демонстрируют замечательные показатели роста при продолжительном освещении, вплоть до круглосуточного, так называемые растения длинного дня: ячмень, редис, люцерна [Лисовский, Долгушев, 1986, Мошков, 1987], яровая пшеница [Жуков, Романовская, 1980] и другие. С другой стороны, так называемые растения короткого дня, например, малина [Мошков, 1987] и томат [Cushman et al., 1995; Murage et al., 1996], наоборот, снижают свои показатели роста при круглосуточном режиме освещения, у растений возникают физиологические отклонения (хлорозис) [Sysoeva et al., 2010].

Имеется большое количество работ, касающихся искусственного освещения культур одноклеточных водорослей, в основном – хлореллы (*Chlorella vulgaris*). Было замечено, что быстрые изменения между периодами освещения и темноты могут значительно улучшить эффективность фотосинтеза при высокой интенсивности освещения. Это называется «мигающий световой эффект», наблюдается при очень коротких циклах свет/темнота, с периодами от 40 миллисекунд до 1 секунды [Phillips and Myers, 1954; Kok, 1963; Белянин и др., 1982; Terry, 1986; Matthijs, et al., 1996; Nedbal et al., 1996]. Эффект становится наиболее выражен при более

коротких циклах в этом промежутке. Также тёмный период времени должен быть значительно продолжительнее светлого. С другой стороны, отмечено, что некоторые водоросли способны показывать максимальные скорости роста с периодами свет/темнота около 10 секунд [Lee and Pirt, 1981; Merchuk, et al., 1998]. Имеются данные о возможности использования более быстрой смены режимов освещения при сохранении положительного эффекта. Такое переменное освещение с периодами 1-10 секунд проще создать в искусственных условиях. Исследования в этом направлении представляют большой интерес [Janssen, 2002] и требуют дальнейшего развития.

1.5. Устройство водорослевых фильтров для очистки воды в аквакультуре

Достаточно давно существует идея создания энергетически эффективных фитореакторов для микробиологической промышленности [Анисимов и др., 1978] или для систем жизнеобеспечения человека [Шепелев, 1975; Морозов, 1977], однако существует проблема, связанная с использованием больших площадей освещаемых поверхностей, ограниченных прозрачными стенками. Например, для обеспечения одного человека кислородом в замкнутой экосистеме при рациональном использовании энергии в такого типа культиваторах и круглосуточном освещении требуется минимум 10-12 м² световой поверхности [Белянин и др., 1982].

В печати не так много работ по водорослевым фильтрам УЗВ. Среди них стоит отметить патент на изобретение № 2452693, выданный в Российской Федерации «Дисковый биофильтр для биохимической очистки воды». Изобретение относится к области очистки воды, а именно к очистке с использованием погружных дисковых фильтров, и может быть использовано для очистки как оборотной воды рыбоводных УЗВ, так и производственных и коммунальных стоков, а также для загрязненных природных вод. Дисковый

биофильтр для очистки воды включает резервуар с горизонтальным валом. На валу жестко закреплен пакет пластин из коррозионно-стойкого материала. Над пакетом пластин установлены источники излучения с длиной волн в диапазонах 610-760 нм и 450-500 нм, облучающие поверхность пластин в пакете. Пакет пластин частично погружен в обрабатываемую воду и приводится во вращение приводом таким образом, что облучению постоянно подвергается вся поверхность пластин, выходящая из воды. Благодаря чему создаются необходимые условия для культивирования смешанного биоценоза, состоящего из бактерий, простейших и водорослей, называемого альгобактериальным. Альгобактериальный биоценоз эффективнее обычного по всем извлекаемым из воды ингредиентам и наиболее полно удаляет из воды биогенные элементы - соединения азота и фосфора. Изобретение обеспечивает повышение эффективности процесса очистки за счет использования альгобактериального биоценоза, культивируемого в одном сооружении с использованием источников электромагнитного излучения с высоким КПД, что, в свою очередь, снижает общую трудоемкость обслуживания очистных сооружений и себестоимость очистки [WO 2013132481 A1].

Наиболее близким к предмету исследования по совокупности существенных признаков является устройство, описываемое в патенте США № 5799612 [Darren, 1998]. В данной работе описывается модель фотосинтетического биофильтра для очистки оборотной воды в установках замкнутого водоснабжения, в частности аквариумов и океанариумов, от продуктов жизнедеятельности бактериального биофильтра и фосфатов, проникающих в систему извне. Главной особенностью описываемой установки является наличие сетчатого цилиндрического элемента, вращающегося за счет электропривода. Подобная схема, вместе с установленным над вращающимся цилиндром светильником, обеспечивает одновременно чередование темной и светлой фаз фотосинтеза, а также

освещение большей растительной площади без дополнительных затрат электроэнергии (по данным авторов, размер конструкции можно снизить приблизительно на 66%, расходы на электроэнергию и затраты тепла - на 66-80% по сравнению с простым горизонтальным выращиванием водорослей в освещаемых ёмкостях). Недостатками данной конструкции является сложность проектирования многобарабанных систем, отсутствие данных по спектральным характеристикам осветительных приборов, существенные затраты электроэнергии на двигатель, вращающий ось барабана.

1.6. Тилапия как модельный объект для исследований

Тропические рыбы тилапии являются одними из наиболее распространённых объектов рыбоводства в странах Африки, Юго-Восточной Азии и Ближнего Востока. В природе насчитывается свыше 70 видов тилапий, входящих в семейство цихлид (Cichlidae). Согласно существующей классификации тилапии относятся к одному из четырех родов: *Oreochromis*, *Sarotherodon*, *Tilapia* и *Danakilia* [Trewavas, 1982].

В мировой аквакультуре тилапии и прочие цихловые по объёму производства продукции рыб стоят на втором месте, уступая только карповым рыбам. Объём их выращивания в 2014 году превысил 4,6 млн. тонн [Fitzsimmons, 2015]. В настоящее время тилапий выращивают в 120 странах мира. Наибольшее количество производимой в мире продукции тилапий (51%) приходится на долю Китая [Плиева и др., 2004; Opuszynski et al., 1994;]. Наиболее перспективными в мировой аквакультуре являются тилапии, относящиеся к роду *Oreochromis*. По размерам тилапии - относительно небольшие рыбы. Наиболее крупные из них - тилапии нилотика и аурея - достигают массы 4-5 кг.

Широкая экологическая пластичность тилапий, способность приспосабливаться к изменяющимся факторам внешней среды является одной из ценных биологических особенностей этих рыб. Половая зрелость у

тиляпий наступает очень рано, уже в 3-6-месячном возрасте. Они легко размножаются и быстро растут.

Оптимальной для выращивания является температура 23-35°C, температурные границы жизнедеятельности лежат в пределах 10-45°C и во многом зависят от предварительной температурной акклимации и вида тилляпий [Алабастер, Ллойд, 1984; Привезенцев, Соколов, 1986; Привезенцев и др., 1991; Привезенцев, 1999]. Все виды тилляпий весьма устойчивы к дефициту кислорода, растворённого в воде. Его критическое содержание при температуре воды 25°C составляет примерно 0,5-0,7 мг/л, что значительно ниже по сравнению с карпом [Привезенцев, Соколов, 1986; Привезенцев и др., 1991; Привезенцев, 1999; Привезенцев и др., 2006].

Большинство видов тилляпий обладают высоким темпом роста и выживаемостью в солёной воде. Анализ литературы показывает, что к наиболее солеустойчивым относятся голубые и мозамбикские тилляпии, тилляпии Зилли, тилляпии горнорум, черногорлые тилляпии. Высокая толерантность этих видов к морской воде объясняется их естественным обитанием, в основном в эстуариях рек и прибрежных водах [Fraer, Ples, 1972; Iwama et al., 1997; Li Xue et al., 2005]. Так незначительный отход молоди мозамбикских тилляпий (средняя масса 38,2 мг) отмечен при солёности воды 20 ‰ [Khalid et al., 2004]. Имеются сведения, что переносимый уровень солёности мальками мозамбикской тилляпии составляет 30 ‰, а взрослыми особями – 50 ‰ [Карпевич, 1960 по Яржомбек и др., 1986].

Очень солеустойчивы оказались гибриды мозамбикских тилляпий и тилляпий горнорум, которые в течение 24 часов выживали при солёности 60 ‰ [Sardella et al., 2004].

С другой стороны, есть виды тилляпий, которые с трудом переносят даже относительно небольшое повышение солёности. Например, тилляпии спармани не переносят солёность выше 17 ‰, а тилляпии рендали погибают при солёности 13 ‰.

Большой практический интерес представляют исследования, связанные с изучением солеустойчивости наиболее широко используемых в аквакультуре нильских, голубых и красных тилапий. Сведения по оптимальному уровню солёности для воспроизводства и выращивания этих рыб весьма разноречивы. По сообщению ряда авторов, более эффективный рост голубых тилапий наблюдался в воде с солёностью 10-15 ‰, а нильских - при солёности 5-10 ‰ [Fraer, Iles, 1972; Li Xue-jun et al., 2005; Chowdhury et al., 2006]. Оптимальной для потребления и усвоения корма называют солёность около 10 ‰ [Lin et al., 2006]. Особи израильской линии красных тилапий росли в морской воде лучше, чем нильские [Yao Long-li et al., 2003], однако их выживаемость была выше в пресной воде [Li Xue-jun et al., 2005].

Известно также о существенных внутривидовых различиях в скорости роста азиатских линий мозамбикской тилапии при культивировании в морской воде на Филиппинах [Romana-Eguia, Eguia, 1999].

Все большей популярностью пользуется получение и выращивание тилапий с красной окраской тела (рис. 5). Впервые красные тилапии получены на Тайване в результате скрещивания нильских тилапий с мутантными мозамбикскими. Филиппинские красные тилапии были получены в результате скрещивания мозамбикских тилапий с тилапиями горнорум. Известно получение новой формы красных гибридных тилапий во Флориде (США) благодаря скрещиванию красной линии нильской тилапии с красной линией мозамбикской тилапии [Red and red..., 2000].



Рис. 5. Красная тилапия (*Oreochromis spp.*)

В нашу страну красные тилапии завезены из Республики Куба и Вьетнама. Они отличаются по своей окраске. Кубинские тилапии имеют светло-розовую и малиновую окраску, вьетнамские – бледно-розовую и оранжевую [Привезенцев, Соколов, 1986; Привезенцев и др., 1998].

Основываясь на перечисленных выше биологических и хозяйственно-полезных качествах, мы выбрали красных тилапий в качестве наиболее доступных и дешевых объектов, необходимых в экспериментальных системах в качестве источника метаболитов. При этом в процессе работы возникла необходимость адаптации особей к океанической солености 32-34‰.

Глава 2. МАТЕРИАЛЫ И МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЙ

2.1. Общая схема и объем исследований

Экспериментальные исследования по представленной работе проведены в период с 2012 по 2015 гг. на базе аквариальной ООО «Океанариум № 1» торгово-развлекательного комплекса (ТРЦ) «РИО», расположенного в г. Москве. Отдельные исследования (биохимические, микробиологические, гидрохимические) проводились с привлечением специалистов лабораторий ФГБНУ «ВНИИПРХ» и ФГБНУ «ВНИРО». Материалом исследований служили сообщества морских макроводорослей родов *Caulerpa*, *Ulva* и *Chaetomorpha*, молодь красной тилляпии (*Oreochromis* sp.), оборотная вода УЗВ. Общая схема исследований представлена на рисунке 6, а их объем – в таблице 2.

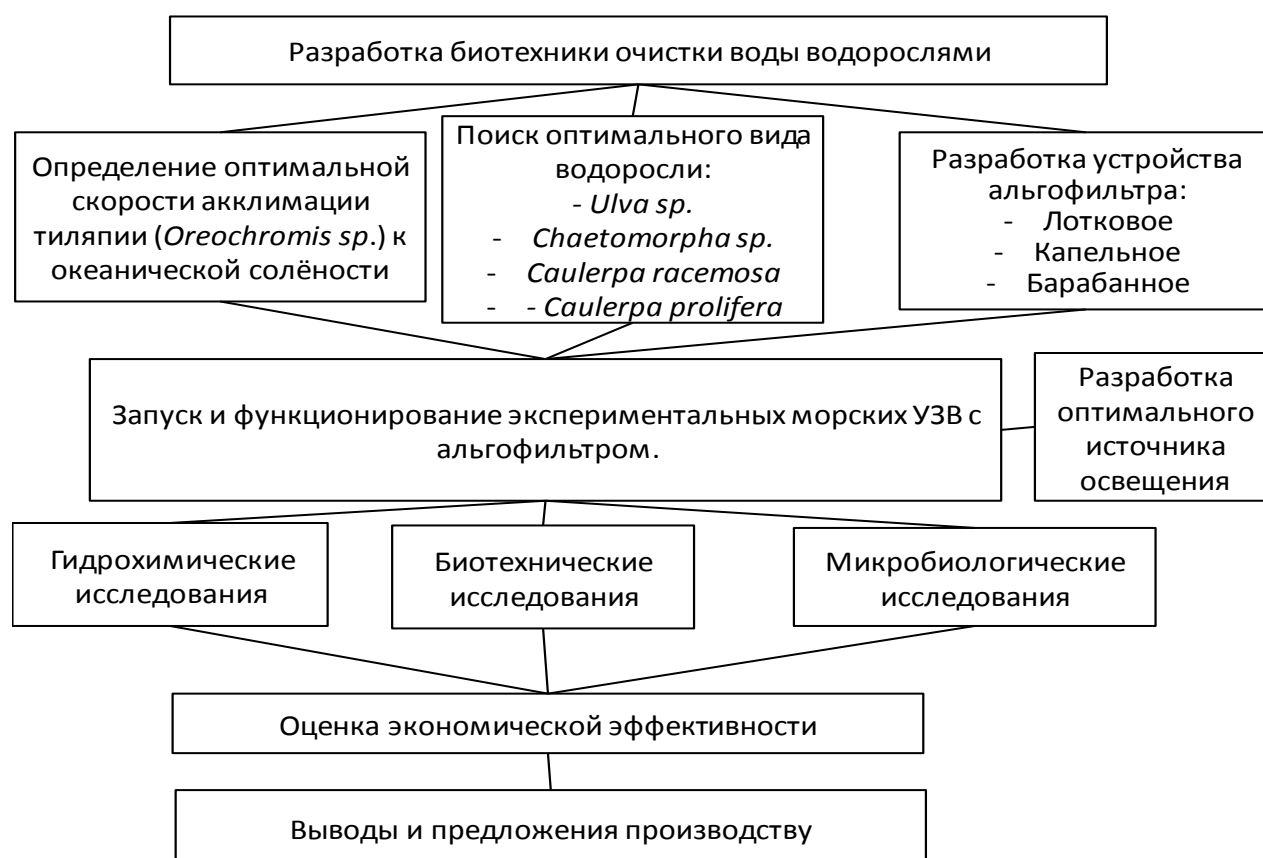


Рис. 6. Общая схема исследований

Таблица 8. Объём исследованного материала

Наименование	Количество
Физико-химические показатели воды (рН, ОВП, ‰, t°C)	11290 опр.
Концентрация биогенов ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-})	2623 опр.
Измерение, взвешивание гидробионтов (рыб и водорослей)	8420 изм.
Определение интенсивности освещения	70 изм.
Определение спектра поглощения суспензии хлоропластов	10 изм.
Гидробиологические исследования	10 проб
Микробиологические посевы	39 шт.
Испытания: - конструкции водорослевых фильтров - состава оборудования УЗВ	3 типа 4 типа

Анализ современного уровня развития методов очистки с помощью водорослей в замкнутых системах, а также проблем, с которыми сталкивается действующий публичный аквариум, позволил определить два основных и взаимосвязанных направления исследований на пути повышения эффективности эксплуатации морских установок рекреационной аквакультуры с замкнутым циклом водоиспользования:

а) Биотехническое направление, которое включает:

- подбор вида макроводоросли, максимально приспособленного к использованию в морских УЗВ;
- акклимация красной тиляпии к условиям океанической солености как модельного объекта содержания в качестве источника метаболитов;
- исследование эффективности очистки оборотной морской воды при помощи морских макроводорослей.

б) Техническое направление, которое включает:

- разработку и испытание высокоэффективной конструкции водорослевых фильтров;

– определение оптимальных параметров освещения для использования в составе морского водорослевого фильтра;

- внедрение разработанной конструкции альгофильтра в производственную эксплуатацию.

По окончании исследований проведена экономическая оценка предложенных результатов выполненной работы, сформулированы выводы и даны рекомендации производству, направленные на повышение эффективности эксплуатации Океанариума ТРЦ «РИО».

2.2. Краткая характеристика океанариума ТРЦ «РИО»

Океанариум на базе Торгово-развлекательного комплекса «РИО» (ТРЦ «РИО») в г. Москве создан осенью 2011 года. Он представляет собой частную коммерческую организацию, не имеющую бюджетной поддержки государства. Деятельность данного объекта направлена на получение прибыли путем оказания услуг посетителям по демонстрации широкого спектра водных животных и растений.

В настоящий момент океанариум ТРЦ «РИО» включает в себя ряд емкостей, суммарный объем воды в которых составляет 1580 м³:

- три крупных емкости с морской водой: «Главный танк» объемом 432 м³, «Новый главный танк» объемом 420 м³ и «Лагуна» объемом 236 м³;

- две емкости для содержания теплокровных животных («Пингвины» - 37,6 м³ и «Северные морские котики» - 64 м³);

- четыре морских аквариума общим объемом около 100 м³ («Коралловый риф» 32 м³, «Камчатские крабы» 27 м³, «Стайная рыба» 7,5 м³, «Мурены» 23 м³ и «Рыбы – клоуны» 10 м³);

- шесть пресноводных аквариумов общим объемом около 210 м³ («Африка» 40 м³, «Самолёт» 60 м³, «Крупные амазонские рыбы» 62,4 м³, «Пирании» 20,3 м³, «Малави» 11 м³ и «Форель» 16 м³);

- четыре открытых бассейна, два из которых – морские со скатами (объемом 19 м³) и с мангровыми деревьями (8 м³), а два других – пресноводные с крупными тропическими рыбами (61 м³) и с цветными карпами-кои (7 м³).

Помимо этих, достаточно крупных емкостей, имеется еще четыре морских аквариума объемом по 1-1,5 м³ и один 500 литровый аквариум с мексиканскими слепыми рыбками.

Каждая емкость оборудована автономной системой циркуляции воды и жизнеобеспечения водных организмов. Система водоподготовки во всех крупных емкостях устроена так, что оборотная вода, стекая через верхний водослив, какое-то время находится в свободном падении, что позволяет ей насытиться кислородом воздуха. Благодаря такой схеме насыщение воды кислородом всегда близко к 100%.

После этого вода попадает на блок механической очистки, представляющий собой слой синтепона, который меняется по мере загрязнения. После механической очистки вода попадает на биологический фильтр. При этом верхняя часть наполнителя является орошаемой (падающая вода протекает по нему струями и каплями), а нижняя часть является затопленной. После биологического фильтра основной поток очищенной воды (около 60%) из специального коллектора вновь возвращается в емкость с гидробионтами. Одновременно часть (приблизительно 40%) воды из коллектора направляется к флотаторам.

Основная часть емкостей океанариума отведена под морские экспозиции. Тем не менее общий объем пресноводных аквариумов составляет более 200 м³. В качестве примера мы остановимся на кратком описании опыта эксплуатации аквариума, в котором содержится стая краснобрюхих пираний (*Serrasalmus nattereri*). Объем аквариума «Пирании» составляет 20,3 м³. В состав его системы циркуляции воды входит механический фильтр (регулярно заменяемый слой синтепона), коллектор

капельного биофильтра (2 м³), два циркуляционных насоса производительностью 32 м³/час каждый и ультрафиолетовый стерилизатор производительностью 30 м³/час.

Раз в месяц океанариум закрыт для посетителей на «санитарный день», он необходим для проведения масштабной чистки помещений, оборудования и инвентаря, проведения ветеринарно-санитарных профилактических мероприятий, необходимых пересадок и других манипуляций с гидробионтами и экспозициями в целом.

Помимо экспозиционных емкостей в составе океанариума имеется помещение для размещения рабочих емкостей, используемых для приема и карантинирования вновь завозимых гидробионтов, предназначенных для пополнения экспозиции. Помещение оборудовано двойной стойкой морских аквариумов, объединенных общей системой циркуляции, и аналогичной одинарной стойкой пресноводных аквариумов.

Организационно технологический обслуживающий персонал подразделяется на три отдела:

- биологический – занимается кормлением, профилактикой и лечением заболеваний, подбором сообществ гидробионтов. Также специалисты этой службы занимаются чисткой небольших аквариумов (объемом менее 2000 литров);

- технический отдел – занимается поддержанием штатной работы всех сооружений, механизмов и оборудования, подготовкой воды, контролем ее качества (соленость, температура, кислородный режим, pH, уровень загрязнений и т.д.). Сотрудники отдела посменно круглосуточно дежурят в океанариуме.

- отдел водолазов – занимается чисткой крупных емкостей и кормлением крупной рыбы в «Главном» аквариуме.

За сравнительно небольшой опыт эксплуатации океанариум ТРЦ «РИО» показал большой интерес жителей и гостей Москвы к

представленным экспозициям. Можно констатировать, что, несмотря на достаточно серьезные капитальные и эксплуатационные затраты, данный проект оказался вполне успешным в коммерческом плане.

Опираясь на накопленный положительный опыт работы океанариума, его организаторы приступили к строительству второй очереди объекта. В 2015 году суммарный объем емкостей выставочной экспозиции увеличен до 1700 м³.

Вместе с тем, в ходе первых 1,5 лет работы океанариума проявились и некоторые недостатки используемых аппаратов и систем водоподготовки. В частности, серьёзной экономической проблемой оказалась необходимость систематической подмены воды в морских аквариумах в связи с накоплением в ней нитратов и некоторых других соединений, так как приготовление искусственной морской подпиточной воды в больших объемах является очень дорогостоящим мероприятием.

Необходимостью снижения этих затрат и было вызвано проведение наших исследований.

2.3. Гидрохимические исследования

Исследования гидрохимического режима осуществлялись путём мониторинга следующих показателей (в скобках – использованный прибор или метод):

- pH (мультиметр Ultrameter 2, MYRON L, 6FC^E);
- окислительно-восстановительный потенциал или ОВП (мультиметр Ultrameter 2, MYRON L, 6FC^E);
- температура (мультиметр Ultrameter 2, MYRON L, 6FC^E);
- солёность (мультиметр Ultrameter 2, MYRON L, 6FC^E);
- освещённость (люксометр Milwaukee MW 700);
- концентрация кислорода (Оксиметр Hach HQ-30d);

- общий аммонийный азот (метод Сэджи-Солорзано) [Sadgi, 1966; Solorzano, 1969], в качестве эталона применяется безаммиачная морская вода, проведенная через аналогичную процедуру анализа [Руководство по химическому анализу морских и пресных вод, 2003];
- нитритный азот (метод Бендшнайдера и Робинсона) [Руководство по химическому анализу морских и пресных вод, 2003].
- нитратный азот (метод восстановления нитрата до нитрита в кадмиевых колонках с последующим определением нитритов) [Руководство по химическому анализу морских и пресных вод, 2003];
- фосфаты (метод Морфи-Райли) [Руководство по химическому анализу морских и пресных вод, 2003].

В процессе проведения экспериментов по определению нитратов, помимо кадмиевых колонок, применялся метод определения при помощи специализированных аквариумных тестов. Аквариумные тесты также основаны на фотометрическом определении концентраций веществ, однако определение осуществляется без какого-либо оборудования, изменение цвета образца отмечается глазом исследователя. Состав реактивов фирма-производитель не раскрывает, но, по всей видимости, имеет место определение нитратов с сульфифеноловым реактивом [Берникова, Демидова, 1977]. Тесты для рифовых аквариумов обладают достаточно высокой точностью, проблемой является интерпретация результата, которая производится «на глаз». Эту проблему решили, применив спектрофотометр. В данном эксперименте использовался тест фирмы «Tetra», так как опыт применения показал его одним из самых точных и удобных в использовании.

Первым этапом в усовершенствовании методики было определение максимума поглощения окрашенного раствора. Путем многократных замеров оптической плотности при разных длинах волн был определен максимум поглощения света раствором (рис. 7). Таким образом, была получена длина волны, равная 435,8 нм, при которой наблюдалась максимальная оптическая

плотность (1,599). Данное значение длины волны мы использовали для следующего этапа – непосредственно измерения оптической плотности исследуемых растворов.

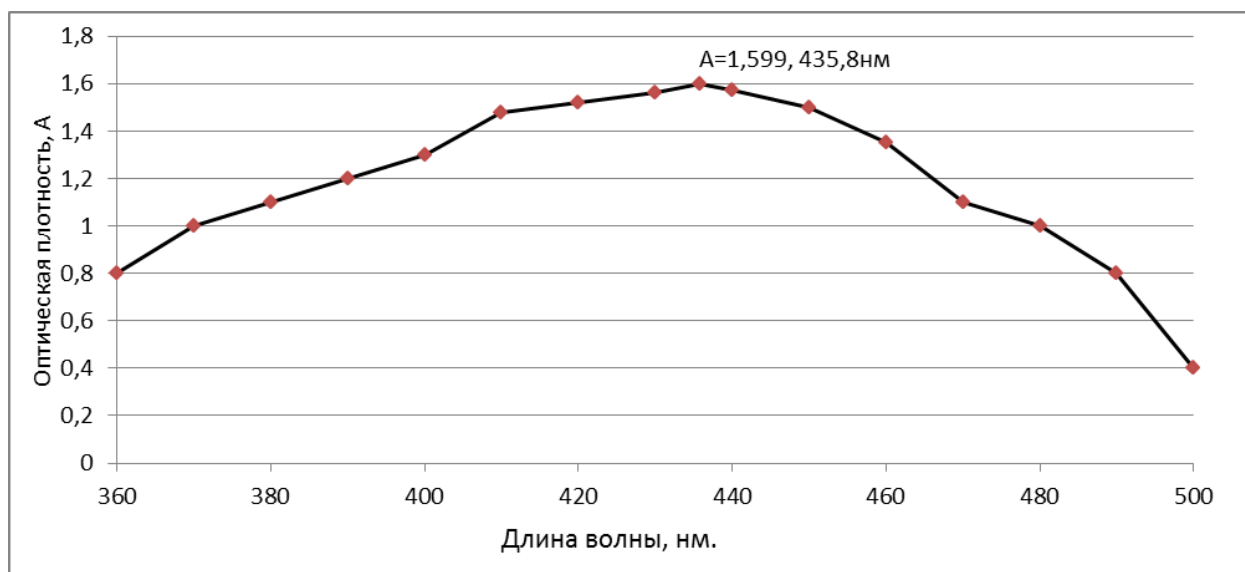


Рис. 7. Определение пика поглощения аквариумных тестов для более точного определения концентрации нитратов на спектрофотометре

Далее был использован фиксанал с известной концентрацией вещества (в нашем случае нитрата), 20 мг/л. В качестве раствора сравнения – безнитратная пресная или морская вода, с добавлением аналогичных расцветивающих реактивов.

Определенная оптическая плотность фиксанала стала отправной точкой при расчете концентраций исследуемых образцов. Особое внимание было обращено на создание одинаковых условий при приготовлении окрашенных образцов (строгое соблюдение не только количества реагентов, но и силы встряхивания при перемешивании). Определенная исследованиями длина волны (435,8 нм) обеспечивала максимальную оптическую плотность при исследовании с применением конкретного комплекта гидрохимического теста конкретной фирмы. При проведении указанной выше подготовительной работы с каждым комплектом аквариумного теста возможно получение точных данных с тестами любых производителей при условии их надлежащего качества.

2.4. Бонтировка рыбы и водорослей

В опытах с красными тилapiaми (*Oreochromis sp.*) использовались быстрорастущие молодые особи. По этой причине индивидуальное взвешивание проводили каждую неделю с точностью до 0,1 г, при этом во время бонтировки отбраковывались слишком крупные и слишком мелкие экземпляры, чтобы держать коэффициент вариации по массе на небольшом уровне и, насколько возможно, сдерживать рост общей ихтиомассы. В опытах с барабанной конструкцией альгофильтра рост общей ихтиомассы не сдерживали, чтобы определить его максимальную производительность.

На протяжении всего эксперимента приходилось регулярно измерять массу водорослей. В этом мероприятии существует проблема большого количества воды, которая остаётся на листовых пластинках и ризоидах водорослей после их извлечения. Эта вода мешает определению сырой массы, увеличивая массу пробы в некоторых случаях на 20-30%. Чтобы минимизировать эту погрешность, каждый образец перед взвешиванием в течение 1,5 минут 10 раз переворачивают, чтобы дать стечь основной массе воды. Бóльшее по продолжительности высушивание является значительным стрессом для водорослей, меньшее - не даёт основной массе воды стечь.

При использовании системы барабанного водорослевого фильтра сначала определяли массу влажного барабана в сборе, но без водорослей. По разнице масс барабана с водорослями и без них определяли сырую массу водорослей.

Как правило, взвешивания водорослей проводились еженедельно. В опытах с барабанным выращиванием скорость роста каулерпы (*C. prolifera*) была настолько высокой, что после взвешивания приходилось срезать ее избыток с помощью острых ножниц.

Получение спиртовой вытяжки водорослевых пигментов и изучение их оптических свойств проводили по методике Ю.В. Синициной с соавторами [Синицына и др., 2008].

2.5. Схемы опытов

2.5.1. Адаптация тиляпий (*Oreochromis sp.*) к воде с океанической солёностью

Для проведения запланированных исследований в лабораторных условиях потребовалось подобрать морские организмы, которые бы представляли собой надежный, дешевый, легко пополняемый и постоянный источник органических, азотных и других соединений и при этом хорошо переносили всевозможные манипуляции (пересадки, сортировки, взвешивания и т.д.). Таким модельным объектом стали красные тиляпии (*Oreochromis sp.*).

После 20-суточного карантина и адаптации завезенной молодежи тиляпии к новым условиям содержания начали осуществлять постепенное повышение солености воды. В процессе исследования было проведено два варианта опыта в трех повторностях каждый, различающихся по скорости повышения солености в период адаптации. В первом случае продолжительность периода составила 12 суток (скорость роста солености 2,67 ‰ в сутки), во втором – 30 суток (скорость роста солености 1,07 ‰ в сутки). Соленость поднимали до 32‰, необходимых для культивирования морских водорослей.

Необходимо отметить, что параллельно с адаптацией тиляпий к морской воде в циркуляционных системах проходил и процесс запуска биофильтров и связанная с этим соответствующая динамика гидрохимических параметров.

Группу красных тиляпий в общем количестве 128 штук средней массой 6,17г, высаживали в 6 аквариумов объемом по 70 л) при температуре воды

24°C, оснащенных автономной системой циркуляции (800 л/час) и очистки воды (рис. 8).

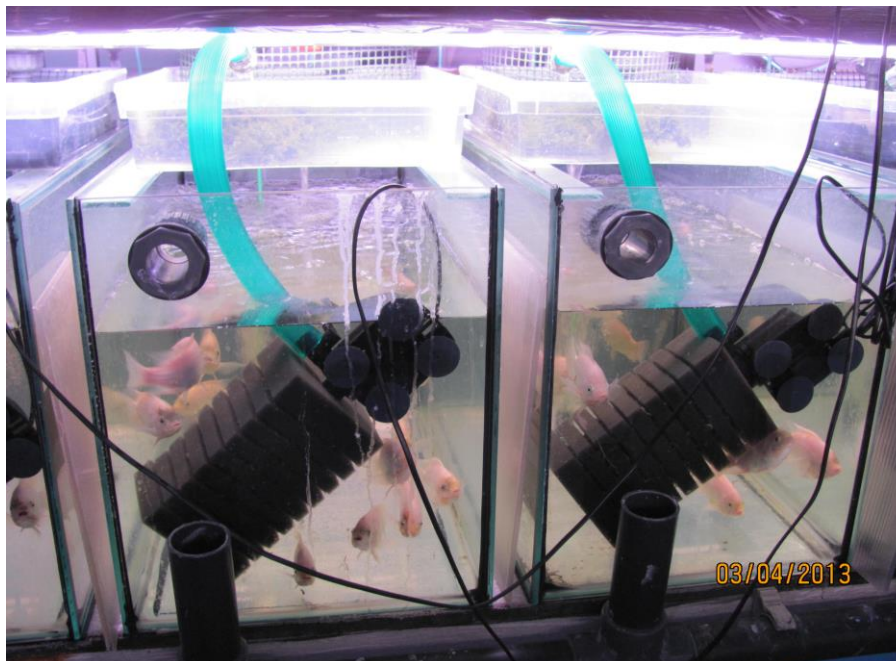


Рис. 8. Опытные аквариумы с красной тиланией

Исходные параметры систем (гидрохимические показатели, плотность посадки, водообмен и др.) были идентичны (коэффициент вариации менее 30%), что позволяет нам говорить о достоверности полученных данных. После этого адаптированных к океанической солености особей выращивали еще в течение 120 суток. Так как основной задачей опыта являлось выяснение адаптационных возможностей красных тиланий к условиям океанической солености, мы не ставили перед собой цели получить максимальную скорость роста. Поэтому кормление рыб осуществлялось в поддерживающем режиме из расчета 4-6% в сутки от массы особей (Riche, Garking, 2003) рецептом «Biomar Inicio 917» (белки - 48%, жиры - 23%, углеводы - 14%, фосфор - 1,2%).

В процессе исследования барабанной конструкции альгофилтра в качестве тест-объектов и источника загрязнений в аквариумной системе использовали также тиланий (*Oreochromis sp.*), предварительно акклиматизированных к условиям высокой солёности. В эксперименте

использовалось два одинаковых аквариума по 372 л, в каждый из которых было посажено по 4 тилипии. Удельная ихтиомасса в аквариумах составляла $0,5 \text{ кг/м}^3$, что в целом соответствовала таковой величине в аквариумах океанариума ТРЦ «РИО». Соотношение биомассы водоросли *Caulerpa prolifera* к ихтиомассе тилипий составило 1:3.

Одна из емкостей была опытной (т.е. имела в системе циркуляции альгофильтр), вторая – контрольной. В последнем аквариуме отсутствовала какая-либо система очистки воды. Циркуляционная помпа в опытном аквариуме вращала водорослевые барабаны, в контрольном – создавала аналогичный опытному водообмен. Температура в обоих аквариумах поддерживалась на уровне $26-27 \text{ C}^\circ$ днем и $24-25 \text{ C}^\circ$ ночью. Соленость воды в емкостях колебалась в диапазоне 30-32 ‰.

Продолжительность эксперимента составила один месяц. В процессе эксперимента осуществлялся контроль за показателями pH, окислительно-восстановительного потенциала (ОВП), температуры, солености, карбонатной жесткости и освещенности. Определяли содержание в воде кислорода, аммонийного азота, нитритов и нитратов.

За весь период эксперимента в опытном аквариуме подмена воды проводилась один раз путем добавления 23 литров дистиллята взамен испарившейся морской воды (6,2 % общего объема). В контрольном аквариуме, помимо добавления аналогичного количества испарившейся воды, была произведена подмена еще 15 % общего объема, связанная с необходимостью поддержания допустимого гидрохимического режима.

Рыб кормили кусочками размороженных мидий и креветок в равном соотношении. Корма вносили ежедневно 3-4 раза в день.

2.5.2. Подбор водорослей для использования в альгофильтре

Подбор водорослей для осуществления очистки оборотной морской воды осуществляли путем сравнительного содержания четырех доступных

нам видов: *Ulva lactuca* (Linnaeus, 1753), *Caulerpa racemosa* (Forsskål) (J. Adardh, 1873), *Caulerpa prolifera* (Forsskål) (J.V. Lamouroux, 1809), *Chaetomorpha crassa* (C. Agardh) (Kützing, 1854).

Перечисленные водоросли размещали в одинаковых емкостях объемом по 6 литров каждая, оснащенных системой циркуляции морской воды и биологическим фильтром. Контролем служила аналогичная циркуляционная система без водорослей. Емкости с водорослями освещали люминесцентными лампами GLO (FloraGlo, 40W, 2800 люкс у поверхности воды) в режиме 12 часов свет – 12 часов темнота. Контрольная емкость без водорослей также освещалась в аналогичном режиме, чтобы исключить влияние одноклеточных водорослей и фотосинтезирующих бактерий на результат эксперимента.

В качестве источника метаболитов в системах использовали аквариумы объемом 80 л каждый с молодью красной тилипии. Вода из этих емкостей поступала в биологический фильтр, а затем в емкость с водорослями (в контроле - в емкость без водорослей). Температуру оборотной воды поддерживали на уровне 25°C, кормление рыбы осуществляли 4 раза в сутки. Исследования проводили одновременно в двух повторностях.

В процессе опыта контролировали динамику основных гидрохимических показателей, прирост массы рыбы и водорослей, осуществляли визуальный контроль общего состояния гидробионтов. Общая продолжительность эксперимента составила 154 дня.

2.5.3. Выбор источника освещения

На различных этапах исследований использовались различные источники освещения. Изначально это были люминесцентные трубки, затем светодиодные светильники со спектральными характеристиками, близкими к солнечному свету. Однако основные данные были получены с

использованием специально разработанных для эксперимента светодиодных светильников с диодами строго определённых длин волн.

При разработке источника освещения для определения светопоглощающей способности водорослей использовали спиртовую вытяжку фотосинтезирующих пигментов по Ю.В. Сеницыной и др. [2008]. Исследованию подвергались не все виды водорослей, а лишь вид, показавший наилучшие результаты при выращивании в системах альгофилтров. Экстрагированию также подвергли цианобактерии, чтобы учесть при подборе светодиодов их спектр поглощения для снижения нежелательных обрастаний. Далее спиртовые вытяжки (отобранного вида водоросли и цианобактерий) подвергались спектрофотометрии (модель спектрофотометра ПЭ-5400) при пятикратной повторности, и на основании полученных данных выстраивались графики спектров поглощения. На основании этих графиков производился выбор длин волн светодиодов освещения.

Для выявления той части спектра, которая благоприятна для культивируемой водоросли и в то же время не способствует росту цианобактерий, т.е. определения оптимальных длин волн источника освещения альгофилтра, использована следующая формула:

$$H = (1 - A_{bact}) \cdot A_{alg}, \text{ где:}$$

H – коэффициент эффективности поглощения света водорослью *Caulerpa prolifera* с учетом спектра поглощения света цианобактериями; A_{alg} – коэффициент поглощения света водорослями; A_{bact} – коэффициент поглощения света цианобактериями.

Теоретические выкладки оптимального спектра освещения прошли экспериментальную проверку. Для этого две группы водорослей (по 160 г сырой массы) передерживались в одинаковых условиях при интенсивности освещения 3400 лк (люксметр Milwaukee MW 700). Опытная группа освещалась экспериментальным светильником, контрольная – диодным

светильником Hagen Fluval Aqualife & Plant LED Strip Light - 35 W (504 светодиода), спектр которого приближен к солнечному. Эксперимент состоял из серии опытов. Перед каждым опытом растения выдерживались в темноте не менее 2х часов, после чего вода в ёмкостях (по 20 литров) заменялась на свежую (аналогичную по уровню pH, ОВП, температуре, солёности и растворённым веществам), с одинаковым содержанием кислорода (погрешность не более 0,05 мг/л), около 90% насыщения. Для измерения pH, температуры, ОВП и солёности применялся мультиметр Ultrameter 2, MYRON L, 6FC^E, кислород измерялся оксиметром Hach HQ-30d. Далее в обеих системах на один час включалось освещение. По истечении часа проводились контрольные замеры содержания кислорода (по трём точкам) и других гидрохимических показателей (pH, температура, ОВП). Затем свет снова отключался на два часа, светильники менялись местами (для повышения достоверности результата), и опыт начинался сначала. В день обычно удавалось сделать 2-3 таких цикла. Так как наибольшей изменчивостью обладал показатель содержания кислорода, в работе мы приводим данные только по нему. Показателем эффективности фотосинтеза являлось увеличение концентрации кислорода в воде (мг O₂/л в час).

После установления оптимального спектра освещения определяли оптимальную его интенсивность. Естественная интенсивность освещения поверхности океана в переводе на электрическую энергию составляет порядка 1000 Вт/м² [Hanson, 1987]. Искусственный источник освещения такой мощности является крайне дорогим в эксплуатации. Поэтому мы провели эксперимент, позволяющий определить интенсивность излучения, достаточную для роста и развития макрофитов и оптимальную с точки зрения экономии электроэнергии. С этой целью ёмкости с подобранным видом водоросли освещали диодными светильниками с интенсивностью 3, 5, 9, 11, 15, 22 тыс. люкс. Интенсивность фотосинтеза контролировали по скорости выделения кислорода. На основании проведенных исследований

получены данные о наиболее эффективной интенсивности искусственного освещения.

2.5.4. Отработка конструкции альгофильтра

Важной задачей проводимого исследования стало создание конструкции водорослевого фильтра, обеспечивающей оптимальные условия для выращивания водорослей, простоту устройства, удобство эксплуатации и экономическую эффективность. Всего было опробовано три типа водорослевых фильтров: лотковый, орошаемый и барабанный (рис. 9).

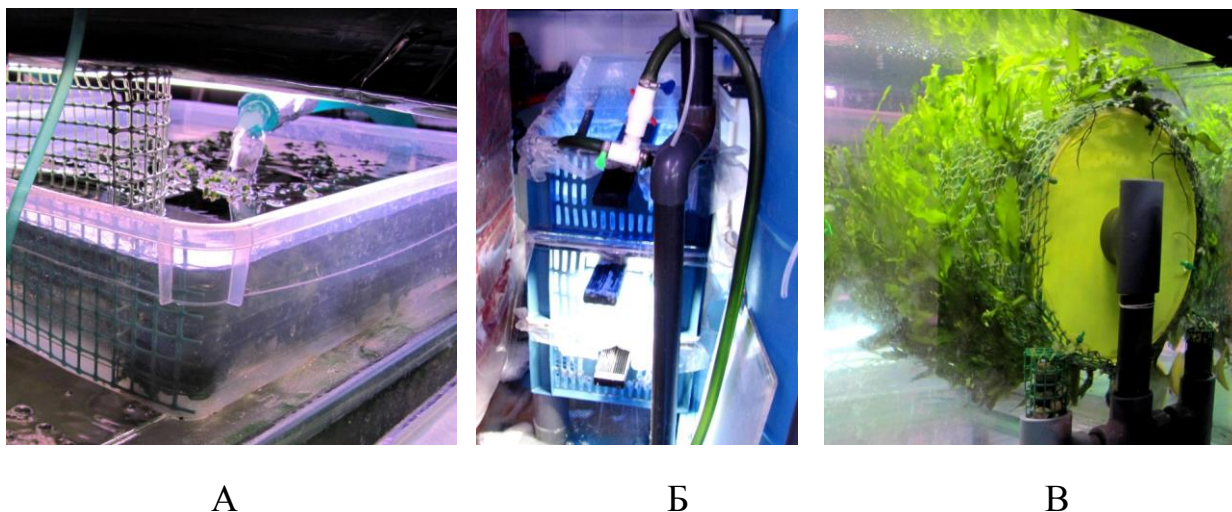


Рис. 9. Общий вид лоткового (А), орошаемого (Б) и барабанного (В) типов водорослевых фильтров

Лотковый водорослевый фильтр

Данная конструкция представляла собой небольшой пластиковый лоток, размером 40 x 50 x 8 см, расположенный над 80 л аквариумом. Вода из аквариума с тилляпиями подавалась в лоток помпой и возвращалась в аквариум самотёком. Помпа оснащена губкой, обеспечивающей механическую и некоторую биологическую очистку воды. Освещение – люминесцентные трубки GLO(FloraGlo), 40W, интенсивность у поверхности воды - 2800 люкс, 12-часовой световой промежуток.

Орошаемый водорослевый фильтр

Некоторые водоросли (например, *Ulva lactuca*) являются обитателями приливно-отливных зон и достаточно хорошо переносят нахождение вне воды. Исходя из этих данных, родилась концепция «орошаемого водорослевого фильтра» (рис. 10), в котором водоросли располагаются не непосредственно в воде, а в специальных ёмкостях (1), расположенных в несколько ярусов многоэтажной конструкции, на которую сверху, через трубопровод и флейту разбрызгивателя (2), подаётся вода (3). Внутри каждого яруса установлены светильники (5), защищенные от падающей сверху воды специальными пластиковыми накладками (6), обеспечивающие каждому ярусу достаточное освещение.

Вода самотёком проникает из верхнего яруса в нижний, и таким образом на каждом последующем слое фильтра образуется тонкий, хорошо аэрируемый слой морской воды (4), в котором находятся выращиваемые водоросли. Падающие с вышерасположенного ящика капли обеспечивают одновременно два полезных для прибойных водорослей условия:

1. равномерное перемешивание таллома;
2. эффективную аэрацию.

Соблюдение этих условий в сочетании с контролем режимов освещения должны свести практически к минимуму обсемененность макроводорослей нежелательными обрастаниями цианобактерий, а также сделать конструкцию альгофильтра легче, что значительно упростит поиск места для его установки.

Эта схема несколько напоминает этажерки, используемые при искусственном выращивании макроводоросли *Macrocystis pyrifera* [Paula Celis Plá, Krisler Alveal, 2012].

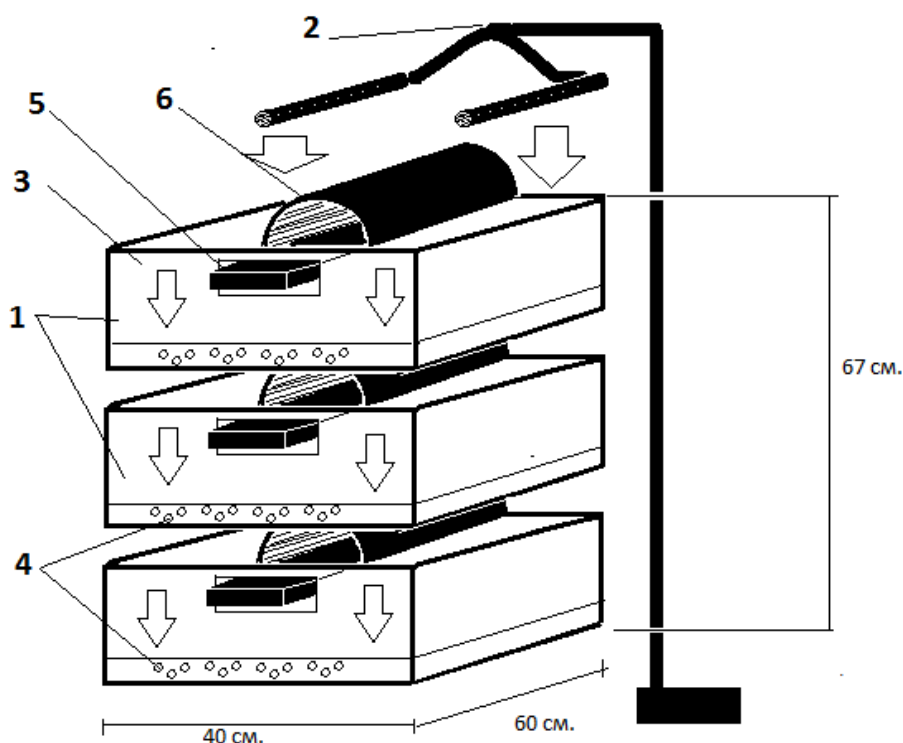


Рис. 10. Схема устройства орошаемого водорослевого фильтра

В нашей работе орошаемый водорослевый фильтр был установлен в системе циркуляции аквариума морского карантина, оборудованной мощным флотатором, биологическим нитрифицирующим фильтром и системой УФ-стерилизации общим объёмом около 3 м³. В данном случае не стояло задачи определить производительность альгофильтра, целью опыта было установить принципиальную возможность применения и перспективность концепции ярусного орошаемого фильтра для выращивания зелёных водорослей.

Барабанный водорослевый фильтр

Известно, что основной проблемой создания растительных фильтров является необходимость использования слишком больших площадей в связи с тем, что их стабильная работа достигается при условии хорошей освещенности всей поверхности размещения водорослей.

Реальный путь сокращения площади, занимаемой альгофильтром, - размещение водорослей на поверхности вращающегося барабана. Сверху над барабаном располагается источник света. Подобная конструкция обеспечивает освещение большей растительной площади с одновременным

чередованием темной и светлой фаз фотосинтеза. По сравнению с традиционно используемыми плоскостными альгофилтрами, площадь, занимаемую конструкцией, можно снизить приблизительно на 66% при одновременном сокращении расходов электроэнергии на освещение на 66-80% [Darren, 1998]. Преимущество по площади при использовании цилиндрического ростового элемента объясняется его большей площадью поверхности по сравнению с возможной для использования площади дна резервуара (площадь поверхности цилиндра = $2\pi rh$, где $\pi = 3,14$, r – радиус цилиндра, h – высота (в нашем случае – длина) цилиндра). Применяв эту формулу на примере кубического аквариума со стороной 50 см., можно наглядно продемонстрировать преимущества барабанного субстрата, т.к. при посеве фотосинтетиков на дне сосуда мы получим полезную площадь, равную 2500 см², а при использовании установленной в центре сосуда цилиндрической конструкции радиусом 20 см, длиной 47 см, мы получим полезную площадь, равную 5903 см², что реально увеличивает производительность фитофилтра более чем в 2 раза. Вращение барабана происходит за счет одной или двух противооленно установленных помп, направленных по касательной к барабану или на специальные гидродинамические лопасти основания барабана, в отличие от американской разработки, где вращение барабана осуществляется за счет осевого привода с электромотором [Darren, 1998].

На альгофилтре барабанной конструкции было проведено исследование влияния макрофитов на гидрохимические показатели в тёмное время суток и последующая динамика этих показателей после возобновления освещения. При продолжительной стабильной работе системы на малом уровне биологической нагрузки по достижении максимальных значений по рН и кислороду, достигнутых после 6 дней круглосуточного освещения, свет отключили на ночь (15 часов). До отключения, на протяжении тёмного периода и сразу после включения произведены замеры содержания

кислорода, pH и окислительно-восстановительного потенциала. Выбор данных показателей обусловлен их более высокой изменчивостью и легкостью мониторинга по сравнению с другими, на которые влияет жизнедеятельность альгофильтра (азотистые вещества, фосфаты и др.). На протяжении последующих суток ОВП, pH и O_2 замерялись каждые 3 часа (за исключением ночного времени), при этом за день в каждый аквариум скармливали по 9,1 г артемии (460 мг белка). Масса рыбы на тот момент составляла 21,12 г в емкости с барабанным фильтром. Масса водорослей (сырая) составила в среднем 402 г. Биофильтры с 1 кг биозагрузки в каждом и проточностью около 650 л/ч подключены к системам. Общий объем систем (с учетом биофильтров) составил 162 л в каждой. Эксперимент провели в 4 повторностях.

На протяжении месяца наиболее изменчивые показатели, такие как pH и содержание кислорода, измерялись дважды в день: утром, перед кормлением, и вечером, после последнего кормления. Дневное кормление обуславливало суточные колебания наиболее изменчивых показателей.

2.5.5. Микробиологические исследования водной среды

Низкая прозрачность, а также большое количество органики и общее угнетённое состояние рыб позволило нам предположить высокий уровень бактериологического загрязнения. Для проверки этого предположения в лаборатории ихтиопатологии ФГБНУ «ВНИИПРХ» был произведен микробиологический анализ 8 проб воды: 4-х из опытной и 4-х из контрольной систем.

Количественный посев проб воды был произведён на среды: эритритагар – определение общего микробного числа (ОМГ) и сапрофитов, элективные среды: Эндо – определение энтеробактерий, в том числе

бактерий группы кишечной палочки (БГКП), аэромонад, неферментирующих щелочеобразователей – моракселл и ацинетобактеров, Сабуро – определение грибковой флоры и миксобактерий, и энтерококкагар – определение энтерококка. Преобладающие колонии были пересеяны на первично-дифференцирующую среду Клиглера для дальнейшей идентификации. У пересеянных бактерий была определена оксидазная активность и проведена идентификация с использованием минимального «Пёстрога ряда» Гисса. Инкубирование посевов проводили при температуре 25°C в течение недели с ежедневным просмотром.

Глава 3. РЕЗУЛЬТАТЫ СОБСТВЕННЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ И ИХ ОБСУЖДЕНИЕ

3.1. Адаптация красной тиляпии (*Oreochromis sp.*) к воде океанической солёности

Результаты гидрохимических исследований в период адаптации тиляпий к воде с морской соленостью показали, что динамика аммонийного азота, нитритов и нитратов соответствовала классической картине пускового периода биологической очистки воды в УЗВ (рис. 11).

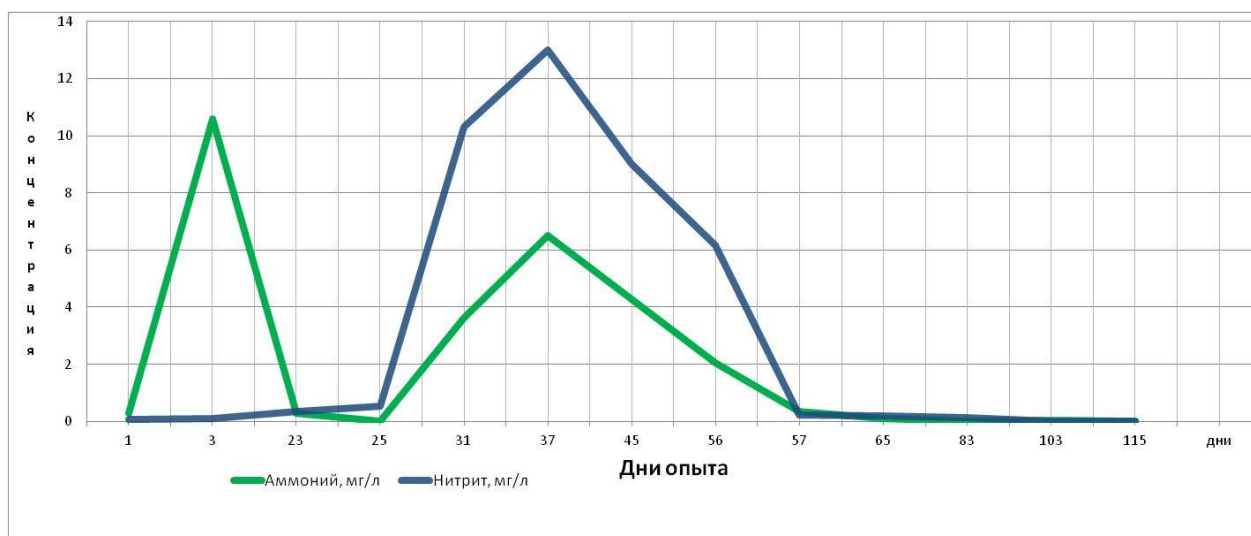


Рис. 11. Динамика соединений азота при адаптации тиляпий к морской воде

Пики наибольшей концентрации особенно токсичных соединений (аммонийный азот и нитриты) приходились на период запуска систем, общая продолжительность которого сильно затянулась (57 суток), более чем в 2 раза по сравнению с запуском пресноводных систем. По истечении этого срока содержание аммонийного и нитритного азота не превышало нормативов, в отличие от содержания нитратов и фосфатов, концентрация которых закономерно увеличивалась на протяжении всего эксперимента. Размах колебаний изучавшихся гидрохимических показателей представлен в таблице 9.

Таблица 9. Гидрохимические показатели опытных систем при выращивании тилапий в морской воде

Показатели	Результаты анализов	Норматив*
Активная реакция среды, pH	5,5-8,0	8,2 (7,0-8,5)
Карбонатная жесткость, dKH	2,0-4,0	н/д
Аммонийный азот, мг/л	0-8,0	1,0
Нитриты, мг/л	0-12,0	1,0
Нитраты, мг/л	0-300,0	50,0
Фосфаты, мг/л	0-15,0	нет данных
Растворенный кислород, мг/л	6,0-12,0	4,0

* Сандер, 2002

Динамика увеличения солености воды в опытных аквариумах при адаптации тилапий к морской воде представлена на рисунке 12. Рост солёности со скоростью 1,07‰ в сутки не вызывал видимых отрицательных последствий для выращиваемых тилапий. Рыба хорошо росла и питалась, в дальнейшем использовалась в серии последующих экспериментов. Выживаемость за время адаптации составила 100%.

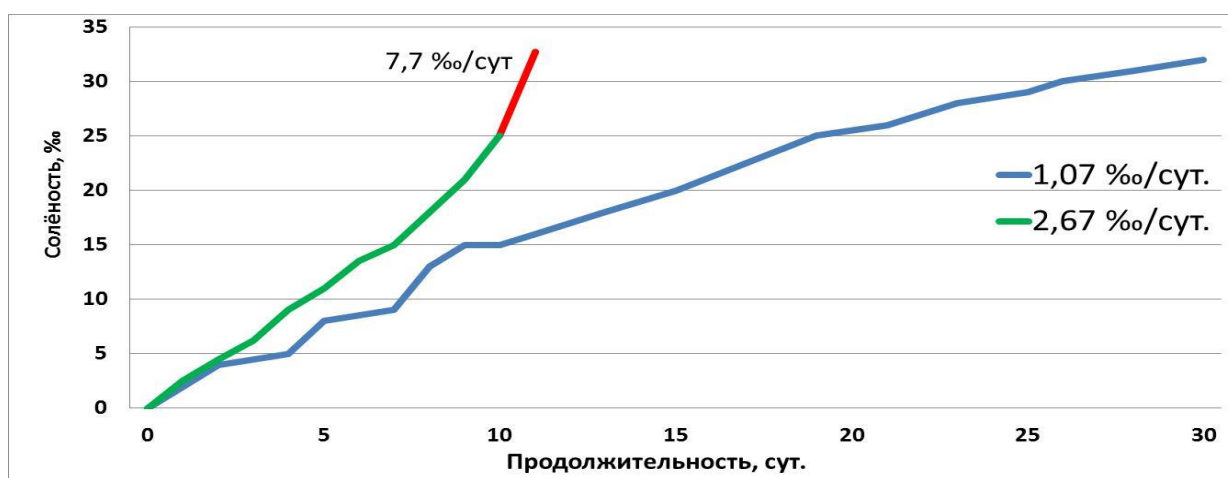


Рис. 12. Динамика солёности при адаптации тилапий к морской воде

При ускоренной адаптации со средней скоростью 2,67‰ в сутки по достижению солености 11‰ видимых отклонений в поведении и жизнедеятельности особей не отмечалось. Начиная с 8 дня (когда солёность достигла 15‰) наблюдалось несколько учащенное дыхание. Последовавший затем резкий рост солености с 25‰ до 32,7‰, (7,7‰ в сут.) привел к тому,

что рыбы отказывались от корма, а через день начался их отход, который составил 25%, 20% и 20% для каждой из трёх опытных систем (средняя выживаемость за период адаптации– 78,3%).

Резким распреснением до 27 ‰ удалось прекратить дальнейшую гибель особей, у рыб нормализовалось дыхание, возобновилось потребление корма. Для дальнейших экспериментов потребовалась внеочередная сортировка особей по массе. После чего в этих трех емкостях соленость воды привели к необходимым 30-32‰ с пониженной скоростью ее роста 1,07‰ в сутки и поддерживали ее на протяжении более чем 100 дней экспериментов.

Таким образом, 30-дневный перевод красных тилапий из пресной воды к воде солёностью 32‰ со скоростью 1,07‰ в сутки позволил адаптировать ее к новым условиям содержания при 100%-ной выживаемости.

Дальнейшее содержание красных тилапий в условиях морской солености показало, что перевод тилапии на содержание в воде океанической солености (28-32‰) возможен без серьезных осложнений (табл. 10). Рыба охотно потребляла корм, нормально росла при достаточно высокой выживаемости особей. Среднесуточный прирост составил 0,85 г при удельной скорости роста 0,021. При этом выживаемость особей оказалась достаточно высока (92%), однако ниже, чем при традиционном пресноводном выращивании (96%) [Жигин, 2002]. Несколько больший отход объясняется стрессом как от повышенной солености, так и высокой концентрации аммония и нитритов в начале адаптации.

Таблица 10. Результаты содержания красной тилапии (*Oreochromis spp.*) в морской воде (n=128)

Показатели	Результаты содержания
Период опыта, сут.	150
Средняя масса, г	
исходная	6,16
конечная	133,95
Коэффициент вариации по массе	
исходный	6,7
конечный	24,9
Среднесуточный прирост, г	0,85
Удельная скорость роста	0,021
Ихтиомасса, г (кг/м ³)	
исходная	787 (1,605)
конечная	2749 (6,545)
Прирост ихтиомассы, г	1962
Затраты корма, кг/кг привеса	1,2
Выживаемость, %	92

Таким образом, при условии поддержания требуемого качества воды и тщательного его контроля можно с успехом выращивать тилапий и при солености 32‰, что позволило использовать красных тилапий в качестве модельного объекта – источника метаболитов - при проведении дальнейших исследований по эффективности очистки оборотной воды различными видами морских водорослей.

Сравнительно невысокая скорость роста объясняется поддерживающим режимом кормления, хотя справедливости ради следует отметить, что до применения автоматических кормушек во втором месяце эксперимента количество даваемого корма определялось по поедаемости и исследуемые тилапии зачастую сами отказывались от дополнительного кормления.

Показатель затрат корма на единицу привеса был очень хорошим, в среднем по трём группам он составил 1,2 кг/кг прироста за период с января по март 2015 года, что соответствует имеющимся в научной литературе

значениям, полученным при выращивании тилляпий в пресноводной УЗВ [Ивойлов и др., 1995].

3.2. Подбор водорослей для использования в альгофилтре и отработка его конструкции

3.2.1. Выращивание водорослей в лотковом альгофилтре

Исследовались представители зелёных водорослей родов *Ulva*, *Chaetomorpha*, а также два вида рода *Caulerpa* (*C. racemosa* и *C. prolifera*). Определяющими факторами при выборе оптимального вида являлись приспособляемость к высокому уровню органического загрязнения, а также распространённость в морских аквариумах и океанариумах. Исследовались показатели прироста при выращивании в разных условиях содержания (лотковый, капельный и барабанный типы альгофилтров), при этом наиболее наглядно различия стали заметны при выращивании в системе лоткового водорослевого фильтра (рис. 13).

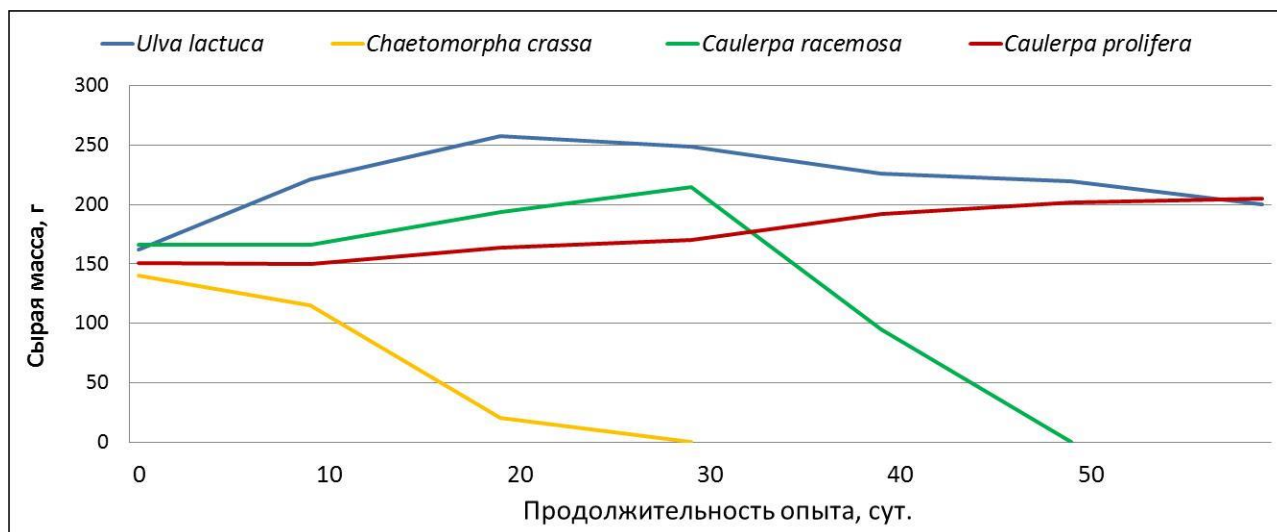


Рис. 13. Динамика биомассы водорослей в системе лоткового альгофилтра

Полученные данные показывают, что в целом условия эксперимента не являлись благоприятными для выращивания данных водорослей, pH опускался ниже 7,5, концентрация NO_3^- в последние дни достигала 300 мг/л, PO_4^- 15 мг/л в каждой из 8 систем (по 2 на каждый вид водоросли). Вместе с тем наибольшая скорость роста биомассы отмечена у *Ulva lactuca*, которая проявилась на первом месяце исследований и достигала – 59 г 10-дневного прироста. В дальнейшем на протяжении 30 суток отмечено постепенное снижение ее биомассы, что можно объяснить бурным развитием цианобактерий и ухудшением гидрохимического режима в связи с ростом тилипий. Высокую скорость прироста сырой массы на протяжении первых пяти недель содержания показала и *Caulerpa racemosa* - 27,5 г 10-дневного прироста, однако в дальнейшем ее биомасса неуклонно снижалась и к концу второго месяца исследований водоросли полностью погибли в результате их подавления цианобактериями.

Несмотря на неблагоприятные условия, достаточно хорошие показатели прироста демонстрировала водоросль *Caulerpa prolifera*. Хотя скорость роста в начале эксперимента была ниже, чем у ульвы, на протяжении эксперимента биомасса водоросли медленно увеличивалась, тогда как после 20 дня эксперимента масса ульвы стала снижаться. Максимальная скорость 10-дневного прироста *C. prolifera* составила 22 г.

Худшие результаты показала водоросль *Chaetomorpha crassa*, которая погибла в первый же месяц опыта, показав отрицательный прирост, теряя с самого начала эксперимента до 10 г сырой массы ежедневно. Обобщённые данные по выращиванию четырёх видов водорослей в системе лоткового водорослевого фильтра приведены в таблице 11.

Таблица 11. Обобщенные результаты содержания водорослей в системах циркуляции

Показатель	Водоросли			
	<i>Ulva lactuca</i>	<i>Chaetomorpha crassa</i>	<i>Caulerpa racemosa</i>	<i>Caulerpa prolifera</i>
Продолжительность жизни, сут.	60	29	49	60
Биомасса, г:				
исходная	162	140	166	151
конечная	200	0	0	205
Прирост биомассы:				
наибольший, г/10 сут.	58,6	0	27,5	21,7
за весь период, г	162	- 140	-166	54
Коэффициент вариации по сырой массе	14,5	100,5	57	13,2

На основе полученных данных можно сделать вывод, что из четырех исследованных водорослей наиболее устойчивыми к органическому загрязнению показали себя два вида – *Ulva lactuca* и *Caulerpa prolifera*, которые были отобраны для дальнейших исследований, направленных на подбор конструкции альгофилтра, поскольку, как уже отмечалось ранее, простое размещение водорослей для очистки воды в обычных емкостях оказалось малоэффективно. При этом требовалось найти такое биотехническое решение, которое позволило бы, с одной стороны, нивелировать отрицательное влияние конкурентов – сине-зеленых водорослей и цианобактерий, а с другой - создать оптимальные условия для жизнедеятельности водорослей альгофилтра.

3.2.2. Выращивание водорослей в альгофилтре орошаемой конструкции

Поскольку по результатам предыдущих исследований наиболее подходящим объектом для использования в альгофилтре представлялась водоросль *Ulva lactuca* - обитатель прибрежной приливно-отливной зоны,

было сделано предположение, что для её культивирования необязательно использовать заполненные водой ёмкости и можно применить конструкцию «капельного водорослевого фильтра». Такая конструкция предполагает нахождение водорослей не непосредственно в воде, а на специальных полиэтиленовых лотках, расположенных в несколько ярусов один над другим, на которые сверху, через трубопровод и флейту разбрызгивателя, подаётся вода.

Из пластиковых ящиков была изготовлена трёхъярусная конструкция, в каждый из ярусов поместили сообщества водорослей массой от 120 до 270 г. Водоросли содержались в этой установке в течение 49 суток.

Одновременно в аналогичных условиях орошаемого альгофильтра содержали водоросль *Caulerpa prolifera*.

Качество воды, подаваемой на орошение альгофильтра, было достаточно стабильно и соответствовало допустимым значениям (табл. 12).

Таблица 12. Показатели качества воды на вытоке орошаемого альгофильтра

Показатели	$M \pm m$	Min	Max	$C_v, \%$
Температура, °C	$25,90 \pm 0,18$	24,10	28,50	4,20
Активная реакция среды, pH	$7,84 \pm 0,06$	7,71	8,10	1,90
Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП), мВ	$187,00 \pm 1,71$	180,00	192,00	2,20
Аммонийный азот, мг/л	0	0	0	0
Нитриты, мг/л	0	0	0	0
Нитраты, мг/л	$65,71 \pm 3,69$	50,00	80,00	14,90
Фосфаты, мг/л	$2,23 \pm 0,09$	2,00	2,50	10,60
Соленость, ‰	$33,5 \pm 0,20$	32,50	34,00	1,60
Жесткость, кН	$6,93 \pm 0,297$	6,00	8,00	11,40

Среднее значение pH составило 7,84 при незначительном колебании от 7,71 до 8,1 на протяжении всего эксперимента. Температура колебалась в пределах 24-28,5°C и в среднем составляла 25,9°C. Среднее значение окислительно-восстановительного потенциала составило 187 мВ при

колебаниях в пределах 180-192 мВ. Концентрация фосфатов находилась на уровне 2,2 мг/л, что в целом, как и концентрация нитратов на уровне 65 мг/л, соответствует биологической потребности морских макроводорослей [Виноградова, 1974; Terrados, 1991; Kitadai, Kadowaki, 2007]. Появления аммонийных и нитритных соединений на протяжении всего опыта не зафиксировано.

Несмотря на допустимое качество воды и достаточное освещение, ульва не продемонстрировала ощутимого прироста биомассы в условиях орошаемой конструкции (рис. 14), хотя визуально общий внешний вид водорослей был удовлетворительным. Скорость роста значительно уступала имеющимся данным, полученным другими авторами при выращивании этой водоросли в качестве фильтратора в морских установках [Yousef et al., 2014].

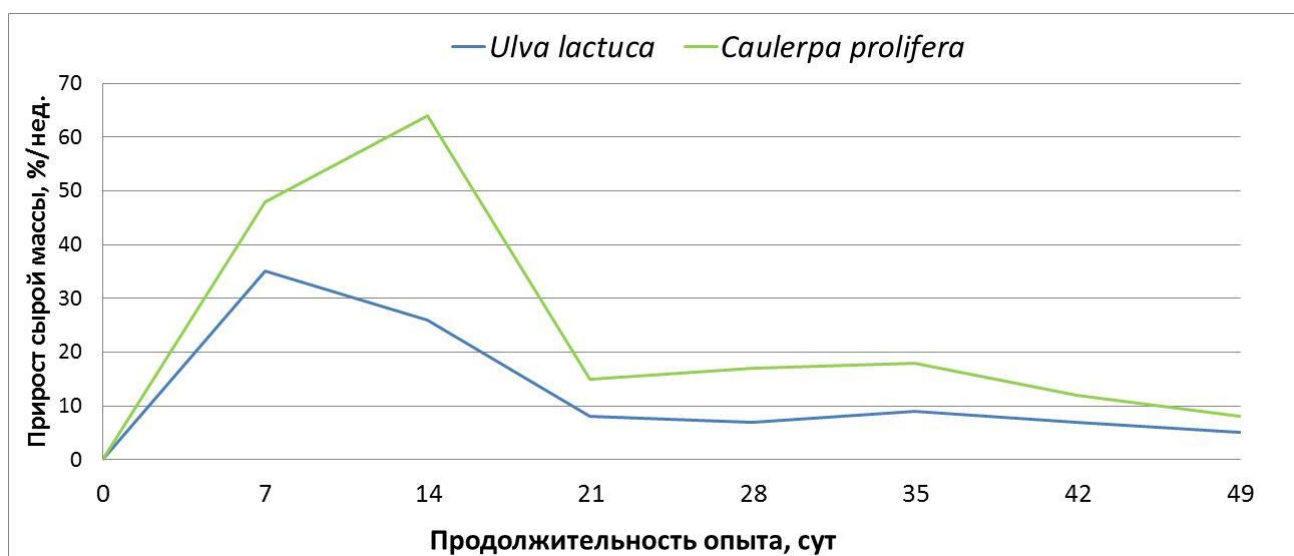


Рис. 14. Динамика сырой массы водорослей в орошаемом альгофилтре

Caulerpa prolifera за первые две недели опыта увеличила свою сырую массу более чем в двое – с 73 до 168,8 г, что составило в среднем 5,98 г прироста в сутки, относительный среднесуточный прирост - 7,6% по сырой массе. В дальнейшем скорость роста каулерпы значительно снизилась. Это можно объяснить тем, что принцип орошаемого альгофилтра не соответствует природным условиям обитания каулерпы. По сравнению с ульвой она обитает дальше от берега и её листовые пластинки не

приспособлены к развитию на открытом воздухе в приливно-отливной полосе моря. Чтобы приблизить условия содержания каулерпы к естественным, уровень воды в лотках был повышен до 2-3 см, однако в этом случае, из-за несбалансированного освещения, поверхность листовых пластинок активно начали заселять одноклеточные зелёные водоросли и цианобактерии, тормозящие рост культивируемой водоросли.

Однако в целом *Caulerpa prolifera* оказалась более приспособленной к искусственным условиям содержания в составе альгофилтра, что и определило ее использование в последующих опытах.

Единственным положительным моментом применения орошаемой конструкции альгофилтра явилось полное отсутствие обрастания водорослей цианобактериями. По этой причине подобную конструкцию можно рекомендовать для хранения определённого количества живой биомассы водорослей с минимальными затратами воды при минимизации опасности ее засорения цианобактериями и нежелательными одноклеточными водорослями, однако сколько-нибудь значительных успехов в её выращивание достичь не удалось и, как видно из таблицы 13, масса ульвы на протяжении эксперимента менялась незначительно (C_v от 6,8 до 11,5).

Таблица 13. Прирост сырой массы при выращивании водорослей *Ulva lactuca* и *Caulerpa prolifera* в системе орошаемого водорослевого филтра

Вид водоросли	Масса, г			Коэффициент вариации по массе, %	Еженедельный прирост массы, %, $M \pm m$
	$M \pm m$	Min	Max		
<i>Ulva lactuca</i>	$186,3 \pm 7,12$	154,7	203,2	8,9	$13,8 \pm 0,6^*$
<i>Caulerpa prolifera</i>	$160,8 \pm 25,84$	73	232,5	39,4	$26 \pm 2,1^*$

* Различия достоверны на 95%

3.2.3. Выращивание водоросли *Caulerpa prolifera* в барабанной конструкции альгофилтра

В качестве объекта исследования была выбрана распространенная тропическая водоросль *Caulerpa prolifera*. Сам элемент альгофилтра представлял собой два барабана № 1 и № 2 из инертной пластиковой сетки. Их характеристики представлены в таблице 14.

Таблица 14. Характеристики барабанов альгофилтра

Показатели	Барабан 1	Барабан 2
Длина, см	49	27
Радиус, см	11	8
Скорость вращения барабана, об/мин	4	6
Площадь поверхности, см ²	3384,92	1356
Общая площадь, см ²	4740,92	

Вращение барабанов осуществляется за счет потока воды, создаваемого двумя насосами по касательной к боковой стороне. При этом барабан 1 оснащен специальными гидродинамическими ребрами, что позволило облегчить его вращение и сделать его крупнее, увеличив площадь поверхности (рис. 15). Скорость вращения барабана № 1 - 4 об./мин., № 2 - 6 об./мин., что соответствует имеющимся в литературе рекомендациям [Darren, 1998; Janssen, 2002].

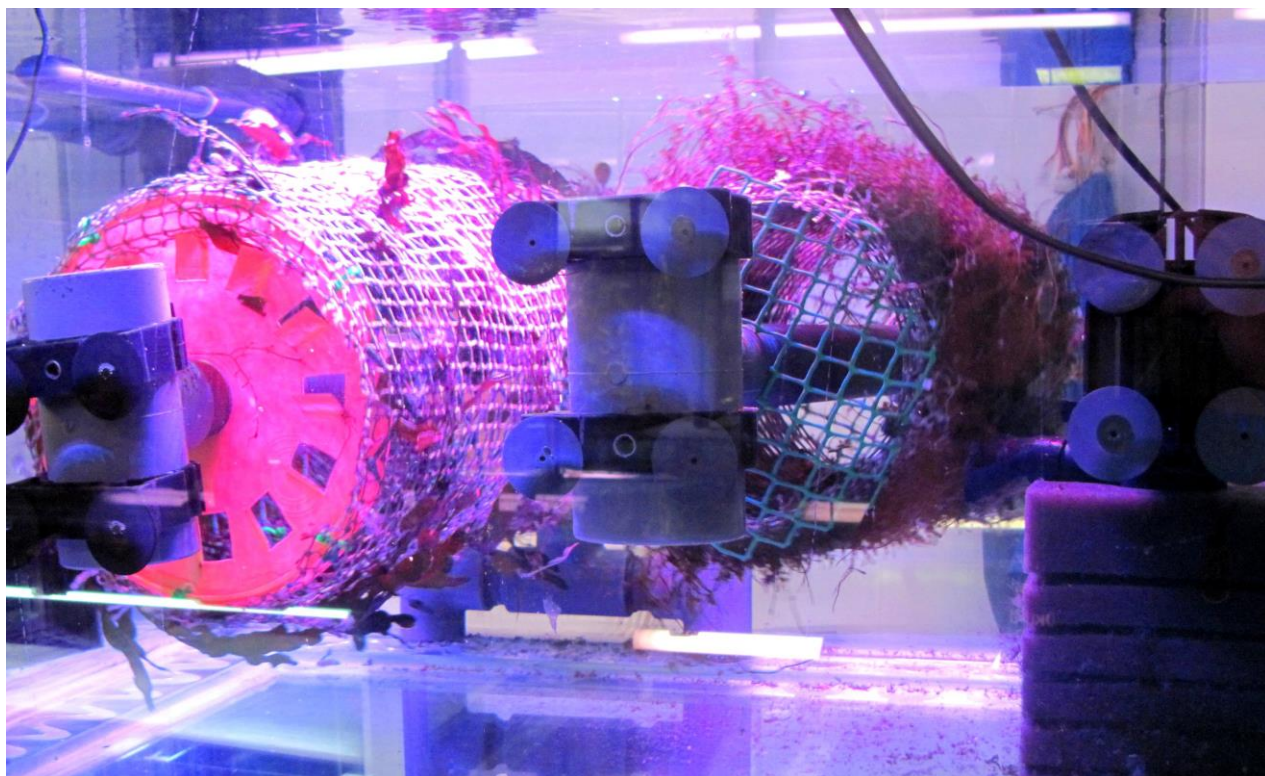


Рис. 15. Вращающиеся барабаны альгофилтра с каулерпой

Освещение обеспечивалось разработанным нами светодиодным светильником определенного спектра (см. раздел 3.5.).

Результаты эксплуатации циркуляционной системы с альгофильтром показывают, что на протяжении всех 30 суток в ней удавалось поддерживать стабильный кислородный режим на уровне 7-8 мг/л (90-100 % насыщения).

Кислородный режим контрольного аквариума в циркуляционной системе без очистки воды оказался закономерно хуже и колебался в пределах 4,8-5,1 мг/л (58-62% насыщения) с четкой тенденцией постепенного снижения концентрации растворенного кислорода, причем положительный эффект от применения водорослевой очистки особенно хорошо заметен при увеличении нормы кормления (рис. 16). Таким образом, каулерпа успешно выполняла функцию насыщения воды кислородом с интенсивностью 9,6 мг на 100 г сырой массы в час.

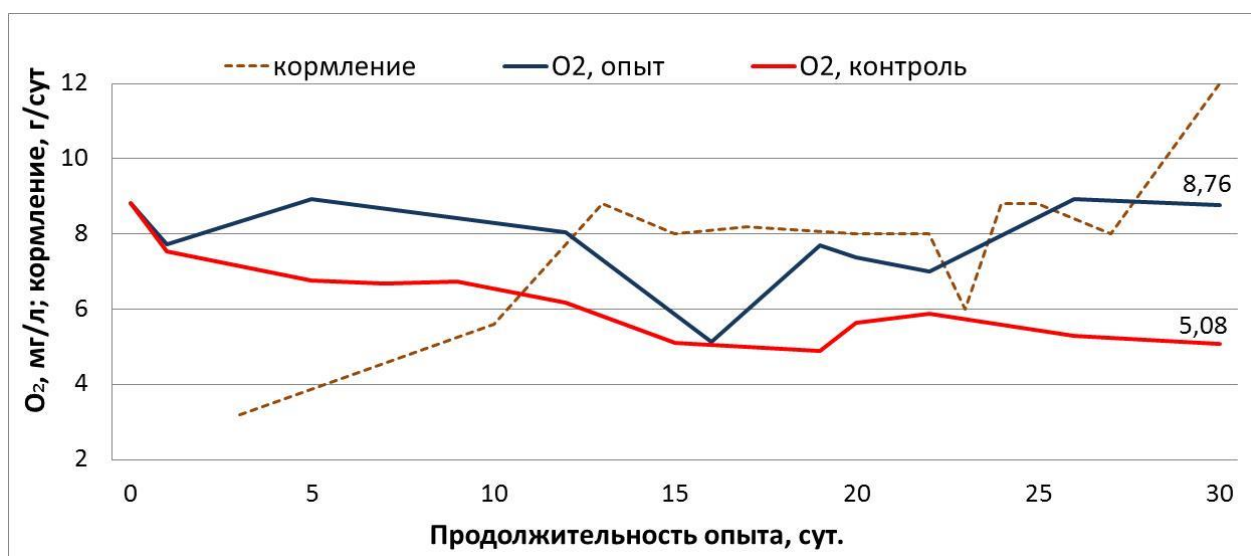


Рис. 16. Кислородный режим в системе с альгофильтром (опыт) и без него (контроль) в сочетании с режимом кормления рыб (по содержанию кислорода различие достоверно на 99%)

Наличие водорослевого фильтра в опытном аквариуме позволило на протяжении всего эксперимента поддерживать величину рН на оптимальном уровне 8,1-8,5. В контроле показатель рН предсказуемо сразу начал снижение от исходного уровня с 8,1 до 7,2 к концу эксперимента. Подмена 15% объема воды на 20 сутки опыта лишь ненадолго замедлила этот процесс (рис. 17).

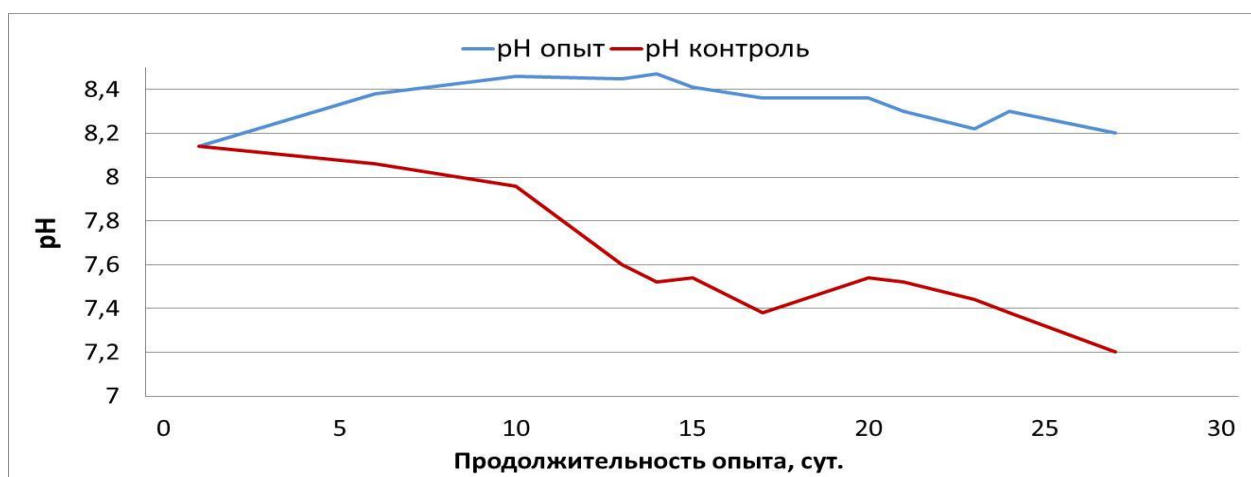


Рис. 17. Динамика показателя рН в системе с альгофильтром (опыт) и без него (контроль) (различие достоверно на 99,9%)

Всего за все время эксперимента в оба аквариума было скормлено по 45,7 г мидий и такое же количество креветок, что в пересчете соответствует 5,26 г белка по мидии и 9,36 г белка по креветке. Таким образом, за время эксперимента в каждую систему поступило 14,62 г белка. Так как система с водорослевым фильтром работала стабильно, удерживая концентрацию азотистых веществ на минимальном уровне, можно сделать вывод о способности водоросли *C. prolifera* к поглощению, как минимум, азота от этого количества органики. Несмотря на то, что в обоих аквариумах показатель окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) колебался в пределах от 236 до 280 мВ, в опытном аквариуме он постепенно повышался на 15-20 мВ, тогда как в контрольном, наоборот, снижался на те же 15-20 мВ, что говорит о снижении органического загрязнения в опыте и нарастании его в контроле.

Концентрация аммонийного и нитритного азота в опытном аквариуме с фитофильтром после начала кормления рыб была минимизирована водорослями в течение 3-4 дней. При этом уровень аммония в контрольном аквариуме на протяжении всего эксперимента не опускался ниже 0,3 мг/л, а концентрация нитритов – ниже 0,25 мг/л, несмотря на то, что в нем была произведена подмена 15% (56 л) воды (рис. 17).

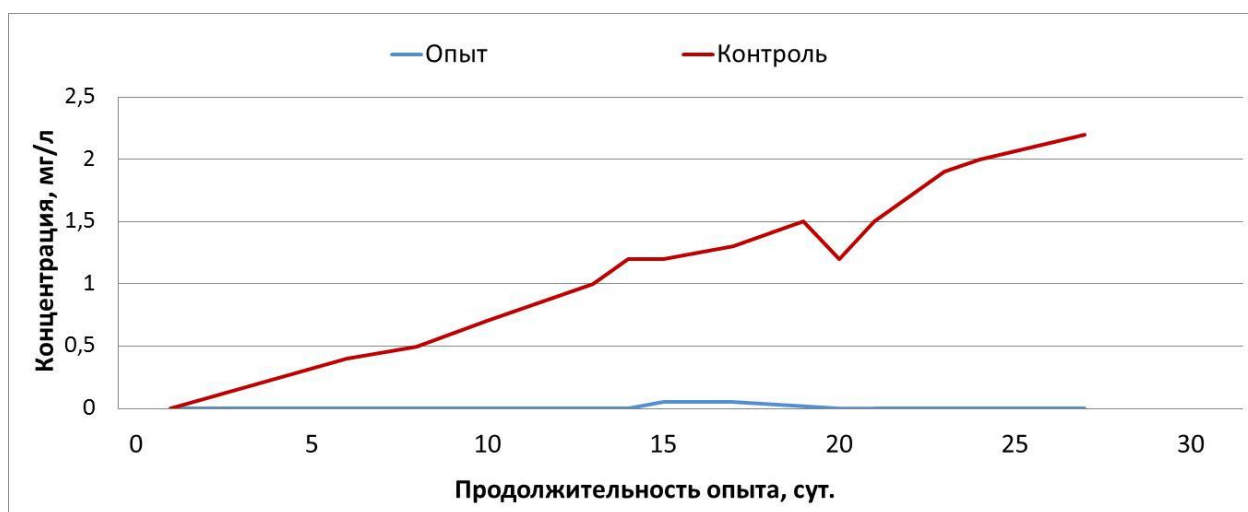


Рис. 18. Динамика аммонийного азота в системе с альгофильтром (опыт) и без него (контроль) (различие достоверно на 99,9%)

К концу эксперимента концентрация аммонийного азота достигла 2,2 мг/л. Таким образом, поглощающая способность водоросли *C. prolifera* в опытном аквариуме составила 818,4 мг аммонийных соединений за 30 дней эксперимента, или 147,4 мг на 100 г биомассы водоросли, или 367,7 мг аммонийных соединений на 100 г ее прироста.

Что касается продуктов нитрификации – нитритов и нитратов, то в воде опытного аквариума они не обнаруживались, что, видимо, связано с тем, что весь аммонийный азот после экскреции рыбой потреблялся водорослями. Была проведена оценка влияния включения водорослевого фильтра в систему очистки морской УЗВ совместно с аэробным нитрифицирующим фильтром. С этой целью в двух опытных системах имелось специальное отделение, где культивировалась водоросль, участвующая в процессе водоочистки. При этом оценивали два способа ее выращивания: обычный, без закрепления водоросли на каком-либо субстрате (рис. 19), и выращивание на барабанной конструкции (рис. 20). В процессе выполнения двух экспериментов (исследование работы водорослевого фильтра самостоятельно и совместно с нитрифицирующим фильтром) важной задачей являлось поддержание в двух опытных системах одинаковой массы водорослей. Для этой цели проводилась ее еженедельная «обрезка». При этом «барабанная» система требовала этого более чем в два раза чаще по сравнению с аналогичной по производительности водорослевой системой без барабана. Это обусловлено тем, что скорость роста водорослей в барабанном альгофилтре достоверно выше по сравнению с традиционным выращиванием, что приводило к затруднению или прекращению вращения барабана.



Рис. 19. Способ выращивания водоросли без «барабана»



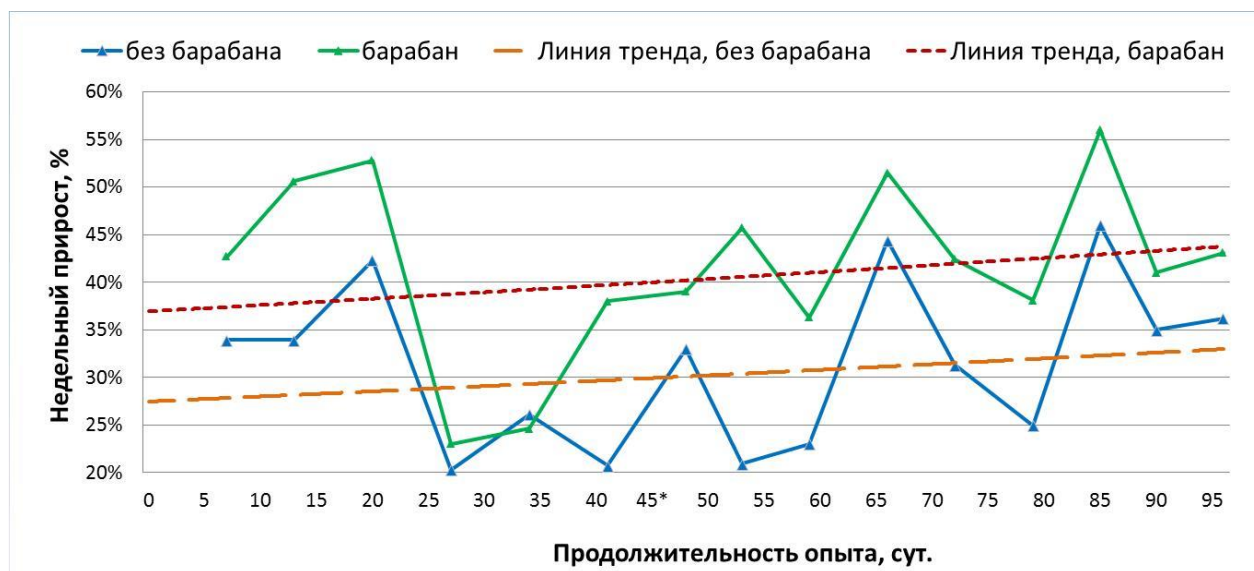
Рис. 20. Способ выращивания водоросли на «барабане»

Таким образом, скорость недельного прироста биомассы двух опытных групп водорослей была близкой и составляла в разные периоды от 20 до 50%. Средняя растительная масса двух групп водорослей на протяжении всего эксперимента была близка – 615 г (система с барабаном) и 586 г (система без барабана), различие недостоверно. Линии трендов, отражающие усреднённое значение биомассы водорослей в двух системах, практически совпадают, что говорит о достигнутой равномерности по этому показателю. При этом налицо постепенное увеличение массы растительных сообществ – во время эксперимента без нитрифицирующего фильтра средняя масса водорослей барабанной системы составляла 560 г, а системы без барабана – 590 г., тогда как среднее значение этого показателя при использовании нитрифицирующего фильтра составило 660 г в барабанной системе и 617 г. в системе без барабана.

Как правило, раз в неделю, после бонтировки, водоросль на водорослевом барабане обрезали, так как избыток каулерпы затруднял его

вращение. Отмечено, что водоросли активно растут не только на внешней, но и на внутренней поверхности барабана.

Еженедельные бонтировки каулерпы двух опытных альгофильтров (с барабаном и без барабана) показали более высокие показатели роста с использованием нитрификации по сравнению с выращиванием без нитрифицирующего фильтра, причем выращивание на системе с барабаном дало большее преимущество. Так, средний прирост за неделю при обычном выращивании каулерпы составлял 28,9% без нитрифицирующего фильтра и 34,4% с нитрифицирующим фильтром, в то время как выращивание каулерпы на барабанной системе продемонстрировало 39,6% прироста без нитрификаторов и 44,1% с нитрифицирующим фильтром в системе (коэффициент вариации во всех случаях менее 30, достоверность различий 95%). Наиболее наглядно более высокая эффективность барабанной системы по сравнению с обычным, неприкрепленным способом выращивания отражена линиями тренда на графике динамики недельного прироста (рис. 21).



*- включение в систему водоочистки нитрифицирующего биофильтра (45 день эксперимента)

Рис. 21. Динамика недельного относительного прироста водоросли *Caulerpa prolifera*, выращенной в барабанном альгофилтре и без него

В результате проведенных экспериментов установлены ориентировочные количества удельного потребления каулерпой аммонийного азота и выделяемого кислорода в единицу времени на единицу сырой массы. Показана способность водоросли поддерживать нормальное значение pH. Полученные данные отражают перспективность использования предложенной конструкции фитофильтра и послужили отправной точкой для разработки рекомендаций по оптимизации системы очистки оборотной воды в ТРЦ «РИО» на основе применения морских водорослей.

3.3. Выбор источника освещения



Рис. 22. *Caulerpa prolifera*



Рис. 23. Обрастания *Cyanobacteria* sp.

Основными характеристиками светотехнических приборов, оказывающих значительное влияние на жизнедеятельность водорослей, а значит и на эффективность их использования в альгофильтрах, являются спектральный состав излучаемого света, определяемый длиной волны излучения, интенсивность освещения и его продолжительность в течение суток. Традиционные источники света, используемые для освещения производственных помещений, не отвечают требованиям по спектральному составу света, необходимого для растений. При выращивании растений и водорослей в водной среде это становится особенно актуальным, поскольку в этом случае происходит интенсивное развитие нежелательных в бассейновых и аквариумных водных системах сине-зелёных водорослей, или цианобактерий (*Cyanobacteria*) (рис. 21). В отличие от культивируемых

зеленых водорослей (рис. 22), они имеют особый вид пигментов – фикоблисомы, воспринимающие желто-оранжевый свет (длина волны 600-650 нм), поэтому свет дневного спектра дает им преимущество перед зелёными водорослями. В этой связи перед нами возникла задача установить характеристики освещения, наиболее подходящие виду водоросли *Caulerpa prolifera* в системе очистки морской воды, а также установить характеристики освещения, удовлетворяющие потребностям культивируемой водоросли, минимизирующие при этом рост нежелательных цианобактерий (*Cyanobacteria sp.*).

Из выращенных в условиях альгофильтра образцов водоросли была получена спиртовая вытяжка пигментов, которую затем исследовали на спектрофотометре ПЭ-5400. Аналогичным образом (только без измельчения) была подготовлена вытяжка пигментов цианобактерий. На рисунке 24 представлены полученные в ходе эксперимента зависимости коэффициента поглощения света (выраженного в процентах от максимального значения на спектрофотометре) от длины волны излучения.

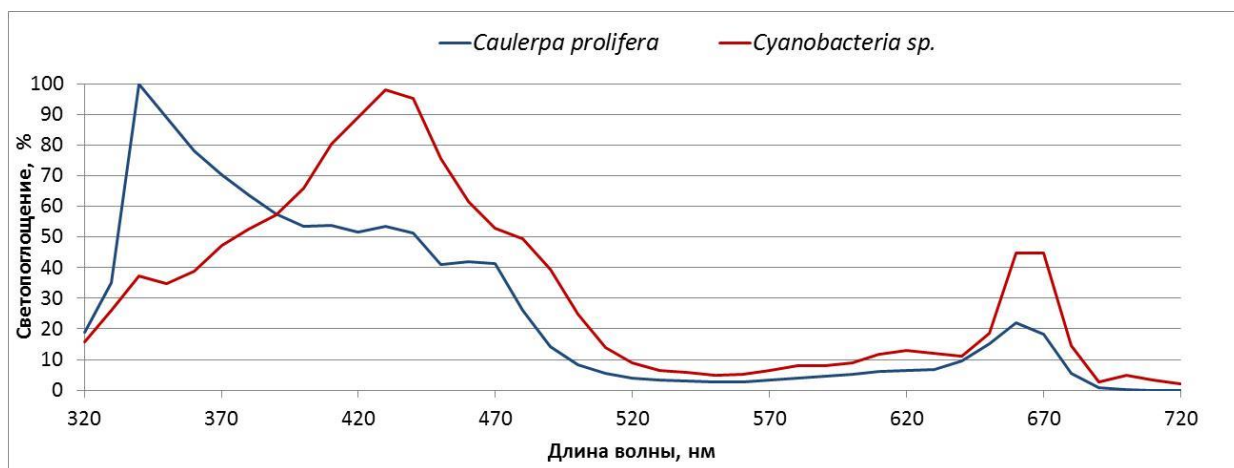


Рис. 24. Зависимость коэффициента поглощения света исследуемыми фотосинтетиками от длины волны излучения

Приведенный спектр поглощения, обозначенный синим цветом, отражает идеальный спектр источника излучения для роста водоросли *Caulerpa prolifera*, обозначенный красным цветом – идеальный спектр

источника излучения для роста нежелательных цианобактерий. Как видно из графика, оба фотосинтетика имеют два пика поглощения: у каулерпы это 340 и 660 нм, а у цианобактерий - 430 и те же 660 нм. При этом в обоих случаях эффективность поглощения света синего спектра выше почти в 2 раза по сравнению с красным.

Приведенные данные демонстрируют поглощение света всеми типами пигментов. В ранних источниках сообщается, что, хотя свет поглощают все пигменты, в фотосинтезе участвуют лишь хлорофилл А и у бактерий бактериохлорофилл [Гюнтер и др., 1982], а добавочные пигменты (хлорофилл Б, каротиноиды и др.) лишь передают поглощенную энергию активным пигментам. Более современные данные [Janssen, 2002] указывают на то, что в процессе фотосинтеза задействованы все типы пигментов. По этой причине мы не определяли спектры поглощения конкретных пигментов отдельно.

Интересно отметить, что при некоторой вариабельности значения поглощения по пяти пробам (коэффициент вариации не превышал 25%), пики поглощения каждого вида приходили строго на одно значение длины волны (+/- 10нм).

Сопоставляя аналогичные данные по нежелательным цианобактериям, мы выделили ту часть спектра, которая благоприятна для культивируемой водоросли, и в то же время не способствует росту цианобактерий.

Подставляя в приведенную на с. 78 формулу данные из полученного выше графика (рис. 21):

$$H = (100 - A(\text{Cyanobacteria})) \times A(\text{Caulerpa}) / 100, \text{ где:}$$

$A(\text{Cyanobacteria})$ – коэффициент поглощения цианобактерий (%);

$A(\text{Caulerpa})$ – коэффициент поглощения каулерпы (%);

H – коэффициент, отражающий длины волн, поглощаемые водорослью *Caulerpa prolifera* с учетом спектра поглощения цианобактерий (%);

можно определить оптимальные длины волн источника освещения альгофильтра (рис. 25).

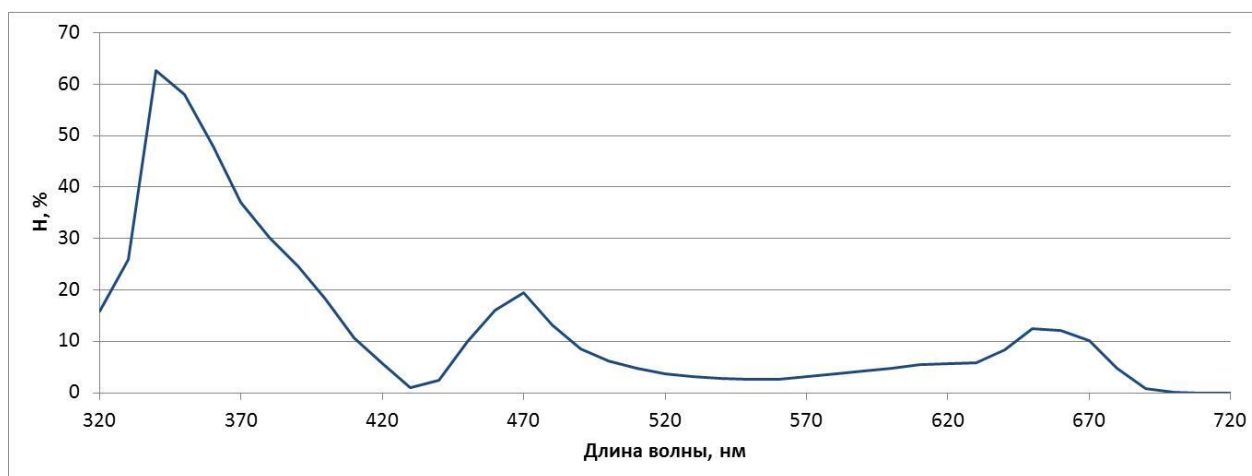


Рис. 25. Спектр поглощения *Caulerpa prolifera* с учетом спектра поглощения *Cyanobacteria sp.*

Данный график показывает, что для эффективного освещения водоросли *Caulerpa prolifera* необходим свет с длинами волн 340, 470 и 660 нм. Применив коэффициент H , мы рассчитали необходимое соотношение светодиодов (табл. 15).

Таблица 15. Необходимое соотношение светодиодов в системе освещения

Показатель	Длина волны, нм		
	340	470	660
Коэффициент эффективности поглощения света H , %	65	20	15
Соотношение	4,0	1,3	1,0

Таким образом, для освещения водорослевого фильтра с макроводорослью *Caulerpa prolifera* в идеале рекомендуется источник освещения с тремя пиками излучения: 340 нм, 470 нм и 660 нм в соотношении 4,0 : 1,3 : 1,0. Однако использование диодов ультрафиолетового диапазона (340 нм), причем в количестве, превышающем красные и синие вместе взятые (табл. 1), оказалось по ряду причин проблематично, в связи с

чем мы ограничились применением конструкции, включающей 21 красный диод (660 нм) мощностью 3 Вт каждый и 21 синий диод (470 нм) мощностью по 3 Вт (соотношение близкое к расчетному). Интенсивность фотосинтеза оценивалась по скорости роста в воде содержания кислорода [Синицина и др., 2008; Janssen et al., 2002].

Обобщенные данные по результатам содержания двух групп водорослей, освещаемых экспериментальным светильником (опыт) и типовым диодным светильником, спектр которого приближен к солнечному (контроль), представлены в таблице 16.

Таблица 16. Скорость выделения кислорода в зависимости от типа светильника, мг/л в час ($n = 30$)

Тип светильника	Результаты исследований			C _v , %
	M ± m	Min	Max	
Нagen, дневной свет (контроль)	1,25 ± 0,13	0,69	1,51	24,7
Экспериментальный светильник (470 нм+660 нм) (опыт)	1,71 ± 0,15*	1,19	2,19	21,3

* различия достоверны при уровне надёжности 95%

Исходя из того, что объём воды в каждой емкости составлял по 20 л, а масса водорослей по 160 г, интенсивность выделения кислорода на 1 г биомассы водоросли в зависимости от используемого источника освещения составила 0,214 мг/час при использовании опытного освещения и 0,156 мг/час - при использовании стандартного освещения солнечного спектра. Таким образом, скорость выделения кислорода при использовании экспериментального источника освещения оказалась в 1,4 раза, или на 37 %, достоверно выше по сравнению с контролем при использовании освещения дневного спектра.

Обеспечивая интенсивную жизнедеятельность макроводоросли *Caulerpa prolifera* в условиях морских водорослевых фильтров, источник

освещения с предложенным нами спектром оказывал угнетающее действие на развитие нежелательных обрастаний системы циркуляции цианобактериями (рис. 26а), тогда как при обычном освещении (рис. 26б) отмечено интенсивное обрастание стенок ёмкости альгофильтра.

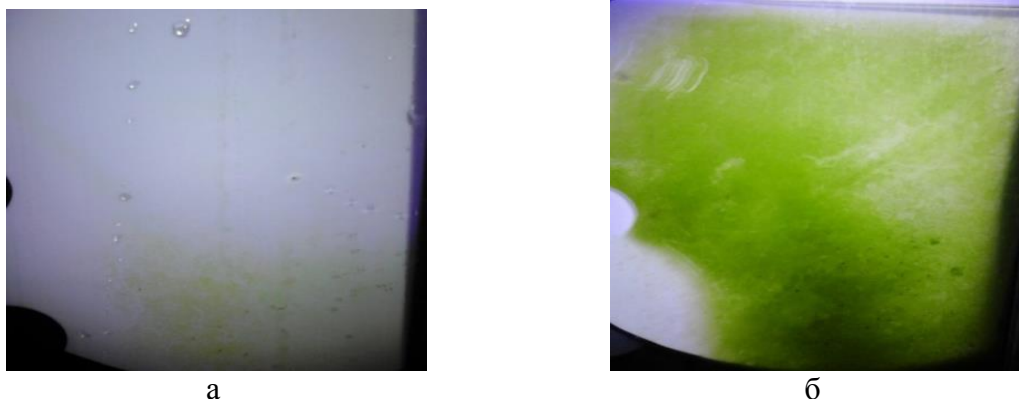


Рис. 26. Передняя стенка ёмкости альгофильтра с обрастанием микроводорослями и цианобактериями: а – при использовании разработанного светильника, б – при освещении лампой дневного света

После определения оптимального спектра освещения стояла задача установить его оптимальную интенсивность. Теоретической основой эксперимента стало явление так называемого «достаточного» фотосинтеза, заключающееся в том, что интенсивность этого процесса растёт при увеличении интенсивности освещения до определённого предела, называемого максимумом фотосинтеза. При дальнейшем увеличении интенсивности освещения роста интенсивности фотосинтеза не происходит.

При поочередном освещении каулерпы диодными светильниками с интенсивностью 3, 5, 9, 11, 15, 22 тыс. люкс интенсивность фотосинтеза контролировали по скорости выделения кислорода (рис. 27). При этом установлено, что при 3 тыс. люкс она составляла 1,65 мгО₂/л в час, а при 11 тыс. люкс достигла максимума – 2,91 мгО₂/л в час. Дальнейшее увеличение уровня освещенности не привело к росту скорости выделения кислорода (до 11 тыс. люкс различия достоверны, с 11 до 22 тыс. люкс различия не достоверны, при уровне достоверности 95%).



Рис. 27. Зависимость интенсивности выделения кислорода водорослью *Caulerpa prolifera* от интенсивности освещения

Таким образом, оптимальная интенсивность освещенности разработанного нами светодиодного светильника для водоросли *Caulerpa prolifera* составляет 11 тыс. люкс (рис. 27), что соответствует излучению 546 Вт/м² на расстоянии 5-10 см от поверхности воды и ее глубине 40 см, что значительно меньше естественной освещенности 1000 Вт/м² [Hanson, 1987].

Что касается продолжительности применения искусственного освещения альгофилтра в течение суток, то наиболее предпочтительно круглосуточное. Данная рекомендация достаточно закономерна, поскольку выключение света приводит к прекращению процессов фотосинтеза, соответствующего выделения кислорода и поглощения биогенных соединений. Ниже приводятся усредненные данные по результатам эксперимента в четырех повторностях.

За 15 часов отсутствия освещения содержание кислорода в системе циркуляции снижалось на 4,0 мг/л (рис. 26) с 7,8 до 3,8 мг/л, то есть, в пересчёте на общий объём, система, оборудованная альгофилтром, теряла в среднем 648 мг кислорода, или 43,2 мг в час.

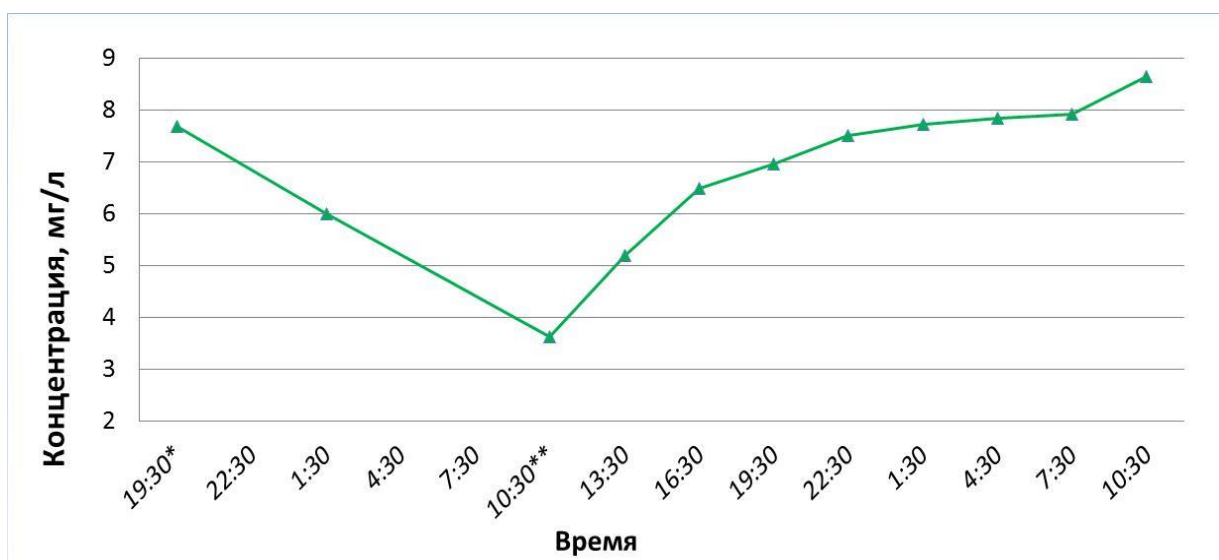


Рис. 28. Динамика содержания кислорода в зависимости от наличия или отсутствия освещения альгофилтра: *- время отключения освещения; **- время включения освещения

Из-за обогащения воды кислородом диффузионно через поверхность воды мы не можем сделать обоснованного вывода о количественном потреблении кислорода водорослью, однако то, что уровень насыщения в отсутствии световой фазы фотосинтеза упал более чем в два раза (рис. 28), говорит о необходимости тщательного контроля продолжительности темного периода суток и уровня кислорода в воде при режимах освещения, отличных от круглосуточных. Скорость выделения кислорода была максимальной сразу после включения освещения – 200 мг O_2 /кг сырой массы водоросли в час (рис. 29). Затем, в течение последующих 6 часов, скорость выделения кислорода постепенно снижалась, достигнув 70,4 мг O_2 /кг сырой массы водоросли в час. В дальнейшем этот показатель стабилизировался, хотя общая концентрация кислорода в воде продолжала расти. 100% уровень насыщения в условиях эксперимента (температура 28°C, солёность 30‰) соответствовал концентрации 6,8 мг O_2 /л [Стикни, 1986], и именно по достижении этого значения скорость выделения кислорода каулерпой стабилизировалась на уровне 90 мг O_2 /кг сырой массы водоросли в час.

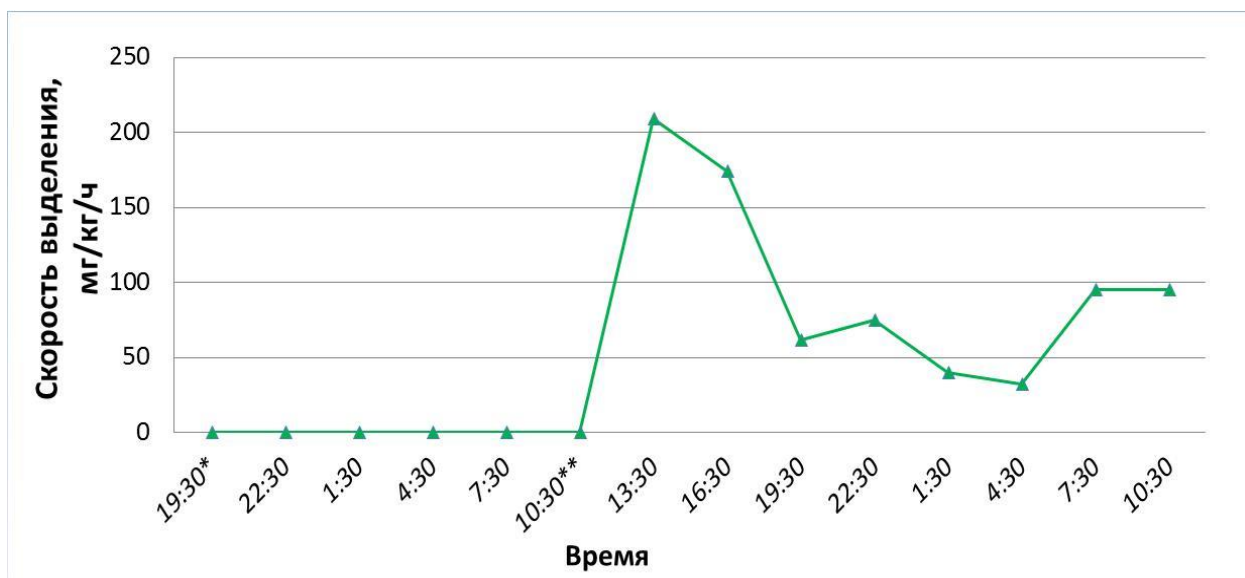


Рис. 29. Динамика скорости выделения кислорода в зависимости от наличия или отсутствия освещения альгофильтра: *- время отключения освещения; **- время включения освещения

Изменения показателя pH за время эксперимента менее значимы (рис. 30). За 15 часовой период отсутствия освещения его значение снижалось с 8,8 до 8,2 и находилось в пределах допустимых значений для морской воды. После включения освещения имел место постепенный рост показателя, однако за последующие 24 часа его уровень так и не вернулся к изначальному, который был до отключения освещения, что, видимо, связано с ростом содержания выделенного водорослями в темноте углекислого газа.

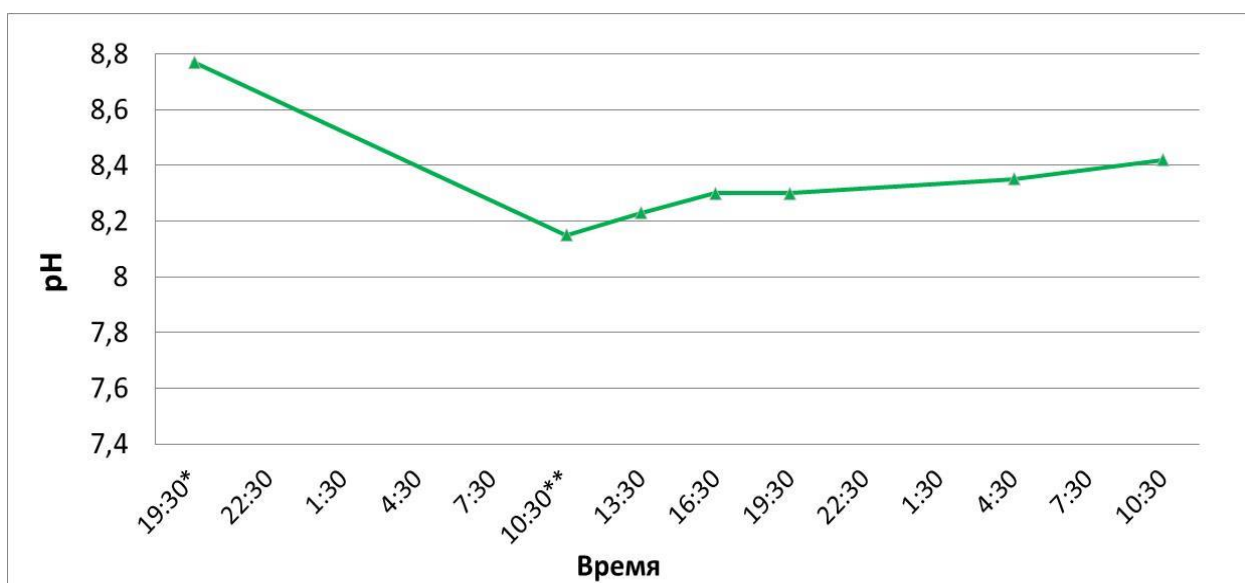


Рис. 30. Динамика pH в зависимости от наличия или отсутствия освещения альгофильтра: *- время отключения освещения; **- время включения освещения

Динамика данных по окислительно-восстановительному потенциалу (ОВП) неоднозначна (рис. 31). Так, если уровни кислорода и pH постепенно снижались на протяжении темного периода суток и начинали увеличиваться после включения освещения, уровень ОВП продолжал снижаться уже после включения освещения. Увеличение значения показателя происходило с запаздыванием на 3 часа после включения освещения, причем увеличение было резким, на 80 мВ в течение 3-х часов. Затем потенциал снова снизился и в дальнейшем постепенно увеличивался.

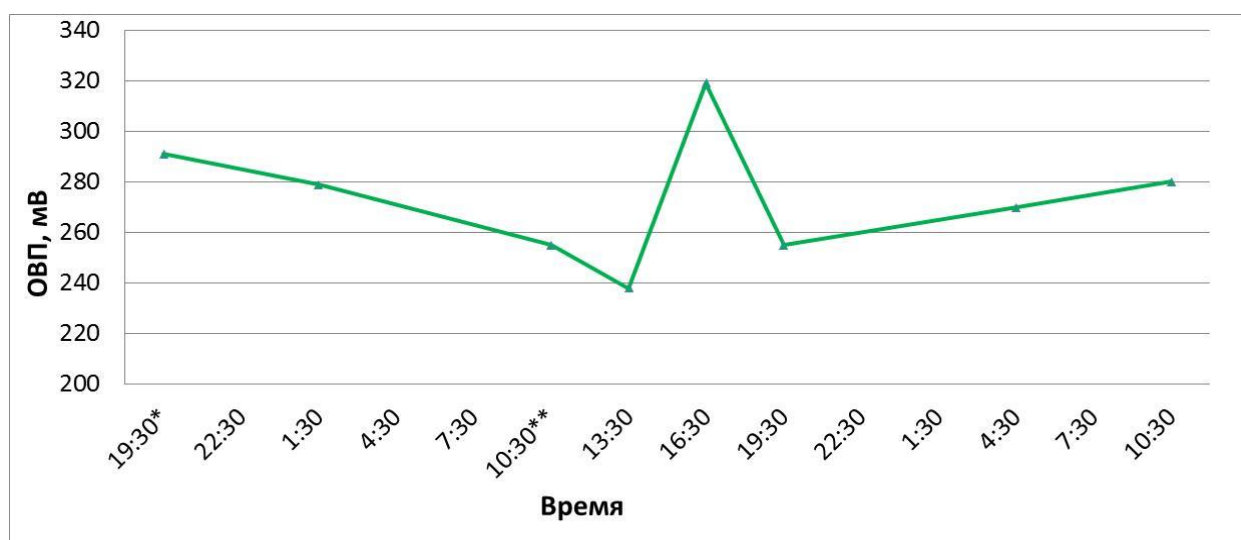


Рис. 31. Динамика окислительно-восстановительного потенциала в зависимости от наличия или отсутствия освещения альгофилтра: * - время отключения освещения; ** - время включения освещения

В целом, по всей видимости, мы не можем сделать окончательного вывода по динамике изменения ОВП на протяжении эксперимента. Дальнейшие исследования показали, что этот показатель крайне изменчив в принципе и пояснение принципов его динамики должно стать предметом отдельного исследования. Касательно снижения значения ОВП в темное время суток можно с большой долей вероятности утверждать, что связано это с прекращением светового процесса фотосинтеза как у исследуемых макроводорослей, так и у сопутствующих им микроводорослей.

3.4. Разработанная циркуляционная система и ее эксплуатация при различном составе оборудования

На основании проведённых исследований разработана экспериментальная замкнутая система с альгофильтром общим объёмом 162 л (рис. 32, 33).

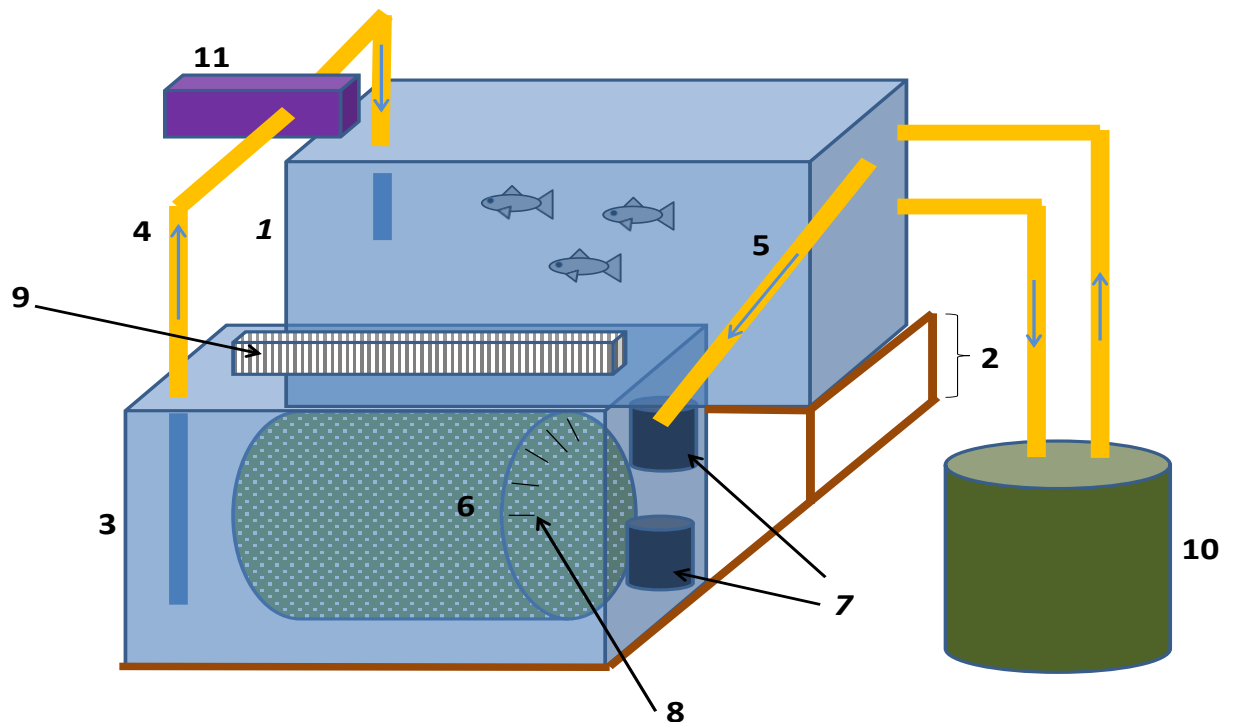


Рис. 32. Схема разработанной замкнутой системы

Водные животные (в нашем случае красная тиляпия) обитают в рыбноводной емкости (1) объемом 80 литров, которая расположена на несколько сантиметров выше (2) емкости альгофильтра (3) аналогичного объема. Насос перекачивает воду из емкости альгофильтра (3) в рыбноводную емкость (1) по водоподающему трубопроводу (4). Из рыбноводной емкости (1), благодаря перепаду высот, вода самотеком поступает обратно в емкость альгофильтра (3) по возвратному трубопроводу (5). Большую часть объема емкости альгофильтра (3) занимает вращающийся сетчатый барабан (6) длиной 49 см, диаметром 22 см, что создаёт полезную посадочную площадь для водоросли равную 3385 см^2 . Скорость вращения барабана 5-9 об./мин. В

опытной системе на нем размещена макроводоросль каулерпа (*Caulerpa prolifera*), в контрольной системе аналогичный барабан пуст, однако параметры вращения и освещения у него те же. Между краями барабана, поверхностью воды и стенками сосуда остаётся достаточно места для роста водоросли. Вращение барабана осуществляется за счет двух противоположно направленных помп (7), направляющих потоки воды на гидродинамические лопасти (8). Круглосуточное освещение поверхности барабанного альгофилтра обеспечивает светодиодный светильник (9) с предложенными нами характеристиками (раздел 3.2.).

Дополнительным контуром системы является аэробный биологический фильтр-нитрификатор в виде герметичной ёмкости внешнего фильтра Eheim (10). Наполнитель – 1000 г пластмассовой биозагрузки (цилиндры с удельной площадью поверхности $990 \text{ см}^2/\text{м}^3$), проточность около 12 л/мин. Механическая очистка осуществлялась слоем синтепона, установленным внутри фильтра, по мере загрязнения заменяемого новым. На определенном этапе в системы был установлен УФ стерилизатор (11) на контуре подающего трубопровода (4). В рыбоводных емкостях, с помощью съёмных непрозрачных пластин, поддерживался 10-часовой световой день.

Разработанная система подверглась опытной эксплуатации при различном составе технологического оборудования. В первом варианте система эксплуатировалась с альгофилтром и механической очисткой воды (контролем служила аналогичная система без водорослей), во втором - использовали альгофилтр в сочетании с механической очисткой воды и нитрифицирующим фильтром (контролем служила аналогичная система без водорослей), в третьем варианте в системе использовали альгофилтр в сочетании с механической очисткой воды, нитрифицирующим фильтром и лампой ультрафиолетовой обработки воды (контролем служила аналогичная система без водорослей).

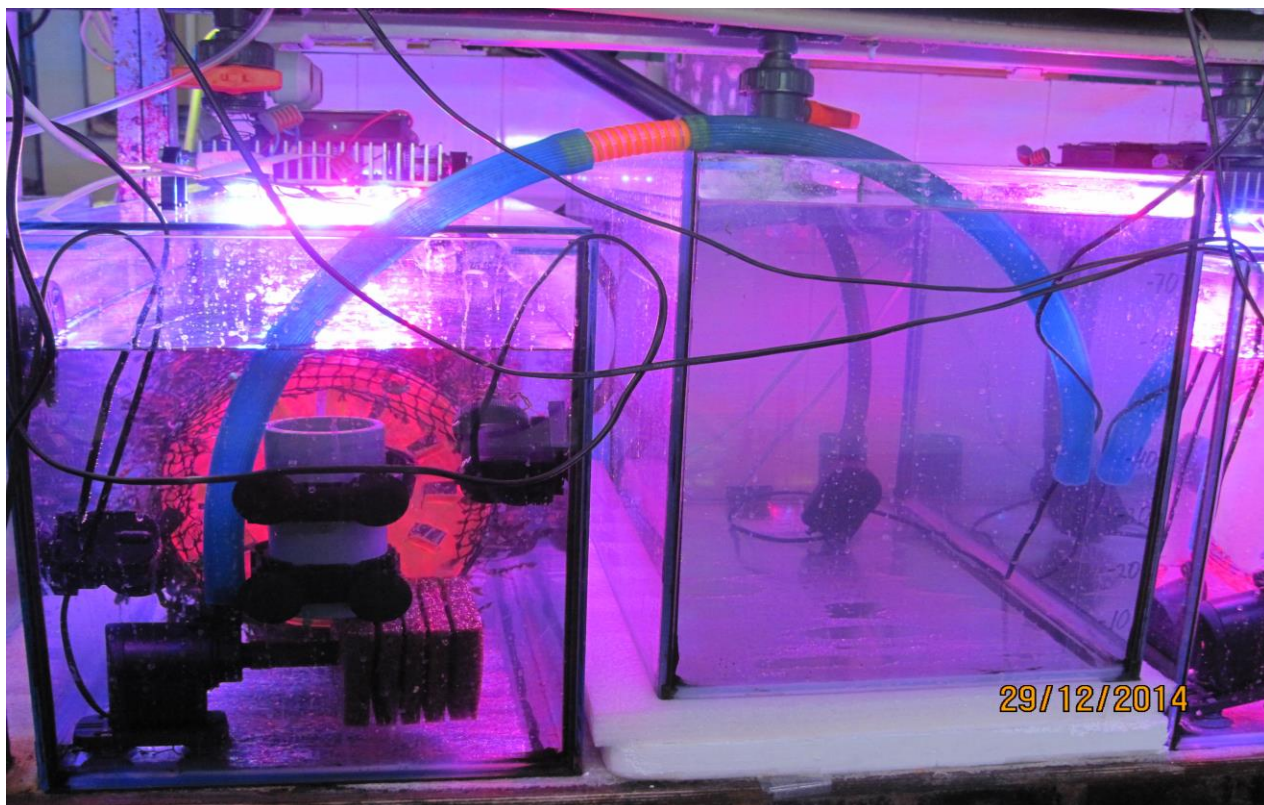


Рис. 33. Общий вид экспериментальной система с барабанным альгофильтром

В течение экспериментов осуществлялся контроль за показателями: pH, температуры, солёности воды, концентрации растворенного кислорода, аммонийного азота, нитритов, нитратов, фосфатов. Температура и солёность на протяжении всех экспериментов колебались незначительно. Средняя температура составила 28,02°C в опытной и 27,73°C в контрольной системах, средняя солёность соответственно - 31,03 и 31,21‰ (во всех случаях C_v менее 3%).

3.4.1. Работа замкнутой системы исключительно с альгофильтром

Начало эксперимента было обусловлено отключением от опытных систем контура нитрифицирующего биофильтра, то есть очистка воды в опытной системе обеспечивалась исключительно барабанным альгофильтром.

Обобщённые результаты гидрохимических исследований показали, что в опытной системе с водорослями уровни кислорода и значению pH были достоверно выше, чем в контрольной системе циркуляции, что говорит о положительном влиянии водорослевой очистки на значение данных показателей (табл. 17).

Таблица 17. Результаты гидрохимических исследований при эксплуатации системы с альгофильтром и без него

Показатели	Результаты исследований			
	Опыт		Контроль	
	M±m	C _v , %	M±m	C _v , %
Активная реакция среды, pH	8,19±0,09*	4,4	7,71±0,05	2,6
Растворенный кислород, мг/л	7,27±0,26*	14,6	5,80±0,39	27,4
ОВП, мВ	245,0±5,97	10,0	228,0±7,07	13,1
Аммонийный азот, мг/л	0,006±0,006***	-	0,130±0,055	-
Нитриты, мг/л	0,029±0,220*	-	0,338±0,064	-
Нитраты, мг/л	2,22±2,2**	-	33,30±10,1	-
Фосфаты, мг/л	0,024±0,013***	-	0,110±0,033	-

различия достоверны при: *уровне надежности 99,9%; ** уровне надежности 99%; ***уровне надежности 95%

Окислительно-восстановительный потенциал (ОВП) опытной системы в среднем был на 17 мВ выше, чем в контрольной, однако эти различия оказались недостоверны. Наблюдалась сильная положительная корреляция между уровнем кислорода и значением ОВП в опытной системе с водорослями (74%) и средняя положительная корреляция между значениями pH и ОВП (63,9%). Аналогичная корреляции показателей кислорода и ОВП в контрольной системе оказалась близка к опытной с водорослями – 71,7%, а зависимость ОВП от pH в контрольной системе оказалась даже выше – 72%.

Динамика исследуемых гидрохимических показателей в опытной и контрольной системах также имела свои особенности.

Концентрация кислорода (рис. 34) являлась наиболее изменчивой величиной среди всех других контролируемых параметров гидрохимии. Первые несколько дней, уровень насыщения воды кислородом утром (перед кормлением) в опытной группе всегда превышал 100%. Однако в связи с ростом рыбы и увеличением норм кормления постепенно этот показатель снижался. При этом к концу месяца эксперимента уровень кислорода в контроле падал до критического значения (1,78-2,5 мг/л), рыба переставала питаться и плавала по поверхности воды. В связи с этим приходилось включать аэратор (400 мл/мин. воздуха), чтобы нормализовать кислородный режим. Благодаря этому уровень кислорода за два дня был поднят до приемлемых 5,8 мг/л, после чего аэрацию отключили, и уровень кислорода снова сразу упал.

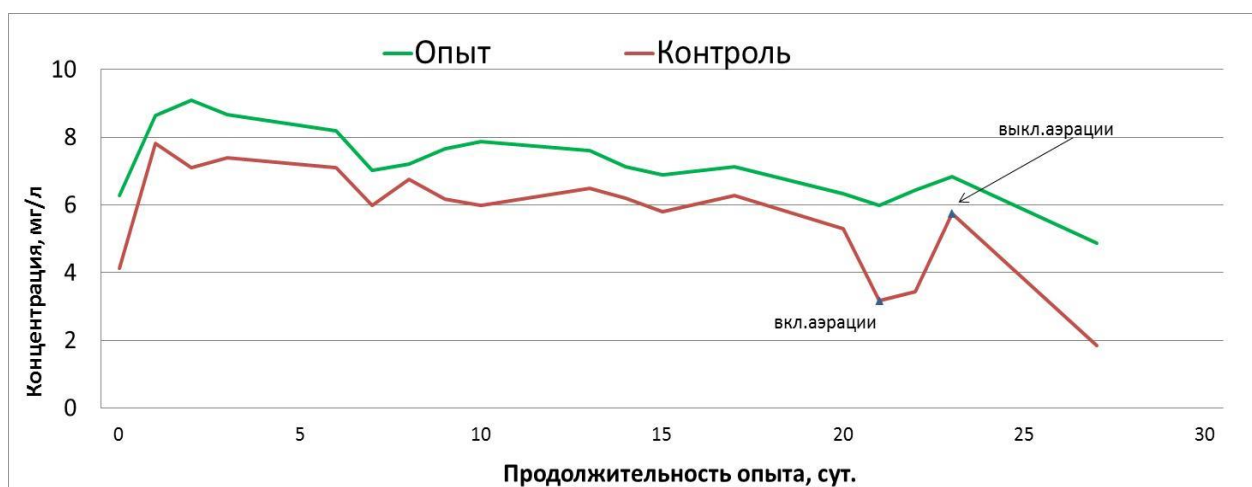


Рис. 34. Динамика уровня кислорода в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

В опытной системе с водорослями за весь период описываемого эксперимента к дополнительной аэрации прибегать не приходилось. Содержание кислорода хоть и снижалось, но на протяжении всего опыта находилось на приемлемом уровне. Таким образом, однозначно можно утверждать, что с точки зрения насыщения воды кислородом достоверно лучший результат продемонстрировала экспериментальная система с

альгофильтром, обеспечившая среднее его значение 7,27 мг/л. Средняя концентрация кислорода в системе контроля – 5,8 мг/л, и это при том, что на протяжении 5 дней в ней использовалась дополнительная аэрация.

Уровень pH воды для всех исследованных систем изначально был одинаков и составлял 7,7, однако в связи с постоянно включенным освещением и слабой рыбоводной нагрузкой значение этого показателя сразу стало расти и уже на следующий день достигло весьма различных величин (рис. 35). Через несколько дней, на которые пришёлся наибольший рост показателя, было достигнуто максимальное его значение (8,8) в опытной системе с альгофильтром и значительно меньшее значение (8,2) в системе контроля. На протяжении оставшихся дней эксперимента, по всей видимости, в связи с ростом массы тилапий и увеличивающимися нормами кормления pH в обеих системах постепенно снижался, причём значения в опытной системе всегда были достоверно выше (достоверность 99%), по сравнению с контрольной. Достигнутый в конце эксперимента уровень pH в пределах 7,4-7,6 являлся уже низким для морских систем, поэтому дальнейшее продолжение эксперимента было прекращено.

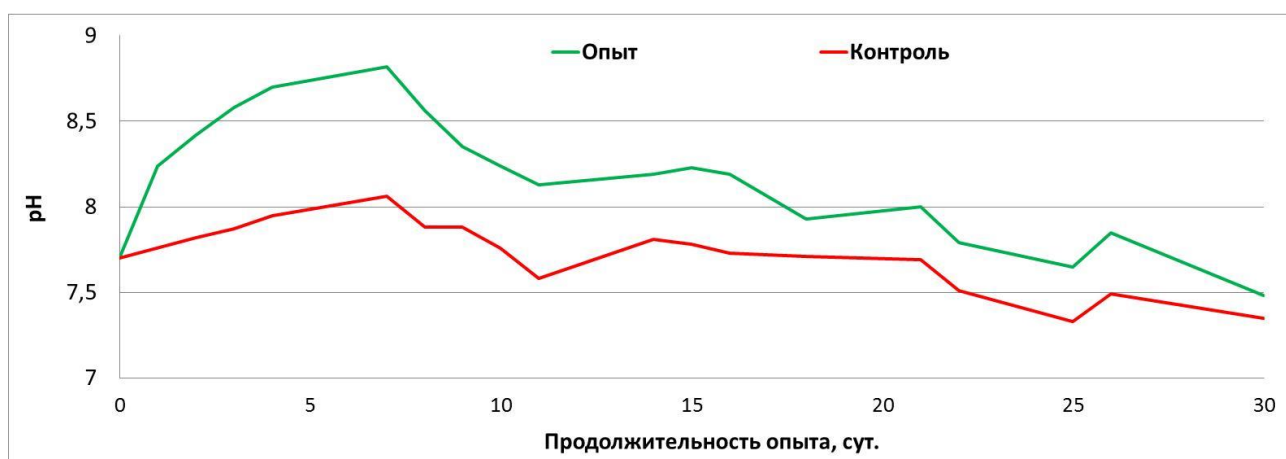


Рис. 35. Динамика величины pH в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

В целом за период эксперимента отмечена сильная положительная корреляция между уровнем кислорода и значением pH как в опытной (86,7%), так и в контрольной (75,4%) системах.

С величиной ихтиомассы и количеством вносимого корма связаны показатели воды по неорганическим азотным соединениям и фосфатам. Начиная с момента зарыбления и до начала активного внесения комбикормов, уровень аммонийного ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$) и нитритного (NO_2^-) азота оставался в опытной системе на минимальном уровне. В контрольной же системе зафиксирована крайне нестабильная картина. По аммонийному азоту отмечен скачок до 0,4 мг/л в начале опыта, постепенное снижение и новый рост концентрации до 0,4 мг/л к концу эксперимента (рис. 36). По нитритному азоту отмечен высокий уровень содержания еще до начала эксперимента с включенным биофильтром и резкий скачок сразу после отключения биофильтра с постепенным накоплением в дальнейшем до 0,6 мг/л (рис. 37).

Данные по нитратному азоту (NO_3^-) также показывают преимущество опытной системы, снабженной водорослевым фильтром, по сравнению с контрольной (рис. 38). Уровень нитратов в контрольной системе резко вырос вначале (до 25 мг/л), какое-то время был стабилен, после чего, на 20-е сутки опыта, резко пошёл вверх. Анализы воды опытной системы, вплоть до 27 дня эксперимента, не выявляли в воде нитратов. Некоторое их количество появилось в конце эксперимента и начало довольно быстро расти (до 20 мг/л), что, по-видимому, связано с заметно возросшей нагрузкой на систему. Кроме того, последняя обрезка водорослевого барабана оказалась несколько неудачной, и в системе осталось меньше растительной массы, чем обычно. Возможно, этот фактор негативно повлиял на стабильную работу системы, что и послужило началом накопления азотистых веществ в воде опытной системы.

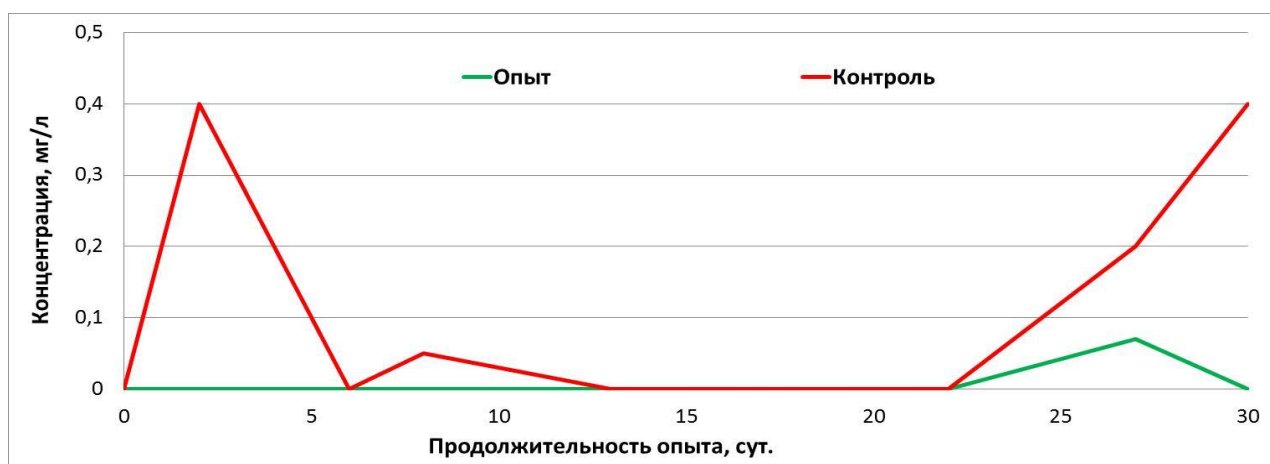


Рис. 36. Динамика концентрации аммонийного азота ($\text{NH}_3+\text{NH}_4^+$) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)



Рис. 37. Динамика концентрации нитритного азота (NO_2^-) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

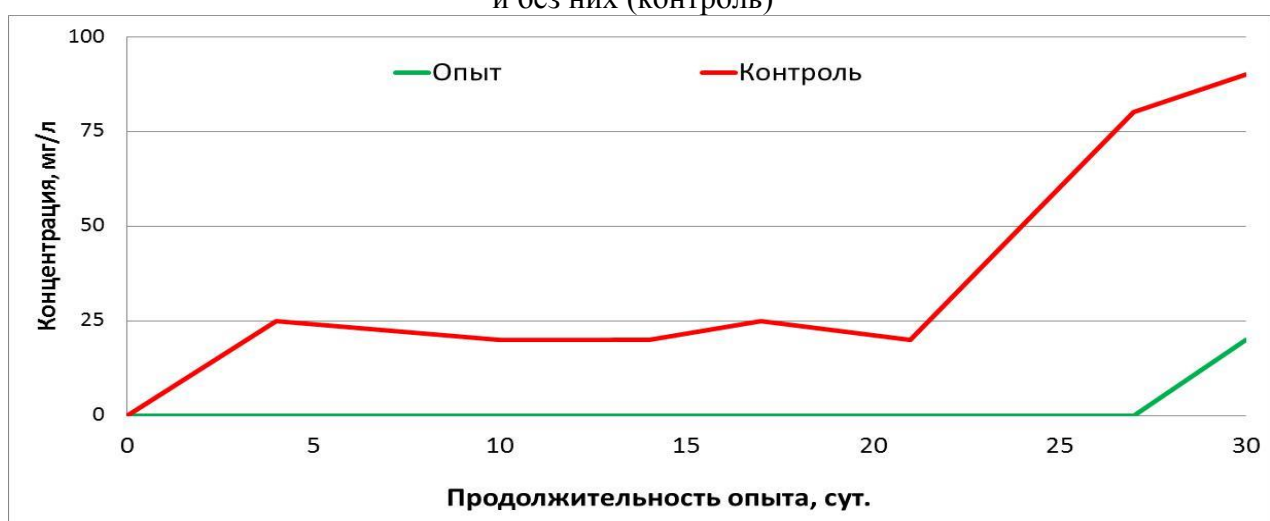


Рис. 38. Динамика концентрации нитратного азота (NO_3^-) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Увеличение концентрации фосфатов (PO_4^{3-}) происходило достаточно медленно как в опытной, так и в контрольной системах (рис. 39). Максимальное значение на конец эксперимента составило 0,25 мг/л в контроле и 0,1 мг/л в опыте с водорослями. Достоверно установлен положительный эффект, оказываемый водорослями в экспериментальной системе (достоверность 95%). И так же, как в случае с динамикой концентраций азотистых соединений, можно констатировать резкий рост содержания фосфатов как в опытной, так и в контрольной системах, начиная с перехода на кормление тилапий комбикормом. До этого момента молодь кормили смесью мидий, креветок и артемии.

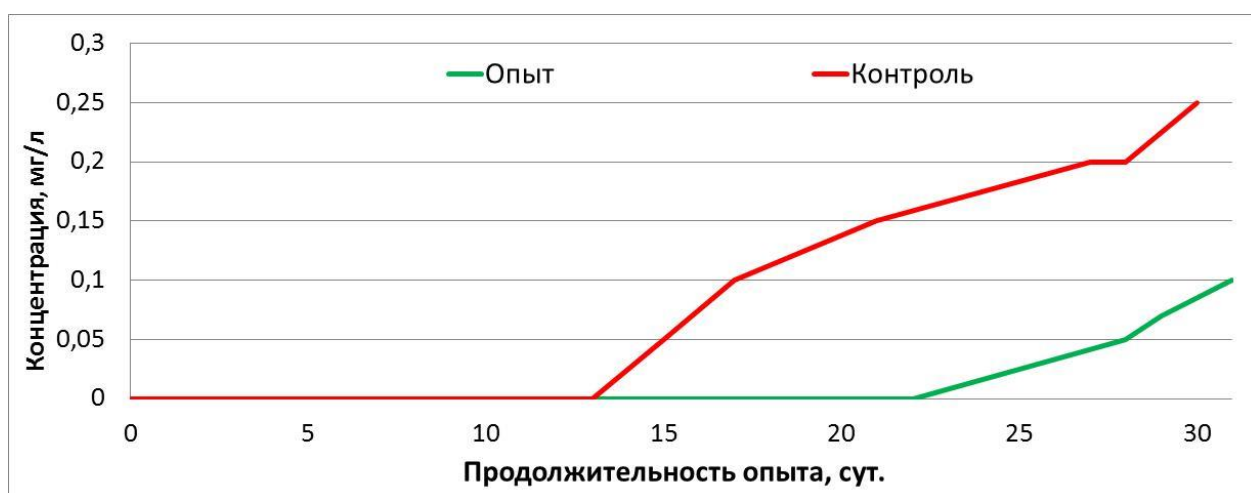


Рис. 39. Динамика концентрации фосфатов (PO_4^{3-}) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Показатели ихтиомассы

Общая масса рыб в начале эксперимента составляла 21-22 г на каждую систему ($0,15 \text{ кг/м}^3$ при средней массе особей 1,5 г), в конце эксперимента она достигла 114,5 г ($0,82 \text{ кг/м}^3$) в опытной системе с альгофильтром и 107,9 г ($0,77 \text{ кг/м}^3$) в контрольной системе. Количество особей в каждой системе составило 15 штук, выживаемость - 100%. Наиболее стабильные гидрохимические показатели опытная система демонстрировала при ихтиомассе менее 67 г ($0,47 \text{ кг/м}^3$) при средней массе особей 4,6 г.

Таким образом, можно рассчитать, что стабильная работа системы продолжалась при увеличении количества вносимого в систему протеина корма до 2,7 г в сутки при соотношении массы рыб к массе водорослей равное 1:8. При дальнейшем увеличении нормы кормления (более 2,7 г протеина в сутки) при этом же соотношении массы рыб к массе водорослей система теряла стабильность допустимого гидрохимического режима по основным изучаемым показателям.

3.4.2. Работа замкнутой системы с альгофильтром и нитрифицирующим фильтром

Следующим этапом исследования стала проверка работы системы в сочетании водорослевого фильтра с нитрифицирующим. При этом как к контрольной, так и к опытной системам были подключены канистровые нитрифицирующие биофильтры. Благодаря специальным микробиальным культурам (BioDigest, по одной ампуле в каждую систему), удалось минимизировать опасные последствия периода запуска биофильтров. Вся водорослевая биомасса, полученная в предшествующем эксперименте, была извлечена. В общей сложности, период запуска биофильтров составил 5 дней, после чего в опытную систему был установлен барабан с новой колонией водоросли и включено освещение обеих систем.

Обобщённые результаты гидрохимических исследований показали, что в опытной системе с водорослями уровни кислорода, значение pH и окислительно-восстановительный потенциал были достоверно выше, чем в контрольной системе циркуляции только с нитрифицирующим биофильтром, что говорит о положительном влиянии водорослевой очистки на значение данных показателей (табл. 18).

Динамика исследуемых гидрохимических показателей в опытной и контрольной системах также имела свои особенности.

Таблица 18. Результаты гидрохимических исследований при эксплуатации альгофилтра в сочетании с нитрификатором (опыт) и без альгофилтра (контроль)

Показатели	Результаты исследований			
	Опыт		Контроль	
	M±m	C _v , %	M±m	C _v , %
Активная реакция среды, pH	7,76±0,048*	2,6	7,36±0,025	1,4
Растворенный кислород, мг/л	5,90±0,18***	12,7	5,26±0,16	12,3
ОВП, мВ	249,0±8,7**	15,2	211,0±7,91	16,4
Аммонийный азот, мг/л	0	-	0	-
Нитриты, мг/л	0**	-	0,21±0,07	-
Нитраты, мг/л	67,0±2,3***	-	100,0±12,4	-
Фосфаты, мг/л	0,13±0,04**	-	0,72±0,2	-

различия достоверны при: *уровне надежности 99,9%; ** уровне надежности 99%; ***уровне надежности 95%

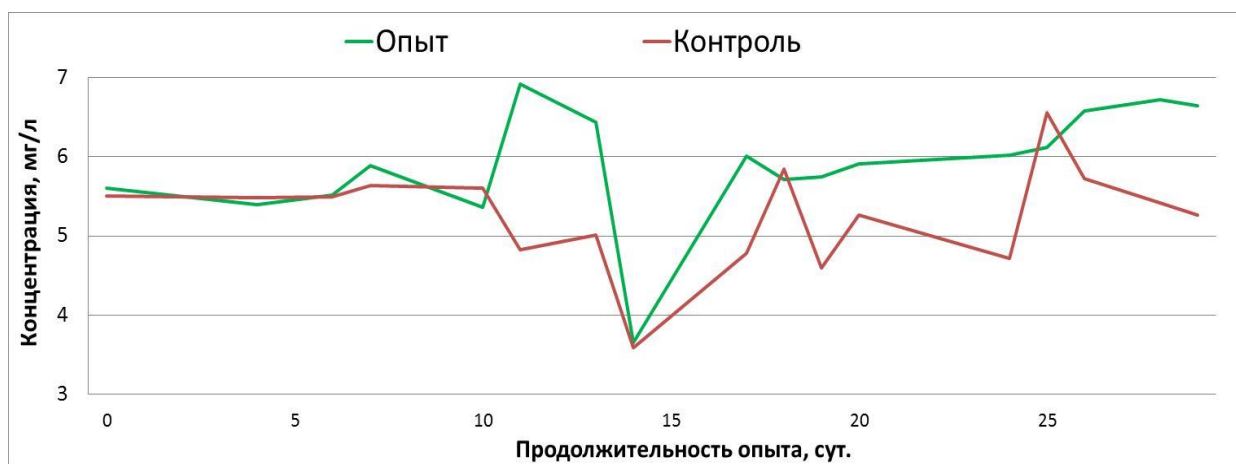


Рис. 40. Динамика уровня кислорода (O₂) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Концентрация кислорода (рис. 40) являлась достаточно изменчивой величиной. В частности, на 14-е сутки опыта имело место резкое падение уровня кислорода в обеих системах, что можно объяснить проводившейся бонтировкой рыб и сопутствующего ей стресса, сопряженного с повышенной

интенсивностью дыхания. В целом уровень кислорода в опытной системе с водорослевым фильтром был заметно выше, чем в контрольной системе, несмотря на значительные колебания в течение эксперимента. При этом необходимо отметить, что с 15 по 25 день эксперимента рыбоводная ёмкость контрольной системы дополнительно аэрировалась через аэрлифт (подавалось 400 мл воздуха в минуту), так как без аэрации уровень кислорода мог опуститься до критически низкого уровня. Если бы дополнительной аэрации контрольного аквариума не проводилось, положительный эффект по кислородному режиму от использования водорослевых фильтров был бы замечен еще сильнее.

Исходный уровень pH в обеих системах был приблизительно одинаковым (рис. 41). В дальнейшем в течение месяца pH контрольной системы постепенно снижался, опустившись с 7,61 до 7,28. Опытная система с альгофильтром демонстрировала достаточно динамичный рост значения pH с 7,53 до 8,01 – уровня, характерного для естественной морской воды.

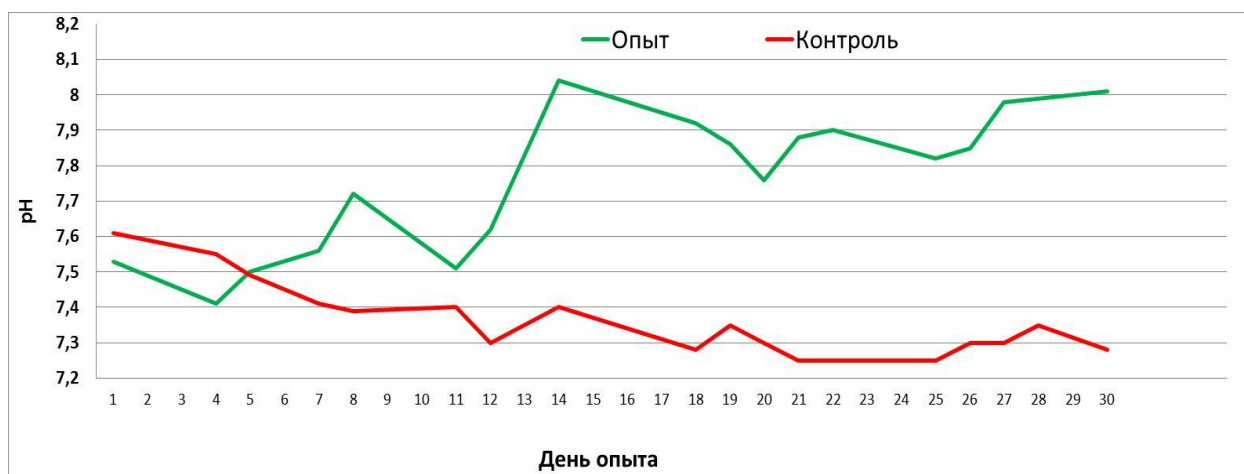


Рис. 41. Динамика pH в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Значение ОВП на протяжении эксперимента было нестабильным, со значительными колебаниями (рис. 42), при этом среднее значение за месяц оказалось достоверно выше в опытной системе по сравнению с контрольной, в среднем на 34,5 мВ (различие достоверно на 99%). Высокий, в рамках

природной нормы, уровень ОВП является предпочтительным, так как косвенно свидетельствует об относительно низкой органической загрязненности, что также свидетельствует о перспективности применения водорослевого фильтра в морских УЗВ. Тем не менее факторы, влияющие на значение окислительно-восстановительного потенциала в морской воде, изучены еще недостаточно.

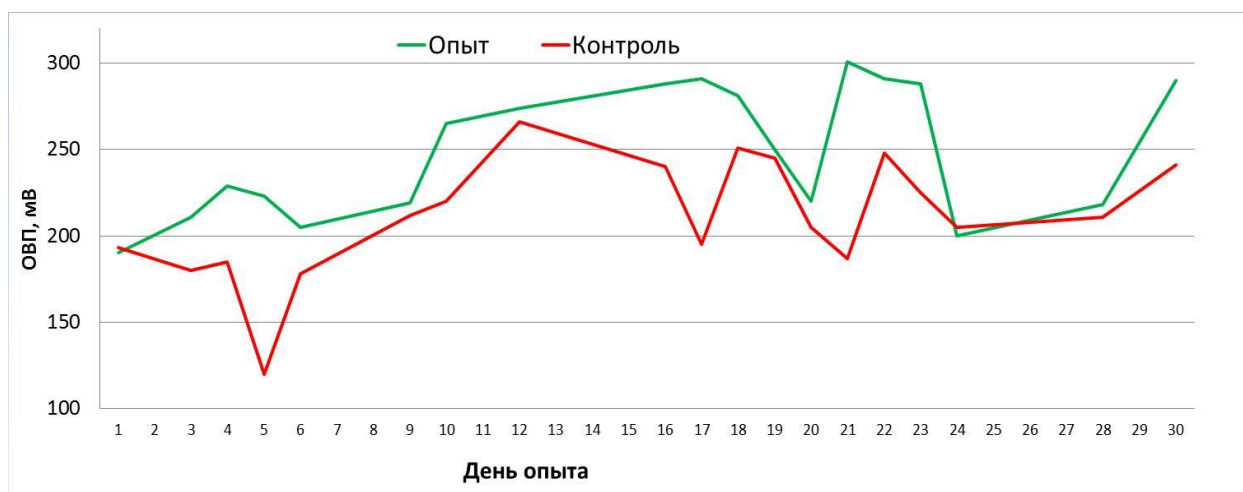


Рис. 42. Динамика окислительно-восстановительного потенциала (ОВП) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

На протяжении месяца эксперимента аммонийный и нитритный азот ни в одной системе не обнаруживался, что свидетельствует о нормальном режиме работы в их составе нитрифицирующих биофильтров, полностью преобразующих аммонийные и нитритные соединения в слаботоксичные нитраты. По этой причине ниже приведена динамика только нитратного азота (рис. 43).

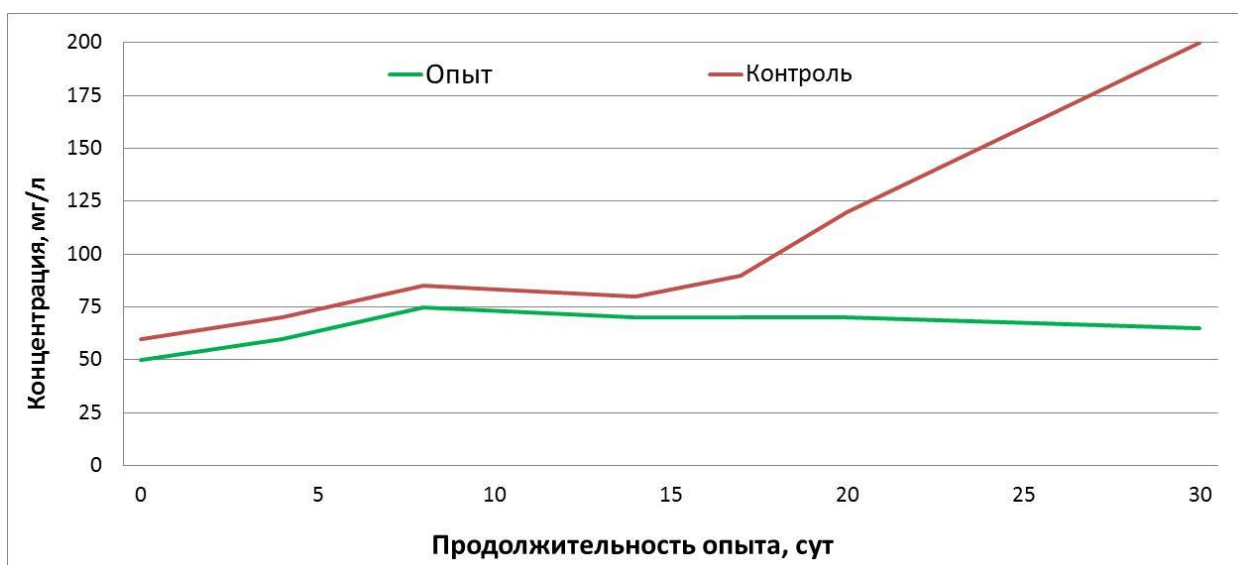


Рис. 43. Динамика концентрации нитратов (NO_3^-) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Первые 10 дней эксперимента уровень нитратов в опытной системе постепенно поднимался, а затем стабилизировался на уровне 75-80 мг/л. В дальнейшем содержание нитратов находилось на достаточно стабильном уровне 65-70 мг/л с тенденцией к снижению.

В контрольной системе без альгофильтра отмечен закономерный интенсивный рост концентрации нитратов, указывающий на стабильное протекание процесса нитрификации в биологическом фильтре. В результате в конце эксперимента их концентрация достигла 200 мг/л и была достоверно выше таковой в опытной системе циркуляции (различие достоверно на 95%).

Аналогичная картина отмечена и в динамике концентрации фосфатов (рис. 44). На протяжении эксперимента уровень фосфатов в воде опытной системы с альгофильтром был достаточно стабилен и не превышал значения 0,4 мг/л. За тот же период в контрольной системе этот показатель достиг 2 мг/л, при этом накопление фосфатов значительно ускорилось, начиная с 16 дня эксперимента. Очевидно, что в опытной системе водоросли альгофильтра активно поглощали фосфаты, тогда как в контрольной системе происходило их накопление.

Таким образом, применение водорослевого фильтра позволило уменьшить конечное количество фосфата на 1,6 мг/л по сравнению с контрольной системой, различие достоверно (95%).



Рис. 44. Динамика концентрации фосфатов (PO_4^{3-}) в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Так как подмены воды в системах на протяжении эксперимента не проводилось, количество растворённых фосфатов в системе контроля можно принять за общее количество вносимого в системы фосфора, которое составило на конец эксперимента 324 мг PO_4^{3-} . Исходя из того, что в опытной системе аналогичная величина составила 64,8 мг PO_4^{3-} , а общий объем каждой системы 162 л, можно сделать вывод, что водорослевый фильтр на основе макрофита *Caulerpa prolifera* общей биомассой 560 г вывел из системы 259,2 мг фосфатов за 30-дневный период, что в пересчете соответствует скорости изъятия фосфатов 33,1 г/кг биомассы каулерпы в сутки. На графике хорошо заметно, что основное количество фосфатов было использовано водорослью в течение второй половины эксперимента. Скорость изъятия фосфатов на этом этапе была значительно выше и составила 62,9 г/кг биомассы водоросли в сутки.

3.4.3. Соотношение ихтиомассы и биомассы водорослей

Важной задачей в процессе проведения экспериментов было сохранение одинаковой биологической нагрузки на каждую из исследованных замкнутых систем как в варианте эксплуатации только с альгофильтром, так и при использовании его в сочетании с биофильтром-нитрификатором. Так как в опытах использовали молодь тилапий, общая ихтиомасса постоянно росла, поэтому, чтобы сохранить нагрузку по ихтиомассе примерно на одном уровне, количество рыб в опыте постепенно уменьшали. Благодаря этому удалось избежать значительных колебаний бионагрузки на испытываемые системы.

Исходное количество рыб в начале опытов составляло 15 экземпляров в каждой системе. В конце опытов – по 8 экземпляров.

При опытной эксплуатации циркуляционных систем с очисткой воды исключительно с помощью альгофильтра общая масса рыб постепенно увеличивалась, достигнув к концу месяца около 120 г. Так как в конце эксперимента уровни рН, кислорода, а также некоторых растворённых веществ стали выходить за рамки нормативов, можно заключить, что достигнутая ихтиомасса превышает возможности имевшейся ограниченной биомассы водоросли (560-590 г) как единственного способа очистки.

Последующий анализ данных показал, что приемлемое качество воды при использовании в системе водоочистки только водоросли *Caulerpa prolifera* обеспечивалось при общей ихтиомассе равной 70 г, суточном поступлении белковых веществ корма равном 2,7 г, при средней биомассе водоросли 570 г. При объёме системы 150 л это соответствует удельной ихтиомассе 0,466 г/л, или 466 г на 1 м³ объёма системы. Данный показатель в два раза меньше удельной ихтиомассы, применяемой в публичных морских океанариумах - 919 г/м³ объёма системы [Natarajan et al, 2009], однако необходимо помнить, что в данном эксперименте осуществлялась очистка исключительно силами водорослевого фильтра, а количество вносимого с

кормом белка было значительно выше, чем при содержании экзотической морской рыбы. Таким образом, оптимальное отношение массы водоросли к массе рыб составило 8,14 : 1.

Применение водорослевого фильтра совместно с нитрифицирующим позволяет поддерживать требуемое качество оборотной воды при более высоких нагрузках по ихтиомассе. Биомасса каулерпы 617-660 г обеспечивала стабильную работу замкнутой системы при ихтиомассе 160 г ($0,988 \text{ кг/м}^3$). Хотя в воде уже отмечаются растворённые нитраты и фосфаты, их содержание в разы меньше, чем в контрольной системе без фильтра водорослевой очистки. Причем в опытной системе концентрация биогенов практически неизменна, в то время как в контрольном наблюдается их рост в геометрической прогрессии. То же самое относится к уровням pH, ОВП и растворенного кислорода – в опытной системе они всегда были в пределах нормы, в отличие от контроля.

Достигнутая удельная ихтиомасса 988 г/м^3 при сохранении требуемого качества воды оказалась даже несколько выше общепринятой в океанариумах - 919 г на 1 м^3 объёма системы [Natarajan, et al, 2009].

При этом соотношение массы водоросли к массе рыб составило 4 : 1 при средней массе каулерпы равной 638,5 г. Таким образом, применение нитрифицирующего фильтра совместно с водорослевым фильтром позволяет увеличить общую ихтиомассу в системе циркуляции более чем в 2 раза при одновременном сохранении требуемого качества воды по сравнению с применением только системы водорослевой очистки.

3.4.4. Микробиологические исследования и мутность воды

На протяжении всех экспериментов с замкнутыми системами, как в опытных, так и в контрольных, наблюдалось ухудшение показателя мутности воды (рис. 45), при этом достоверного различия по этому показателю в системах не наблюдалось.

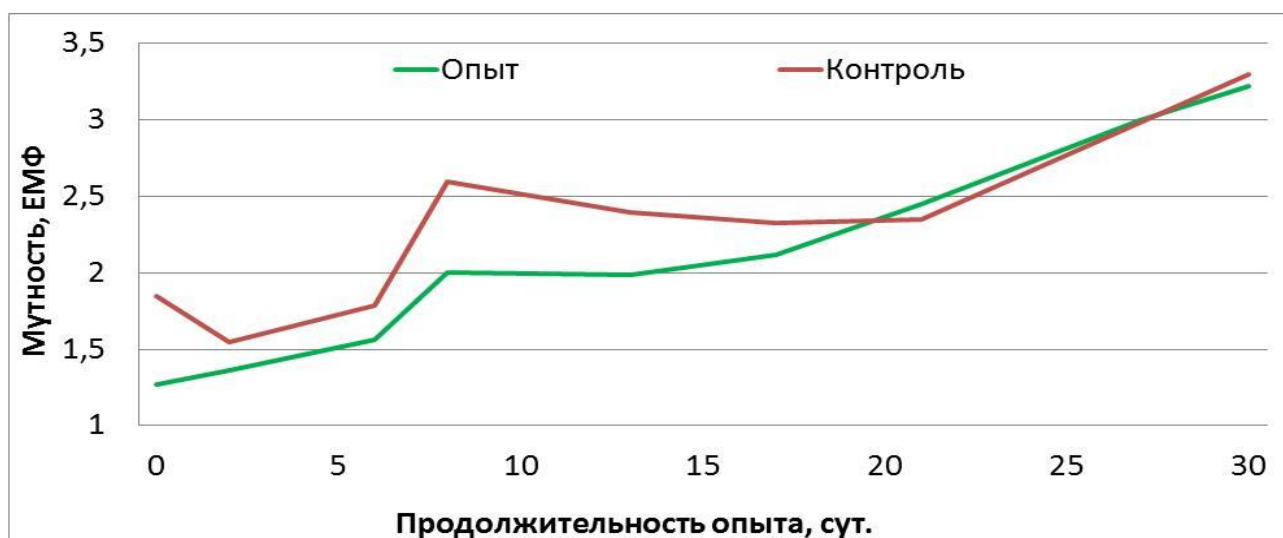


Рис. 45. Динамика мутности воды в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль)

Изначально значения показателя мутности соответствовали даже нормативам качества питьевой воды ($\leq 2,6$ ЕМФ) [СанПиН 2.1.4.10749-01], однако для воды публичных аквариумов с точки зрения визуального восприятия человеком выставочной экспозиции этого недостаточно. В действующих аквариумах океанариумов значение ЕМФ не превышает 0,5 единиц.

В дальнейшем, по мере эксплуатации систем, имело место постепенное повышение мутности с 1,27 ЕМФ в опыте с альгофильтром и 1,85 ЕМФ в контроле до 3,22-3,3 ЕМФ в обеих системах. Особенно явственно эта тенденция проявлялась при наличии круглосуточного освещения. В обоих аквариумах мутность увеличивалась достаточно быстро и с одинаковой скоростью. Альгофильтр не обеспечивал опытному аквариуму каких-либо преимуществ в данном аспекте.

Вероятнее всего повышенная мутность вызвана активным размножением бактерий. Это, а также наличие органики позволило нам сделать предположение о высоком уровне бактериологического загрязнения оборотной воды. Для проверки этого предположения в лаборатории ихтиопатологии ФГБНУ «ВНИИПРХ» был проведен микробиологический

анализ 8 проб воды: 4 из опытной (с альгофильтром) и 4 из контрольной систем. Результаты исследований представлены в таблицах 19, 20 и на рисунке 46.

Таблица 19. Микробиологическая характеристика воды в опытной и контрольной системах (до применения УФ), КОЕ/мл

Среда	Образцы из ёмкости альгофильтра						Образец из рыбоводной ёмкости	
	1		2		3		4	
	Опыт	контр.	опыт	контр.	опыт	контр.	опыт	контр.
Эрит-ритагар	10720 (2)	1700 (2)	7120 (3)	3240 (3)	2920 (4)	5240 (3)	3160 (4)	5200 (3)
Эндо	400(4)	500(2)	100(2)	60(2)	200(2)	820(2)	1260(2)	3040(2)
Сабуро	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н
Энтеро-коккагар	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н

Примечание: здесь и далее в скобках – число типов колоний; р/н – роста нет

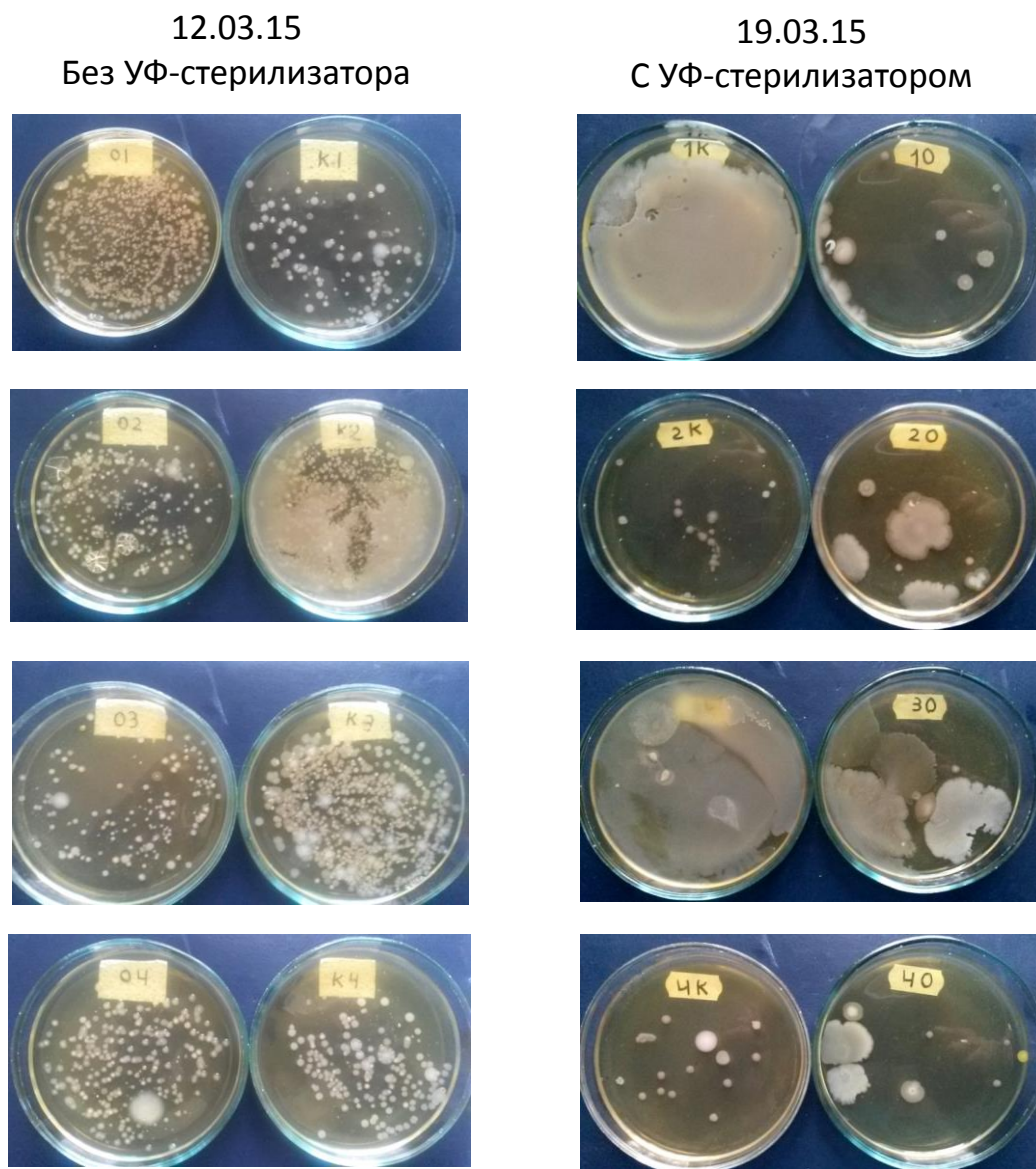


Рис. 46. Результаты микробиологических посевов из проб воды опытной и контрольной систем

Образцы O1, O2, K1, K2 взяты около поверхностей стенок водорослевого фильтра, образцы O3 и K3 взяты из толщи воды соответственно опытной (O) и контрольной (K) систем. Предварительно ёмкости опыта и контроля освещались круглосуточно на протяжении полутора недель. Образцы O4 и K4 взяты из толщи воды рыбных ёмкостей соответственно опытной (O) и контрольной (K) систем.

Таблица 20. Результаты идентификационного посева (до применения УФ).

Образец и номер колонии	Вид бактерий и микробиоценоз воды в пробе
Опыт 1	Бактерии группы кишечной палочки (БГКП), сапрофиты, <i>Moraxella sp.</i>
Опыт 2(1)	<i>Moraxella sp.</i> , <i>Bacillus sp.</i> , БГКП, сапрофиты
Опыт 2(2)	
Опыт 3(1)	<i>Moraxella sp.</i> , сапрофиты
Опыт 3(2)	
Опыт 4(1)	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> , БГКП, сапрофиты
Опыт 4(2)	
Опыт 4(3)	
Контроль 1(1)	<i>Moraxella sp.</i> , сапрофиты
Контроль 1(2)	
Контроль 2(1)	<i>Aeromonas sp.5</i> , сапрофиты
Контроль 2(2)	
Контроль 3(1)	БГКП, сапрофиты
Контроль 3(2)	
Контроль 4	<i>Aeromonas sp.5</i> , <i>Bacillus sp.</i> , сапрофиты

При анализе полученных результатов отмечено превышение нормативных показателей КОЕ/мл в подавляющем большинстве опытных и контрольных проб (более 3000 КОЕ/мл.). Присутствие моракселл, ацинетобактера и *Aeromonas sp. 5* характеризует высокое содержание органики в воде. Наиболее высокой бактериальная обсеменённость оказалась в освещаемом водорослевым фильтре опытной системы близ боковых поверхностей (общее микробное число в 2-5 раз выше по сравнению с контролем). В аквариумах для содержания рыб, не имеющих специального освещения, и в опытном, и в контрольном варианте общее микробное число было значительно ниже, при этом в системе контроля в 1,5 раза выше по сравнению с опытной системой. Особо следует отметить выделение из воды опытной рыбной ёмкости синегнойной палочки (*Pseudomonas aeruginosa*), которая может вызвать серьёзные поражения у человека при нарушении

санитарных норм. Вышеприведённые данные показывают необходимость установки системы стерилизации для снижения бактериальной обсеменённости. В связи с этим обе экспериментальные системы снабдили ультрафиолетовыми стерилизаторами. (9W, 900 л/мин.). Спустя 7 дней, чтобы убедиться в эффективности ультрафиолета в системе альгофилтра, произвели повторные микробиологический анализ (табл. 21, 22) и анализ мутности (рис. 47).

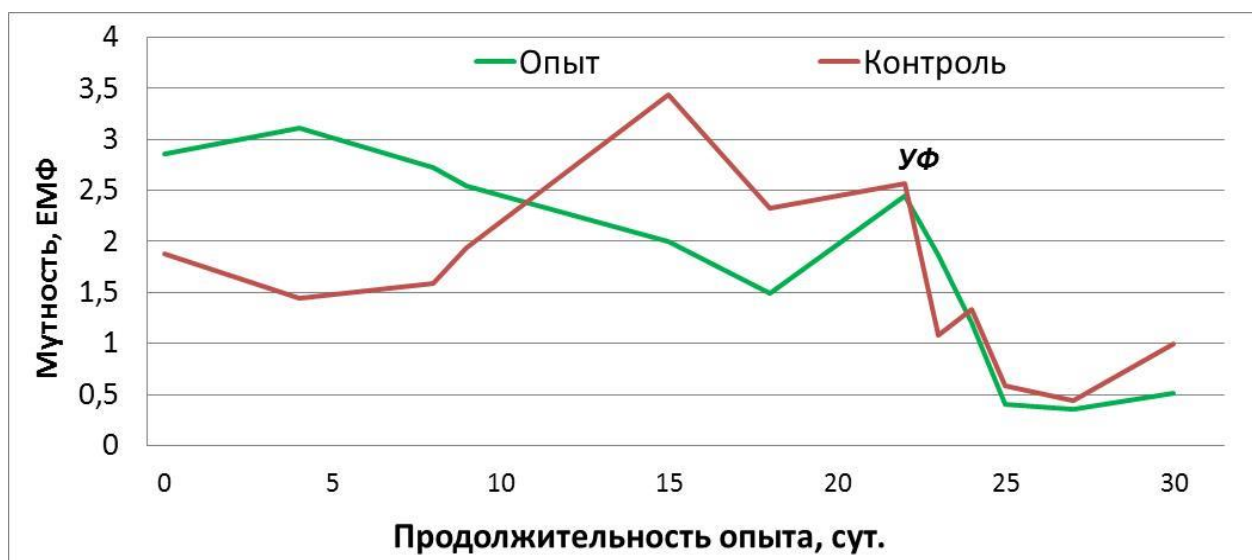


Рис. 47. Динамика мутности воды в системе с водорослями (опыт) и без них (контроль) до и после включения ультрафиолетовой стерилизации (УФ- включение стерилизации)

До применения ультрафиолетовой стерилизации, как уже отмечалось и ранее, мутность воды в течение опыта была нестабильной, колеблясь в широких пределах (от 1,5 до 3,5 ЕМФ). Различия между опытной и контрольной системами были недостоверны.

Включение в обе системы УФ стерилизации на 23 день эксперимента позволило резко повысить прозрачность воды в обеих системах, за короткое время достигнув показателя 0,4-0,5 ЕМФ, являющегося уже вполне приемлемым для воды демонстрационных систем ($\leq 0,5$ ЕМФ). Кроме того, в дальнейшем, при условии постоянно работающих УФ стерилизаторов, не наблюдалось резких колебаний прозрачности, какие имели место ранее.

Одновременно отмечено снижение уровня обсемененности воды - сделанное ранее предположение о том, что низкая прозрачность обусловлена повышенным бактериальным фоном, оправдалось. Однако присутствие моракселл и аэрогенных аэромонад (*Aeromonas. sp. 5* и *Aeromonas. sp. 8*) в воде сохранилось, что свидетельствует о наличии органики в аквариумах.

Таблица 21. Количественная микробиологическая характеристика воды в опытной и контрольной системах (после применения УФ), КОЕ/мл

Среда	Образцы из ёмкости альгофилтра						Образцы из рыбоводной ёмкости	
	1		2		3		4	
	опыт	контр.	опыт	контр.	опыт	контр.	опыт	контр.
Эрит-ритагар	280 (3)	290 (3)	180 (3)	320 (3)	140 (4)	200 (2)	140 (3)	300 (2)
Эндо	р/н	р/н	80(2)	р/н	60	20	40	60
Сабуро	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н
Энтеро-коккагар	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н	р/н

Таблица 22. Результаты идентификационного посева (после применения УФ)

Образец и номер колонии	Вид бактерий и микробиоценоз воды в пробе
Опыт 1	Бактерии группы кишечной палочки (БГКП), <i>Aeromonas. sp.5</i>
Опыт 2	БГКП, <i>Bacillus sp.</i> , <i>Moraxella sp.</i> , <i>Aeromonas sp.5</i>
Опыт 3	<i>Bacillus sp.(3)</i> , <i>Moraxella sp.</i> , <i>Aeromonas.sp.8</i> , БГКП
Опыт 4	<i>Bacillus sp.</i> , БГКП с бронзовым блеском
Контроль 1	<i>Aeromonas sp.8</i> , <i>Bacillus sp.</i>
Контроль 2	<i>Aeromonas. sp.5</i>
Контроль 3	<i>Bacillus sp.(3)</i> , <i>Moraxella sp.</i>
Контроль 4	БГКП с бронзовым блеском

В таблице 23 приведены средние значения обсемененности систем без использования УФ-стерилизации и после 5 дней её использования.

Таблица 23. Сводные данные по микробиологии до и после применения ультрафиолета, КОЕ/мл

Среда	Без УФ		С УФ	
	опыт	Контроль	Опыт	контроль
Эритритагар	5980	3845	185	278
Эндо	490	1105	60	40
Сабуро	р/н	р/н	р/н	р/н
Энтеро-коккагар	р/н	р/н	р/н	р/н

Установлено снижение общей бактериальной обсемененности более чем в 15 раз после применения УФ-стерилизации. Достоверных различий между опытными (с каулерпой) и контрольными (без каулерпы) образцами не наблюдалось. Принимая к сведению крайне высокую обсемененность освещаемой ёмкости альгофилтра (в том числе опасными микроорганизмами), необходимо применять блок водорослевой очистки исключительно в сочетании с ультрафиолетовым стерилизатором.

3.5. Анализ состава водоросли *Caulerpa prolifera*

После месяца использования в составе альгофилтра с вращающимся барабаном полученная биомасса водорослей была подвергнута общему химическому анализу по наиболее важным показателям (табл. 24).

Содержание сухого вещества составило 9,84% от сырой массы. Интересно, что водоросли, выращенные в «классических» условиях (в неподвижном состоянии в коллекторе аквариума), имеют заметно меньший процент сухого вещества – 7,31% (достоверность 99,9%). Внешне также имелись различия – листовые пластинки каулерпы, выращенной в барабанном альгофилтре, значительно короче (4-7 см) по сравнению с листовыми пластинками аквариумных растений (10-12 см). Таким образом, в

пересчете на сухое вещество среднемесячный прирост биомассы водорослей составил 117,49 г. Таким образом, используя данные о 1194 г/кг прироста сырой массы водоросли за первый месяц эксперимента и о содержании сухого вещества 9,84%, прирост сухого вещества водоросли, составил 117,49 г/кг. Масса белковых веществ корма за этот же месяц составила, как было сказано выше, 43,42 г. Так как общая масса водоросли в системе составила 600г, прирост сухого вещества водоросли составил 70,5 г, мы можем сделать вывод о вероятном усвоении водорослью всего внесенного в систему белка.

Кроме того, в лаборатории «ВНИРО-Тест» было проведено исследование образцов на содержание белков, жиров и углеводов, а также йода.

Таблица 24. Химический состав каулерпы (*Caulerpa prolifera*)

Влажность, %	Сухое вещество, %	По сырой массе, %		
		протеин	жир	углеводы
90,16± 2,5	9,84± 1,9	3,12± 2,1	4,76± 1,1	1,96± 1,6
-	По сухому веществу, %			
	100	31,69	48,35	19,96

Полученные значения составили 31,69% по белку, 48,35% по жиру, 19,96% по углеводам и 0,0002% по йоду.

Наиболее интересным представляется высокое содержание белка в каулерпе (31,69%), что выше имеющихся в литературе данных для другого вида каулерпы (*Caulerpa racemosa* – 24,6%) [Murugaiyan et al, 2012], ульвовой водоросли (*Ulva lactuca*- 18,26%) [Hanan M. Khairy, et al., 2013], хетоморфы и многих других водорослей [Diniz et al., 2011]. Это создаёт предпосылки для использования данного вида каулерпы в качестве компонента кормов. Выявленное содержание йода существенно выше по сравнению с имеющимися данными для *Caulerpa lentifera* (1424 мкг/100 г, или

0,0001424%) [Pattama, Anong, 2006]. В сыром виде каулерпа потребляется рыбой неохотно (за исключением разве что рыб-хирургов, охотно поедающих каулерпу вместе с другими зелёными водорослями), поэтому применение её в качестве компонента корма возможно после переработки.

Глава 4. ЭКОНОМИЧЕСКАЯ ОЦЕНКА РЕЗУЛЬТАТОВ ИССЛЕДОВАНИЙ

Экономическая оценка результатов исследований (табл. 25) дана на примере океанариума ТРЦ «РИО» путем сопоставления эксплуатационных затрат, связанных с приготовлением и расходом искусственной морской воды и расходом электроэнергии при эксплуатации альгофилтра в системе циркуляции или без его применения. Другие эксплуатационные затраты (зарплата персонала, расходы на корма, прочие материалы и ресурсы) не зависели от использования альгофилтра и принимаются неизменными.

Таблица 25. Экономическая эффективность применения альгофилтра (в пересчёте на 1 м³ системы циркуляции)

Показатели	Вариант эксплуатации УЗВ	
	с альгофилтром	без альгофилтра
Продолжительность эксплуатации, нед.	4	4
Затраты электроэнергии: кВт/ч руб. (1 кВт/ч = 5 руб.)	303 1515	135 675
Затраты на приготовление подпиточной морской воды: литров руб. (1 л = 5,5 руб.)	75 413	500 2750
Затраты на водопотребление: литров руб. (1 л = 0,2 руб.)	75 15	500 100
Затраты на водоотведение: литров руб. (1 л = 0,05 руб.)	75 3,75	500 25
Общие затраты, руб.	1947	3550
Экономия, руб.	1603	-
Затраты на изготовление альгофилтра, руб./м ³	275	0
Срок окупаемости альгофилтра, мес.	6	-

При этом рассматривалось наиболее эффективное применение альгофилтра на основе водоросли *Caulerpa prolifera* при её круглосуточном освещении светодиодными светильниками синего и красного спектров, а именно его совместное использование с нитрифицирующим фильтром. Это обеспечивало стабильное поддержание высокого качества воды (по показателям pH, ОВП, фосфатам, нитратам, концентрации кислорода) при средней массе водорослей 600 г и общей ихтиомассе, равной 160 г. В пересчете на 1 м³ воды это соответствует 4 кг водорослей и 1 кг рыбы. Удельная ихтиомасса рыбы 1 кг/м³ воды является общепринятой средней в публичных океанариумах.

Кроме этого дана ориентировочная оценка капитальных затрат, связанных с изготовлением альгофилтра и их окупаемость.

Все затраты рассчитаны в ценах ноября 2015 года.

В качестве примера рассмотрим имеющийся экспозиционный аквариум с муренами объёмом 40 м³. Еженедельно в нём происходит частичная подмена воды общим объёмом 5 м³ (12,5% от общего объема). На протяжении длительного времени в нём происходит накопление нитратов (до 200 мг/л в год) и фосфатов (до 10 мг/л в год), что свидетельствует о недостаточном объёме сменяемой воды. Однако увеличить количество подмен нет финансовой возможности. Оптовая стоимость 1 литра морской воды составляет около 5,5 рублей, из чего следует, что еженедельно на частичную подмену воды расходуются средства в размере 27500 руб. Полностью исключить затраты подпиточной морской воды в аквариумах, оснащенных водорослевым фильтром, к сожалению, невозможно, поэтому в расчётах предусмотрены ее расход в объеме 19 л на 1 м³ объёма системы еженедельно, которые уходят на технические нужды (промывка флотатора, деятельность водолазов, утечки, сброс осадка из нитрифицирующего фильтра и др.). Таким образом, еженедельная экономия составит 23320 руб.

Ихтиомасса в аквариуме – 700 г/м^3 , исходя из чего можно рассчитать, что для стабильного функционирования замкнутой системы необходим альгофильтр с 2,8 кг водорослей на каждый 1 м^3 аквариума, то есть в общей сложности 112 кг водорослей ($2,8 \text{ кг} \times 40 \text{ л} = 112 \text{ кг}$). Для размещения этого количества водорослей необходима площадь барабана альгофильтра 56 м^2 . Изготовление одного барабана таких габаритов потребует применение коллектора чрезмерно большого объёма (около 50 м^3), поэтому общую площадь мы разделяем между 30 барабанами при ширине 200 см и диаметру 30 см каждого. Такая многобарабанная конструкция водорослевого фильтра позволит сократить объём коллектора до 9-10 м^3 . Применение светящегося сердечника (патент на полезную модель № 149981) позволит сократить объём коллектора до 5-6 м^3 , при общей занимаемой площади $2,5 \text{ м}^2$. Для сравнения – простое выращивание водоросли в мелководном лотке потребует коллектора объёмом около 17 м^3 при занимаемой площади в 56 м^2 .

При использовании водорослевого фильтра за неделю эксплуатации затраты на электроэнергию ориентировочно составят 3030 кВт/ч, а без него - 1350 кВт/ч. При цене в 5 руб. за 1 кВт/ч общие затраты на электроэнергию составят 15150 руб. в первом и 6750 руб. во втором случае – т.е. возрастут на 8400 руб. в случае использования альгофильтра. Однако при этом происходит значительное сокращение затрат на приготовление и подмену дорогостоящей искусственной морской воды, а полученная экономия средств значительно перекрывает дополнительные затраты на освещение альгофильтра.

Включение альгофильтра с водорослью *Caulerpa prolifera* с общей биомассой 112 кг в систему водоподготовки экспозиционного бассейна «Мурены» позволит сократить еженедельные расходы денежных средств на 8015 руб. (32060 руб./мес.), обеспечивая при этом качество воды даже на более высоком уровне, чем при использовании ее подмены в количестве 12,5% еженедельно.

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

Процесс создания публичных океанариумов в мегаполисах, удаленных от морского побережья, имеет определенные особенности, вызванные главной причиной – полным отсутствием естественной морской воды, что вынуждает их владельцев прибегать к применению циркуляционных систем водоиспользования с искусственной морской водой. В силу специфики работы подобных рекреационных систем возникает необходимость регулярной подмены этой воды до 10% в неделю (в частности, из-за сверхнормативного накопления в ней нитратов и фосфатов), что связано с большими финансовыми затратами.

Одним из перспективных способов изъятия из оборотной воды нитратов, фосфатов, а также других биогенных элементов является применение водорослей. Вместе с тем данное направление в мировой аквакультуре развивается сравнительно недавно, исследования в этой области достаточно разобщены и фрагментарны, особенно если речь идет не о пресной, а о морской воде. Остро стоит проблема и о техническом воплощении результатов исследований в рассматриваемой сфере, обеспечивающем не только технологическую, но и экономическую эффективность данного метода очистки морской воды.

Для проведения исследований в целях решения поставленных нами задач потребовалось подобрать доступный, дешевый и неприхотливый для содержания в искусственных условиях морской УЗВ объект разведения, который можно бы было использовать в качестве модельного объекта - источника биогенных соединений. Проведенные специальные исследования показали, что красная тилапия (*Oreochromis sp.*) может быть успешно адаптирована к воде океанической солености (32‰) при скорости повышения солености воды 1,07 ‰ в сутки и использована в морской УЗВ для дальнейших исследований.

Большое внимание было уделено и поиску вида водоросли, наиболее подходящего к использованию в альгофилт্রে морской УЗВ. Основными требованиями были следующие:

- распространенность и доступность водоросли как объекта использования;
- неприхотливость и устойчивость к высокому уровню метаболитов и других соединений, накапливающихся в УЗВ;
- устойчивость к нестабильному гидрохимическому режиму;
- высокая скорость роста и технологичность использования.

Предварительно было отобрано четыре вида широко распространённых среди морских аквариумистов вида зелёных макроводорослей: *Ulva sp.*, *Caulerpa prolifera*, *Caulerpa racemosa*, *Chaetomorpha sp.*, которые выращивались в обычных лотках с освещением, подключенных к системам циркуляции.

Наилучшие результаты выращивания показали два вида: ульва (*Ulva sp.*) и каулерпа пролифера (*Caulerpa prolifera*). Первая показала высокую скорость роста сырой массы (до 58 г еженедельного прироста или 18%), вторая - не показала заметного прироста, однако и не погибла в течение месяца содержания в жестких гидрохимических условиях, когда другие водоросли не смогли в них существовать.

Отобранные два вида водоросли были использованы при отработке различных конструкций альгофилтра (лотковая, орошаемая и барабанная). При этом наилучшие результаты (по приспособляемости, скорости роста биомассы) были достигнуты при содержании *Caulerpa prolifera* в барабанной конструкции альгофилтра. Именно этот вид водоросли в сочетании с барабанной конструкцией альгофилтра и был использован при проведении дальнейших исследований.

Важнейшим условием эффективного использования зеленых водорослей в альгофилт্রে является подбор оптимальных условий их

освещения. В этой связи последующие исследования были направлены на отработку оптимальных светотехнических параметров освещения барабанного альгофилтра с каулерпой.

Было установлено, что наибольшая эффективность поглощения света вытяжкой из тканей каулерпы отмечена при длине волн светового излучения 340, 470 и 660 нм, у нежелательных цианобактерий - 430 и те же 660 нм. Использование источника освещения с указанными волновыми характеристиками увеличило скорость выделения кислорода каулерпой на 37% по сравнению со стандартным освещением солнечного спектра. Кроме того установлено, что скорость выделения кислорода водорослью *Caulerpa prolifera* зависит от спектра и интенсивности освещения и варьирует от 156 мг O₂/кг сырой массы водоросли в час при использовании спектра, близкого солнечному интенсивностью 3400 лк, до 239 мг O₂/кг сырой массы водоросли в час при использовании красно-синего спектра освещения и интенсивности 11 тыс. лк. Дальнейшее повышение интенсивности излучения до 22 тыс. лк не приводило к увеличению скорости выделения кислорода.

На завершающем этапе разработанная конструкция альгофилтра была испытана в составе системы циркуляции воды без других аппаратов водоподготовки, затем в сочетании с нитрифицирующим биофильтром. Удалось установить, что относительная скорость роста каулерпы в системе с нитрифицирующим фильтром выше (33,9%), чем в системе без нитрифицирующего фильтра (29,53%). Кроме того, применение экспериментальной барабанной конструкции позволило дополнительно увеличить скорость роста, которая составила 35,2% за неделю без нитрифицирующего фильтра и 44,9% с нитрифицирующим фильтром.

При этом в системе без нитрифицирующего фильтра потребление этой водорослью аммонийного азота составило 4,9 мг/кг NH₃/NH₄ в сутки. Одновременно, в другом эксперименте, скорость поглощения аммонийных соединений оказалась ниже: на уровне 2,5 мг/кг массы. Однако при учете

имевших место нитритов (NO_2^-) и пересчёте на молекулярный азот мы получили аналогичное количество поглощаемого вещества по азоту ($3,76 \pm 0,02$ моль азота), что соответствует приведенному выше значению.

Кроме того, в системе без биофильтра-нитрификатора каулерпа ежедневно потребляла 1,66 мг фосфатов и около 664,5 мг нитратов в пересчете на 1 кг своей биомассы. При использовании водорослевого фильтра совместно с нитрифицирующим потребление этих веществ существенно увеличивалось до 16,11 мг/кг биомассы в сутки по фосфатам и до 1132,4 мг/кг в сутки по нитратам.

Таким образом, применение альгофильтра совместно с нитрифицирующим фильтром позволяет увеличить скорость потребления каулерпой нитратного азота более чем в 1,5 раза, а фосфатов - более чем в 9 раз. Это объясняется отсутствием в воде при нитрификации высоких концентраций аммония и нитритов, наличие которых отрицательно сказывается на поглощающей способности каулерпы.

В целом по результатам экспериментов установлено, что при температуре воды 25°C и средней массе особей тилляпий 4,6 г альгофильтр способен обеспечить нормативное качество воды в системе по исследованным показателям при соотношении биомассы каулерпы к биомассе рыб 8:1. Включение в состав системы нитрифицирующего фильтра снижает такое соотношение в 2 раза – до 4:1.

Важным показателем, оказывающим влияние на успешность работы океанариумов, с точки зрения посетителей, является прозрачность воды, которая, как установлено, тесно связана с ее бактериальной обсемененностью. В опытных и контрольных системах циркуляции отмечено превышение нормативных показателей - более 3000 КОЕ/мл. Отмечено значительное присутствие моракселл, ацинетобактера и *Aeromonas sp.*5. Наиболее высокая бактериальная обсеменённость оказалась в освещаемых водорослевых фильтрах, в 1,5 раз по сравнению с аквариумами для

содержания рыб, не имеющих специального освещения. Подключение в систему циркуляции ультрафиолетовых стерилизаторов позволяет решить эту проблему, снижая общую бактериальную обсемененность более чем в 15 раз.

Проведенные исследования и полученные результаты позволили сформулировать основные принципы и разработать биотехнические параметры применения водоросли *Caulerpa prolifera* для подготовки морской воды в рыбоводных установках рекреационного назначения с замкнутым водоиспользованием. Создана новая оригинальная конструкция альгофилтра. Все это позволяет минимизировать затраты на потребление искусственно приготовленной морской подпиточной воды.

Результаты исследований приняты к внедрению в океанариуме торгово-развлекательного комплекса «РИО» в г. Москве. В его условиях включение в систему циркуляции воды разработанного альгофилтра позволяет сократить ежемесячные расходы на подмену воды на 1603 руб. на каждый 1 м³ объема экспозиционного аквариума, (2,365 млн. руб./мес. на весь океанариум ТРЦ «РИО»), обеспечивая при этом качество воды на более высоком уровне по сравнению с еженедельной подменой 12,5% воды.

ВЫВОДЫ

1. Из испытанных представителей зеленых морских водорослей наиболее подходящей для использования в альгофилтре является *Caulerpa prolifera*, отличающаяся хорошей приспособляемостью к специфическим условиям морских циркуляционных систем.

2. Красная тилипия (*Oreochromis sp.*) может быть успешно адаптирована к воде океанической солености и использована в качестве модельного объекта - как источника загрязнений в морских УЗВ. При скорости повышения солености воды 1,07 ‰ в сутки (от 0 до 32‰)

выживаемость особей составила 100 %. Увеличение скорости адаптации в два раза приводит к массовой гибели особей.

3. В системе без нитрифицирующего фильтра *Caulerpa prolifera* на 1 кг своей массы ежесуточно способна поглощать 4,9 мг аммонийного, 665 мг нитратного азота, 1,66 мг фосфатов. При использовании нитрифицирующего фильтра (аммонийный азот отсутствует) ежесуточное поглощение фосфатов возрастает до 16,1 мг/кг биомассы водоросли, а нитратного азота - до 1132,4 мг/кг (в 9 и 1,5 раза соответственно).

Скорость выделения кислорода водорослью *Caulerpa prolifera* в зависимости от условий варьируется от 156 до 239 мг O_2 /кг сырой массы водоросли в час.

4. Скорость относительного прироста биомассы *Caulerpa prolifera* в альгофилтре барабанной конструкции в системе без нитрифицирующего фильтра составила 39,6%, а в системе с нитрифицирующим фильтром – 44,9%, т.е. выше на 5,3%.

5. Наибольшая эффективность поглощения света вытяжкой из тканей каулерпы отмечена при длине волн светового излучения 340, 470 и 660 нм, у нежелательных цианобактерий - 430 и те же 660 нм, причем пик поглощения приходится на 340 нм, который находится в ультрафиолетовой части спектра. Использование источника освещения с указанными волновыми характеристиками увеличило скорость выделения кислорода каулерпой на 37% по сравнению со стандартным освещением солнечного спектра.

6. Увеличение интенсивности освещения водоросли с 3 до 11 тыс. лк достоверно увеличивает скорость выделения кислорода водорослью в 1,8 раза: с 1,65 до 2,91 мг/л в час. Дальнейшее повышение интенсивности излучения до 22 тыс. лк не приводило к увеличению скорости выделения кислорода.

7. При температуре воды 25°C и средней массе особей тилляпий 4,6 г альгофилтр способен обеспечить нормативное качество воды в системе по

исследованным показателям при соотношении биомассы каулерпы к биомассе рыб 8:1; включение в состав системы нитрифицирующего фильтра снижает такое соотношение в 2 раза – до 4:1.

8. В опытных и контрольных системах циркуляции отмечено превышение нормативных показателей бактериальной обсемененности (более 3000 КОЕ/мл). Отмечено значительное присутствие моракселл, ацинетобактера и *Aeromonas sp.*5. Наиболее высокая бактериальная обсеменённость оказалась в освещаемых водорослевых фильтрах, в 1,5 раз по сравнению с аквариумами для содержания рыб, не имеющих специального освещения. Подключение в систему циркуляции ультрафиолетовых стерилизаторов снижает общую бактериальную обсемененность более чем в 15 раз.

9. Включение в систему циркуляции воды альгофильтра с водорослью *Caulerpa prolifera*, позволяет сократить ежемесячные расходы на подмену воды на 1603 руб. на каждый 1 м³ объема экспозиционного аквариума (2,365 млн. руб./мес. на весь океанариум ТРЦ «РИО»), обеспечивая при этом качество воды на более высоком уровне по сравнению с еженедельной подменой 12,5% воды.

РЕКОМЕНДАЦИИ ПРОИЗВОДСТВУ

1. При необходимости адаптации красной тилпии (*Oreochromis sp.*) к воде соленостью 32-33‰, рекомендуется осуществлять ее в течение 1 месяца со скоростью около 1‰ в сутки. В целях повышения эффективности очистки оборотной воды морских циркуляционных экспозиционных систем и снижения затрат на их эксплуатацию рекомендуется:

2.1. Включать в состав системы очистки оборотной воды альгофильтры барабанного типа с использованием зеленых водорослей, в частности каулерпы (*Caulerpa prolifera*) в системе без нитрифицирующего фильтра из расчета ежесуточного поглощения на 1 кг своей массы до 4,9 мг

аммонийного азота, 1,7 мг фосфатов, 665 мг нитратного азота. При использовании нитрифицирующего фильтра - 16,1 мг/кг фосфатов, 1132,4 мг/кг нитратного азота, при температуре воды 25°C.

2.2. Для освещения водоросли *Caulerpa prolifera* в альгофилтре и одновременного подавления развития нежелательных цианобактерий наиболее эффективно использовать светодиоды трёх типов с длинами волн 340, 470 и 660 нм в соотношении 4,0 : 1,3 : 1,0. Оптимальная освещенность водорослевого фильтра составляет около 11 тыс. лк в круглосуточном режиме, что соответствует излучению светодиодного светильника мощностью 130 Вт на расстоянии 5-10 см от поверхности воды при ее глубине 40 см. Указанные выше условия обеспечит источник освещения 546 Вт/м².

2.3. В целях предотвращения высокой бактериальной обсемененности освещаемой ёмкости альгофилтра и снижения мутности воды следует применять блок водорослевой очистки в сочетании с ультрафиолетовым стерилизатором.

Список литературы

1. Алабастер, Д. Критерии качества воды для пресноводных рыб / Д. Алабастер, Р. Ллойд. - М.: Легкая и пищевая промышленность, 1984. – 344 с.
2. Алехин, О.А. Химия океана / О.А. Алехин, Ю.И. Ляхин. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 248с.
3. Аминева, В.А. Физиология рыб / В.А. Аминева, А.А. Яржомбек. – М.: Лёгкая и пищевая промышленность, 1984. – 200с.
4. Анисимов, О.Л. Фотоэнергетическая диаграмма производительности опытно-промышленного культиватора хлореллы / О.Л. Анисимов, Ю.Н. Филиповский, М.Д. Бородин и др. // Микробиологическая промышленность. – 1978. – № 9. – С. 25-26.
5. Анохин, Ю.Л. Влияние аммиака на жизнестойкость толстолобиков / Ю.Л. Анохин // Тез. докл. V Всес. конф. по водной токсикол., Одесса, 18 – 22 апр. 1988. –М., 1988. – С. 153-154.
6. Апостол, П.А. Совместное выращивание овощей и рыбы в замкнутой системе / П.А. Апостол, Ю.И. Есавкин, В.В. Лавровский и др. // Сб. науч. тр. / ВНИИПРХ. – 1985. – № 46. – С. 165-166.
7. Апостол, П.А. Совместное выращивание овощей и рыбы / П.А. Апостол, Ю.И. Есавкин, В.В. Лавровский, В.Н. Апостол, В.П. Панов, Т.П. Карепина // Избранные труды ВНИИПРХ. – Дмитров, 2002. Книга 2, Т. 3-4. – С. 106
8. Апостол П.А. Есавкин Ю.И, Лавровский, В.В. В.Н. Апостол, В.П. Панов, В.В. Лавровский. Способ совместного выращивания растений и рыб / А.С. 1528393 СССР, МКИ А01Щ31/00, А01К61/00. / (СССР) - № 3790091/39-63. Заявл. 14.09.84; Оpubл. 15.12.89.
9. Аронович, Т.М. Результаты работ по разведению морских рыб / Т.М Аронович // Сб. науч. тр.: Культивирование морских организмов. – М.: ВНИРО, 1985. – С. 25-33.

10. Багров, А.М. Истоки и достижения рыбоводной науки России на пороге XXI века / А.М. Багров // Актуальные вопросы пресноводной аквакультуры: Сб. науч. тр. М.: ВНИИПРХ, 2000. – Вып. 75. – С. 3–9.
11. Балабанов, Л.В. Изменение гранулоцитов карпа под влиянием аммонийного загрязнения / Л.В. Балабанов // 5 Всес. конф. по водной токсикол. Одесса 18–22 апр. 1988. Тез. докл. М., 1988. – С. 100.
12. Батурин, Г.Н. Фосфориты на дне океана / Г.Н. Батурин. – М.: Наука, 1978. – 231 с.
13. Бауэр, О.Н. Болезни прудовых рыб / О.Н. Бауэр, В.А. Мусселиус, Ю.А. Стрелков. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1981. – 320 с.
14. Белянин, В.Н. Вопросы управления биосистем низших растений / В.Н. Белянин, Р.П. Тренкеншу, Ф.Я. Сидько и др. Новосибирск: Наука, 1982. – 152 с.
15. Берникова, Т.А. Гидрология и гидрохимия / Т.А. Берникова, А.Г. демидова. М.: Пищевая промышленность, 1977.
16. Бессонов, Н.М. Рыбохозяйственная гидрохимия / Н.М. Бессонов, Ю.А. Привезенцев. М.: Агропромиздат, 1987. – 159 с.
17. Битюкова, Ю.Е. Выращивание личинок и мальков камбалы калкана *Psetta maotica pallas* в замкнутых системах / Ю.Е. Бтюкова, Н.К. Ткаченко // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25-27 фев.). М., 1986. – С. 20–22.
18. Болгова, О.М. Действие повышенных концентраций нитрита натрия на липидный и жирнокислотный состав органов молоди карпа / О.М. Болгова, Е.И. Лизенко, О.М. Загорских // 5 Всес. конф. по водн., токсикол. Одесса, 18-22 апр., 1988. Тез, докл. М., 1988. –С. 136.
19. Бурлаченко, И.В. Новые подходы к совершенствованию биологической очистки в системах с замкнутым циклом водообеспечения для выращивания рыб / И.В. Бурлаченко // Матер. Докл. / Науч.-практ. конф.

Пресноводная аквакультура: состояние, тенденции и перспективы развития
Тюмень, 18-20 нояб. 2008г. – Тюмень: Госрыбцентр, 2010. – С. 37-39.

20. Васильков, Г.В. Справочник по болезням рыб / Г.В. Васильков, Л.И. Грищенко, В.Г. Енгашев и др. М.: Колос, 1978. – 351 с.

21. Ведмейер, Г.А. Стресс и болезни рыб / Г.А. Ведмейер, Ф.П. Мейер, Л. Смит. М.: Легкая и пищ. пром-ть, 1981. – 126 с.

22. Верещагин, Г.В. Об ускорении созревания биофильтров в морском аквариуме с системой оборотного водоснабжения / Г.В. Верещагин // Актуальные проблемы рыбохоз. науки в творчестве молодых ученых. М., 1990. – С. 87-90.

23. Винберг, Г.Г. Интенсивность обмена и пищевые потребности рыб / Г.Г. Винберг. Минск: Белгосуниверситет, 1956. – 250 с.

24. Виноградова, К.Л. Ульвовые водоросли (Chlorophyta) морей СССР/ К.Л. Виноградова. Ленингр.: Наука, 1974. – 166 с.

25. Власов, В.А. Физиологическое состояние, рост сеголеток карпа и потребление ими корма в зависимости от рН воды / В.А. Власов // Изв. ТСХА. – 1990. – № 4. – С. 128-139.

26. Волков, В.Н. Искусственное облучение растений / В.Н. Волков, И.И. Светницкий, П.И. Сторожев, Л.А. Царева. Москва: Пущино, 1982. – 41с.

27. Гамаюн, Е.П. Очистка воды растениями в рыбоводстве (опыт ФРГ) / Е.П. Гамаюн // Рыбное хозяйство, сер. Рыбохоз. использование внутр. водоемов: Экспресс-информация. Зарубежный опыт. – М.: ВНИЭРХ, 1989. – Вып. 5. – С. 1-9.

28. Гамаюн, Е.П. Интегрированные рыбоводные хозяйства / Е.П. гамаюн, Л.М. Мирзоева // Рыбохоз. использование внутр. водоемов: Обзорная информация ВНИЭРХ. – М., 1989. – Вып. 3. – 70 с.

29. Головин, П.Л. Газопузырьковая болезнь рыб и ее профилактика / П.Л. Головин // Рыбное хозяйство. – 1983. – № 5. – С. 34.

30. Гюнтер, Э. Основы общей биологии / Э. Гюнтер, Л. Кемпфе, Э. Либберт, Х. Мюллер, Х. Пенцлин. Пер. с нем./ Под общей ред. Э. Либберта. – М.: Мир, 1982. – 440 с.
31. Дубровин, В.Н. Некоторые закономерности экскреции экзометаболитов у карпа / В.Н. Дубровин // Сб. науч. тр. ВНИИПРХ. 1984. – № 40. – С. 120-126.
32. Дюндик, О.Б. Определение диффузионных потерь кислорода в бассейновой рыбоводной установке / О.Б. Дюндик, Г.В. Шахова, О.В. Тарак // Деп. в ВИНТИ 2107.86 г. № 5292-В. – Иркутск, 1986. – 5 с.
33. Жигин, А. Токсикологическая оценка синтетических материалов в рыбоводных установках / А. Жигин, Г. Светлакова, Г. Тряхова // Рыбоводство. 1985. -№4.- С. 12-13.
34. Жигин, А.В. Замкнутые системы в аквакультуре / А.В. Жигин. – М.: Изд-во РГАУ-МСХА, 2011. – 664 с.
35. Жигин, А.В. Пути и методы интенсификации выращивания объектов аквакультуры в установках с замкнутым водоиспользованием (УЗВ): Дисс. д.с.-х.н., 06.02.04 / А.В. Жигин. – Москва, 2002. – 331 с.
36. Жуков, В.И. Продолжительность дня при ускоренном выращивании яровой пшеницы / В.И. Жуков, Р.Н. Романовская // Научно-Технический Бюллетень Сибирского НИИ растениеводства и Селекции, 1980. – № 5-66.– С. 74–77.
37. Золотухин, И. А. Растения как средство очистки олиготрофных сточных и природных вод / И.А. Золотухин. Монография. Мин-во образования РФ, ПГПУ. – Пермь: Изд-во ПГПУ, 2001. – 210 с.
38. Иванов, Д.И. Словарь-справочник по пресноводной аквакультуре / Д.И. Иванов, С.И. Алымов, Ю.П. Мамонтов, С.Н. Муравьев. – СПб.: Нестор-История, 2010. – 304 с.
39. Ивойлов, А.А. Технология содержания и воспроизводства маточного стада тилапии. Рыбоводно-биологические нормативы по

выращиванию тилапий в установках с замкнутым циклом водообеспечения / А.А. Ивойлов, А.В. Ширяев, А.Ю. Киселев и др. М.: ВНИИПРХ, 1995. –10 С.

40. Киселёв, А.Ю. Биологические основы и технологические принципы разведения и выращивания объектов аквакультуры в установках с замкнутым циклом водообеспечения: Автореф. дис. докт. биол. наук: 03.00.10 / А.Ю. Киселёв. – М., 1999. – 62 с.

41. Киселёв, А.Ю. Агрогидроэкосистема: безотходное производство сельскохозяйственной рыбной продукции / А.Ю. Киселёв, В.Н. Коваленко, В.А. Борщев и др. // Рыбоводство. – 1997. – №2. – С13

42. Кляшторин, Л.Б. Водное дыхание и кислородные потребности рыб / Л.Б. Кляшторин. – М.: Легкая и пищевая промышленность, 1982. –168 с.

43. Кнэше Р. Замкнутые циркуляционные системы для выращивания рыбы / Р. Кнэше // Рыбное хозяйство. –1986. –№ 3. – С. 43–45.

44. Коваленко, В.Ф. Влияние собственных экзометаболитов на газообмен у карпа / В.Ф. Коваленко // Актуальные вопросы водной экологии: Материалы Всес, конференции молодых ученых, Киев, 22-24 нояб. 1989. Киев, 1990. – С. 70-72.

45. Ковачева, Н.П. Камчатский краб как новый объект марикультуры / Н. П. Ковачева // ЭИ ВНИЭРХ, сер. Марикультура. М., 2005 а. – 40 с.

46. Ковачева, Н.П. Культивирование камчатского краба *Paralithodes camtschaticus*(Tilesius, 1815)(в двух частях) / Н.П. Ковачева, А.В. Калинин, А.Б. Эпельбаум, Р.Р. Борисов, Р.Р. Лебедев. М.: Изд-во ВНИРО. – 2005. – 76 с.

47. Константинов, А.С. Рост молодых рыб в постоянных и переменных кислородных условиях / А.С. Константинов // Вестник МГУ. Сер. 16. –1988. –№ 4. – С. 3–7.

48. Константинов, А.С. Применение научных разработок учёных-биологов в рыбном хозяйстве / А.С. Константинов, У.С. Газиев, В.В.

Зданович, В.В. Мартынова, В.М. Парфенова, М.Ю. пелипенко, Д.Г. Тихомиров, А.М. Шолохов. М.: Изд-во МГУ. 1987. –С. 49–52.

49. Константинов, А.С. Влияние собственных экзометаболитов на рост и биохимический состав молоди золотого карася / А.С. Константинов, В.Н. Парфенова, Б.А. Кенжин // Тез. докл. 6 Всес. конференция по экологии, физиологии и биохимии рыб, сент. 1985. –Вильнюс, 1985. –С. 319–321:

50. Константинов, А.С. Влияние специфических экзометаболитов на химический состав тела и энергетику молоди карпа / А.С. Константинов, В.Н. Парфенова, Б.А. Кенжин // Вопросы ихтиологии. 1987. – Вып. 27, № 3.– С. 493–499.

51. Корнеев, А.Н. Рыбоводные хозяйства как элемент энергобиологического комплекса / А.Н. Корнеев // Сб. науч. тр. / Гидропроект. – 1986. – № 116. – С. 30–36.

52. Кулик, В.А. Влияние повышенной температуры и уровня фосфора в воде на тканевый обмен белков и липидов у карпа / В.А. Кулик, З.В. Чиркина // Ред. Гидробиол. ж., Киев, 1986. – С. 11.

53. Куликова, Н.И. Выращивание личинок черноморской кефали в замкнутых системах / Н.И. Куликова, Л.Г. Гнатченко, Н.И. Демьянова и др. // Тез. докл. всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25-27 фев.). – М., 1986. – С. 32 –34.

54. Куликова, Н.И. Выращивание личинок кефали в замкнутой системе / Н.И. Куликова, Н.И. Демьянова, В.С. Куприянов и др. // Рыбное хозяйство. –1984. – № 11. – С. 29–31.

55. Куликова Н.И., Куприянов В.С. А.С. СССР 1697656 МКИ5 А 01 К 61/00. Устройство для выращивания личинок морских рыб - № 4659756/13. Заявл. 06.01.89; Опубл. 15.12.91.

56. Лавровская, Н.Ф. Использование систем замкнутого цикла в Мари-культуре / Н.Ф. Лавровская // Рыбное хозяйство, сер. Аквакультура: Обзорная информация. – М.: ЦНИИТЭИРХ, 1980. – Вып. 4. – 37 с.

57. Лавровский, В.В. Рост и изменчивость карпа в замкнутой системе “овощи - рыба” / В.В. Лавровский // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25-27 фев.), М., 1986. – С. 11–12.

58. Лавровский, В.В. Совместное выращивание рыб и овощных культур в замкнутой гидропонной системе / В.В. Лавровский, П.А. Апостол, Ю.И. Есавкин // Тез. докл. Всес. совещания по новым объектам и новым технологиям рыбоводства на теплых водах, пос. Рыбное, окт. 1989. – М.: ВНИИПРХ, 1989. – С. 19-21.

59. Лавровский, В.В. Рекомендации по использованию кислорода при интенсивном выращивании рыб / В.В. Лавровский, Н.Н. Капалин, Ю.И. Есавкин, В.П. Панов. М.: Кафедра прудового рыбоводства ТСХА, 1987. – 28 с.

60. Линник, А.В. Кислородный режим рыбоводных бассейнов в зависимости от их конструктивных особенностей / А.В. Линник // Сб, науч. тр. ВНИИПРХ. –1987. –№51. –С. 100–105.

61. Лисовский, Г.М. Очерки частной светокультуры растений / Г.М. Лисовский, В.А. Долгушев. Красноярск: Наука, 1986. –127 с.

62. Марковцев, В.Г. Культивирование тихоокеанских беспозвоночных и водорослей / В.Г. Марковцев, Ю.Э. Брегман, В.Ф. Пржеменецкая и др. М.: Агропромиздат, 1987. – 192 с.

63. Микряков, В.Р. Реакция иммунной системы карпа при низких значениях рН воды / В.Р. Микряков, Н.И. Силкина // Профилактика и диагностика инфекционных болезней рыб: Всес. совещание 5 Всес. симпозиума по инфекционным болезням рыб. М., 1986. – С. 66–67.

64. Мирзоева, Л.М. Дезинфекция воды с помощью ультрафиолетовых лучей / Л.М. Мирзоева // Рыбное хозяйство, сер. Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов: Экспресс-информация ВНИЭРХ. М., 1990. – Вып. 5. – С. 31–34.

65. Михкиева, В.С. Токсическое действие соли аммония на уровень циклического аденозинмонфосфата и активность лизосомальных протеиназ карпа / В.С. Михкеева, Н.Н. Немова // Тез докл. 5 Всес. конференция по водной токсикологии. Одесса, 18-22 апр. 1988. – М., 1988. – С. 136.

66. Моисеев, П.А. Ихтиология и рыбоводство / П.А. Моисеев, А.С. Вавилкин, И.И. Куранова. М.: Пищевая промышленность, 1975. – 280 с.

67. Морозов, Г.И. Теоретические основы проектирования систем жизнеобеспечения / Г.И. Морозов. Сер: Проблемы космической биологии. Том 36. М.: Наука, 1977. – 259 с.

68. Мошков, Б.С. Актиноритмизм растений / Б.С. Мошков. М.: Агропромиздат, 1987. – 272 с.

69. Новоженин, Н.П. Рыбоводно-биологические нормативы по выращиванию карпа, форели в установках с замкнутым циклом водообеспечения / Н.П Новоженин, В.И. Филатов, Ф.А. Петров и др. – М.: ВНИИПРХ, 1985. – 14 с.

70. Овчинникова, Т.И. Воздействие аммиака на рыб / Т.И. Овчинникова // Рыбное хозяйство, сер. Рыбохозяйственное использование внутренних водоемов: Экспресс-информация ВНИЭРХ. М., 1990. – Вып. 11. – С. 31-35.

71. Олах Я. Роль стресса в бактериальном жаберном некрозе карпа / Я. Олах, И. Фарнаш, Г. Енеи и др. // Болезни и паразиты в тепловодном рыбном хозяйстве. Душанбе, 1987. – С. 37–42.

72. Орлов, Ю.И. Декоративное рыбоводство становится на промышленную основу / Ю.И. Орлов // Рыбное х-во. Сер.: Аквакультура, Информ. пакет Индустр. рыбоводство / М: ВНИЭРХ, 1992. – Вып. 3. – С. 23–27.

73. Павлов, Д.А. Устройство для инкубации при оборотном водоснабжении / Д.А. Павлов // Рыбное хозяйство. – 1992. – № 11-12. – С. 27–30.

74. Парфенова, В.М. Влияние видоспецифичных экзометаболитов на рост и биохимический состав молоди карпа / В.М. Парфенова // Проблемы химической коммуникации животных: АН СССР ИЭМЭЖ. М., 1991. – С. 304–311.
75. [ПНД Ф 14.1:2:4.213-05] Методика выполнения и измерений мутности питьевых природных и сточных вод турбидиметрическим методом по каолину и по формазину / разработчик «ФЦАО», 2005.
76. Привезенцев, Ю.А. Рыбоводство / Ю.А. Привезенцев, В.А. Власов. М.: Мир, 2007. –456с.
77. Привезенцев, Ю.А. Выращивание тилапий в индустриальной аквакультуре / Ю.А. Привезенцев, А.В. Жигин. М.: Издательство ВНИРО, 2008. – 58 с.
78. Проскуренок, И.В. Итоги и перспективы исследований ТИНРО в области технических аспектов марикультуры / И.В. Проскуренок, Г.Н. Курганский // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25-27 фев.) М., 1986. – С. 28–30.
79. Проскуряков, В.А. Очистка сточных вод в химической промышленности / В.А. Проскуряков, Л.И. Шмидт. СПб.: Химия, 1997. – 464 с.
80. Руководство по химическому анализу морских и пресных вод при экологическом мониторинге рыбохозяйственных водоёмов и перспективных для промысла районов мирового океана. – М.: Изд-во ВНИРО, 2003. – 202 с.
81. Савенко, В.С. Физико-химические аспекты формирования современных океанских фосфоритов / В.С. Савенко // Геохимия. – 1992. – №3.– С. 377–388.
82. Савенко, В.С. Геохимия фосфора в глобальном гидрологическом цикле / В.С. Савенко, А.В. Савенко. – М.: ГЕОС, 2007. – 248 с.
83. Сандер, М. Техническое оснащение аквариума / М. Сандер. М.: Астрель: АСТ, 2002. –256 с.

84. СанПиН 2.1.4.10749-01 «Питьевая вода. Гигиенические требования к качеству воды».
85. Сельскохозяйственный энциклопедический словарь /Гл. ред. В.К. Месяц. – М.: Сов. Энциклопедия, 1989. – 656 с.
86. Силкина, Н.И. Состав липидных тканей карпа в условиях влияния ионов аммония / Н.И. Силкина, Г.А. Виноградов, В.Р. Микряков // Тез. докл. 5 Всес. конференции по водной токсикологии. Одесса, 18-22 апр. 1988. М., 1988. – С. 102.
87. Сеницына, Ю.В. Фотосинтез и дыхание растений: учебно-методическое пособие / Ю.В. Сеницына, Л.Н. Олюнина, Е.О. Половинкина. Нижний Новгород: Нижегородский госуниверситет, 2008. – 28с.
88. Спотт, С. Содержание рыбы в замкнутых системах / С. Спотт. М.: Легкая и пищевая промышленность. – 1983. – 192 с.
89. Степанов, Д.Н. Основы фильтрации и регенерации воды / Д.Н.Степанов // Рыбоводство. –1986. –№3. – С. 37-39.
90. Степанов, Д.Н. Пилотная установка для получения посадочного материала камчатского краба / Д.Н. Степанов, Б.П. Смирнов // Рыбное хозяйство. Сер. Аквакультура. Информпакет Аквакультура: проблемы и достижения. – М.: ВНИЭРХ. – 1999. – Вып. 2. – С. 10-14.
91. Стеффенс. В. Индустриальные методы выращивания рыб / В. Стеффенс. М.: Агропромиздат, 1986. –386 с.
92. Стикни, Р. Принципы тепловодной аквакультуры / Р. Стикни. – М.: Агропромиздат, 1986. – 386 с.
93. Супельняк. С.И. Разработка методики определения спектра поглощения биологических систем на примере растений / С.И. Супельняк, С.А. Адарчин, С.С. Стрельниченко, В.Г. Косушкин // Инженерный журнал: наука и инновации, 2014. вып.12.
94. Супрунович, А.В. Аквакультура беспозвоночных / А.В. Супрунович. Киев: Наукова думка, 1988. – 156 с.

95. Сухенко, В. Рыботоварный цех на металлургическом комбинате / В. Сухенко // Рыбоводство. –1986. – № 5. – С. 18-20.
96. Теппер, Е.А Практикум по микробиологии: Учебное пособие для вузов / Е.А. Теппер, В.К. Шильникова, Г.И. Переверзева. – М., 2004.
97. Туркулова, В.Н. Влияние условий содержания на состояние репродуктивной системы самок пиленгаса и качество молоди при культивировании в рециркуляционных установках / В.Н. Туркулова, Н.В. Новоселова, Л.С. Вороненко. //2-й Междунар.симп. «Ресурсосберегат. технол. в аквакультуре», Адлер, 4-7 окт. 1999: Мат. докл. Краснодар, 1999. – С.107.
98. Уитон Ф. Техническое обеспечение аквакультуры / Ф. Уитон. М.: Агропромиздат, 1985. -258с.
99. Умпелев, В.Л. Ритмы кислорода и pH в УЗВ / В.Л. Умпелев, Е.Н. Мухаметшина // Индустриальное рыбоводство в замкнутых системах: Сб. науч. тр. / М.: ВНИИПРХ, 1991. –Т 64. – С. 9-10.
100. Умпелев, В.Л. Опыт использования гидропоники на рыбоводной установке с рециркуляцией воды / В.Л. Умпелев, Е.Н. Мухаметшина, Э.И. Попов // Тез. докл. Всес. совещания по рыбоводству в замкнутых системах (25-27 фев.). – М., 1986. –С. 27-28.
101. Фёдорова, З.В. Садковая система и водорослевый фильтр для выращивания ракообразных / З.В. Фёдорова // Рыбное хозяйство. Сер. Марикультура. Аналит. и реф. инф. – М.: ВНИЭРХ. – 2002. – № 3. – С. 15-16.
102. Фёдоров, А. Жизнь растений в 6-ти томах / А. Фёдоров. М.: Просвещение, 1974.
103. Феофанов, Ю.А. Обработка осадков от блоков очистки воды промышленных рыбоводных систем / Ю.А. Феофанов, Ю.М. Назаров // Индустриальное рыбоводство в замкнутых системах: Сб. науч. тр. / М.: ВНИИПРХ, 1991. – С. 18.
104. Хабибулин, Р.Р. Шапенский А.М. Дисковый биофильтр для

биохимической очистки воды / Р.Р. Хабибулин. Изобретение РФ № 245269, 2012.

105. Цирульская, З.И. Физико-химические критерии качества водной среды / З.И. Цирульская // Сб. науч. тр. ВНИИПРХ. – М., 1985. – Вып. 46. – С. 138–141.

106. Чепурнов, А.В. К вопросу о культивировании морских рыб в замкнутых системах / А.В. Чепурнов // Экология моря. Киев, 1984. – № 17. – С. 94-103.

107. Чепурнов, А.В. Результаты испытания лабораторных установок замкнутого цикла при разведении рыбы / А.В. Чепурнов // Науч. докл. высш. школы биол. наук, 1987. – № 2. – С. 102-106.

108. Чепурнов, А.В. Выращивание личинок морских рыб в установках с замкнутой циркуляцией воды / А.В. Чепурнов, Ю.Е. Батюкова, Н.К. Ткаченко // Биологические основы аквакультуры в морях Европейской части СССР. – М., 1985. – С.97.109.

109. Чепурнов, А.В. К вопросу функционирования замкнутой системы при культивировании морских рыб / А.В. Чепурнов, В.Б. Владимирцев. Рац. использов. ресурсов моря – важный вклад в реализацию Прод. Программы. Матер. конф. / Севастополь, 10-11 дек., 1984. – Ч. 1.- С.170 –179. (Деп. в ВИНТИ 16 апр. 1985г. № 2556-85 Деп.).

110. Черномашенцев, А.И. Рыбоводство / А.И. Черномашенцев, В.В. Мильпштейн. М.: Легкая и пищевая промышленность, 1983. – 272 с.

111. Шекк, П.В. Пора переходить к промышленному разведению / П.В. Шекк. Н.И. Куликова, Л.И. Старушенко // Рыбное хозяйство. –1991. – № 1. – С. 51-54.

112. Шепелев, Е.Я. Биологические системы жизнеобеспечения / Е.Я. Шепелев. В кн.: Основы космической биологии и медицины. Т. 3. М.: Наука, 1975. – С. 277–313

113. Щелейковский, В. Культура водных растений / В. Щелейковский, М. Петрова // Рыбное х-во. – 1989. – № 11. – С. 47-49.

114. Щербаков, Д.А. Рост и морфофизиологические показатели красной тиляпии (*Oreochromis mossambicus* х *O. Niloticus*), выращиваемой при различных значениях pH воды: Автореф. дис. канд. с.-х. наук: 06.02.04 / Д.А. Щербаков. М., 2000. – 20 с.

115. Яровенко, А.В. Использование рециркуляционной системы для выращивания личинок пиленгаса с применением филлофоры для очистки воды / А.В. Яровенко // Науч.-техн. Пробл. Марикультуры в стране: Тез. Докл. Всес. Конф., 16-20 мая 1990г. – Владивосток, 1989. – С. 59-60.

116. Ariel E. Turcios Review Sustainable Treatment of Aquaculture Effluents—What Can We Learn from the Past for the Future? / Ariel E. Turcios, J.Papenbrock // Sustainability 2014, 6, 836-856; doi:10.3390/su6020836

117. Arnold, K.E. Relationships between irradiance and photosynthesis for marine benthic green algae (Chlorophyta) of differing morphologies / K.E. Arnold, S.N. Murray // J. Exp. Mar Biol. Ecol. – 1980. – №43. – P. 183–192.

118. Belous, O.C. Marine plants of Trinity Bay and adjacent waters (Peter the Great Bay, Sea of Japan) / O.C. Belous, T.B. Yitlyanova, E.A. Titlyanov // Vladivostok: Dal'nauka.–2013.– pp. 1-263.

119. Bendschneider, K. A new spectrophotometric method for the determination of nitrite in sea water / K. Bendschneider, R.J. Robinson // J. Mar.Res. –1952. – №11. – P. 87-96.

120. Berka, R. In: Recirculating systems in Eastern European Proceeding World / R. Berka, B. Kujal, J. lavicky. Symposium on Aquaculturein Heated Effluents and Recirculation Systems 1981. Vol. 2. Stavanger, 28–30 May 1980. Berlin.

121. Bjoern Linden. Integrated closed loop system for industrial water purification / Bjorn Linden, Torsten Wik. Патент WO 2003065798 A1, 2003.

122. Black, W.A.P. The seasonal variation in weight and chemical composition of the common British laminariaceae / W.A.P. Black. J. Mar. Biol. Assoc. UK29.–1950. – P. 45–72.

123. Boudouresque, C.F. Spread of the green alga *Caulerpa taxifolia*(Caulerpales, Chlorophyta) in the Mediterranean: Possible consequences of a major ecological event / C.F. Boudouresque, A. Meinesz, M.A. Ribera, E. Ballesteros // Scientia Marina. –1995. –№59. – P.21-29.

124. Braun, F. Kreislaufhaltung mit biologischer Reinigung. / F. Broun. Munch. Beitr. Abwasser– Fisch- und Flussbiol. –1972. – № 23. – P. 163-170.

125. Cansdale, G. Sea Water Abstraction / G. Cansdale. Aquarium Systems, Hawkins A.D. (Ed.), Academic Press. – London, 1981. – 452 p.

126. Carlton, J.T. Progression and dispersal of an introduced alga: *Codium fragile* ssp. *tomentosoides* (Chlorophyta) on the Atlantic coast of North America / J.T. Carlton, J.A. Scanlon // Bot. Mar. –1985. – №28. – P. 155–165.

127. Cecchi, F. Anaerobic co-digestion of sewage sludge: application to the macroalgae from the Venice lagoon / F. Cecchi, P. Pavan, J. Mata-Alvarez // Resour. Conserv.Recycl. –1996. –№17. – P. 57–66.

128. Chiba, K. Суйсан дзосёку / K Chiba // Aquaculture– 1980.–Vol.28, № 1. – P. 1-9.

129. Churchill, A.C. Seasonal patterns of reproduction in New York populations of *Codium fragilie* (Sur.) Hariot subsp. *Tomentosoides* (Van Goor) Silva. / A.C. Churchill, H.W. Moeller // J. Phycol. –1972. –Vol. 8 – P. 147-152.

130. Coppejans, E. *Caulerpa* section *Sedoideae* (*Chlorophyta*, *Caulerpales*) from the Kenyan coast. / E. Coppejans, T. Beeckman // Nowa Nedwigia, 1989. – №49. – P. 381-393.

131. Coppejans, E. Marine algae of Papua New Guinea (Madang Prov.) 1. *Caulerpaceae* (*Chlorophyta* – *Caulerpales*) / E. Coppejans, A. Meinesz // Coll. Repr. I.Z.W.O., 1988. – Vol.18. – №381. – P. 181–196.

132. Cushman, K.E. Constant-light injury of tomato: Temporal and spatial patterns of carbon dioxide assimilation, starch content, chloroplast integrity and necrotic lesions / K.E. Cushman, T.W. Tibbitts, T.D. Sharkey, R.R. Wise // Journal of the American Society for Horticultural Science. – 1995. – №120. – P. 1032–1040.
133. Darren L. Page. Compact and efficient photosynthetic water filters / Darren L. Page. Patent US 5799612 A, 1998.
134. Diab S., Shilom. Transformation of nitrogen in sediments of fish ponds in Israel / S. Diab, Shilom // Bamidgeh, 1986. – № 38. – P. 67-88.
135. Famà, P. Molecular phylogeny of the genus *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyta) inferred from chloroplast *tuf A* gene / P. Famà, B. Wysor, W.H.C.F. Kooistra, G.C. Zuccarello // Journal of Phycology. – 2002. – № 38. – P.1040-1050.
136. Fralick, R.A. Ecological studies of *Codium fragile* in New England, USA / R.A. Fralick, A.C. Mathieson // Mar. Biol. – 1973. – №19. – P. 127-132.
137. Diniz, G.S. Gross Chemical Profile and Calculation of Nitrogen-to-Protein Conversion Factors for Five Tropical Seaweeds / G.S. Diniz, J. Oiano-Neto, S Pacheco, S.O. Lourenço // American Journal of Plant Sciences. – 2011. – №2. – P. 287– 296.
138. FAO Global Aquaculture Production database updated to 2013 – Summary information [Электронный ресурс] – Электроню Дан. – Режим доступа: <http://www.fao.org/3/a-i4899e.pdf>, свободный. – Загл. с экрана.
139. Fitzsimmons, K. Market Stability: Why Tilapia Supply and Demand Have Avoided the Boom and Bust of other Commodities / K. Fitzsimmons // Report of the 4th International Trade and Technical Conference and Exposition on Tilapia, 2-4 April 2014, Kuala-Lumpur, Malaysia.
140. Gutierrez-Wing, M. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications / M. Gutierrez-Wing, R. Malone // Aquaculture Engineering. – 2006. – Vol.34, Issue 3. – P. 163–171.

141. Hanan, M. Khairy. Seasonal variations in the biochemical composition of some common seaweed species from the coast of Abu Qir Bay, Alexandria, Egypt / Hanan M. Khairy, Shimaa M. El-Shafay // OCEANOLOGIA. – 2013. – №55(2). – P. 435–452.

142. Hanisak, M.D. Growth patterns of *Codium fragile ssp. tomentosoides* in response to temperature, irradiance, salinity, and nitrogen source / M.D.Hanisak // Mar. Biol. – 1979. – №50. – P. 319–332.

143. Hanson A.K. Exploring the Chemical Activity in the Sea That Is Caused by the Sun / A.K. Hanson. Martimes. – 1987. – Vol-31, №2. – P. 8-10.

144. Harmelin-Vivien, M. Impact of *Caulerpa taxifolia* on Mediterranean fish assemblages: a six year study. In: Proceedings of the Workshop on Invasive *Caulerpa* in the Mediterranean / M. Harmelin-Vivien, P. Francour, J.G. Harmelin // MAP Tech. Rep. –1999. – Ser. 125. – P. 127–138.

145. Honda, H. High density rearing of Japanese Flounder, *Paralichthys olivaceus* with a closed seawater recirculation system equipped with a denitrification unit / H. Honda, Y. Watanaba, K. Kikuchi, N. Iwata, S. Takeda, H. Uemoto, T. Furata, M. Kiyono. Suisanzoshoku. –1993. – №41. – P. 19-26.

146. James E. Rakocy. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems: Aquaponics—Integrating Fish and Plant Culture / Rakocy James E., P. Masser Michael, M. Losordo Thomas // SRAC Publication № 454, 2006.

147. Janssen M. Cultivation of microalgae: effect of light/dark cycles on biomass yield / M. Janssen // Ponsen & Looijen BV, Wageningen, The Netherlands. – 2002. – 184 P.

148. Jorquera, H. A ground-level ozone forecasting model for Santiago, Chile / H. Jorquera, W. Palma, J. Tapia // Journal of Forecasting. – 2002. – Vol. 21, Issue 6. – P. 451–472.

149. Kadowaki S. Energy budget for a yellowtail, *Seriola quinqueradiata* in pen culture / S. Kadowaki // Bull. Natl. Res. Inst. Aquaculture, 1994. Suppl. 1. – P. 45–59.

150. Kadowaki S. Production ecological studies on allowable capacity of aquaculture in yellowtail, *Seriola quinqueradiata* / S. Kadowaki. Doctoral thesis of Hokkaido University, 1990. – 123 p. (In Japanese)
151. Kamstra, A. Top eel farm upgrades effluent treatment in Netherlands / A. Kamstra, E.H. Eding, O. Schneider. *Global Aquaculture Advocate*. – 2001. – № 4. – P. 37- 38.
152. Kamstra, A. The effect of denitrification on feed intake and feed conversion of European eel *Anguilla anguilla* L. / A. Kamstra, J.W van der Heul. // Grizel, H., Kestermont, P. (Eds.), *Aquaculture and Water: Fish Culture, Shellfish Culture and Water Usage*. European Aquaculture Society Special Publication. Oostende, Belgium. –1998. –№. 26. – P. 128–129.
153. Karydis M. Organizing a public aquarium: objectives, design, operation and mission. A review / M. Karydis // *Global NEST Journal*. –2011.– Vol. 13, № 4. – P. 369-384
154. Kim, P.K. Nitrification and denitrification efficiency of seaweed, *Gracilaria verrucosa* with temperature and nutrient concentration / P.K. Kim, Y. Kim, J.K. Jeon. *International Conference: Lessons from the Past to Optimise the Future*, Trondheim, 5-9 Aug., 2005 // *Eur. Aquacult. Soc. Spec. Publ.* –2005. – № 35. –P. 274–275.
155. Kinsey, Donald W. Effects of elevated nitrogen and phosphorus on coral reef growth / Kinsey, Donald W.; Davies, Peter J. *Limnol. // Oceanogr.* – 1979. – №24(5). – P. 35–40.
156. Kipper. *Sea Water Under Test; The Maldives Example* / Kipper, Horst // *Today's Aquarium*. –1987. –№3. – P. 21-23.
157. Kitadai, Y. Growth, nitrogen and phosphorous uptake rates and O₂ production rate of seaweeds cultured on coastal fish farm / Y. Kitadai, S. Kadowaki // *Bull. Fish. Res. Agen.* – 2007. –№. 19. – P. 149-154,

158. Kok B. Experiments on photosynthesis by *Clorella* in flashing light / B. Kok // Burlew JS, editor Algal Culture Washington: Carnegie Institution of Washington, 1963. – Pub 600. – P. 63-75.
159. Korom S.F. Natural denitrification in the saturated zone: a review / S.F. Korom // Water Resour. Res. –1992. – №28. – P. 1657–1668.
160. Kristiansen, J. Encyclopedia of Chrysophyte Genera / J. Kristiansen, H.R. Preisig // Bibliotheca Phycologica 110: P. 1-260.
161. Kube, N. The feasibility of a photobioreactor (microalgae) for removal of dissolved nutrients in a closed recirculating system / N. Kube, A.A. Boschhoff, B. Wecker. International Conference: Lessons from the Past to Optimise the Future, Trondheim, 5-9 Aug. 2005 // Eur. Aquacult. Soc. Spec. Hubl. – 2005. – № 35. – P. 289-290.
162. Kutty, M.N. Fish culture in rice fields / M.N. Kutty // African Regional Aquaculture Centre Port Harcourt, Nigeria Lectures presented at ARAC for the Senior Aquaculturists course, 1987. ARAC/87/WP (16).
163. Lahaye, M. Structure and functional properties of Ulvan, apolysaccharide from green seaweeds / M. Lahaye, A. Robic // Biomacromolecules. – 2007. – №8. – P. 1765–1774.
164. Larned, S. T. Nitrogen- versus phosphorus-limited growth and sources of nutrients for coral reef macroalgae / S.T. Larned // Marine Biology. –1998. –№ 132. P. 409–421.
165. Lee, Y.K. Energetic of photosynthetic algal growth: influence of intermittent illumination in short (40s) cycles / Y.K. Lee, S.J. Pirt // J. gen. Microbiol. –1981. – №124. – P. 43-52.
166. Lefebvre, S. Modelling nitrogen cycling in a mariculture ecosystem as a tool to evaluate its outflow / S. Lefebvre, C. Bacher, A. Meuret, J. Hussenot // Estuarine, Coastal and Shelf Science. –2001. – № 52(3). – P. 305-325.

167. Levring, T.N. Marine algae. A survey of research and utilization / T.N. Levring, H.A. Hoppem, O.J. Schmid. Cram, de Gruyter & Co., Hamburg, 1969. – 421p.

168. Lewis, W.M. Use of hydroponics to maintain quality of recirculated water in a fish culture system / W.M. Lewis, J.H. Yopp, H.L. Schramm, A.M. Brandenburg // T. Am. Fish. Soc. – 1978. – №107. – P. 92–99.

169. Malik, E.S. Effect of feeding and water quality on the ammonium-ion content of carp blood / E.S. Malik, J. Olah // Aquacult. Hung. –1984. –№ 4. – P. 87-95.

170. Malinovski, K.C. Growth of green alga *Codium fragile* in a Connecticut estuary / K.C. Malinovski, J. Ramus // J. Phycol. –1973. – №9. – P. 102-110.

171. Martello, A. Preliminary tests on microalgae growth and their use as food supply in *Mytilus galloprovincialis* in a recirculating aquaculture system / A.Martello, S. Buono, M.Calazzo et al. International Conference: Lessons from the Past to Optimise the Future, Trondheim, 5-9 Aug., 2005 // Eur. Aquacult. Sec. Spec. Publ. –2005. – № 35. – P. 315-316.

172. Martins, C.I.M. The accumulation of substances in Recirculating Aquaculture Systems (RAS) affects embryonic and larval development in common carp *Cyprinus carpio* / C.I.M. Martins, M.G. Pistrin, S.S.W. Ende, E.H. Eding, J.A.J. Verreth // Aquaculture. – 2009. – №291. – P. 65-73.

173. Martinsa, C.I.M. New developments in recirculating aquaculture systems in Europe: A perspective on environmental sustainability / C.I.M. Martinsa, E.H. Edinga, M.C.J. Verdegema, L.T.N. Heinsbroeka, O. Schneiderc, J.P. Blanchetond, E. Roque d'Orbcasteld, Verreth J.A.J. // Aquacultural Engineering. –2010. – Vol.43, Issue 3.– P. 83-93.

174. Marton E. Polycultures of fishes in aquaponics and recirculating aquaculture / E. Marton // Aquaponics J. –2008. –№48. – P. 28–33.

175. Masser, M. P. Recirculating aquaculture tank production systems: management of recirculating systems / M.P. Masser, J. Rackocy, T.M. Losordo. Southern Regional Aquaculture Center, Publication, 1999. – №452. – P. 12.

176. Matthijs, H.C.P. Application of light-emitting diodes in bioreactors: Flashing light effects and energy economy in algal culture (*Chlorella pyrenoidosa*) / H.C.P. Matthijs, H.Balke, U.M. Hes Van, B.N.A. Kroon, L.R.Mur, R.A. Binot // Biochnol Bioeng. –1996. –№50. – P. 98–107.

177. Mayano, F.J. El amoniaco en los peces. Aspectos toxicos / F.J. Mayano, J. Cardenete // Ars.pharm.: Rev. Fac. farm. –1988. –Vol.29, № 2. – P. 145-152.

178. Meinesz, A. Suivi de l'invasion de l'algue tropicale *Caulerpa taxifolia* en Mediterranee: situation au 31 dec 1997 / A. Meinesz, J.M. Cottalorda, D. Chiaverini, N.Cassar, J. DeVaugelas //Antipolis, Laboratoire Environnement Marin Littoral, Universite de Nice-Sophia, 1998. 238 P. (in French).

179. Meinesz A. Killer algae / A. Meinesz. University Of Chicago Press, 1999. – 360 P.

180. Merchuk, J.C. Light/dark cycles in the growth of the red microalgae *Porphyridium* sp. /J.C. Merchuk, M. Ronen,S. Giris, S.M. Arad // Biotechnol Bioeng. –1998. – №59. – P. 705–713.

181. Metaxa, E. High rate algal pond treatment for water reuse in a marine fish recirculation system: Water purification and fish health / E. Metaxa, G. Deviller, P. Pagand, C. Alliaume, C. Casellas, J.P. Blancheton // Aquaculture. 2006. –№252. – P. 92-101.

182. Masser M.P. Recirculating Aquaculture Tank Production Systems Management of Recirculating Systems / M.P. Masser, J. Rakocy, T.M. Losordo. Revision SRAC Publication, 1999. №452.

183. Rachin M. Aquaculture system / M. Rachin. Patent. WO 2013132481 A1, 2013.

184. Msuya, F. Effect of water aeration and nutrient load level on biomass yield, N uptake and protein content of the seaweed *Ulva lactuca* cultured in seawater tanks / F. Msuya, A. Neori // J. Appl. Phycol. –2008. –№20. – P.1021–1031.

185. Muangkeow, B. Effects of white shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone), and Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L., stocking density on growth, nutrient conversion rate and economic return in integrated closed recirculation system / B. Muangkeow, K. Ikejima, S. Powtongsook, Y Yi. // Aquaculture. – 2007. – №269. – P. 363-376.

186. Murage, E. Leaf chlorosis and carbon metabolism of eggplant in response to continuous light and carbon dioxide / E. Murage, N.Watashiro, M. Masuda // Scientia Horticulture. – 1996. – №67. – P. 27-37.

187. Murphy, J. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters / J. Murphy, I.P. Riley // Anal. Chim. Acta. –1962. – №27. – P. 31-60.

188. Murugaiyan, K. Proximate composition of marine macro algae from Seeniappa Dharka, Gulf of Mannar region, Tamil Nadu / K. Murugaiyan, S. Narasimman, P. Anatharaman // International Journal of Research in Marine Sciences. –2012. – №1(1). – P. 1-3.

189. Myrtry, M.R. Effects of biofilter (Cultured tank volume ration on productivity of a recirculating fish) vegetable co-culture system / M.R. Myrtry, D.C. Sanders, J.D. Cure, R.J. Hodson // Fish. Farm. Int. –1994. – 22, №13. – P. 21–23.

190. Nagel, L. Versuche zur Entwicklung eines Salzwasserkreislaufes mit Belebtschlammveiniqutig zur Haltung von Fischen / L. Nagel // Arbeit des Deutschen Fis-cherbaudes. – 1976. –Vol. № 19. – S. 108-206.

191. Nagel, L. Untersuchungen zur Intensivhaltung von Fishen im Warmwasserkreislauf / L. Nagel, Ch. Meske, K. Mudrack // Arch. Fisch. Wiss. – 1976. –№ 27(1). – P. 9–23.

192. Nagel, L.C.A. Combined production of fish and plants in recirculating water / L.C.A. Nagel // *Aquaculture*. – 1977. – Vol. 10. – № 1. – P. 17-24.
193. Natarajan, M. Effect of Temperature, Dissolved Oxygen Variation and Evaporation Rate in Marine Aquarium / M. Natarajan, P. Raja, G. Marichamy, S. Rajagopal // *Current Research Journal of Biological Sciences*. – 2009. – №1 (3). – P. 72–77.
194. Neal M.C. Hawaiian marine algae / M.C. Neal // *Bernice P. Bishop Mus. Bull.* – 1930. – № 67. – P. 1-83.
195. Nedbal, L. Microscopic green algae and cyanobacteria in high-frequency intermittent light / L. Nedbal, V. Tichy, F. Xiong, J.U. Grobelaar // *J Apply Phycol.* – 1986. – №8. – P. 325–333.
196. Negele R.D. Gewässergüteanforderungen aus fische reilicher sicht / R.D.Negele // *Münch. Beitr. Abwass.- Fisch.- und Flussbiol.* – 1986. – № 40. – S. 380–399.
197. Nelson M. Biosphere 2 and its Lessons for Long-duratuion Space habitats / M. Nelson, A. Alling. Faughnan, ed., *Space Manufacturing 9. The High Frontier: Accession, Development and Utilisation*. AIAA, Wash, D.C. 1993. – P.280-287
198. Neori, A. *Ulva lactuca* biofilters for marine fishpondeffluents. 2. Growth rate, yield and C–N ratio / A. Neori, I. Cohen, H. Gordin // *Bot. Mar.* – 1991. – №34. – P. 483–489.
199. Neori, A. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture / A. Neori, T. Chopin, M.Troell, A.H. Buschmann, G.P.Kraemer, C. Halling, M. Shpigel, C. Yarish // *Aquaculture*. – 2004. – №231. – P. 361–391.
200. Niu Hua-Xin. Изучение очистки воды креветочных хозяйств при помощи *Gracilaria lichenoides* / Niu Hua-Xin, Ma SHen, Tian Xiang-Le // *Zhoangguo haiyang daxue xuebao Ziran kexue ban* Period. Ocean Univ. China. – 2006. – 36, № 3. – P. 41–48.

201. Nolting M. Einfluß des Salzgehaltes auf die Nitrifikationsleistung von Biofiltern einer experimentellen Kreislaufanlage bei annähernd gleicher Biomasse der Fische (*Oreochromis niloticus*) / M. Nolting. Kiel.: Inst.für Meereskunde, Abt. Fischereibiologie, 2000. –199 S.

202. Ohba H. Culture studies on *Caulerpa* (Caulerpales, Chlorophyceae). II. Morphological variation of *C. racemosa* var. *laetevirens* under various culture conditions / H. Ohba, S. Enomoto // *Sôrul, Jap. Journ. Phycol.* –1987. –№25 (3). – P. 178-188.

203. Orellana, J. Culture of yellowtail kingfish (*Seriola lalandi*) in a marine recirculating aquaculture system (RAS) with artificial seawater / J. Orellana, U. Waller, B. Wecker // *Aquacult. Eng.* –2014. –Vol. 58. – P. 20-28.

204. Ortiz, J. A Dietary fiber, amino acid, fatty acid and tocopherol contents of the edible seaweeds *Ulva lactuca* and *Durvillaea Antarctica* / Ortiz J., Romero N., Robert P., Araya J., Lopez-Hernández J., Bozzo, C. Navarrete, E.Osorio, A., Rios. // *Food Chem.* – 2006. –№99. – P. 98–104.

205. Clark W. Oxidation-Reduction Potentials of Organic Systems / W. Clark. Williams & Wilkins Co., Baltimore. Mansfield. 1960. – 595 P.

206. Park, E.J. Salinity acclimation of immobilized freshwater denitrifiers / E.J. Park, Seo J.K., Kim M.R., Jung I.H., Kim J.Y., Kim S.K. // *Aquacult. Eng.* – 2001. – №24. – P. 169–180.

207. Pattama, Ratana Arporn. Nutritional Evaluation of Tropical Green Seaweeds *Caulerpa lentillifera* and *Ulva reticulata* / Pattama Ratana Arporn, Anong Chirapart // *Kasetsart J. (Nat. Sci)* 2006. 40(Suppl.) –P.75-83

208. Paula Celis Plá. Development of *Macrocystis pyrifera* from spores and gametes on artificial substrate. Algal production in a surface culture / Paula Celis Plá, Krisler Alveal // *Lat. Am. J. Aquat. Res.* – 2012. – Vol.40, №.2. – P. 292–299.

209. Pedersen, M.F. Nutrient control of algal growth in estuarine waters. Nutrient limitation and the importance of nitrogen requirements and

nitrogen storage among phytoplankton and species of macroalgae / M.F. Pedersen, J. Borum // *Mar. Ecol. Prog.* –1996. – Ser.142. – P. 261–272.

210. Pesando, D. Effects of caulerpenyne, the major toxin from *Caulerpa taxifolia* on mechanisms related to sea urchin egg cleavage / D. Pesando, R. Lemée, C. Ferrua, P. Amade, Jean-Pierre Girard. // *Aquatic Toxicology.* – 1996. – Vol.35, Issues 3–4. – P. 139–155.

211. Peterson, R.D. Effects of light intensity on the morphology and productivity of *Caulerpa racemosa* (Forsskål) / R.D. Peterson // *J. Agardh-Micronesica.* – 1972. – №8. – P. 63-86.

212. Phillips, J.N. Growth rate of *Chlorella* in flashing light / J.N. Phillips, J.N. Myers // *Plant physiol.* –1954. – №29. – P. 152-161.

213. Piazzzi, L. Threat to macroalgal diversity: effects of the introduced alga *Caulerpa racemosa* in the Mediterranean / L. Piazzzi, G. Ceccherelli, F. Cinelli // *Mar. Ecol. Prog.* – 2001. – Ser. 210. –P. 149–159.

214. Piedrahita, R. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation / R. Piedrahita // *Aquaculture.* – 2003. – №226. – P. 35-44.

215. Rakocy, J.E. Recirculating aquaculture tank production systems: Aquaponics—Integrating fish and plant culture / Rakocy, J.E.; Masser, M.P.; Losordo, T.M. SRAC Publication 2006, 454, 16.

216. Red and red red tilapia! // *Fish farm. Int.* 27. – 2000. –№ 6. – P.31.

217. Redfield A.C. The biological control of chemical factors in the environment / A.C. Redfield // *Amer. Sci.* –1958. – Vol. 46. – P. 205–211.

218. Robertson-Andersson, D.V. Integrated seaweed cultivation on an abalonefarm in South Africa / D.V. Robertson-Andersson, M. Potgieter, J. Hansen, J. Bolton, M. Troell, R. Anderson, C. Halling, T. Probyn // *J. Appl. Phycol.* – 2008. –Vol 20. – P. 19-28.

219. Rosental, H. Fischeaufzucht im seewasserkreislauf unter Kombination biologischer und chemischer Aufbereitungsverfahren (Ozoni-seerung) / H.

Rosental, H. Westernhagen // Arbeitendes Deutschen Fischverbandes. –1976. – № 19. – S. 208-218.

220. Ryther, J.H. Cultivation and conversion of marine macroalgae. (Gracilaria and Ulva) / J.H. Ryther, T.A. Debusk, M. Blakeslee // SERI/STR-231-2360, 1984. P. 1–88.

221. Sadgi, T. Determination of ammonia in sea water by the indophenol method and its application to the coastal and offshore water / T. Sadgi // Oceanogr.Mag. –1966. – Vol.18, №1, P.11-16.

222. Şalaru, V. Usage of algae species Chaetomorpha gracilis and Ch.aerea for depuration process of the residual waters / V. Şalaru, A.Trofim, Şalaru Vasile // J. Plant Develop. –2008. – №15. – P. 13–18.

223. Salisbury, Frank.B. Bios-3: Siberian Experiments in Bioregenerative life Support / Frank. B. Salisbury, Josef I.Gitelson, Genry Lisovsky // BioScience. –1997. –№47 (9). – P.575–585.

224. Salvadó, H. Effects of shock loads of salt on protozoan communities of activated sludge / H. Salvadó, M. Mas, S. Menendes, M.P. Gracia // Acta Protozoologica. – 2001. – №40 (3) – P. 177-186.

225. Sauthier, N. Biological denitrification applied to a marine closed aquaculture system / N. Sauthier, A. Grasmick, J.P Blancheton // Water Res. – 1998. – № 32. –P. 1932–1938.

226. Schuenhoff, A. A semirecirculating, integrated system for the culture of fish and seaweed / A. Schuenhoff, M. Shpigel, I. Lupatsch et al. // Aquaculture. –2003. –Vol. 221, № 1-4. –P. 167–181.

227. Scorano, J. Recovery of fish from functional concentration of nitrite / J. Scorano, M.J. Sarogla // Aquaculturi 1984. – Vol.43, № 4. – P. 421–426.

228. Silva, P.C. Geographic patterns of diversity in benthic marine algae / P.C. Silva // Pacific Science. – 1992. –№ 46. P. 429–437.

229. Skopintsev, B. A. Determinations of the oxidation-reduction potential in Black Sea water / B. A. Skopintsev, N. N. Romenskaya, E. V. Smirnov // Moscow.: Okeanologiya. –1966. –№ 6(5). – P. 799-806.

230. Solorzano, L. Determination of ammonia in natural waters by the phenolhypochlorite method / L. Solorzano // Limnol. Oceanogr. –1969. – № 14. – P. 799-801.

231. Sprurny, P. Uciněk stresových faktorů na některé biochemické ukazatele krevního plázně / P. Sprurny, I. Jirasek, Z. Machová // Živočišná výroba. – 1984. –Vol.29, № 11. –P. 1007-1014.

232. Steffens W. Neuere Japanische Ergebnisse bei der intensiven Karpfen aufzucht in Kaffgen und Kreislaufanlagen / W. Steffens // Deutsche Fischerei-Zeitung. –1968. –B. 15, № 12. –P. 323–328.

233. Steinbauer M., Kadlecová E. Design of special light source for biological application. Brno University of Technology, Dept. of Theoretical and Experimental Electrical Engineering, Kolejní 2906/4,612 00 Brno, Czech Republic, (2006) Materials of conference «Electro 2006».

234. Stumm, W. Aquatic Chemistry Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters (3rd ed.) / W. Stumm, J.J. Morgan. New York. John Wiley & Sons, Inc[ISBN0-471-51185-4].–1996. 1022p.

235. Sysoeva, M.I. Plants under Continuous Light: A Review / M.I. Sysoeva, E.F. Markovskaya, T.G. Shibaeva // Plant Stress. – 2010. –№4(1). – P. 5-17.

236. Taylor, WM.R. Marine algae of the Eastern tropical and subtropical coast of the Americas / WM.R. Taylor. Univ. Michigan Press, Ann. Arbor.1960. – 870 P.

237. Tebennhox E., Tebennhox F.. Pat. 2748084 BRD, A01K63/00. Verfahren und Vorrichtung zur Klärung des Wassers in Intensiv-Fischproduktionsanlagen / (BRD). Заявл. 21.10.77; Опубли. 3.05.79.

238. Terrados J. Crecimiento y produccion de las praderas de macrofuitos del Mar menor, Murcia. / J. Terrados // Pd.D. thesis, Univ. Murcia, 1991. – 229 P.
239. Terrados, J. Temporal variation of the biomass and structure of *Caulerpa prolifera* (Frosskål) Lamouroux meadows in the Mar Menor lagoon (SE Spain) / J. Terrados, J. Ros // Scientia Marina. –1995.V №59. – P. 49–56.
240. Terry, K.L. Photosynthesis in modulated light: Quantitative dependence of photosynthetic enhancement on flashing rate / K.L. Terry // Biotechnol Bioeng, 1986. – №28. – P. 988-995.
241. Charles, J. The Reef Aquarium. Delbeek / J. Charles. Ricordea Publishing. Sprung, Julian 1994.
242. Thimijan, R.W. Photometric, radiometric and quantum light unit of measure: a review of procedures for interconvercion / R.W. Thimijan, R.D. Heins // Hort. Science. –1983. – №18. – P. 818–822.
243. Tiedje, J.M. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonia / J.M. Tiedje. Zehnder, A.J.B. (Ed.), Biology of Anaerobic Microorganisms. Wiley, N.Y., 1990. – P. 179–244.
244. Thomas L. M. Environmental Parameters Affecting Fish Physiology in Water Reuse Systems / L.M. Thomas // Marine Fisheries Review. 1978. – Vol. – 40, № 10. – P. 46-47.
245. Tucker C.S., Francis-Floyd R., Beale M H. *Ictalurus punctatus*. Nitrite induced anemia in channel catfish, *Ictalurus punctatus* Rafinesque // Bull. Environ. Contam. and Toxicol. - 1989. - 43, № 2. - P. 295-301.
246. Van Rijn Y. Denitrification in recirculating aquaculture systems: from biochemistry to biofilter / Y. van Rijn, Y. Barak. Second International Conference on recirculating Aquaculture, Cooperative Extension/Sea Grant, Virginia Tech, Blacksburg, Virginia, 1998. – P. 179-187
247. Van Rijn Y. Denitrification in recirculating systems: Theory and applications / Y. Van Rijn, Y. Tal, J. Schreier Harold // Aquaculture Engineering. – 2006. – №34. – P. 364–376.

248. Velichkova, K. The Usage of Aquatic Floating Macrophytes (*Lemna* And *Wolffia*) as Biofilter in Recirculation Aquaculture System (RAS) / K.Velichkova, I.Sirakov // Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences. – 2013. – № 13. – P.101-110.

249. Verlaque, M. The *Caulerpa racemosa* complex (Caulerpales, Ulvophyceae) in the Mediterranean Sea / M.Verlaque, C.F. Boudouresque, A. Meinesz, V.Gravez // Botanica Marina. – 2000. – № 43. – P.49–68.

250. Wang Yu Peji. Svichan lexue / Wang Yu Peji // Fish. Sci.–1992. – Vol.11, № 8. – C. 18–23.

251. Watanabe, W.O. Production of Florida red tilapia (*Oreochromis* sp.) fry in brackishwater tanks under different feeding regimes and stocking densities / W.O. Watanabe, S.J. Smith, W.D. Head. K.W. Mueller // ICLARM Conf. Proc. – 1997. – №41 – P. 160-167.

252. Watten, B.I. Tropical production of tilapia (*Sarotherodon aurea*) and tomatoes (*Lycopersicon esculentum*) in a small - scale recirculating water system / B.I. Watten, R.L. Busch // Aquaculture. – 1984. – Vol.41, № 3. – P. 271–283.

253. Weirich, C.R.Tolerance of juvenile black sea bass *Centropristis striata* to acute ammonia and nitrite exposure at various salinities / C.R. Weirich, M.A. Riche // Fisheries Science. – 2006. – Vol. 72, Issue 5. – P. 915–921.

254. Westin, D.T. Nitrate and Nitrite Toxicity in Salmonid Fishes / D.T.Westin // Prog. Fish. Cult. –1974. – №36 (2). – P. 86-89.

255. Wlasow, T. Cellular changes in the blood and haemopoietic fissues of common carp exposed to sublethal concentration of ammonia / T. Wlasow, H. Dabrowska // Aquat. Living. Resours. –1989. – Vol.2, № 3. – P. 169–174.

256. Van Rijn Y. Denitrification in recirculating aquaculture systems: from biochemistry to biofilter / Y. Van Rijn, Y. Barak. The Second International Conference on Recirculating Aquaculture, Cooperative Extension /Sea Grant, Virginia Tech, Blacksburg, Virginia, 1998. – P. 179–187.

257. Yanong R.P.E. Biosecurity in Aquaculture Part 2: Recirculating Aquaculture Systems / Roy.P.E. Yanong // Southern Regional Aquaculture Center (SRAC), 2012. Publication №4708.

258. Yoram Barak. Biological phosphate removal in a prototype recirculating treatment system/ Y. Barak, Jaap van Rijn //Aquacultural Engineering. 2000. –Vol.22, Issues 1-2. – P. 121–136.

259. Yousef S. Al-Hafedh. Bioremediation potential, growth and biomass yield of the green seaweed, *Ulva lactuca* in an integrated marine aquaculture system at the Red Sea coast of Saudi Arabia at different stocking densities and effluent flow rates / Yousef S. Al-Hafedh, Aftab Alam, Alejandro H. Buschmann // Reviews in Aquaculture. –2015. – Vol.7, Issue 3. – P. 161-171.

260. Yue Wei-Zhong. Предварительные данные об очистке при помощи водорослей вод морской аквакультуры / Yue Wei-Zhong, Huang Xiao-Ping, Tan Ye-Hui, Yin Jian-Giang. // Haiyang huanjing Kexue = Mar. Environ. Sei. – 2004. – Vol.23, № 1. – P. 13–15.

261. Zaneveld, J.S. The utilization of marine algae in tropical South and East Asia / J.S. Zaneveld // Econ. Bot. –1959. – №13. – P. 89–131.

262. Zhang-Ji-Ping. Снижение концентрации нитритов в воде с культивируемой креветкой *Litopenaeus vannamei* при помощи хлореллы / Zhang-Ji-Ping, Guo Zhao-ling // Shuichan kexue = Fish. Sci. – 2006. – Vol.25, № 10. – P. 517-519.

263. Nutrition Division, Department of Health, Ministry of Public Health. 2003. The War Veterans Organization Office of printing mill. Reference Intakes for Thai 2003.

Приложение 1

Акт внедрения результатов исследований

ООО «Океанариум №1»
ул. Промышленная, д. 10, Москва, 115477,
тел.: 8(495)988 54 63; 8(495) 921-10-15
ОКПО 38246206 ОГРН 5117746067852
ИНН 7724818308 КПП 772401001

« 27 » августа 2015г.

АКТ

Внедрения результатов исследований

Кандидатской диссертационной работы

Дементьева Дмитрия Викторовича

Настоящим удостоверяется, что рекомендации, содержащиеся в диссертационном исследовании Дементьева Дмитрия Викторовича, были апробированы и использованы в ООО «Океанариум №1» при эксплуатации альгофильтров одной демонстрационной и двух лабораторных морских замкнутых систем, общим объемом 7000 литров.

В частности были использованы разработанные автором:

- рекомендованный видовой состав макрофитов с преобладанием зелёной макроводоросли *Caulerpa prolifera*;
- спектральные характеристики светодиодов освещения морских альгофильтров;
- рекомендованная интенсивность освещения;
- рекомендованная продолжительность светового периода альгофильтра;
- барабанная конструкция альгофильтра.

Своевременное использование указанных мероприятий в процессе эксплуатации замкнутых систем позволило:

- улучшить гидрохимические показатели морских систем по pH, а также по нитратному азоту и фосфатам.
- снизить расход морской воды на 10-20%, по сравнению с аналогичными функционирующими системами;
- значительно расширить планктонное сообщество систем, что стабилизировало функционирование биологической очистки в целом;
- вырастить растительную массу для заселения пустующих демонстрационных систем океанариума.

Управляющий океанариумом:

Руководитель
биологического отдела:



/ Григорян Г.Б.

/ Трубицын В.Ю.

Патент на полезную модель

РОССИЙСКАЯ ФЕДЕРАЦИЯ



ПАТЕНТ
НА ПОЛЕЗНУЮ МОДЕЛЬ

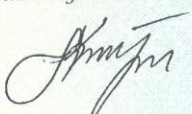
№ 149981

БАРАБАННЫЙ ФИТОФИЛЬТР

Патентообладатель(ли): *Федеральное государственное бюджетное образовательное учреждение высшего профессионального образования "Российский государственный аграрный университет - МСХА имени К.А. Тимирязева" (ФГБОУ ВПО РГАУ - МСХА имени К.А. Тимирязева) (RU)*

Автор(ы): *Дементьев Дмитрий Викторович (RU)*

Заявка № 2014126112
Приоритет полезной модели 27 июня 2014 г.
Зарегистрировано в Государственном реестре полезных моделей Российской Федерации 19 декабря 2014 г.
Срок действия патента истекает 27 июня 2024 г.

Врио руководителя Федеральной службы по интеллектуальной собственности
 Л.Л. Курий

