ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МОРСКИХ МИКРОВОДОРОСЛЕЙ
ДЛЯ БИОТЕСТИРОВАНИЯ ВОД СЕВАСТОПОЛЬСКИХ БУХТ

Л.В. Стельмах, Н.П. Ковригина

ФИЦ «Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского РАН»,
РФ, г. Севастополь, пр. Нахимова, 2
E-mail: lustelm@mail.ru

Показана возможность использования монокультур диатомовых и динофитовых водорослей, выделенных из планктона Черного моря, для оценки качества водной среды. Исследования были выполнены на диатомовой водоросли *Phaeodactylum tricornutum* и двух видах динофитовых *Prorocentrum cordatum* и *Gyrodinium fissum*. Выявлено, что исследуемые прибрежные воды в районе Севастополя в разные периоды оказывали как угнетающее, так и стимулирующее влияние на рост динофитовых водорослей и исключительно угнетающее действие на рост диатомовой водоросли. Отмечена необходимость использования нескольких видов водорослей при проведении комплексных работ по биотестированию вод прибрежных районов Черного моря.

Ключевые слова: морские микроводоросли, биотестирование вод, комплексный мониторинг, Севастопольские бухты, Черное море.

Поступила в редакцию: 19.12.2020. После доработки: 03.02.2021.

Введение. Усиление хозяйственной деятельности в прибрежных районах Мирового океана, включая Черное море, сопровождается ухудшением экологической обстановки, что непосредственно отражается на функционировании всех трофических звеньев водных экосистем. Оценка качества морской среды является неотъемлемой частью комплексного мониторинга, регулярно выполняемого в различных районах прибрежных вод. Одно из направлений в оценке качества морских вод связано с использованием организмов, представляющих разные трофические уровни. Для биотестирования морской среды в большинстве случаев используют многоклеточные организмы, прежде всего, такие как рыбы и их эмбрионы [1]. Тогда как представители первичного звена водных экосистем, микроводоросли, применяются еще недостаточно, а количество тестируемых видов невелико [2–4]. Структурно-функциональные особенности представителей отдельных таксономических групп фитопланктона и их различия в стратегии питания позволяют предположить, что на одни и те же загрязнители моря разные виды микроводорослей могут реагировать неодинаково. Кроме того, в силу простой организации представ-

вителей фитопланктонного сообщества и их короткого жизненного цикла влияние загрязняющих веществ на отдельные виды водорослей не всегда проявляется.

Цель настоящей работы состояла в исследовании реакции трех видов черноморских микроводорослей на комплексное загрязнение прибрежных вод Черного моря в районе Севастополя и оценке возможности их использования для биотестирования морской среды.

Материал и методы. В работе были использованы два вида альгологически чистых культур динофитовых водорослей *Prorocentrum cordatum* (Ostenfeld) J.D. Dodge и *Gyrodinium fissum* (Levander) Kofoid & Swezy, а также один вид диатомовых *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin, выделенных из планктона Черного моря и содержащихся в коллекции отдела экологической физиологии водорослей ФИЦ ИнБЮМ.

До начала эксперимента каждую культуру адаптировали в течение нескольких суток к непрерывному свету, интенсивность которого составляла $50\text{--}70\text{ мкЭ}\cdot\text{м}^{-2}\cdot\text{с}^{-1}$, что соответствует световому насыщению по росту для исследуемых видов водорослей. Колбы с водорослями, помещенные на световую решетку, освещали снизу, используя све-

тодиоды. Освещенность измеряли с помощью люксметра Ю-116, коэффициент перехода от освещенности в люксах к интенсивности света – $1000 \text{ лк} = 17 \text{ мкЭ} \cdot \text{м}^{-2} \cdot \text{с}^{-1}$ [5]. По 10 мл адаптированных культур, находящихся в логарифмической фазе роста, помещали в колбы объемом 100 мл, куда предварительно наливали по 90 мл воды, отобранной с поверхности моря на трех станциях в районе Севастополя.

Первая станция (ст. 1) была расположена на выходе из Карантинной бухты в районе мидийной фермы, вторая (ст. 2) локализована в Севастопольской бухте неподалеку от искусственно сооруженного мола и третья станция (ст. 3) находилась в Артиллерийской бухте (рис. 1). Отобранную воду предварительно пропускали через трековые мембраны с диаметром пор 0,2 мкм для ее очистки от взвеси и живых организмов за исключением вирусов. В контрольных колбах тестируемые водоросли были помещены в пастеризованную морскую воду, отобранную в условно чистых районах (в центре моря). В контрольную и опытную

насыщающих рост интенсивностях света. Температура воды в экспериментах составляла 20–22°C.

В ходе экспериментов из колб с культурами микроводорослей ежедневно отбирали аликвоты для оценки численности клеток, подсчет которых проводили в счетной камере Горяева с помощью светового микроскопа ZEISS Primo Star в 3-х повторностях при общем увеличении системы $\times 100$. Коэффициент вариации среднего значения находился, как правило, в пределах 5–15%. Отклонение коэффициента прироста численности клеток микроводорослей рассчитывали по формуле

$$X_k = [(K_{\text{оп.}} - K_{\text{конт.}}) / K_{\text{конт.}}] \cdot 100\%,$$

где X_k – отклонение коэффициента прироста численности клеток микроводорослей, %; $K_{\text{оп.}}$ – коэффициент прироста численности клеток микроводорослей в опыте; $K_{\text{конт.}}$ – коэффициент прироста численности клеток микроводорослей в контроле. Оценку влияния загрязнения испытываемой пробы воды проводили по характеру действия (острое, подострое, хроническое), оказываемого на прирост численности клеток микроводорослей в зависимости от длительности воздействия загрязнения:

- отклонение от контроля коэффициента прироста численности клеток микроводорослей на 25% и более через 1 сутки после начала воздействия свидетельствует об остром влиянии испытываемой пробы воды на водоросли;
- отклонение от контроля коэффициента прироста численности клеток микроводорослей на 25% и более через 3-е суток после начала воздействия отражает подострое действие анализируемой пробы воды;
- отклонение от контроля коэффициента прироста численности клеток микроводорослей на 25% и более через 7 суток после начала воздействия свидетельствует о хроническом влиянии испытываемой пробы воды [6].

Гидрохимические анализы проб морской воды, отобранных на трех станциях, включали определения БПК₅, пер-

Рис. 1. Карта станций, на которых осуществлялся отбор проб морской воды: 1 – район мидийной фермы, 2 – Артиллерийская бухта, 3 – Севастопольская бухта

Fig. 1. Map of stations at which seawater sampling was carried out: 1 – mussel farm area, 2 – Artillery Bay, 3 – Sevastopol Bay

колбы вносили питательную среду f/2, помещали их на световую решетку, где экспонировали в течение 7-ми суток при

манганатной окисляемости в щелочной среде и органических форм азота в соответствии с методиками [7].

Результаты и обсуждение. Основное преимущество метода биотестирования вод с помощью различных тест-объектов состоит в том, что он позволяет быстро установить сам факт загрязненности среды. Однако этот метод не дает возможности установить спектр загрязняющих веществ, если они заранее неизвестны. В работах по оценке качества водной среды с помощью морских микроводорослей число используемых видов крайне ограничено. Чаще всего используют один-два вида водорослей. Среди них самым распространенным является такой вид диатомовых водорослей, как *P. tricornutum* [2]. Разработанный международный стандарт ISO биотестирования морской среды включает два вида диатомовых водорослей: *P. tricornutum* и *Skeletonema costatum* [8]. В России введен межгосударственный стандарт, основанный на международном стандарте ISO, касающийся биотестирования качества морских вод, а также минерализованных сточных вод на выше указанных одноклеточных водорослях. Вместе с тем в мировой практике проведения биотестирования морской среды неоднократно была использована культура *Tisochrysis lutea* El M.Bendif & I.Probert [9], которая относится к типу Haptophyta, показавшая более высокую чувствительность на действие токсикантов по сравнению со стандартными двумя видами диатомовых водорослей. Это указывает, вероятно, на необходимость расширения списка водорослей, которые

следует использовать при определении качества морской среды. Мы полагаем, что представители других таксономических групп водорослей могут продемонстрировать иную реакцию на загрязняющие вещества, нежели традиционно используемые два вида диатомовых водорослей. Важнейшей группой морских микроводорослей, представленной массово в фитопланктоне, являются динофитовые водоросли. Как показали наши исследования, их реакция на комплексное загрязнение прибрежных вод Черного моря часто отличается от таковой, полученной на диатомовой водоросли *P. tricornutum*.

Для характеристики уровня загрязнения поверхностных вод изучаемых районов были использованы два показателя: БПК₅ – биологическое потребление кислорода на пятые сутки и перманганатная окисляемость в щелочной среде. Первый показатель отражает уровень загрязнения среды нестойким органическим веществом, второй свидетельствует о степени загрязнения стойким органическим веществом. Получено, что в июне 2020 г. БПК₅ на станции 1 в районе мидийной фермы было максимальным за весь период работ, составив 3,69 мг·л⁻¹, что значительно превышает ПДК (2мг·л⁻¹) по рыбохозяйственным нормативам (табл. 1). Это свидетельствует о повышении загрязнения исследуемой акватории нестойким органическим веществом вследствие влияния склонового и хозяйственного стоков, а также других источников загрязнения.

Таблица 1. Биологическое потребление кислорода (БПК₅), перманганатная окисляемость (Окисл.) и содержание органического азота (Nорг) в поверхностном слое вод в районе мидийной фермы (Ст. 1), в Артиллерийской (Ст. 2) и Севастопольской (Ст. 3) бухтах

Ме- сяц	Ст. 1			Ст. 2			Ст. 3		
	БПК ₅ , мг·л ⁻¹	Nорг, мкг·л ⁻¹	Окисл., мгО·л ⁻¹	БПК ₅ , мг·л ⁻¹	Nорг, мкг·л ⁻¹	Окисл., мгО·л ⁻¹	БПК ₅ , мг·л ⁻¹	Nорг, мкг·л ⁻¹	Окисл., мгО·л ⁻¹
VI	3,69	1931	2,77	-	2056	3,33	-	1819	3,46
IX	2,66	2033	2,81	3,07	1936	2,90	3,44	2083	2,10
X	0,57	768	4,00	1,07	796	3,36	0,60	754	3,96

В это же время показатель перманганатной окисляемости на всех трех станциях был значительным, но не превышал ПДК ($4 \text{ мгО} \cdot \text{л}^{-1}$) по рыбохозяйственным нормативам. В этих условиях динамика роста трех видов водорослей была неодинакова. Различия наблюдались как между видами, так и между станциями (рис. 2).

Рис. 2. Динамика численности клеток в культурах *P. tricornutum* (а), *P. cordatum* (б) и *G. fissum* (в) в контроле (1), на воде района мидийной фермы (2), Артиллерийской бухты (3) и Севастопольской бухты (4) в июне 2020 г.

Fig. 2. Dynamics of the cells abundance in the cultures of *P. tricornutum* (a), *P. cordatum* (б) and *G. fissum* (c) in control (1), on the water of the mussel farm area (2), Artillery Bay (3) and Sevastopol Bay (4) in June 2020

Получено, что в течение семи суток эксперимента прирост численности клеток культуры *P. tricornutum* в контрольной пробе и в воде, отобранной на станции 1 в районе мидийной фермы, был одинаков. Вероятно, высокое содержание нестойкого органического вещества на станции 1 не оказывало влияния на рост данного вида водорослей. Тогда как в воде из Артиллерийской (ст. 2) и Севастопольской (ст. 3) бухт уже на третьи сутки наблюдалось замедление прироста клеток культуры относительно контроля, достигшее максимума на седьмые сутки (рис. 2а). Иная картина выявлена в эксперименте на культуре *P. cordatum*. В воде, отобранной на станциях 1 и 2, прирост численности клеток на седьмые сутки эксперимента заметно превышал этот показатель в контроле. Максимальный прирост культуры наблюдался на станции 3 и был существенно выше, чем в контроле (рис. 2б). Таким образом, вода всех трех станций оказывала стимулирующее влияние на рост культуры *P. cordatum*. Одна из причин усиления роста клеток данного вида в воде исследуемых районов связана, вероятно, с высоким содержанием в ней органических форм азота (табл. 1). Стимулирующее влияние загрязняющих веществ, содержащихся в воде всех трех станций, на рост клеток водорослей выявлено и для культуры *G. fissum*. Однако степень этого влияния неодинакова (рис. 2в).

В сентябре значения БПК₅ для вод всех трех станций превышали ПДК (табл. 1). Тогда как величины перманганатной окисляемости были существенно ниже ПДК. Содержание органического азота было высоким и слабо отличалось от его значений, полученных в июне. Комплексное влияние загрязняющих веществ, включая выше названные, выражалось в слабом угнетении роста культуры *P. tricornutum* по сравнению с контролем (рис. 3а). Возможное влияние вирусной инфекции на данный вид водорослей во всех опытных колбах не выявлено, так как форма и размеры клеток в опыте не отличались от таковых в контроле. Тогда как под влиянием вирусов, поражающих *P. tricornutum*, его клетки увеличиваются в объеме в 3–4 раза и

округляются, что показано нами ранее [10].

Рис. 3. Динамика численности клеток в культурах *P. tricornutum* (а), *P. cordatum* (б) и *G. fissum* (в) в контроле (1), на воде района мидийной фермы (2), Артиллерийской бухты (3) и Севастопольской бухты (4) в сентябре 2020 г.

Fig. 3. Dynamics of the cells abundance in the cultures of *P. tricornutum* (a), *P. cordatum* (b) and *G. fissum* (c) in control (1), on the water of the mussel farm area (2), Artillery Bay (3) and Sevastopol Bay (4) in September 2020

Слабое угнетение роста водорослей в загрязненной воде всех трех станций показано для культуры *P. cordatum* (рис. 3б) и слабое стимулирующее влияние для *G. fissum* (рис. 3в).

В октябре получены самые низкие значения БПК₅ и содержания органического азота в воде трех станций. Тогда как величины перманганатной окисляемости были самыми высокими за период исследований, что свидетельствует о повышенном содержании в среде стойкого органического вещества. Вероятно, это явилось одной из причин угнетения роста исследуемых видов водорослей (рис. 4).

Рис. 4. Динамика численности клеток в культурах *P. tricornutum* (а), *P. cordatum* (б) и *G. fissum* (в) в контроле (1), на воде района мидийной фермы (2), Артиллерийской бухты (3) и Севастопольской бухты (4) в октябре 2020 г.

Fig. 4. Dynamics of the cells abundance in the cultures of *P. tricornutum* (a), *P. cordatum* (b) and *G. fissum* (c) in control (1), on the water of the mussel farm area (2), Artillery Bay (3) and Sevastopol Bay (4) in October 2020

Показано, что как диатомовая водоросль *P. tricornutum*, так и динофитовые виды *P. cordatum* и *G. fissum* испытывали в той или иной мере угнетающее влияние вод всех трех станций, которое было наиболее выражено на седьмые сутки эксперимента и проявлялось в снижении прироста численности клеток относительно контроля. Максимальное отрицательное воздействие загрязнения на прирост клеток *P. tricornutum* наблюдалось в условиях его роста в воде, отобранной из Севастопольской бухты (рис. 4а). Наибольшее угнетение роста *P. cordatum* выявлено под влиянием загрязнений воды мидийной фермы (рис. 4б). Самый слабый прирост клеток относительно контроля для *G. fissum* отмечен при его культивировании в воде из Артиллерийской бухты и мидийной фермы (рис. 4в).

Загрязняющие вещества, содержащи-

еся в водах трех станций, оказывали на *P. tricornutum*, чаще всего, слабое угнетающее влияние (табл. 2). Об этом свидетельствуют значения коэффициента X_k , которые на седьмые сутки эксперимента в сентябре и октябре составляли менее 25%, а его знак был отрицательным. Однако в июне на ст. 2 и ст. 3 этот показатель достиг -25%, что в соответствии с принятыми нормами [6] указывает на хроническое токсическое воздействие загрязнений среды на данный вид диатомовых водорослей. В это же время два вида динофитовых водорослей подвергались стимулирующему воздействию загрязняющих веществ, содержащихся в водах всех трех станций. Причем *G. fissum* испытывал подострое стимулирующее влияние загрязнения воды, отобранной на первых двух станциях, о чем сви-

Таблица 2. Отклонение от контроля коэффициента прироста численности клеток (X_k) в культурах микроводорослей, выращенных на воде трех станций Севастопольского региона в 2020 г.

Месяц	Ст. 1			Ст. 2			Ст. 3		
	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. cordatum</i>	<i>G. fissum</i>	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. cordatum</i>	<i>G. fissum</i>	<i>P. tricornutum</i>	<i>P. cordatum</i>	<i>G. fissum</i>
VI	0	+12	+28*	-25	+16	+26*	-25	+25*	+10
IX	-4	-15	-6	-18	-15	+11	-15	-15	-4
X	-7	-25	-40	-4	-7	-33	-13	-15	-5

Примечание: коэффициент прироста численности клеток рассчитан, как правило, для 7-х суток, исключение составляют значения (*), рассчитанные на 3-и сутки; «+» означает стимулирующее влияние, «-» отражает угнетение.

детельствует коэффициент X_k , составивший +28 и +26% соответственно на третьи сутки эксперимента. Тогда как загрязняющие вещества, содержащиеся в среде на ст. 3, крайне слабо стимулировали рост данного вида водорослей ($X_k = +10\%$). В сентябре динофитовые водоросли, также как и *P. tricornutum*, испытывали, чаще всего, слабое угнетение роста в воде трех станций. И только рост *G. fissum* был подвергнут слабому стимулированию загрязнением водной среды ст. 2. Наконец в октябре все три тест-объекта находились под угнетающим влиянием загрязняющих веществ, содержащихся в исследуемых водах. В большинстве случаев это влияние было слабым. Коэффициент X_k составлял 4–15%

со знаком минус. И только в некоторых случаях выявлено хроническое угнетающее воздействие загрязняющих веществ на водоросли. Это получено для культуры *P. cordatum*, клетки которой осуществляли свой рост на воде, отобранной на ст. 1, и для культуры *G. fissum*, которая культивировалась под влиянием загрязнения среды ст. 1 и ст. 2. В этих случаях коэффициент X_k был в диапазоне от 25 до 40% со знаком минус.

Заключение. Проведенные лабораторные эксперименты с использованием культур диатомовой водоросли *P. tricornutum*, а также динофитовых *P. cordatum* и *G. fissum* в качестве биотестов выявили в большинстве случаев слабое угнетающее влияние комплексного загрязнения

исследованных прибрежных вод Черного моря на рост микроводорослей. Изредка это влияние достигало уровня хронического воздействия. В летний период (в июне) наблюдалось исключительно стимулирующее воздействие загрязнения вод на рост динофитовых водорослей, достигшее в 50% случаев уровня подострого влияния. Показана необходимость использования нескольких видов микроводорослей разной таксономической принадлежности при выполнении биотестирования морских вод.

Работа выполнена по проекту РФФИ – Севастополь № 20-45-920002 «Стратегии адаптации фитопланктона и его потребление микрзоопланктоном под влиянием климатических изменений и антропогенной нагрузки на прибрежные экосистемы Черного моря (район Севастополя)», а также по теме государственного задания ФИЦ ИнБЮМ № АААА-А18-18021490093-4.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Rudneva I.I. Use of fish embryo biomarkers for the evaluation of mazut toxicity in marine environment // International Aquatic Research. 2019. Vol. 11. Iss. 2. P. 147–157.
2. Zhuravel E., Markina Zh., Aizdaicher N. Growth and Physiological State of the Microalgae *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin (Bacillariophyta) in the Water Taken from Peter the Great Bay // Ocean Science Journal. 2009. Vol. 44(3). P. 173–179.
3. Бегун А.А. Биоиндикация состояния морской среды по диатомовым водорослям эпифитона макрофитов (залив Петра Великого, Японское море) // Известия ТИНРО. 2012. Т. 69. С. 77–93.
4. Маркина Ж.В., Айздайчер Н.А. *Dunaliella salina* (Chlorophyta) как тест-объект для оценки загрязнения морской среды детергентами // Биология моря. 2005. Т. 31. № 4. С. 274–279.
5. Парсонс Т.Р., Такахаши М., Харгрейв В. Биологическая океанография. М.: Легкая и пищевая промышленность. 1982. 432 с.
6. Оценка токсического загрязнения вод водотоков и водоемов различной солености и зон смешения речных и морских вод методами биотестирования. Рекомендации. Р 52.24.690-2006. <http://docs.cntd.ru/document/1200070999>.
7. Методы гидрохимических исследований основных биогенных элементов. М.: ВНИРО. 1988. 119 с.
8. Water quality – Algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*. Draft International Standard ISO/DIS 10253.2. 1994. 12 p.
9. Tato T., Beiras R. The Use of the Marine Microalga *Tisochrysis lutea* (T-iso) in Standard Toxicity Tests; Comparative Sensitivity With Other Test Species // Frontiers in Marine Science. Vol. 6. Article 488.
10. Stelmakh L.V., Stepanova O.A. Effect of Viral Infection on the Functioning and Lysis of Black Sea Microalgae *Tetraselmis viridis* (Chlorophyta) and *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyta) // Inland Water Biology. 2020. Vol. 13. Iss. 3. P. 417–424.

THE USE OF MARINE MICROALGAE FOR BIOTESTING THE WATERS OF SEVASTOPOL BAYS

L.V. Stelmakh, N.P. Kovrigina

The A.O. Kovalevsky Institute of Biology of Southern Seas of RAS, Sevastopol, Nachimov Av., 2

The possibility of using monocultures of marine diatoms and dinoflagellates isolated from the plankton of the Black Sea to assess the quality of the marine environment is shown. The studies were carried out on the diatom *Phaeodactylum tricornutum* and two species of dinoflagellates *Prorocentrum cordatum* and *Gyrodinium fissum*. It was revealed that in different periods the investigated coastal waters in the Sevastopol region had both a depressing and a stimulating effect on the growth of dinoflagellates and an exclusively depressing effect on the growth of diatom species. The necessity of using several species of algae in carrying out complex work on biotesting of waters of the coastal Black Sea areas is highlighted.

Key words: marine microalgae, biotesting of waters, integrated monitoring, Sevastopol bays, Black Sea.

REFERENCES

1. Rudneva I.I. Use of fish embryo biomarkers for the evaluation of mazut toxicity in marine environment. *International Aquatic Research*. 2019. Vol. 11. Iss. 2. pp. 147–157.
2. Zhuravel E., Markina Zh., Aizdaicher N. Growth and Physiological State of the Microalgae *Phaeodactylum tricornutum* Bohlin (Bacillariophyta) in the Water Taken from Peter the Great Bay. *Ocean Science Journal*. 2009. Vol. 44(3). pp. 173–179.
3. Begun A.A. Bioindikacija sostojanija morskoy sredy po diatomovym vodoroslyam jepifitona makrofitov (zaliv Petra Velikogo, Japonskoe more). *Izvestija TINRO*. 2012. Vol. 69. pp. 77–93.
4. Markina Zh.V., Ajzdajcher N.A. *Dunaliella salina* (Chlorophyta) kak test-obekt dlja ocenki zagriznenija morskoy sredy detergentami. *Biologija morja*. 2005. Vol. 31. No 4. pp. 274–279.
5. Parsons T.R., Takahashi M., Hargreiv V. Biologicheskaja okeanografija. M.: Legkaja i pishheva-ja promyshlennost'. 1982. 432 p.
6. Ocenka toksicheskogo zagriznenija vod vodotokov i vodoemov razlichnoj solenosti i zon smeshenija rechnyh i morskikh vod metodami biotestirovanija. Rekomendacii. R 52.24.690-2006. <http://docs.cntd.ru/document/1200070999>.
7. Metody gidrohimicheskikh issledovanij osnovnyh biogennyh jele-mentov. M.: VNIRO. 1988. 119 p.
8. Water quality – Algal growth inhibition test with *Skeletonema costatum* and *Phaeodactylum tricornutum*. Draft International Standard ISO/DIS 10253.2. 1994. 12 p.
9. Tato T., Beiras R. The Use of the Marine Microalga *Tisochrysis lutea* (T-iso) in Standard Toxicity Tests; Comparative Sensitivity With Other Test Species. *Frontiers in Marine Science*. Vol. 6. Article 488.
10. Stelmakh L.V., Stepanova O.A. Effect of Viral Infection on the Functioning and Lysis of Black Sea Microalgae *Tetraselmis viridis* (Chlorophyta) and *Phaeodactylum tricornutum* (Bacillariophyta). *Inland Water Biology*. 2020. Vol. 13. Iss. 3. pp. 417–424.