

УДК 574.522

ЛИМИТИРОВАНИЕ РАЗВИТИЯ ФИТОПЛАНКТОНА ОЗ. БАТОРИНО БИОГЕННЫМИ ЭЛЕМЕНТАМИ: ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНОЕ ИССЛЕДОВАНИЕ

Ю. Н. ХОТЯНОВИЧ¹⁾

¹⁾Белорусский государственный университет,
пр. Независимости, 4, 220030, г. Минск, Беларусь

Биогенные элементы (фосфор, азот, кремний) – один из наиважнейших факторов, отслеживающих развитие фитопланктона. Истощение названных элементов может ограничивать рост фитопланктона, что является одним из наиболее эффективных способов контроля «цветения» водоемов. Это явление повсеместно вызывается такой антропогенной деятельностью, как сброс сточных вод, использование большого количества сельскохозяйственных удобрений и т. д. Исследование проведено в июне 2025 г. При эксперименте в воду с поверхностного горизонта оз. Баторино были добавлены основные биогенные элементы в различных соотношениях, далее на протяжении 25 суток фиксировали изменения биомассы фитопланктона, определяемой по концентрации хлорофилла-а. На вторые сутки исследования зафиксирована отрицательная или околонулевая удельная скорость роста, что, возможно, связано с наличием «буферного» периода адаптации фитопланктонного сообщества, возникшего при резком (хотя и благоприятном) изменении условий. В это же время возросла доля сине-зеленых водорослей за счет снижения биомассы диатомовых, криптофитовых и зеленых водорослей. Статистически значимый ($p < 0,05$) прирост биомассы зафиксирован при добавлении всех изучаемых биогенных элементов в повышенных концентрациях ($\times 5$ и выше от контроля), при этом введение фосфора или кремния не вызывало значительных изменений в сравнении с контрольным вариантом, однако добавление азота показало меньший прирост биомассы в сравнении с контролем. Однако к концу исследования во всех микрокосмах преобладали представители зеленых водорослей, в то время как в исходной воде преобладали диатомовые совместно с сине-зелеными.

Ключевые слова: биогенное лимитирование; развитие фитопланктона; цветение водоемов; колимитирование.

Благодарность. Финансовая часть исследований осуществлялась в рамках грантов БРФФИ и Министерства образования Беларуси (ГПНИ ГР 20212317 и № Б25-112).

FNUTRIENT LIMITATION OF PHYTOPLANKTON GROWTH IN LAKE BATORINO: EXPERIMENTAL RESEARCH

Yu. N. KHATSIANOVICH^a

^aBelarusian State University,
4 Niezaliežnasci Avenue, Minsk 220030, Belarus

Nutrients like phosphorus, nitrogen, silicon are one of the most important factors controlling phytoplankton growth and proliferation. The depletion of these elements will limit the growth of phytoplankton, which is one of the most effective ways to control the phytoplankton blooms. This effect is caused everywhere by anthropogenic activities, such as wastewater discharge, the use of large amounts of agricultural fertilizers, etc. The study was conducted in June 2025.

Образец цитирования:

Хотянович ЮН. Лимитирование развития фитопланктона оз. Баторино биогенными элементами: экспериментальное исследование. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2026;2:20–30.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-20-30>

For citation:

Khatsianovich YuN. Nutrient limitation of phytoplankton growth in lake Batorino: experimental research. *Journal of the Belarusian State University. Ecology*. 2026;2:20–30. Russian.
<https://doi.org/10.46646/2521-683X/2026-2-20-30>

Автор:

Юлианна Николаевна Хотянович – младший научный сотрудник научно-исследовательской лаборатории гидроэкологии.

Author:

Yulyana N. Khatsianovich, junior researcher at the research laboratory of aquatic ecology.
yulexotuan@gmail.com

In the experiment, into the water from the surface horizon of the lake Batorino the main nutrients were added in various ratios. Then, over the course of 25 days, chlorophyll-a indicators were recorded, reflecting the increase in phytoplankton biomass. On the second day of the research, a negative or near-zero growth rate was recorded, which is probably due to the presence of a «buffer» adaptation period of the phytoplankton community. This period appears probably with a rapid (albeit conducive) change in conditions. At the same time, the proportion of blue-green algae increased due to a decrease in the biomass of the diatoms, cryptophyte and green algae. The study showed the significant ($p < 0,05$) increase in biomass (according to chlorophyll-a) was recorded when all studied nutrients (phosphorus, nitrogen, silicon) were added in maximum concentration, while the only phosphorus or silicon addition didn't cause significant changes in comparison with the control. The only nitrogen addition causes a lower increase in biomass compared to the control. At the same time, by the end of the study, representatives of the green algae predominate in all microcosms, while diatoms along with blue-green algae predominated in the source water.

Keywords: nutrient limitation; phytoplankton growth; aquatic bloom; co-limitation.

Acknowledgments. The work was carried out within the framework of the grant of the BRFFR and supported by Ministry of Education of the Republic of Belarus (SPNI 20212317 and № B25-112).

Введение

Биогенные элементы (фосфор (P), азот (N) и кремний (Si)) – важные вещества, контролирующие рост и размножение фитопланктона в водных экосистемах. Истощение названных элементов может ограничивать развитие фитопланктона, а также это один из наиболее эффективных способов контроля «цветения» водоемов [1; 2]. В гидробиологическом сообществе долгое время было принято, что главным фактором, лимитирующим развитие фитопланктона в пресноводных акваториях, является фосфор, и для того чтобы остановить процесс эвтрофирования водоема, необходимо уменьшать поступление этого элемента в водоем [3; 4]. Но со временем традиционно принятый контроль поступления только фосфора привел к отсутствию контроля поступления азотных соединений из водосборных бассейнов, включая городские коммунальные стоки и повышенное использование удобрений в сельском хозяйстве [5]. Вторым по значимости фактором для роста фитопланктона был признан азот [3].

Для отдельных групп фитопланктона главным лимитирующим фактором может служить и кремний. Такое явление характерно диатомовым водорослям, для которых потребление кремния необходимо для построения их створок. Несмотря на то что связь клеточного цикла кремния и других биогенных элементов (азота и фосфора) кажется несущественной, процессы антропогенного эвтрофирования, выражающиеся в повышенном сбросе в водные экосистемы питательных веществ, напрямую влияют на биогеохимический цикл кремния и, соответственно, на развитие диатомовых водорослей. Существует два типа изменений биогеохимического цикла кремния, которые происходят при эвтрофировании. Первый происходит при добавлении азота и фосфора в водные системы в результате антропогенной деятельности. Поскольку кремний не добавляется в значительной степени при обогащении питательными веществами, то присутствие азота и фосфора изменит соотношение Si:N и Si:P в водах [6]. Эти трансформации сами по себе могут оказывать влияние на количественное и качественное соотношение таксономических групп фитопланктона в водной экосистеме. Ко второму типу изменения цикла кремния относится уменьшение содержания кремния в толще воды за счет модификации его биогеохимического круговорота. Увеличение количества диатомовых водорослей (в том числе и из-за повышенного содержания биогенных элементов) приводит к увеличению запасов диатомового кремния в донных отложениях, что, в свою очередь, снижает концентрацию растворенного кремния в толще воды [6].

Цель исследования: выявить, как изменение концентраций и соотношения изучаемых биогенных элементов повлияют на таксономический и количественный состав фитопланктона оз. Баторино. Исходя из поставленной цели, были определены следующие задачи исследования:

1. Определить, по какому биогенному элементу (или их совокупности) лимитируется развитие фитопланктона в оз. Баторино экспериментальным путем в виде добавления биогенных элементов в озерную воду в лабораторных условиях.
2. Определить, как влияет на качественный состав фитопланктона добавление биогенных элементов в различных соотношениях.

Материалы и методы исследования

Озеро Баторино – эвтрофный [7] водоем, входящий в Нарочанскую систему, которая состоит из трех озер (оз. Нарочь, Мясстро, Баторино), имеющих общую водосборную территорию и соединенных между собой протоками. Эта система расположена на северо-западе Беларуси и принадлежит бассейну р. Неман. Основные морфометрические показатели оз. Баторино указаны в табл. 1.

Пробы воды для исследования отбирались с глубины 0,5 м от поверхности воды в месте станции мониторинга оз. Баторино (54°50'47,016'' с. ш., 26°58'4,313'' в. д.). Отбор производился в новые, предварительно промытые озерной водой, полиэтиленовые контейнеры объемом 40 л, далее вода доставлялась в лабораторию. Отбор проводился 16 июня 2025 года.

Пробы воды тщательно перемешивали и разливали по 6 л в чистые, химически инертные полиэтиленовые прозрачные контейнеры. Всего было использовано 13 контейнеров, в каждый из которых, помимо контроля (контейнер 0), были добавлены биогенные элементы (фосфор (P); кремний (Si); азот (N)) в различных соотношениях (табл. 2). Внесение биогенных элементов производилось один раз, в начале исследования.

Таблица 1

Основные морфометрические показатели оз. Баторино [8]

Table 1

The main morphometric indicators of Lake Batorino [8]

Площадь зеркала, км ²	6,25
Глубина средняя, м	2,4
Глубина максимальная, м	5,5
Длина береговой линии, км	15
Объем воды, млн м ³	18,7
Площадь водосбора, км ²	92,5
Время полного водообмена, лет	1
Тип перемешивания	Полимиктический

Таблица 2

Соотношения добавленных биогенных элементов по отношению к концентрациям биогенных элементов в исходной воде

Table 2

Nutrients ratios in relation to nutrients concentrations in the initial water

Номер контейнера	Количество добавленных биогенных элементов
0	P×1; Si×1; N×1
1	P×2; Si×2; N×2
2	P×26; Si×5; N×4
3	P×43; Si×8; N×8
4	P×12; Si×1; N×1
5	P×13; Si×1; N×1
6	P×32; Si×1; N×1
7	P×29; Si×3; N×1
8	P×2; Si×5; N×1
9	P×2; Si× 11; N×1
10	P×1; Si×1; N×2
11	P×1; Si×1; N×5
12	P×1; Si×1; N×8

Фосфор добавляли в виде KH_2PO_4 (начальная концентрация = 0,022 мгР/л); кремний – в виде натрия метасиликата пятиводного ($\text{Na}_2\text{SiO}_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$, начальная концентрация = 0,898 мг Si/л); азот добавляли в форме калия азотнокислого (KNO_3 , начальная концентрация = 0,48 мг N/л). При этом концентрации фосфора и азота измеряли в общей форме (далее – фосфор или TP, азот или TN соответственно), а кремний – в растворенной форме (далее – кремний или DSi).

После добавления биогенных элементов, контейнеры закрывали прозрачной крышкой, через которую были пропущены трубки компрессора (Компрессор Naribo NR-841567; 5 Вт, 4 л/мин) для подачи воздуха в водную массу и исключения ее застоя [9]. Освещенность у поверхности воды во всех контейнерах составляла 4100 лк, световой день составлял 12 ч. Температура воды в эксперименте составляла 21,6 °С (начальная температура озерной воды – 16 °С, постоянного значения вода достигла на вторые сутки). Продолжительность эксперимента составила 25 суток. Концентрацию хлорофилла-а и биомассу фитопланктона по составу пигментов различных отделов водорослей определяли с помощью флуориметра *AlgaeLabAnalyser, bbe Moldaenke*. Особые паттерны флуоресценции водорослей предварительно определены во флуориметрах *bbe* для автоматического определения различных отделов водорослей без предварительной пробоподготовки. Общее содержание азота устанавливали с помощью элементного анализатора *XPRT-TOC/TNb* (Trace Elemental Instruments, Netherlands), фосфора – после минерализации нефилтрованной воды с персульфатом калия в кислой среде на водяной бане [10]. Содержание растворенного кремния выясняли методом, основанным на образовании желтого кремнемолибденового комплекса при взаимодействии аммония молибденовокислого и растворенных кремниевых соединений в кислой среде [11]. Указанные параметры определяли с интервалом в 3–5 дней.

Наличие или отсутствие лимитирования устанавливалось по изменениям показателей биомассы фитопланктона с течением времени. Увеличение биомассы по сравнению с контролем в конце эксперимента свидетельствует о наличии лимитирования по добавленным в данный контейнер биогенным элементам [12; 13].

Начальные концентрации биогенных веществ, хлорофилла-а и концентрации пигментов по отделам водорослей представлены в табл. 3.

Таблица 3

Начальное содержание биогенных элементов и хлорофилла-а в оз. Баторино

Table 3

The initial content of nutrient elements and chlorophyll-a in the lake Bathorino

Концентрация общего фосфора, мг/л	0,022
Концентрация общего азота, мг/л	0,48
Концентрация растворенного кремния, мг/д	0,898
Концентрация хлорофилла-а, мкг/л	7,03
Зеленые водоросли, мкг/л	1,26
Сине-зеленые водоросли, мкг/л	2,77
Диатомовые водоросли, мкг/л	2,58
Криптофитовые водоросли, мкг/л	0,42

Для каждого микрокосма рассчитывалась удельная скорость роста биомассы фитопланктона (по хлорофиллу-а). Удельную скорость роста (μ , сут⁻¹) рассчитывали для каждого периода между отборами проб согласно уравнению экспоненциального роста [13]:

$$\mu = \frac{\ln \left(\frac{X_2}{X_1} \right)}{T_2 - T_1},$$

где X_1 – концентрация хлорофилла-а в начальной точке периода измерения (T_1); X_2 – концентрация хлорофилла-а в конечной точке периода (T_2).

Статистическую обработку проводили с помощью компьютерных программ *Microsoft Excel 2019* и *Statistica 6.0* от *StatSoft*, а также был проведен однофакторный дисперсионный анализ Краскела – Уоллиса.

Результаты исследования и их обсуждение

Удельная скорость роста (μ) отражает прирост биомассы исследуемого фитопланктона в разных контейнерах. На вторые сутки исследования только в четырех контейнерах наблюдался положительный прирост: в микрокосмах 3, 5, 6, 7 (рис. 1). При этом максимальные значения были в контейнерах 5 ($\mu = 0,3372 \text{ сут}^{-1}$) и 7 ($\mu = 0,3072 \text{ сут}^{-1}$), а минимальное – в контейнере 9 ($\mu = -0,4159 \text{ сут}^{-1}$). На шестой день эксперимента положительный прирост наблюдался во всех микрокосмах, кроме 11 и 12 контейнера, в которые был добавлен азот, как и в контейнер 10, в котором на шестой день эксперимента наблюдался минимальный положительный прирост биомассы фитопланктона по хлорофиллу-а ($\mu = 0,0057 \text{ сут}^{-1}$). Максимальный прирост наблюдался в контейнерах 3 ($\mu = 0,6043 \text{ сут}^{-1}$), 2 ($\mu = 0,4939 \text{ сут}^{-1}$) и 1 ($\mu = 0,4198 \text{ сут}^{-1}$), то есть в тех, где были увеличены концентрации всех трех исследуемых биогенных элементов. Начиная с 11 суток удельная скорость роста снизилась во всех микрокосмах, кроме контейнера 8, где прирост на 11-й день исследования составил $\mu = 0,2509 \text{ сут}^{-1}$ (на второй день эксперимента прирост был отрицательный $\mu = -0,3017 \text{ сут}^{-1}$, а на шестой $\mu = 0,1411 \text{ сут}^{-1}$) и контейнера 4 (удельная скорость роста на шестой день $\mu = 0,1567 \text{ сут}^{-1}$, а на одиннадцатый день $\mu = 0,2027 \text{ сут}^{-1}$).

На тринадцатые сутки эксперимента концентрация хлорофилла-а держалась в микрокосмах примерно на том же уровне, что и на одиннадцатые сутки. Исключением стали контейнеры 2, 3 и 4, где концентрация хлорофилла-а выросла по сравнению с предыдущим измерением (одиннадцатые сутки) в 1,8 раза. На восемнадцатый день в большинстве контейнеров наблюдался положительный прирост биомассы, кроме контейнера 8, где концентрация хлорофилла-а упала в сравнении с предыдущим измерением в 3 раза.

На двадцать второй день исследования практически во всех микрокосмах наблюдался околонулевой прирост. Максимальное значение зафиксировано в контрольном контейнере 0 ($0,1884 \text{ сут}^{-1}$), минимальное – в контейнере 8 ($-0,1437 \text{ сут}^{-1}$). На двадцать пятые сутки исследования в основном скорости роста держались на околонулевом уровне, при этом максимальные значения зафиксированы в контейнерах 11, 4 и 10 ($0,1651 \text{ сут}^{-1}$, $0,1307 \text{ сут}^{-1}$, $0,1118 \text{ сут}^{-1}$ соответственно); минимальное – в контейнере 2 ($-0,0313 \text{ сут}^{-1}$).

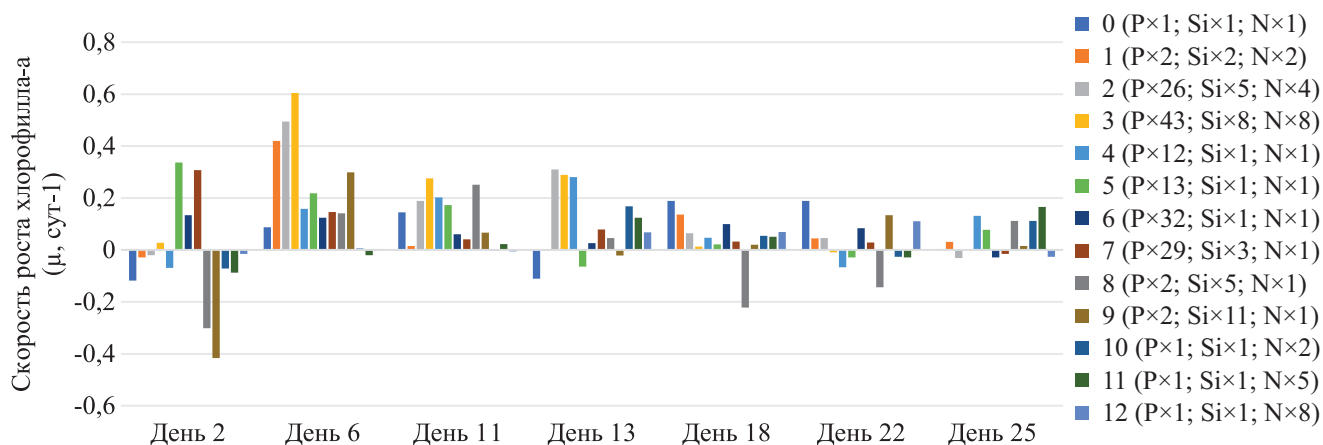


Рис. 1. Удельная скорость роста хлорофилла-а на протяжении эксперимента

Fig. 1. The growth rate of chlorophyll-a throughout the experiment

Начальная концентрация хлорофилла-а в воде составляла $7,03 \pm 0,020 \text{ мкг/л}$ (табл. 3). Спустя 25 дней в лабораторных условиях (предположительно, под воздействием повышенной температуры и более яркого освещения) в контрольном контейнере концентрация хлорофилла-а выросла до значения $71,13 \pm 0,728 \text{ мкг/л}$, то есть, в 10 раз (рис. 2). Н-критерий Краскала – Уоллиса показал, что существует значительная разница в зависимой переменной между разными группами ($\chi^2(12) = 29,35$, $p = 0,003$). Изменения величин биомассы фитопланктона в остальных микрокосмах оцениваются в сравнении с контрольными значениями. Значительный ($p < 0,05$) биомассы был отмечен в двух контейнерах – под номерами 2 и 3, где были внесены все исследуемые биогенные элементы. Максимальная биомасса (по хлорофиллу-а) фитопланктона была достигнута в микрокосме 3, куда внесены максимальные количества всех биогенных

веществ. Концентрация хлорофилла-а достигла на 25-й день исследования концентрации $601,97 \pm 5,982$ мкг/л, причем максимум был зафиксирован на 18-й день исследования и составил $626,695 \pm 6,795$ мкг/л, после чего концентрация хлорофилла-а постепенно снижалась.

Вторая по величине биомасса фитопланктона (по хлорофиллу-а) зафиксирована в микрокосме 2, где также были добавлены все биогенные элементы, но в меньших количествах. Концентрация хлорофилла-а в данном микрокосме на 25-й день исследования составляла $349,425 \pm 2,227$ мкг/л. Аналогично ситуации в контейнере 3, максимальное значение зафиксировано в другой день – $383,78 \pm 7,099$ мкг/л на 22-ые сутки исследования.

Однако в некоторых микрокосмах концентрация хлорофилла-а не только не выросла в сравнении с контрольным вариантом, но и показывала гораздо меньшие значения. Так, во всех микрокосмах с добавлением только азота, концентрация хлорофилла-а находилась на уровне 14–15 мкг/л, тогда как в контроле составляла $71,13 \pm 0,728$ мкг/л.

В микрокосмах с добавлением только кремния концентрация хлорофилла-а варьировалась. В микрокосмах с пятикратной и одиннадцатикратной концентрацией кремния максимальное значение хлорофилла-а зафиксировано около 26 мкг/л ($Si \times 5 = 25,945 \pm 0,431$ мкг/л; $Si \times 11 = 26,62 \pm 0,212$ мкг/л). Причем в контейнере с пятикратной концентрацией максимальное значение отмечено на 13-й день исследования, после чего она снизилась до $6,7 \pm 1,626$ мкг/л к концу исследования. В контейнере с одиннадцатикратной концентрацией максимальное значение ($26,62 \pm 0,212$ мкг/л) достигнуто на 25-й день исследования.

В микрокосмах с добавлением только фосфора значимых отличий от контроля не наблюдалось ($p > 0,05$).

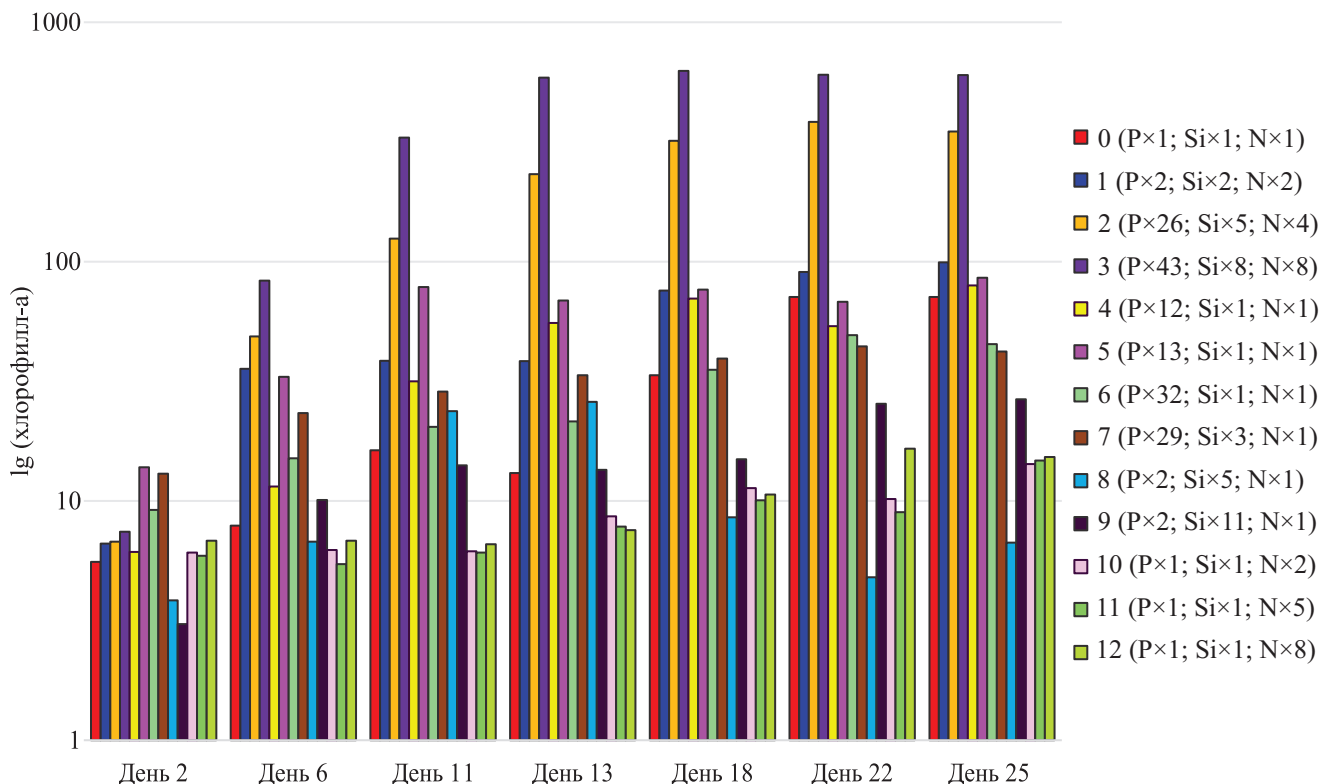


Рис. 2. Концентрация хлорофилла-а в микрокосмах на протяжении эксперимента

Fig. 2. The content of chlorophyll-a in microcosms during experiment

Некоторые исследования показывают, что фитопланктон большей части водоемов лимитируется не только по количественным значениям биогенных элементов, но и по соотношению азота к фосфору [12]. Кроме того, это соотношение влияет не только на развитие общей биомассы фитопланктона, но и на таксономический состав водорослей. При соотношении азота к фосфору (N/P) 20–50 – преимущество получают зеленые водоросли, при N/P 5–10 – цианобактерии [15–17] и при Si/P 6–90 – диатомовые [18].

Диатомовые водоросли нуждаются не только в фосфоре и азоте, но и кремний может стать для них лимитирующим фактором. Клеточные стенки диатомовых водорослей кремнефицированы и образуют структуру, называемую фрустулой, содержащую гидратированное аморфное соединение кремния с общей

формулой $[\text{Si}_n\text{O}_{2n-(n \times 2)}(\text{OH})_{n \times 2}]$, где $x \leq 4$. Метаболизм кремния диатомовых отличается от метаболизма азота и фосфора, тесно связанных с фотосинтетическим метаболизмом. Клеточная энергия для кремнеобразования и транспортировки у диатомовых поступает за счет аэробного дыхания без непосредственного участия фотосинтетической энергии. Кремнефикация клеточной стенки, как и транспорт кремниевых кислот, тесно связаны с клеточным циклом, что приводит к зависимости степени встраивания кремния от скорости роста клетки [19]. Следовательно, можно ожидать, что с увеличением количества растворенного кремния, диатомовые водоросли увеличат прирост биомассы и даже могут занять лидирующие позиции в микрокосме.

На рис. 3 указано соотношение четырех определяемых прибором AlgaeLab групп водорослей в исходной воде и на 2-й день эксперимента. В исходной воде сине-зеленые и диатомовые водоросли составляли примерно одинаковую долю в общей биомассе фитопланктона ($2,77 \pm 0,002$ мкг/л и $2,58 \pm 0,003$ мкг/л соответственно). На вторые сутки эксперимента практически во всех микрокосмах наблюдается преобладание доли сине-зеленых водорослей. Однако увеличение доли сине-зеленых произошло не за счет резкого роста их биомассы, а при снижении биомассы водорослей других отделов.

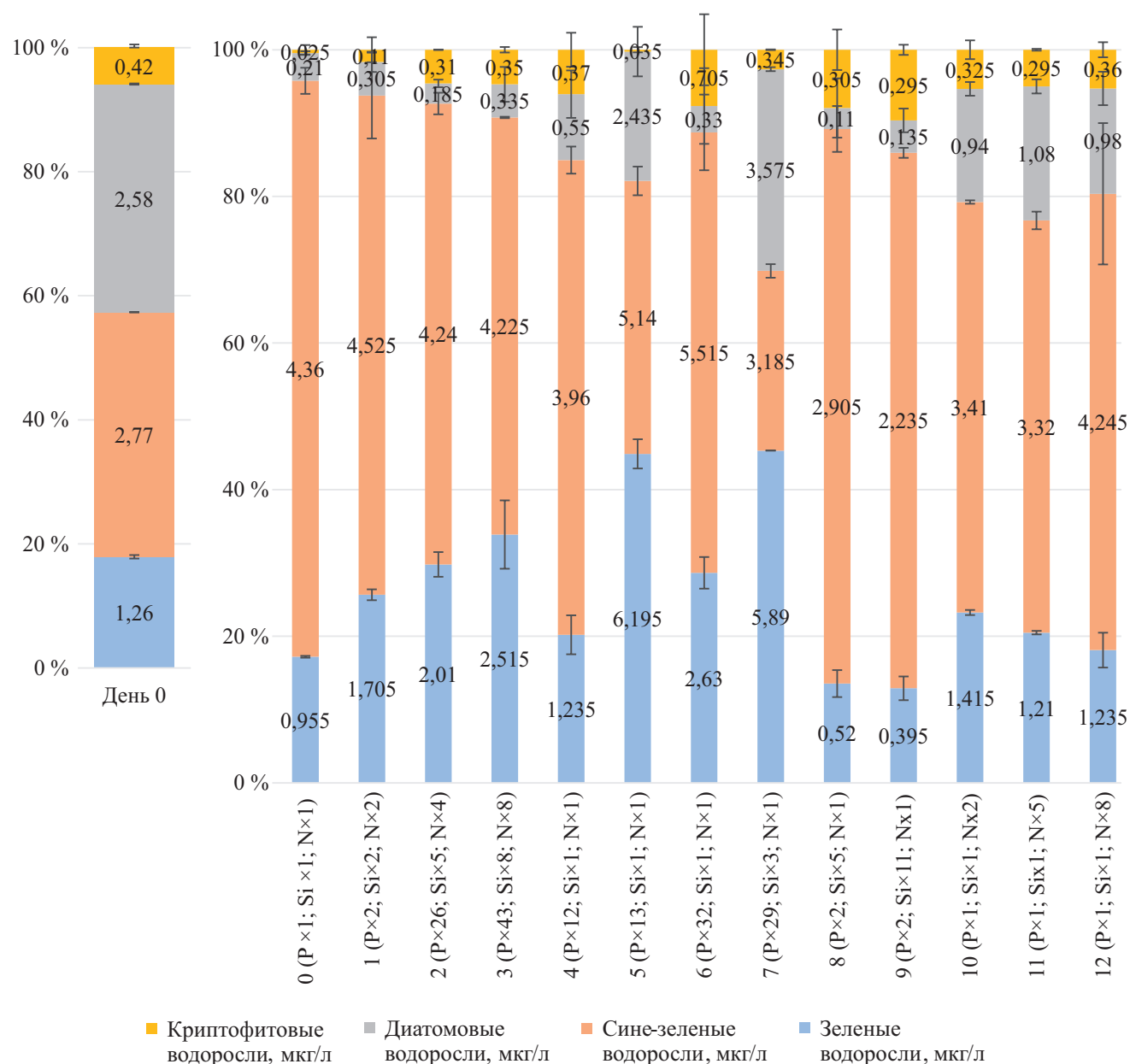


Рис. 3. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 2-й день исследования (справа)

Fig. 3. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 2nd day of the study (right)

В середине исследования (на 13-й день) преобладали зеленые водоросли, составляя от 45 % (микрокосм 10) до 93 % (микрокосм 2) в общей биомассе (рис. 4). При этом доля сине-зеленых водорослей значительно сокращается, а доля диатомовых водорослей варьирует. Максимальное значение – $222,34 \pm 16,476$ мкг/л наблюдалось в микрокосме 3, что составляет 37,84 % от общей биомассы. В микрокосме 8 диатомовые водоросли на 13-й день исследования составляют 36,15 % в количестве $9,38 \pm 0,728$ мкг/л. Минимальное значение зафиксировано в микрокосме 12, где биомасса диатомовых составила $0,12 \pm 0,134$ мкг/л или 1,59 % в общей биомассе фитопланктона.

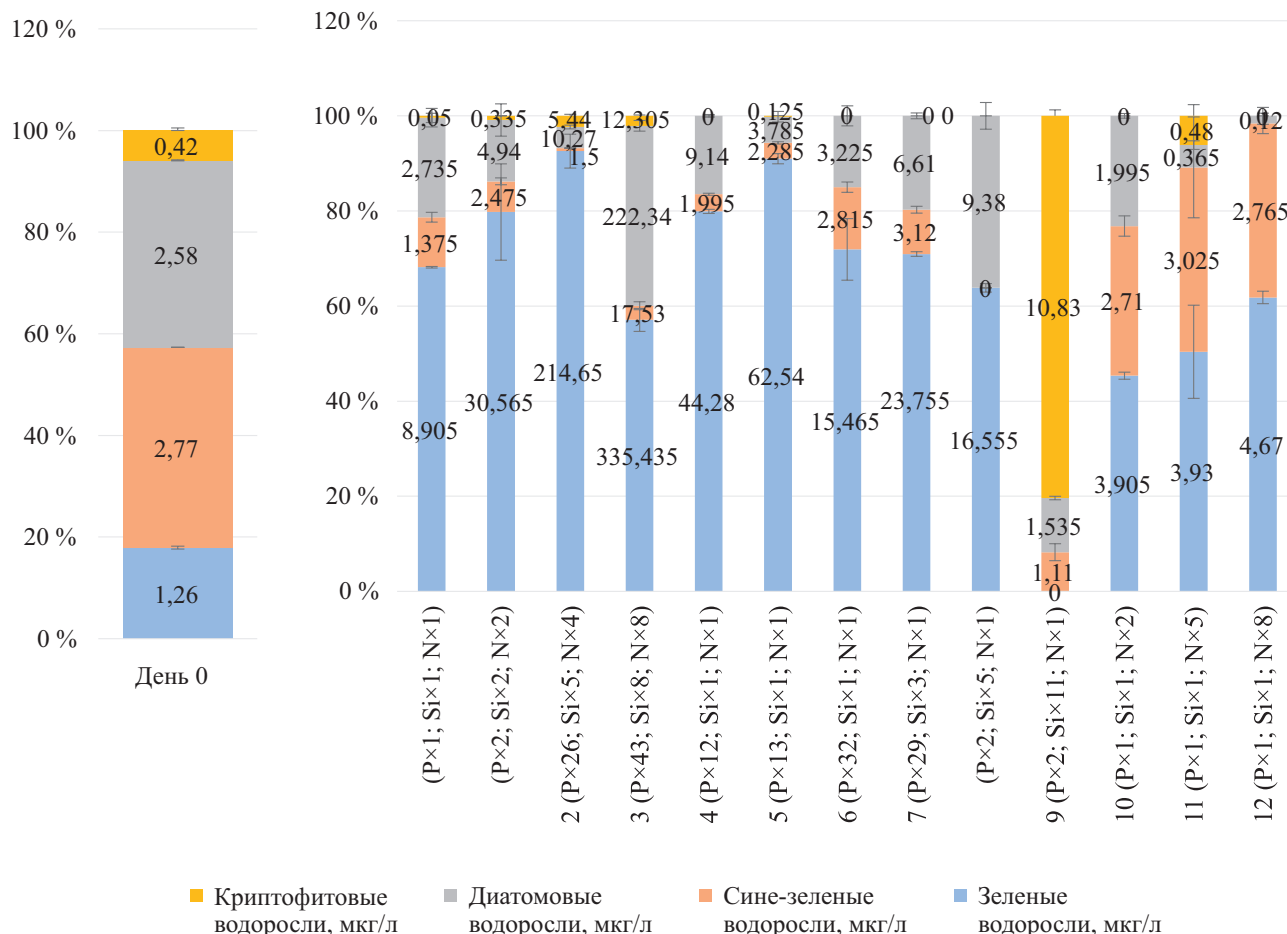


Рис. 4. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 13-й день исследования (справа)

Fig. 4. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 13th day of the study (right)

В контейнере 9 (с высокой концентрацией кремния) наблюдалось постепенное замещение зеленых водорослей криптофитовыми. На 13-е сутки эксперимента концентрация криптофитовых достигает $10,83 \pm 0,170$ мкг/л (80, 34 % от общей биомассы фитопланктона), в то время как зеленые водоросли к 13-м суткам полностью исчезли (рис. 4). Однако к концу исследования зеленые водоросли замещают криптофитовые и занимают лидирующие позиции. Изменчивость показателей биомассы фитопланктона в контейнере 9 на протяжении всего эксперимента показана на рис. 5.

На рис. 6 показаны значения биомассы всех отделов водорослей на 25-е сутки эксперимента. В конце исследования зеленые водоросли доминировали во всех микрокосмах (от 54,49 % в микрокосме 3 до 95,39 % – в 2). Наименьшую долю зеленые водоросли составляли в микрокосмах 3, 10–12. В микрокосме 3 их доля составила 54,49 %, в микрокосмах 10 – 64,48 %, 11 – 66,97, 12 – 61,20 %. В этих микрокосмах доля сине-зеленых составляет 20,95 % (микрокосм 3), 25,38 % (микрокосм 10), 25,67 % (микрокосм 11), 19,51 % (микрокосм 12), при этом количественно значительно увеличилась биомасса водорослей только в микрокосме 3 ($126,1 \pm 18,682$ мкг/л). В остальных микрокосмах доля сине-зеленых составляет в среднем 2,70 %. Наибольшая доля диатомовых зафиксирована в контейнерах 3 и 9 и составляет 23,27 и 19,82 % соответственно. В остальных контейнерах в среднем отдел «Диатомовые водоросли» занимает 9,0 %. При этом концентрация значительно возрастает только в микрокосме 3 ($140,06 \pm 21,305$ мкг/л), в среднем же составляет $5,13 \pm 0,305$ мкг/л. Наибольшая доля криптофитовых наблюдалась в микрокосмах 6 (5,54 %)

и 12 (4,65 %). В остальных контейнерах в среднем доля криптофитовых водорослей составляла 0,62 %. При этом количественно криптофитовых водорослей больше всего было в микрокосме 3 – $7,780 \pm 1,48$ мкг/л, а в остальных контейнерах в среднем концентрация составляла $0,713 \pm 0,081$ мкг/л.

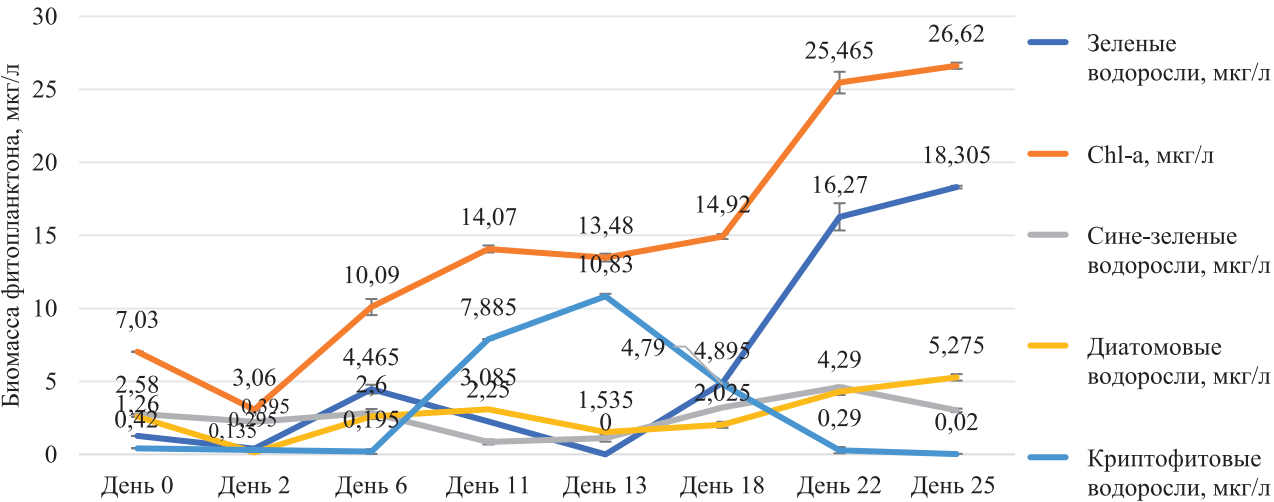


Рис. 5. Биомасса фитопланктона (по хлорофиллу-а) в микрокосме 9 (P×2; Si×11; N×1) на протяжении эксперимента

Fig. 5. Phytoplankton biomass (according to Chl-a) in microcosm 9 (P×2; Si×11; N×1) throughout the experiment

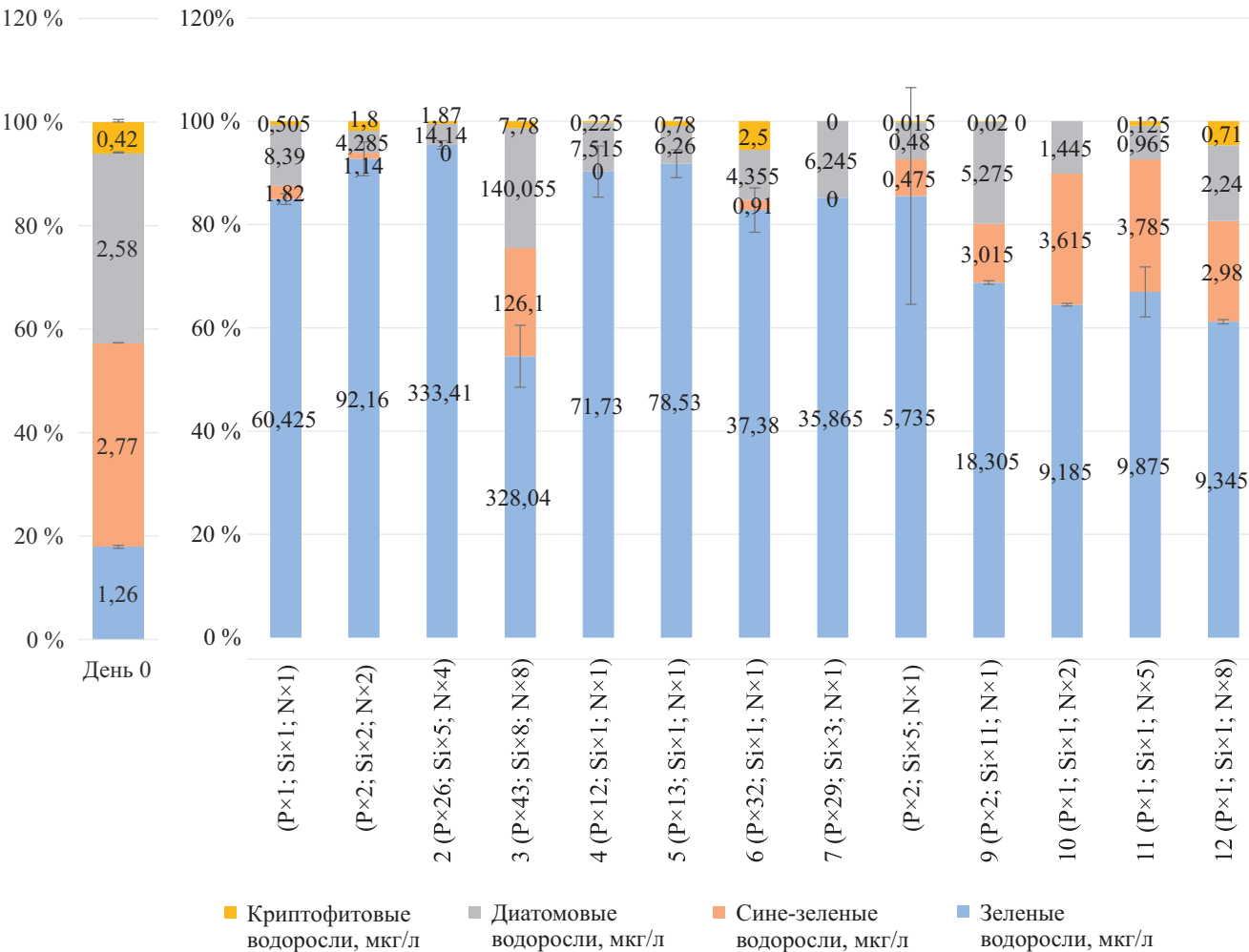


Рис. 6. Соотношение основных отделов водорослей в микрокосмах в исходной воде (слева) и на 25-й день исследования (справа)

Fig. 6. The main departments ratio of algae in microcosms in the initial water (left) and on the 25th day of the study (right)

Таким образом, в каждом из исследуемых микрокосмов к концу исследования преобладают зеленые водоросли (рис. 6). Исследования показывают, что зеленые водоросли получают преимущество при соотношении азота к фосфору (N:P) 20–50 [16; 17]. Несмотря на то что N:P-соотношение в микрокосмах с добавлением отдельно фосфора и отдельно азота не укладываются в эти рамки, в них также преобладали зеленые водоросли. Добавление кремния также не вызвало значительно прироста диатомовых водорослей, поэтому ни в одном из микрокосмов они не заняли лидирующие позиции.

Заключение

Значительный ($p < 0,05$) прирост биомассы фитопланктона наблюдался в двух микрокосмах, где были пятикратные и более, чем в контроле, добавки всех биогенных элементов (P, N, Si).

Добавление отдельно фосфора не вызывало значительного прироста биомассы фитопланктона – она на 25-е сутки остается такой же, как и в контрольном варианте.

Добавление отдельно азота или кремния также не вызвало прироста биомассы фитопланктона в сравнении с контролем. Наоборот, в данных микрокосмах (7–12) наблюдалось ее снижение. В них общая биомасса фитопланктона варьировала от 42,11 до 6,7 мкг/л, тогда как в контроле составляла 71,35 мкг/л.

В поверхностных водах оз. Баторино развитие фитопланктона в июне 2025 г. координируется концентрацией фосфора и азота, так как при совместном их внесении биомасса фитопланктона значительно ($p < 0,05$) возрастает в сравнении с контролем, чего не происходит при внесении этих биогенных элементов по отдельности.

Доля сине-зеленых водорослей, составлявшая в исходной воде порядка 40 %, к концу исследования едва достигала 25 % в отдельных контейнерах. На второй день эксперимента доля сине-зеленых водорослей значительно возросла (56–78 %), но не в результате количественного роста, а за счет снижения концентраций других отделов водорослей.

Биомасса криптофитовых водорослей ни в одном из микрокосмов значительно не возросла. Наибольшие величины, около $2 \pm 0,5$ мкг/л, наблюдались на 25-й день эксперимента только в микрокосмах 1, 2 и 6. Пики биомассы этих водорослей отмечены в микрокосмах 3 и 9 $17,915 \pm 4,575$ мкг/л (день 18), и $10,83 \pm 0,170$ мкг/л (день 13) соответственно, которые совпадали с пиками общей биомассы фитопланктона.

Развитие диатомовых водорослей шло по трем сценариям: равномерный рост на протяжении всего исследования, достижение пика биомассы и последующее ее снижение, а также равномерное снижение биомассы данной группы. Последний сценарий наблюдали в контейнерах, куда вносили только азот. Равномерный прирост наблюдали в контрольном варианте, микрокосме 2 (все биогенные элементы), 6 (добавление только фосфора) и 9 (добавление только кремния в 11-кратной концентрации). В остальных микрокосмах наблюдались пики численности с последующим снижением биомассы диатомовых водорослей.

Количество биогенных элементов напрямую влияет на прирост биомассы фитопланктона. Тем не менее, регуляция качественного состава фитопланктонного сообщества требует дальнейшего изучения и выявления степени влияния соотношений биогенных элементов и других факторов.

Библиографические ссылки

1. Ai Y, Bi YH, Hu ZY. Changes in phytoplankton communities along nutrient gradients in Lake Taihu: evidence for nutrient reduction strategies. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 2015;33(2):447–457. DOI:10.1007/s00343-015-4079-9.
2. Gilbert PM, Burford MA. Globally changing nutrient loads and harmful algal blooms: recent advances, new paradigms, and continuing challenges. *Oceanography*. 2017;30(1):58–69. Doi.org/10.5670/oceanog.2017.110.
3. Schindler DW. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*. 1977;195(4275):260–262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260
4. Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008;105(32):11254–11258.
5. Bullerjahn GS, McKay RM, Davis TW. Global solutions to regional problems: collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*. 2016;54:223–238. DOI:10.1016/j.hal.2016.01.003.
6. Conley DJ, Schelske CL, Stoermer EF. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*. 1993;101:179–192. DOI:10.3354/meps101179.
7. Адамович БВ, Михеева ТМ, Ковалевская РЗ. Трофический статус озерных экосистем и его связь с основными гидроэкологическими характеристиками водоемов (на примере озер Нарочанского региона, Беларусь). *Природные ресурсы*. 2024;2:30–29.
8. Власов БП. *Озера Беларуси: справочник*. Минск: Минсктиппроект; 2004.
9. Persoone G, Morales J, Verlet H. Air-lift pumps and the effect of mixing on algal growth. *Algae Biomass*. 1980:505–522.
10. Лурье Ю. *Унифицированные методы анализа вод. 2-е издание*. Москва: Химия; 1973. 376 с.
11. Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. *Methods of seawater analysis*. 3rd edition. Weinheim: Wiley-VCH; 1999. DOI:10.1002/9783527613984.

12. Dzialowski AR, Wang S-H, Lim N-Ch. Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*. 2005;27(6):587–595. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi034>.
13. Fahey TJ, Fisk MC, Gonzales KE. Co-limitation in Northern hardwood forest ecosystems: a synthesis of recent studies. *Environmental Reviews*. 2025;33:1–15.
14. Xu H, Paerl HW, Qin BQ. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science and Technology*. 2015;49(2):1051–1059.
15. Schindler DW. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*. 1974;184(4139):897–899. DOI:10.1126/science.184.4139.897.
16. Smith VH. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*. 1983;221(4611):669–671. DOI: 10.1126/science.221.4611.669.
17. Левич АП. Биогенные элементы в среде и фитопланктон: отношение азота к фосфору как самостоятельный регулирующий фактор. *Успехи современной биологии*. 1995;15(1):13–23.
18. Tilman D. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*. 1977;58:338–348. <https://doi.org/10.2307/1935608>.
19. Martin-Jézéquel V, Hildebrand M, Brzezinski M. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*. 2000;36:821–840. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.00019.x>.

References

1. Ai Y, Bi YH, Hu ZY. Changes in phytoplankton communities along nutrient gradients in Lake Taihu: evidence for nutrient reduction strategies. *Chinese Journal of Oceanology and Limnology*. 2015;33(2):447–457. DOI:10.1007/s00343-015-4079-9.
2. Gilbert PM, Burford MA. Globally changing nutrient loads and harmful algal blooms: recent advances, new paradigms, and continuing challenges. *Oceanography*. 2017;30(1):58–69. [Doi.org/10.5670/oceanog.2017.110](https://doi.org/10.5670/oceanog.2017.110).
3. Schindler DW. Evolution of Phosphorus Limitation in Lakes. *Science*. 1977;195(4275):260–262. DOI: 10.1126/science.195.4275.260
4. Schindler DW, Hecky RE, Findlay DL. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: Results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *The Proceedings of the National Academy of Sciences*. 2008;105(32):11254–11258.
5. Bullerjahn GS, McKay RM, Davis TW. Global solutions to regional problems: collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*. 2016;54:223–238. DOI:10.1016/j.hal.2016.01.003.
6. Conley DJ, Schelske CL, Stoermer EF. Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Marine Ecology Progress Series*. 1993;101:179–192. DOI:10.3354/meps101179.
7. Adamovich BV, Mikheeva TM, Kovalevskaya RZ. *Troficheskii status ozernykh ekosistem i ego svyaz' s osnovnymi gidroekologicheskimi kharakteristikami vodoemov (na primere ozer Narochanskogo regiona, Belarus')* [The trophic status of lake ecosystems and its relation to the main hydroecological characteristics of reservoirs (on the example of lakes in the Naroch region, Belarus)]. *Prirodnye resursy*. 2024;2:30–29. Russian.
8. Vlasov BP. *Ozera Belarusi: spravochnik* [Belarus lakes]. Minsk: Minskipproekt; 2004. Russian.
9. Persoone G, Morales J, Verlet H. Air-lift pumps and the effect of mixing on algal growth. *Algae Biomass*. 1980:505–522.
10. Лур'е Ю. *Unifitsirovannyye metody analiza vod. 2-e izdanie* [Unified methods of water analysis. 2nd edition]. Moscow: Chemistry; 1973. 376 p. Russian.
11. Grasshoff K, Kremling K, Ehrhardt M. Methods of seawater analysis. 3rd edition. Weinheim: Wiley-VCH; 1999. DOI:10.1002/9783527613984.
12. Dzialowski AR, Wang S-H, Lim N-Ch. Nutrient limitation of phytoplankton growth in central plains reservoirs, USA. *Journal of Plankton Research*. 2005;27(6):587–595. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbi034>.
13. Fahey TJ, Fisk MC, Gonzales KE. Co-limitation in Northern hardwood forest ecosystems: a synthesis of recent studies. *Environmental Reviews*. 2025;33:1–15.
14. Xu H, Paerl HW, Qin BQ. Determining critical nutrient thresholds needed to control harmful cyanobacterial blooms in eutrophic Lake Taihu, China. *Environmental Science and Technology*. 2015;49(2):1051–1059.
15. Schindler DW. Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*. 1974;184(4139):897–899. DOI:10.1126/science.184.4139.897.
16. Smith VH. Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science*. 1983;221(4611):669–671. DOI: 10.1126/science.221.4611.669.
17. Levich AP. *Biogennyye elementy v srede i fitoplankton: otnoshenie azota k fosforu kak samostoyatel'nyi reguliruyushchii faktor* [Nutrient elements in the environment and phytoplankton: the ratio of nitrogen to phosphorus as an independent regulatory factor]. *Uspekhi sovremennoi biologii*. 1995;15(1):13–23. Russian.
18. Tilman D. Resource competition between planktonic algae: an experimental and theoretical approach. *Ecology*. 1977;58:338–348. <https://doi.org/10.2307/1935608>.
19. Martin-Jézéquel V, Hildebrand M, Brzezinski M. Silicon metabolism in diatoms: implications for growth. *Journal of Phycology*. 2000;36:821–840. <https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.00019.x>.

Статья поступила в редколлегию 14.01.2026.

Received by editorial board 14.01.2026.