Трансформация экосистем
Ecosystem Transformation

ISSN 2619-0931 Online
www.ecosysttrans.com

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251031
EDN: https://elibrary.ru/chtoms
УДК 581.132+574.583

Научная статья

Мониторинг сезонной динамики бактериопланктона на участках реки Москвы с разным уровнем антропогенной нагрузки

А.Ю. Акулова[1], К.П. Хазанова[1], И.В. Мошарова[2*], Д.В. Ростанец[1], А.В. Чамкина[1], О.Н. Ерина[1], М.А. Терешина[1]

[1] *Московский государственный университет им. М. В. Ломоносова, 119234, Россия, Москва, Ленинские горы, д. 1, стр. 12*

[2] *Институт океанологии им. П.П. Ширшова Российской академии наук, 117997, Россия, Москва, Нахимовский пр-кт, д. 36*

**ivmpost@mail.ru*

Аннотация. Приведены результаты исследования прибрежных вод двух станций р. Москвы, различающихся по уровню биогенного загрязнения и температурному режиму, проведенных в период с 28.11.2023 г. по 14.11.2024 г. Показано отсутствие статистически значимых различий сезонной динамики численности и биомассы бактериопланктона, а также численности сапротрофных бактерий и общего микробного числа в подповерхностном слое двух станций. Выявлены достоверные различия в структуре микробных сообществ этих станций: доля вибрионов в биомассе бактерий на станции, расположенной в 200 м от выпуска сточных вод Курьяновских очистных сооружений (КОС), составляла в среднем 14.8 ± 1.4%, а на более отдаленной станции в зоне ослабления влияния КОС – 20.5 ± 1.9%. Доля сапротрофных бактерий в общей численности бактериопланктона на этих двух станциях также различалась (средние значения 4.7 ± 2.9% и 8.9 ± 4.6% соответственно). Установлены положительные корреляционные связи между численностью бактерий и температурой воды (r = 0.6), а также содержанием нитритного азота (r = 0.7), что позволяет предполагать присутствие в составе речного бактериопланктона гетеротрофных бактерий-нитрификаторов. Обе станции по исследованным микробиологическим показателям, содержанию хлорофилла *a* и гидролого-гидрохимическим параметрам можно отнести к мезотрофным с тенденцией к эвтрофии.

Ключевые слова: гетеротрофные прокариоты, гидрохимические показатели, Курьяновские очистные сооружения, индикаторные микроорганизмы

Финансирование. Работа выполнена при поддержке Программы развития МГУ, проект № 23-Ш07-67 (сбор материала и его лабораторная обработка, редактирование текста статьи) и в рамках государственного задания ИО РАН FMWE-2024-0023 (анализ материала и подготовка текста статьи).

ORCID:
А.Ю. Акулова, https://orcid.org/0000-0002-5109-775X
К.П. Хазанова, https://orcid.org/0000-0001-7237-8764
И.В. Мошарова, https://orcid.org/0000-0003-1166-8228
Д.В. Ростанец, https://orcid.org/0000-0002-3184-9619
А.В. Чамкина, https://orcid.org/0009-0007-7709-0488
О.Н. Ерина, https://orcid.org/0000-0001-8579-3852
М.А. Терешина, https://orcid.org/0000-0001-5493-9396

Для цитирования: Акулова, А.Ю. и др., 2026. Мониторинг сезонной динамики бактериопланктона на участках реки Москвы с разным уровнем антропогенной нагрузки. *Трансформация экосистем* **9** (4), 137–152. https://doi.org/10.23859/estr-251031

Поступила в редакцию: 31.10.2025
Принята к печати: 25.11.2025
Опубликована онлайн: 20.11.2026

DOI: https://doi.org/10.23859/estr-251031
EDN: https://elibrary.ru/chtoms
UDC 581.132+574.583

Article

Monitoring seasonal dynamics of bacterioplankton in the sections of the Moskva River (Moscow, Russia) with different levels of anthropogenic load

A.Yu. Akulova[1], K.P. Khazanova[1], I.V. Mosharova[2]*, D.V. Rostanets[1], A.V. Chamkina[1], O.N. Erina[1], M.A. Tereshina[1]

[1] *Lomonosov Moscow State University, Leninskie Gory 1. bld. 12, Moscow, 119234 Russia*
[2] *P.P. Shirshov Institute of Oceanology, Russian Academy of Sciences, Nakhimovsky Prospekt 36, Moscow, 117997 Russia*

**ivmpost@mail.ru*

Abstract. This study presents results from coastal waters in two stations of the Moskva River, differing in levels of biogenic pollution and temperature regime, conducted from November 28, 2023, to November 14, 2024. No statistically significant differences in the seasonal dynamics of total bacterioplankton abundance, the number of saprotrophic bacteria and total microbial count for the subsurface layer of the two stations were shown. Significant differences in microbial community structure were revealed between stations: the share of vibrio-shaped bacteria in bacterioplankton biomass at the station 200 m from the Kuryanovsk Wastewater Treatment Plant (KWTP) discharge averaged 14.8 ± 1.4%, whereas at

a more distant station in the zone of diminishing KWTP influence, it averaged 20.5 ± 1.9%. The share of saprotrophic bacteria in total bacterioplankton also differed between stations (4.7 ± 2.9% and 8.9 ± 4.6%, respectively). Positive correlations were observed between bacterial abundance and water temperature (r = 0.6) and nitrite nitrogen content (r = 0.7), suggesting the presence of heterotrophic nitrifying bacteria in the river bacterioplankton. Based on the studied microbiological indicators, chlorophyll *a* content, and hydrological and hydrochemical parameters, both stations can be classified as mesotrophic, trending toward eutrophication.

Keywords: heterotrophic prokaryotes, hydrochemical parameters, Kuryanovsk wastewater treatment plant, microbiological indicators

Funding. The study was performed within the framework of the State Assignment for the P.P. Shirshov Institute of Oceanology of the Russian Academy of Sciences, no. FMWE-2024-0023 (sample analyses and manuscript preparation) and supported by the Moscow State University Development Program, project No. 23-SH07-67 (sampling and laboratory processing, manuscript text editing).

ORCID:
A.Yu. Akulova, https://orcid.org/0000-0002-5109-775X
K.P. Khazanova, https://orcid.org/0000-0001-7237-8764
I.V. Mosharova, https://orcid.org/0000-0003-1166-8228
D.V. Rostanets, https://orcid.org/0000-0002-3184-9619
A.V. Chamkina, https://orcid.org/0009-0007-7709-0488
O.N. Erina, https://orcid.org/0000-0001-8579-3852
M.A. Tereshina, https://orcid.org/0000-0001-5493-9396

To cite this article: Akulova, A.Yu. et al., 2026. Monitoring seasonal dynamics of bacterioplankton in the sections of the Moskva River (Moscow, Russia) with different levels of anthropogenic load. *Ecosystem Transformation* **9** (4), 137–152. https://doi.org/10.23859/estr-251031

Received: 31.10.2025
Accepted: 25.11.2025
Published online: 20.11.2026

Введение

В связи с расширением границ г. Москвы и усиливающейся антропогенной нагрузкой на экосистему реки Москвы в настоящее время существует необходимость регулярных исследований речного бактериопланктона и анализа его реакции на биогенное загрязнение. Известно, что гетеротрофные микроорганизмы – одни из немногих гидробионтов, которые способны усваивать растворимые органические вещества и продуцировать свою биомассу, тем самым обеспечивая кормовую базу для простейших и мезозоопланктона (Azam et al., 1983). Кроме того, гетеротрофные бактерии являются наиболее многочисленными и разнообразными гидробионтами, которые в силу особенностей своего метаболизма и высокой скорости размножения могут быстро отражать изменения состава окружающей среды и служить индикаторами качества вод и экологического состояния водоема (Alonso et al., 2022). Известно, что микробные сообщества значительно реагируют на специфические нарушения, такие как разливы нефти (Newton et al., 2013), загрязнение тяжелыми металлами и полициклическими ароматическими углеводородами (Sun et al., 2012). Бактериальные сообщества используются в качестве биосенсоров для определения участков грунтовых вод, загрязненных ураном или нитратами (Smith et al., 2015), а также для выявления маркеров воздействия городской среды (Fisher et al., 2015).

Считается, что оценивать реакцию бактериопланктона на изменения состава среды лотических экосистем (реки, ручьи и пр.) сложнее, чем проводить аналогичные исследования в лентических водоемах (озера, водохранилища, пруды), поскольку для рек характерно наличие течения, более активный обмен между водой и сушей, практически полное отсутствие стратификации.

Кроме того, скорость речного потока может влиять на конкурентные отношения между микроорганизмами (Sigee, 2005). В то же время другие авторы свидетельствуют о том, что микробные сообщества рек и, в частности, структура этих сообществ могут являться хорошими индикаторами для мониторинговых оценок экологического состояния речных экосистем (Birch and Lee-Birch, 2014; Hirose et al., 2016).

Река Москва протекает по г. Москве на протяжении 61 км, при этом она испытывает множество воздействий крупного промышленного города. Особую опасность представляют периодические выбросы не полностью очищенных сточных вод в районе КОС и обусловленное этими выбросами биогенное загрязнение вод р. Москвы (Коронкевич и Мельник, 2017). Первые наиболее полные исследования бактериопланктона р. Москвы были проведены в 1911 г. (Строганов, 1913). Следующее микробиологическое обследование реки было проведено в 1944 г. (Щеголькова, 2007). Начиная с 1950 г. реку обследуют регулярно и в разные сезоны (Мошарова и др., 2015).

Целью нашей работы было исследование сезонной динамики гетеротрофного бактериопланктона прибрежных вод р. Москвы на двух участках, испытывающих различный уровень антропогенного воздействия (биогенной нагрузки), а также оценка его реакции на биогенное загрязнение.

Материалы и методы

Отбор проб воды для микробиологических исследований и гидролого-гидрохимических измерений с периодичностью раз в 2 недели проводили с 28.11.2023 г. по 14.11.2024 г. в черте г. Москвы на двух участках р. Москвы, испытывающих различный уровень антропогенного воздействия (Рис. 1). Первая станция отбора проб (ст. НК) располагалась ниже Курьяновских очистных сооружений (КОС) в 200 м от главного выпуска очищенных сточных вод, в непосредственной близости от отводного канала. Вторая станция (ст. Б) находилась в 5 км ниже по течению реки, в районе Братеево – в области ослабления влияния биогенного загрязнения КОС, о чем свидетельствуют результаты гидрохимического анализа воды реки Москвы (Табл. 1), а также более ранние исследования (Коронкевич и Мельник, 2017). В водах двух станций за период исследований было отобрано 50 проб воды. Пробы отбирались на расстоянии около 10 метров от берега из подповерхностного слоя воды глубиной около 0.5 м с использованием батометра-бутылки. Батометр-бутылка представляет собой металлический каркас, в который вставлена стерильная склянка (объем 250 мл) с закрытой пробкой. При опускании батометра на нужную глубину пробка из стерильной склянки выдергивается с помощью привязанной к ней веревки. Температуру воды, оптическую мутность и содержание кислорода в воде измеряли с помощью оптических зондов YSI ProDSS) (Xylem Inc., США).

Для определения общей численности бактериопланктона (ОЧБ), его биомассы (ББ), а также морфологического состава пробы воды сразу после их отбора фиксировали 38% раствором формальдегида до его конечной концентрации в пробе 1%.

Для определения численности сапротрофных бактерий по посеву (СБ), а также содержания хлорофилла *a* «живые» (не зафиксированные формалином) пробы в стерильных контейнерах в течение 1–2 ч доставлялись в сумке-холодильнике в лабораторию, где немедленно обрабатывались.

Численность, биомассу и морфологический состав бактериопланктона определяли методом прямого счета под эпифлуоресцентным микроскопом МикМед-3 ЛЮМ LED с иммерсионным объективом 100х и окулярами 10х, оснащенного системой визуализации ToupCam 10 MP и персональным компьютером. Предварительно зафиксированные формалином пробы воды (2 мл) окрашивали флуорохромом акридин оранжевый (АО) в течение 5 мин при затемнении, затем фильтровали через черные ядерные фильтры с диаметром пор 0.2 мкм (Osmonics, США). Подсушенные в темноте фильтры помещали на предметные стекла с нефлуоресцирующим иммерсионным маслом и накрывали покровным стеклом (Porter and Feig, 1980, Posh et al., 2001). На каждом препарате просчитывали не менее 30 полей зрения и учитывали не менее 300 свободно лежащих бактериальных клеток. Содержание углерода в бактериальных клетках рассчитывали с использованием следующего уравнения (Романова и Сажин, 2010):

$$\text{фг С/кл} = 133.754 \times V^{0.438},$$

где V – средний объем клетки, μm^3.

Учет численности сапротрофных бактерий (СБ) проводили с начала гидрологической весны (март 2024 г). Численность СБ учитывали с помощью метода предельных разведений. Все разве-

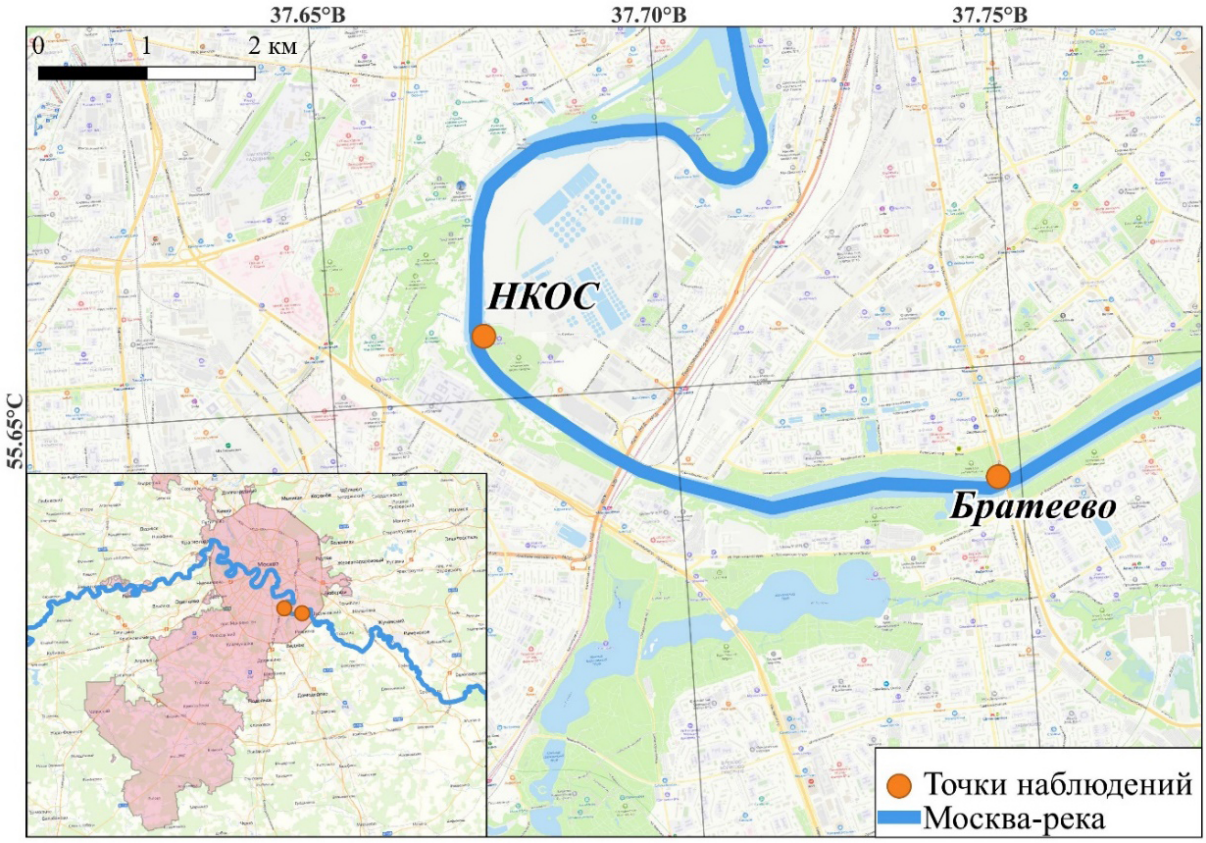

Рис. 1. Карта-схема расположения станций отбора проб для гидробиологических исследований на р. Москве в период с 28.11.2023 г. по 14.11.2024 г.

дения выполняли в трех повторностях. Для посевов СБ использовали модифицированную среду Zobell 2216E без NaCl (Aaronson, 1970). Посевы инкубировали при комнатной температуре в течение недели. О росте бактерий судили визуально по помутнению среды. Наиболее вероятное количество бактерий в пробе воды определяли по таблице Мак-Креди (Егоров, 1995).

Общее микробное число учитывали в летний гидрологический период (начиная с июня 2024 г.) методом глубинного посева на модифицированную агаризованную среду Zobell 2216E без NaCl (Aaronson, 1970). Посевы инкубировали при комнатной температуре (~22 °C) в течение 48 ч, затем подсчитывали выросшие колонии бактерий.

Содержание хлорофилла *a* и феофитина определяли флуориметрическим методом в течение всего периода исследований. Пробы воды (500 мл) фильтровали через фильтры из полиэтилентерефталата (ПЭТ) с порами 0.4 мкм под вакуумом не более 0.2 атм. Пигменты экстрагировали 90% водным раствором ацетона, светорассеивающую взвесь осаждали центрифугированием. Флуоресценцию полученных экстрактов измеряли на спектрофлуориметре AvaSpec (Avantes BV, Нидерланды) до и после подкисления раствором соляной кислоты из расчета 30 мкл 0.1N HCL на 1 см^3 экстракта. Спектрофлуориметр был предварительно откалиброван по раствору аналитического стандарта хлорофилла *a* (Sigma Aldrich, США) в 90%-м ацетоне. Содержание хлорофилла *a* в калибровочном растворе определяли спектрофотометрически в соответствии с ГОСТ 17.1.4.02-90[1] . Концентрацию хлорофилла *a* и феофитина рассчитывали согласно O. Holm-Hansen и B. Riemann (1978).

Гидрохимические параметры определяли в условиях стационарной лаборатории. Из-за высоких концентраций биогенных веществ определение проводилось с предварительным разбавлением проб воды. Содержание общего азота устанавливали методом персульфатного окисления и дальнейшего спектрофотометрического анализа в ультрафиолетовом диапазоне, содержание

[1] ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла – а.

фосфатов и общего фосфора – по методу Мерфи-Райли в модификации Сугавары, концентрацию нитратов – методом Грисса. Концентрацию нитратного и аммонийного азота, а также содержание главных ионов определяли методом ионной хроматографии на хроматографах Portlab Jetchrom (Россия) с колонками Concise ICsep AN2 и Shodex IC YS-50 для определения анионов и катионов соответственно (Grasshoff et al., 1999).

Статистический анализ полученных результатов выполнен с помощью статистических программ Statistica 10 и PAST 3. Значения средних величин представлены с указанием ошибки средней (± SE) . Проверка данных на нормальность распределения проведена с помощью теста Шапиро-Уилка. Для исследования корреляционных связей между параметрами применен коэффициент корреляций Спирмена с уровнем значимости $p < 0.05$. Для оценок различий между наборами данных для двух участков реки использованы U-критерий Манна-Уитни и тест Колмогорова-Смирнова.

Результаты

В период исследований температура подповерхностного слоя воды на ст. НК составляла в среднем 18.4 ± 1.1 С (Рис. 2). На ст. Б температура воды была ниже - (среднее 14.6 ± 1.8 С). Наибольшие различия в температурном режиме на двух станциях наблюдались в зимний период – с ноября по апрель (Рис. 2). В это время года температура воды на ст. Б была в среднем на 10 С ниже, чем на ст. НК. Ледовый покров отсутствовал на обеих станциях во время всего зимнего периода. Весенний подъем температуры воды на двух станциях начался синхронно в начале марта (06.03.2024 г.). Различия сезонной динамики температуры воды на двух станциях были статистически значимы ($p < 0.03$).

Насыщенность воды кислородом на ст. НК составляла в среднем 85.1 ± 1.8%, а на ст. Б. была немного ниже – 83.7 ± 3.5%. Мутность воды на ст. НК варьировала от 3.28 до 12.54 (среднее 6.14 ± 0.5) FNU, а на ст. Б – от 3.33 до 12.88 (среднее 5.85 ± 0.4). Статистически значимых различий по этим параметрам между двумя станциями не было выявлено.

Содержание общего фосфора, общего неорганического фосфора, растворенного неорганического фосфора, фосфатов, общего и растворенного азота, а также нитратов и аммония было статистически достоверно выше в водах ст. НК, чем в водах ст. Б. В то же время по содержанию нитритов и кремния статистически достоверных различий между двумя станциями не обнаружено (Табл. 1). По содержанию основных биогенных веществ подповерхностные воды двух станций можно отнести к мезотрофному типу (Фрумин и Хуан, 2012).

Содержание хлорофилла *a* (Хл *a)* в подповерхностном слое ст. НК составляло в среднем 3.48 ± 1.19 мкг/дм^3. В осенне-зимний период (с ноября по март) на этой станции были отмечены низкие значения Хл *a* (Рис. 3). Первое весеннее возрастание показателя наблюдалось в начале апреля; в конце апреля – начале мая был спад содержания Хл *a*. В середине мая вновь отмечалось возрастание Хл *a* с достижением весеннего пика в конце мая. В первой декаде июня наблюдался период депрессии фитопланктона (период «чистой воды»), характерный для водоемов средней полосы России (Stelmakh et al., 2023). Летний максимум содержания Хл *a* наблюдался в начале июля. В сентябре значение показателя вновь снижалось.

В водах ст. Б содержание Хл *a* оказалось выше в среднем почти в 2 раза, чем на ст. НК, (среднее 7.80 ± 3.07 мкг/дм^3). Пики содержания Хл *a* в Братеево, как и на ст. НК, наблюдались в конце мая, начале июля и начале августа, они были более выражены (Рис. 3). Максимум Хл *a* на ст. Б наблюдался также 11.07.2024 г.

Сезонная динамика содержания Хл *a* на обеих станциях характеризовалась синхронным варьированием ($r = 0.92$). При этом содержание Хл *a* в водах отдаленной ст. Б было значительно выше, чем на ст. НК, которая испытывала непосредственное влияние КОС. Содержание Хл *a* положительно коррелировало с температурой воды ($r = 0.8$) и содержанием нитритов ($r = 0.5$); отрицательные корреляции наблюдались с содержанием силикатов ($r = −0.8$) и общего азота ($r = −0.44$). По содержанию Хл *a* воды двух станций можно отнести к эвтрофным (Фрумин и Хуан, 2012).

Доля феофитина (Фео, неактивной части Хл *a* в общей сумме Хл *a* и феофитина) на ст. НК варьировала от 14.5 до 70.2% (среднее 41 ± 3.2%). Максимально неактивным хлорофилл был с ноября по конец марта – в этот период доля Фео составляла в среднем 53 ± 4%. Затем с началом весенне-летнего периода (с апреля по конец августа) доля феофитина снизилась почти в

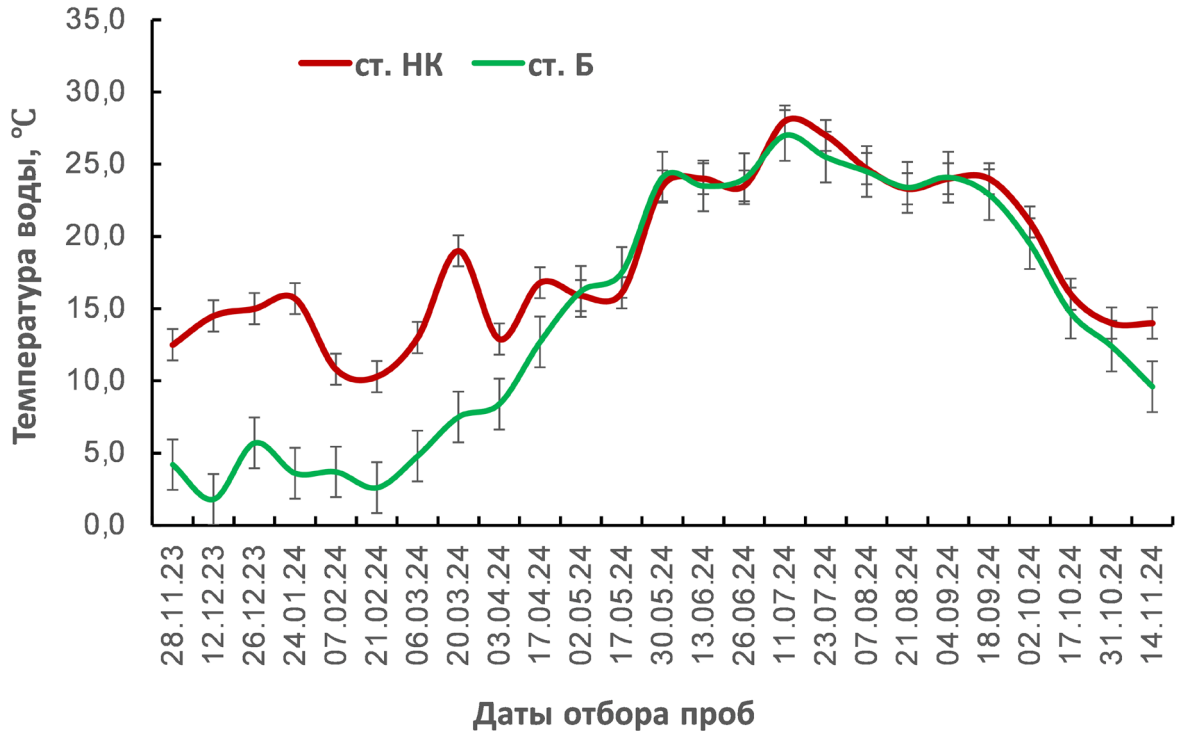

Рис. 2. Сезонная динамика температуры подповерхностного слоя воды на станциях отбора проб.

Табл. 1. Содержание основных биогенных веществ в подповерхностном слое двух станций на р. Москве. Над чертой указано среднее значение ± ошибка средней (SE), под чертой – диапазон варьирования. Прочерк означает отсутствие статистически значимых различий.

Гидрохимический параметр	Станция		U-критерий Манна-Уитни (n = 25)
	НК	Б	
Общий неорганический фосфор, мг P/л	0.17 ± 0.009 0.08–0.26	0.14 ± 0.01 0.02–0.27	p < 0.04
Растворенный неорганический фосфор, мг P/л	0.11 ± 0.008 0.038–0.21	0.09 ± 0.007 0.01–0.15	p < 0.0002
Общий фосфор, мг P/л	0.28 ± 0.01 0.16–0.4	0.21 ± 0.01 0.1–0.34	p < 0.0006
Общий растворенный фосфор, мг P/л	0.17 ± 0.01 0.08–0.35	0.12 ± 0.005 0.06–0.16	p < 0.0002
Общий азот, мг N/л	12.9 ± 1.1 3.75–22.3	8.20 ± 0.6 4.62–16.26	p < 0.0008
Общий растворенный азот, мг N/л	11.6 ± 0.9 3.38–18.67	7.02 ± 0.34 3.36–11.7	p < 0.0005
Нитраты, мг N/л	9.42 ± 0.8 2.96–16.78	4.79 ± 0.25 2.13–7.3	p < 0.0005
Нитриты, мкг N/л	173.08 ± 21.8 40.4–482.9	169.96 ± 25.60 38.2–578.6	–
Аммоний, мг N/л	2.18 ± 0.27 0.68–6.21	1.41 ± 0.13 0.5–3.03	p < 0.02
Кремний, мг Si/л	4.0 ± 0.26 1.95–6.21	4.06 ± 0.21 1.72–5.47	–

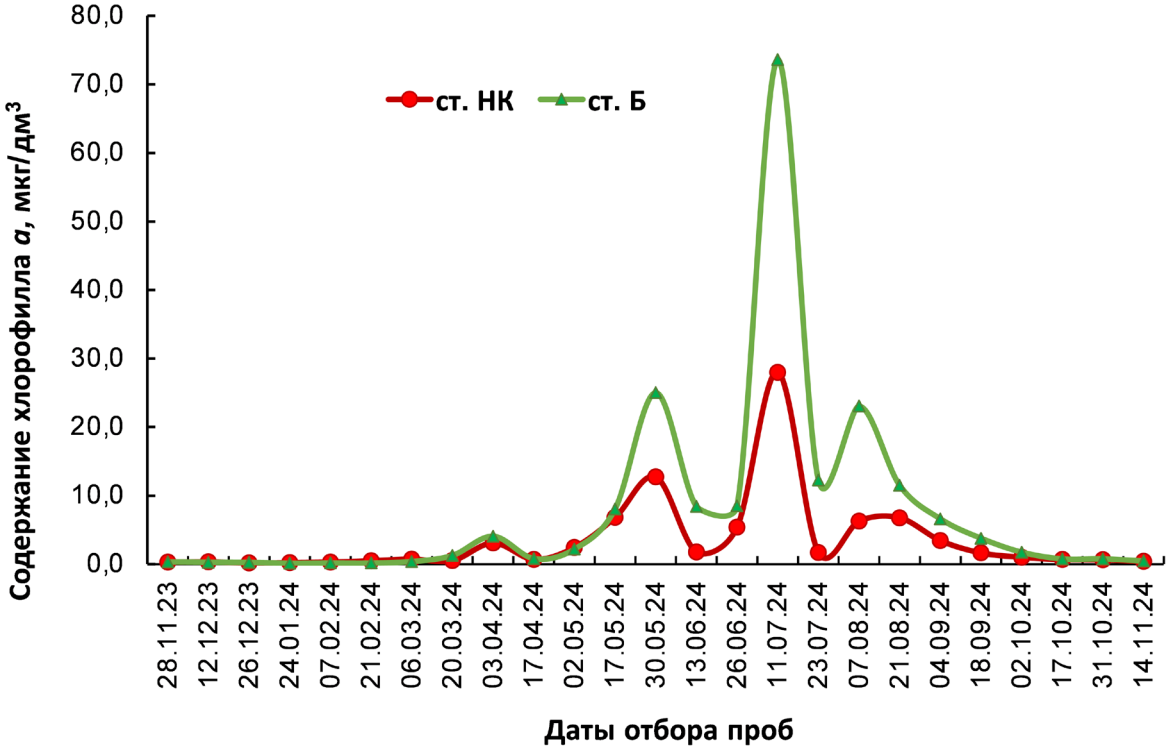

Рис. 3. Сезонная динамика содержания хлорофилла *a* в подповерхностном слое воды на станциях отбора проб.

2 раза (среднее 28.2 ± 4%). С началом осени доля неактивного хлорофилла вновь возросла до среднего 48 ± 3.3%.

В водах ст. Б содержание Фео варьировало от 9.1 до 71.4% (среднее 38.9±4.3 %). Динамика показателя совпадала с наблюдаемой для ст. НК: более высокая доля Фео наблюдалась в холодный период (с ноября по начало апреля), снижалась в летний период и вновь начинала возрастать в конце августа. Сезонная динамика Фео в водах двух станций варьировала синхронно (r = 0.75), при этом содержание Фео в водах ст. Б, отдаленной от влияния КОС, было немного ниже. Доля Фео отрицательно коррелировала с температурой воды (r = −0.7) и содержанием Хл *a* (r = −0.9), положительные корреляции выявлены с содержанием силикатов (r = 0.6).

Общая численность бактерий на ст. НК в осенне-зимний период была невысокой (средняя ОЧБ 1546 ± 178 тыс. кл./мл). Первый весенний пик ОЧБ был определен 17.04.2024 г. (Рис. 4). В начале мая численность бактерий резко снизилась, а в июне вновь увеличивалась. Максимума ОЧБ достигала в конце августа – начале сентября. С наступлением осеннего периода численность бактерий вновь снижалась.

В водах ст. Б ОЧБ была немного ниже, чем на ст. НК, но первый весенний пик ОЧБ также наблюдался 17.04.2024 г. В начале мая численность бактерий резко снижалась, затем возрастала до максимума в конце августа и снова снижалась с наступлением осени.

Сезонная динамика ОЧБ в водах двух станций варьировала практически синхронно (r = 0.8). Численность бактерий положительно коррелировала с температурой воды (r = 0.6), содержанием Хл *a* (r = 0.42) и концентрацией нитритов (r = 0.7). Отрицательные корреляции ОЧБ установлены с содержанием кремния (r = −0.6). Судя по диапазонам варьирования численности бактериопланктона, воды двух исследованных станций реки можно отнести к мезотрофно-эвтрофному типу (Романенко, 1985).

Биомасса бактерий в водах ст. НК в осенне-зимний период (ноябрь – апрель) была невысокой (среднее 80.1 ± 8.96 мг С/м^3). Первый весенний пик ББ отмечался 17.04.2024 г. Затем до конца мая наблюдалось резкое снижение ББ. С конца мая по начало сентября ББ вновь возрастала и варьировала от 98.13 до 238.1 мг С/м^3 (среднее 167.4 ±16.5 мг С/м^3). Максимальные значения ББ

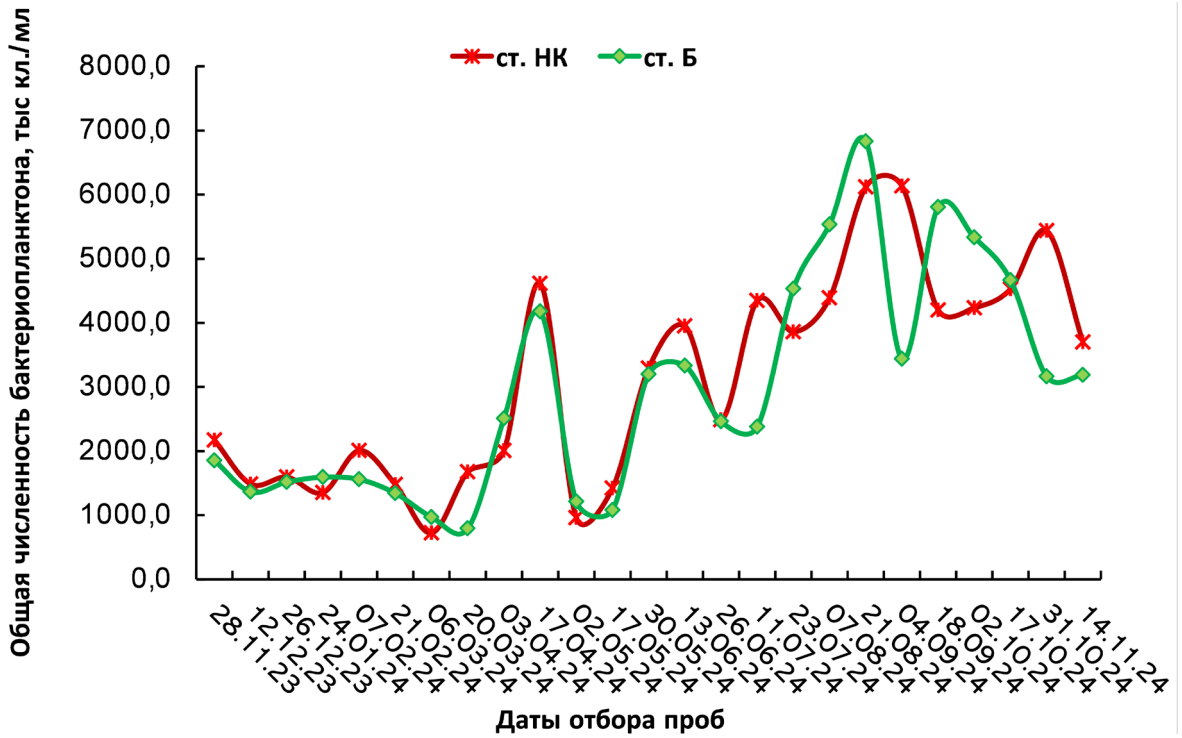

Рис. 4. Сезонная динамика общей численности бактериопланктона (ОЧБ) в подповерхностном слое воды на станциях отбора проб.

были отмечены в конце августа – начале сентября (230.83 и 238.81 мг С/м^3 соответственно). С октября по ноябрь ББ снижалась, варьируя от 135.6 до 188.5 мг С/м^3(среднее 160.3 ± 10.9 мг С/м^3).

ББ на участке реки в Братеево в осенне-зимний период была наиболее низкой за весь период исследований (среднее 78.8 ± 8.7 мг С/м^3). Первый весенний пик ББ наблюдался 17.04.2024 г., затем до конца мая показатель снова резко снижался. В конце мая (30.05.2024) г. биомасса бактерий вновь возрастала. Максимально высокая ББ наблюдалась с августа по середину сентября (среднее 199 ± 20 мг С/м^3). С октября по ноябрь ББ постепенно снижалась.

Сезонная динамика ББ, как и ОЧБ, на двух станциях варьировала синхронно (r = 0.8). Положительные корреляции наблюдались с температурой воды (r = 0.5) и с содержанием NO_2^- (r = 0.7). Слабые корреляционные связи установлены с содержанием Хл *a* (r = 0.3), отрицательные – с содержанием кремния (r = − 0.6).

Морфологический состав бактериопланктона в основном (кроме зимнего периода) был представлен мелкими одиночными кокками (средний объем ~0.04 мкм^3), (Табл. 2). Различия долей кокковых форм в биомассе бактериопланктона в водах двух станций были статистически значимыми (Табл. 2). Доля вибрионов в биомассе бактериопланктона оказалась статистически значимо выше на ст. Б. Доля палочковидных форм варьировала на примерно одном уровне на двух станциях и составляла в среднем 36% . Нитевидные бактерии оказались минорным компонентом бактериопланктона и составляли менее 1% от ББ в водах обеих станций в течение всего периода наблюдений.

Численность сапротрофных бактерий (ЧСБ) в водах ст. НК была невысокой (Табл. 2). Максимум ЧСБ (2500 тыс. кл./мл) наблюдался 7.04.2024 г., наиболее высокая ЧСБ (250 тыс. кл./мл) отмечалась в конце мая и в начале августа.

В водах ст. Б. ЧСБ варьировала в том же диапазоне, что и на ст. НК, однако среднее значение ЧСБ было выше, чем на ст. НК (Табл. 2). На ст. Б было отмечено два максимума ЧСБ (2500 тыс. кл/мл) – в конце мая и в начале августа. Высокая ЧСБ (250 тыс. кл/мл) наблюдалась в начале мая и июня. Различия сезонной динамики ЧСБ на двух станциях не были статистически значимыми. Обнаружены корреляционные связи между ЧСБ и содержанием растворенного фосфора (r = 0.75), а также с содержанием общего растворенного азота (r = 0.6) и нитритов (r= 0.6).

В водах ст. НК максимальные значения ОМЧ (2128 и 2520 КОЕ/мл) наблюдались в конце июня и в начале августа. В водах ст. Б. максимальное значение ОМЧ отмечались в середине сентября

Табл. 2. Основные микробиологические параметры и доля морфофизиологических групп в бактериопланктоне подповерхностного слоя двух участков реки Москвы. Над чертой указано среднее значение ± ошибка средней (SE), под чертой – диапазон варьирования. Прочерк означает отсутствие статистически значимых различий.

Гидрохимический параметр	Станция		U-критерий Манна-Уитни (n = 25)
	НК	Б	
Общая численность бактериопланктона (ОЧБ), тыс. кл./мл	3128 ± 328 724–6134	2954 ± 344 793–6831	–*
Биомасса бактериопланктона (ББ), мг С/м^3	125.4 ± 11.3 26.6–238.8	119.6 ± 11.6 32.5–248.1	–
Численность сапротрофных бактерий (ЧСБ), тыс. кл./мл	172.2 ± 131 0.3–2500	301.3 ± 178.6 0.3–2500	–
Доля сапротрофных бактерий (СБ) в ОЧБ, %	4.7 ± 2.9 0–54.2	8.9 ± 4.6 0–78.2	$p < 0.05$
Доля кокков в ББ, %	49.8 ± 3.1 20.5–70	42.2 ± 2.8 16–62	$p < 0.05$
Доля палочек в ББ, %	35 ± 3.5 16.8–72.8	36.5 ± 4.1 13.0–77.1	–
Доля вибрионов в ББ, %	14.8 ± 1.4 6.4–31.7	20.5 ± 1.9 6.6–40.1	$p < 0.025$
Общее микробное число, КОЕ/мл	895.7 ± 234.2 59–2520	751 ± 170.2 53–1736	–

(1736 КОЕ/мл); кроме того, высокие значения наблюдались в начале августа (1610 КОЕ/мл). Различия между двумя станциями по этому параметру не были статистически значимыми.

Обсуждение результатов

Проведенные исследования показали, что выбранные станции на р. Москве статистически достоверно различались по температурному режиму и содержанию основных биогенных веществ. В районе расположения ст. НК происходит смешение речной воды и очищенных сточных вод в соотношении 2:1. Основное отличие очищенных сточных вод на этом участке от речной воды состоит в повышенном содержании биогенных элементов (Тимофеева и Караванова, 2018). Содержание фосфатов, нитратов, аммонийного азота и кремния было достоверно выше на ст. НК.

Температура воды часто рассматривается как один из основных факторов, определяющих вариабельность бактериопланктона (Azam et al., 1983; Копылов и Косолапов, 2011). В наших исследованиях сезонная динамика численности и биомассы бактериопланктона коррелировала не только с температурой воды, но и с содержанием нитритного азота, которое в водах двух станций варьировало на примерно одинаковом уровне (~ 170 мкг/л) и не превышало значений ПДК для водных объектов хозяйственно-питьевого и культурно-бытового водопользования[2]. Связь количественных показателей бактериопланктона и содержания нитритов указывает на вовлеченность гетеротрофных бактерий в круговорот азота в водах исследованных участков р. Москвы. Таким образом, можно предполагать присутствие в составе микробоценоза бактерий-нитрификаторов, которые способствуют образованию окисленных форм азота в результате разложения органических веществ в водах этих участков р. Москвы.

Известно, что изменчивость бактериопланктона в значительной степени во многих водных экосистемах определяется изменчивостью фитопланктона (Копылов и Косолапов, 2011). Однако в наших исследованиях между содержанием Хл *a* (показателем обилия фитопланктона) и микробиологическими показателями были установлены лишь слабые корреляционные связи (r =

[2] ГОСТ 17.1.3.07–82. Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества воды водоемов и водотоков.

0.3). По-видимому, экссудаты фитопланктона р. Москвы служат далеко не единственным источником органического субстрата для гетеротрофного бактериопланктона. Мы полагаем, что помимо фитопланктона важную роль в обеспечении бактерий р. Москвы питательным субстратом могут играть такие факторы, как антропогенное загрязнение, продукты вирусного лизиса, а также жизнедеятельности зоопланктона и водоплавающих птиц.

В водах ст. Б доля вибрионов в биомассе бактериопланктона была статистически значимо выше, чем на ст. НК (Табл. 2). Вибрионы чаще всего являются представителями группы копиотрофных бактерий, которые во время «цветения» фитопланктона и обогащения вод его экссудатами быстро увеличивают свою численность и биомассу, превращаясь из относительно редкого компонента прибрежных микробных сообществ в доминирующих представителей (Takemura et al., 2014). По-видимому, больший вклад вибрионов в ББ на ст. Б был связан с более активным развитием фитопланктона в водах этой станции, о чем можно судить по более высокому содержанию Хл *a* в водах ст. Б в летний период (Рис. 3). Кроме того, можно предположить большее обогащение вод ст. Б легкоокисляемым органическим веществом, о чем могут косвенно свидетельствовать высокие значения доли сапротрофных бактерий в ОЧБ (Табл. 2).

Более высокая температура воды зимой, а также повышенное содержание биогенных веществ в течение всего периода наблюдений в водах ст. НК по сравнению со ст. Б не способствовали увеличению численности как бактериопланктона в целом, так и его сапротрофной фракции. Известно, что помимо температуры воды, содержания лабильных субстратов и биогенных веществ на жизнедеятельность гетеротрофных бактерий оказывают влияние и другие факторы среды: вирусный лизис, выедание бактерий гетеротрофными нанофлагеллятами и др. (Копылов и Косолапов, 2011). Поскольку трофические сети в водоемах очень сложны, а взаимоотношения между их компонентами крайне разнообразны, то для более корректных оценок влияния биогенного загрязнения на жизнедеятельность микроорганизмов необходимо учитывать все вышеперечисленные факторы, контролирующие численность бактериопланктона.

Полученные нами значения ОЧБ и ББ не выходят за рамки значений этих параметров, определенных в 2021–2022 гг. для тех же участков р. Москвы (Мошарова и др., 2015; 2024). В предыдущих исследованиях ОЧБ варьировала от 1200 тыс. кл./мл до 4890 тыс. кл./мл (среднее 3020 ± 300 тыс. кл./мл) в водах станции ниже КОС, а в водах Братеево – от 1460 тыс. кл./мл до 4110 тыс. кл./мл (среднее 2560 ± 300 тыс. кл./мл) (Мошарова и др., 2024) Полученные результаты также согласуются с данными для участков реки в Тушино, на Воробьевых Горах и в Дзержинском (среднегодовое значение ОЧБ составляло 3240 ± 180 тыс. кл./мл), полученными с 2009 по 2010 гг. (Мошарова и др., 2015). Можно заключить, что количественные параметры бактериопланктона прибрежных участков р. Москвы за 14-летний период исследований значимо не изменились.

С 2021 по 2022 гг. в водах р. Москвы отмечалось два максимума численности бактерий: летний (в июле и июле) и осенний – в октябре (Мошарова и др., 2024). В 2023–2024 гг. наблюдалось три пика развития бактериопланктона (в апреле, в конце августа и в начале октября) (Рис. 4). Двух- или трехмодальный тип динамики сезонного развития бактериопланктона является типичным явлением для водоемов средней полосы России. Весенний пик часто связан с поступлением аллохтонного органического вещества при таянии льда и снега, а осенние пики обусловлены поступлением автохтонного органического вещества в результате окончания сукцессии фитопланктона (Копылов и Косолапов, 2011).

Известно, что уровень развития сапротрофных бактерий служит индикатором интенсивности процессов деструкции легкоокисляемого органического вещества (Romanenko, 2023). В наших исследованиях доля СБ в ОЧБ значительно варьировала. Максимальные уровни развития СБ в водах ст. НК наблюдались в апреле и начале мая, что, по-видимому, было обусловлено поступлением лабильных субстратов в результате снеготаяния. На ст. Б. было отмечено два пика СБ в ОЧБ – в мае и августе. Второй пик, по-видимому, был связан с поступлением легкоокисляемого органического вещества в результате окончания «цветения» фитопланктона. Большие пространственные флуктуации численности СБ на фоне относительно постоянной ОЧБ, по мнению некоторых исследователей, являются четко выраженной реакцией микроорганизмов на изменения параметров окружающей среды (Ильинский, 2006).

Значения ОМЧ традиционно выражаются в КОЕ/мл. Этот показатель отражает общее число колоний сапротрофных бактерий, вырастающих на плотной среде в течение 24 ч при температуре 37 °С (Тымчук и др., 2013). В наших исследованиях значения ОМЧ варьировали от 53 до 2520 КОЕ/

мл, притом что диапазон ОМЧ для чистых открытых пресных водоемов составляет 1000–1500 КОЕ/мл (Гончарук, 2006). Таким образом, воды двух исследованных станций в летний период относились к загрязненным, а в осенне-зимний – к чистым. В наших исследованиях не было установлено корреляций между численностью СБ и ОМЧ, хотя они отражают численность одной и той же группы микроорганизмов – аэробных сапротрофных бактерий. По-видимому, это связано с особенностями культивирования этих групп бактерий. Численность гетеротрофных бактерий на жидких питательных средах часто выше, чем на плотных; это объясняют тем, что жидкие среды более благоприятны для развития водных бактерий по сравнению с плотными (Ильинский, 2006).

Выводы

1) Несмотря на то, что две выбранные станции на р. Москве различались по температурному режиму и уровню биогенного загрязнения, статистически значимых различий в сезонной динамике количественных параметров бактериопланктона в водах этих станций не было установлено.

2) Обнаружены достоверные различия в структуре микробных сообществ вод исследуемых станций: большая доля вибрионов в биомассе бактерий и общем числе бактерий, а также более высокая доля сапротрофных бактерий в их общей численности в водах отдаленной от КОС ст. Братеево. Это может указывать на более интенсивные процессы бактериальной трансформации органического вещества на этом участке реки.

3) В настоящее время обе станции по количественным микробиологическим показателям, содержанию хлорофилла *a* и гидролого-гидрохимическим параметрам можно отнести к мезотрофным с тенденцией к эвтрофии.

4)Полученные результаты указывают на необходимость регулярных мониторинговых микробиологических исследований р. Москвы, программу которых необходимо расширить, включив в нее исследования вириопланктона, а также учет микроорганизмов-выедателей прокариот.

Список литературы

Гончарук, Е.И., Бардов, С.Г., Яворовский, А.П., 2006. Коммунальная гигиена. Здоровье, Киев, Украина, 792 с.

Егоров, Н.С., 1995. Руководство к практическим занятиям по микробиологии. Учебное пособие. 3-е издание. Издательство МГУ, Москва, Россия, 224 с.

Ильинский, В.В., 2006. Гетеротрофный бактериопланктон. В: Капков, В.И. (ред.), *Практическая гидробиология: Учебник для студентов биологических специальностей университетов.* ПИМ, Москва, Россия, 331–365.

Копылов, А.И., Косолапов, Д.Б., 2011. Микробная «петля» в планктонных сообществах морских и пресноводных экосистем. КнигоГранд, Ижевск, Россия, 332 с.

Коронкевич, Н.И., Мельник, К.С., 2017. Изменение стока реки Москвы в результате антропогенных воздействий. *Водные ресурсы* **44** (1), 3–14. https://doi.org/10.7868/S0321059617010072

Мошарова, И.В., Ильинский, В.В., Маторин, Д.Н., Мошаров, С.А., Акулова, А.Ю., Протопопов, Ф.Ф., 2015. Мониторинг вод реки Москва с помощью микробиологических параметров и флуоресценции хлорофилла a. *Микробиология* **84** (6), 1–13. https://doi.org/10.7868/S0026365615060075

Мошарова, И.В., Акулова, А.Ю., Хазанова, К.П., Мошаров, С.А., Голдобина, Л.И., Ильинский, В.В., 2024. Особенности сезонной динамики пикопланктонных сообществ лотических водных экосистем. *Экология гидросферы* **1** (11), 75–89. https://doi.org/10.33624/2587-9367-2024-1(11)-75-89

Романенко, В.И., 1985. Микробиологические процессы продукции и деструкции органического вещества во внутренних водоемах. Наука, Ленинград, СССР, 295 с.

Романова, Н.Д., Сажин, А.Ф., 2010. Взаимосвязь между объемом бактериальных клеток и содержанием в них углерода. *Океанология* **50** (4), 556–565.

Строганов, С.Н., 1913. Планктонное исследование в применении к наблюдениям на р. Москве в 1911–1912 гг. *Отчет комиссии по очистке сточных вод с I/XI 1912 по I/V 1914 г. Приложение 4-е.* Москва, Россия.

Тимофеева, Е.А., Караванова, Е.И., 2018. Оценка экологического состояния Москвы-реки в районе Курьяновских очистных сооружений. *Городские исследования и практики* **3** (3), 99–110. https://doi.org/10.17323/usp33201899-110

Тымчук, С.Н., Ларин, В.Е., Соколов, Д.М., Соколов, М.С., 2013. Основные принципы санитарно-микробиологической оценки воды, предназначенной для потребления человеком. *Экологический вестник России* **6**, 32–42.

Фрумин, Г.Т., Хуан, Ж.-Ж., 2012. Вероятностная оценка трофического статуса водных объектов. *Методическое пособие*. РГГМУ, Санкт-Петербург, Россия, 28 с.

Щеголькова, Н.М., 2007. Влияние города на формирование экологического состояния р. Москвы (исторический аспект). *Водные ресурсы* **34** (2), 238–248.

Яшин, И.М., Васенев, И.И., Гареева, И.В., Черников, В.А., 2015. Экологический мониторинг вод Москвы-реки в столичном мегаполисе. *Известия ТСХА* **5**, 8–25.

Aaronson, A.A., 1970. Experimental microbial ecology. Academic Press, New York – London, 236 p.

Alonso, C., Pereire, E., Bertoglio, F., Caceres, M., Amann, R., 2022. Bacterioplankton composition as an indicator of environmental status: proof of principle using indicator value analysis of estuarine communities. *Aquatic Microbial Ecology* **88**, 1−18. https://doi.org/10.3354/ame01979

Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Gray, J.S., Meyer-Reil, L.A., 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* **10**, 257−263. https://doi.org/10.3354/meps010257

Birch, G.F., Lee-Birch, S.B., 2014. Sydney estuary, Australia: geology, anthropogenic development and hydrodynamic processes/attributes, In: Wolanski, E. (ed.), *Estuaries of Australiain 2050 and Beyond, Estuaries of the World.* Springer, Dordrecht, Netherlands, 17–30. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7019-5_2

Fisher, J.C., Newton, R.J., Dila, D.K., McLellan, S.L., 2015. Urban microbial ecology of a freshwater estuary of Lake Michigan. *Elementa: Science of the Anthropocene* **3** (64), 1−14. https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000064

Grasshoff, K., Kremling, K., Erhardt, M., 1999. Methods of seawater analysis. 3rd edition. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, Germany, 420 p. https://doi.org/10.1002/9783527613984

Hirose, S., Matsuura, K., Haruta, S., 2016. Phylogenetically diverse aerobic anoxygenic phototrophic bacteria isolated from epilithic biofilms in Tama River, Japan. *Microbes and Environments* **31** (3), 299–306. https://doi.org/10.1264/jsme2.ME15209

Holm-Hansen, O., Riemann, B., 1978. Chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Oikos* **30**, 438–447. https://doi.org/10.2307/3543338

Newton, R.J., Huse, S.M., Morrison, H.G., Peake, C.S., Sogin, M.L., McLellan, S.L., 2013. Shifts in the microbial community composition of Gulf Coast beaches following beach oiling. *PLOS ONE* **8** (9), e74265. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074265

Porter, K.G., Feig, Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* **25** (5), 943–948. https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0943

Posch, T., Loferer-Kroßbacher, M., Gao, G., Alfreider, A., Pernthaler, J., Psenner, R., 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to carbon conversion factors. *Aquatic Microbial Ecology* **25** (1), 55–63. https://doi.org/10.3354/ame025055

Romanenko, A.V., 2023. Modern structure and functional state of bacterioplankton of lake Pleshcheyevo, Russia. *Inland Water Biology* **16**, 198–208. https://doi.org/10.1134/s1995082923020177

Sigee, D.C., 2005. Freshwater microbiology: biodiversity and dynamics interactions of microorganisms in the freshwater environment. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, 573.

Smith, M.B., Rocha, A.M., Smillie, C.S., Olesen, S.W., Paradis, Ch. et al., 2015. Natural bacterial communities serve as quantitative geochemical biosensors. *MBio* **6** (3), e00326–15. https://doi.org/10.1128/mBio.00326-15

Stelmakh, L., Kovrigina, N., Gorbunova, T., 2023. Phytoplankton seasonal dynamics under conditions of climate change and antropogenic pollution in the western coastal waters of the Black Sea (Sevastopol Region). *Journal of Marine Science and Engineering* **11** (3), 569. https://doi.org/10.3390/jmse11030569

Sun, M.Y., Dafforn, K.A., Brown, M.V., Johnston, E.L., 2012. Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Marine Pollution Bulletin* **64** (5), 1029−1038. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.035

Takemura, A.F., Chien, D.M., Polz, M.F., 2014. Associations and dynamics of Vibrionacea in the environment, from the genus to the population level. *Frontiers in Microbiology* **5** (38), 1–26. https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00038

References

Aaronson, A.A., 1970. Experimental microbial ecology. Academic Press, New York – London, 236 p.

Alonso, C., Pereire, E., Bertoglio, F., Caceres, M., Amann, R., 2022. Bacterioplankton composition as an indicator of environmental status: proof of principle using indicator value analysis of estuarine communities. *Aquatic Microbial Ecology* **88**, 1−18. https://doi.org/10.3354/ame01979

Azam, F., Fenchel, T., Field, J.G., Gray, J.S., Meyer-Reil, L.A., 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology Progress Series* **10**, 257−263. https://doi.org/10.3354/meps010257

Birch, G.F., Lee-Birch, S.B., 2014. Sydney estuary, Australia: geology, anthropogenic development and hydrodynamic processes/attributes, In: Wolanski, E. (ed.), *Estuaries of Australiain 2050 and Beyond, Estuaries of the World.* Springer, Dordrecht, Netherlands, 17–30. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7019-5_2

Egorov, N.S., 1995. Rukovodstvo k prakticheskim zanyatiyam po mikrobiologii. Uchebnoe posobie, 3-e izdanie[Guide to practical classes in microbiology. Study guide. 3rd edition]. Moscow State University, Moscow, Russia, 224 p. (In Russian).

Fisher, J.C., Newton, R.J., Dila, D.K., McLellan, S.L., 2015. Urban microbial ecology of a freshwater estuary of Lake Michigan. *Elementa: Science of the Anthropocene* **3** (64), 1−14. https://doi.org/10.12952/journal.elementa.000064

Frumin, G.T., Huan, Zh.-Zh., 2012. Veroyatnostnaya ocenka troficheskogo statusa vodnyh ob'ektov. Metodicheskoe posobie [Probabilistic assessment of the trophic status of water bodies. Handbook]. Russian State Hydrometeorological University, Saint-Petersburg, Russia, 28 p. (In Russian).

Goncharuk E.I., Bardov S.G., Yavorovskii A.P., 2006. Kommunal'naya gigiena [Communal hygiene]. Zdorov'e, Kiev, Ukraine, 792 p. (In Russian).

Grasshoff, K., Kremling, K., Erhardt, M., 1999. Methods of seawater analysis. 3rd edition. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, Germany, 420 p. https://doi.org/10.1002/9783527613984

Hirose, S., Matsuura, K., Haruta, S., 2016. Phylogenetically diverse aerobic anoxygenic phototrophic bacteria isolated from epilithic biofilms in Tama River, Japan. *Microbes and Environments* **31** (3), 299–306. https://doi.org/10.1264/jsme2.ME15209

Holm-Hansen, O., Riemann, B., 1978. Chlorophyll *a* determination: improvements in methodology. *Oikos* **30**, 438–447. https://doi.org/10.2307/3543338

Il'inskii, V.V., 2006. Geterotrofnyi bakterioplankton [Heterotrophic bacterioplankton]. In: Kapkov, V.I. (ed.), *Prakticheskaya gidrobiologiya: Uchebnik dlya studentov biologicheskih special'nostei universitetov [Practical hydrobiology: A textbook for university students of biological specialties]*. PIM, Moscow, Russiaa, 331–365. (In Russian).

Kopylov, A.I., Kosolapov, D.B., 2011. Mikrobnaya «petlya» v planktonnyh soobshchestvah morskih i presnovodnyh ekosistem [Microbial "loop" in planktonic communities of marine and freshwater ecosystems]. KnigoGrad, Izhevsk, Russia, 332 p. (In Russian).

Koronkevich, N.I., Mel'nik, K.S., 2017. Changes in Moskva R. runoff under anthropogenic impacts. *Water Resources* **44** (1), 1–11. https://doi.org/10.1134/S0097807817010079

Mosharova, I.V., Il'inskii, V.V., Matorin, D.N., Mosharov, S.A., Akulova A.Y., Protopopov, F.F., 2015. Monitoring of the Moskva river water using microbiological parameter and chlorophyll a fluorescence. *Microbiology* **84** (6), 811–821. https://doi.org/10.1134/S0026261715060065

Mosharova, I.V., Akylova, A.Y., Hazanova, K.P., Mosharov, S.A., Goldobina, L.I., Il'inskiy, V.V., 2024. Specificity of the seasonal dynamics of picoplankton communities in lotic aquatic ecosystems [Osobennosti sezonnoi dinamiki pikoplanktonnyh soobshchestv loticheskih vodnyh ehkosistem]. *Ekologiya gidrosfery [Hydrosphere Ecology]* **1** (11), 75–89. (In Russian). https://doi.org/10.33624/2587-9367-2024-1(11)-75-89

Newton, R.J., Huse, S.M., Morrison, H.G., Peake, C.S., Sogin, M.L., McLellan, S.L., 2013. Shifts in the microbial community composition of Gulf Coast beaches following beach oiling. *PLOS ONE* **8** (9), e74265. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0074265

Porter, K.G., Feig, Y.S., 1980. The use of DAPI for identifying and counting of aquatic microflora. *Limnology and Oceanography* **25** (5), 943–948. https://doi.org/10.4319/lo.1980.25.5.0943

Posch, T., Loferer-Kroßbacher, M., Gao, G., Alfreider, A., Pernthaler, J., Psenner, R., 2001. Precision of bacterioplankton biomass determination: a comparison of two fluorescent dyes, and of allometric and linear volume-to carbon conversion factors. *Aquatic Microbial Ecology* **25** (1), 55–63. https://doi.org/10.3354/ame025055

Romanenko, V.I., 1985. Mikrobiologicheskie processy produkcii i destrukcii organicheskogo veshchestva vo vnutrennih vodoemah [Microbiological processes of production and destruction of organic matter in inland water bodies]. Nauka, Leningrad, USSR, 295 p. (In Russian).

Romanenko, A.V., 2023. Modern structure and functional state of bacterioplankton of lake Pleshcheyevo, Russia. *Inland Water Biology* **16**, 198–208. https://doi.org/10.1134/s1995082923020177

Romanova, N.D., Sazhin A.F., 2010. Relationships between the cell volume and the carbon content of bacteria. *Oceanology* **50** (4), 522–530. https://doi.org/10.1134/S0001437010040089

Shchegol'kova, N.M., 2007. Urban effect on the formation of the Moskva river environmental state (historical aspect). *Water Resources* **34** (2), 217–228. https://doi.org/10.1134/S0097807807020121

Sigee, D.C., 2005. Freshwater microbiology: biodiversity and dynamics interactions of microorganisms in the freshwater environment. John Wiley & Sons Ltd., Chichester, UK, 573.

Smith, M.B., Rocha, A.M., Smillie, C.S., Olesen, S.W., Paradis, Ch. et al., 2015. Natural bacterial communities serve as quantitative geochemical biosensors. *MBio* **6** (3), e00326–15. https://doi.org/10.1128/mBio.00326-15

Stelmakh, L., Kovrigina, N., Gorbunova, T., 2023. Phytoplankton seasonal dynamics under conditions of climate change and antropogenic pollution in the western coastal waters of the Black Sea (Sevastopol Region). *Journal of Marine Science and Engineering* **11** (3), 569. https://doi.org/10.3390/jmse11030569

Stroganov, S.N., 1913. Planktonnoe issledovanie v primenenii k nablyudeniyam na r. Moskve v 1911–1912 gg. [Plankton research applied to observations on the River Moscow in 1911–1912]. *Otchet komissii po ochistke stochnyh vod s I/XI 1912 po I/V 1914 g. Prilozhenie 4-e [Report of the commission on wastewater treatment from I/XI 1912 to I/V 1914. Appendix 4].* Moscow, Russia. (In Russian).

Sun, M.Y., Dafforn, K.A., Brown, M.V., Johnston, E.L., 2012. Bacterial communities are sensitive indicators of contaminant stress. *Marine Pollution Bulletin* **64** (5), 1029−1038. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.01.035

Takemura, A.F., Chien, D.M., Polz, M.F., 2014. Associations and dynamics of Vibrionacea in the environment, from the genus to the population level. *Frontiers in Microbiology* **5** (38), 1–26. https://doi.org/10.3389/fmicb.2014.00038

Timofeeva, E.A., Karavanova, E.I., 2018. Ocenka ehkologicheskogo sostoyaniya Moskvy-reki v raione Kur'yanovskih ochistnyh sooruzhenii [Assessment of the ecological state of the Moscow River in the area of the Kuryanovsky wastewater treatment plant]. *Gorodskie issledovaniya i praktiki [Urban Research and Practice]* **3** (3), 99–110. (In Russian). https://doi.org/10.17323/usp33201899-110

Tymchuk, S.N., Larin, V.E., Sokolov, D.M., Sokolov, M.S., 2013. Osnovnye principy sanitarno-mikrobiologicheskoi ocenki vody, prednaznachennoi dlya potrebleniya chelovekom [Basic principles of sanitary and microbiological assessment of water intended for human consumption]. *Ehkologicheskij vestnik Rossii [Ecological Bulletin of Russia]* **6**, 32–42. (In Russian).

Yashin, I.M., Vasenev, I.I., Gareeva, I.V., Chernikov, V.A., 2015. Ekologicheskii monitoring vod Moskvy-reki v stolichnom megapolise [Ecological monitoring of the Moskva rever waters in metropolitan area]. *Izvestiya TSHA [News of Timiryazev Agricultural Academy]* **5**, 8–25. (In Russian).