

УДК 504.054

Изменение концентраций неорганических соединений азота в сточных водах горнодобывающего предприятия микроводорослью *Chlorella vulgaris*

Г. А. Щеглов

Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, г. Апатиты, Мурманская обл., Россия;
e-mail: g.scheglov@ksc.ru, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2870-3616>

Информация о статье Реферат

Поступила
в редакцию
04.04.2023;

получена
после доработки
23.05.2023;

принята к публикации
24.05.2023

Ключевые слова:

карьерные воды,
соединения
неорганического азота,
нитрат аммония,
поллютанты,
очистка,
микроводоросли,
биотехнологии

Загрязнение сточных вод соединениями неорганического азота является серьезной проблемой для горнодобывающей отрасли, промышленных и коммунальных предприятий. Азот может попадать в сточные воды карьеров, когда для взрывных работ используются взрывчатые вещества, содержащие нитрат аммония. Такое загрязнение воды азотом приводит к экологическому ущербу и заболеваниям людей, компании, превышающие установленные законом пределы загрязнения азотом, облагаются штрафами. Утилизация азота из сточных вод осуществляется биологическими методами, однако эффективность биологических методов в северных регионах России низка в силу климатических факторов, затрудняющих жизнедеятельность организмов. Поэтому важно разработать технологии очистки сточных вод для удаления соединений азота. В работе анализируется способность микроводоросли *Chlorella vulgaris* поглощать и использовать разные формы неорганических соединений азота в сточных водах горнодобывающей промышленности на примере сточных вод отстойника карьера и хвостохранилища предприятия "Карельский окатыш" (Костомукша, Республика Карелия). Изучены концентрации аммония, нитратов, нитритов в воде и биомасса микроводорослей в образцах воды. Новизной исследования является оценка концентраций загрязняющих веществ в параллельно идущих опытах с различными условиями культивирования. Установлено, что при культивировании *Chlorella vulgaris* при температуре 26 °С, аэрации и искусственном освещении концентрация аммония снижалась. Эти результаты свидетельствуют о перспективности биореакторных технологий очистки сточных вод от аммония.

Для цитирования

Щеглов Г. А. Изменение концентраций неорганических соединений азота в сточных водах горнодобывающего предприятия микроводорослью *Chlorella vulgaris*. Вестник МГТУ. 2023. Т. 26, № 2. С. 191–199. DOI: <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2023-26-2-191-199>.

Changes of inorganic nitrogen compounds concentration in a mining enterprise wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris*

Gleb A. Shcheglov

Institute of Industrial Ecology Problems in the North KSC RAS, Apatity, Murmansk region, Russia;
e-mail: g.scheglov@ksc.ru, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2870-3616>

Article info

Received
04.04.2023;

received
in revised form
23.05.2023;

accepted
24.05.2023

Key words:

quarry waters,
inorganic nitrogen
compounds, ammonium
nitrate, pollutants,
purification, microalgae,
biotechnologies

Abstract

Wastewater contamination by nitrogen compounds is a serious problem for the mining, industrial and utility companies. Nitrogen can enter quarry effluent when explosives containing ammonium nitrate are used in blasting operations. This nitrogen pollution of water leads to environmental damage and human disease, companies that exceed the legal limits for nitrogen pollution are subject to fines. Nitrogen is removed from wastewater by biological methods, but their efficiency is low in the Northern regions of Russia due to climatic factors that hinder the vital activity of organisms. Therefore, it is essential to develop wastewater treatment technologies for the removal of nitrogen compounds. This study focuses on the ability of the microalgae *Chlorella vulgaris* to absorb and utilize various inorganic nitrogen compounds in mining effluents using the example of effluents from the "Karelsky Okatysh" mine and tailings dam (Kostomuksha, Republic of Karelia). Concentrations of ammonium, nitrate and nitrite in water and microalgal biomass in water samples have been investigated. A novelty of the study is the evaluation of pollutant concentrations in parallel experiments with different cultivation conditions. It has been found that when *Chlorella vulgaris* is cultivated at 26 °C, aeration and artificial light, the concentration of ammonium decreases. These results show the promising application of bioreactor technologies for the treatment of ammonium polluted wastewater.

For citation

Shcheglov, G. A. 2023. Changes of inorganic nitrogen compounds concentration in a mining enterprise wastewater by the microalgae *Chlorella vulgaris*. *Vestnik of MSTU*, 26(2), pp. 191–199. (In Russ.) DOI: <https://doi.org/10.21443/1560-9278-2023-26-2-191-199>.

Введение

В процессе добычи полезных ископаемых, а также при ведении коммунального хозяйства образуются сточные воды, загрязненные соединениями азота.

В воду коммунальных хозяйств азот попадает с отходами жизнедеятельности человека. Помимо загрязнения азотом также воды загрязняются фосфором и различными взвесями.

В сточные воды горнодобывающих предприятий азот попадает из нитрата аммония, используемого в качестве взрывчатки при буровзрывных работах (*Рыбникова и др., 2020*). В процессе взрыва нитрат аммония разлагается с выделением энергии и тепла на кислород, воду и азот по формуле



Азот в воде встречается в аммонийной, нитратной и нитритной форме в растворенном состоянии. Не выпадает в осадок и увеличивает растворимость с ростом температуры. В сточные воды азот попадает с карьерными и шахтными водами, а также с атмосферными осадками, проходящими через взорванную породу. Порядка 4 % общей массы азота из взрывчатых веществ попадает в воду после взрывных работ (*Хохряков и др., 2016; Jermakka et al., 2015*).

В результате сброса сточных вод в открытые водоемы происходит загрязнение почвы и воды, что приводит к загрязнению экосистем и ущербу здоровью человека (*Babatunde et al., 2011*). В документации СанПиН 2.1.3684-21¹ установлены нормы предельно допустимых концентраций (ПДК) для различных веществ.

Для разных форм азота в воде установлены свои нормы ПДК:

- аммоний – 1,5 мг/л;
- нитраты – 45 мг/л;
- нитриты – 3,3 мг/л.

Превышение этих показателей приводит к выплате штрафных санкций предприятиями, превышающими ПДК. Таким образом, загрязнение азотом и другими веществами наносит не только экологический ущерб, но и снижает показатели экономической эффективности предприятий.

Так, в регионах с развитым горным производством наблюдаются загрязнения окружающей среды. Например, в Мурманской области вклад горной промышленности в общий объем отходов составляет 90 % и ежегодно образуется 225,78 млн м³/год сточных вод, загрязненных соединениями неорганического азота (*Солнышкова, 2020*).

Для борьбы с загрязнением вод азотом эффективно работают биологические методы. Наиболее распространенными из них являются:

1) создание искусственных болот с использованием сообществ сосудистых растений и микроорганизмов, интенсивно поглощающих соединения азота в процессе своей жизнедеятельности (*Савичев, 2008; Иванова и др., 2021; Солнышкова и др., 2018*). При этом у метода имеются свои недостатки:

- индивидуальный подбор растительных сообществ для каждого конкретного производства;
- низкая эффективность в условиях северных регионов России, особенно в условиях Крайнего Севера;
- вторичное загрязнение воды азотом после отмирания части растений в процессе жизнедеятельности;

2) применение сообществ микроорганизмов "активного ила". Сущность метода заключается в преобразовании микроорганизмами азота из одной формы в другую с последующим удалением из воды в процессе нитрификации и денитрификации (*Мешенгиссер и др., 2006; Зубов и др., 2013; Дубовик и др., 2016*). Недостатками метода являются:

- затраты на сооружение для проведения очистки, а также затраты на электроэнергию и нагрев воды;
- метод эффективно работает при температурах выше 10 °С;
- необходимость утилизации избыточного активного ила, образующегося в процессе нитрификации;

3) применение микроводорослей, поглощающих азот в процессе жизнедеятельности. Очистка микроводорослями может проходить как в формате прудов, так и в биореакторе, заменяя или дополняя предыдущие методы очистки. Так, в работе (*Кирилина и др., 2013*) установлена высокая эффективность удаления азота при совместном использовании микроводорослей и активного ила.

Микроводоросли рода *Chlorella* применяются для очистки воды, в том числе от соединений азота (*Кирилина и др., 2013; Солнышкова, 2020*).

Особенностями применения хлореллы для очистки являются:

- невысокая эффективность очистки при низких температурах, хотя существуют штаммы хлореллы, способные выживать и поглощать азот даже при температуре воды 3 °С (*Солнышкова, 2020*);

¹ Санитарно-эпидемиологические требования к содержанию территорий городских и сельских поселений, к водным объектам, питьевой воде и питьевому водоснабжению населения, атмосферному воздуху, почвам, жилым помещениям, эксплуатации производственных, общественных помещений, организации и проведению санитарно-противоэпидемических (профилактических) мероприятий : Санитарные правила и нормы СанПиН 2.1.3684-21 : утв. главным государственным санитарным врачом Рос. Федерации 28.01.21. N 3. URL: <https://base.garant.ru/400289764/?ysclid=li2u1rv39t2166157>.

• необходимость утилизации избыточной биомассы микроводоросли, образующейся в процессе очистки. При этом хлорелла широко применяется в качестве БАД, корма для скота, из водоросли получают добавки Омега-3, в связи с чем избыточную биомассу можно рассматривать не как отход производства, а как ценное сырье для животноводства и фармакологии;

• главной проблемой использования хлореллы для очистки вод и последующей утилизации биомассы является недостаточное развитие подобных технологий. Помимо лабораторных работ, исследующих принципиальную возможность применения водоросли для разработки технологий очистки в условиях Крайнего Севера, необходимы и натурные исследования, рассматривающие практические аспекты использования различных штаммов водоросли для очистки сточных вод.

Представляется актуальной разработка современных методов очистки сточных вод от азота на горнодобывающих предприятиях и в коммунальных хозяйствах, в условиях постоянно возрастающих объемов загрязненных сточных вод и размеров штрафных санкций для предприятий. Проблема очистки сточных вод от азота особенно актуальна в условиях Крайнего Севера, где в силу суровых климатических условий сложнее внедрить любые биологические методы.

В горной промышленности постоянно образуются большие объемы загрязненных сточных вод. Некоторые предприятия пытаются снизить количество выбросов, пуская сточные воды в оборот. Но при внедрении подобного подхода зачастую страдает технологический процесс, например, снижение эффективности флотации из-за повышения pH оборотной воды.

В коммунальном хозяйстве объемы сбросов воды ниже, чем на предприятиях горной промышленности, но при этом штрафы за превышение ПДК по азоту и фосфору оказывают существенное влияние на экономическую эффективность предприятий. Это приводит к удорожанию ведения коммунального хозяйства и отражается на тарифах за водоснабжение для жителей населенных пунктов как конечных потребителей услуг.

Цель исследования – изучить, насколько эффективно штамм водоросли *Chlorella vulgaris* Beyerinck [Beijerinck], 1890 обеспечивает в ходе жизнедеятельности снижение концентрации аммония, нитратов и нитритов в воде при различной исходной концентрации азотсодержащих загрязняющих веществ и различных условиях проведения очистки.

Материалы и методы

Источник загрязненных проб воды

Работа проводилась на образцах сточных вод, поступающих с предприятия АО "Карельский окатыш", расположенного в г. Костомукша (Республика Карелия, Россия). Предприятие занимается добычей и переработкой железной руды и производит 20 % всех железорудных окатышей в России. Всего было отобрано два образца воды из отстойника карьера и один образец из отстойника хвостохранилища.

Характеристика микроводоросли

Способность микроводорослей снижать концентрацию азота в воде изучалась на примере одноклеточной зеленой водоросли *Chlorella vulgaris* Beyerinck [Beijerinck], 1890.

Подготовка маточной культуры микроводоросли проходила в течение 7 дней. Водоросль выращивалась на среде Тамия. Во все исследуемые пробы на 200 мл исследуемой воды добавлялось 10 мл маточной культуры микроводоросли. Все пробы находились в колбах с узким горлышком, закрытым алюминиевой фольгой в ходе экспериментов.

Для контроля количества биомассы водоросли измерялась оптическая плотность проб воды с добавленной суспензией перед началом эксперимента. Среднее значение оптической плотности для всех проб составило $0,022 \pm 0,003$.

Определение концентрации водоросли

Концентрация биомассы микроводоросли проводилась колориметрическим методом. Измерения оптической плотности проводились на колориметре модели КФК-2 с кюветой на 10 мм. Предварительно спектрофотометрическим методом по ГОСТ 17.1.4.02-90² определялась концентрация биомассы водоросли. На основе показателей концентрации и оптической плотности проб на длине волны 540 нм строился калибровочный график на основе линейного уравнения (формула 2), с помощью которого в дальнейшем определялась концентрация биомассы микроводоросли

$$y = 0,4628x + 0,001; R^2 = 0,9999, \quad (2)$$

где y – оптическая плотность пробы в кювете 10 мм при длине волны 540 нм, x – концентрация биомассы водоросли в пробе, R^2 – коэффициент детерминации.

² ГОСТ 17.1.4.02-90. Вода. Методика спектрофотометрического определения хлорофилла а. М., 1999.

Ход эксперимента и условия проведения

В ходе экспериментов пробы воды разделялись на три группы, различающиеся по условиям культивирования водоросли в процессе эксперимента:

- условия, приближенные к неблагоприятным в зимний период: температура 7 °С в холодильнике без аэрации и освещения;
- промежуточные условия, имитирующие летний период в естественных условиях: 17 °С, без аэрации с естественным освещением;
- оптимальный для вида условия культивирования: 26 °С, с аэрацией и освещением.

Контроль температуры осуществлялся ртутным градусником с точностью шкалы ± 1 °С.

Для обеспечения оптимальных условий для освещения и подогрева проб использована лампа LED-1088 Aquarium light. Аэрацию обеспечивал компрессор М-102 со скоростью прокачки 2,5 л/мин.

Образцы воды, отобранные на производстве, разделялись на описанные выше группы, часть проб разбавлялась дистиллированной водой для наблюдения изменения концентрации азота при различных исходных степенях загрязнения воды. Внесение суспензии микроводоросли производилось непосредственно перед началом эксперимента, после разбавления и подготовки проб воды.

Так, в 1-й группе рассматривали 2 пробы воды:

3.7 – вода с отстойника карьера № 1;

3/2.7 – вода с отстойника карьера № 1, разбавленная дистиллированной водой в 2 раза.

Во 2-й группе рассматривалось 5 проб воды:

1 – вода с отстойника хвостохранилища;

3 – вода с отстойника карьера № 1;

3/2 – вода с отстойника карьера № 1, разбавленная дистиллированной водой в 2 раза;

3/4 – вода с отстойника карьера № 1, разбавленная дистиллированной водой в 4 раза;

4 – вода с отстойника карьера № 2.

В 3-й группе рассматривалось 2 пробы воды:

3.26 – вода с отстойника карьера № 1;

3/2.26 – вода с отстойника карьера № 1, разбавленная дистиллированной водой в 2 раза.

Продолжительность экспериментов составила 9 суток. В ходе всего периода ежедневно измерялась концентрация аммония, нитратов и биомассы водоросли. Измерение нитритов проводилось на старте экспериментов и после 4 и 8 суток. Все эксперименты были запущены в одно время и шли параллельно.

Для экспериментов отбирались пробы в объеме 200 мл с добавлением 10 мл суспензии микроводоросли.

Метод определения концентрации азота

Для оценки концентрации аммония и нитратов в воде использовались ионселективные методы с применением иономера Мультитест ИПЛ-112 и электрода сравнения ЭСр-10103/3.0.

Концентрация аммония определялась по методике РД 52.24.394-95³ с помощью электрода ЭЛИТ-051, концентрация нитратов – по методике РД 52.24.367-95⁴ с помощью электрода ЭЛИТ-021. Перед началом серии экспериментов электрод был откалиброван.

Концентрацию нитритов в воде рассчитывали колориметрическим методом ПНД Ф 14.1:2.3-95⁵ на колориметре модели КФК-2 с кюветой на 20 мм. Перед началом экспериментов был построен калибровочный график для определения концентрации нитритов

$$y = 1,9517x; R^2 = 0,998. \quad (3)$$

Статистическая обработка данных

Для статистической обработки результатов экспериментов применены стандартные алгоритмы вариационного и регрессионного анализа, включенные в пакет MS Excell.

Результаты и обсуждение

Концентрация биомассы водоросли

Результаты изменения концентрации биомассы водоросли *Chlorella vulgaris* представлены на двух графиках (рис. 1 и 2) в связи с различным диапазоном значений биомассы в разных пробах. На рис. 1 представлены данные для проб 1; 3.7; 3/2.7; 3/4; 3/2; 4; 3. В данных пробах концентрация изменялась от 0,041 г/м³ до 0,11 г/м³, т. е. отмечено увеличение биомассы после 9 суток в 2,7 раза.

³ РД 52.24.394-95. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой концентрации ионов аммония в поверхностных водах суши потенциометрическим методом с ионселективным электродом. Ростов-на-Дону, 1995.

⁴ РД 52.24.367-95. Методические указания. Методика выполнения измерений массовой концентрации нитратов в поверхностных водах суши потенциометрическим методом с ионселективным электродом. Ростов-на-Дону, 1995.

⁵ ПНД Ф 14.1:2.43-95. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации нитрит-ионов в питьевых, поверхностных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Грисса. М., 1995.

На рис. 1 видно, что культивирование при температуре 17 °С, за исключением пробы 1, к концу эксперимента позволило накопить больше биомассы в пробах, чем в ходе культивирования при температуре 7 °С.

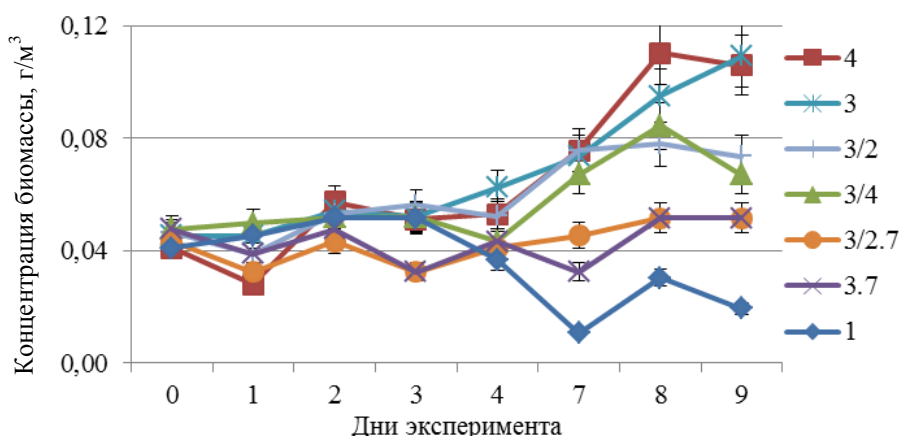


Рис. 1. Концентрация биомассы культуры водоросли, тестируемой для проб воды с разной температурой. Пробы культуры хлореллы в эксперименте при постоянной температуре 17 °С, без аэрации и переменном освещении: 1 – пробы воды из отстойника хвостохранилища; 3 – пробы из отстойника карьера № 1; 3/2 – пробы воды из отстойника карьера № 1, разбавленные в 2 раза; 3/4 – пробы из отстойника карьера № 1, разбавленные в 4 раза; 4 – пробы из отстойника карьера № 2. Пробы культуры хлореллы в эксперименте при постоянной температуре 7 °С, без аэрации и освещения: 3.7 – пробы воды из отстойника карьера № 1; 3/2.7 – пробы из отстойника карьера № 1, разбавленные в 2 раза

Fig. 1. Biomass concentration of the algae culture testing for water samples at different temperature ranges. Samples cultured at constant temperature 17 °С, without aeration and variable illumination: 1 – tailings pond lagoon; 3 – pit № 1 lagoon; 3/2 – pit № 1 lagoon diluted by 2 times; 3/4 – pit № 1 lagoon diluted by 4 times; 4 – pit № 2 lagoon. Samples cultured at a constant temperature of 7 °С, without aeration and lighting: 3.7 – pit № 1 lagoon; 3/2.7 – pit № 1 lagoon diluted by a factor of 2

По сравнению с пробами хлореллы, культивируемой в "идеальных" условиях, пробы, культивируемые при температурах 7 и 17 °С, не показали существенного прироста биомассы, что объясняется низкой температурой для данного вида микроводоросли. Однако прирост биомассы все же был зафиксирован.

На графике ниже представлены гистограммы, отражающие изменения концентрации биомассы микроводоросли в пробах воды при температуре культивирования 26 °С. В пробах 3.26 и 3/2.26 исходная концентрация 0,04 г/м³ увеличилась к концу экспериментов до 2,4 г/м³, что составляет 60-кратный рост биомассы за 9 суток (рис. 2).

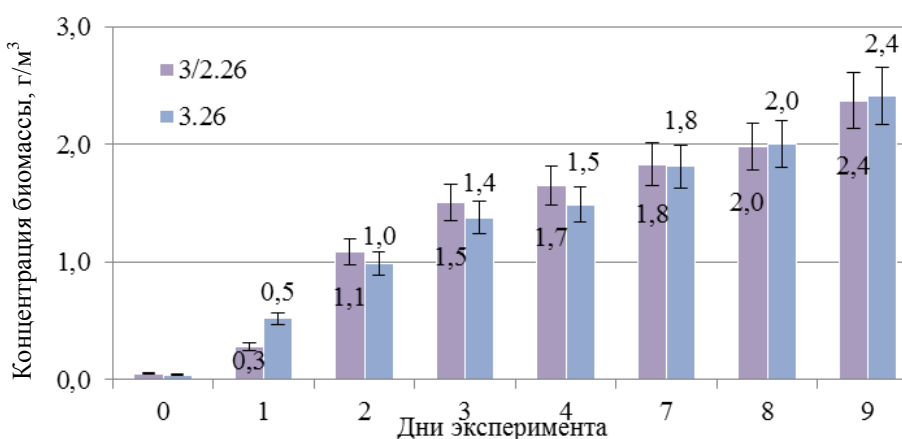


Рис. 2. Изменение концентрации биомассы микроводоросли *Chlorella vulgaris* в оптимальных условиях: при постоянной температуре 26 °С, с аэрацией и освещением: 3.26 – проба воды из отстойника карьера № 1; 3/2.26 – проба из отстойника карьера № 1, разбавленная в 2 раза

Fig. 2. Concentration of the biomass of the microalgae *Chlorella vulgaris* under optimum conditions. Samples cultured at the constant temperature 26 °С, with aeration and lighting: 3.26 – pit 1 lagoon; 3/2.26 – pit 1 lagoon diluted by a factor of 2

При анализе зависимости изменения концентрации биомассы от концентрации форм азота можно отметить, что концентрация биомассы возрастала не только при более высокой температуре, но и при больших исходных концентрациях азота в воде. Однако при температуре 26 °С концентрация биомассы уже не зависела от исходной концентрации азота (рис. 2).

Концентрация аммония

На рис. 3 представлена графическая интерпретация результатов измерений содержания аммония в воде для двух групп проб воды: 3 и 3/2 в разных условиях.

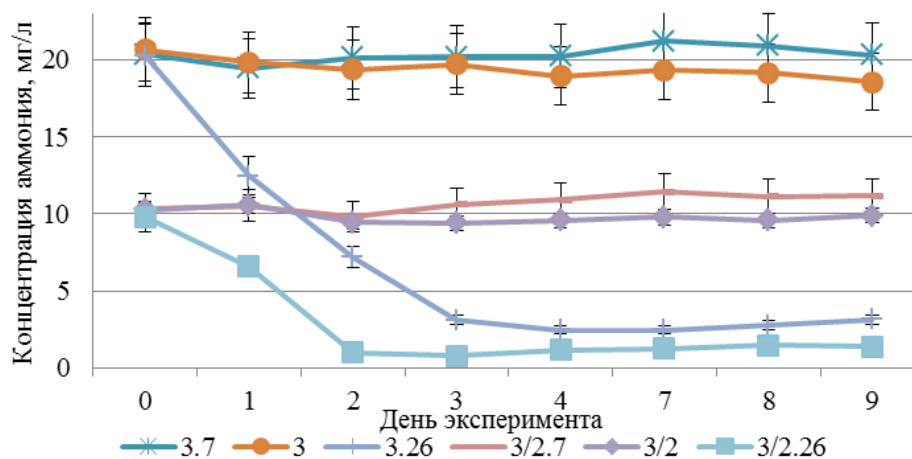


Рис. 3. Концентрация аммония (мг/л) в пробах воды.

Расшифровка обозначения проб соответствует индексации на предыдущих рисунках

Fig. 3. Ammonium concentration (mg/l) in water samples.

The designation of the sample labels corresponds to the indexing in the previous figures

На рис. 3 видно, что при температуре культивирования 7 °С концентрация аммония в пробах за 9 суток осталась неизменной, тогда как при температуре культивирования 17 °С концентрация аммония в пробах снизилась относительно исходной концентрации на 10,2 % для пробы 3 и на 3,5 % для пробы 3/2.

В пробах, культивируемых при температуре 26 °С с аэрацией и освещением, наблюдалось равномерное снижение концентрации аммония в воде. Для пробы 3.26 с большей исходной концентрацией аммония снижение соответствующих значений продолжалось в течение 3 суток и составило 84,6 % от исходного уровня. Для пробы 3/2.26 с меньшей исходной концентрацией аммония снижение продолжалось в течение 2 суток и составило 89,7 %. Далее концентрация аммония вышла на плато и колебалась в пределах 0,65 мг/л. Для проб 3.26 и 3/2.26 наблюдался максимальный прирост биомассы водоросли и снижение ее концентрации. Это позволяет сделать вывод, что снижение концентрации аммония обусловлено его поглощением водорослью в процессе питания для поддержания процессов жизнедеятельности и последующего деления клеток.

Концентрация нитратов и нитритов

Графическая интерпретация концентрации нитритов в пробах воды представлена на рис. 4.

Концентрация нитритов замерялась трижды: перед началом серии экспериментов, через 4 и 8 суток. Продолжительный перерыв между измерениями обусловлен необходимостью отбирать большой объем пробы воды по сравнению с общим объемом пробы.

В большинстве проб концентрация нитритов оставалась неизменной в ходе экспериментов. Рост значений наблюдался для проб 3.26, 3/2.26, 4. Рост концентрации объясняется переходом из одной формы неорганического азота в другую. Конечная концентрация не превышала уровень ПДК во всех пробах.

Графическая интерпретация концентрации нитратов в пробах воды представлена на рис. 5.

В ходе экспериментов было отмечено незначительное снижение концентрации нитратов в воде по прошествии 3 суток и последующий рост концентрации к начальному уровню (рис. 5, пробы 3.20; 3.25 и 4).

Наиболее близкой к нашим исследованиям является работа (Солнышкова, 2020), согласно которой при температуре воды 3 °С наблюдалось понижение концентрации нитратов с 200 мг/л до 45 мг/л за 8 дней, а при температуре 19 °С – за 7 дней. По нашим результатам статистически значимого снижения концентрации нитратов не зафиксировано даже при оптимальной для объекта температуре 26 °С. Результаты работы (Солнышкова, 2020) показывают, что высокая эффективность очистки вод от азотсодержащих компонентов обусловлена выбором холодоустойчивого вида водоросли, а также специальной методикой подготовки культуры на среде без источников азота – "азотном голодании". Автором не приводятся данные по изменению

концентрации аммонийной формы азота, которая существенно снижалась при культивировании при 26 °С согласно оригинальным результатам. Необходимо повторить проведенные эксперименты с культурой, выращенной в условиях "азотного голодания", для более объективного сопоставления результатов и изучения способа культивирования водорослей на их способность утилизировать нитраты и аммоний.

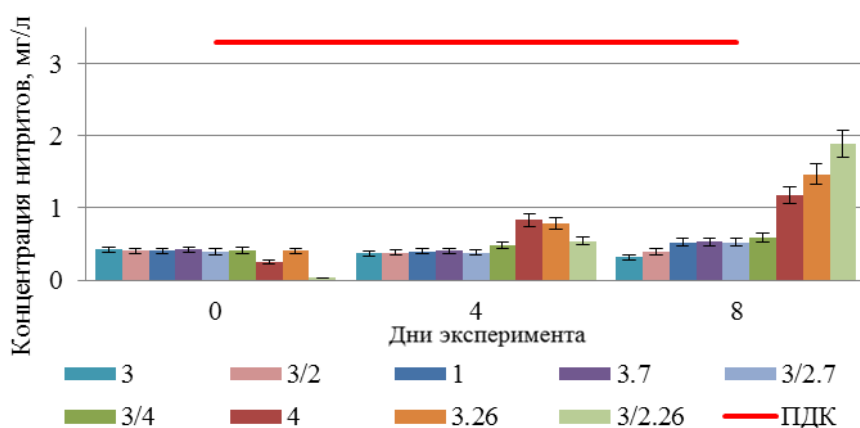


Рис. 4. Концентрация нитритов (мг/л) в пробах воды.
Расшифровка обозначения проб соответствует индексации на предыдущих рисунках
Fig. 4. Nitrite concentration (mg/l) in water samples.
The designation of the sample labels corresponds to the indexing in the previous figures

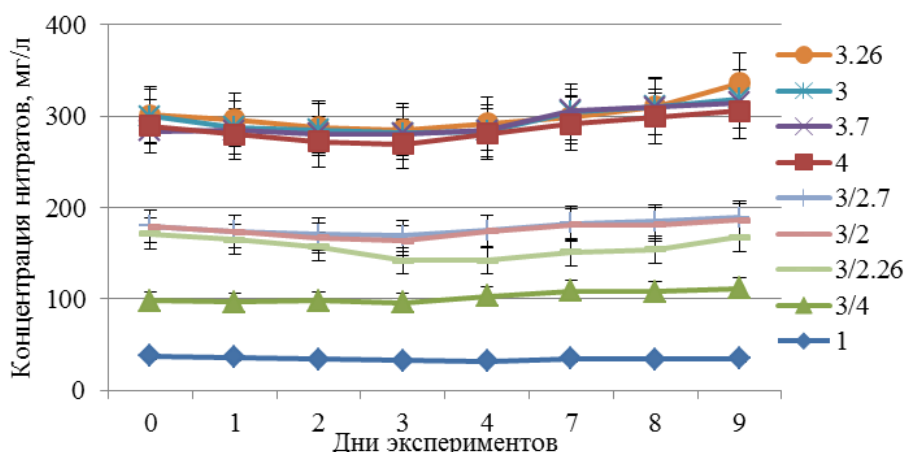


Рис. 5. Концентрация нитратов (мг/л) в пробах воды.
Расшифровка обозначения проб соответствует индексации на предыдущих рисунках
Fig. 5. Nitrate concentration (mg/l) in water samples.
The designation of the sample labels corresponds to the indexing in the previous figures

В работе (Кирилина и др., 2013) изучены особенности применения элодеи и сообществ активного ила для изменения концентрации аммония в сточных водах. Было показано, что культивирование элодеи совместно с активным илом позволило удалить весь аммоний из воды при исходной концентрации 6,5 мг/л и температуре 20 °С. Концентрация нитратов снижалась за 7 дней с 8,1 до 2,9 мг/л в аналогичных условиях. Данный метод превосходит эффективность утилизации азота, показанный в наших опытах, однако стоит отметить, что в полученных нами результатах скорость утилизации аммония была выше, а снижение концентрации на 85–90 % наступало уже через 2–3 дня (в зависимости от исходной концентрации аммония). При этом исходная концентрация азотсодержащих веществ в нашем исследовании была на порядок выше и составляла для аммония 10 и 20 мг/л, а для нитратов доходила до 300 мг/л, тогда как в работе (Кирилина и др., 2013) исходные концентрации аммония и нитратов не превышали 9 мг/л. Вместе с тем неизвестно, как рассмотренные автором организмы отреагируют на столь высокие концентрации азота в воде.

На основе сопоставления полученных результатов с работами других авторов (Кирилина и др., 2013; Солнышкова, 2020) можно сделать вывод о том, что различные организмы в совокупности с учетом методов их подготовки демонстрируют различную способность утилизации соединений азота. В зависимости от условий, в том числе климатических, и от характеристик предприятий (концентрации загрязнителей, объемы водосброса), на которых необходимо проводить очистку, эффективными могут оказаться различные

методы очистки. Из полученных данных можно сделать вывод о том, что применение хлореллы возможно при малых объемах водосброса, когда очистку можно проводить в биореакторах с оптимальными для водоросли условиями роста. Вместе с тем адекватный подбор вида водоросли и оптимизация условий подготовки культуры может способствовать расширению диапазона условий, в которых хлорелла будет наиболее эффективно справляться с загрязнениями.

Заключение

В условиях 9-суточных экспериментов изучена способность культуры микроводоросли *Chlorella vulgaris* наращивать биомассу, поглощая азот из сточных вод горнодобывающих производств в различных температурных условиях. Установлено, что хлорелла, выращенная на среде Тамия, успешно наращивает биомассу при постоянных температуре 26 °С, аэрации и освещении, а также снижает концентрацию аммония в воде в 10 раз уже через 2–3 суток. При температуре 7 и 17 °С без аэрации и с естественным освещением отмечены незначительные изменения в воде концентрации аммония и нитратов, не превышающие уровень ПДК. Успешное поглощение аммония достигалось в идеальных для водоросли условиях с температурой 26 °С, аэрацией и освещением. Данный факт свидетельствует о возможности применения хлореллы для очистки сточных вод в регионах с благоприятным для водоросли климатом. При неблагоприятных климатических условиях может быть перспективна разработка биореакторов, искусственно поддерживающих необходимые для культивирования условия. Перспективным является также изучение способности микроводоросли *Chlorella vulgaris*, выращенной при азотном голодании, утилизировать азот, а также поглощать фосфор и тяжелые металлы из сточных вод.

Важно отметить, что по итогам экспериментов концентрация аммония в сосудах хотя и существенно снижалась, но все равно превышала уровень ПДК, что требует проведения дальнейших экспериментов и подбора таких условий культивирования (состав среды, сроки экспозиции, плотность культуры, температурный режим опытов, вторичный посев культуры), при которых итоговая концентрация соединений азота в очищаемой воде станет ниже значений ПДК.

Полученные результаты свидетельствуют о перспективности широкого использования микроводоросли *Chlorella vulgaris* для снижения содержания аммонийного азота в сточных водах предприятий горнопромышленного комплекса.

Благодарности

Исследование выполнено в рамках темы НИР FMEZ-2022-0010 122022400112-7 "Процессы трансформации природных и техногенных систем в условиях изменения климата в Арктической зоне Российской Федерации (на примере Мурманской области)".

Конфликт интересов

Автор заявляет об отсутствии конфликта интересов.

Библиографический список

- Дубовик О. С., Маркевич Р. М. Совершенствование биотехнологий удаления азота и фосфора из городских сточных вод // Труды БГТУ. Химия, технология органических веществ и биотехнология. 2016. № 4. С. 186. EDN: WHMPRT.
- Зубов М. Г., Бояренев С. Ф., Зубов Г. М., Куликов Н. И. [и др.]. Биотехнология очистки сточных вод с иммобилизацией активного ила и удалением азота // Водоснабжение и санитарная техника. 2013. № 8. С. 72–75. EDN: QZHNZX.
- Иванова Л. А., Мязин В. А., Корнейкова М. В., Фокина Н. В. [и др.]. Пора очищать Арктику. Создание фитоочистной системы для доочистки сточных вод горнорудных предприятий от соединений азота. Апатиты : Изд-во КНЦ РАН, 2021. 88 с.
- Кирилина Т. В., До Тхи Тху Ханг, Сироткин А. С. Оценка эффективности доочистки сточных вод с использованием одноклеточных и многоклеточных гидробионтов // Вестник Казанского технологического университета. 2013. Т. 16, № 8. С. 200–203. EDN: QBIZOF.
- Мешенгиссер Ю. М., Щетинин А. И., Есин М. А. Удаление азота и фосфора активным илом // Коммунальное хозяйство городов. 2006. № 74. С. 36–45.
- Рыбникова Л. С., Наволокина В. Ю. Оценка состояния гидросферы в верховьях бассейна реки Тагил (Свердловская обл.) // Проблемы недропользования. 2020. № 2(25). С. 81–89. DOI: 10.25635/2313-1586.2020.02.081. EDN: OVKXMT.
- Савичев О. Г. Биологическая очистка сточных вод с использованием болотных биогеоценозов // Известия Томского политехнического университета. 2008. Т. 312, № 1. С. 69–74. EDN: JKOQVT.
- Солнышкова М. А. Снижение загрязнения поверхностных вод неорганическими соединениями азота в зоне воздействия горнодобывающих предприятий Мурманской области : дис. ... канд. техн. наук. СПб., 2020. 133 с.

- Солнышкова М. А., Пашкевич М. А. Исследование эффективности биологической очистки воды от нитратов с помощью биоплато // *Естественные и технические науки*. 2018. № 5(119). С. 169–173. EDN: XSKILZ.
- Хохряков А. В., Студенок А. Г., Студенок Г. А. Исследование процессов формирования химического загрязнения дренажных вод соединениями азота на примере карьера крупного горного предприятия // *Известия Уральского государственного горного университета*. 2016. № 4(44). С. 35–37. DOI: <https://doi.org/10.21440/2307-2091-2016-4-35-37>. EDN: XUXSHX.
- Babatunde A. O., Zhao Y. Q., Doyle R. J., Rackard S. M. [et al.]. On the fit of statistical and the k-C* models to projecting treatment performance in a constructed wetland system // *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2011. Vol. 46, Iss. 5. P. 490–499. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.551729>.
- Jermakka J., Wendling L., Sohlberg E., Heinonen H. [et al.]. Potential technologies for the removal and recovery of nitrogen compounds from mine and quarry waters in subarctic conditions // *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2015. Vol. 45, Iss. 7. P. 703–748. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.900238>.

References

- Dubovik, O. S., Markevich, R. M. 2016. Improvement of biotechnology of nitrogen and phosphorus removal from municipal wastewater. *Proceedings of BSTU. Chemistry, Organic Substances Technology and Biotechnology*, 4, pp. 186. EDN: WHMPTT. (In Russ.)
- Zubov, M. G., Boyarenev, S. F., Zubov, G. M., Kulikov, N. I. et al. 2013. Biotechnology of wastewater treatment with immobilization of activated sludge and nitrogen removal. *Water Supply and Sanitary Technique*, 8, pp. 72–75. EDN: QZHNZX. (In Russ.)
- Ivanova, L. A., Myazin, V. A., Korneikova, M. V., Fokina, N.V. et al. 2021. It's time to clean up the Arctic. Creation of phyto-treatment system for post-treatment of mining wastewater from nitrogen compounds. *Apatity*. (In Russ.)
- Kirilina, T. V., Do Tkhi Tkhu Khang, Sirotkin, A. S. 2013. Efficiency assessment of wastewater pretreatment using unicellular and multicellular hydrobionts. *Vestnik Kazanskogo tekhnologicheskogo universiteta*, 16(8), pp. 200–203. EDN: QBIZOF. (In Russ.)
- Meshengisser, Y. M., Shchetinin, A. I., Esin, M. A. 2006. Removal of nitrogen and phosphorus by an active sludge. *Kommunalnoe khozyaistvo gorodov*, 74, pp. 36–45. (In Russ.)
- Rybnikova, L. S., Navolokina, V. Yu. 2020. Assessment of hydrosphere condition in the upper Tagil River basin (Sverdlovsk region). *Problems of Subsoil Use*, 2(25), pp. 81–89. DOI: 10.25635/2313-1586.2020.02.081. EDN: OBKXMT. (In Russ.)
- Savichev, O. G. 2008. Biological wastewater treatment using bog biogeocenoses. *Bulletin of the Tomsk Polytechnic University. Geo Assets Engineering*, 312(1), pp. 69–74. EDN: JKOQVT. (In Russ.)
- Solnyshkova, M. A. 2020. Reduction of surface water pollution by inorganic nitrogen compounds in the impact zone of mining enterprises in the Murmansk region. Ph.D. Thesis. Saint Petersburg. (In Russ.)
- Solnyshkova, M. A., Pashkevich, M. A. 2018. Study of biological water purification efficiency from nitrates with bioplato. *Estestvennye i tekhnicheskie nauki*, 5(119), pp. 169–173. EDN: XSKILZ. (In Russ.)
- Khokhryakov, A. V., Studenok, A. G., Studenok, G. A. 2016. Study of processes of formation of chemical pollution of drainage water with nitrogen compounds on the example of the pit of a large mining enterprise. *Izvestiya of the Ural State Mining University*, 4(44), pp. 35–37. DOI: <https://doi.org/10.21440/2307-2091-2016-4-35-37>. EDN: XUXSHX. (In Russ.)
- Babatunde, A. O., Zhao, Y. Q., Doyle, R. J., Rackard, S. M. et al. 2011. On the fit of statistical and the k-C* models to projecting treatment performance in a constructed wetland system. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 46(5), pp. 490–499. DOI: <https://doi.org/10.1080/10934529.2011.551729>.
- Jermakka, J., Wendling, L., Sohlberg, E., Heinonen, H. et al. 2015. Potential technologies for the removal and recovery of nitrogen compounds from mine and quarry waters in subarctic conditions. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(7), pp. 703–748. DOI: <https://doi.org/10.1080/10643389.2014.900238>.

Сведения об авторе

Щеглов Глеб Андреевич – ул. Ферсмана, 14а, г. Апатиты, Мурманская обл., Россия, 184209; Институт проблем промышленной экологии Севера КНЦ РАН, аспирант;
e-mail: g.scheglov@ksc.ru, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2870-3616>

Gleb A. Shcheglov – 14a Fersmana Str., Apatity, Murmansk region, Russia, 184209; Institute of Industrial Ecology Problems in the North KSC RAS, Ph.D. Student;
e-mail: g.scheglov@ksc.ru, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-2870-3616>