

Научная статья
УДК 579.222
EDN: EFTDQV
DOI: 10.21285/achb.940



Использование водной фазы процесса гидротермального ожигения как субстрата для культивирования микроводорослей

С.В. Клементьев*✉, Е.А. Буденкова**, Ю.В. Куликова**, А.С. Сироткин*

*Казанский национальный исследовательский технологический университет,
Казань, Российская Федерация

**Балтийский Федеральный университет им. И. Канта, Калининград, Российская Федерация

Аннотация. Цель проведенного исследования заключалась в изучении способности 9 штаммов микроводорослей из коллекции IPPAS Института физиологии растений им. К.А. Тимирязева РАН использовать в качестве субстрата компоненты водной фазы процесса гидротермального ожигения избыточного активного ила. Для отбора наиболее перспективных культур были проанализированы их ростовые характеристики, а также эффективность удаления ионов NH_4^+ , PO_4^{3-} и органических соединений. Отмечено, что все изучаемые культуры способны использовать компоненты водной фазы в качестве питательного субстрата. Наибольшая удельная скорость роста $0,92 \text{ сут.}^{-1}$ наблюдалась у штамма *Chlorella sp.* IPPAS C-1210. При этом было показано, что по эффективности изъятия поллютантов из среды перспективными оказались штаммы *Parachlorella kessleri* IPPAS C-9 и *Chlorella minutissima* IPPAS C-123: эффективность ассимиляции NH_4^+ составила 78 и 81%, а PO_4^{3-} – 89 и 91% соответственно. Исследован состав биомассы культур C-9 и C-123, большую часть которой составляют полисахариды – 41 и 44%, а также белки – 31 и 25% от общей массы соответственно. Кроме того, в результате последовательной двухэтапной очистки водной фазы с использованием микроорганизмов-деструкторов (*Paenarthrobacter nicotinovorans* и *Comamonas testosteroni*) и культур микроводорослей была достигнута высокая степень обезвреживания среды. В течение 17 суток процесса очистки концентрация ионов аммония снизилась с $289,8 \pm 14,9$ до $51,1 \pm 2,2 \text{ мг/дм}^3$, фосфатов – с $116,3 \pm 8,1$ до $11,3 \text{ мг/дм}^3$, общая эффективность процесса удаления поллютантов из водной фазы составляла до 90%.

Ключевые слова: микроводоросли, гидротермальное ожигение, водная фаза, ростовые характеристики

Финансирование. Работа выполнена при поддержке Российского научного фонда (грант Российского научного фонда 23-24-00064 «Разработка технологии гидротермального ожигения избыточных илов и осадков первичных отстойников с утилизацией образующихся сточных вод»).

Для цитирования: Клементьев С.В., Буденкова Е.А., Куликова Ю.В., Сироткин А.С. Использование водной фазы процесса гидротермального ожигения как субстрата для культивирования микроводорослей // Известия вузов. Прикладная химия и биотехнология. 2024. Т. 14. N 4. С. 537–547. DOI: 10.21285/achb.940. EDN: EFTDQV.

Utilization of the aqueous phase of the hydrothermal liquefaction process as a substrate for microalgae cultivation

Svyatoslav V. Klementev*✉, Ekaterina A. Budenkova**,
Yulia V. Kulikova**, Alexander S. Sirotkin*

*Kazan National Research Technological University, Kazan, Russian Federation

**Immanuel Kant Baltic Federal University, Kaliningrad, Russian Federation

Abstract. The article presents the culturing of nine microalgae strains from the IPPAS collection of IFR RAS using components of the aqueous phase of the excessive activated sludge hydrothermal revitalization process as a substrate. In order to select the most promising cultures, their growth characteristics and efficient removal of NH_4^+ ions, PO_4^{3-} and organic compounds were studied. All the studied cultures are shown to be able to utilize components of the aqueous phase as a nutrient substrate. The highest specific growth rate of 0.92 day^{-1} was observed in the strain *Chlorella sp.* IPPAS C-1210. However, the *Parachlorella kessleri* IPPAS C-9 and *Chlorella minutissima* IPPAS C-123 strains were also promising in terms of their efficiency of pollutant removal from the medium: efficiency of ammonium nitrogen assimilation was 78 and 81%, while phosphate ion assimilation was 89 and 91%, respectively. The biomass composition of C-9 and C-123 cultures was investigated, mainly consisting of polysaccharides – at 41 and 44% – and proteins – at 31 and 25% of the total mass, respectively. A high degree of neutralization of the medium was additionally achieved as a result of consecutive two-stage purification of the aqueous phase of the process of hydrothermal revitalization of excessive activated sludge with the use of microorganisms-destroyers (*Paenarthrobacter nicotinovorans* and *Comamonas testosteroni*) and the studied microalgae cultures. During 17 days of the purification process, the concentration of ammonium ions decreased from 289.8 ± 14.9 to $51.1 \pm 2.2 \text{ mg/dm}^3$, phosphates from 116.3 ± 8.1 to 11.3 mg/dm^3 ; the overall efficiency of the process of pollutants removal from the aqueous phase was up to 90%.

Keywords: microalgae, hydrothermal liquefaction, water phase, growth characteristics

Funding. Russian Science Foundation (project no. 23-24-00064) supported this work.

For citation: Klementev S.V., Budenkova E.A., Kulikova Yu.V., Sirotkin A.S. Utilization of the aqueous phase of the hydrothermal liquefaction process as a substrate for microalgae cultivation. *Proceedings of Universities. Applied Chemistry and Biotechnology*. 2024;14(4):537-547. (In Russian). DOI: 10.21285/achb.940. EDN: EFTDQV.

ВВЕДЕНИЕ

Избыточный активный ил – побочный продукт процесса биологической очистки сточных вод. Его особенностью является высокая влажность (95–99%) и содержание большого количества токсичных органических соединений и патогенных микроорганизмов [1]. Если осадки сточных вод не утилизировать, то со временем органический углерод под действием мезофильных бактерий преобразуется до парниковых газов (CO_2 , CH_4), которые выбрасываются в атмосферу [2, 3]. Наиболее распространенными методами обработки и обезвреживания муниципального осадка являются анаэробное сбраживание, компостирование и захоронение. Компостирование и захоронение отходов приводят к дополнительному отчуждению территорий и выбросу парниковых газов в атмосферу, в то время как сбраживание позволяет восстановить до 50–60% углерода в виде биогаза. Тем не менее недавнее исследование показало, что даже на очистных сооружениях с метантенками значительное количество метана выбрасывается в атмосферу [4]. Таким образом, необходимо изменить подход к утилизации осадков сточных вод, опираясь на современные требования.

Гидротермальное ожигание является многообещающей технологией для утилизации влажных органических отходов. В ходе проведения данного процесса биомасса избыточного ила находится в субкритических условиях ($T = 250\text{--}450 \text{ }^\circ\text{C}$, $P = 4\text{--}25 \text{ МПа}$) [5]. Во время гидротермального ожигания происходят реакции, включающие разложение и реполимеризацию органических макромолекул, в результате которых образуется био-нефть, твердая фаза (биоуголь), газовая фаза и водная фаза (растворенные в воде химические вещества). К основным преимуществам гидротермального ожигания можно отнести то, что в ходе этого процесса не требуется предварительная сушка сырья и установка, использующаяся при данной технологии, занимает меньшую площадь по сравнению с другими, ко всему прочему, таким образом можно получить продукты с добавленной стоимостью [6]. Главным недостатком такой технологии является образование большого количества водной фазы (до 90% от массы сырья), которую нельзя напрямую сбросить в природные водоемы из-за высокой концентрации токсичных соединений [6, 7].

Водная фаза содержит в своем составе высокую концентрацию биогенных элементов (азота, фосфора) и микроэлементов, тем самым ее можно использовать в качестве основы для питательной среды для культивирования микроводорослей [7]. В ряде работ было показано, что использование питательных веществ, содержащихся в водной фазе, приводит к повышению энергоэффективности и экономической целесообразности процесса гидротермального оживления [8–11]. Оценка жизненного цикла показала, что за счет использования водной фазы гидротермального оживления окупаемость инвестиций в энергию была увеличена на 10–20% с точки зрения добычи нефти на единицу энергии, полученной в результате повторного роста микроводорослей с использованием водной фазы [12]. Однако в водной фазе помимо биогенных элементов содержатся и токсичные соединения (амиды, ароматические соединения), которые ингибируют рост микроводорослей, вследствие чего необходимо большое ее разведение либо предварительная обработка с использованием альтернативных методов биологической конверсии [7]. К перспективным способам обезвреживания водной фазы можно отнести аэробную конверсию с применением микроорганизмов-деструкторов, которые способны использовать в качестве единственного источника углерода компоненты водной фазы [13–15]. В предыдущих исследованиях было показано, что микроорганизмы-деструкторы способны обезвреживать в основном только органические соединения, а эффективность изъятия биогенных элементов варьирует в интервале от 10 до 30% [16]. Последовательная очистка сначала микроорганизмами, а после микроводорослями позволит повысить эффективность обезвреживания водной фазы [8].

Цель представленного исследования заключалась в проведении оценки эффективности биообезвреживания водной фазы после гидротермального оживления биомассы избыточного активного ила с использованием микроводорослей.

ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНАЯ ЧАСТЬ

В ходе работы исследовали водную фазу гидротермального оживления избыточного активного ила коммунально-бытовых сточных вод г. Калининграда. Физико-химические показатели были следующими: химическое потребление кислорода (ХПК) – 17737 ± 886 мгО/дм³; NH₄⁺ – 948 ± 47 дм³; PO₄³⁻ – 472 ± 24 дм³; рН = $7,1 \pm 0,19$.

Анализировали 9 культур микроводорослей, взятых из коллекции IPPAS¹ Института физиологии растений им. К.А. Тимирязева РАН (г. Москва) (табл. 1).

Таблица 1. Культуры исследованных микроводорослей

Table 1. Cultures of microalgae discussed in the article

Шифр штамма IPPAS	Вид
C-1	<i>Chlorella sorokiniana</i>
C-2	<i>Chlorella vulgaris</i>
C-8	<i>Chlorella ellipsoidea</i>
C-9	<i>Parachlorella kessleri</i>
C-26	<i>Chlorella pyrenoidosa</i>
C-108	<i>Chlorella zofingiensis</i>
C-123	<i>Chlorella minutissima</i>
C-1210	<i>Chlorella</i> sp.
C-1509	<i>Nannochloris</i> sp.

Также изучали бактериальные культуры-деструкторы компонентов водной фазы *Paenarthrobacter nicotinovorans* и *Comamonas testosteroni*, полученные из активного ила ПАО «Нижнекамскнефтехим» (г. Нижнекамск) и идентифицированные с помощью секвенирования гена 16S рРНК.

Рост культуры оценивали по измерению оптической плотности ОП₇₅₀ и приросту биомассы [17]. Отобранные для измерения сухой массы пробы осаждали центрифугированием в фосфатном буфере, полученный осадок высушивали в предварительно взвешенных емкостях в сушильном шкафу 24 ч при 105 °С [17]. Удельную скорость роста m вычисляли по изменению концентрации биомассы по формуле

$$\mu = \frac{\ln\left(\frac{N_2}{N_1}\right)}{t_2 - t_1},$$

где N_1 и N_2 – биомасса культуры, измеренная во время t_1 и t_2 соответственно.

Время удвоения биомассы $T_{удв.}$ рассчитывали по удельной скорости роста по формуле

$$T_{удв.} = \frac{\ln(2)}{\mu}.$$

Конечный прирост Π_k определяли по разности концентраций биомассы в начале и в конце культивирования [17].

Эффективность обезвреживания компонентов водной фазы оценивали по изменению показателей ХПК, NH₄⁺ и PO₄³⁻. Физико-химические характеристики по окончании культивирования определяли по стандартным методикам. Концентрацию ХПК определяли титрованием с помощью соли Мора арбитражным методом². Содержание в водной фазе ионов аммония и фосфат-ионов измеряли на спектрофотометре согласно федеративным природоохранным нормативным документам^{3,4}.

¹ International Physical Protection Advisory Service (IPPAS) // International Atomic Energy Agency (IAEA). Режим доступа: <https://www.iaea.org/services/review-missions/international-physical-protection-advisory-service-ippas> (дата обращения: 12.03.2024).

² ПНД Ф 14.1:2.100-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений химического потребления кислорода в пробах природных и очищенных сточных вод титриметрическим методом. М., 2016. 16 с.

³ ПНД Ф 14.1:2.3.1-95. Количественный химический анализ вод. Методика измерений массовой концентрации ионов аммония в природных и сточных водах фотометрическим методом с реактивом Несслера. М., 2017. 22 с.

⁴ ПНД Ф 14.1:2.112-97. Количественный химический анализ вод. Методика выполнения измерений массовой концентрации фосфат-ионов в пробах природных и очищенных сточных вод фотометрическим методом восстановлением аскорбиновой кислоты. М., 2011. 15 с.

Состав биомассы водорослей определяли по содержанию белка, углеводов, липидов и золы.

В стационарной фазе роста культуры отделяли от водной фазы, промывали деионизированной водой. Сухую биомассу получали путем высушивания полученного осадка в предварительно взвешенных емкостях в сушильном шкафу в течение 24 ч при 105 °С [17]. В сухой биомассе определяли количественный состав.

Клеточные белки экстрагировали солюбилизацией осадка в изоэлектрофокусирующем буфере (7 М мочевины, 2 М тиомочевина, 2% масс/об. 3-[3-холомидопропилдиметиламмоний]-1-пропансульфоната гидрат и 40 мМ дитиотреитол). Клеточный лизат дважды обрабатывали на ультразвуковой установке в течение 1 мин при частоте 30 кГц. Осадок центрифугировали в течение 1 мин при 10000 об/мин, супернатант отмывали ацетоном в соотношении супернатанта и ацетона 1:4 и инкубировали при 4 °С в течение 20 мин, после повторно центрифугировали. Концентрацию белка определяли методом Брэдфорда в 96-луночных микропланшетах [18].

Полисахариды в биомассе водорослей определяли с помощью антронового реактива. Предварительно клетки водорослей нагревали до 95 °С в течение 10 мин. После озвучивали клетки (условия см. выше), суспензию остужали и добавляли антроновый реактив в соотношении 1:3, выдерживали в течение 20 мин и определяли концентрацию. Количество полисахаридов определяли в 96-луночных планшетах при длине волны 620 нм [19].

Для определения содержания липидов в колбу, содержащую сухую биомассу водорослей, добавляли смесь растворителя (гексана и хлороформа в соотношении 1:1 по объему) в количестве 100 мл на 1 грамм абсолютно сухой биомассы. Экстракцию парами растворителя осуществляли кипячением с обратным холодильником в течение 2 ч. По прошествии времени избыток растворителя удаляли на роторном испарителе при температуре 40 °С и давлении 0,786 атм. [9].

Зольность определяли путем сжигания сухой биомассы водорослей в муфельной печи при 550 °С в течение 2 ч [9].

Бактериальные культуры культивировали на водной фазе гидротермального охижения избыточного активного ила в конических колбах в течение 48 ч при $T = 37$ °С и перемешивании 120 об/мин. Количество вносимого инокулята составляло, КОЕ/мл: *P. nicotinovorans* – $3,8 \times 10^8$; *C. testosteroni* – $5,7 \times 10^9$. По истечении времени культивирования бактериальные клетки удаляли центрифугированием при 10000 об/мин, полученную водную фазу подкисляли до pH = 7,0 и вносили в нее предварительно адаптированный инокулят микроводорослей.

Обработка результатов экспериментов проводилась с помощью пакета прикладных программ Microsoft Excel 2019 и Origin 2019 Pro с оценкой достоверности по критерию Стьюдента – Фишера. Использовали параметрический *t*-критерий Стьюдента. Различия считали достоверными при уровне значимости $p < 0,05$.

ОБСУЖДЕНИЕ РЕЗУЛЬТАТОВ

Периодическое культивирование микроводорослей на водной фазе. Водную фазу предварительно разбавляли в 50 раз дистиллированной водой до концентрации растворенных веществ, мг/дм³:

ХПК – $354,7 \pm 12,3$; NH_4^+ – $18,9 \pm 1,1$; PO_4^{3-} – $9,4 \pm 0,7$. Такая концентрация водной фазы, согласно литературным данным, не ингибирует рост хлореллы в процессе периодического культивирования [7]. Результаты культивирования 9 штаммов микроводорослей на водной фазе показаны на рис. 1.

В ходе периодического культивирования было показано, что изучаемые штаммы, за исключением *Nannochoris* sp. IPPAS C-1509, способны использовать компоненты водной фазы в качестве субстрата.

Рост культур на водной фазе можно описать классической сигмоидальной кривой роста. Можно отметить, что на начальном этапе культивирования некоторые микроводоросли адаптировались к компонентам водной фазы и наблюдалась продолжительная лаг-фаза, которая длилась до 3 суток (культуры *C. sorokiniana* IPPAS C-1, *C. pyrenoidosa* IPPAS C-26). У штаммов *C. vulgaris* IPPAS C-2, *C. ellipsoidea* IPPAS C-8, *P. kessleri* IPPAS C-9, *C. zofingiensis* IPPAS C-108 экспоненциальная фаза роста началась со 2-х суток – вероятно, это связано с тем, что водная фаза для них менее токсична и их ферментативная система быстро адаптировалась под условия среды. Интересная ситуация наблюдалась у культуры *C. minutissima* IPPAS C-123: по результатам культивирования у нее отсутствовала лаг-фаза. С 1-х суток отмечался стремительный рост, на 2-е сутки культура вышла на стационарную фазу и деление клеток резко снизилось. Тем не менее в период с 3-х по 5-е сутки снова был зарегистрирован экспоненциальный рост: можно сказать, что в ходе описания кривой роста штамма *C. minutissima* IPPAS C-123 на водной фазе наблюдалась диауксия роста.

Экспоненциальная фаза большинства микроводорослей начиналась на 2–3 сутки и продолжалась в течение 24–48 ч. На 5-е сутки культивирования практически все культуры вышли на стационарную фазу роста и потребление субстрата стало постепенно снижаться.

Таким образом, в ходе периодического культивирования в течение 7 суток все изучаемые культуры вышли на стационарную фазу роста, за исключением штамма *Nannochoris* sp. IPPAS C-1509, у которого наблюдался небольшой рост на начальном этапе.

В табл. 2 отражены основные показатели культивирования микроводорослей на водной фазе.

Таблица 2. Ростые характеристики изучаемых культур микроводорослей в процессе периодического культивирования

Table 2. Growth characteristics of the studied microalgae cultures in the process of periodic cultivation

Номер штамма IPPAS	Удельная скорость роста, сут. ⁻¹	Время удвоения биомассы, ч	Конечный прирост, г/л
C-1	0,30	55,34	0,19
C-2	0,49	33,71	0,41
C-8	0,51	32,83	0,49
C-9	0,62	26,57	0,69
C-26	0,48	34,19	0,48
C-108	0,79	20,80	0,44
C-123	0,92	17,91	0,77
C-1210	0,94	17,67	0,32
C-1509	0,27	61,40	0,04

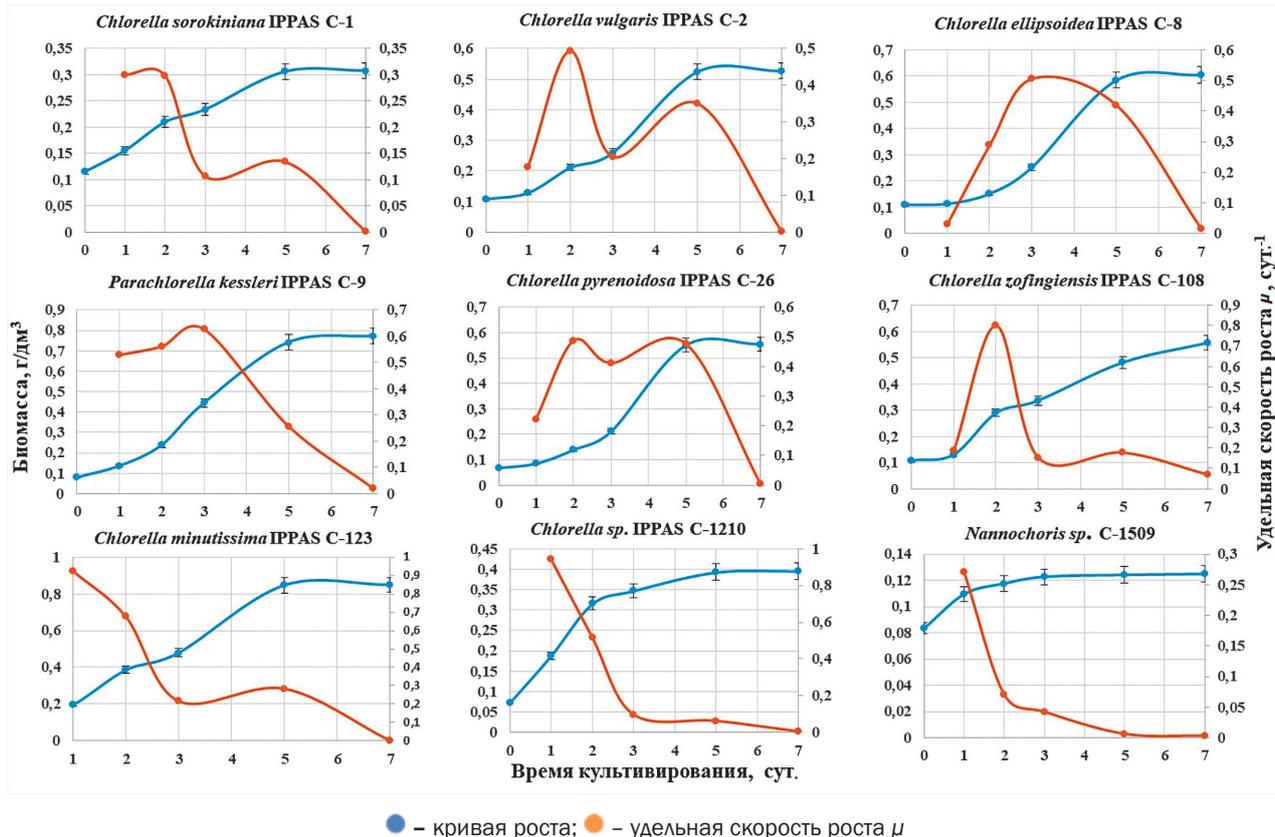


Рис. 1. Кривые роста и удельные скорости роста исследованных штаммов

Fig. 1. Growth curves and specific growth rates of the strains studied

Штамм *Chlorella* sp. IPPAS C-1210 имел один из самых высоких показателей удельной скорости роста, а время удвоения биомассы в экспоненциальной фазе составило 17,67 ч. Однако экспоненциальная фаза у этого штамма длилась 2 суток и уже в начале стационарной фазы время удвоения увеличилось до 84,3 ч. Конечный прирост штамма был ниже средних значений среди исследуемых штаммов и составил 0,32 г/л.

У штаммов *C. sorokiniana* IPPAS C-1, *C. vulgaris* IPPAS C-2, *C. ellipsoidea* IPPAS C-8, *C. pyrenoidosa* IPPAS C-26, *Nannochloris* sp. IPPAS C-1509 значение удельной скорости роста находилось в диапазоне 0,27–0,49 сут.⁻¹, что соответствует времени удвоения биомассы 61,40–33,71 ч. Урожайность этих культур составила 0,04–0,48 г/л. Можно отметить, что культура *Nannochloris* sp. IPPAS C-1509 имела самый низкий прирост и меньшую удельную скорость роста по сравнению с изучаемыми штаммами.

Штаммы *P. kessleri* IPPAS C-9, *C. zofingiensis* IPPAS C-108, *C. minutissima* IPPAS C-123 имели самые высокие показатели удельной скорости роста (после культуры *Chlorella* sp. IPPAS C-1210) 0,62–0,92 сут.⁻¹ и, соответственно, быструю скорость удвоения биомассы 26,57–17,91 ч. Культура *C. zofingiensis* IPPAS C-108 из-за короткой экспоненциальной фазы роста имела средний прирост биомассы, который составил 0,44 г/л. Можно отметить, что по сравнению с изучаемыми штаммами культуры *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 отличались высокой продуктивностью 0,69 и 0,77 г/л соответственно.

Удаление загрязняющих веществ водной фазы. По истечении 7 суток культивирования оценивали потребление микроводорослями загрязняющих веществ (NH₄⁺, PO₄³⁻, ХПК). Эффективность удаления показана на рис. 2.

Все изучаемые культуры в той или иной степени потребляли ионы аммония и фосфаты из водной фазы. Эффективность изъятия NH₄⁺ варьировала от 30 до 82%. Штаммы *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 соответственно, эффективность составляла 78 и 81%. Можно отметить культуры *C. vulgaris* IPPAS C-2, *C. pyrenoidosa* IPPAS C-26, *C. zofingiensis* IPPAS C-108, которые менее активно использовали аммонийный азот – степень изъятия составила 71, 72 и 60% соответственно. Низкое потребление аммонийного азота было отмечено у *C. sorokiniana* IPPAS C-1, *C. ellipsoidea* IPPAS C-8, *Nannochloris* sp. IPPAS C-1509 – вероятнее, для роста и развития этих культур более необходим азот в нитратной форме, нежели в аммонийной. В то же время авторами было сказано, что некоторые виды хлореллы предпочитают азот в аммоний форме, так как его легче трансформировать в аминный для дальнейшего синтеза собственных белков [20].

Часть азота в водной фазе присутствует в органической растворимой форме – по-видимому, он легко ассимилируется культурами *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123, что свидетельствует о снижении ХПК на 41 и 48% соответственно. Штамм

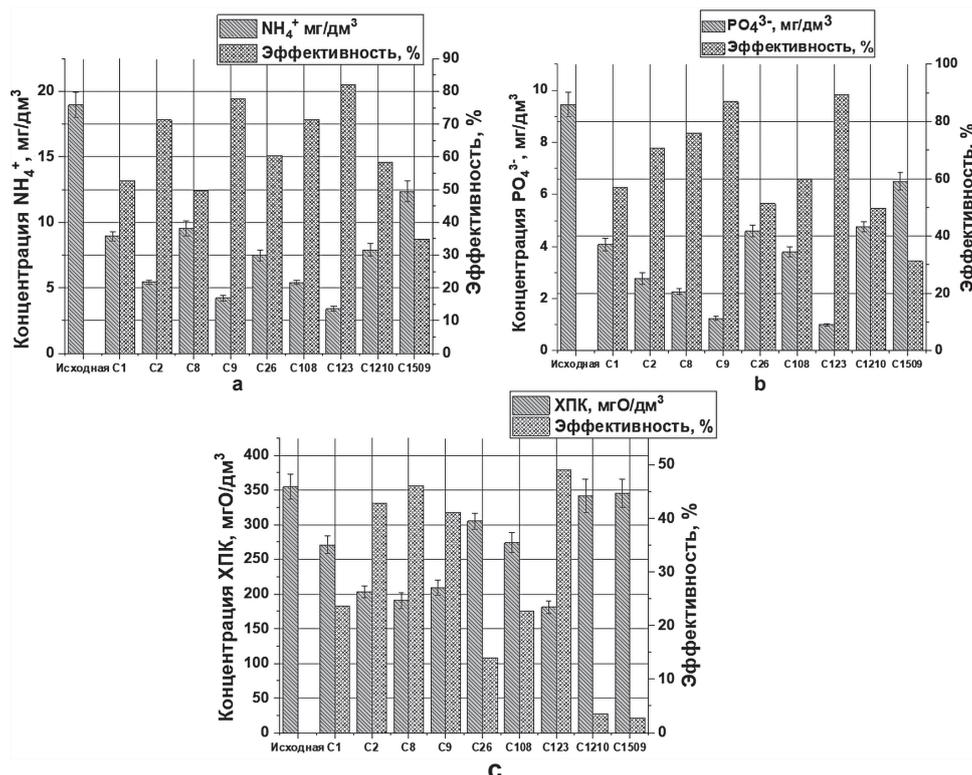


Рис. 2. Эффективность удаления загрязняющих веществ микроводорослями: а – NH₄⁺; б – PO₄³⁻; с – химическое потребление кислорода

Fig. 2. Efficiency of pollutant removal by microalgae: a – NH₄⁺; b – PO₄³⁻; c – chemical oxygen demand

Chlorella sp. IPPAS C-1210 усваивал только азот в виде аммония, так как эффективность удаления составляла 56%, а деструкция органических соединений по ХПК – только 7%, похожая ситуация наблюдалась и у культуры *Nannochloris* sp. IPPAS C-1509. Степень удаления ХПК у остальных культур варьировала от 16 до 42%. Исходя из измерения показателя ХПК в водной фазе по истечении времени культивирования, можно сказать, что изучаемые микроводоросли имеют миксотрофный тип питания и способны усваивать как неорганический, так и органический субстрат.

Штамм *C. minutissima* IPPAS C-123 был самым активным по способности ассимилировать фосфат-ионы. За 7 суток культивирования концентрация с 9,4 мг/дм³ снизилась до 0,89 мг/дм³, эффективность дефосфотации составила 91%. Было зарегистрировано, что, помимо *C. minutissima* IPPAS C-123, штамм *P. kessleri* IPPAS C-9 не уступал в эффективности удаления фосфора из водной фазы (89%). Остальные изучаемые культуры по сравнению с *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 потребляли фосфат-ионы менее активно. Возможно, это связано с тем, что культуры *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 наиболее адаптированы к компонентам водной фазы гидротермального ожижения избыточного активного ила, о чем говорят высокие показатели прироста биомассы и скорости роста.

Исходя из проведенной серии экспериментов по периодическому культивированию микроводорослей на компонентах водной фазы и последующей регистрации изъятия загрязняющих веществ, были отмечены две культуры: *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123. Эти изоляты показали хорошую способность к росту и эффективно

удаляли основные загрязняющие вещества (NH₄⁺, PO₄³⁻, ХПК), что свидетельствует об их высокой адаптационной способности к стрессовым факторам.

Состав биомассы микроводорослей. В научной литературе встречается большое количество исследований по очистке сточных вод микроводорослями с получением их биомассы и оценке содержания липидов, полисахаридов и белков, которые они накапливают в биомассе [9, 21], так как их биомассу можно использовать в качестве продуктов с добавленной стоимостью. Для этого дополнительно проводили эксперименты по оценке количественного состава биомассы культур *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 после их культивирования на водной фазе (рис. 3).

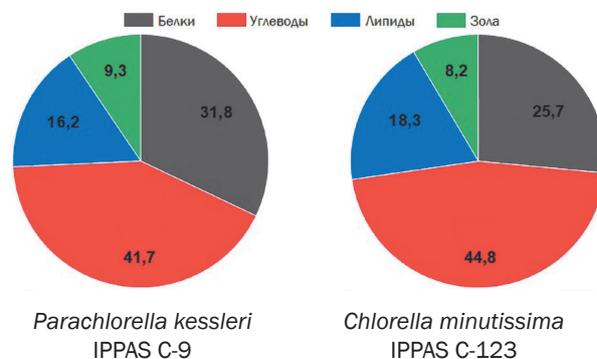


Рис. 3. Количественный состав биомассы изучаемых микроводорослей, %

Fig. 3. Quantitative composition of biomass of studied microalgae, %

Было отмечено, что большая часть биомассы водорослей состоит из полисахаридов – 41 и 44% (от общей массы) для культур *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 соответственно. Изучаемые культуры в своем составе помимо полисахаридов имеют и довольно высокое содержание белков – до 30,7% (от общей массы), что дает возможность использовать их в качестве высококачественной кормовой добавки для аквакультуры [22]. Тем не менее было показано, что микроводоросли *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 имеют низкое содержание липидов в своем составе – 16,2 и 18,3% соответственно. Вероятно, если в последующем их подвергать гидротермальному ожижению, качество бионефти будет низким из-за невысокой концентрации липидной фракции [10]. Биомасса микроводорослей, предназначенная для производства биосырья через гидротермальное ожижение, в идеале должна содержать высокое количество липидов и низкое количество предшественников гетероатомов (белков и углеводов) [23], которые способствуют образованию биоугля. Содержание белка представляет собой еще одну проблему, поскольку азот-содержащие соединения требуют предварительной обработки по сравнению с производными углеводов, тем самым снижая качество биотоплива [24].

Известно, что липиды накапливаются в микроводорослях в значительных количествах в условиях азотного голодания [10]. Скорее всего, культивирование водорослей в течение длительного времени будет способствовать полному исчерпанию азота из водной фазы и приведет к большей концентрации липидной фракции в биомассе водорослей, однако длительное время культивирования нерентабельно, если говорить о процессе очистки сточных вод от загрязнителей.

Двухэтапная очистка водной фазы. Выращивание микроводорослей на водной фазе гидротермального

ожижения избыточного активного ила обеспечивает восстановление веществ из водной фазы в виде биомассы водорослей. В дальнейшем ее можно использовать в качестве сырья для производства биотоплива, но для этого необходимо высокое разведение исходной водной фазы, поскольку водоросли чувствительны к компонентам водной фазы [7, 10]. В отличие от микроводорослей аэробные культуры обладают более высокой устойчивостью к токсичным соединениям, поэтому интеграция этих двух методов биологической конверсии позволит повысить эффективность изъятия загрязнителей из водной фазы и уменьшить количество воды для разбавления [7].

Микроорганизмы *P. nicotinovorans* и *C. testosteroni* показали хорошую степень деструкции компонентов водной фазы и устойчивость к токсичным соединениям, которые они используют в качестве субстрата. По прошествии 48 ч культивирования бактериальных культур концентрация органических соединений снизилась с 2554,61 до 447,13 мгО/дм³, что соответствует эффективности 82%. Небольшой вклад бактерии внесли в удаление биогенных элементов – 22 и 27% по NH₄⁺ и PO₄³⁻ соответственно. Низкие показатели по изъятию аммония можно объяснить тем, что изучаемые микроорганизмы не являются фосфат-аккумуляторами и у них отсутствуют ферменты для окисления аммония. Энергию для своего метаболизма они получают путем минерализации органических соединений, небольшое количество аммония и фосфатов нужно для построения белков и нуклеиновых кислот.

Культуры *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 выращивали на водной фазе после бактериальной деструкции в течение 15 суток с измерением основных показателей удаления загрязняющих веществ. На рис. 4 показано изменение концентрации загрязнителей в водной фазе.

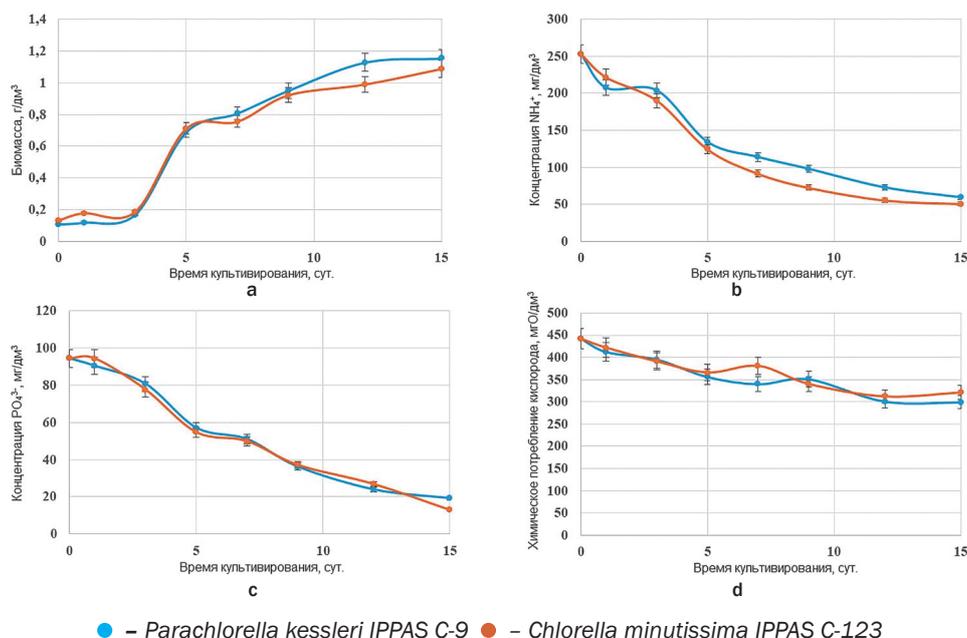


Рис. 4. Результаты обезвреживания водной фазы микроводорослями после бактериальной деструкции: а – прирост биомассы; б – NH₄⁺; с – PO₄³⁻; д – химическое потребление кислорода

Fig. 4. Results of water phase neutralization by microalgae after bacterial degradation: a – biomass growth; б – NH₄⁺; с – PO₄³⁻; д – chemical oxygen demand

В ходе периодического культивирования наблюдалось плавное снижение ионов аммония и фосфат-ионов у обеих культур. По истечении 15 суток культивирования концентрация NH_4^+ снизилась с 248 до 58 и 51 мг/дм³ у культур *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 соответственно. Потребление фосфатов было активнее, нежели на необработанной водной фазе, степень извлечения фосфора составляла до 86% для *C. minutissima* IPPAS C-123. Эффективность удаления органических соединений по ХПК была довольно низкой по сравнению с бактериальными культурами и составила 32 и 27% для штаммов *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 соответственно.

Интересно то, что на водной фазе, которую частично минерализовали с помощью бактерий, увеличилось время выхода на стационарную фазу. По истечении 5 суток у обеих культур закончилась экспоненциальная фаза роста, но стационарная еще не наступила. Наблюдался медленный прирост, который продолжался в течение 10 суток. Общий прирост биомассы составил 1,04 и 1,23 г/дм³ для *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 соответственно, что на 30% больше, нежели на необработанной водной фазе.

Полученные экспериментальные результаты можно объяснить тем, что после обработки водной фазы бактериальными культурами концентрация органических соединений, подавляющих рост микроводорослей, снизилась и микроводоросли чувствовали себя комфортнее и были способны изъять большее количество неорганических поллютантов.

Таким образом, можно отметить, что последовательная очистка водной фазы с использованием микроорганизмов-деструкторов и микроводорослей эффективнее, нежели использование только бактерий или водорослей по отдельности. В результате такого подхода можно добиться практически полного удаления как органических соединений по ХПК, так и основных биогенных элементов (азота, фосфора).

СПИСОК ИСТОЧНИКОВ

1. Aktas K., Liu H., Eskicioglu C. Treatment of aqueous phase from hydrothermal liquefaction of municipal sludge by adsorption: comparison of biochar, hydrochar, and granular activated carbon // Journal of Environmental Management. 2024. Vol. 356. P. 120619. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120619.
2. Basar I.A., Liu H., Eskicioglu C. Incorporating hydrothermal liquefaction into wastewater treatment – Part III: Aqueous phase characterization and evaluation of on-site treatment // Chemical Engineering Journal. 2023. Vol. 467. P. 143422. DOI: 10.1016/j.cej.2023.143422.
3. Liu H., Lyczko N., Nzihou A., Eskicioglu C. Incorporating hydrothermal liquefaction into wastewater treatment – Part II: Characterization, environmental impacts, and potential applications of hydrochar // Journal of Cleaner Production. 2023. Vol. 383. P. 135398. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.135398.
4. Liew C.S., Yunus N.M., Chidi B.S., Lam M.K., Goh P.S., Mohamad M., et al. A review on recent disposal of hazardous sewage sludge via anaerobic digestion and novel composting // Journal of Hazardous Materials. 2022. Vol. 423. P. 126995. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126995.
5. Yu J., Audu M., Myint M.T., Cheng F., Jarvis J.M., Jena U., et al. Bio-crude oil production and valorization of hydrochar as anode material from hydrothermal lique-

ЗАКЛЮЧЕНИЕ

В ходе проведенного исследования изучена способность микроводорослей использовать в качестве субстрата компоненты водной фазы гидротермального ожижения избыточного активного ила и оценены основные показатели культивирования. Показано, что штаммы *P. kessleri* IPPAS C-9, *C. zofingiensis* IPPAS C-108, *C. minutissima* IPPAS C-123 имели наиболее высокие скорости роста на изучаемом субстрате, однако по удалению загрязняющих соединений культуры *P. kessleri* IPPAS C-9 и *C. minutissima* IPPAS C-123 были эффективнее остальных.

Биомасса исследуемых культур микроводорослей отличалась большим содержанием полисахаридов и белков, но имела низкое содержание липидов. В связи с этим их избыточную биомассу в дальнейшем можно использовать в качестве кормовой добавки для аквакультур или для гидротермального ожижения с получением биоугля.

В ходе двухэтапной очистки водной фазы с использованием бактериальных культур и микроводорослей была достигнута высокая степень удаления органических и неорганических компонентов.

Таким образом, показано, что водная фаза процесса гидротермального ожижения избыточного активного ила может являться перспективным источником питательных веществ в процессах культивирования микроводорослей. Предварительная обработка водной фазы микробными культурами позволит увеличить выход биомассы водорослей и снизить количество воды для разбавления водной фазы с целью ее подготовки для культивирования. В результате использования данного подхода в дальнейшем можно повысить экономическую эффективность процесса гидротермального ожижения влажных органических отходов в целом.

faction of algae grown on brackish dairy wastewater // Fuel Processing Technology. 2022. Vol. 227. P. 107119. DOI: 10.1016/j.fuproc.2021.107119.

6. Leng L., Zhang W., Leng S., Chen J., Yang L., Li H., et al. Bioenergy recovery from wastewater produced by hydrothermal processing biomass: progress, challenges, and opportunities // Science of the Total Environment. 2020. Vol. 748. P. 142383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142383.

7. Watson J., Wang T., Si B., Chen W.-T., Aierzhati A., Zhang Y. Valorization of hydrothermal liquefaction aqueous phase: pathways towards commercial viability // Progress in Energy and Combustion Science. 2020. Vol. 77. P. 100819. DOI: 10.1016/j.pecc.2019.100819.

8. Yuan C., Zhao S., Ni J., He Y., Cao B., Hu Y. Integrated route of fast hydrothermal liquefaction of microalgae and sludge by recycling the waste aqueous phase for microalgal growth // Fuel. 2023. Vol. 334. P. 126488. DOI: 10.1016/j.fuel.2022.126488.

9. Chen L., Zhu T., Martinez Fernandez J.S., Chen S., Li D. Recycling nutrients from a sequential hydrothermal liquefaction process for microalgae culture // Algal Research. 2017. Vol. 27. P. 311–317. DOI: 10.1016/j.algal.2017.09.023.

10. Ramírez-Romero A., Martín M., Boyer A., Bolzoni R., Matricón L., Sassi J.-F., et al. Microalgae adaptation as a strategy to recycle the aqueous phase from hydrothermal

liquefaction // *Bioresource Technology*. 2023. Vol. 371. P. 128631. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.128631.

11. Belete Y.Z., Leu S., Boussiba S., Zorin B., Posten C., Thomsen L., et al. Characterization and utilization of hydrothermal carbonization aqueous phase as nutrient source for microalgal growth // *Bioresource Technology*. 2019. Vol. 290. P. 121758. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121758.

12. Orfield N.D., Fang A.J., Valdez P.J., Nelson M.C., Savage P.E., Lin X.N., et al. Life cycle design of an algal biorefinery featuring hydrothermal liquefaction: effect of reaction conditions and an alternative pathway including microbial regrowth // *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 2014. Vol. 2, no. 4. P. 867–874. DOI: 10.1021/sc4004983.

13. Jayakody L.N., Johnson C.W., Whitham J.M., Giannone R.J., Black B.A., Cleveland N.S., et al. Thermochemical wastewater valorization via enhanced microbial toxicity tolerance // *Energy & Environmental Science*. 2018. Vol. 11, no. 6. P. 1625–1638. DOI: 10.1039/C8EE00460A.

14. Shende A., Nan W., Kodzomoyo E., Shannon J., Nicpon J., Shende R. Evaluation of aqueous product from hydrothermal liquefaction of cardboard as bacterial growth medium: co-liquefaction of cardboard and bacteria for higher bio-oil production // *Journal of Sustainable Bioenergy System*. 2017. Vol. 7, no. 2. P. 51–64. DOI: 10.4236/jsbs.2017.72005.

15. He Y., Li X., Xue X., Swita M.S., Schmidt A.J., Yang B. Biological conversion of the aqueous wastes from hydrothermal liquefaction of algae and pine wood by *Rhodococci* // *Bioresource Technology*. 2017. Vol. 224. P. 457–464. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.10.059.

16. Клементьев С.В., Сироткин А.С., Хасанова А.А., Куликова Ю.В. Обезвреживание компонентов водной фазы гидротермального ожигания избыточного активного ила в биосорбционных системах // *Бутлеровские сообщения*. 2024. Т. 77. № 3. С. 113–121. DOI: 10.37952/ROI-jbc-01/24-77-3-113. EDN: HIZMCU.

17. Синетова М.А., Сидоров Р.А., Стариков А.Ю., Воронков А.С., Медведева А.С., Кривова З.В. [и др.]. Характеристика биотехнологического потенциала штаммов цианобактерий и микроводорослей кол-

лекции IPPAS // *Биотехнология*. 2019. Т. 35. N 3. С. 12–29. DOI: 10.21519/0234-2758-2019-35-3-12-29. EDN: HVVYGM.

18. Pérez-Rodríguez S., Ramírez O.T., Trujillo-Roldán M.A., Valdez-Cruz N.A. Comparison of protein precipitation methods for sample preparation prior to proteomic analysis of Chinese hamster ovary cell homogenates // *Electronic Journal of Biotechnology*. 2020. Vol. 48. P. 86–94. DOI: 10.1016/j.ejbt.2020.09.006.

19. Leyva A., Quintana A., Sánchez M., Rodríguez E.N., Cremata J., Sánchez J.C. Rapid and sensitive anthrone-sulfuric acid assay in microplate format to quantify carbohydrate in biopharmaceutical products: method development and validation // *Biological*. 2008. Vol. 36, no. 2. P. 134–141. DOI: 10.1016/j.biologicals.2007.09.001.

20. SundarRajan P., Gopinath K.P., Arun J., Grace-Pavithra K., Adithya Joseph A., Manasa S. Insights into valuing the aqueous phase derived from hydrothermal liquefaction // *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2021. Vol. 144. P. 111019. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111019.

21. Parsy A., Monlau F., Guyoneaud R., Sambusiti C. Nutrient recovery in effluents from the energy sectors for microalgae and cyanobacteria biomass production: a review // *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2024. Vol. 191. P. 114207. DOI: 10.1016/j.rser.2023.114207.

22. Hasan M.R., Chakrabarti R. Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture: a review. Rome: Food AND Agriculture Organization of the United Nations, 2009. 135 p.

23. Ratha S.K., Renuka N., Abunama T., Rawat I., Bux F. Hydrothermal liquefaction of algal feedstocks: the effect of biomass characteristics and extraction solvents // *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2022. Vol. 156. P. 111973. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111973.

24. Haider M.S., Castello D., Rosendahl L.A. Two-stage catalytic hydrotreatment of highly nitrogenous biocrude from continuous hydrothermal liquefaction: a rational design of the stabilization stage // *Biomass and Bioenergy*. 2020. Vol. 139. P. 105658 DOI: 10.1016/j.biombioe.2020.105658.

REFERENCES

1. Aktas K., Liu H., Eskicioglu C. Treatment of aqueous phase from hydrothermal liquefaction of municipal sludge by adsorption: comparison of biochar, hydrochar, and granular activated carbon. *Journal of Environmental Management*. 2024;356:120619. DOI: 10.1016/j.jenvman.2024.120619.

2. Basar I.A., Liu H., Eskicioglu C. Incorporating hydrothermal liquefaction into wastewater treatment – Part III: Aqueous phase characterization and evaluation of on-site treatment. *Chemical Engineering Journal*. 2023;467:143422. DOI: 10.1016/j.cej.2023.143422.

3. Liu H., Lyczko N., Nzihou A., Eskicioglu C. Incorporating hydrothermal liquefaction into wastewater treatment – Part II: Characterization, environmental impacts, and potential applications of hydrochar. *Journal of Cleaner Production*. 2023;383:135398. DOI: 10.1016/j.jclepro.2022.135398.

4. Liew C.S., Yunus N.M., Chidi B.S., Lam M.K., Goh P.S., Mohamad M., et al. A review on recent disposal of hazardous sewage sludge via anaerobic digestion and novel composting. *Journal of Hazardous Materials*. 2022;423:126995. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2021.126995.

5. Yu J., Audu M., Myint M.T., Cheng F., Jarvis J.M., Jena U., et al. Bio-crude oil production and valorization of hydrochar as anode material from hydrothermal liquefaction of algae grown on brackish dairy wastewater. *Fuel Processing Technology*. 2022;227:107119. DOI: 10.1016/j.fuproc.2021.107119.

6. Leng L., Zhang W., Leng S., Chen J., Yang L., Li H., et al. Bioenergy recovery from wastewater produced by hydrothermal processing biomass: progress, challenges, and opportunities. *Science of the Total Environment*. 2020;748:142383. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.142383.

7. Watson J., Wang T., Si B., Chen W.-T., Aierzhati A., Zhang Y. Valorization of hydrothermal liquefaction aqueous phase: pathways towards commercial viability. *Progress in Energy and Combustion Science*. 2020;77:100819. DOI: 10.1016/j.peccs.2019.100819.

8. Yuan C., Zhao S., Ni J., He Y., Cao B., Hu Y. Integrated route of fast hydrothermal liquefaction of microalgae and sludge by recycling the waste aqueous phase for microalgal growth. *Fuel*. 2023;334:126488. DOI: 10.1016/j.fuel.2022.126488.

9. Chen L., Zhu T., Martinez Fernandez J.S., Chen S., Li D. Recycling nutrients from a sequential hydrothermal liquefaction process for microalgae culture. *Algal Research*. 2017;27:311-317. DOI: 10.1016/j.algal.2017.09.023.
10. Ramírez-Romero A., Martin M., Boyer A., Bolzoni R., Matricón L., Sassi J.-F., et al. Microalgae adaptation as a strategy to recycle the aqueous phase from hydrothermal liquefaction. *Bioresource Technology*. 2023;371:128631. DOI: 10.1016/j.biortech.2023.128631.
11. Belete Y.Z., Leu S., Boussiba S., Zorin B., Posten C., Thomsen L., et al. Characterization and utilization of hydrothermal carbonization aqueous phase as nutrient source for microalgal growth. *Bioresource Technology*. 2019;290:121758. DOI: 10.1016/j.biortech.2019.121758.
12. Orfield N.D., Fang A.J., Valdez P.J., Nelson M.C., Savage P.E., Lin X.N., et al. Life cycle design of an algal biorefinery featuring hydrothermal liquefaction: effect of reaction conditions and an alternative pathway including microbial regrowth. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*. 2014;2(4):867-874. DOI: 10.1021/sc4004983.
13. Jayakody L.N., Johnson C.W., Whitham J.M., Giannone R.J., Black B.A., Cleveland N.S., et al. Thermochemical wastewater valorization via enhanced microbial toxicity tolerance. *Energy & Environmental Science*. 2018;11(6):1625-1638. DOI: 10.1039/C8EE00460A.
14. Shende A., Nan W., Kodzomoyo E., Shannon J., Nicpon J., Shende R. Evaluation of aqueous product from hydrothermal liquefaction of cardboard as bacterial growth medium: co-liquefaction of cardboard and bacteria for higher bio-oil production. *Journal of Sustainable Bioenergy System*. 2017;7(2):51-64. DOI: 10.4236/jsbs.2017.72005.
15. He Y., Li X., Xue X., Swita M.S., Schmidt A.J., Yang B. Biological conversion of the aqueous wastes from hydrothermal liquefaction of algae and pine wood by *Rhodococci*. *Bioresource Technology*. 2017;224:457-464. DOI: 10.1016/j.biortech.2016.10.059.
16. Klementiev S.V., Sirotkin A.S., Khasanova A.A., Kulikova Yu.V. Decontamination of aqueous phase components of hydrothermal liquefaction of excess activated sludge in biosorption systems. *Butlerov Communications*. 2024;77(3):113-121. (In Russian). DOI: 10.37952/ROI-jbc-01/24-77-3-113. EDN: HIZMCU.
17. Sinetova M.A., Sidorov R.A., Starikov A.Yu., Voronkov A.S., Medvedeva A.S., Krivova Z.V., et al. Assessment of biotechnological potential of cyanobacteria and microalgae strains from IPPAS culture collection. *Biotehnologiya*. 2019;35(3):12-19. (In Russian). DOI: 10.21519/0234-2758-2019-35-3-12-29.
18. Pérez-Rodríguez S., Ramírez O.T., Trujillo-Roldán M.A., Valdez-Cruz N.A. Comparison of protein precipitation methods for sample preparation prior to proteomic analysis of Chinese hamster ovary cell homogenates. *Electronic Journal of Biotechnology*. 2020;48:86-94. DOI: 10.1016/j.ejbt.2020.09.006.
19. Leyva A., Quintana A., Sánchez M., Rodríguez E.N., Cremata J., Sánchez J.C. Rapid and sensitive anthrone-sulfuric acid assay in microplate format to quantify carbohydrate in biopharmaceutical products: method development and validation. *Biological*. 2008;36(2):134-141. DOI: 10.1016/j.biologicals.2007.09.001.
20. Sundarajan P., Gopinath K.P., Arun J., Grace-Pavithra K., Adithya Joseph A., Manasa S. Insights into valuing the aqueous phase derived from hydrothermal liquefaction. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2021;144:111019. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111019.
21. Parsy A., Monlau F., Guyoneaud R., Sambusiti C. Nutrient recovery in effluents from the energy sectors for microalgae and cyanobacteria biomass production: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2024;191:114207. DOI: 10.1016/j.rser.2023.114207.
22. Hasan M.R., Chakrabarti R. Use of algae and aquatic macrophytes as feed in small-scale aquaculture: a review. Rome: Food AND Agriculture Organization of the United Nations; 2009, 135 p.
23. Ratha S.K., Renuka N., Abunama T., Rawat I., Bux F. Hydrothermal liquefaction of algal feedstocks: the effect of biomass characteristics and extraction solvents. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*. 2022;156:111973. DOI: 10.1016/j.rser.2021.111973.
24. Haider M.S., Castello D., Rosendahl L.A. Two-stage catalytic hydrotreatment of highly nitrogenous biocrude from continuous hydrothermal liquefaction: a rational design of the stabilization stage. *Biomass and Bioenergy*. 2020;139:105658 DOI: 10.1016/j.biombioe.2020.105658.

ИНФОРМАЦИЯ ОБ АВТОРАХ

Клементьев Святослав Владимирович, аспирант, Казанский национальный исследовательский технологический университет, 420015, г. Казань, ул. Карла Маркса, 68, Российская Федерация, ✉slava_klementev3715@mail.ru <https://orcid.org/0000-0001-5459-974X>

Буденкова Екатерина Александровна, к.т.н., младший научный сотрудник, Балтийский федеральный университет им. И. Канта, 236041, г. Калининград, ул. Университетская, 2, Российская Федерация, KBudenkova@gmail.com <https://orcid.org/0000-0003-4854-5459>

INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Svyatoslav V. Klementev, Postgraduate Student, Kazan National Research Technological University, 68, Karl Marx St., Kazan, 420015, Russian Federation, ✉slava_klementev3715@mail.ru <https://orcid.org/0000-0001-5459-974X>

Ekaterina A. Budenkova, Cand. Sci. (Engineering), Junior Researcher, Immanuel Kant Baltic Federal University, 2, University St., Kaliningrad, 236041, Russian Federation, KBudenkova@gmail.com <https://orcid.org/0000-0003-4854-5459>

Куликова Юлия Владимировна,
к.т.н., старший научный сотрудник,
Балтийский федеральный
университет им. И. Канта,
236041, г. Калининград, ул. Университетская, 2,
Россия,
kulikova.pnpu@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-0896-4571>

Yulia V. Kulikova,
Cand. Sci. (Engineering), Senior Researcher,
Immanuel Kant Baltic Federal University,
2, University St., Kaliningrad, 236041,
Russian Federation,
kulikova.pnpu@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-0896-4571>

Сироткин Александр Семенович,
д.т.н., профессор, заведующий кафедрой,
Казанский национальный исследовательский
технологический университет,
420015, г. Казань, ул. Карла Маркса, 68,
Россия,
asirotkin66@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-4480-9907>

Alexander S. Sirotkin,
Dr. Sci. (Engineering), Professor,
Head of the Department,
Kazan National Research Technological University,
68, Karl Marx St., Kazan, 420015,
Russian Federation,
asirotkin66@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-4480-9907>

Вклад авторов

С.В. Клементьев – проведение экспериментов, обработка полученных данных, обсуждение результатов, написание текста статьи.
Е.А. Буденкова – проведение экспериментов, обсуждение полученных данных.
Ю.В. Куликова – разработка концепции исследования, развитие методологии, обсуждение результатов.
А.С. Сироткин – разработка концепции исследования, развитие методологии, обсуждение результатов, редактирование текста статьи.

Contribution of the authors

Svyatoslav V. Klementev – conducting experiments, data processing, results discussion, preparing the text of manuscript.
Ekaterina A. Budenkova – conducting experiments, data processing, results discussion.
Yulia V. Kulikova – research concept and methodology development, results discussion.
Alexander S. Sirotkin – research concept and methodology development, results discussion, editing the manuscript.

Конфликт интересов

Авторы заявляют об отсутствии конфликта интересов.

Все авторы прочитали и одобрили окончательный вариант рукописи.

Conflict interests

The authors declare no conflict of interests regarding the publication of this article.

The final manuscript has been read and approved by all the co-authors.

Информация о статье

Поступила в редакцию 17.07.2024.
Одобрена после рецензирования 16.09.2024.
Принята к публикации 30.11.2024.

Information about the article

The article was submitted 17.07.2024.
Approved after reviewing 16.09.2024.
Accepted for publication 30.11.2024.