

УДК 628.316.13

## ОСНОВНЫЕ НАПРАВЛЕНИЯ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ ОТХОДОВ РАСТИТЕЛЬНОГО СЫРЬЯ (СКОРЛУПА АРАХИСА) В КАЧЕСТВЕ АДСОРБЕНТОВ (ОБЗОР)

© *М.И. Карабаева<sup>1\*</sup>, С.Р. Мирсалимова<sup>1</sup>, Д.С. Салиханова<sup>2</sup>, С.В. Мамадалиева<sup>1</sup>, С.С. Ортикова<sup>1</sup>*

<sup>1</sup> Ферганский политехнический институт, ул. Ферганская, 86, Фергана, 150107 (Узбекистан), e-mail: muslimaxon1990@mail.ru

<sup>2</sup> Институт общей и неорганической химии АН РУз, ул. М. Улугбека, 77а, Ташкент, 100170 (Узбекистан)

В настоящее время одной из основных и глобальных проблем является очистка сточных вод от органических промышленных отходов, таких как текстильные отходы. Решением данной проблемы служит получение экологически чистых адсорбентов на основе растительного сырья. С увеличением использования природных ресурсов, рекуперации биомассы и отходов биомассы в последнее десятилетие привлекает внимание все большее число ученых. Активированный уголь (АУ), используемый для удаления органических микрозагрязнителей на мировых очистных сооружениях, обычно производится из невозобновляемых ресурсов, таких как торф, бурый, каменный уголь, антрацит, древесные материалы, отходы бумажного производства, кожевенной промышленности и веществ животного происхождения, которые необходимо транспортировать на большие расстояния. Использование местной остаточной биомассы в качестве сырья может быть выгодным с точки зрения устойчивости. Обзор посвящен анализу публикаций в данной области за последние годы. Рассмотрены основные области применения адсорбентов на основе скорлупы арахиса. Приведены примеры реализации получения адсорбента на основе отходов растительного сырья и их применения для очистки воды от различных химических веществ, также преимущества использования технологий, основанных на адсорбции органических веществ активированным углем.

*Ключевые слова:* активированный уголь, индигокармин, Конго красный, биосорбент, активация.

### **Введение**

В настоящее время активированный уголь объемом более 2000 тонн в год для промышленных нужд республики завозится из-за рубежа на сумму более 8.0 млн долларов США для нефтегазовой, химической, металлургической и пищевой промышленности. Производство активированного угля в нашей стране, внедрение исследований узбекских ученых позволит сэкономить валютные средства, экспортировать на мировой рынок отечественные инновационные продукты, а также осуществить программы локализации производства в нефтегазовом секторе [1].

---

*Карабаева Муслима Ифтихоровна* – соискатель, ассистент кафедры химической технологии, e-mail: muslimaxon1990@mail.ru

*Мирсалимова Саодат Рахматжановна* – кандидат химических наук, заведующий кафедрой химической технологии, e-mail: s.mirsalimova@ferpi.uz

*Салиханова Дилноза Саидакбаровна* – доктор технических наук, ведущий научный сотрудник, e-mail: salihanova79@mail.ru

*Мамадалиева Саодат Валижановна* – доктор технических наук, старший преподаватель кафедры химической технологии, e-mail: s.mamadaliyeva@ferpi.uz

*Ортикова Сафие Саидбамбиевна* – доктор технических наук, доцент кафедры химической технологии, e-mail: s.ortiqova@ferpi.uz

Интенсивное использование агрохимикатов, отвод огромного количества поливной воды из двух рек, которые питают регион, и хроническое отсутствие водоочистных сооружений являются одними из факторов, которые вызвали огромные проблемы со здоровьем и окружающей средой.

Загрязнение пресных вод происходит при прямом или непрямом попадании загрязнителей в воду в отсутствие качественных мер по очистке и удалению вредных веществ.

В большинстве случаев загрязнение пресных вод остается невидимым, поскольку загрязнители

---

\* Автор, с которым следует вести переписку.

растворены в воде. Но есть и исключения: пенящиеся моющие средства, а также плавающие на поверхности нефтепродукты и неочищенные стоки. Находящиеся в земле соединения алюминия попадают в систему пресных водоемов в результате химических реакций. Паводки вымывают из почвы лугов соединения магния, которые наносят огромный ущерб рыбным запасам.

Однако объем естественных загрязняющих веществ ничтожен по сравнению с производимым человеком. Ежегодно в водные бассейны попадают тысячи химических веществ с непредсказуемым действием, многие из которых представляют собой новые химические соединения. В воде могут быть обнаружены повышенные концентрации токсичных тяжелых металлов (как кадмия, ртути, свинца, хрома), пестициды, нитраты и фосфаты, нефтепродукты, поверхностно-активные вещества, лекарственные препараты и гормоны, которые также могут попасть в питьевую воду. Как известно, ежегодно в моря и океаны попадает до 12 млн тонн нефти.

Определенный вклад в повышение концентрации тяжелых металлов в воде вносят и кислотные дожди. Они способны растворять в грунте минералы, что приводит к увеличению содержания в воде ионов тяжелых металлов.

Сброс неочищенных сточных вод в водные источники приводит к микробиологическим загрязнениям воды. По оценкам Всемирной организации здравоохранения (ВОЗ) 80% заболеваний в мире вызваны неподобающим качеством и антисанитарным состоянием воды. В сельской местности проблема качества воды стоит особенно остро – около 90% всех сельских жителей в мире постоянно пользуются для питья и купания загрязненной водой.

#### *Адсорбция индигокармина из водного раствора*

Среди различных загрязнителей водных экосистем красители представляют собой большую и важную группу химических веществ [2]. Большинство отраслей промышленности, таких как текстильная, пластиковая и бумажная, используют красители для окрашивания своей продукции, а также выбрасывают большое количество цветной воды [3].

Поскольку большинство этих красителей растворимы в воде, они считаются наиболее распространенными загрязнителями воды. Индигокармин (IC, динатриевая соль 3,3-диоксо-2,2-бисиндолиден-5,5-дисульфоновой кислоты) является одним из старейших красителей, который представляет собой токсичный класс индигоидных красителей. Он в основном используется в качестве красителя во многих отраслях промышленности, таких как производство синих джинсов [4], для лечения пищевода Барретта [5], а также в аналитической химии. Некоторые методы, такие как электрохимическое окисление [6], влажное каталитическое окисление [7], электрокоагуляция [8], предварительное окисление [6], среди других были использованы для удаления IC из сточных вод. Окисление или расщепление красителя IC затруднено из-за его симметричной и стабильной структуры [9].

Адсорбция обычно используется для удаления IC из водных растворов [9–12]. В литературе [13–15] были рассмотрены различные недорогие материалы в качестве сорбентов для удаления красителя IC из сточных вод. Активированный уголь (АУ) – это углеродсодержащий материал, который обладает высокой удельной площадью поверхности благодаря своей пористой структуре, различным функциональным группам на поверхности, и высокой адсорбционной способностью [16, 17]. В качестве сырья для получения активированного угля были использованы различные побочные продукты сельского хозяйства, такие как скорлупа кокосового ореха [17], кожура апельсина [18], шелуха кофейных зерен [19], сосновая шишка [20], скорлупа арахиса [12], виноградные стебли [21].

Экспериментальные материалы  $\text{H}_3\text{PO}_4$  (85%,  $d = 1.71$ ),  $\text{HCl}$  (36%,  $d = 1.18$ ),  $\text{NaOH}$  и индигокармин ( $\text{C}_{16}\text{H}_8\text{O}_2\text{N}_2 (\text{SO}_3)_2 \text{Na}_2$ ), все другие химические реагенты являются аналитическими. Отходы скорлупы арахиса, используемые для получения активированного угля, были собраны в кооперативах, которые продают семена арахиса. Отходы раковин крабов, используемые для извлечения хитозана, были получены на местных рынках.

Активированный уголь, полученный из отходов скорлупы арахиса, был приготовлен путем применения процесса химической активации [21–29] с небольшими изменениями. Промытая несколько раз водопроводной водой и высушенная на солнце в течение нескольких дней скорлупа арахиса была измельчена и просеяна до размера частиц 0.8–1 мм. Процесс активации проводили следующим образом: полученный порошок был смешан с 30% (масс.)  $\text{H}_3\text{PO}_4$  в конической колбе. Отношение массы фосфорной кислоты

к массе высушенного сырого материала составляло 3 : 1. Суспензия нагревалась с обратным холодильником в течение 2 ч, затем сушка производилась в печи при 60 °С в течение 24 ч. Высушенная смесь помещалась в трубчатую печь (CarboliteScientific) при комнатной температуре и нагревалась до 170 °С со скоростью 10 °С/мин и выдерживалась при этой температуре в течение 1 ч для удаления воды. После нагревалась от 170 °С до 400 °С со скоростью 2 °С/мин. По истечении 3 ч нагревания при 450 °С уголь был извлечен из печи и охлажден до комнатной температуры. Полученный продукт был промыт дистиллированной водой до нейтрального значения pH, затем высушен в трубчатой печи при 110 °С со скоростью 10 °С/мин в течение 12 ч. Полученный материал является активированным углем и обозначается как АУ.

Хитозан получают из панциря крабов, который после промывания водопроводной водой для удаления приставшей грязи был высушен под солнцем в течение 2 дней. Высушенная раковина крабов была измельчена, затем деминерализована 1.0 М HCl в соотношении 1 : 20 (вес/объем) в течение 24 ч при комнатной температуре [30, 31]. Полученный материал был отфильтрован, промыт до нейтральной реакции водопроводной водой. Промывка производилась дистиллированной водой и затем материал был высушен в печи при 60 °С в течение восьми часов. Затем деминерализованная оболочка была депротеинизирована в 1.0 М растворе NaOH в соотношении 1 : 20 (мас./об.) и в течение 24 ч при комнатной температуре. Смесь была отфильтрована несколько раз промыта дистиллированной водой для удаления избытка NaOH, а затем высушена в печи при 60 °С в течение ночи. Полученный продукт – хитин. Деацетилирование проводилось при помощи нагревания с обратным холодильником смеси хитина и NaOH 50% (мас.) в соотношении 1 : 20 (мас./об.) в течение 2 ч. Полученная суспензия была отфильтрована и затем промыта дистиллированной водой для достижения нейтрального pH и высушена в печи при 60 °С в течение 12 ч. Полученное белое твердое вещество является хитозаном и обозначается как X. Степень деацетилирования (СД) хитозана была получена с помощью методов инфракрасной спектроскопии. Степень ацетилирования (СА) рассчитывали по методу, предложенному Brugnerotto et al. [30], используя соотношение между эталонной полосой при 1420 см<sup>-1</sup> и полосой амида (III) при 1320 см<sup>-1</sup>.

Композит хитозан/активированный уголь (X/АУ) был приготовлен, как описано [23]. В этом исследовании активированный уголь, приготовленный из отходов скорлупы арахиса, хитозанового экстракта из отходов панциря крабов, и приготовленный композит хитозан/активированный уголь, были охарактеризованы и использованы в качестве адсорбентов для удаления индигокармина из водного раствора. Эксперименты по адсорбционному равновесию были выполнены в зависимости от дозировки адсорбента, начальной концентрации красителя, pH и времени контакта. X/АУ показал самую высокую адсорбционную способность при pH=3. Изотерма Ленгмюра показала лучший коэффициент корреляции и небольшое значение теста нелинейных квадратов для X/АУ по сравнению с моделью Темкина Фрейндлиха. Максимальная адсорбционная способность АУ, X и X/АУ составила 82.64, 96.15 и 208.33 мг/г соответственно. Экспериментальные данные лучше всего описываются кинетической моделью псевдо-второго порядка. Расчет термодинамики показывает, что процесс адсорбции был спонтанным и эндотермическим по природе для АУ и X/АУ и экзотермическим по природе для X. После трех циклов теста адсорбции-десорбции было отмечено незначительное снижение эффективности удаления для X и X/АУ и небольшое снижение для АУ [32].

В исследованиях [33] активированный уголь (АУ) получен из скорлупы арахиса (СА) с помощью микроволновой обработки и был использован для удаления индигокармина (ИК) из водного раствора. СА и АУ исследовались методами структурного анализа пор, сканирующей электронной микроскопии и элементного анализа. Влияние начальной концентрации красителя, времени контакта, pH и температуры на удаление ИК исследовали с помощью серийных экспериментов. Адсорбционная способность увеличивалась с увеличением начальной концентрации и снижалась с увеличением pH. Более высокие температуры благоприятствовали адсорбции. Адсорбционное равновесие достигалось за 90 мин для всех исследованных концентраций. Результаты показали, что модель изотермы Ленгмюра хорошо подходит для данных о равновесии. Кинетические исследования показали, что адсорбция следовала кинетической модели псевдо-второго порядка. Термодинамические исследования показали, что адсорбция была спонтанным эндотермическим процессом.

### **Адсорбция красителей Конго красный из водного раствора**

В работе [34] были приготовлены модифицированные ионной жидкостью сорбирующие материалы, полученные из скорлупы арахиса, которые использовали для сорбции красителей Конго красный (КК) и реактивный синий 4 (РС) из водного раствора. Ионную жидкость (ИЖ) 1-метил-3-декагексилимидазолия использовали для модификации скорлупы арахиса (СА) и активированного угля (АУ). Адсорбенты были охарактеризованы методами инфракрасного преобразования Фурье, Брунауэра-Эммета-Теллера, дифракции рентгеновских лучей, термогравиметрического анализа и сканирующей электронной микроскопии. Изучены влияние дозировки сорбента, pH исходного раствора и времени контакта (мин). Адсорбция зависела от pH, модифицированные материалы показали улучшенную адсорбционную способность 136.4 и 150.0 мг / г для КК и 290.0 и 364.4 мг / г для РС соответственно. Адсорбция идет по псевдо-второму порядку. Кроме того, адсорбция КК и РС на ИЖСА следовала изотерме Фрейндлиха, в то время как ИЖСА была описана Фрейндлихом и Ленгмюром.

### **Адсорбция свинца из водного раствора**

Широкое использование свинца привело к масштабному загрязнению окружающей среды и нанесло вред здоровью людей во многих странах мира. Отравление свинцом может вызывать нарушения развития, поведенческие и неврологические расстройства, анемию, повышенную утомляемость и мышечную слабость, а также повреждение почек и печени. Научные исследования указывают на отсутствие безопасных пороговых значений содержания свинца в организме человека; соответственно, усилия следует сосредоточить на том, чтобы, насколько это возможно, свести к минимуму воздействие свинца на организм человека.

В исследованиях, приведенных в литературе [35], рассматривается класс природных адсорбентов, таких как Моринга масличная (*Moringa oleifera*), семена *Prosopis juliflora* и скорлупа арахиса, для удаления тяжелых металлов (Pb) из сточных вод текстильных производств. Вышеупомянутые адсорбенты были охарактеризованы с помощью инфракрасного микроскопа с преобразованием Фурье и сканирующего электронного микроскопа для предсказания функциональных групп и морфологии поверхности. Влияние дозы адсорбента, времени контакта, концентрации металла и pH на удаление свинца было изучено в периодическом эксперименте. Обнаружено, что максимальное удаление свинца для Моринги масличной (*Moringa oleifera*), семян Просописа юлифора (*Prosopis juliflora*) и скорлупы арахиса составило соответственно 86.0; 78.0 и 72.0%. Изотерма Ленгмюра лучше всего коррелировала с экспериментальными данными для всех трех случаев, и максимальная адсорбционная способность свинца была получена для Моринги масличной, скорлупы арахиса и Просописа юлифоры, соответственно, 5.6; 1.7 и 1.4 мг/г. Исследование кинетики псевдо-первого и псевдо-второго порядка показало, что кинетическая модель псевдо-второго порядка следовала лучшему коэффициенту корреляции для Моринги масличной ( $R^2 = 0.998$ ), скорлупы арахиса ( $R^2 = 0.978$ ) и Просописа юлифоры ( $R^2 = 0.995$ ).

Исследования партий проводились для оптимизации переменных процесса, таких как доза адсорбента, время контакта, концентрация свинца и pH при комнатной температуре  $27 \pm 4$  °C для удаления свинца. Испытания проводились в специально подготовленном сосуде (модель LBS-JTF1-6, Labsol Enterprises., Нью-Дели). Полученные таким образом оптимальные значения параметров процесса были использованы для адсорбционных исследований. Все эксперименты проводились трехкратно и были указаны средние значения результатов. Образцы сточных вод с известной начальной концентрацией свинца были помещены в сосуды и смешаны с различными дозами адсорбентов в разных сосудах. Скорость перемешивания была установлена на 120 об./мин, а время контакта – с помощью регуляторов. После завершения времени перемешивания сосуды медленно были сняты с платформы и оставлены на 2 мин для осаждения. Содержимое сосудов отфильтровали при помощи фильтровальной бумаги. Был произведен анализ осадка на остаточный свинец с помощью атомно адсорбционной спектроскопии (AAS 1909, Labman Scientific Instrument, США).

Недорогие природные адсорбенты, такие как Моринга масличная (*Moringa oleifera*), семена Просописа юлифора (*Prosopis juliflora*) и скорлупа арахиса, использовались для удаления свинца из сточных вод текстильной промышленности. По мере постепенного увеличения дозы адсорбента было замечено, что эффективность удаления свинца также увеличивалась. Было обнаружено, что максимальное удаление свинца с использованием Моринги масличной (*Moringa oleifera*), скорлупы арахиса и семян Просописа

юлифоры (*Prosopis juliflora*) при pH=6, дозе адсорбента 25 г/л и времени контакта 90 мин, 75 мин и 75 мин составило 86.0; 78.0 и 72.0% соответственно. При низкой исходной концентрации свинца эффективность удаления была максимальной и снижалась с увеличением исходной концентрации свинца. Адсорбция свинца для адсорбентов лучше представлена изотермой Ленгмюра по сравнению с изотермами Фрейндлиха и Темкина. Был сделан вывод, что модель псевдо-второго порядка предсказывала лучший результат для настоящего исследования по сравнению с моделью псевдо-первого порядка.

Было исследовано влияние модификации поверхности карбоксильной группой на характеристики адсорбции  $Pb^{2+}$  и стабильность скорлупы арахиса и ее экстрактов (целлюлозы, лигнина и гемицеллюлозы). Для приготовления поверхностной модификаций биосорбента на 2.0 г скорлупы арахиса или экстрагированной целлюлозы, лигнина и гемицеллюлозы и 2.0 г пиромеллитового диангидрида добавляли в 50.00 мл диметилформамида и проводили реакцию при 60 °C в течение 4 ч. После этого полученные модифицированные биосорбенты шесть раз промывали дистиллированной водой и лиофилизировали перед использованием. Стабильность биосорбентов измеряли путем определения количества высвобождаемого органического соединения. Результаты показали, что адсорбционная способность скорлупы арахиса и экстракта была низкой, а их стабильность – недостаточно хорошей. Количество органического соединения, высвобожденного из немодифицированных сорбентов, следовало в следующем порядке: целлюлоза > лигнин > скорлупа арахиса > гемицеллюлоза. Гемицеллюлоза была основным источником высвобождения органических соединений для сырой скорлупы арахиса. Из-за плохой стабильности сырья арахис и его экстракт нельзя было использовать непосредственно при практической очистке сточных вод. После модификации адсорбционная способность скорлупы арахиса, целлюлозы, лигнина и гемицеллюлозы увеличивалась в 4–6 раз. Модифицированную скорлупу арахиса и ее экстракт, за исключением лигнина, можно было безопасно использовать при pH в диапазоне от 4.0 до 6.0. Модификация поверхности может улучшить адсорбционные характеристики и стабильность биосорбентов.

#### *Адсорбция фенола из водного раствора*

Фенолы входят в разработанный странами ООН перечень приоритетных веществ, загрязняющих биосферу, и относятся к широко распространенным ароматическим веществам водной среды и донных отложений. Токсичность фенолов зависит от строения, положения и количества радикалов, от растворимости в воде и жирах. Многоатомные фенолы при длительном поступлении в организм человека нарушают ферментативные процессы. Одноатомные фенолы способны быстро окисляться, и в результате этого они ухудшают кислородный режим в природных водоемах. Предельно допустимая концентрация (ПДК) фенолов в рыбных хозяйствах составляет 0.001 мг/л. Считается что фенолы, активно используемые в химической, деревообрабатывающей, фармацевтической, кожевенной и др. промышленности, поступают в реки извне и являются исключительно техногенными загрязнителями водной среды [35].

В исследовании [36] анализируется удаление фенола и иона кадмия ( $Cd^{2+}$ ) с использованием активированного угля, полученного из скорлупы арахиса. Никакие предыдущие исследования не сообщали об использовании этого адсорбирующего материала для бинарного удаления этих загрязнителей. Результаты, полученные после проведения характеристики, показали, что углеродистый материал был мезопористым, преимущественно аморфным, с присутствием на поверхности гидроксильных, карбоксильных и карбонильных групп. Кинетический рост был быстрым в течение первых нескольких минут, и равновесие было достигнуто в течение 180 мин. Было замечено, что наилучшей моделью, согласующейся с экспериментальными данными, была модель псевдодвухго порядка. Между тем бинарный компонент в зависимости от адсорбируемого количества и адсорбата ведет себя постоянным образом и хорошо согласовывается с экспериментальными данными с помощью модифицированной модели Ленгмюра. Согласно этим результатам, проанализированный активированный уголь считался хорошим адсорбентом для удаления фенола и  $Cd^{2+}$ , поскольку он получен из возобновляемого остатка, что способствует более экологически чистым процессам.

#### *Адсорбция фосфора из водного раствора*

На протяжении десятилетий для повышения урожайности сельскохозяйственных культур по всему миру использовались синтетические удобрения, содержащие азот, фосфор и калий. Растениям для роста необходим фосфор, но его переизбыток может нанести вред окружающей среде.

По мнению экспертов, режим использования фосфора [37] в мире нарушен: в некоторых регионах в почву для выращивания продуктов питания добавляют слишком много фосфора, что способствует повышению уровня загрязнения озер, рек и прибрежных экосистем питательными веществами. В других местах у фермеров нет возможности получить достаточного количества фосфора для удовлетворения потребностей в продовольствии. По мере увеличения населения мира необходимо пересмотреть использование фосфора, чтобы всех обеспечить достаточным количеством продуктов питания и при этом снизить вредное воздействие на окружающую среду.

В местах чрезмерного использования фосфора убытки в сельском хозяйстве и увеличившиеся отходы жизнедеятельности человека привели к загрязнению питательными веществами пресных вод и побережий.

Жизнь человека зависит от чистых и безопасных пресноводных и прибрежных экосистем. Они обеспечивают большинство людей чистой питьевой водой, белком и средствами к существованию. Таким образом, предотвращение загрязнения незащитных экосистем фосфором жизненно важно для устойчивого развития [38].

В исследовании [39] в качестве адсорбентов для удаления фосфора из воды были использованы опилки и порошок скорлупы арахиса.

Согласно исследованиям [39], фосфор необходим для метаболизма, роста растений и животных. Несмотря на то, что фосфор необходим, он в элементарной форме токсичен и подвержен биоаккумуляции. Фосфор в воде существует в двух основных формах: растворенная (растворимая) и макрочастица (присоединенная к твердым частицам или их компонент). Ортофосфат является первичной растворенной формой фосфора и является легкодоступным водорослям и другим водным растениям.

Согласно исследованию, проведенному Агентством по контролю за загрязнением окружающей среды Миннесоты МРСА (2007 г.), большая часть фосфора в сбрасываемых очистными сооружениями сточных водах находится в форме растворимого и химически активного ортофосфата. Всемирная организация здравоохранения ВОЗ (2002) обнаружила, что некоторые из соединений фосфора, обнаруженные в почве, способны превращаться в растворимый фосфор или оседать на донных отложениях в результате химических и физических изменений [40].

Исследования [41, 42] также показали, что это только очень прочно связанные формы твердых частиц фосфора. Например, связанный с алюминием фосфор обычно недоступен для роста водорослей. Из-за склонности фосфора изменять свою форму в большинстве исследований обычно измеряется общее количество фосфора, а не органическая или неорганическая его форма.

Мониторинг вод для купания показал, что в естественных условиях в поверхностных водах обычно мало фосфора. Однако деятельность человека, например, увеличение внесения питательных веществ, выброс сточных вод, таких как отходы жизнедеятельности человека, промышленные отходы, бытовые отходы, чистящие и моющие средства, привела к чрезмерному содержанию фосфора в реках и озерах.

Качество воды может еще больше ухудшиться, если бактерии потребляют мертвые водоросли и растворенный кислород, что приводит к удушью рыб и другой водной флоры и фауны (IJC 2014).

Согласно исследованию, цветение водорослей также ограничивает использование в рекреационных целях, снижая прозрачность воды и эстетичный вид. Поскольку концентрация фосфора имеет решающее значение и влияет на жизнь водных организмов, необходимо контролировать и удалять фосфор из сточных вод перед их сбросом в окружающую среду. Существующие методы [43] – химическое осаждение, кристаллизация и магнитная сепарация, которые используются для удаления фосфора из воды, – могут не только обходиться дорого, но и влиять на такие показатели, как pH.

В настоящее время ученые уделяют много внимания адсорбции как методу очищения загрязненной воды, который является одним из самых популярных при очистке [44, 45].

В исследовании [46] материал клиноптилолит, модифицированный La, был успешно использован для удаления 95% фосфора в растворе. Латерит также использовался для удаления фосфора из сточных вод. Эффективность процесса адсорбции зависит от природы адсорбирующих материалов, которые должны быть менее дорогостоящие, легкодоступные и с высокой пропускной способностью [47].

Такие материалы, как активированный оксид алюминия, соединения на основе железа, гидроксиды и карбонаты, использовались для очистки как сточных, так и питьевых вод [48]. Чтобы установить емкость адсорбента, изотермы адсорбции нанесены наиболее распространенные формы изотерм адсорбции, ис-

пользуемые в химико-экологических исследованиях, – это изотермы Ленгмюра, Фрейндлиха и в дополнение к Брунауэру, Эммету и Теллеру (БЭТ) [49, 50].

Результаты исследования, проведенного по использованию магнетита для удаления фосфора, показали, что и Ленгмюр, и уравнения Фрейндлиха разумно описывают адсорбцию фосфора, однако максимальная адсорбционная способность соответствовали уравнению Ленгмюра [51].

Также использовались натуральные продукты из сельскохозяйственных отходов, которые обычно считаются недорогими [52]. В этом исследовании для удаления фосфора из воды использовалась адсорбция с применением в качестве адсорбентов опилок и порошка скорлупы арахиса. Выбор этих материалов основывался на их доступности и невысокой стоимости.

Опилки получали из Лесопилок KNUST и скорлупы арахиса (*Arachis hypogaea*) с рынка Айигья, Кумаси. Сушка каждого образца была произведена в печи (модель: 05015-50, 115 В, 800 Вт Cole-Parmer Instrument Company, США) при температуре 105 °С в течение 4 ч. Полученный адсорбент с помощью фарфоровой ступки и пестика был измельчен до порошкообразного вида. Затем образцы были просеяны через сито с размером пор 250 мкм. Полученный порошок хранится в запечатанных контейнерах, промаркированных до анализа.

Перед взятием образцов всю используемую стеклянную посуду 24 ч вымачивали в 10% об./об. царской водке, а затем трижды промывали дистиллированной водой. В конце образец высушивается в печи и охлаждается перед использованием.

Маточный раствор фосфора приготовлен растворением 0.044 г дигидрофосфат калия ( $\text{K}_2\text{HPO}_4$ ) в дистиллированной воде. Пять стандартов были приготовлены из исходного раствора путем его разбавления дистиллированной водой до желаемой концентрации (от 2 мг/л до 10 мг/л). Уровни фосфора определяли спектрофотометрическим методом.

Раствор (А) готовился растворением 25 г молибдата аммония в 300 мл дистиллированной воды и нагревалась до полного растворения.

Раствор (В) был приготовлен растворением 1.25 г метаванадата аммония в 300 мл дистиллированной воды и нагреванием до кипения. После охлаждения добавлялось 330 мл концентрированной  $\text{HCl}$ . Полученный раствор помещается в мерную колбу объемом 1000 мл.

Раствор (А) осторожно смешивается с раствором (В) и доводится до отметки 1000 мл ванадомолибдофосфорной кислотой (комбинированный раствор реагентов).

Аликвота 10 мл полученной смеси раствора была добавлена в исследуемый раствор фосфора и оставлена на 15 мин для проявления цвета. Концентрацию фосфора определяли на спектрофотометре УФ-видимого диапазона (Shimadzu, UV mini-1240) [53].

В исследовании [39] периодическая адсорбция была изучена при различных концентрациях, времени взаимодействия и массах адсорбента. Во всех случаях использовалось 100 мл раствора. Во время каждого опыта адсорбционных исследований концентрация фосфора в растворе и на адсорбате определялась до и после взаимодействий.

Серийные эксперименты проводились с использованием адсорбента различной массы (0.1–0.8 г) (опилки и скорлупа арахиса, порошок). Адсорбенты добавляли каждый раз в количестве 0.5 мг/л в 100 мл раствора фосфора и встряхивали при помощи орбитального шейкера (модель IKA-VIBRAX-VXR, Sigma-Aldrich).

Влияние начальной концентрации адсорбата на адсорбцию исследовали путем изменения начальной концентрации фосфора от 2, 4, 6, 8 до 10 мг/л. Из проведенного анализа следует, что опилки обладают гораздо большей адсорбционной способностью, чем порошок скорлупы арахиса, для удаления фосфора из воды.

### ***Адсорбция мышьяка из водного раствора***

Мышьяк является естественным элементом земной коры и широко распространен в окружающей среде – в воздухе, воде и почве. Его неорганическая форма высокотоксична.

Люди подвергаются воздействию повышенных концентраций неорганического мышьяка через загрязненную питьевую воду, при использовании загрязненной воды для приготовления пищи и орошения продовольственных сельскохозяйственных культур, во время промышленных процессов, а также при употреблении в пищу загрязненных продуктов и курении табака [54, 55].

Длительное воздействие мышьяка, содержащегося в питьевой воде и пищевых продуктах, может приводить к хроническому отравлению мышьяком. Наиболее характерными последствиями являются поражения кожи и рак кожи [56].

Была изучена [57] сравнительная эффективность биосорбентов из скорлупы арахиса для удаления мышьяка из воды. Загрязнение поверхностных и подземных вод канцерогенными химическими веществами, такими как мышьяк (As), является серьезной экологической проблемой во всем мире и требует значительного внимания для разработки новых и недорогих сорбентов для очистки воды, загрязненной As. В данной работе исследована эффективность удаления арсенита (As (III)) и арсената (As (V)) биосорбентом из скорлупы арахиса. Сорбционные эксперименты показали, что биосорбент обладает относительно более высокой эффективностью удаления As, чем СА, с 95% As (III) (при pH 7.2) и 99% As (V) (при pH 6.2) с 0.6 г/л дозой сорбента, 5 мг/л. – 1 исходная концентрация As и время равновесия 2 ч. Экспериментальные данные соответствуют модели псевдо-второго порядка для кинетики сорбции, показывающей преобладание химических взаимодействий (поверхностное комплексообразование) между As и поверхностными функциональными группами. Модель Ленгмюра для изотермы сорбции показывает, что As сорбируется в процессе однослойной сорбции. Анализ рентгеновской фотоэлектронной спектроскопии и инфракрасной спектроскопии с преобразованием Фурье показал, что в результате поверхностного комплексообразования и электростатических реакций гидроксильные (–OH) и ароматические поверхностные функциональные (C=O, C=C–C и –C–H) группы вносят значительный вклад при сорбции обоих видов As из водных растворов. Демонстрируется, что пиролиз биосорбента дает новый, недорогой и эффективный биоуголь, который обеспечивает двойные преимущества очистки воды с высоким содержанием As и устойчивую стратегию удаления твердых отходов с добавленной стоимостью [57].

### ***Опреснение морской воды***

Опреснение морской воды – неизбежный путь к разрешению кризиса с пресной водой. По сравнению с другими методами гибридная емкостная деионизация (HCDI) считается многообещающей, демонстрируя компетентность в эффективности и стоимости. Приготовление и электросорбционное опреснение активированного угля на основе скорлупы арахиса и MoS<sub>2</sub> было рассмотрено в работе [58]. В этом исследовании активированный уголь на основе скорлупы арахиса и дисульфида молибдена (MoS<sub>2</sub>) был приготовлен с использованием гидротермального метода, а готовые продукты были подвергнуты термообработке для более эффективной передачи заряда. Синтезированные материалы были охарактеризованы с помощью дифракции рентгеновских лучей (XRD), сканирующей электронной микроскопии (SEM), просвечивающей электронной микроскопии (TEM) и энергодисперсионной спектроскопии (EDS), а также анализа спектров комбинационного рассеяния и электрохимической рабочей станции и анализа ВЕТ. Электроды продемонстрировали выдающиеся характеристики HCDI с электросорбционной способностью 8.98 мг/г. Вышеупомянутый результат был приписан большой ширине пор активированного угля на основе скорлупы арахиса и пониженному сопротивлению MoS<sub>2</sub>. Кроме того, возможность использования солнечной энергии в качестве источника энергии для HCDI доказана в ходе испытаний, что способствует применению исследования для портативного опреснения морской воды в засушливых прибрежных и островных регионах по всему миру.

При этом скорлупа арахиса использовалась для приготовления активированного угля. Характеристики CDI были протестированы для получения электросорбционной способности 7.92 мг/г и 8.98 мг/г для электродов AC-AU/AC-AU и D-MoS<sub>2</sub>/AC-AU соответственно. Результаты показали улучшенные характеристики D-MoS<sub>2</sub>. Площадь поверхности ACAU может быть дополнительно улучшена путем изучения более эффективных способов процесса активации [58].

### ***Адсорбция хрома из водного раствора***

В работе [59] скорлупа арахиса использовалась в качестве адсорбента для удаления Cr (VI) из водных растворов. Биосорбция ионов Cr (VI) из водного раствора биосорбентом из скорлупы арахиса (СА) изучалась в системе периодического действия. Были исследованы факторы, влияющие на биосорбцию Cr (VI), такие как pH (2–7), начальные концентрации ионов хрома (20–60 мг/л), время контакта (6 ч), дозировка адсорбента (0.2–1.0 г) и температура (293–313 К). Адсорбционное равновесие установилось через

360 мин. Сравнение кинетических моделей показало, что уравнение псевдо второго порядка лучше всего описывает кинетику адсорбции. Максимальная адсорбция достигается при pH 2.0 и 3.0. Данные адсорбционного равновесия хорошо согласуются с изотермой адсорбции Ленгмюра по сравнению с изотермой адсорбции Фрейндлиха. Значения коэффициента разделения RL были найдены между 0.0235 и 0.0633 ( $0 < RL < 1$ ), что указывает на благоприятную адсорбцию Cr (VI) на адсорбенте СА. Адсорбционная емкость была измерена с точки зрения однослойной адсорбции и составила 4.32 мг/г при 313 К. Значения термодинамических параметров ( $\Delta G$ ,  $\Delta H$  и  $\Delta S$ ) указывали на эндотермическую, несамопроизвольную и энтропийную систему процесса адсорбции.

Наша среда постоянно загрязняется различными химическими веществами. Тяжелые металлы, такие как Cu, Cd, Hg, Cr и Mn, входят в число наиболее распространенных загрязнителей в почве и воде. Опасность загрязнения окружающей среды тяжелыми металлами, радиоактивными элементами диктует необходимость создания недорогих сорбентов на основе возобновляемого растительного сырья при минимальном числе технологических стадий процесса. В настоящей работе исследователи сосредоточились на устранении хрома (VI) из водного раствора с использованием недорогих органических биоотходов, таких как скорлупы арахиса (СА) в качестве адсорбента. Хром существует в различных формах, таких как Cr (III), Cr (IV), Cr (V) и Cr (VI). Двумя наиболее стабильными соединениями хрома являются Cr (III) и Cr (VI). По сравнению с Cr (VI) из-за большого размера и меньшей растворимости в воде Cr (III) считается менее токсичным. Cr (III) считается незаменимым микронутриентом [60]. Cr (VI) наиболее токсичен из-за его канцерогенного и тератогенного действия на человека и животных. Избыточное воздействие Cr (VI) вызывает отек, раздражение слизистых глаз и кожи, дыхательных путей, легочные застойные явления и повреждение печени [61]. Хром широко применяется в различных отраслях промышленности, таких как гальваника, кожевенная промышленность, сталелитейная промышленность, фотография, горнодобывающая промышленность, в процессе конверсионного покрытия алюминия, окраски и пигменты, крашение текстиля, консервация древесины, ядерная электростанции и предприятия по производству хроматов [60–67]. Стоки этих производств являются основными загрязнителями воды. Концентрация Cr (III) и Cr (VI) в промышленных стоках от 0.5 до 270 мг/л [64]. Согласно требованиям [68] допустимый предел Cr (VI), выбрасываемого во внутренние поверхностные воды составляет 0.1 мг/л, а рекомендуемый предел для питьевой воды составляет 0.05 мг/л.

В данной литературе описаны некоторые физические и химические методы удаления Cr (VI) из сточных вод. Они включают ионный обмен, мембранную технологию, электродиализ, обратный осмос, химическое осаждение, химическое окисление или восстановление и испарение. Однако эти методы имеют существенные недостатки, такие как химическое осаждение, и требует большого количества химикатов, которые производят большое количество токсичного осадка. Это также приводит к большим затратам. Другие доступные методы, как электродиализ, обратный осмос, фильтрация, ионный обмен и т.д. имеют много недостатков, таких как неполное удаление тяжелых металлов, высокую стоимость, утомительная и сложная работа, высокое энергопотребление и образование токсичного осадка.

В отличие от этих методов адсорбция, безусловно, является наиболее универсальным и эффективным методом удаления тяжелых металлов и других токсичных веществ из загрязненной воды.

Активированный уголь (АУ) – самый эффективный адсорбент для удаления хрома и его адаптация к нагрузке загрязняющих веществ за счет пористой природы [67, 69]. Хотя у активированного угля есть эффективная адсорбционная способность поглощать тяжелые металлы, чем другие коммерчески доступные адсорбенты. Основная проблема активированного угля (АУ) – связанная с его высокой стоимостью, из-за чего ограничивает применимость активированного угля для защиты окружающей среды [67]. Растительные материалы, произведенные в результате сельскохозяйственной деятельности, обладают хорошей эффективностью удаления и могут использоваться в качестве недорогих адсорбентов. Они могут быть либо отходом, либо легко доступным в окружающей среде материалом. Биосорбенты, приготовленные из сельскохозяйственных отходов содержат нерастворимые органические соединения и полифункциональные группы, такие как  $-NH_2$ ,  $-COO^-$ ,  $-C=O$ ,  $-OH$  и  $PO_4^{2-}$  [70]. Эти ионы взаимодействуют с ионами Cr (VI) за счет электростатической силы притяжения, благодаря которым биосорбенты имеют эффективный потенциал для удаления Cr (VI) и другие загрязнители из воды. В данном исследовании биосорбент СА применялся без химической активации для удаления Cr (VI) из сточных вод.

Все химические вещества, использованные в данной работе, были высокой степени чистоты и применялись без дополнительной очистки.

Биосорбент СА, использованный в настоящем исследовании, был приобретен на местном рынке Кисса Хвани Базар, Пешавар, Пакистан. СА промывалась несколько раз. После сушки была измельчена до получения мелких частиц. Далее биосорбент просеивался через сито 170 меш ( $\leq 88$  мкм). Просеянные частицы снова промывались обычной водой из под крана для удаления частиц пыли с последующей промывкой деионизированной водой до полного удаления всех видимых примесей. Затем была проведена сушка СА при температуре 110 °С в печи в течение 24 ч.

Биосорбция Cr (VI) сильно зависела от pH, дозировки адсорбента и исходной концентрации хрома. Экспериментальные данные хорошо описываются как сравнительный анализ изотермы адсорбции Ленгмюра и изотермы адсорбции Фрейндлиха. Кинетическая модель псевдвторого порядка хорошо согласуется с динамическими данными для Cr (VI) биосорбция на поверхность биосорбента СА. Числовые значения  $\Delta H$ ,  $\Delta S$  и  $\Delta G$  показали, что адсорбция Cr (VI) на СА является эндотермическим, энтропийным процессом.

### *Адсорбция метиленового синего из водного раствора*

В последние годы в связи с быстроразвивающейся отраслью, связанной с красителями, огромное количество сточных вод от красителей постоянно сбрасывается в воду [71], что представляет огромную угрозу для окружающей среды и здоровья человека. Метиленовый синий (МБ) – широко используемый катионный краситель, который может образовывать стабильный раствор с водой при комнатной температуре [72, 73]. Он опасен для здоровья человека выше определенной концентрации из-за его сильной токсичности. Кроме того, почти все красители плохо поддаются биологическому разложению и обладают некоторой устойчивостью к условиям окружающей среды, что делает очистку сточных вод неотложной задачей [74, 75]. Поэтому особенно важно разработать эффективные и недорогие материалы для удаления МБ и других красителей из сточных вод и обновления окружающей среды.

В настоящее время для удаления красителей из сточных вод широко применяются методы физической, химической и биологической очистки [71, 76, 77]. Однако эти методы имеют недостатки, заключающиеся в высоком потреблении энергии, высокой стоимости и большом количестве токсичных побочных продуктов. Поэтому большинство исследователей обратили внимание на метод адсорбции из-за его простого рабочего процесса, низкой стоимости, большого количества адсорбирующих материалов, легкой переработки и высокой эффективности [74, 78–80].

Развитие химической технологии позволило реализовать процессы сепарации молекул по критическим размерам, очистки и осушки газовых сред, получения веществ высокой степени чистоты [81]. Наш обзор показывает, что адсорбирующие материалы, для адсорбции метиленового синего имеют высокую адсорбционную емкость. Высокая адсорбционная способность зависит от нескольких параметров, влияющих на процесс (pH среды, масса и размер частиц адсорбента), материал, концентрация адсорбата (метиленовый синий), температура и время контакта адсорбата с адсорбентом [73].

Тип адсорбции, которая происходит в данной системе адсорбат-адсорбент, зависит от природы адсорбата, т.е. характера адсорбента, реакционной способности поверхности, площади поверхности адсорбента, а также температуры и давления процесса адсорбции. В зависимости от этих переменных адсорбция бывает двух различных типов: физическая и химическая.

Отходы красителей – серьезная проблема в борьбе с воздействием на окружающую среду. Отходы красителей – это органические соединения, которые трудно разлагаются, очень устойчивы и токсичны. Если отходы сбрасываются в воду, это вызовет загрязнение окружающей среды. Исследования абсорбции красителя метиленового синего активированной скорлупой арахиса было выполнено в работе [75]. Целью данного исследования было определение адсорбционной эффективности, адсорбционной способности, оптимальных условий адсорбции красителя, включая изменение времени контакта, концентрации адсорбента, pH и концентрации красителя. Адсорбционные испытания проводят периодическим методом с использованием шейкера. Затем адсорбент анализировали с использованием инструментов FT-IR (Инфракрасная спектроскопия с Фурье) и SEM (сканирующая электронная микроскопия). Результаты показали, что после активации адсорбент имел высокую адсорбционную способность по сравнению с неактивированным. Скорлупа арахиса активировалась при оптимальном соотношении NaOH по отношению к мети-

леновому синему, оптимальное условие адсорбции красителя метиленового синего с щелочной активацией адсорбента при времени контакта 60 минут, оптимальная концентрация адсорбента 1%, концентрация красителя 50%, размер адсорбента <180 мкм, pH – 9. Картина изотермы адсорбции повторяет изотерму Фрейндлиха.

### **Заключение**

Результаты вышеизложенных исследований показали высокую эффективность и возможности применения отходов растительного сырья в качестве адсорбентов для очистки воды. Настоящий обзор наглядно иллюстрирует современное состояние научных исследований в данной области. К сожалению, эти исследования пока не получили должного распространения в промышленных технологиях.

Таким образом, интерес к получению адсорбентов из отходов растительного сырья будет только возрастать, так как перед исследователями и производителями открываются весьма заманчивые перспективы получения разнообразных модифицированных адсорбентов с минимальными затратами на сырье.

### **Список литературы**

1. Активированный уголь на основе местного сырья будет внедрен в промышленность Узбекистана [Электронный ресурс]. URL: <https://uzdaily.uz/ru/post/48702>
2. Fatombi J.K., Idohou E.A., Osseni S.A. Adsorption of Indigo Carmine from Aqueous Solution by Chitosan and Chitosan/Activated Carbon Composite: Kinetics, Isotherms and Thermodynamics Studies // *Fibers Polym.* 2019. Vol. 20. Pp. 1820–1832. DOI: 10.1007/s12221-019-1107-y.
3. Kousha M., Tavakoli S., Daneshvar E., Vazirzadeh A., Bhatnagar A. Central composite design optimization of Acid Blue 25 dye biosorption using shrimp shell biomass // *Journal of Molecular Liquids.* 2015. Vol. 207. Pp. 266–273. DOI: 10.1016/j.molliq.2015.03.046.
4. Steingruber E. Indigo and Indigo Colorants // *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry.* Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2012. Vol. 19. Pp. 55–63.
5. Пищевод Барретта [Электронный ресурс]. URL: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Пищевод\\_Барретта](https://ru.wikipedia.org/wiki/Пищевод_Барретта)
6. Palma-Goyes R.E., Silva-Agreto J., González I., Torres-Palma R.A. Comparative degradation of indigo carmine by electrochemical oxidation and advanced oxidation processes // *Electrochimica Acta.* 2014. Vol. 140. Pp. 427–433. DOI: 10.1016/j.electacta.2014.06.096.
7. Salah A., Ridha A., Flox C., Arias C., Brillas E. Electrochemical degradation of the dye indigo carmine at boron-doped diamond anode for wastewater remediation // *Environmental Chemistry Letters.* 2006. Vol. 4. Pp. 229–233. DOI: 10.1007/s10311-006-0053-2.
8. Secula M.S., Crețescu I., Petrescu S. An experimental study of indigo carmine removal from aqueous solution by electrocoagulation // *Desalination.* 2011. Vol. 277. N1–3. Pp. 227–235. DOI: 10.1016/j.desal.2011.04.031.
9. Соколова Ю.Д. Исследование обесцвечивания красителя свекольного красного // *Universum: химия и биология: электрон. научн. журн.* 2017. №2 (32). URL: <https://7universum.com/ru/nature/archive/item/4279>.
10. Khadhri N., Saad M.K., Elaloui E., Moussaoui Y. NaOH-Activated Carbon Prepared from Date Palm Petiole as Adsorbent for Indigo Carmine // *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions.* Springer International Publishing AG, 2018. Pp. 1247–1248. DOI: 10.1007/978-3-319-70548-4\_362.
11. Sánchez-Rodríguez S., Trujillo-Reyes J., Gutiérrez-Segura E., Solache M., Colin-cruz A.. Removal of Indigo Carmine by a Ni Nanoscale Oxides/ *Schoenoplectus acutus* Composite in Batch and Fixed Bed Column Systems Removal of Indigo Carmine by a Ni Nanoscale Oxides/*Schoenoplectus acutus* Composite in Batch and Fixed Bed Column Systems // *Separation Science and Technology.* 2014. Vol. 50. P. 1602. DOI: 10.1080/01496395.2014.986579.
12. Zhang J., Zhou Q., Ou L. Removal of indigo carmine from aqueous solution by microwave-treated activated carbon from peanut shell // *Desalination and Water Treatment.* 2014. Vol. 57. N2. Pp. 718–727. DOI: 10.1080/19443994.2014.967729.
13. Mittal A., Mittal J., Kurup L. Batch and bulk removal of hazardous dye, indigo carmine from wastewater through adsorption // *J. Hazard Mater.* 2006. Vol. 137(1). Pp. 591–602. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.02.047.
14. Zhang J., Peng Z., Zhang S., Zhou Q. Comparative Study on the Adsorption of Tartrazine and Indigo Carmine onto Maize Cob Carbon // *Separation Science and Technology.* 2014. Vol. 49. Pp. 877–886. DOI: 10.1080/01496395.2013.863340.
15. Mbarki F., Kesraoui A., Seffen M., Ayrault P. Kinetic, Thermodynamic, and Adsorption Behavior of Cationic and Anionic Dyes onto Corn Stigmata: Nonlinear and Stochastic Analyses // *Water, Air, & Soil Pollution.* 2018. Vol. 229. P. 95. DOI: 10.1007/s11270-018-3749-6.
16. Al-Qodah Z., Shawabkah R. Production and characterization of granular activated carbon from activated sludge // *Braz. J. Chem. Eng.* 2009. Vol. 26. Pp. 127–136. DOI: 10.1590/S0104-66322009000100012.
17. Aljeboree A.M., Alshirifi A.N., Alkaim A.F. Kinetics and equilibrium study for the adsorption of textile dyes on coconut shell activated carbon // *Arabian Journal of Chemistry.* 2017. Vol. 10. Pp. S3381–S3393. DOI: 10.1016/j.arabjc.2014.01.020.

18. Khaled A., El Nemr A., El-Sikaily A., Abdelwahab O. Treatment of artificial textile dye effluent containing Direct Yellow 12 by orange peel carbon // *Desalination*. 2008. Vol. 238. Pp. 210–232. DOI: 10.1016/j.desal.2008.02.014.
19. dos Reis G.S., Larsson S.H., Thyrel M., Pham T.N., Claudio Lima E., de Oliveira H.P., Dotto G.L. Preparation and Application of Efficient Biobased Carbon Adsorbents Prepared from Spruce Bark Residues for Efficient Removal of Reactive Dyes and Colors from Synthetic Effluents // *Coatings*. 2021. Vol. 11. P. 772. DOI: 10.3390/coatings11070772.
20. Geçgel U., Üner O. Adsorption of bovine serum albumin onto activated carbon prepared from Elaeagnus stone // *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*. 2018. Vol. 32. Pp. 53–63. DOI: 10.4314/bcse.v32i1.5.
21. Shahraki Z.H., Shariffard H., Lashanizadegan A. Grape stalks biomass as raw material for activated carbon production: synthesis, characterization and adsorption ability // *Materials Research Express*. 2018. Vol. 5. DOI: 10.1088/2053-1591/aac1cd.
22. Kumari S., Rath P., Kumar A.S.H., Tiwari T.N. Extraction and characterization of chitin and chitosan from fishery waste by chemical method // *Environmental Technology & Innovation*. 2015. Vol. 3. Pp. 77–85. DOI: 10.1016/j.eti.2015.01.002.
23. Fu X., Wang H., Yu B., Xue J., Gao Y., Hu S., Wu T., Sun J. Systematic Degradation Mechanism and Pathways Analysis of the Immobilized Bacteria: Permeability and Biodegradation, Kinetic and Molecular Simulation // *Environmental Science and Ecotechnology*. 2020. Vol. 2. 100028. DOI: 10.1016/j.ese.2020.100028.
24. Renu M.A., Singh K., Upadhyaya S., Dohare R.K. Removal of heavy metals from wastewater using modified agricultural adsorbents // *Materials Today: Proceedings*. 2017. Vol. 4. N9. Pp. 10534–10538. DOI: 10.1016/j.matpr.2017.06.415.
25. Malakootian M., Faraji M., Malakootian M., Nozari M. Ciprofloxacin removal from aqueous media by adsorption process: a systematic review and meta-analysis // *Desalination and Water Treatment*. 2021. Vol. 222. Pp. 1–32. DOI: 10.5004/dwt.2021.27334.
26. Karaer H., Kaya I. Synthesis, characterization of magnetic chitosan/active charcoal composite and using at the adsorption of methylene blue and reactive blue4 // *Microporous and Mesoporous Materials*. 2016. Vol. 232. Pp. 26–38. DOI: 10.1016/j.micromeso.2016.06.006.
27. Yang J., Han Y., Sun Z., Zhao X., Chen F., Wu T., Jiang Y. PEG/Sodium Tripolyphosphate-Modified Chitosan/Activated Carbon Membrane for Rhodamine B Removal // *ACS Omega*. 2021. Vol. 6. Pp. 15885–15891. DOI: 10.1021/acsomega.1c01444.
28. Guo Y., Rockstraw D. Activated carbons prepared from rice hull by one-step phosphoric acid activated // *Microporous and Mesoporous Materials*. 2007. Vol. 100. Pp. 12–19. DOI: 10.1016/j.micromeso.2006.10.006.
29. El Knidri H., El Khalfaouy R., Laajeb A., Addaou A., Lahsini A. Eco-friendly extraction and characterization of chitin and chitosan from the shrimp shell waste via microwave irradiation // *Process Saf. Environ. Prot.* 2016. Vol. 104. P. 395. DOI: 10.1016/j.psep.2016.09.020.
30. Xie J., Xie W., Yu J., Xin R., Shi Z., Song L., Yang X. Extraction of Chitin From Shrimp Shell by Successive Two-Step Fermentation of *Exiguobacterium profundum* and *Lactobacillus acidophilus* // *Front Microbiol.* 2021. Vol. 12. 677126. DOI: 10.3389/fmicb.2021.677126.
31. Brugnerotto J., Lizardi J., Goycoolea F.M., Argüelles-Monal W., Desbrières J., Rinaudo M. An Infrared Investigation in Relation with Chitin and Chitosan Characterization // *Polymer*. 2001. Vol. 42. N8. Pp. 3569–3580. DOI: 10.1016/S0032-3861(00)00713-8h.
32. Lawal I.A., Chetty D., Akpotu S.O., Moodley B. Sorption of Congo red and reactive blue on biomass and activated carbon derived from biomass modified by ionic liquid // *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*. 2017. Vol. 8. Pp. 83–91. DOI: 10.1016/j.enmm.2017.05.003.
33. Gautam A.K., Markandeya, Singh N.B., Shukla S.P., Mohan D. Lead removal efficiency of various natural adsorbents (*Moringa oleifera*, *Prosopis juliflora*, peanut shell) from textile wastewater // *SN Applied Sciences*. 2020. Vol. 2. Article 288. DOI: 10.1007/s42452-020-2065-0.
34. Кумани М.В., Соловьева Ю.А., Корнилов А.Г. Особенности фенольного загрязнения рек Курской и Белгородской областей // *Научные ведомости. Серия Естественные науки*. 2011. №15 (110). С. 193–198.
35. Решение глобальной проблемы фосфора обеспечит продовольственную безопасность и снизит загрязнение [Электронный ресурс]. URL: <https://www.unep.org/ru/novosti-i-istorii/istoriya/reshenie-globalnoy-problemy-fosfora-obespechit-prodovolstvennyu>.
36. da Gama B.M.V., do Nascimento G.E., Sales D.C.S., Rodríguez-Díaz J.M., de Barbosa C.M.B.M., Duarte M.M.M.B. Mono and binary component adsorption of phenol and cadmium using adsorbent derived from peanut shells // *Journal of Cleaner Production*. 2018. Vol. 201. Pp. 219–228.
37. Nkansah M.A., Donkoh M., Akoto O., Ephraim J.H. Preliminary studies on the use of sawdust and peanut shell powder as adsorbents for phosphorus removal from water // *Emerging Science Journal*. 2019. Vol. 3(1). Pp. 33–40. DOI: 10.28991/esj-2019-01166.
38. Avinash P., Kumar M. A Review of Permissible Limits of Drinking Water // *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*. 2012. Vol. 16. N1. P. 40. DOI: 10.4103/0019-5278.99696.
39. Gray N.F. An introduction for environmental scientists and engineers // *Water Technology*. 2010. Pp. 727–747.
40. Ramakrishnaiah C.R., Vismitha. Removal of Phosphate from Waste Water Using Low-Cost Adsorbents // *International Journal of Engineering Inventions*. 2012. Vol. 1. Pp. 44–50.

41. Clinton S.C., Pratt K.M.E. Station. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development // In Western nutrient management conference. 2003. Vol. 5. N21. P. 1.
42. Ramakrishnaiah C.R. Removal of Phosphate from Waste Water Using Low-Cost Adsorbents // International Journal of Engineering Inventions. 2012. Vol. 1. N7. Pp. 44–50.
43. Sunil B.M., Faziludeen S. Removal of Hexavalent Chromium Cr (VI) by Adsorption in Blended Lateritic Soil // Advances in Environmental Research. 2015. Vol. 4. N3. Pp. 197–210. DOI: 10.12989/aer.2015.4.3.197.
44. Patil Mansing R., Raut P.D. Removal of phosphorus from sewage effluent by adsorption on Laterite // International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT). 2013. Vol. 2. Pp. 551–559.
45. Rout P.R., Puspendu B., Dash R.R. A Mechanistic Approach to Evaluate the Effectiveness of Red Soil as a Natural Adsorbent for Phosphate Removal from Wastewater // Desalination and Water Treatment. 2015. Vol. 54. Pp. 358–373. DOI: 10.1080/19443994.2014.881752.
46. Yang Y.J., Haught R.C., Goodrich J.A. Real-Time Contaminant Detection and Classification in a Drinking Water Pipe Using Conventional Water Quality Sensors: Techniques and Experimental Results // Journal of Environmental Management. 2009. Vol. 90. Pp. 2494–2506. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.01.021.
47. Freundlich H.M.F. Over the adsorption in solution // J. Phys. Chem. 1906. Vol. 57. Pp. 1100–1107.
48. Langmuir I. Adsorption of gases by solids // J. Am. Chem. Soc. 1916. Vol. 38. P. 2267.
49. Xiang H., Liu C., Pan R., Han Y., Cao J. Magnetite for Phosphorus Removal in Low Concentration Phosphorus-Contained Water Body // Advances in Environmental Research. 2014. Vol. 3. Pp. 163–172. DOI: 10.12989/aer.2014.3.2.163.
50. Gautam R.K., Banerjee S., Gautam P.K., Chattopadhyaya M.C. Remediation technologies for phosphate removal from wastewater: an overview // Adv. Environ. Res. 2014. Vol. 36. Pp. 177–200.
51. Eaton A.D., Clesceri L.S., Rice E.W., Greenberg A.E., Franson M.H. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 21st ed. American Public Health Association: Washington, DC, Water Environment Federation: Alexandria, VA, and American Water Works Association: Denver, CO, 2005
52. Karabaeva M.I., Tursunaliyeva M.S. The study of the ash-content of activated carbons based on vegetable raw materials // Asian Journal Of Multidimensional Research. 2021. Vol. 10, issue 6. Pp. 143–145. DOI: 10.5958/2278-4853.2021.00518.8.
53. Yu H., Wang J., Yu J.X., Wang Y., Chi R. Effects of surface modification on heavy metal adsorption performance and stability of peanut shell and its extracts of cellulose, lignin, and hemicellulose // Environmental Science and Pollution Research. 2020. Vol. 27(21). Pp. 26502–26510. DOI: 10.1007/s11356-020-09055-x.
54. Мышьяк [Электронный ресурс]. URL: <https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>.
55. Sattar M.S., Shakoob M.B., Ali S., Rizwan M., Niazi N.K., Jilani A. Comparative efficiency of peanut shell and peanut shell biochar for removal of arsenic from water // Environmental Science and Pollution Research. 2019. Vol. 26(18). Pp. 18624–18635. DOI: 10.1007/s11356-019-05185-z.
56. Pan B., Wang Y., Li H., Yi W., Pan Y. Preparation and electrosorption desalination performance of peanut shell-based activated carbon and MoS<sub>2</sub> // International Journal of Electrochemical Science. 2020. Vol. 15(2). Pp. 1861–1880. DOI: 10.20964/2019.12.74.
57. Ilyas M., Ahmad A., Saeed M. Removal of Cr(VI) from aqueous solutions using peanut shell as adsorbent // Journal of the Chemical Society of Pakistan. 2013. Vol. 35(3). Pp. 760–768.
58. Dakiky M., Khamis M., Manassra A. Selective Adsorption of Chromium(VI) in Industrial Wastewater Using Low-Cost Abundantly Available Adsorbents // Advanced Environmental Research. 2002. Vol. 6. P. 533.
59. Anandkumar J., Mandal B. Adsorption of chromium(VI) and Rhodamine B by surface modified tannery waste: Kinetic, mechanistic and thermodynamic studies // Journal of Hazardous Material. 2011. Vol. 186. P. 1088. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.11.104.
60. Vinodhini V., Nilanjana D. Biowaste materials as sorbents to remove chromium (VI) from aqueous environment-A comparative study // Research Journal of Agriculture and Biological Sciences. 2009. Vol. 4. P. 19.
61. Rane N.M. Use of naturally available low cost adsorbents for removal of Cr (VI) from waste water // International Journal of Chemical Sciences and Applications. 2010. Vol. 1–2. Pp. 65–69.
62. Bhattacharya A.K., Naiya T.K., Mandal S.N. Adsorption, kinetics and equilibrium studies on removal of Cr(VI) from aqueous solutions using different low-cost adsorbents // Chemical Engineering Journal. 2008. Vol. 137. P. 529. DOI: 10.1016/j.cej.2007.05.021.
63. Sahranavard M., Ahmadpour A., Doosti M.R. Biosorption of hexavalent chromium ions from aqueous solutions using almond green hull as a low-cost biosorbent // European Journal of Scientific Research. 2011. Vol. 58. P. 392.
64. Rehman R., Anwar J., Mahmud T. Removal of Alizarin Red S (Dye) from Aqueous Media by using Alumina as an Adsorbent // Journal of the Chemical Society of Pakistan. 2011. Vol. 33. P. 846.
65. Gholipour M., Hashemipour H., Mollashahi M. Hexavalent chromium removal from aqueous solution via adsorption on granular activated carbon: adsorption, desorption, modeling and simulation studies // Journal of Engineering and Applied Science. 2011. Vol. 6. P. 10.
66. Dubey S.P., Gopal K. Adsorption of chromium (VI) on low cost adsorbents derived from agricultural waste material: A comparative study // Journal of Hazardous Materials. 2007. Vol. 145. P. 465.
67. Selvi K., Pattabhi S., Kadirvelu K. Removal of Cr(VI) from aqueous solution by adsorption onto activated carbon // Bioresour Technol. 2001. Vol. 80(1). Pp. 87–89. DOI: 10.1016/S0960-8524(01)00068-2.

68. Zakharova V.I., Ignat V.O., Korenevskii A.A. Removal of nonferrous heavy metals from industrial sewage using bi-adsorbents // Applied Biochemistry and Microbiology. 2011. Vol. 37. P. 348.
69. Karabaeva M.I. Study of properties and methods of carbon-containing raw material activation // ACADEMICIA: An International Multidisciplinary Research Journal. 2020. Vol. 10(11). Pp. 442–445.
70. Pattnaik P., Dangayach G.S. Analysis of influencing factors on sustainability of textile wastewater: a structural equation approach // Water, Air, Soil Pollut. 2019. Vol. 230. P. 156. DOI: 10.1007/s11270-019-4206-x.
71. Deng C., Liu J., Zhou W., Zhang Y.K., Du K.F., Zhao Z.M. Fabrication of spherical cellulose/carbon tubes hybrid adsorbent anchored with welan gum polysaccharide and its potential in adsorbing MB // Chem. Eng. J. 2012. Vol. 200–202. Pp. 452–458. DOI: 10.1016/j.cej.2012.06.059.
72. Russo V., Masiello D., Trifuoggi M., Di Serio M., Tesser R. Design of an adsorption column for methylene blue abatement over silica: From batch to continuous modeling // Chem. Eng. J. 2016. Vol. 302. Pp. 287–295. DOI: 10.1016/j.cej.2016.05.020.
73. He X., Male K.B., Nesterenko P.N., Brabazon D., Paull B., Luong J.H.T. Adsorption and Desorption of Methylene Blue on Porous Carbon Monoliths and Nanocrystalline Cellulose // ACS Appl. Mater. Interfaces. 2013. Vol. 5. Pp. 8796–8804. DOI: 10.1021/am403222u.
74. Liu Y., Wang J., Zheng Y., Wang A. Adsorption of methylene blue by kapok fiber treated by sodium chlorite optimized with response surface methodology // Chem. Eng. J. 2012. Vol. 184. Pp. 248–255. DOI: 10.1016/j.cej.2012.01.049.
75. He Y., Li G., Wang H., Zhao J., Su H., Huang Q. Effect of operating conditions on separation performance of reactive dye solution with membrane process // J. Membr. Sci. 2008. Vol. 321. Pp. 183–189. DOI: 10.1016/j.memsci.2008.04.056.
76. de Oliveira G.R., Fernandes N.S., de Melo J.V., da Silva D.R., Urgeghe C., Martínez-Huitle C.A. Electrocatalytic properties of Ti-supported Pt for decolorizing and removing dye from synthetic textile wastewaters // Chem. Eng. J. 2011. Vol. 168. Pp. 208–214. DOI: 10.1016/j.cej.2010.12.070.
77. Deng S., Xu H., Jiang X., Yin J. Poly(vinyl alcohol) (PVA)-enhanced hybrid hydrogels of hyperbranched poly(ether amine) (hPEA) for selective adsorption and separation of dyes // Macromolecules. 2013. Vol. 46. Pp. 2399–2406. DOI: 10.1021/ma302330w.
78. Zhang Y.R., Shen S.L., Wang S.Q., Huang J., Su P., Wang Q.R., Zhao B.X. A dual function magnetic nanomaterial modified with lysine for removal of organic dyes from water solution // Chem. Eng. J. 2014. Vol. 239. Pp. 250–256. DOI: 10.1016/j.cej.2013.11.022.
79. Zhang G., Shi L., Zhang Y., Wei D., Yan T., Wei Q., Du B. Aerobic granular sludge-derived activated carbon: Mineral acid modification and superior dye adsorption capacity // RSC. Adv. 2015. Vol. 5. Pp. 25279–25286. DOI: 10.1039/c4ra15216f.
80. Cheng J., Zhan C., Wu J., Cui Z., Si J., Wang Q., Peng X., Turng L.-S. Highly Efficient Removal of Methylene Blue Dye from an Aqueous Solution Using Cellulose Acetate Nanofibrous Membranes Modified by Polydopamine // CS Omega. 2020. Vol. 5. Pp. 5389–5400. DOI: 10.1021/acsomega.9b04425.
81. Nurhasni M., Si N., Mar'af R., Hendrawati H. Pemanfaatan Kulit Kacang Tanah (Arachis hipogaea L.) sebagai Adsorben Zat Warna Metilen Biru // Jurnal Kimia VALENSI. 2018. Vol. 4(2). Pp. 156–167. DOI: 10.15408/jkv.v4i2.8895.

*Поступила в редакцию 13 августа 2021 г.*

*После переработки 18 ноября 2021 г.*

*Принята к публикации 23 ноября 2021 г.*

**Для цитирования:** Карабаева М.И., Мирсалимова С.Р., Салиханова Д.С., Мамадалиева С.В., Ортикова С.С. Основные направления использования отходов растительного сырья (скорлупа арахиса) в качестве адсорбентов (обзор) // Химия растительного сырья. 2022. №1. С. 53–69. DOI: 10.14258/jcrpm.2022019956.

Karabayeva M.I.<sup>1\*</sup>, Mirsalimova S.R.<sup>1</sup>, Salikhanova D.S.<sup>2</sup>, Mamadaliyeva S.V.<sup>1</sup>, Ortikova S.S.<sup>1</sup> MAIN DIRECTIONS OF USE OF WASTE OF PLANT RAW MATERIALS (PEANUT SHELL) AS ADSORBENTS (REVIEW)

<sup>1</sup> Fergana Polytechnic Institute, st. Ferganskaya, 86, Fergana, 150107 (Uzbekistan),

e-mail: muslimaxon1990@mail.ru

<sup>2</sup> Institute of General and Inorganic Chemistry of the Academy of Sciences of the Republic of Uzbekistan, st. M. Ulugbeka, 77a, Tashkent, 100170 (Uzbekistan)

Currently, one of the major and global problems is the treatment of wastewater from organic industrial waste, such as textile waste. The solution to this problem is the production of environmentally friendly adsorbents based on plant raw materials. The increasing use of natural resources, biomass recovery, and biomass waste in the past decade, has attracted the attention of an increasing number of scientists. Activated carbon (AC), used to remove organic micro-pollutants in the world's wastewater treatment plants, is typically produced from non-renewable resources such as peat, lignite, coal, anthracite, wood materials, waste from the paper industry, leather industry, and animal substances that must be transported over long distances. The use of local residual biomass as feedstock can be beneficial in terms of sustainability. The review is devoted to the analysis of publications in this area in recent years. The main areas of application of adsorbents based on peanut shells are considered. Examples of the implementation of the production of an adsorbent based on plant waste and their use for water purification from various chemicals are given, as well as the advantages of using a technology based on the adsorption of organic substances on activated carbon.

**Keywords:** activated carbon, indigo carmine, Congo red, biosorbent, activation.

## References

1. *Aktivirovannyi ugol' na osnove mestnogo syr'ya budet vnedren v promyshlennost' Uzbekistana* [Activated carbon based on local raw materials will be introduced into the industry of Uzbekistan]. URL: <https://uzdaily.uz/ru/post/48702>. (in Russ.).
2. Fatombi J.K., Idohou E.A., Osseni S.A. *Fibers Polym.*, 2019, vol. 20, pp. 1820–1832. DOI: 10.1007/s12221-019-1107-y.
3. Kousha M., Tavakoli S., Daneshvar E., Vazirzadeh A., Bhatnagar A. *Journal of Molecular Liquids*, 2015, vol. 207, pp. 266–273. DOI: 10.1016/j.molliq.2015.03.046.
4. Steingruber E. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. Weinheim: Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, 2012, vol. 19, pp. 55–63.
5. *Pishchevod Barretta* [Barrett's Esophagus]. URL: [https://ru.wikipedia.org/wiki/Пищевод\\_Барретта](https://ru.wikipedia.org/wiki/Пищевод_Барретта). (in Russ.).
6. Palma-Goyes R.E., Silva-Agredo J., González I., Torres-Palma R.A. *Electrochimica Acta*, 2014, vol. 140, pp. 427–433. DOI: 10.1016/j.electacta.2014.06.096.
7. Salah A., Ridha A., Flox C., Arias C., Brillas E. *Environmental Chemistry Letters*, 2006, vol. 4, pp. 229–233. DOI: 10.1007/s10311-006-0053-2.
8. Secula M.S., Crețescu I., Petrescu S. *Desalination*, 2011, vol. 277, no. 1–3, pp. 227–235. DOI: 10.1016/j.desal.2011.04.031.
9. Sokolova Yu.D. *Universum: khimiya i biologiya: elektron. nauchn. zhurn.*, 2017, no. 2 (32). URL: <https://7universum.com/ru/nature/archive/item/4279>.
10. Khadhri N., Saad M.K., Elaloui E., Moussaoui Y. *Recent Advances in Environmental Science from the Euro-Mediterranean and Surrounding Regions*. Springer International Publishing AG, 2018, pp. 1247–1248. DOI: 10.1007/978-3-319-70548-4\_362.
11. Sánchez-Rodríguez S., Trujillo-Reyes J., Gutiérrez-Segura E., Solache M., Colin-cruz A. *Separation Science and Technology*, 2014, vol. 50, p. 1602. DOI: 10.1080/01496395.2014.986579.
12. Zhang J., Zhou Q., Ou L. *Desalination and Water Treatment*, 2014, vol. 57, no. 2, pp. 718–727. DOI: 10.1080/19443994.2014.967729.
13. Mittal A., Mittal J., Kurup L. *J. Hazard Mater.*, 2006, vol. 137(1), pp. 591–602. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.02.047.
14. Zhang J., Peng Z., Zhang S., Zhou Q. *Separation Science and Technology*, 2014, vol. 49, pp. 877–886. DOI: 10.1080/01496395.2013.863340.
15. Mbarki F., Kesraoui A., Seffen M., Ayrault P. *Water, Air, & Soil Pollution*, 2018, vol. 229, p. 95. DOI: 10.1007/s11270-018-3749-6.
16. Al-Qodah Z., Shawabkah R. *Braz. J. Chem. Eng.*, 2009, vol. 26, pp. 127–136. DOI: 10.1590/S0104-66322009000100012.
17. Aljeboree A.M., Alshirifi A.N., Alkaim A.F. *Arabian Journal of Chemistry*, 2017, vol. 10, pp. S3381–S3393. DOI: 10.1016/j.arabj.2014.01.020.
18. Khaled A., El Nemr A., El-Sikaily A., Abdelwahab O. *Desalination*, 2008, vol. 238, pp. 210–232. DOI: 10.1016/j.desal.2008.02.014.
19. dos Reis G.S., Larsson S.H., Thyrel M., Pham T.N., Claudio Lima E., de Oliveira H.P., Dotto G.L. *Coatings*, 2021, vol. 11, p. 772. DOI: 10.3390/coatings11070772.
20. Geçgel U., Üner O. *Bulletin of the Chemical Society of Ethiopia*, 2018, vol. 32, pp. 53–63. DOI: 10.4314/bcse.v32i1.5.

\* Corresponding author.

21. Shahraki Z.H., Shariffard H., Lashanizadegan A. *Materials Research Express*, 2018, vol. 5. DOI: 10.1088/2053-1591/aac1cd.
22. Kumari S., Rath P., Kumar A.S.H., Tiwari T.N. *Environmental Technology & Innovation*, 2015, vol. 3, pp. 77–85. DOI: 10.1016/j.eti.2015.01.002.
23. Fu X., Wang H., Yu B., Xue J., Gao Y., Hu S., Wu T., Sun J. *Environmental Science and Ecotechnology*, 2020, vol. 2, 100028. DOI: 10.1016/j.es.2020.100028.
24. Renu M.A., Singh K., Upadhyaya S., Dohare R.K. *Materials Today: Proceedings*, 2017, vol. 4, no. 9, pp. 10534–10538. DOI: 10.1016/j.matpr.2017.06.415.
25. Malakootian M., Faraji M., Malakootian M., Nozari M. *Desalination and Water Treatment*, 2021, vol. 222, pp. 1–32. DOI: 10.5004/dwt.2021.27334.
26. Karaer H., Kaya I. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2016, vol. 232, pp. 26–38. DOI: 10.1016/j.micromeso.2016.06.006.
27. Yang J., Han Y., Sun Z., Zhao X., Chen F., Wu T., Jiang Y. *ACS Omega*, 2021, vol. 6, pp. 15885–15891. DOI: 10.1021/acsomega.1c01444.
28. Guo Y., Rockstraw D. *Microporous and Mesoporous Materials*, 2007, vol. 100, pp. 12–19. DOI: 10.1016/j.micromeso.2006.10.006.
29. El Knidri H., El Khalfaouy R., Laajeb A., Addaou A., Lahsini A. *Process Saf. Environ. Prot.*, 2016, vol. 104, p. 395. DOI: 10.1016/j.psep.2016.09.020.
30. Xie J., Xie W., Yu J., Xin R., Shi Z., Song L., Yang X. *Front Microbiol.*, 2021, vol. 12, 677126. DOI: 10.3389/fmicb.2021.677126.
31. Brugnerotto J., Lizardi J., Goycoolea F.M., Argüelles-Monal W., Desbrières J., Rinaudo M. *Polymer*, 2001, vol. 42, no. 8, pp. 3569–3580. DOI: 10.1016/S0032-3861(00)00713-8h.
32. Lawal I.A., Chetty D., Akpotu S.O., Moodley B. *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, 2017, vol. 8, pp. 83–91. DOI: 10.1016/j.enmm.2017.05.003.
33. Gautam A.K., Markandeya, Singh N.B., Shukla S.P., Mohan D. *SN Applied Sciences*, 2020, vol. 2, article 288. DOI: 10.1007/s42452-020-2065-0.
34. Kumani M.V., Solov'yeva Yu.A., Kornilov A.G. *Nauchnyye vedomosti. Seriya Yestestvennyye nauki*, 2011, no. 15 (110), pp. 193–198. (in Russ.).
35. *Resheniye global'noy problemy fosfora obespechit prodovol'stvennyuyu bezopasnost' i snizit zagryazneniye* [Solving the global phosphorus problem will ensure food security and reduce pollution]. URL: <https://www.unep.org/ru/novosti-i-istorii/istoriya/reshenie-globalnoy-problemy-fosfora-obespechit-prodovol'stvennyuyu>. (in Russ.).
36. da Gama B.M.V., do Nascimento G.E., Sales D.C.S., Rodriguez-Díaz J.M., de Barbosa C.M.B.M., Duarte M.M.M.B. *Journal of Cleaner Production*, 2018, vol. 201, pp. 219–228.
37. Nkansah M.A., Donkoh M., Akoto O., Ephraim J.H. *Emerging Science Journal*, 2019, vol. 3(1), pp. 33–40. DOI: 10.28991/esj-2019-01166.
38. Avinash P., Kumar M. *Indian Journal of Occupational and Environmental Medicine*, 2012, vol. 16, no. 1, p. 40. DOI: 10.4103/0019-5278.99696.
39. Gray N.F. An introduction for environmental scientists and engineers // *Water Technology*. 2010. Pp. 727–747.
40. Ramakrishnaiah C.R., Vismitha. Removal of Phosphate from Waste Water Using Low-Cost Adsorbents // *International Journal of Engineering Inventions*. 2012. Vol. 1. Pp. 44–50.
41. Clinton S.C., Pratt K.M.E. Station. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development // *In Western nutrient management conference*. 2003. Vol. 5. N21. P. 1.
42. Ramakrishnaiah C.R. *International Journal of Engineering Inventions*, 2012, vol. 1, no. 7, pp. 44–50.
43. Sunil B.M., Faziludeen S. *Advances in Environmental Research*, 2015, vol. 4, no. 3, pp. 197–210. DOI: 10.12989/aer.2015.4.3.197.
44. Patil Mansing R., Raut P.D. *International Journal of Engineering Research & Technology (IJERT)*, 2013, vol. 2, pp. 551–559.
45. Rout P.R., Puspendu B., Dash R.R. *Desalination and Water Treatment*, 2015, vol. 54, pp. 358–373. DOI: 10.1080/19443994.2014.881752.
46. Yang Y.J., Haught R.C., Goodrich J.A. *Journal of Environmental Management*, 2009, vol. 90, pp. 2494–2506. DOI: 10.1016/j.jenvman.2009.01.021.
47. Freundlich H.M.F. *J. Phys. Chem.*, 1906, vol. 57, pp. 1100–1107.
48. Langmuir I. *J. Am. Chem. Soc.*, 1916, vol. 38, p. 2267.
49. Xiang H., Liu C., Pan R., Han Y., Cao J. *Advances in Environmental Research*, 2014, vol. 3, pp. 163–172. DOI: 10.12989/aer.2014.3.2.163.
50. Gautam R.K., Banerjee S., Gautam P.K., Chattopadhyaya M.C. *Adv. Environ. Res.*, 2014, vol. 36, pp. 177–200.
51. Eaton A.D., Clesceri L.S., Rice E.W., Greenberg A.E., Franson M.H. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: 21st ed.* American Public Health Association: Washington, DC, Water Environment Federation: Alexandria, VA, and American Water Works Association: Denver, CO, 2005.
52. Karabaeva M.I., Tursunaliyeva M.S. The study of the ash-content of activated carbons based on vegetable raw materials // *Asian Journal Of Multidimensional Research*. 2021. Vol. 10, issue 6. Pp. 143–145. DOI: 10.5958/2278-4853.2021.00518.8.

53. Yu H., Wang J., Yu J.X., Wang Y., Chi R. *Environmental Science and Pollution Research*, 2020, vol. 27(21), pp. 26502–26510. DOI: 10.1007/s11356-020-09055-x.
54. *Misyak* [Arsenic]. URL: <https://www.who.int/ru/news-room/fact-sheets/detail/arsenic>. (in Russ.).
55. Sattar M.S., Shakoor M.B., Ali S., Rizwan M., Niazi N.K., Jilani A. *Environmental Science and Pollution Research*, 2019, vol. 26(18), pp. 18624–18635. DOI: 10.1007/s11356-019-05185-z.
56. Pan B., Wang Y., Li H., Yi W., Pan Y. *International Journal of Electrochemical Science*, 2020, vol. 15(2), pp. 1861–1880. DOI: 10.20964/2019.12.74.
57. Ilyas M., Ahmad A., Saeed M. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 2013, vol. 35(3), pp. 760–768.
58. Dakiky M., Khamis M., Manassra A. *Advanced Environmental Research*, 2002, vol. 6, p. 533.
59. Anandkumar J., Mandal B. *Journal of Hazardous Material*, 2011, vol. 186, p. 1088. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2010.11.104.
60. Vinodhini V., Nilanjana D. *Research Journal of Agriculture and Biological Sciences*, 2009, vol. 4, p. 19.
61. Rane N.M. *International Journal of Chemical Sciences and Applications*, 2010, vol. 1–2, pp. 65–69.
62. Bhattacharya A.K., Naiya T.K., Mandal S.N. *Chemical Engineering Journal*, 2008, vol. 137, p. 529. DOI: 10.1016/j.cej.2007.05.021.
63. Sahranavard M., Ahmadpour A., Doosti M.R. *European Journal of Scientific Research*, 2011, vol. 58, p. 392.
64. Rehman R., Anwar J., Mahmud T. *Journal of the Chemical Society of Pakistan*, 2011, vol. 33, p. 846.
65. Gholipour M., Hashemipour H., Mollashahi M. *Journal of Engineering and Applied Science*, 2011, vol. 6, p. 10.
66. Dubey S.P., Gopal K. *Journal of Hazardous Materials*, 2007, vol. 145, p. 465.
67. Selvi K., Patabhi S., Kadirvelu K. *Bioresour Technol.*, 2001, vol. 80(1), pp. 87–89. DOI: 10.1016/S0960-8524(01)00068-2.
68. Zakharova V.I., Ignat V.O., Korenevskii A.A. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 2011, vol. 37, p. 348.
69. Karabaeva M.I. *ACADEMICIA: An International Multidisciplinary Research Journal*, 2020, vol. 10(11), pp. 442–445.
70. Pattnaik P., Dangayach G.S. *Water, Air, Soil Pollut.*, 2019, vol. 230, p. 156. DOI: 10.1007/s11270-019-4206-x.
71. Deng C., Liu J., Zhou W., Zhang Y.K., Du K.F., Zhao Z.M. *Chem. Eng. J.*, 2012, vol. 200–202, pp. 452–458. DOI: 10.1016/j.cej.2012.06.059.
72. Russo V., Masiello D., Trifuoggi M., Di Serio M., Tesser R. *Chem. Eng. J.*, 2016, vol. 302, pp. 287–295. DOI: 10.1016/j.cej.2016.05.020.
73. He X., Male K.B., Nesterenko P.N., Brabazon D., Paull B., Luong J.H.T. *ACS Appl. Mater. Interfaces*, 2013, vol. 5, pp. 8796–8804. DOI: 10.1021/am403222u.
74. Liu Y., Wang J., Zheng Y., Wang A. *Chem. Eng. J.*, 2012, vol. 184, pp. 248–255. DOI: 10.1016/j.cej.2012.01.049.
75. He Y., Li G., Wang H., Zhao J., Su H., Huang Q. *J. Membr. Sci.*, 2008, vol. 321, pp. 183–189. DOI: 10.1016/j.memsci.2008.04.056.
76. de Oliveira G.R., Fernandes N.S., de Melo J.V., da Silva D.R., Urgeghe C., Martínez-Huitle C.A. *Chem. Eng. J.*, 2011, vol. 168, pp. 208–214. DOI: 10.1016/j.cej.2010.12.070.
77. Deng S., Xu H., Jiang X., Yin J. *Macromolecules*, 2013, vol. 46, pp. 2399–2406. DOI: 10.1021/ma302330w.
78. Zhang Y.R., Shen S.L., Wang S.Q., Huang J., Su P., Wang Q.R., Zhao B.X. *Chem. Eng. J.*, 2014, vol. 239, pp. 250–256. DOI: 10.1016/j.cej.2013.11.022.
79. Zhang G., Shi L., Zhang Y., Wei D., Yan T., Wei Q., Du B. *RSC Adv.*, 2015, vol. 5, pp. 25279–25286. DOI: 10.1039/c4ra15216f.
80. Cheng J., Zhan C., Wu J., Cui Z., Si J., Wang Q., Peng X., Turng L.-S. *CS Omega*, 2020, vol. 5, pp. 5389–5400. DOI: 10.1021/acsomega.9b04425.
81. Nurhasni M., Si N., Mar'af R., Hendrawati H. *Jurnal Kimia VALENSI*, 2018, vol. 4(2), pp. 156–167. DOI: 10.15408/jkv.v4i2.8895.

Received August 13, 2021

Revised November 18, 2021

Accepted November 23, 2021

**For citing:** Karabayeva M.I., Mirsalimova S.R., Salikhanova D.S., Mamadaliyeva S.V., Ortikova S.S. *Khimiya Rastitel'nogo Syr'ya*, 2022, no. 1, pp. 53–69. (in Russ.). DOI: 10.14258/jepprm.2022019956.

