

Шкавро З. Н.

## ФИЗИКО-ХИМИЧЕСКИЕ МЕТОДЫ ПОДГОТОВКИ ВОДЫ ХОЗЯЙСТВЕННО-ПИТЬЕВОГО НАЗНАЧЕНИЯ И ИХ УСОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ

*Институт коллоидной химии и химии воды им. А. В. Думанского НАН Украины*

Представлена принципиальная технология очистки воды из пресных природных водоемов. Рассмотрены основные физико-химические методы регулирования фазово-дисперсного состояния примесей воды, используемые для снижения их агрегативной и седиментационной устойчивости с целью интенсификации процессов очистки. Представлены результаты исследований по повышению степени удаления из воды растворимых примесей, в частности гуминовых кислот, фенолов баромембранным способом.

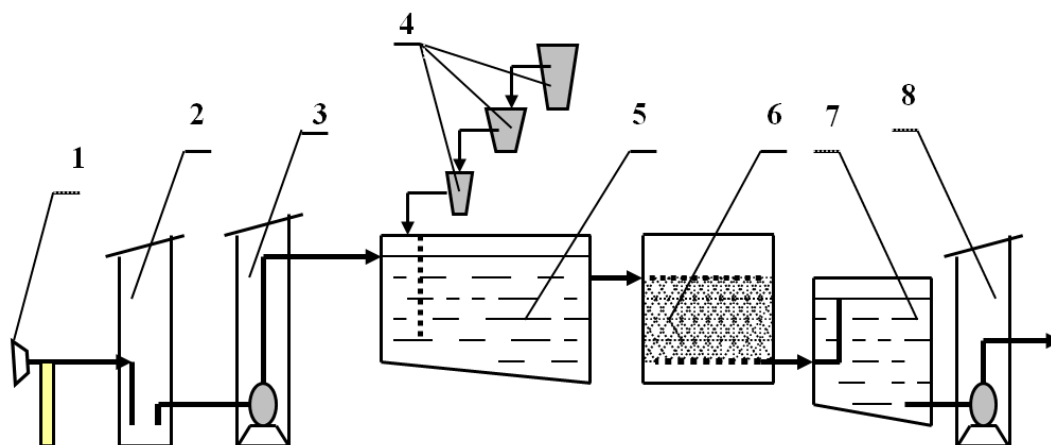
*Ключевые слова:* вода, примесь, коллоидный раствор, процесс очистки.

Проблема чистой воды довольно часто обсуждается как в научной литературе, так на страницах газет и, особенно в буклетах коммерческих фирм. Это обусловлено тем, что благодаря активной деятельности homo sapiens, близ мест его обитания, найти природную воду в поверхностных источниках, пригодную для питья не представляется возможным [1].

Для централизованного водоснабжения используют, преимущественно воду поверхностных источников (речную) [2]. И поскольку наше здоровье напрямую зависит от качества потребляемой воды, то вопросы ее очистки, интересуют не только специалистов, но и многочисленных потребителей. Интерес к технологиям подготовки воды возрос в связи с тем, что из водопроводной сети, все чаще поступает вода, требующая дополнительной очистки при использовании ее для питья. Это обусловлено как возросшим количеством и разнообразием веществ, загрязняющих наши реки, и соответственно усложняющих очистку воды из таких источников, так и старыми трубами, загрязняющими, уже очищенную воду, в процессе транспортирования ее к потребителю.

При централизованном водоснабжении, населенные пункты обеспечиваются водой, пригодной для бытовых потребностей и питья. Для этого, воду природных, преимущественно поверхностных источников (реки) перед подачей в сеть очищают на станциях водоочистки до требований ГОСТ «Вода питьевая».

На рис. 1 приведена принципиальная схема очистных сооружений.



**Рис. 1. Принципиальная технологическая схема очистных сооружений**

1 — оголовок, затапливаемый в реку, 2- береговой колодец, для приема воды, 3 насосная станция первого подъема, 4 — емкости для приготовления реагентов, 5 — горизонтальный отстойник, 6 — адгезионные фильтры, 7 — резервуар чистой воды, 8 — насосная станция второго подъема.

Надо отметить, что станции водоочистки, справляются со столь трудной задачей, как удаление высокодисперсных взвесей и растворенных веществ из огромного объема обрабатываемой воды, несмотря на то, что загрязняющие воду ингредиенты находятся в ней в незначительных концентрациях, измеряемых в мг на литр. Вместе с тем, понятие чистая вода не всегда однозначно. Следует учитывать — для какого потребителя вода достаточно чистая? Например, чистая и по определению вкусная с точки зрения человека водопроводная вода, требует дополнительной очистки при использовании ее во многих технологиях. Так, подача водопроводной воды в паровые котлы не допустима без дополнительного умягчения (удаления катионов  $\text{Ca}^{2+}$  и  $\text{Mg}^{2+}$ , обуславливающих жесткость воды). При использовании воды из водопровода в текстильной промышленности потребуются дополнительно удалить катионы железа и т. д. [3].

Вода, забираемая из природных поверхностных источников, перед подачей в водопроводную сеть проходит обработку реагентами обеспечивающими: коагуляцию и флокуляцию примесей после этого ее отстаивают в отстойниках и затем фильтруют и обеззараживают.

Речная вода с высокодисперсными и коллоидными примесями, являет собой агрегативно и седиментационно-устойчивую систему, для разрушения которой и требуется обработка ее реагентами.

Агрегативная устойчивость коллоидных систем (вода — примеси), обусловлена мицеллярной структурой, находящихся в воде микрочастиц, а седиментационная низкой их гидравлической крупностью. Таким образом, устойчивость к агрегации примесей воды обусловлена наличием поверхностной энергии, и адсорбированного на ней двойного электрического слоя из одноименных с ее зарядом и противоположно заряженных ионов. В результате диффузионного движения таких коллоидных частиц, на границе их скольжения возникает электрокинетический —  $\xi$  потенциал (определяемый методом электрофореза), который является важной характеристикой при регулировании динамики процесса коагуляции.

Для объяснения термодинамики процесса коагуляции электролитами и проведения количественных расчетов по энергии взаимодействия, между частицами в зависимости от расстояния между ними, пользуются физической теорией (ДЛФО). Теория, предложена Кальманом, Вильшгетером, развита Дерягиным, Ландау, Фервейем, Овербеком.

Для концентрационной коагуляции, т. е. случая сильно заряженных золь с высоким значением  $\xi$ -потенциала, устанавливают экспериментально момент исчезновения энергетического барьера между дисперсией коллоидов (зависимо от концентрации вводимого электролита).

В качестве коагулянтов используют соли алюминия, железа или магния [4-8]. Катионы диссоциированных солей в соответствующих физико-химических условиях, например pH (водородный показатель) воды, образуют нерастворимые гидроксиды.

Гидролиз, солей протекает согласно реакции:



где  $\text{Me}^{n+}$  — катион,  $\text{A}^-$  — анион соли

Из уравнений гидролиза солей (1)–(2) следует, что для смещения реакции вправо помимо удаления гидроксидов металлов из зоны реакции, необходима нейтрализация избытка ионов  $\text{H}^+$ . Для этого воду подщелачивают, чаще введением в нее  $\text{CaO}$  [3, 8].

При несоответствии для гидролиза физико-химических условий, в очищенной воде наблюдаются остаточные катионы коагулирующего электролита. Поэтому информативной величиной для представлений о фазовых переходах в растворе, степени гидролиза используемых электролитов, является произведение растворимости (ПР), гидроксидов.  $\text{ПР}_{\text{Me}(\text{OH})_n} = [\text{Me}^{n+}][\text{OH}^-]^n$ , а также скорость ( $v$ ) процесса гидролиза:

$$v = k [\text{Me}^{n+}][\text{H}_2\text{O}] \quad (3)$$

где  $k$  — константа скорости гидролиза (зависящая от температуры раствора)

Скорость гидролиза электролитов пропорциональна концентрации катионов коагулянта. Отсюда важным показателем эффективности процесса коагуляции является концентрация введенного в воду электролита.

Электростатическое взаимодействие, образовавшихся гидроксидов с разноименно заряженными примесями воды обеспечивает увеличение их гидравлической крупности и эффек-

тивную седиментацию [9]. Расчет технологических параметров процесса коагуляции проводится с учетом гидродинамических условий в отстойнике [10, 11].

Данные по скорости седиментации коагулятов с примесями, и необходимой дозе реагентов, получают экспериментально, методом пробного коагулирования или пользуются справочными усредненными характеристиками.

Как пример на рис. 2 представлены, полученные нами графики седиментации примесей воды р. Днепр, где  $V\%$  — объем, занимаемый, примесями воды, выпавшими в осадок;  $t$ , мин — время отстаивания воды с примесями.

Гидравлическая крупность частиц рассчитывается по известной формуле Стокса [3].

Результаты кинетики седиментации коагулятов, полученные в лабораторных условиях, позволяют, методом моделирования, на основании геометрического и гидравлического подобия модельного и производственного процесса рассчитать параметры промышленных сооружений.

$$h_m / t_m = h_c / t_c;$$

где:  $h$  — высота слоя осветленной воды,  $t$  — время отстаивания,  $m$  — модели,  $c$  — промышленных сооружений

Для седиментации агрегативно неустойчивых дисперсий (коагулированных), согласно Вейцеру Ю. В. вводится показатель  $n$ , учитывающий ускорение процесса седиментации принимаемый от 0,2 до 0,5. Для хорошо сформированных агломератов  $n$  принимают 0,5:

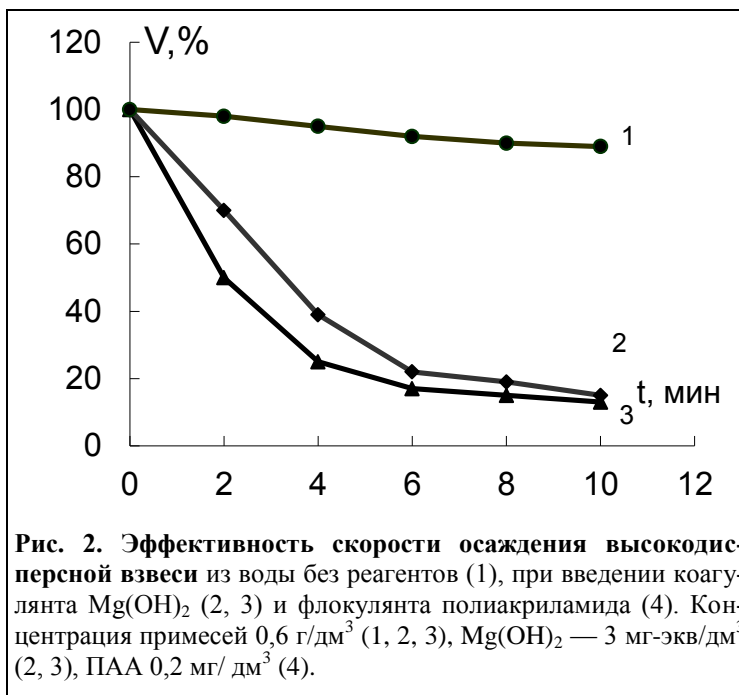
$$t_p / t_m = (h_p / h_m)^n$$

Габариты отстойника (5, рис. 1) и время пребывания в нем определяют из расчета, получения на выходе из отстойника осветленной воды с концентрацией примесей в ней не выше 8–12 мг/дм<sup>3</sup>. Эта остаточная концентрация примесей удаляется в следующем сооружении — фильтре, загруженном кварцевым песком (6, рис. 1), принцип работы которого, основан на физическом процессе адгезии примесей на зернах фильтрующего материала. Накопление загрязнений в толще песка, происходит благодаря силам адгезии и дальнейшего их отрыва под действием гидродинамического потока с переносом вглубь слоя. Примеси воды отличаются по своей природе, например минеральные частицы, такие как песок, глины, и органические. Они находятся в воде в виде ионов, окислов, гидроксидов металлов. По размерам примеси разделяют на грубо и высокодисперсные; коллоидно- и ионо-растворимые.

Определяя соотношение сил адгезии (различных примесей друг к другу и к загрузке фильтра) и гидродинамического процесса проектируют работу адгезионных фильтров (задаваясь физико-химическими условиями процесса и скоростью движения воды в них). Реагентным методом изменяют физико-химические условия среды, тем самым регулируют фазово-дисперсное состояние примесей. Подбор загрузки производят с учетом гидрофильности и гидрофобности фильтрующего материала. В качестве загрузки используют кварцевый песок, керамзит угольную крошку и т. п. или засыпают все три перечисленные материала послойно.

Оценивают адгезию коагулятов и примесей воды к зернам материала загрузки фильтров, по критерию подобия адгезии — Ма (Марцкле) [12]. Частица, переносимая потоком воды, в порах межзернового пространства находится под действием сил притяжения (Ван-дер-Вальса) и сил сопротивления.

Сила потока, или сила отрыва частицы:  $F_{отр.} = 3\pi\eta dv_n$ , где:  $\eta$  — вязкость воды,  $v_n$  — ско-



**Рис. 2. Эффективность скорости осаждения высокодисперсной взвеси из воды без реагентов (1), при введении коагулянта  $Mg(OH)_2$  (2, 3) и флокулянта полиакриламида (4). Концентрация примесей 0,6 г/дм<sup>3</sup> (1, 2, 3),  $Mg(OH)_2$  — 3 мг-экв/дм<sup>3</sup> (2, 3), ПАА 0,2 мг/дм<sup>3</sup> (4).**

рость частицы в направлении, нормальном к поверхности зерен.

Силы адгезии и отрыва равны, но противоположно направлены.

Для случая  $F_{\text{адг.}} = F_{\text{отр.}}$  согласно Марцкле формула имеет вид  $3\pi\eta d v_n = A/12H^2$ , где:  $H$  — расстояние между 2 частицами или поверхностью частицы и зерна загрузки,  $A$  — константа, выражающая молекулярную компоненту (размерность — эрг.) и для подобных систем:  $A/v_n \eta H^2 = \text{const} = \text{Ma}$  [12]. При подобии двух процессов фильтрации, кроме критериев подобия адгезии, учитывают и критерии подобия движущегося потока. То есть  $f(\text{Ma}, \text{No}, \text{Fr}, \text{Eu}, \text{Re}) = 0$ , где:  $\text{No}$  — критерий гомохронности,  $\text{Fr}$  — критерий Фруда,  $\text{Eu}$  — критерий Эйлера,  $\text{Re}$  — критерий Рейнольдса.

В изотермических условиях и стационарном потоке фильтрации:  $\text{No} = 0$ ,  $\text{Fr} = 0$ ,  $\text{Eu} = f(\text{Re})$ . Экспериментально, для частиц 1–25 мкм, получено  $\text{Ma} = \text{Re}^{2,16}$ . Из данного соотношения, по числу  $\text{Re}$  вычисляют критерий адгезии:  $\text{Ma} = A/v_n \eta \Delta H^2$ .

Учитывать, при расчете задерживающей способности фильтра, баланс сил адгезии и отрыва прилипших частиц предложил М.Д. Минц [3].

В процессе фильтрации, постепенно поры загрузки заполняются прилипшими частицами, и производительность фильтра снижается. Для ее восстановления производится промывка фильтрующей загрузки обратным потоком воды.

Очищенная вода, после адгезионных фильтров, поступает в резервуар чистой воды, обрабатывается хлором и насосами второго подъема подается в сеть к потребителям.

Вместе с тем, вода, очищенная по выше описанной технологии, поступающая к нам в дом из водопровода, иногда требует дополнительной очистки при использовании ее для питья. Ведь не редки случаи ее загрязнения при доставке по старым и ржавым трубам. Или, например, при подаче на очистные сооружения воды из сильно загрязненных рек такими веществами как пестициды, радионуклиды, фенолы полнота их удаления из воды на очистных сооружениях не всегда достигается [13, 14]. Или в случае сильного загрязнения рек биогенными веществами (органические, фосфор, азот), водоем в этом случае подвергается евтрофизированию, и в воду поступают трудно удаляемые токсины, из отмирающих клеток фитопланктона.

Поэтому разрабатываются, и включаются, дополнительно к традиционным технологиям очистки воды, современные методы, относящиеся к уровню нанотехнологий, позволяющие удалять из воды ионо и молекулярно растворимые в ней вещества. К таким методам относятся баромембранные, адсорбционные, ионообменные способы удаления загрязнений воды. Ионообменные и адсорбционные методы более изучены, поскольку в практике локальной очистки воды для многих предприятий они используются давно. Баромембранные способы очистки воды менее изучены, но в последнее время более широко внедряются и количество работ по интенсификации этих процессов увеличивается. Выгодно отличающейся особенностью баромембранной технологии является то, что поток фильтруемой воды направлен к мембране тангенциально. Таким образом, в процессе фильтрации задерживаемые мембраной загрязнения постоянно смываются с ее поверхности и выводятся из аппарата [13, 14]. В то время как в других фильтрах поток направлен нормально к фильтрующей поверхности, и удаляемые из воды загрязнения, постоянно накапливаются в толще фильтра. Отсюда обычные фильтры (адгезионные, адсорбционные) имеют такую характеристику как емкость по загрязнениям. По исчерпанию их емкости по загрязнениям последние поступают в фильтрат (очищенную воду). Поэтому их эксплуатация требует строгого контроля, и при появлении загрязняющих веществ в воде, фильтр переключают на режим промывки. Следует подчеркнуть, что эксплуатация адгезионных и адсорбционных фильтров в домашних условиях не желательна, и пожалуй не допустима, в силу отсутствия такого контроля. Фильтр может постепенно исчерпать емкость по загрязнениям, даже находясь в нерабочем состоянии. Поскольку, в предыдущем его включении, на загрузке могли адсорбироваться живые микроорганизмы, а при отключении фильтра они эффективно размножаясь, могут полностью исчерпать его адсорбционный объем. Известно, что для предупреждения такого нежелательного явления есть способ серебрения загрузочного материала. Применять такие фильтры в условиях непродолжительного потребления воды очищенной таким способом (например, на кораблях) весьма уместно. Вместе с тем, длительное употребление воды с ионами серебра, как и другими консервантами не проходит бесследно для здоровья.

Как указывалось выше, последним этапом водоочистки перед подачей в водопроводную

сеть является постхлорирование, для обеспечения остаточного хлора в воде 0,3–0,5 мг/л, после резервуаров чистой воды (соответственно требованиям ГОСТ 2874-82). Хлор, как дешевый реагент, и очень важно, обладающий пролонгирующим действием, используют для предотвращения загрязнения воды органическими веществами при движении ее по трубопроводам к потребителю [10]. Выбор хлора, для указанных целей, обусловлен, также и его свойством быстро улетучиваться из открытых сосудов с водой, что важно, в случае если избыток введенного хлора не израсходован по пути к потребителю.

Хлор реагирует со многими неорганическими и органическими веществами. Но, к сожалению, многие образующиеся хлорорганические вещества канцерогенны. Именно по этой причине вместо хлорирования (окисления органических веществ на первом этапе очистки) многие страны используют прием озонирования воды. А постхлорирование пока остается обязательным приемом при транспортировке воды по трубопроводам.

В этой работе ограничимся рассмотрением необходимости усовершенствования методов удаления, таких органических примесей воды, как фенолы и гумусовые кислоты.

Фенол токсичен сам по себе, а в реакции с хлором, образует канцероген — трихлорфенол, поэтому его удаление из воды, перед подачей в водопроводную сеть обязательно.

Гумусовые кислоты представлены в воде гуминовыми и фульво-кислотами, которые относятся к смеси высокомолекулярных соединений устойчивых к биохимической деструкции. Гуминовые вещества, содержащиеся в природных водоемах, находятся во взвешенном, коллоидном и растворенном состояниях. Их соотношение и концентрации зависят от состава гидробионтов в нем, и физико-химических показателей воды.

В природной воде концентрация фульвокислот в 10 раз больше по сравнению с гуминовыми, поскольку растворимость первых значительно выше. Молекулярная масса гуминовых кислот колеблется от 500 до 20000. Такое полезное для экологии свойство гуминовых веществ, как способность связывать токсичные вещества и металлы приводит к тому, что в водной среде после реакции с хлором, они образуют токсичные трудноудаляемые продукты, поэтому задача их удаления из воды весьма актуальна.

В воде р. Днепр (Киевское водохранилище) концентрация фульвокислот примерно 14–15 мг/л, а гуминовых — 0,3–2 мг/л.

Как отмечалось выше, в последнее время большое внимание уделяется, изучению баромембранных процессов, которые используют как в технологии локальной очистки воды, так и для подготовки воды в масштабах крупных городов и предприятий. Главным преимуществом фильтрации воды с использованием мембраны, является то, что высокое качество очистки воды этим методом достигается, не зависимо от колебания концентрации и химического состава веществ, загрязняющих воду [15]. В проточном режиме проведения процесса фильтрации, в аппаратах очистки, загрязнения не накапливаются, поскольку постоянно смываются в канализационную сеть.

Учитывая преимущества баромембранных технологий, нами проведены исследования по удалению перечисленных выше органических веществ из воды с использованием баромембранных процессов.

Выбор мембраны для оснащения баромембранного модуля, осуществляют по двум характеризующим их классификациям — материалу, из которого они изготовлены и размерам пор мембраны.

Материал мембраны позволяет учитывать ее устойчивость к агрессивной среде (например, кислотная или щелочная реакция воды).

По материалу мембраны разделяют на синтетические, изготовленные из полимеров (ацетатцеллюлозные, полисульфоновые, полиамидные и др.), из неорганических материалов (керамические, кварцевые и т. д.) [16].

По размерам пор мембраны классифицируют следующим образом:

- **микрофильтрационные** (поры 0,1–1,0 мкм), не пропускающие высокомолекулярные вещества и некоторые многозарядные ионы;
- **ультрафильтрационные** (поры от 0,01 до 0,1 мкм), сквозь которые не проникают средние и низкомолекулярные вещества, и частично ими задерживаются многозарядные ионы, вирусы;

- **наночелнофилтратнонне** (поры от 0,001 до 0,01 мкм), задерживают многозарядные ионы, вирусы, частично низкомолекулярные вещества;
- **обратноосмотические** (размер пор до 0,001 мкм), не пропускают низкомолекулярные вещества, и даже однозарядные ионы.

Для реализации баромембранного процесса, используемое рабочее давление (Р), диктуется плотностью мембраны, отсюда процесс микрофилтратии осуществляется при 0,1–0,2 МПа, ультрафилтратии — 0,3–0,5 МПа, наночелнофилтратии — 0,3–1,0 МПа, обратного осмоса — 1,0–10,0 МПа.

Продуктивность баромембранного процесса и задерживающая способность мембраны зависят от структуры и размеров ее пор. Полимерная мембрана состоит из рабочего слоя (мелкопористого) и подложки с более крупными порами, имеет губчатую, сетчатую или капиллярную структуру. По расположению пор мембраны разделяют на прямоточные и ассиметричные. Толщина полимерных мембран не превышает 0,3 мм. Активный верхний слой мембраны является определяющим, чем меньше его толщина, тем ниже гидродинамическое сопротивление потоку филтратата, а значит выше производительность процесса. Использование мелкопористых мембран снижает производительность баромембранной филтратии, но при этом достигается высокий эффект очистки, например, обратноосмотическими мембранами. Важной характеристикой мембраны является ее гидрофильность или гидрофобность. Так обратноосмотические мембраны преимущественно гидрофильны и используются для обессоливания воды и доочистки ее от ионно-растворимых веществ. Производительность обратноосмотических процессов невысокая в силу низкой проницаемости мембран, кроме того, трансмембранный поток снижается во время филтратования (в силу концентрационной поляризации). Значительно выше проницаемость ультрафилтратационных мембран и производительность процесса ультрафилтратии во времени более стабильна. Вместе с тем, они уступают обратноосмотическим мембранам по задерживающей способности загрязнений. Поэтому исследователи ведут поиск по усилению задерживающей способности ультрафилтратационных мембран. Экономически выгодно перед процессом обратного осмоса, удалять, хотя бы частично загрязнения из воды ультрафилтратацией.

Исследования ряда авторов показали, что реагентным способом можно изменять коллоидно-химические свойства активного слоя мембраны ее гидрофильность, поверхностный заряд, и тем самым целенаправленно усиливать задерживающую способность мембраны в отношении определенных загрязняющих веществ.

Нами были изучены параметры процесса ультрафилтратационной очистки водных растворов от гуминовых кислот и фенолов при введении в воду реагентов с целью формирования динамической мембраны на полимерной (мембране выпускаемой промышленностью), и служащей подстилающим слоем. Применение для удаления гуматов и фенолов ультрафилтратационных мембран требует регулирования фазово-дисперсных изменений в растворе подлежащем разделению данным методом.

Следует отметить, что гуминовые вещества удаляются из воды баромембранным способом, только с помощью мелкопористых наночелнофилтратационных или осмотических мембран. Известно, что использование таких плотных мембран энергозатратно поскольку процесс филтратии реализуется лишь при высоком рабочем давлении, а производительность при этом ниже сравнительно с ультрафилтратацией осуществляемой в условиях такого же давления.

Нами проведены исследования по очистке воды р. Днепр и искусственно приготовленных водных растворов, содержащих, гуминовые кислоты (раствор из реактива humussauge patriumsalz techn) — концентрацией 20–200 мг/дм<sup>3</sup>, фенолы — концентрацией 20 мг/дм<sup>3</sup>. В экспериментах, использовали полимерные мембраны: наночелнофилтратационные ОПМН-П, и ультрафилтратационные УПМ–20, УПМ–50 (производитель Россия предприятие Владипор). Эксперименты проведены с использованием лабораторной баромембранной камеры ФМ-02-200 (г. Мукачево, Украина). Реагенты: коагулянт CFS-SOLVO (получен в Болгарии) флокулянт — полиакриламид (ПАА), адсорбент — активированный уголь.

Концентрацию веществ в растворах определяли, контролируя оптическую плотность в отбираемых пробах с помощью, фотоэлектрокалориметра КФК- 2МП ( $\lambda = 364$  нм) и Spekord UVVIS.

Основные характеристики процесса ультрафильтрации, такие как  $R$  — задерживающую способность мембраны и  $J$  — продуктивность процесса фильтрации определяли по формуле:

$$R = (1 - C_{\phi} / C_0) \cdot 100 \% \quad (3)$$

$$J_0 = \Delta q / S \cdot \Delta t, \quad (4)$$

где  $C_{\phi}$  и  $C_0$  — соответственно концентрации растворенного вещества ( $\text{мг/дм}^3$ ) в пермеате (фильтрате) и исходном растворе;  $\Delta q$  — объем пермеата ( $\text{дм}^3$ ), профильтрованного мембраной площадью которой  $S$  ( $\text{м}^2$ ) за время  $\Delta t$  (с).

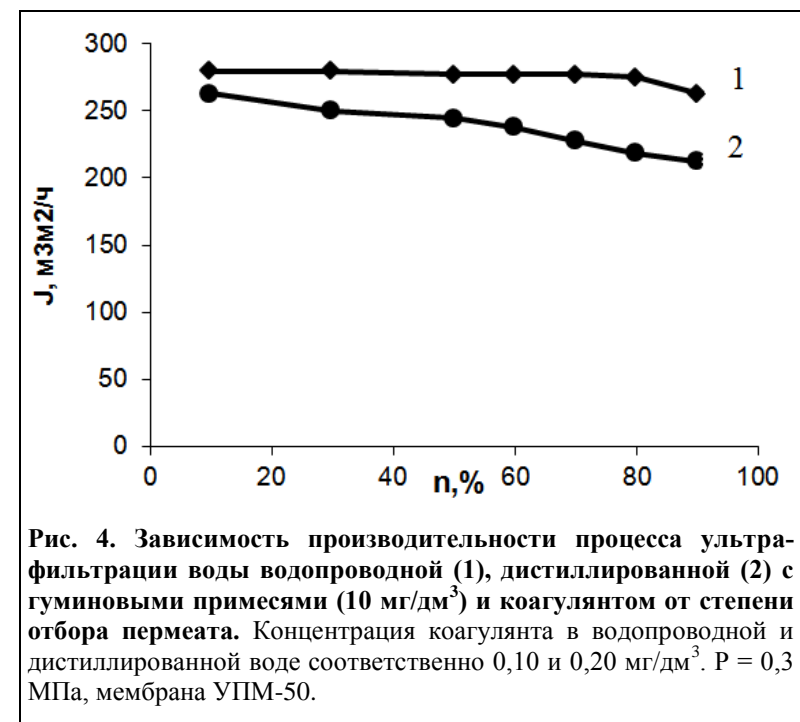
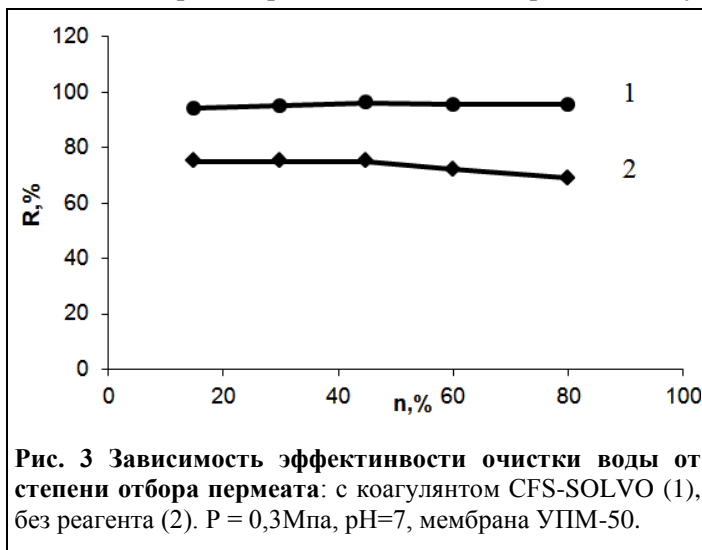
Было изучено влияние различных факторов, таких как давление, степень отбора пермеата, гидродинамические условия, а также физико-химических факторов, таких как концентрация, дисперсность компонентов, рН раствора, температура, на разделительные характеристики нанофильтрационной и ультрафильтрационной мембраны при очистке воды загрязненной гуминовыми кислотами, фенолом.

Результаты по использованию коагулянтов для образования намывной мембраны в процессе ультрафильтрации воды р. Днепр, приведены на рис. 3

Как видно из рис. 3, образование динамической мембраны при введении коагулянта CFS-SOLVO позволяет повысить степень очистки воды от органических веществ с 75% (без реагента) до 96% (рис. 3 график 1).

Наблюдалось существенное повышение производительности процесса ультрафильтрации с 125–190 (без реагента) до 200–230  $\text{м}^3 \cdot \text{м}^2/\text{час}$  с добавлением коагулянта CFS-SOLVO.

Данный эффект объясняется образованием гелеобразной динамической мембраны коагулирующим, образующим гель реагентом, задерживающим органические загрязнения, что, в свою очередь, препятствует процессу закупоривания пор полимерной мембраны УПМ-50, на которой она образуется, это и позволяет сохранять высокую производительность процесса.



Аналогичные результаты получены при ультрафильтрации искусственно приготовленного водного раствора с гуминовыми кислотами на водопроводной и дистиллированной воде (рис.4).

Удаление гуминовых веществ достигалось 100%.

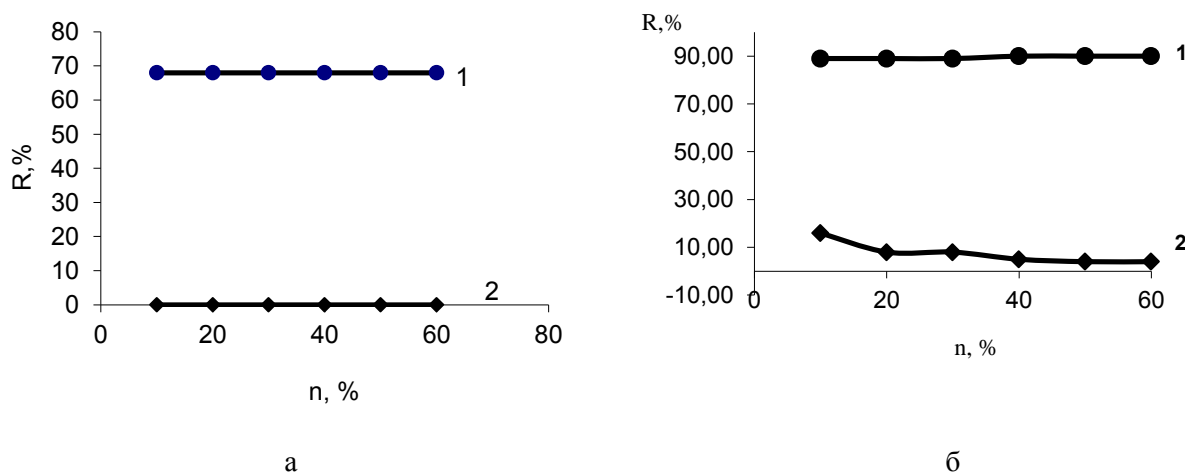
Высокая эффективность метода, объясняется способностью гуматов к комплексообразованию, адсорбции и взаимодействию с коагулянтом посредством имеющих в их структуре функциональных гидроксильных, карбонильных, карбоксильных групп. Некоторое снижение продуктивности при фильтрации раствора приготовленного на дистиллированной воде



можно объяснить более плотной структурой образующейся мембраны, за счет более высокой концентрации коагулянта ( $0,20 \text{ мг/дм}^3$ ).

Исследования по удалению фенола проведены с использованием нанофильтрационной полиамидной мембраны ОПМН-П, и ультрафильтрационной полисульфоамиданой мембраны УПМ-20, которые могут эксплуатироваться в условиях водородного показателя pH среды от 2 до 12.

Результаты экспериментальных исследований по ультрафильтрации воды, загрязненной фенолом.



**Рис. 5.** Зависимость задерживающей способности ультрафильтрационной мембраны УПМ-20 (а), и нанофильтрационной ОПМН-П (б) от степени отбора пермеата при рабочем давлении процесса 0,3 Мпа. Фенола с активированным углем (1) и без угля (2). Раствор фенола концентрацией 20–200 мг/л; концентрация активированного угля 1 г/дм<sup>3</sup>; pH = 8,0; время контакта 30 мин с углем VMK–1.

Физико-химические свойства активированного угля VMK–1: адсорбционная емкость по йоду 1000 мг/г; удельный объем пористого пространства 0,5–0,9 см<sup>2</sup>/г; удельная поверхность 900–1200 м<sup>2</sup>/г; механическая прочность 82–85%; зольность 1–4%.

Как видно из рис. 3, как ультрафильтрационная мембрана УПМ-20, так и более плотная нанофильтрационная ОПМН-П практически не задерживают фенол (графики 2 рис. 3). Ведение активированного угля в раствор фенола обеспечивает адсорбцию последнего, и в установленном режиме баромембранного процесса, мембрана УПМ-20 задерживает до 70% угля с фенолом, а мембрана ОПМН-П — до 90 %. Такая степень удаления фенола сохранялась неизменной (графики 1 рис.3) при увеличении степени отбора пермеата (n %).

Экспериментально было установлено, что кинетика адсорбции фенола и эффективность удаления из воды, в кислой и нейтральной среде выше по сравнению со щелочной.

При давлении 0,3 МПа, ультрафильтрация раствора фенола, концентрацией 20 мг/л и адсорбента VMK–1, производительность процесса достигала и сохранялась на уровне 200 м<sup>3</sup> м<sup>2</sup>/час.

В результате исследований подобраны компоненты необходимые для формирования, динамической мембраны, образующейся непосредственно при реализации процесса ультрафильтрации, на поверхности полимерной мембраны (выпускаемой промышленностью). Экспериментально установлены режимы и технологические параметры процесса ультрафильтрации с формированием динамической мембраны задерживающей растворимые органические вещества.

Перспектива применения баромембранных технологий в первую очередь обусловлена возможностью достичь высокой степени очистки от любой природы загрязняющих воду веществ. Самая высокая степень очистки воды, достигается при использовании трековых мембран или ядерных фильтров, например последние обеспечивают требуемую в микроэлектронной промышленности степень очистки [16]. Кроме того, баромембранные аппараты могут использоваться как для локальной очистки (малой производительности), так и на многотоннажных станциях подготовки воды для крупных городов. О компактности аппаратов можно судить,



например, из того, что полимерная мембрана, имеющая площадь поверхности  $1 \text{ м}^2$ , размещается в объеме не превышающем размер маленького мобильного телефона. Преимуществом метода есть и его невысокая металло и энергоёмкость, а также реализация баромембранных процессов в автоматическом режиме.

Как видно из выше изложенного — физико-химические способы очистки воды весьма эффективны, и позволяют достичь высокой степени очистки от загрязняющих воду веществ, в том числе и растворимых.

#### Л и т е р а т у р а :

1. Мухашевич О.Д. Экологические и технологические аспекты оценки качества природных вод для производственного и хозяйственного использования // Вода и экология. — 2007. — № 1. — С. 3–16.
2. Терновцев В.О. Улучшение очистки воды поверхностных источников в условиях повышенной антропогенной нагрузки // Проблемы водоснабжения и гидравлики. — Киев, 2008. — С. 4- 11.
3. Кульский Теоретические основы и технология кондиционирования воды. — Киев, 1983. — 527с.
4. Гамеля Н.Д., Красильникова Т.Н. Оценка эффективности алюминиевых коагулянтов при очистке сточных вод // Экологии и ресурсосбережение — №1. — 2007. — С. 53-56
5. Богданов Б.А., Ивакин Д.Н. Особенности применения оксихлорида алюминия производства ЗАО «Сибресурс» // Водоснабжение и санитарная техника. — 2006. — № 3. — С. 13–15.
6. Алексеева Л.П., Видер Б.Л. Применение щелочных реагентов для оптимизации реагентной обработки маломутных цветных вод. // Водоснабжение и санитарная техника. — 2006. — №8. — С. 9–15.
7. Шкавро З.Н. Перспективы и закономерности глубокой очистки воды продуктами гидролиза солей магния // Тез. докл. VII Всес. симпозиума по современным проблемам прогнозирования, контроля качества воды водоемов и озонирования. Таллинн. — 1985.
8. Shkavro Z.M., Kochkodan V.M., Yurkov E.V. Comparison of adhesive properties of metal hydroxides. //Theoretical and experimental studies of interfacial phenomena and their technological applications. Ukrainian–Polish Symposium, — 2006. — P. 93-95.
9. Shkavro Z.M., Kochkodan V.M., Sirenko L.A. Technological scheme of separation the microscopic algae from aqueous suspensions //CHISA–2006 17<sup>th</sup> International Congress of Chemical and process engineering — Prague, 2006.
10. Абрамов Н.Н. Водоснабжение — М: 1974. — 480 с.
11. Шкавро З.М., Юрков С.В. Седиментаційні характеристики коагулятив магнію // Проблеми водоочистки, водовідведення і гідравліки. — Київ, 2007. — 656с.
12. Зимон А.Д. Адгезия пыли и порошков — М., 1976. — 431с.
13. Запольський А.К. Водопостачання, водовідведення та якості воді — К., 2005. — С. 4–11.
14. Фрог Б.Н., Фрог Д.Б., Скурлатов Ю.И., Симонова Н.Н. Эколого-химические аспекты процессов водоочистки и водоподготовки // Водоочистка — 2007. — № 4. — С. 42–51.
15. Шкавро З.Н. Вода и методы ее очистки обратным осмосом. // Zepiter. — 2000. — №11. — С. 14-16.
16. Brock T.D. Membrane filtration. — A. Publication of Science Tech, Inc. Madison. WI, 1987. — 462 с.

*Статья поступила в редакцию 30.07.2013 г.*

*Shkavro Z.N.*

### **The physico-chemical methods of water treatment for utility and drinking purpose and their improvement**

It is shown the principle water purification technology from fresh natural reservoirs. There are considered the main physico-chemical methods of control phase dispersed state of the impurities of water used to reduce their aggregate and sedimentation stability to intensify treatment processes. There are presented the results of researches to improve the degree of removal of water soluble impurities, in particular humic acids, phenols baromembrane manner.

*Keywords:* water, impurity, colloidal solution, cleaning process.