

223 нм, 246 нм и 302 нм показывает, такой дозы озона еще не достаточно для разрушения всех ароматических соединений. При увеличении удельной дозы озона до 0,36 мг/мг красителя (спектр 4 на рисунке 8) наблюдается практически полное разрушение всех ароматических соединений.

**Заключение.** На основании выполненных исследований можно сделать вывод, что все использованные в работе красители эффективно разрушаются озоном. При этом для разрушения хромофорной группы необходимы сравнительно невысокие удельные дозы озона, которые в зависимости от класса красителя составили:

- для азокрасителей 0,4...1 мг/мг красителя;
- для триазинового красителя Метиленовый синий 1,05 мг/мг красителя;
- для индигоидного красителя Индигокармин 0,055 мг/мг красителя.

Такое сильное отличие удельных доз для разрушения хромофорной группы красителей объясняется различной стойкостью двойных связей, входящих в хромофорную группу красителя, к действию озона. Было выяснено, что азосвязь ( $\text{—N=N—}$ ), входящая в хромофорную группу азокрасителей сравнима по стойкости к

действию озона, с двойными связями ( $\text{>C=C<}$ ), входящими в состав молекул ароматических соединений.

На стойкость молекулы красителя к действию озона также влияет наличие заместителей, которые могут повышать стойкость молекулы красителя к окислению (нитрозогруппа, нитрогруппа, хиноновая группа), или окисляться легче, чем двойные связи ароматического ядра молекулы (аминогруппа, гидроксилламиновая группа, альдегидная группа). Это видно на примере деструкции озоном хромофорной группы красителей Хризоидин и Конго красный, содержащих аминогруппы в ароматических ядрах, которые окисляются раньше, чем происходит разрыв двойных связей хромофорной группы. В случае с триазиновым красителем Метиленовый синий продукты деструкции его молекулы, образующиеся при озонировании, являются более легко окисляемыми озоном, по сравнению с исходными молекулами красителя, поэтому требуется высокая удельная доза озона для разрушения хромофор-

ной группы. Напротив, индигоидная двойная связь ( $\text{>C=C<}$ ) намного легче реагирует с озоном, чем другие двойные связи, входящие в хромофорную группу молекулы красителя Индигокармин, в результате для деструкции его хромофорной группы требуется наименьшая удельная доза озона среди исследованных красителей, которая точно соответствует стехиометрии.

Как и следовало ожидать, с увеличением удельной дозы озона наблюдается усиление деструкции продуктов распада молекул красителей. Сложные соединения с конденсированными ароматически-

ми ядрами или ароматические гетероциклические соединения, которые образуются при распаде хромофорной группы красителей при невысокой удельной дозы озона, деструктируются до более простых и соответственно более стойких к окислению ароматических нитро- или нитроокисосоединений, содержащих одно бензольное ядро. При дальнейшем увеличении удельной дозы озона происходит озонлиз простых ароматических соединений с разрывом бензольных ядер, в результате образуются алифатические окисосоединения. Данная закономерность прослеживается на спектрах, соответствующих увеличивающимся удельным дозам озона.

При применении удельной дозы озона, достаточной для взаимодействия с продуктами распада красителя в течение 15-ти минут наблюдается практически полный распад всех ароматических соединений. Это также подтверждается спектрами, соответствующими максимальным удельным дозам озона на рисунках 4...8, при этом данные удельные дозы озона являются наиболее оптимальными для исследованных красителей. Подобную методику после некоторой доработки можно использовать при определении оптимальных доз озона для очистки сточных вод предприятий легкой промышленности. Для этого необходимо провести более глубокие исследования состава продуктов распада ароматических соединений в водных растворах под действием озона. Также необходимо исследовать влияние дозы озона на изменение ХПК и БПК продуктов распада красителей, с целью выявления влияния данной технологии на процесс биологической очистки.

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Мунтер, Райн. Очистка промышленных стоков / Райн Мунтер // Устойчивый водный менеджмент в бассейне Балтийского моря: Программа Балтийского университета / Уппсальский университет; под науч. ред. Ларс-Кристер Лундин. – Уппсала, 2000. – Книга 2: Использование и менеджмент водных ресурсов. – С. 219–236.
2. Житенев, Б.Н. Применение озона для снижения окраски сточных вод текстильных предприятий легкой промышленности / Б.Н. Житенев, С.Г. Белов, Г.О. Наумчик // Вестник Брестского государственного технического университета. – 2010. – № 2: Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геоэкология. – С. 90–97.
3. Степанов, Б.И. Введение в химию и технологию органических красителей / Б.И. Степанов. – М.: Химия, 1977. – 488 с.
4. Чичибабин, А.Е. Основные начала органической химии: в 2 т. / А.Е. Чичибабин. – М.: Росхимиздат, 1958. – 2 т.
5. Краткая химическая энциклопедия: в 5 т. / Редкол.: И.Л. Кнунянц (гл. ред.) [и др.]. – М.: Советская энциклопедия, 1964. – Т. 3. – 1112 с.
6. Разумовский, С.Д. Озон и его реакции с органическими соединениями / С.Д. Разумовский, Г.Е. Заиков – М.: Наука, 1974. – 324 с.

Материал поступил в редакцию 21.02.12

#### ZHITENEV B. N., BELOV S.G., NAUMCHIK G.O. Spectrophotometrical research of doze-ozone influence on the destruction level of dye-stuff in water solutions

The article deals with the results of spectrophotometrical research of appropriatenesses of damage of dye-stuff of different classes. Spectra of absorbing of water solutions of dye-stuff treated by various specific ozone dozes have been obtained. For the explored dye-stuff minimal ozone dozes, resulting in destruction of chromophores of dye-stuff have been fixed. Besides, the researchers have found out ozone dozes, necessary for destruction of aromatic compounds, being built due to destruction of due-stuff. Probable equations of reactions of the explored dye-stuff with ozone while their chromophores being destroyed have been adduced. It has been found out, that minimal ozone doze necessary for destruction of chromophores depends of a molecule in due-stuff.

УДК 628.16

**Житенев Б.Н., Андреев С.В.**

### ЭКСПЕРИМЕНТАЛЬНЫЕ ИССЛЕДОВАНИЯ УДАЛЕНИЯ ОРГАНИЧЕСКИХ ПРИМЕСЕЙ ПРИРОДНЫХ ВОД КОАГУЛИРОВАНИЕМ И КАТАЛИТИЧЕСКИМ ОКИСЛЕНИЕМ В ЦЕЛЯХ ТЕХНИЧЕСКОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

**Введение.** По обеспеченности водными ресурсами Республика Беларусь находится в благоприятных условиях. Имеющие ресурсы

природных вод вполне достаточны для удовлетворения как современных, так и перспективных потребностей страны.

**Андреев Светлана Васильевна, старший преподаватель кафедры водоснабжения, водоотведения и охраны водных ресурсов Брестского государственного технического университета. Беларусь, БрГУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.**

Поверхностные водные ресурсы представлены в республике главным образом речным стоком, который в средние по водности годы составляет 57,9 км<sup>3</sup>. В многоводные годы общий речной сток увеличивается до 92,4 км<sup>3</sup> в год, а в маловодные (95% обеспеченности) снижается до 37,2 км<sup>3</sup> в год [1].

С 90-х годов в республике прослеживается тенденция к снижению объемов забора воды из поверхностных источников (рисунок 1).

Наибольшее сокращение характерно для забора поверхностных вод, за счет которых в основном обеспечиваются нужды промышленности и теплоэнергетики. Величина поверхностного водозабора по сравнению с 1990 годом уменьшилась более чем в 2,5 раза и составила в 2009 году 672 млн. м<sup>3</sup> [2].

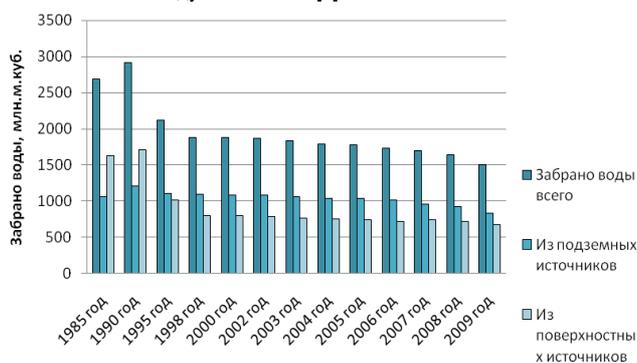


Рис. 1. Динамика забора воды из природных источников [2]

Вода на промышленных предприятиях расходуется на несколько целей: питьевые, хозяйственно-бытовые, технологические нужды, пожаротушение и прочие. В зависимости от этого к ее качеству предъявляются различные требования. Однако основным условием является то, что вода не должна нарушать технологического процесса производства и санитарно-технического состояния рабочих мест.

Требования к качеству воды, используемой в производственных целях, определяется в большинстве случаев характером используемых технологических процессов. Так, вода, используемая для охлаждения действующих агрегатов, химической аппаратуры, доменных мартеновских печей, пара, жидких и газообразных продуктов в холодильниках, не должна давать отложений, вызывать биологического обрастания и коррозию поверхностей. Причиной отложений зачастую является наличие в природной воде неорганической взвеси (песок, глина, ил), увеличивающей толщину накипи, органических соединений, вызывающих биологические обрастания поверхностей бактериями, грибами, водорослями и другими организмами, и минеральных веществ, образующих накипь.

В последние годы прослеживается тенденция увеличения процента использования подземной воды питьевого качества для производственных целей (рисунок 2).

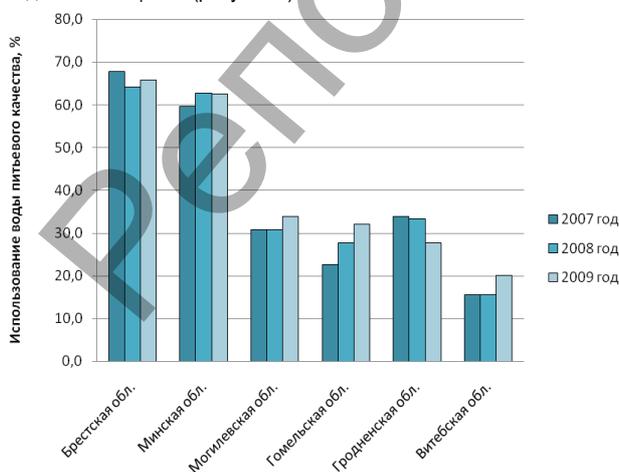


Рис. 2. Процент использования воды питьевого качества для производственных целей соответственно в 2007, 2008, 2009 годах

Например, анализ водного баланса одного из ведущих предприятий г. Бреста показывает, что в производственном цикле используется 41 % технической воды и 59 % воды питьевого качества. Причем из общего количества воды питьевого качества больше половины потребляется для технологических и хозяйственных целей (рисунок 3) и только 1% идёт непосредственно на питьевые нужды.

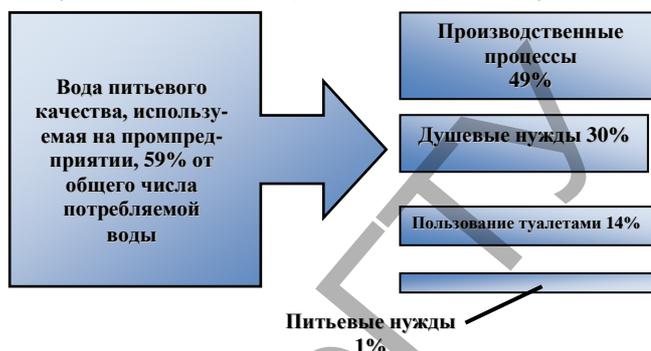


Рис. 3. Баланс воды питьевого качества на одном из промышленных предприятий г. Бреста

Такое нерациональное потребление питьевой воды ведет к значительным затратам и удорожанию продукции, выпускаемой предприятиями. Альтернативой является использование поверхностных вод. Поверхностные воды более доступны, к тому же они являются более мягкими и слабуминерализованными по сравнению с подземными. Это выгодно отличает их при употреблении для технических целей, в которых накладывается ограничения на жесткость и соле-содержание.

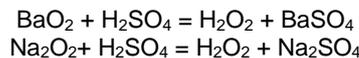
Совокупность требований по качеству воды для бытовых и технических целей на промпредприятии, данные по состоянию поверхностных источников республики, а также характер загрязнений, обуславливающих цветность природных вод юго-западного района, позволяет сделать вывод о том, что для очистки таких вод целесообразно применять коагуляцию, окисление и фильтрацию.

**Использование пероксида водорода для очистки и интенсификации коагуляционной обработки природных вод.** Пероксид водорода, применяемый для окисления органических веществ, в чистом виде представляет собой бесцветную густую жидкость со слабокислой реакцией. Он является сильным окислителем, в кислой среде его окислительный потенциал равен 1,77 В.

Использование пероксида водорода в технологии водообработки стало возможным благодаря освоению химической промышленностью удобных и дешевых способов получения этого реагента.

Впервые пероксид водорода был получен в 1818 г. французским химиком Луи-Жаком Тенаром при действии охлажденной серной кислоты на пероксид бария [3].

Практически пероксид водорода проще всего получать взаимодействием пероксида натрия или бария с разбавленной серной кислотой:

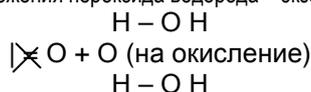


От одновременно образующихся нерастворимых в воде BaSO<sub>4</sub> или Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> жидкость может быть освобождена фильтрованием.

Мировое производство пероксида водорода в настоящее время основано на каталитическом восстановлении органического раствора алкилантрахинона водородсодержащим газом в присутствии катализатора с получением алкилантрагидрохинона и последующим окислением его кислородом или воздухом до пероксида водорода, экстрагируемого водой. Алкилантрахинон возвращают обратно в систему, а водный раствор пероксида водорода очищают, удаляя остаточный органический растворитель [4].

Альтернативой этому промышленному способу является прямой синтез пероксида водорода из элементов, протекающий в жидкой фазе (преимущественно – в водных растворах) в присутствии палладиевых катализаторов [5].

Применяют пероксид водорода в виде 30–35% водного раствора. Реакция разложения пероксида водорода – экзотермическая.

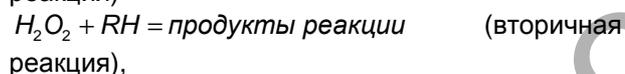


Как окислитель, пероксид водорода вступает в реакции по одному из следующих механизмов: 1) ионный; 2) перенос кислорода неорганическими веществами и органическими пероксидами; 3) перенос электрона; 4) свободнорадикальный, обычно в присутствии металлов [6].

Перспективное внедрение пероксида водорода в технологию очистки природных и сточных вод объясняется его преимуществами по сравнению с другими окислителями:

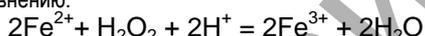
- эффективен в широком диапазоне pH;
- окислительный потенциал выше, чем у хлора и перманганата калия ( $E=1,77\text{В}$ );
- хорошо растворим в воде, при разложении не образует побочных продуктов, загрязняющих воду;
- способен разрушать хлорорганические соединения в воде;
- эффективен для удаления соединений железа и серы;
- обладает бактерицидными свойствами;
- не требует дополнительного оборудования для введения в обрабатываемую воду.

Помимо этого, успешному применению пероксида водорода, в качестве окислителя способствует сочетание в нем высоких индуцирующих свойств с эффективностью и специфичностью действия. Суть индуцирующего действия  $\text{H}_2\text{O}_2$  заключается в том, что он, трансформируясь в активную форму –  $\text{OH}$  и  $\text{HO}_2$  радикалы (первичная реакция) избирательно расходует в другой, сопрягаемой реакции, образуя соответствующие продукты. Совместное протекание этих реакций носит синхронный характер, а их взаимодействие приводит к одновременному усилению одной и к ослаблению другой реакции [3]:



где  $\text{RH}$  – органическое вещество.

В настоящее время достаточно хорошо изучена эффективность пероксида водорода по обезжелезиванию подземных вод [7]. Взаимодействие пероксида водорода с ионами  $\text{Fe}^{2+}$  протекает по следующему уравнению:



Образующиеся в результате реакции окисления ионы  $\text{Fe}^{3+}$  при последующей фильтрации и pH больше 6,8 осаждаются в виде гидроксида железа.

Шевченко М.А. в своей работе [8] описала влияние пероксида водорода на окисление аминов и пропиламинов, а также взаимодействие пероксида с фосфорорганическими ядохимикатами и производными карбоминовых кислот. А в работе [9] исследовала окисление пероксидом водорода пестицидов.

Достаточно часто пероксид водорода используется для окисления соединений азота и хлора, а также при обезвреживании различных органических соединений. Наиболее хорошо изучены процессы окисления формальдегида, гидрохинона и фенолов.

Анализ литературных источников показал, что в них практически нет сведений по обезвреживанию воды  $\text{H}_2\text{O}_2$  [10] и совершенно отсутствуют данные по кинетике удаления отдельных фракций водного гумуса окислением пероксидом водорода. В связи с трудностями, вызванными деструкцией гумусовых соединений с применением озона и хлора, перспективным направлением в данной области является исследования по внедрению пероксида водорода для обезвреживания поверхностных вод и интенсификации коагуляционной обработки воды.

**Экспериментальные исследования удаления органических примесей природных вод коагулированием и каталитическим**

**окислением.** В литературе отсутствуют сведения по влиянию дозы пероксида водорода на обезвреживание поверхностных вод, а также сведения о совместном влиянии различных коагулянтов, пероксида водорода и времени обработки на эффективность обезвреживания гумусово-гидрокарбонатно-кальциевых вод.

В связи с этим было произведено исследование по возможности применения пероксида водорода для интенсификации коагуляционной обработки воды новыми коагулянтами, в частности, АГХ.

Нами исследовался коагулянт, выпускаемый под торговой маркой «АКВА-АУРАТm30» – алюминия гидроксид хлорид, особенностью которого является ярко выраженная способность использовать многостороннюю адсорбцию, нейтрализацию заряда и высокую степень мостикообразования для удаления коллоидных частиц и взвеси [11, 12]. В процессе взаимодействия АГХ с коллоидными веществами и взвешенными частицами образуются хлопья большого размера, которые быстро оседают и формируют легко оседаемый осадок. Использование алюминия гидроксид хлорида значительно улучшает качество воды и позволяет уменьшить дозу коагулянта, не снижая при этом качество очищенной воды. Однако, в связи с трудностями по обезвреживанию высокоцветных вод, содержащих комплексы гуминовых и фульвокислот, возникает необходимость интенсификации процесса коагулирования введением окислителей и коагулянтов.

Предварительными испытаниями было установлено, что введение 10 мг/л пероксида водорода позволяет повысить эффект обезвреживания воды коагулированием в среднем на 15%.

Для разработки надежного метода обезвреживания воды заболоченных местностей Беларуси было произведено исследование по совместному влиянию доз пероксида водорода, сульфата железа (II) и алюминия гидроксид хлорида на процесс удаления органических загрязнений природных вод. В результате была получена экспериментально-статистическая модель по обезвреживанию высокоцветных маломутных вод.

Опыты по обезвреживанию воды проводились на воде р. Мухавец, типичной для южных районов РБ. Для исследования использовались цилиндры на 500 мл. В них вводили заданную дозу сульфата железа, пероксида водорода затем содержимое перемешивали и через 5 минут вводили необходимую дозу АГХ, полученную смесь медленно перемешивали и отстаивали. Визуально наблюдали за протеканием процесса коагуляции (хлопьеобразованием, величиной частиц и объемом осадка). Остаточную цветность определяли после фильтрования воды через бумажный фильтр колориметрическим методом на однолучевом фотозлектроколориметре КФО.

Для сокращения качества опытов и получения экспериментально-статистической математической модели был применен метод ротатбельного центрального композиционного планирования. Интервал варьирования дозы пероксида водорода был принят 10 мг/л на основании предварительно проведенной серии опытов. Основные характеристики плана эксперимента представлены в таблице.

**Таблица.** Основные характеристики плана эксперимента

Характеристика	Доза пероксида водорода, мг/л	Доза $\text{FeSO}_4$ , мг/л	Доза АГХ, мг/л
Основной уровень	30	10	15
Интервал варьирования	10	4	5
Верхний уровень	20	6	10
Нижний уровень	40	14	20

Проверку воспроизводимости осуществляли с помощью критерия Кохрена, путем дублирования опытов в центре плана:  $G_{\text{табл}}=0,877$ ,  $G_{\text{расч}}=0,487$ , т.е. опыты воспроизводимы при уровне значимости  $p=0,05$ .

В результате проведенных опытов было получено уравнение регрессии, описывающее совместное влияние доз пероксида водорода, сульфата железа и АГХ на обезвреживание воды р. Мухавец:

$$Y = 26,2 - 2,49X_1 - 2,22X_2 - 5,16X_3 + 1,82X_2X_3 - 2,02X_1^2 - 1,24X_2^2 - 0,93X_3^2 \quad (1)$$

Члены  $b_{12}$  и  $b_{13}$  данного уравнения оказались статически незначимы и поэтому в нем не учитывались. Проверка адекватности осуществлялась с помощью критерия Фишера ( $F_{табл}=5,05$ ,  $F_{расч}=4,68$ ).

Из уравнения (1) видно, что все исследуемые факторы оказывают влияние на обесцвечивание воды, но сила их влияния неодинакова и уменьшается в ряду: доза пероксида водорода, доза алюминий гидроксид хлорида, доза сульфата железа.

На рисунке 4 представлен график влияния дозы пероксида водорода на эффективность обесцвечивания воды р. Мухавец.

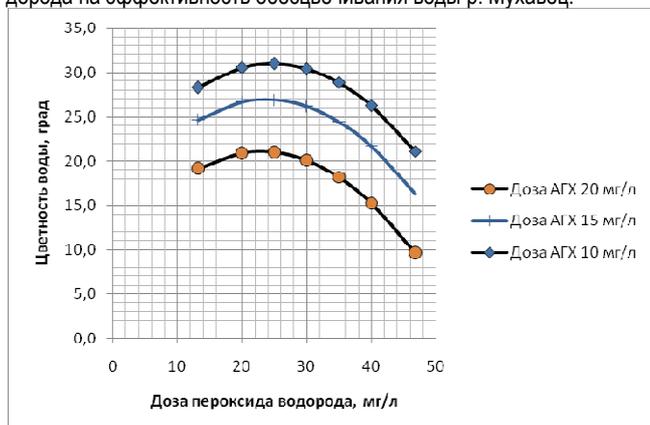


Рис. 4. Влияние дозы пероксида водорода на остаточную цветность воды при различной концентрации АГХ

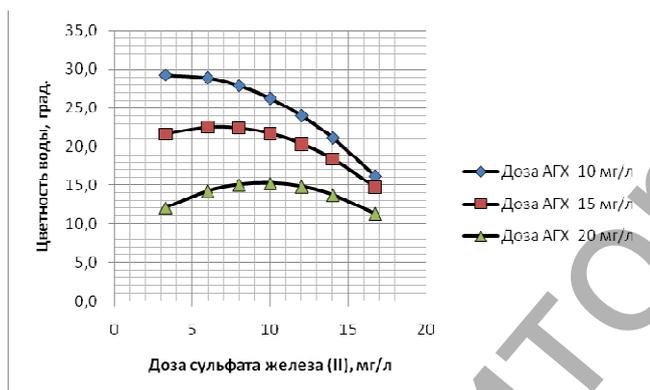
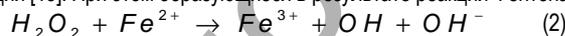


Рис. 5. Влияние дозы сульфата железа на остаточную цветность воды при различной дозе АГХ

Снижение цветности воды объясняется тем, что пероксид водорода разрушает гидрофильные органические соединения, стабилизирующие дисперсные примеси воды, и облегчают условия протекания коагуляции [13]. При этом образующиеся в результате реакции Фентона



гидроксидные радикалы окисляют присутствующие в воде органические соединения.

На рисунке 6 представлена зависимость остаточной цветности воды р. Мухавец от дозы АГХ.

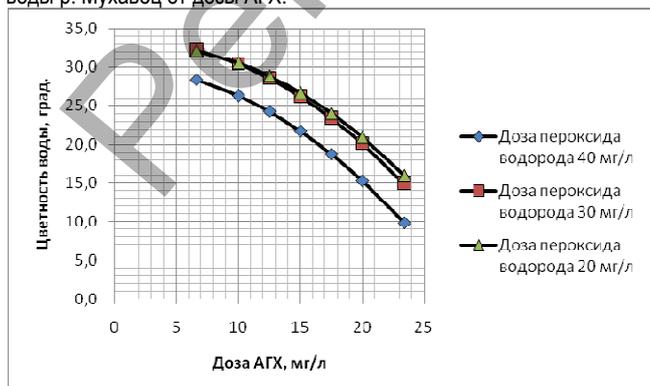
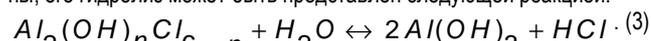


Рис. 6. Влияние дозы АГХ на остаточную цветность воды р. Мухавец

После введения в воду АГХ диссоциирует на составляющие ионы, его гидролиз может быть представлен следующей реакцией:



Коллоидные частицы гидроксида алюминия в нейтральной и слабокислой среде вследствие сорбции катионов водорода и алюминия имеют положительные заряды. Поэтому процесс коагуляции этих коллоидов улучшается при увеличении концентрации в воде поливалентных анионов, в частности  $SO_4^{2-}$ , которые для положительно заряженных коллоидов являются противоионами. Повышение концентрации в воде одновалентных анионов, например  $Cl^-$ , в значительно меньшей степени стимулируют коагуляцию. Однако в результате совместного введения сульфата железа проявляется синергетический эффект коагуляции [14].

**Заключение.** В республике имеются достаточные запасы поверхностных вод. По сравнению с подземными они более доступны для использования и являются более мягкими и слабоминерализованными. Широкому их применению препятствует наличие в них загрязнений природного и техногенного происхождения.

Учитывая требования по качеству технической воды и данные по состоянию поверхностных источников, рекомендовано применение коагуляции, окисления и фильтрации в качестве основных технологических приемов очистки поверхностных вод от органических и неорганических соединений природного и антропогенного характера.

Обоснована возможность применения пероксида водорода для повышения очистки поверхностных вод в целях технического водоснабжения.

Установлено, что применение пероксида водорода позволяет интенсифицировать процесс коагуляции. В результате математического планирования эксперимента получено уравнение регрессии, описывающее влияние доз пероксида водорода, алюминий гидроксид хлорида и сульфата железа (II) на остаточную цветность воды.

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Водные ресурсы Беларуси, их использование и охрана / С.Б. Кочановский // Белорусская экономика – 2004, №6 – С.35–47.
2. Состояние природной среды Беларуси. Экол. бюл. 2010 г. / Под ред. В.Ф. Логинова. – Мн.: Минсктиппроект, 2011.
3. Каталитический синтез пероксида водорода из элементов. Часть I / А. В. Артемов [и др.] – Институт общей и неорганической химии им. Н. С. Курлатова [Электронный ресурс] – Режим доступа: <http://www.textileclub.ru/index.php?option=articles&task=viewarticle&artid=86&Itemid=3> – Дата доступа: 06.05.2005.
4. Энциклопедия «Кругосвет» [Электронный ресурс] / Наука и техника. Химия. Каталог веществ. Водорода пероксид. – Режим доступа: <http://www.krugosvet.ru/articles/113/1011338/1011338a4.htm> – Дата доступа: 27.07.2006.
5. Долгопоск, Б.А. Генерирование свободных радикалов и их реакции / Б.А. Долгопоск, Е. И. Тинякова. – М.: Наука, 1982. – 252 с.
6. Серышев, Г.А. Химия и технология перекиси водорода / Г.А. Серышев. – Л.: Химия, 1984. – 201 с.
7. Драгинский, В.Л. Очистка подземных вод от соединений железа, марганца и органических загрязнений / В.Л. Драгинский, Л.П. Алексеева // Водоснабжение и санитарная техника, 1997. – №12. – С. 16–19.
8. Шевченко, М.А. Окислители в технологии водообработки / М.А. Шевченко, П.В. Марченко, В.В. Лизунов. – К.: Наукова Думка. – 1979. – 175 с.
9. Шевченко, М.А. Очистка природных и сточных вод от пестицидов. – Л.: Химия, 1989. – 184 с.
10. Чеснокова С.М. Очистка воды питьевого назначения с применением пероксида водорода / С.М. Чеснокова, Н.В. Селиванова // Физика и радиоэлектроника в медицине и биотехнологии, 1996. – Ч. 2. – С. 219–223.

11. Нагиев, Т.М. Взаимодействие синхронных реакций в химии и биологии. – Б.: ЭЛМ, 2001. – 403с.
12. Коагулянты. Новые технологии и оборудование в водоподготовке и водоотведении. – Сб. Вып. 1 – М.: ВИМИ, 2000. – 56 с.
13. Бабенков, Е.Д. Очистка воды коагулянтами. – М.: Наука, 1977. – С. 54–55.
14. Круглов, А.И. Перспективные методы очистки природных и сточных вод смешанными коагулянтами / А.И. Круглов, С.В. Гетманцев, А.В. Сычев // Водоснабжение и санитарная техника, 2006. – № 8. – С. 33–38.

Материал поступил в редакцию 23.02.12

ZHITENEV B.N., ANDREYUK S.V. Pilot studies of removal of organic impurity of natural waters a koagulirovaniye and catalytic oxidation with a view of technical water supply

In article experimental researches about removal of organic impurity of river waters by coagulation and catalytic oxidation are shown.

УДК: 628.316

Волкова Г.А., Сторожук Н.Ю.

## МЕТОДЫ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД, СОДЕРЖАЩИХ СИНТЕТИЧЕСКИЕ ПОВЕРХНОСТНО-АКТИВНЫЕ ВЕЩЕСТВА

**Введение.** За последние 50-60 лет в технически развитых странах получила большое развитие новая отрасль химии – производство синтетических поверхностно-активных веществ (СПАВ).

Широкое применение СПАВ обусловило появление в сточных водах нового вида загрязнений. Специфические свойства СПАВ вызывают серьезные затруднения при очистке сточных вод химическими и биохимическими методами, следствием чего является увеличение загрязнения воды поверхностных и подземных источников.

Такое положение определило интенсивное развитие серьезных научных исследований по изучению специфических особенностей этого вида загрязнения и изысканию путей его предотвращения.

Значительную часть антропогенной нагрузки, приходящейся на поверхностные водные объекты, составляют сточные воды, содержащие синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ), которые входят в состав всех хозяйственно-бытовых и большинства промышленных сточных вод.

Устойчивость СПАВ к биохимическому окислению является причиной накопления их в водных объектах, особенно в донных отложениях, что, в свою очередь, приводит к снижению самоочищающей способности природных вод и создаёт опасность вторичного загрязнения водоёмов и водотоков.

Именно по этой причине СПАВ входят в группу наиболее распространённых в поверхностных водах загрязняющих веществ и проблемы, связанные с охраной от них водных объектов, приобрели за последнее время особую остроту и актуальность.

В связи с несовершенством методов очистки от СПАВ сточных вод сосредоточенных выпусков и невозможности очистки от них рассредоточенного стока, возникает необходимость в разработке технологий защиты водных объектов от загрязнения указанными веществами.

Синтетические поверхностно-активные вещества (СПАВ) представляют собой обширную группу соединений, различных по своей структуре, относящихся к разным классам. Эти вещества способны адсорбироваться на поверхности раздела фаз и понижать вследствие этого поверхностную энергию (поверхностное натяжение). В зависимости от свойств, проявляемых СПАВ при растворении в воде, их делят на анионоактивные вещества (активной частью является анион), катионоактивные (активной частью является катион), амфолитные и неионогенные, которые совсем не ионизируются [4].

Основным источником СПАВ являются моющие средства (детергенты) – вещества, усиливающие моющее действие воды. Первыми детергентами были мыла, полученные из встречающихся в природе веществ. Но сейчас под детергентами обычно понимают

синтетические вещества, по мощному действию сходные с мылом.

В поверхностных водах СПАВ находятся в растворенном и сорбированном состоянии, а также в поверхностной пленке воды водного объекта.

В слабозагрязненных поверхностных водах концентрация СПАВ колеблется обычно в пределах тысячных и сотых долей миллиграмма в 1 дм<sup>3</sup>. В зонах загрязнения водных объектов концентрация повышается до десятых долей миллиграмма, вблизи источников загрязнения может достигать нескольких миллиграммов в 1 дм<sup>3</sup>.

Попадая в водоёмы и водотоки, СПАВ оказывают значительное влияние на их физико-биологическое состояние, ухудшая кислородный режим и органолептические свойства, и сохраняются там долгое время, так как разлагаются очень медленно. Отрицательным, с гигиенической точки зрения, свойством СПАВ является их высокая пенообразующая способность. Хотя СПАВ не являются высокотоксичными веществами, имеются сведения о косвенном их воздействии на гидробионтов. При концентрациях 5-15 мг/дм<sup>3</sup> рыбы теряют слизистый покров, при более высоких концентрациях может наблюдаться кровотечение жабр.

Главными факторами понижения их концентрации являются процессы биохимического окисления, сорбция взвешенными веществами и донными отложениями. Степень биохимического окисления СПАВ зависит от их химического строения и условий окружающей среды.

По биохимической устойчивости, определяемой структурой молекул, СПАВ делят на *мягкие, промежуточные и жесткие* с константами скорости биохимического окисления, соответственно не менее 0,3 сутки<sup>-1</sup>; 0,3-0,05 сутки<sup>-1</sup>; менее 0,05 сутки<sup>-1</sup>. При понижении температуры скорость окисления СПАВ уменьшается и при 0-5°С протекает весьма медленно. Наиболее благоприятные для процесса самоочищения от СПАВ нейтральная или слабощелочная среды (рН 7-9).

С повышением содержания взвешенных веществ и значительным контактом водной массы с донными отложениями скорость снижения концентрации СПАВ в воде обычно повышается за счет сорбции и соосаждения. При значительном накоплении СПАВ в донных отложениях в аэробных условиях происходит окисление микрофлорой донного ила. В случае анаэробных условий СПАВ могут накапливаться в донных отложениях и становиться источником вторичного загрязнения водоема [17].

Максимальные количества кислорода (БПК), потребляемые 1 мг/дм<sup>3</sup> различных СПАВ колеблется от 0 до 1,6 мг/дм<sup>3</sup>. При биохимическом окислении СПАВ, образуются различные промежуточные продукты распада: спирты, альдегиды, органические кислоты и др. В результате распада СПАВ, содержащих бензольное кольцо, образуются фенолы.

Волкова Г.А.

Сторожук Наталья Юрьевна, магистр кафедры водоснабжения, водоотведения и охраны водных ресурсов Брестского государственного технического университета.

Беларусь, БрГТУ, 224017, г. Брест, ул. Московская, 267.