

**Рисунок 7** – Влияние активной реакции среды на удаление ЖОК при различных МК алюминия и МК ПАА 2 мг/дм³

Активная реакция среды оказывает значительное влияние на процесс удаления ЖОК. Из рис. 5–7 видно, при достижении значения рН 7,5, процесс замедляется, остаточная МК снижается менее интенсивно:

- при МК ПАА равной 1 мг/дм³ наименьшая остаточная МК ЖОК равная 0,5 мг/дм³ достигается при МК алюминия 15 мг/дм³ и величине активной реакции среды 6;
- при МК ПАА равной 1,5 мг/дм³, остаточная МК железа 0,3 мг/дм³, соответствующая требованиям СанПиН10-124 РБ 99, достигается при МК алюминия 10 и 15 мг/дм³ и активной реакции среды равной 6,5 и 5,8 соответственно. Наибольшая эффективность удаления ЖОК достигается при МК алюминия 10 мг/дм³ и 15 мг/дм³ и составила 0,26 мг/дм³ и 0,22 мг/дм³ при рН=7,3 и 6,4 соответственно;
- при МК ПАА равной 2,0 мг/дм³ наблюдается интенсивное снижение остаточной МК ЖОК и достигает значения 0,3 мг/дм³ при МК алюминия 5, 10, 15 мг/дм³ при рН=7,2; 6,3 и 5,9 соответственно. При МК алюминия 10 и 15 мг/дм³ и рН=7,6; 8,0 соответственно достигается наименьшая остаточная МК ЖОК равная 0,08 мг/дм³.

#### Заключение

1. Установлено, затруднения процессов обезжелезивания воды традиционными методами вызваны наличием железоорганических комплексов, образующихся в результате взаимодействия гуминовых веществ с железом.

2. На основании априорной информации установлена возможность удаления железоорганических комплексов коагулированием. Для интенсификации этого процесса были проведены исследования влияния массовой концентрации коагулянта  $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ , флокулянта полиакриламид  $[-CH_2CH(CONH_2)-]_n$  и активной реакции среды на остаточную массовую концентрацию железоорганических комплексов.

3. На основании эксперимента получено уравнение регрессии второго порядка:

$$Y = 0,263 + 0,214 \cdot X_1 + 0,089 \cdot X_2 + 0,035 \cdot X_3 + 0,033 \cdot X_1 \cdot X_2 + 0,121 \cdot X_1 \cdot X_3 + 0,088 \cdot X_2 \cdot X_3 + 0,109 \cdot X_1^2 + 0,059 \cdot X_2^2 + 0,084 \cdot X_3^2$$

4. Установлены оптимальные параметры, при которых достигается:

- наибольший эффект удаления железоорганических комплексов – 97 % при МК алюминия 10 мг/дм³, ПАА – 2 мг/дм³ и рН=8;
- остаточная МК железа 0,3 мг/дм³, соответствующая требованиям СанПиН10-124 РБ 99, достигнута при МК алюминия 10 и 15 мг/дм³ и активной реакции среды равной 6,5 и 5,8 соответственно и МК ПАА – 1,5 мг/дм³

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Сериков, Л.В. Коллоидные системы подземных вод Западно-Сибирского региона / Л.В. Сериков, Л.Н. Шиян, Е.А. Тропина // Изв. ТПУ. – Томск, 2006. – № 6. – С. 309.
2. RamuneAlbrektiene. The removal of iron-organic complexes from drinking water using coagulation process/ RamuneAlbrektiene, MindaugasRimeika, ErnestaLubyte//The 8th International Conference. – Vilnius, 2011.
3. Тропина, Е.А. Аппаратурно-технологическая система получения питьевой воды из подземных источников Западно-Сибирского региона / Е.А. Тропина // ТПУ – Томск, 2007.
4. Сооружения водоподготовки. Строительные нормы проектирования: ТКП 45-4.01-31-2009 (02250) / Министерство архитектуры и строительства Республики Беларусь. – Минск, 2009.
5. Сериков, Л.В. Патент 2216019 РФ МКИ7 G01N 31/22, 33/18, 21/78 Способ определения железа в воде // Л. В. Сериков, Е.А. Тропина, Л.Н. Шиян № 2002121705, заявл 06 08 2002, опубл 10 11 2003 Бюл № 31.

Материал поступил в редакцию 02.05.2016

#### ZHITENEV B.N., SUK E.V. Removal of zhelezoorganicheskyy complexes from poverkhnostnykh water of sources for water supply

The main problem of drinking water iron removal by traditional schemes. The methods of removing organic iron complexes. The estimation of the influence of the mass concentration of coagulant and flocculant in the process of removing iron-organic complexes from surface water source for different values of active reaction.

УДК 628.162.1

**Житенёв Б.Н., Таратенкова М.А.**

### ОБЕСЦВЕЧИВАНИЕ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД КОАГУЛИРОВАНИЕМ С ПРЕДВАРИТЕЛЬНЫМ ОЗОНИРОВАНИЕМ ДЛЯ ПРОИЗВОДСТВЕННОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ

**Введение.** Большое значение при получении обессоленной и умягченной воды имеет выбор предварительной очистки от органических примесей, как правило, используются реагентные методы.

На стадии предварительной очистки воды эффект зависит от состава веществ, определяющих цветность. Коагулирующие свойства высокоцветных маломутных природных вод обусловлены наличием в них в основном гумусовых коллоидных веществ. Последние имеют кислотный характер и представляют собой высокодисперсные отрицательно заряженные золи [1, 2]. Наибольший эффект обесцвечивания наблюдается при наличии гуминовых кислот и усложняется при наличии фульвокислот. В последнем случае требуются значительные дозы реагентов. О трудностях коагуляционного удаления фульвокислот свидетельствуют работы Когановского и Клименко [3]. В результате сравнения эффективности коагуляции гуминовых и

фульвокислот оказалось, что для удаления 80% фульвокислот требуется в 4–8 раз больше коагулянта, чем при извлечении гуминовых кислот.

Интенсифицировать процесс можно путем введения окислителей, разрушающих гидратные оболочки коллоидных частиц, препятствующих коагуляции.

Предварительное хлорирование или озонирование способствует так же удалению из воды соединений железа и марганца.

По данным исследований [4], влияние первичного озонирования на процесс коагулирования воды р. Ока с невысокой цветностью и мутностью (до 15 град. и до 7–10 мг/л) повышает эффективность последующей реагентной очистки воды по мутности, цветности и окисляемости. В то же время при более высокой цветности (до 90 град.) исходной воды первичное озонирование приводило к снижению

**Таратенкова Майя Александровна**, магистрантка кафедры водоснабжения, водоотведения и охраны водных ресурсов Брестского государственного технического университета.

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

цветности и одновременному повышению мутности и перманганатной окисляемости [5]. Такие противоположные эффекты могут быть объяснены неоднозначным изменением структуры органических соединений в разных водоисточниках. Озонирование воды, содержащей гуминовые кислоты, приводит к разрушению ароматических колец и алифатических цепей, но несущественно сказывается на устойчивости коллоидов [6].

В этой связи представляло интерес исследовать поверхностную воду р. Мухавец, которая является типичным представителем водотоков Юго-Западного региона Беларуси.

**Исследовалось влияние дозы озона, коагулянта и флокулянта** на удаление органических соединений, обуславливающих цветность и окисляемость воды. Для сокращения количества экспериментов использовался метод ротатбельного центрального композиционного планирования. Основные характеристики плана приведены в таблице 1.

**Таблица 1** – Основные характеристики плана эксперимента

Факторы	Доза коагулянта x1, мг/л	Доза флокулянта, x2, мг/л	Доза озона, x3, мг/л
Основной уровень	20	1	10
Интервал варьирования	10	0,5	5
Верхний уровень	30	1,5	15
Нижний уровень	20	0,5	5

Массовая концентрация озона изменялась путем введения озонированной воды [7]. Время контакта обрабатываемой и озонированной воды составило 10 минут. В качестве коагулянта использовался  $Al_2(SO_4)_3 \cdot nH_2O$  химически чистый. Для определения оптимальной вводимой дозы коагулянта было проведено пробное коагулирование. Определение оптимальной дозы флокулянта FL45C производилось по [8].

В качестве функции отклика принята цветность воды.

Процесс деструкции органических веществ под действием озона исследовался с использованием спектрофотометра СФ-2000 с кварцевыми кюветами К10 (с длиной оптического пути 10 мм). Анализировались спектры исследуемой воды до и после обработки в диапазоне длин волн от 190 нм до 1000 нм, с шагом сканирования 0,1 нм.

По результатам спектрофотометрических исследований оценивался эффект снижения цветности воды. После реализации полного факторного эксперимента, опытов в звездных точках и центре плана была получена экспериментально – статистическая модель процесса в виде уравнения регрессии второго порядка:

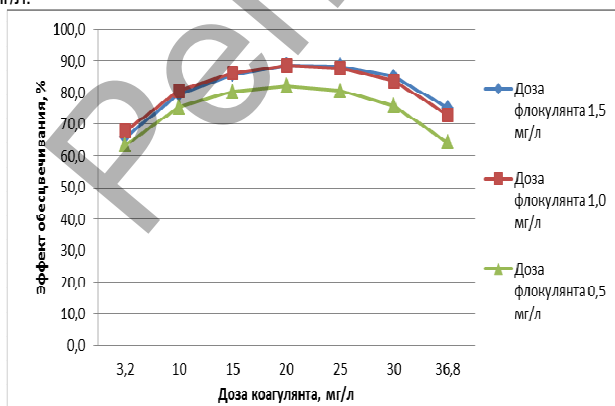
$$Y = 97,33 + 2,94 X_1 + 0,90 X_2 + 3,37 X_3 + 1,25 X_1 X_2 + 1,44 X_1 X_3 - 2,42 X_2 X_3 - 6,43 X_1^2 - 3,17 X_2^2 - 5,42 X_3^2,$$

где Y – эффект снижения цветности воды, %;

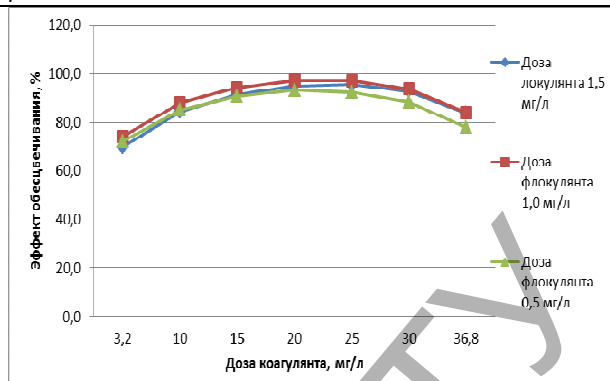
X1 – массовая концентрация коагулянта в кодированных переменных, мг/л;

X2 – массовая концентрация флокулянта в кодированных переменных, мг/л;

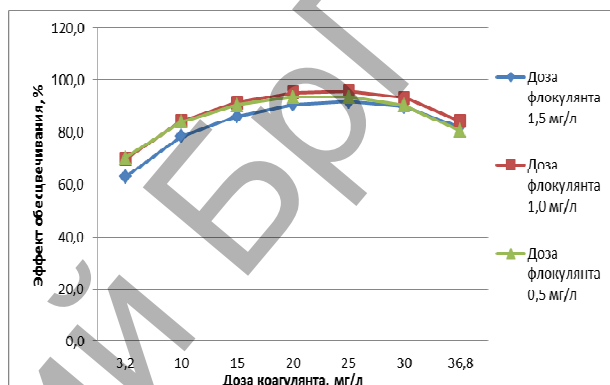
X3 – массовая концентрация озона в кодированных переменных, мг/л.



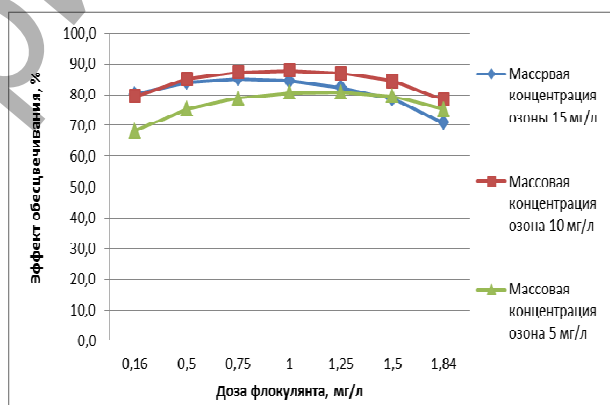
**Рисунок 1** – Влияние дозы коагулянта на дозу флокулянта при массовой концентрации озона 5 мг/л



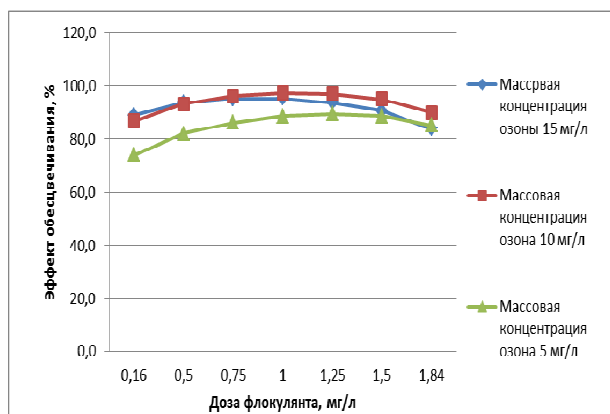
**Рисунок 2** – Влияние дозы коагулянта на дозу флокулянта при массовой концентрации озона 10 мг/л



**Рисунок 3** – Влияние дозы коагулянта на дозу флокулянта при массовой концентрации озона 15 мг/л



**Рисунок 4** – Влияние дозы флокулянта на массовую концентрацию озона при дозе коагулянта 10 мг/л



**Рисунок 5** – Влияние дозы флокулянта на массовую концентрацию озона при дозе коагулянта 20 мг/л

Доза коагулянта оказывает значительное влияние на процесс обезвреживания воды р. Мухавец озонированием. Наибольший эффект, около 98 % наблюдался при дозе коагулянта 20 мг/л, дозе флокулянта 1,0 мг/л и массовой концентрации озона 10 мг/л.

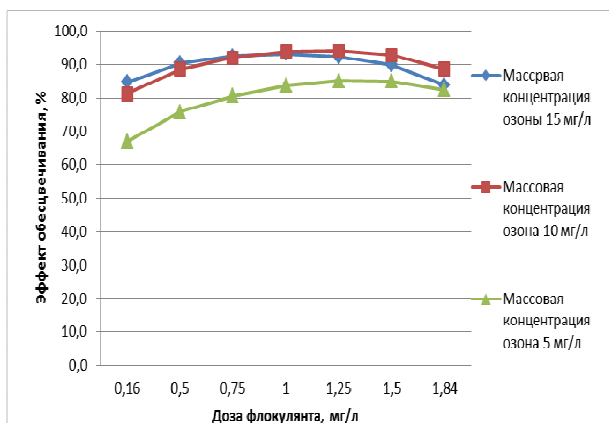


Рисунок 6 – Влияние дозы флокулянта на массовую концентрацию озона при дозе коагулянта 30 мг/л

Доза флокулянта с обрабатываемой водой влияла на эффект обезвреживания воды р. Мухавец озонированием в несколько меньшей мере (рис. 4, 5, 6). Так, увеличение дозы флокулянта с 0,16 до 1 мг/л повышало эффект обезвреживани на 10%, при массовой концентрации озона 10 мг/л и значении дозы коагулянта 20 мг/л. Сила влияния дозы флокулянта снижалась при более высоких значениях дозы коагулянта.

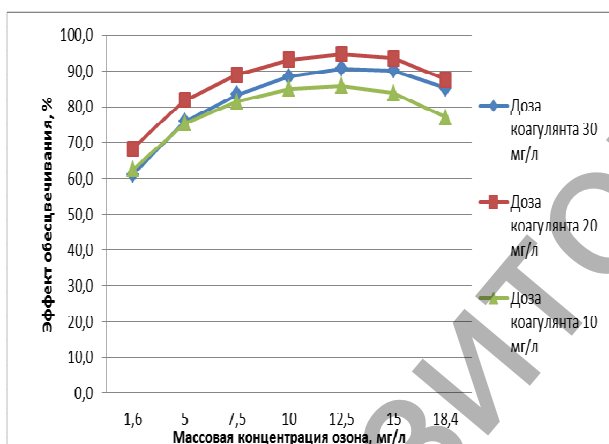


Рисунок 7 – Влияние массовой концентрации на дозу коагулянта при дозе флокулянта 0,5 мг/л

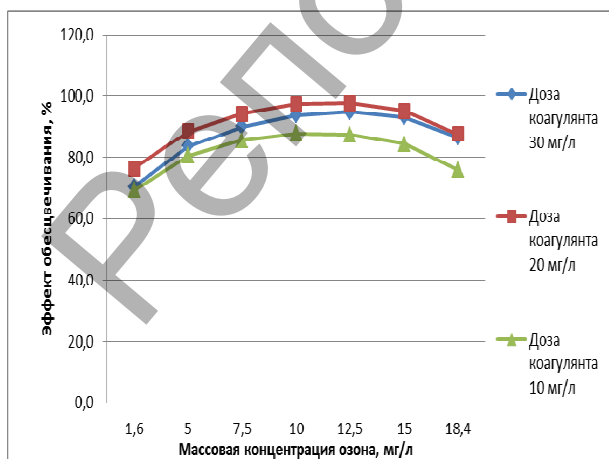


Рисунок 8 – Влияние массовой концентрации на дозу коагулянта при дозе флокулянта 1,0 мг/л

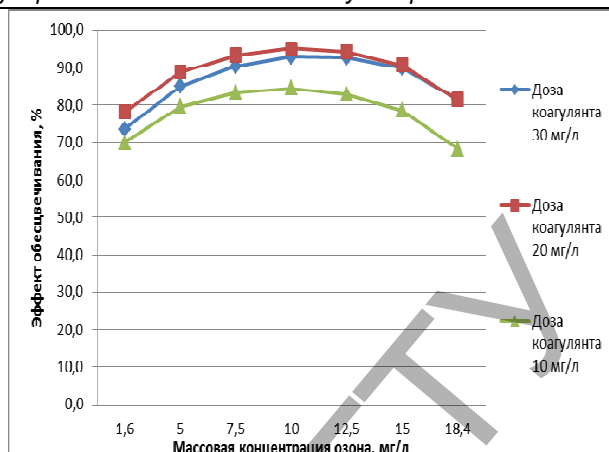


Рисунок 9 – Влияние массовой концентрации на дозу коагулянта при дозе флокулянта 1,5 мг/л

Массовая концентрация озона оказывает наиболее сильное влияние на обезвреживание воды р. Мухавец озонированием (рис. 7, 8, 9). Так, увеличение её с 1,6 мг/л до 12,5 мг/л сопровождалось повышением эффекта обезвреживания с 70 % до 88,92,98 % при дозе коагулянта 10, 20, 30 мг/л и дозе флокулянта 1,0 мг/л.

При помощи экспериментально-статистической модели процесса были получены оптимальные значения параметров, при которых достигался наибольший эффект: доза коагулянта – 22,72 мг/л, доза флокулянта – 1,0345 мг/л, массовая концентрация озона – 11,66 мг/л.

#### Заключение

1. В результате выполненных исследований разработана экспериментально-статистическая модель процесса обезвреживания воды р. Мухавец коагулированием с предварительным озонированием в виде уравнения регрессии, описывающего совместное влияние массовой концентрации озона, коагулянта и флокулянта на эффект обезвреживания:

$$Y = 97,33 + 2,94 X_1 + 0,90 X_2 + 3,37 X_3 + 1,25 X_1 X_2 + 1,44 X_1 X_3 - 2,42 X_2 X_3 - 6,43 X_1^2 - 3,17 X_2^2 - 5,42 X_3^2$$

2. Установлено, что все указанные факторы оказывают влияние на процесс обезвреживания воды.

3. При помощи экспериментально-статистической модели процесса были получены оптимальные значения параметров, при которых достигался наибольший эффект: доза коагулянта – 22,72 мг/л, доза флокулянта – 1,0345 мг/л, массовая концентрация озона – 11,66 мг/л.

#### СПИСОК ЦИТИРОВАННЫХ ИСТОЧНИКОВ

1. Кастальский, А.А. Подготовка воды для городского и промышленного водоснабжения / А.А. Кастальский, Д.М. Минц. – М.: Высшая школа, 1962. – 558 с.
2. Кульский, А.А. Теоретические основы и технология кондиционирования воды. – Киев: Наукова думка, 1963. – 526 с.
3. Адсорбционная очистка речной и питьевой воды и роль биодegradации адсорбированных веществ в этом процессе / Н.А. Клименко, А.М. Когановский, С.К. Смолин [и др.] // Химия и технология воды. – 1997. – Т. 19. – № 4. – С. 382–385.
4. Драгинский, В.Л. Коагуляция в технологии очистки природных вод / В.Л. Драгинский, Л.П. Алексеева, С.В. Гетманцев. – М.: НИИКВОВ, 2005. – С. 306–314.
5. Усольцев, В.А. Подготовка воды питьевого качества в городе Кемерово / В.А. Усольцев, В.Д. Соколов, Ю.Л. Сколупович [и др.] – М., 1996. – 115 с.
6. Журба, М.Г. Коагулирование высокоцветных вод с предварительной их обработкой окислителями / М.Г. Журба, О.Б. Говоров, Ж.М. Говорова, В.А. Култковский, А.И. Гладкий, З.Г. Магомадов // Водоснабжение и канализация. – 2009. - №3 – С. 28–32.

7. Белов, С.Г. Разработка метода точного дозирования высоких удельных доз озона при обработке воды / С.Г. Белов, Г.О. Наумчик // Вестник БрГТУ. – 2011. – №2(68): Водохозяйственное строительство, теплоэнергетика и геозекология. – С. 73–81.

8. Сооружения водоподготовки. Строительные нормы и правила: ТКП 45 - 4.01-31-2009 (02250) – Минск: Министерство архитектуры и строительства Республики Беларусь, 2009 – 57 с.

Материал поступил в редакцию 02.05.2016

**ZHITENYOV V.N., TARATENKOVA M.A. Decolouration of the surface water of koaguli-ro-vaniem with preliminary ozonirvoany for production water supply**

The authors have performed the research on the impact of mass ozone concentration, coagulant, flocculant on the process of colour removal from the water of the river Mukhavets for industrial water supply. As a result, an experimental-statistical model of the process in the form of second order regression equations has been obtained and optimal values of the studied factors have been identified.

УДК 628.112

**Ивашечкин В.В.**

**ГИДРОДИНАМИЧЕСКАЯ РЕГЕНЕРАЦИЯ ВОДОЗАБОРНЫХ СКВАЖИН С ЗАТРУБНЫМИ СИСТЕМАМИ ПРОМЫВКИ**

**Введение.** Для значительной части водозаборных и дренажных скважин характерна недостаточная начальная производительность из-за внесения коагулирующего материала в прифильтровую зону в процессе их сооружения при бурении вращательным способом с прямой промывкой глинистым, глинисто-карбонатным и сапропелевым растворами. Остатки бурового раствора из-за недоосвоения скважин могут оставаться в прифильтровой зоне и снижать водопрпускную способность гравийных фильтров [1]. Дальнейшее снижение производительности скважин является следствием зарастания фильтров и прифильтровых зон коагулирующими осадками, выпадающими из воды.

Известен способ регенерации скважин прокачкой погружным насосом или эрлифтом с дебитом в 1,6–2 раза больше эксплуатационного с периодичностью 8–10 месяцев [2]. Подобные прокачки особенно эффективны в скважинах, добывающих подземные воды, вызывающие зарастание отверстий фильтров и пор грунта обсыпкой силикатными и алюмосиликатными соединениями ( $Al_2O_3$  или  $SiO_2 \cdot nH_2O > 10$  мг/л). Эти соединения вначале имеют желе - и пастообразную структуру (коагели взаимного осаждения кремнекислоты, окислов алюминия и гидроокислов железа), а впоследствии приобретают высокую твердость. Поэтому увеличение интервалов прокачек недопустимо, в связи с переходом осадков из рыхлого в твердое состояние. Следует отметить, что прокачка скважины удвоенным расходом по отношению к паспортному чревата созданием высоких скоростей фильтрации, которые могут привести к суффозионному выносу пород пласта через гравийную обсыпку и пескованию скважины. Достоинство гидродинамической промывки - возможность безреагентной регенерации прифильтровой зоны скважины.

В БНТУ предложено оснащать новые скважины трубчатыми зафильтровыми системами промывки, которые представляют собой 4–6 пластиковых пьезометрических трубок диаметром 20 мм, фильтровая часть которых размещена на расстоянии 7–10 см от фильтра скважины в гравийной обсыпке, нижние концы трубок заглушены, а верхние открыты и выведены на устье скважины [3]. Подавая в трубки реагент из бака и откачивая его из фильтра, можно проводить циркуляционную реагентную регенерацию скважины. Подавая в эти циркуляционные трубки насосом чистую воду под давлением и откачивая ее другим насосом из фильтра, можно осуществлять периодические гидродинамические промывки гравийного фильтра при освоении скважины после бурения и в процессе эксплуатации для удаления осадков, поддающихся струйному размыву. При промывке расход откачки из скважины может превышать расход закачки в трубчатую систему, что предполагает привлечение для промывки дополнительного расхода воды из водоносного пласта, который не должен превышать паспортный дебит скважины, чтобы не нарушить суффозионную устойчивость водовмещающих пород. Таким образом, промывной расход будет проходить только через гравийную обсыпку, которая

должна быть однородной по крупности частиц и суффозионно - устойчива.

**Цель работы** – разработка методики расчета параметров технологического оборудования для гидродинамической регенерации скважины с трубчатой зафильтровой системой промывки.

Рассмотрим регенерацию водозаборной скважины в напорном пласте. Промывную воду закачивают в циркуляционные трубки и откачивают вместе с осадками из ствола скважины (рис. 1).

Введем обозначения: количество циркуляционных трубок –  $n$ , их расстояния от оси водозаборной скважины –  $R$ , мощность водоносного пласта –  $m$ , коэффициенты фильтрации пласта и прифильтровой зоны соответственно  $k$  и  $k_{\phi}$ .

Пусть расход, откачиваемый из ствола скважины, превышает суммарный расход воды, подаваемый в циркуляционные трубки, это значит, что некоторая часть расхода будет поступать из водоносного пласта

$$Q_c = Q_n + Q_{пл}, \quad (1)$$

где  $Q_c$  – расход воды, откачиваемый из водозаборной скважины;  $Q_n$  – суммарный расход, подаваемый в нагнетательные трубки;  $Q_{пл}$  – расход, отбираемый из пласта.

Согласно методу наложения фильтрационных течений понижение уровня воды  $S$  в любой точке прифильтровой зоны скважины относительно статического уровня после установления квазиустановившегося движения будет определяться по следующему уравнению

$$S = S_0 - S_n + S_{пл}, \quad (2)$$

где  $S_0$  – понижение уровня при откачке из водозаборной скважины расхода  $Q_n$ , подаваемого в циркуляционные трубки;  $S_n$  – повышение уровня при закачке в циркуляционные трубки расхода  $Q_n$ ;  $S_{пл}$  – понижение уровня при откачке из водозаборной скважины расхода, дополнительно отбираемого из пласта  $Q_{пл}$ .

Пусть прифильтровая зона снизила свою проницаемость в результате коагуляции. Коагуляция наиболее интенсивно проявляется в непосредственной близости от водозаборной скважины в области ( $R - r_c$ ), где  $r_c$  – радиус фильтра,  $R$  – радиус бурения скважины (радиус внешнего контура гравийной обсыпки, на котором установлены нагнетательные трубки). Таким образом скважина имеет «коагуляционное кольцо» толщиной ( $R - r_c$ ) со сниженной проницаемостью и коэффициентом фильтрации  $K_{\phi}$ . Допустим, что за пределами этой области коэффициент фильтрации не изменяется и равен коэффициенту фильтрации пласта  $K$ .

**Ивашечкин Владимир Васильевич**, д.т.н., доцент, заведующий кафедрой «Гидротехническое и энергетическое строительство» Белорусского национального технического университета. Беларусь, БНТУ, 220013, г. Минск, пр. Независимости, 65, e-mail: Ivashechkin\_vlad@mail.ru.