

А.В. Мамченко, Н.Г. Герасименко, Т.А. Пахарь

ВЛИЯНИЕ ТЕМПЕРАТУРЫ НА ЭФФЕКТИВНОСТЬ ПРОЦЕССА КОАГУЛЯЦИИ ТИТАНИЛСУЛЬФАТА И СУЛЬФАТА АЛЮМИНИЯ

Изучено влияние температуры (2 – 30°C) на эффективность процесса коагуляции титанилсульфата и сульфата алюминия в слабокислой (pH_0 6) и слабощелочной (pH_0 8) средах. Установлены сравнительно высокая коагуляционная активность титанилсульфата во всем диапазоне исследуемых температур и отсутствие таковой для сульфата алюминия при $< 5^\circ\text{C}$ не только в слабокислой области (неоптимальные условия), но и при pH_0 8.

Ключевые слова: коагуляция, сульфат алюминия, температура, титанилсульфат.

Введение. Одним из факторов, оказывающих существенное влияние на эффективность коагуляции гидролизующихся реагентов, является температура очищаемой воды. Снижение температуры, с одной стороны, обуславливает замедление теплового движения молекул и повышение вязкости дисперсионной среды, а с другой – ухудшаются условия гидролиза коагулянтов, снижается скорость процессов хлопьеобразования и седиментации коагулированной взвеси [1 – 7].

Снижение температуры сопровождается не только уменьшением скорости гидролиза, но и изменением соотношения гидролизованных форм алюминия в зависимости от pH. Большинство исследователей считают, что хотя алюминий при 4 и 25°C присутствует в основном в виде Al^{3+} , Al_{13} и $\text{Al}(\text{OH})_3$ (аморфный), снижение рассматриваемого фактора существенно влияет на их соотношение в диапазоне pH 3 – 9 [1 – 3]. С помощью атомно-абсорбционной спектрофотометрии, ядерного магнитного резонанса, ферроносектрофотометрии было обнаружено, что снижение температуры с 25 до 4°C вызывает сдвиг границы $\text{Al}(\text{OH})_3$ на диаграмме растворимости в щелочную область примерно на одну единицу pH и уменьшение минимальной растворимости $\text{Al}(\text{OH})_3$ также на одну единицу. Диаграмма распределения показывает, что мономерный Al^{3+} , Al_{13} и твердая фаза $\text{Al}(\text{OH})_3$ попеременно преобладают с увеличением pH во время гидролиза. При 25°C Al_{13} является доминирующим видом в диапазоне pH от 4 до 4,5, а при 4°C – от 4,5 до 6,3 [3].

В то же время электрофоретические измерения показали, что дестабилизация частиц каолина (вследствие нейтрализации заряда) гидроли-

зованными формами алюминия при рОН 6,1 не зависит от температуры и заканчивается в течение одной минуты [4]. Подтверждением этому служит идентичность экспериментальных кривых $pH_k = f(D)$ для температур 6 и 22°C. Кроме того, ход этих кривых такой же и после быстрого перемешивания (в течение одной минуты), и после медленного (в течение 20 мин). Авторы считают, что снижение температуры в указанном диапазоне существенно не влияет на природу алюминиевых комплексов, дестабилизирующих частицы каолина. Аналогичный вывод сделан и в [6] при 4 и 25°C.

Процесс дестабилизации каолина сульфатом алюминия (СА) может быть представлен как двухфазный процесс: медленная и быстрая коагуляция [4, 5, 8]. На основании использования фотометрического дисперсионного анализатора установлено, что снижение температуры в интервале 2 – 22°C почти в четыре раза снижает скорость медленной коагуляции (формирование малых по размеру флокулов) и практически не влияет на скорость быстрой коагуляции (объединение малых флокулов в крупные седиментирующие хлопья) [4]. Снижение скорости медленной коагуляции, обнаруженное при низких температурах, объясняется замедленным тепловым движением молекул, повышенной вязкостью среды, увеличением гидратации коагулирующих частиц, уменьшением их размера и числа взаимных столкновений [2, 4 – 6]. Температура очищаемой воды оказывает также существенное влияние на оптимальное значение рН. Так, повышение температуры в интервале 0 – 50°C вызывает смещение этого показателя в кислую область почти на единицу [5]. На основании проведенных исследований авторы [4, 6, 8] пришли к выводу, что снижение температуры с 25 (22) до 5 (2)°C ухудшает коагуляцию частиц глинистых дисперсий. Это приводит к повышенным значениям мутности и остаточного алюминия в питьевой воде при любом значении рН. Однако при смещении рН в щелочную область влияние температуры уменьшается.

С учетом изложенного, для получения высококачественной питьевой воды в осенне-зимний период необходимы технологические решения, позволяющие существенно снизить отрицательное влияние низких температур на процесс коагуляции. К последним можно отнести: корректировку рН коагуляции; применение оптимального режима перемешивания; введение в очищаемую воду замутнителей, а также поиск и применение реагентов менее чувствительных к низким температурам.

Показано [6], что отрицательное влияние низких температур (2; 5; 8°C) в сравнении с 22°C на процесс коагуляции при использовании сульфата и основного хлорида алюминия может быть значительно снижено в результате корректировки среды очищаемой воды 0,25 моль/дм³ растворами NaOH и HCl до необходимого уровня (рОН = 6,1). В то же

время, как утверждают авторы [4, 9 – 11], указанное решение не позволяет достичь сравнимой скорости коагуляции при 5 (2) и 23 (22)°С.

Повышение градиента скорости (от 150 об/мин) и времени при быстром перемешивании не влияет существенно на процесс коагуляции при < 5°С. Незначительное изменение градиента скорости при медленном перемешивании (90 об/мин) немного улучшает коагуляцию при 2°С, однако чрезмерное повышение приводит к росту остаточной мутности. Установлено [4, 5, 6], что решающее значение для повышения эффективности коагуляции при низкой температуре имеет время медленного перемешивания (время формирования крупных флокулов). Так, остаточная мутность снижается почти в три раза при увеличении продолжительности медленного перемешивания (90 об/мин) от 20 до 50 мин [4].

Отрицательное влияние низких температур на процесс коагуляции особенно заметно при низком исходном содержании взвешенных частиц вследствие недостаточного числа их столкновений. Внесение в очищаемую воду замутнителя позволяет повысить эффективность как медленной, так и быстрой коагуляции, поскольку скорости обеих стадий зависят не только от размеров, но и от концентрации частиц [4, 5].

Малочисленные литературные данные, посвященные изучению низких температур на коагуляционную эффективность, относятся в основном к сульфату, основным сульфатам и основным хлоридам алюминия [1 – 8]. Еще меньше сведений по влиянию данного фактора на активность коагулирующего действия солей железа [9, 10], алюмосиликатных реагентов [12, 13], титансодержащих коагулянтов [14, 15].

В результате многолетних исследований, проведенных в России, был запатентован комплексный титановый коагулянт для коагуляционной очистки природных и сточных вод [14, 16]. Одним из преимуществ указанного реагента (в сравнении с СА) является его высокая эффективность при низких температурах, хотя в литературе нет данных об экспериментальном материале, которые бы подтвердили этот вывод.

Исследования эффективности коагуляции титанилсульфата (ТС) и хлорида титана (в сравнении с СА) в модельной воде с рН 5,5 – 10 и щелочностью 0,5 – 5,0 ммоль/дм³ показали, что титановые коагулянты целесообразно использовать при очистке воды с невысокой щелочностью и $9 < \text{pH} < 7$, т.е. в условиях, при которых СА практически не работает [17]. Если учесть, что гидролиз разбавленных растворов солей титана (хлорида, сульфата) начинается при низких значениях рН (~ 1 – 2) и протекает как при комнатной температуре, так и на холоде с образованием амфотерного гидратированного гидроксида оксотитана переменного состава [15], то вполне вероятно их меньшая чувствительность к снижению температуры процесса водоподготовки.

Цель данной работы – исследование влияния температуры на коагуляционную активность сульфата алюминия и титанилсульфата в процессе очистки модельной воды при рН₀ 6 и 8. Выбор этих значений обусловлен тем, что в слабокислой среде эффективность ТС выше, чем СА, а при рН₀ 8 – наоборот [17].

Методика эксперимента. В ходе исследования коагуляционной эффективности выбранных реагентов использовали модельную воду, основные показатели которой имели постоянные значения: щелочность (Щ) – 1 ммоль/дм³; мутность (М) – 5,0 мг/дм³; цветность (Ц) – 30 град; ионная сила – $5,5 \cdot 10^{-3}$; жесткость – 4,0 мг-экв/дм³.

Процесс водоподготовки проводили следующим образом: модельную систему с постоянными вышеперечисленными параметрами и рН₀ 6 (8) термостатировали при определенном значении температуры, дозировали коагулянт, перемешивали и отстаивали в течение одного часа, визуально отмечая процесс хлопьеобразования коагулированной взвеси. Применяли двухстадийный режим перемешивания: 2 мин при 250 об/мин и 10 мин при 90 об/мин. После отстаивания определяли мутность в верхнем слое воды ($M_{неф}$). Затем воду фильтровали (белая лента) и определяли основные показатели качества очищенной воды: мутность, цветность, остаточное содержание алюминия (C_{Al}) и титана (C_{Ti}) [18 – 20].

Результаты и их обсуждение. На рис. 1, 2 показано влияние дозы СА и температуры соответственно на мутность отстоянной воды и остаточное содержание алюминия. Как видно, повышение температуры в исследуемом интервале улучшает процесс очистки воды в слабокислой среде с помощью СА. Это проявляется в увеличении глубины минимума на кривых $M_{неф} = f(D)$. Так, минимальное значение мутности в отстоянной воде снижается почти в 2,5 раза, а также увеличивается диапазон доз СА с относительно невысокой $M_{неф}$. Тем не менее требуемая очистка воды от дисперсных примесей ($M_{неф} < 2,0$ мг/дм³ [17]) наблюдается только для $T = 30^{\circ}C$ при довольно низком расходе коагулянта. Незначительное повышение дозы СА приводит к резкому увеличению как $M_{неф}$, так и C_{Al} (см. рис. 1, 2, кривая 5). Если через один час отстаивания при 10 – 30^oC визуально наблюдается седиментация хлопьев коагулированной взвеси, о чем свидетельствует нисходящий участок на кривых $M_{неф} = f(D)$, то при 2 – 5^oC формируется устойчивый коллоидный раствор, мутность которого увеличивается с ростом дозы коагулянта.

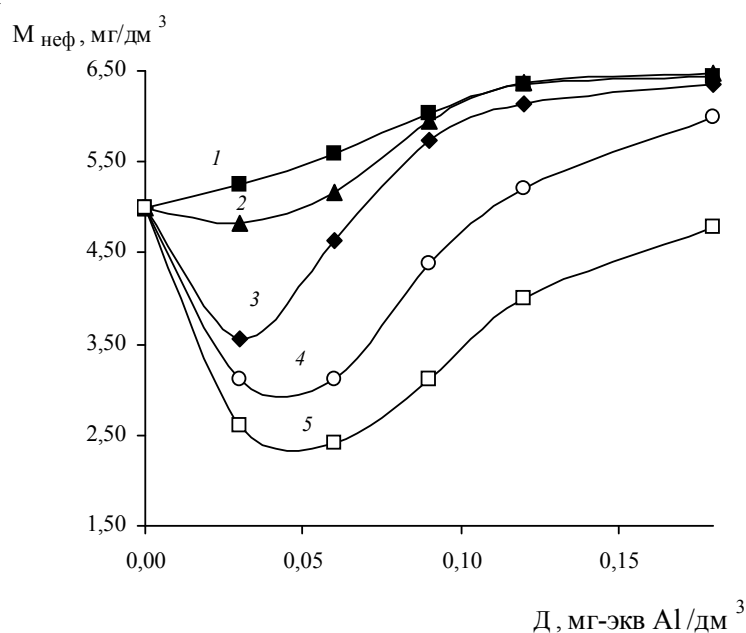


Рис. 1. Зависимость мутности отстоянной воды от дозы сульфата алюминия при температуре процесса водоподготовки, °С: 2 (1); 5 (2); 15 (3); 25 (4); 30 (5). pH_0 6

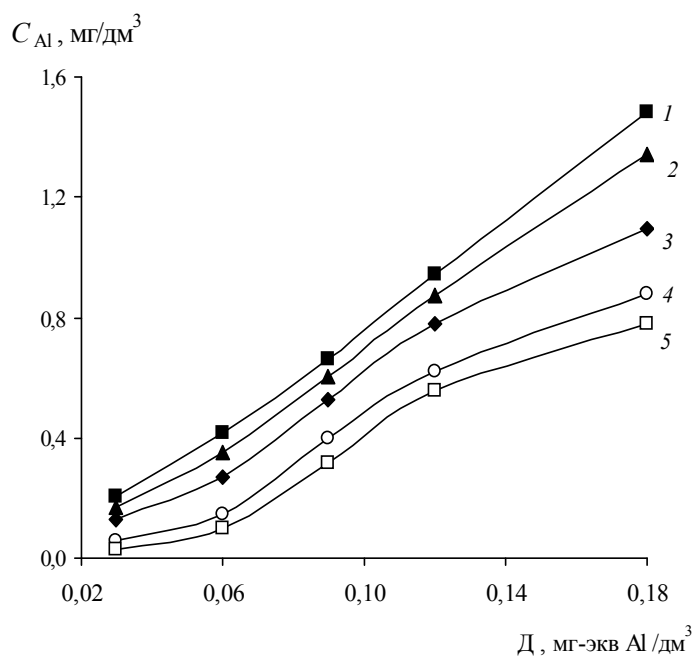


Рис. 2. Влияние температуры и дозы сульфата алюминия на содержание остаточного алюминий в питьевой воде, °С: 2 (1); 5 (2); 15 (3); 25 (4); 30 (5). pH_0 6

Повышение дозы СА ($0,03 - 0,18$ мг-экв/дм³) приводит к непрерывному (почти линейному для низких значений температур) росту концентрации остаточного алюминия в питьевой воде. Снижение температуры при $D = \text{const}$ также сопровождается повышением C_{Al} (см. рис. 2). Отмеченная зависимость остаточного алюминия от этих факторов обусловлена формированием мелкодисперсных частиц продуктов гидролиза сульфата алюминия, не седиментирующих во время отстаивания и проходящих через фильтр "белая лента". На формирование не только более мелких, но и менее плотных флокул коагулированной взвеси в области низких температур ($2 - 5^\circ\text{C}$) при дестабилизации каолиновой дисперсии СА указывают и авторы [4]. Полученные кривые $M_{\text{неф}} = f(T)$ и $C_{\text{Al}} = f(T)$ при постоянном расходе СА коррелируют с данными [4, 6].

На рис. 3 и 4 показано влияние дозы ТС и температуры соответственно на мутность отстоянной воды и остаточное содержание титана. Как видно, кривые $M_{\text{неф}} = f(D)$ имеют однопиковый характер для всех значений температуры очищаемой воды: формирование возрастающих по размеру хлопьев (восходящая ветвь) и седиментация последних (нисходящий участок). Снижение температуры в интервале $2 - 25^\circ\text{C}$ обуславливает смещение максимума на кривых $M_{\text{неф}} = f(D)$ в область более высоких значений $M_{\text{неф}}$ и D , что свидетельствует об отрицательном воздействии данного фактора на эффективность процесса коагуляции.

Необходимо отметить, что изменение мутности в питьевой воде после фильтрации ($M_{\text{ф}}$) в зависимости от дозы и температуры аналогично рассмотренному для $M_{\text{неф}}$ как в случае СА, так и ТС. При этом значения и мутности, и цветности в оптимальных условиях ниже ПДК для обоих коагулянтов. С учетом изложенного, кривые $M_{\text{ф}} = f(D)$ и $C = f(D)$ для температур в исследуемом диапазоне в нашей работе не приводятся.

В основном влияние температуры на коагулирующую активность ТС ($D = \text{const}$) в сравнении с СА имеет ряд отличительных черт. Во-первых, использование ТС позволяет даже при самой низкой температуре (2°C) проводить эффективную очистку воды от дисперсных примесей глинистых и гумусовых веществ, но при более высоком его потреблении. Во-вторых, кривые $M_{\text{неф}} = f(T)$ для любого расхода реагента имеют экстремальный характер с минимумом при $T = 25^\circ\text{C}$.

Ход кривых $C_{\text{Ti}} = f(D)$, представленных на рис. 4, практически идентичен изменению мутности отстоянной воды от дозы ТС (см. рис. 3). Это косвенно указывает на то, что основной причиной остаточного содержания титана в очищенной воде является прохождение мелких хлопьев во время фильтрации, количество которых повышается при снижении температуры в диапазоне $2 - 25^\circ\text{C}$.

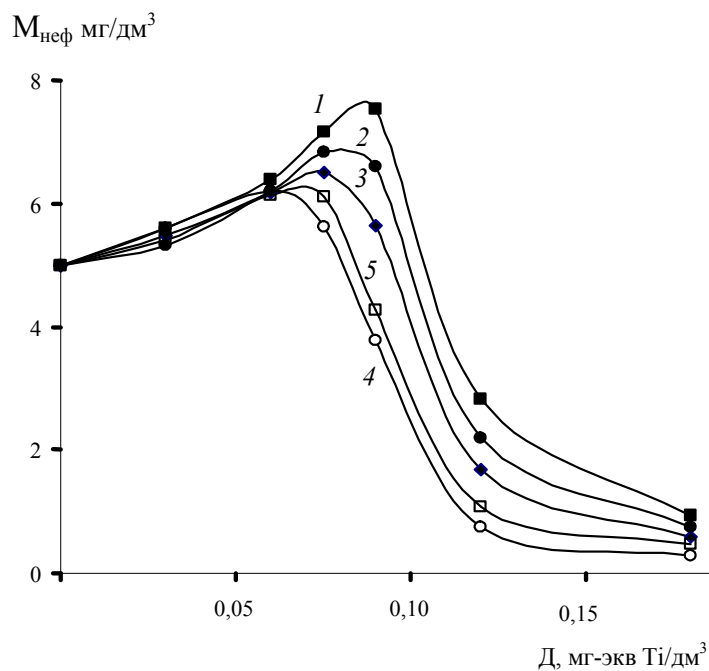


Рис. 3. Зависимость мутности отстоянной воды от дозы титанилсульфата при температуре процесса водоподготовки, °С: 2 (1); 10 (2); 15 (3); 25 (4); 30 (5). pH_0 6

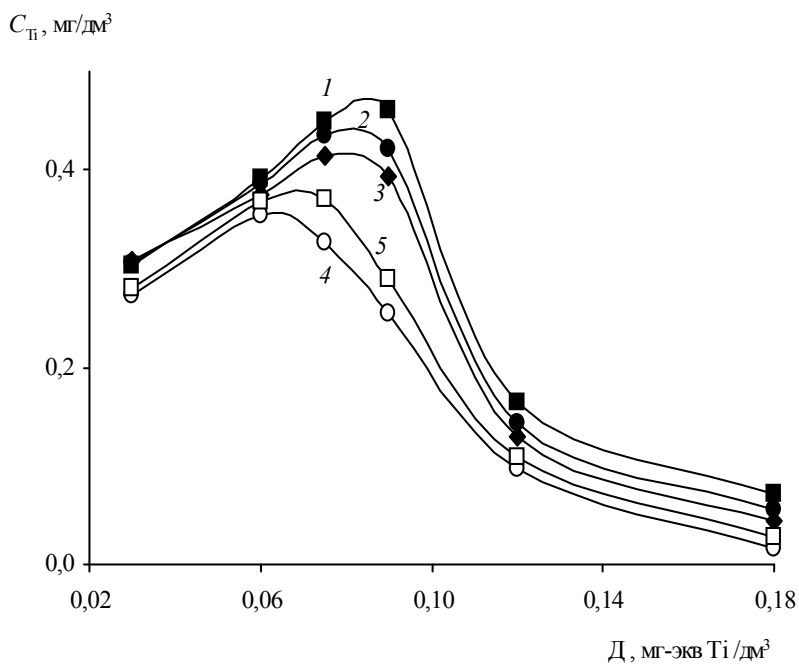


Рис. 4. Влияние температуры и дозы титанилсульфата на содержание остаточного титана в питьевой воде, °С: 2 (1); 10 (2); 15 (3); 25 (4); 30 (5). pH_0 6

На рис. 5 показано влияние дозы СА и температуры на мутность отстоянной воды в процессе коагуляционной очистки воды со слабощелочной средой (pH_0 8). Смещение pH_0 очищаемой воды в щелочную область снижает отрицательное влияние низких температур на процесс коагуляции. Так, эффективная очистка воды от дисперсных примесей наблюдается в довольно широком интервале температур (10 – 30°C). При этом увеличивается диапазон доз коагулянта, обеспечивающих низкие значения остаточной мутности (см. рис. 5, кривые 3 – 5). Как и в случае $M_{неф}$, количество остаточного алюминия (кривые $C_{Al} = f(D)$ для разных значений температуры здесь не приводятся), в отличие от данных на рис. 2, снижается в диапазоне доз 0,03 – 0,12 мг-экв/дм³ и незначительно повышается при более высоком расходе коагулянта. Экстремальный характер кривых $M_{неф} = f(D)$ и $C_{Al} = f(D)$ с минимумом при $D = 0,12$ мг-экв/дм³ наиболее ярко выражен при 5°C. Величины $M_{неф}$ и C_{Al} , равные соответственно 2,5 и 0,25 мг/дм³ (см. рис. 5, кривая 2), лишь незначительно превышают выбранные нами значения этих показателей для определения оптимального расхода реагента [17].

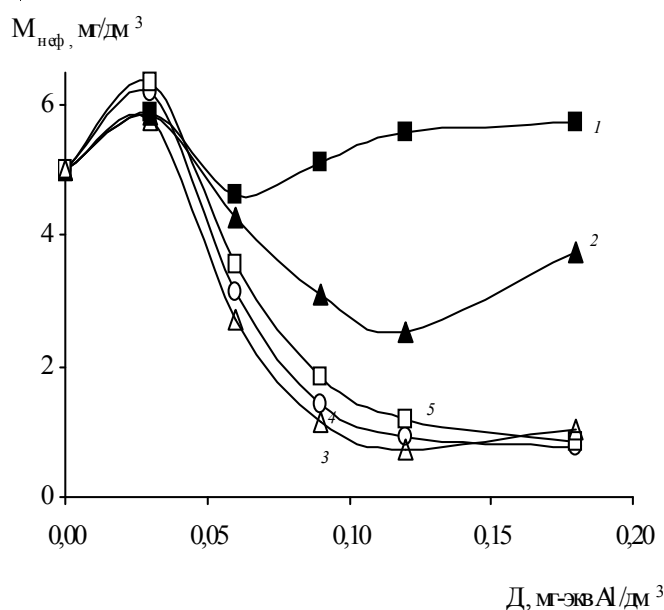


Рис. 5. Зависимость мутности отстоянной воды от дозы сульфата алюминия при температуре водоподготовки, °С: 2 (1); 5 (2); 20 (3); 25 (4); 30 (5). pH_0 8

Следует отметить, что содержание взвешенных частиц в воде после фильтрации в данном случае составляет ~1,0 мг/дм³, т. е. ниже ПДК. Если

учесть, что ПДК алюминия в питьевой воде $0,5 \text{ мг/дм}^3$ [19], а значение $0,2 \text{ мг/дм}^3$ носит рекомендательный характер, то можно считать, что доза СА, равная $0,12 \text{ мг-экв/дм}^3$, является оптимальной для процесса очистки воды при 5°C . Однако, даже небольшое отклонение расхода сульфата алюминия от этого значения приводит к резкому ухудшению процесса коагуляции и снижению качества питьевой воды. Как видно из представленных данных (см. рис. 5, кривая 1), при 2°C процесс дестабилизации дисперсных примесей сульфатом алюминия не происходит. При этом наблюдается повышение концентрации остаточного алюминия в питьевой воде. Таким образом, подтверждается вывод авторов [4, 9, 11] о том, что смещение pH_0 очищаемой воды в щелочную область лишь снижает, а не полностью исключает отрицательное воздействие низких температур на коагуляцию.

Смещение pH_0 воды в щелочную область обуславливает изменение характера кривых $M_{\text{неф}} = f(T)$ и $C_{\text{Al}} = f(T)$. Если в слабокислой среде повышение температуры обеспечивает непрерывное уменьшение обоих показателей ($D = \text{const}$), то для $\text{pH}_0 8$ наблюдается экстремальная зависимость с минимумом и $M_{\text{неф}}$, и C_{Al} при $T = 20^\circ\text{C}$.

На рис. 6 показано влияние дозы ТС и температуры на мутность отстоянной воды в процессе коагуляционной очистки воды со слабощелочной средой ($\text{pH}_0 8$).

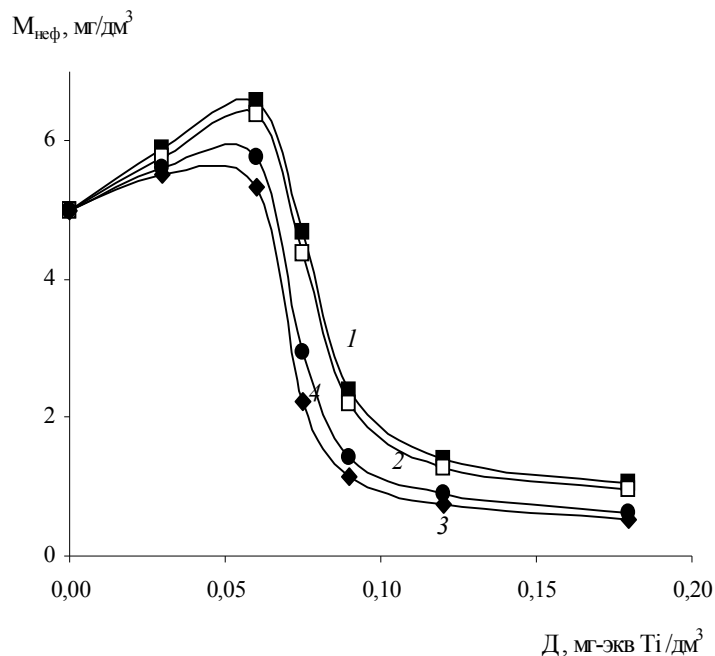


Рис. 6. Зависимость мутности отстоянной воды от дозы титанилсульфата при температуре водоподготовки, $^\circ\text{C}$: 2 (1); 10 (2); 15 (3); 30 (4). $\text{pH}_0 8$

Как видно, в целом характер кривых $M_{\text{неф}} = f(D)$ (то же для $C_{\text{Ti}} = f(D)$) при смещении pH_0 в щелочную область не изменился. Тем не менее, сравнивая указанные кривые для значений pH_0 6 и 8, налицо положительное влияние этого фактора на процесс коагуляции при снижении температуры (см. рис. 3, 4, 6). Оно проявляется в отсутствии смещения максимума на этих кривых в область более высоких расходов реагента и лишь небольшим увеличением максимального значения $M_{\text{неф}}$ (C_{Ti}). Кроме этого, при сохранении экстремальной зависимости $M_{\text{неф}} = f(T)$ и $C_{\text{Ti}} = f(T)$ значение температуры, при котором процесс коагуляции дисперсных примесей наиболее эффективен, смещается в область более низких величин. Как и в случае СА, подщелачивание расширило диапазон доз ТС, обеспечивающий низкие значения мутности в отстоянной воде, что свидетельствует об интенсификации процессов хлопьеобразования и седиментации.

Для определения оптимальной дозы ($D_{\text{опт}}$) каждого из реагентов авторы [17] руководствовались следующими условиями: значение мутности в отстоянной воде не должно превышать 2 мг/дм³ (для снижения нагрузки на фильтры), остаточное содержание алюминия и титана должно быть соответственно менее 0,2 и 0,1 мг/дм³, цветность – не более 20 град.

На основании полученных кривых зависимости мутности отстоянной воды, остаточной концентрации алюминия и титана (см. рис. 1 – 6), цветности от содержания коагулянта в очищаемой воде была определена оптимальная доза каждого реагента для всех значений температуры (рис. 7).

В случае СА установлена только одна кривая $D_{\text{опт}} = f(T)$ для воды со слабощелочной средой, поскольку, как указано выше, для иных условий ($Щ_0 = 1$ ммоль/дм³, pH_0 6 и т.д.) этот реагент при оптимальном расходе, равном 0,06 мг-экв/дм³, очищает воду до нужного качества только при 30°C.

Представленные зависимости оптимального расхода изучаемых реагентов от температуры очищаемой воды имеют экстремальный характер. Так, снижение этого параметра в интервале 2 – 25°C для проведения эффективного процесса коагуляции обуславливает повышение расхода ТС почти на 25%. Однако и повышение температуры > 25°C ухудшает, хотя и незначительно, процесс коагуляционной очистки воды (рис. 7, кривая 1). Необходимо отметить, что минимальный расход ТС, равный 0,12 мг-экв/дм³, при 25°C почти на 50 % выше такового для СА, но при 30°C. Повышение pH_0 до 8, с одной стороны, обеспечивает снижение оптимальной дозы ТС для всех значений температуры, с другой – минимум на кривых $D_{\text{опт}} = f(T)$ смещается в область более низких температур (15°C). Изменение температуры ниже указанного значения, хотя и требует большего расхода реагента (~ 13%), но он меньше, чем для слабобокислой среды (см. рис. 7, кривые 1, 2). Почти такое же увеличение $D_{\text{опт}}$ наблюдается и при росте температуры в диапазоне 15 – 30°C.

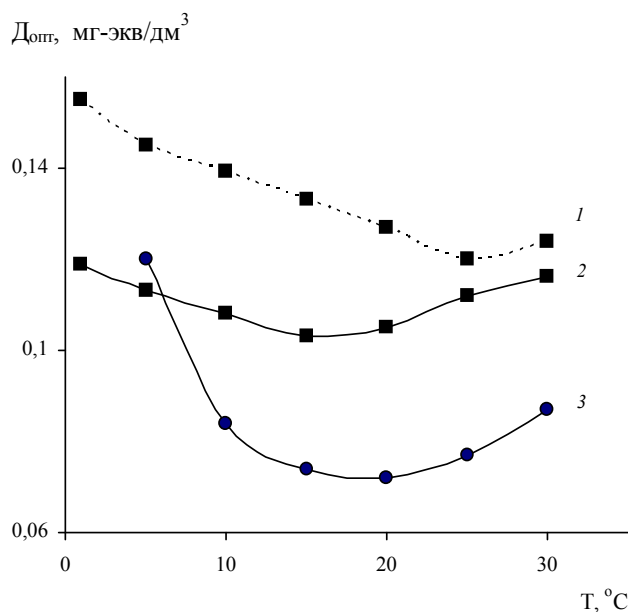


Рис. 7. Влияние температуры на оптимальную дозу титанилсульфата (1, 2) и сульфата алюминия (3) в зависимости от pH_0 воды: 6 (1); 8 (2,3)

Снижение негативного действия низких температур при смещении pH_0 в щелочную область более существенно для СА. Если в слабокислой среде эффективная коагуляция происходит только при 30°C , то в слабощелочной среде – диапазон температур, при которых процесс водоподготовки сульфатом алюминия обеспечивает получение питьевой воды требуемого качества, довольно велик и составляет $5 - 30^{\circ}\text{C}$ (см. рис. 7, кривая 3). Однако снижение температуры $< 20^{\circ}\text{C}$ (соответствует минимуму на кривой $D_{\text{опт}} = f(T)$) обуславливает больший ($\sim 40\%$), в отличие от ТС, расход СА. Тем не менее установленная ранее более высокая коагулирующая активность СА в сравнении с ТС (при $Щ_0 = 1$ ммоль/дм³, pH_0 8 и т.д.) [17] сохраняется в довольно широком интервале температур. Применение же этого реагента для очистки воды при $< 5^{\circ}\text{C}$ невозможно, поскольку процесс коагуляции неэффективен и полученная вода непригодна для применения.

В результате проведенных исследований установлено:

– сравнительно высокая коагуляционная эффективность ТС во всем диапазоне исследуемых температур и отсутствие таковой для СА при $< 5^{\circ}\text{C}$ не только в слабокислой среде (неоптимальные условия [17]), но и при значении pH_0 8, которое является наиболее приемлемым для коагуляции этим реагентом при обычных температурах;

– оптимальная температура процесса дестабилизации дисперсных примесей смещается в область более низких значений при смещении pH_0 в щелочную область и при замене СА титанилсульфатом;

– подщелачивание исходной воды более существенно снижает отрицательное воздействие низких температур на процесс коагуляции при использовании СА, чем ТС.

Выводы. Результаты проведенных исследований свидетельствуют о меньшей чувствительности коагулирующего действия ТС (в сравнении с СА), к низким температурам и перспективности его использования в процессе очистки воды в осенне-зимний период.

Резюме. Вивчено вплив температури (2 – 30°C) на ефективність процесу коагуляції води титанілсульфатом та сульфатом алюмінію в слабокислому (pH_0 6) та слаболужному (pH_0 8) середовищі. Встановлено наявність порівняно високої активності титанілсульфату в усьому діапазоні досліджуваних температур та відсутність такої для сульфату алюмінію при $< 5^\circ\text{C}$ не тільки в слабокислому середовищі (неоптимальні умови), але й при pH_0 8.

A.V. Mamchenko, N.G. Gerasimenko, T.A. Pahar

INFLUENCE OF THE TEMPERATURE ON THE EFFICIENCY OF THE COAGULANT ACTION OF TITANYL SULPHATE AND ALUMINIUM SULPHATE

Summary

The influence of the temperature (2 – 30°C) on the efficiency of the water coagulation process by titanyl sulphate and aluminium sulphate under subacid (pH_0 6) and alkaline (pH_0 8) conditions was investigated. It was ascertained that titanyl sulphate has a relatively high coagulant activity in the whole range of temperatures under investigation, while an absence of such was observed for the aluminium sulphate at the $< 5^\circ\text{C}$ not only in subacid environment (non-optimal conditions), but also at pH_0 8.

1. *Duan J., Gregory J. // Adv. Colloid Interface Sci. – 2003. – 100/102. – P. 475 – 502.*
2. *Zhang P., Hahn H., Hoffmann E., Zeng G. // Chemosphere. – 2004. – 57. – P. 1489 – 1494.*

3. *Xiao Feng, Zhang Baojie, Lee Chery* // J. Environ. Sci. – 2008. – **20**. – P. 907 – 914.
4. *Feng Xiao, Jun Mab, Peng Yib, Ju-Chang Howard Huanga* // Water Res. – 2008. – **42**. – P. 2983 – 2992.
5. *Бабенков Е. Д.* Очистка воды коагулянтами. – М.: Наука, 1977. – 355 с.
6. *Van Benschoten J.E., Edzwald J.K.* // Water Res. – 1990. – **24**, N 12. – P. 1519 – 1526.
7. *Cherifi M., Hazourli S., Ziati M.* // Phys. Procedia. – 2009. – **2**. – P. 1021–1030.
8. *Letterman R.D.* Water Quality and Treatment. – New York: McGraw-Hill, 1999. – 895 p.
9. *Kang L.S., Cleasby J.L.* // J. Environ. Eng. ASCE. – 1995. – **121**, N 12. – P. 893 – 901.
10. *Пишталла Л.* // Водоснабж. и сан. техника. – 2001. – №3. – С. 36 – 38.
11. *Zoudoulis A.I., Traskas G.* // J. Chem. Technol. and Biotechnol. – 2005. – **80**, N10. – P. 1136 – 1147.
12. *Kwak J.W* // Environ. Technol. – 1997. – **18**, N 3. – P. 293 – 300.
13. *Кручинина Н.Е.* // Экология пр-ва. – 2006. – № 2. – С. 46 – 50.
14. *Пат. 2179954 Россия, МПК⁷ C 02 F 1/52* / Н.Н.Стремилова, С.В.Стремилов. – Опубл. 27.02.02, Бюл. №6.
15. *Годнева М.М., Мотов Д.А.* Химия подгруппы титана: сульфаты, фториды, фторсульфаты из водных сред. – М.: Наука, 2006. – 302 с.
16. *Стремилова Н.Н., Викторовский И.В., Зигель В.В.* // Журн. общей химии РАН. – 2001. – **71**, № 1. – С. 21 – 24.
17. *Мамченко А.В., Герасименко Н.Г., Дешко И.И., Пахарь Т.А.* // Химия и технология воды. – 2010. – **32**, №3. – С. 309 – 323.
18. *ГОСТ 3351-74.* Вода питна.– Львів:Леонорм, 2001. – С. 18 – 22.
19. *ГОСТ 18165-89.* Вода питна.– Львів:Леонорм, 2001. – С. 80 – 83.
20. *Новиков Ю.В., Болдина З.Н., Ласточкина К.О.* Методы исследования качества воды водоемов. – М.: Медицина, 1990. – 358 с.

Ин-т коллоид. химии и химии воды
им. А.В. Думанского НАН Украины,
г. Киев

Поступила 17.03.2011