

КОМБИНИРОВАННЫЙ СПОСОБ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД ШЕЛКОМОТАЛЬНЫХ ПРОИЗВОДСТВ

¹Ф.Ф. Умуров, ¹М.М. Амонова, ²М.Р. Амонов

¹Бухарский государственный медицинский институт, Республика Узбекистан,

²Бухарский государственный университет, Республика Узбекистан

Представлен коагуляционно-флокуляционно-адсорбционный метод очистки сточных вод сложного состава с помощью композиционного реагента. Эффективность очистки достигает 97–98 %.

Ключевые слова: очистка сточных вод, сорбент, флокулянт, коагулянт, композиционные реагенты, шелкомотальное производство

Статья поступила в редакцию 30.11.2020, доработана 28.12.2020, принята к публикации 10.01.2021

Combined Method of Wastewater Treatment of Silk-Winding Industries

¹F.F. Umurov, ¹M.M. Amonova, ²M.R. Amonov

¹Bukhara State Medical Institute, 200118 Bukhara, Republic of Uzbekistan,

²Bukhara State University, 210117 Bukhara, Republic of Uzbekistan

Presented coagulation-flucular-absorption method of wastewater treatment of complex composition with the help of a composite reagent. The efficiency of cleaning reaches 97–98 %.

Keywords: wastewater treatment, sorbent, flucular, coagulant, composite reagents, silkworm production

Received 30.11.2020, revised 28.12.2020, accepted for publication 10.01.2021

DOI: 10.18412/1816-0395-2021-4-38-43

Разработка технологии очистки сточных вод с помощью реагентной обработки на основе сорбентов, коагулянтов и флокулянтов — актуальная научно-практическая задача.

Наиболее часто для этих целей применяют сорбционный метод очистки, эффективность которого зависит от свойств используемого сорбента, коагулянта и флокулянта. Разработка и исследование сорбентов на основе самого различного минерального и органического сырья, флокулянтов на основе синтетических полимеров и минералов представляют большой интерес

в научном и практическом аспекте. Природные сорбенты имеют ряд преимуществ перед синтетическими — невысокую стоимость, радиационную устойчивость, экологическую безопасность [1–3].

Постановка задачи

Несмотря на большое количество исследований процессов сорбции, флокуляции и коагуляции, касающихся очистки сточных вод шелкомотальных фабрик, многие вопросы до сих пор остаются невыясненными: не существует теоретического обоснования подбора флокулянтов и коагулянтов, отсутствует единое

мнение о механизмах процессов, протекающих при гидролизе флокулянтов и коагулянтов, а также свойствах образующихся при этом агрегатов, не определены основные причины уменьшения эффективности действия коагулянтов и флокулянтов с понижением температуры и т.п. [4–8].

Данная работа посвящена разработке комбинированного способа очистки сточных вод шелкомотальных производств с использованием твердых композиционных реагентов в системе сорбент-коагулянт-флокулянт, обеспечивающих повышенное качество очищаемой воды при одновременном

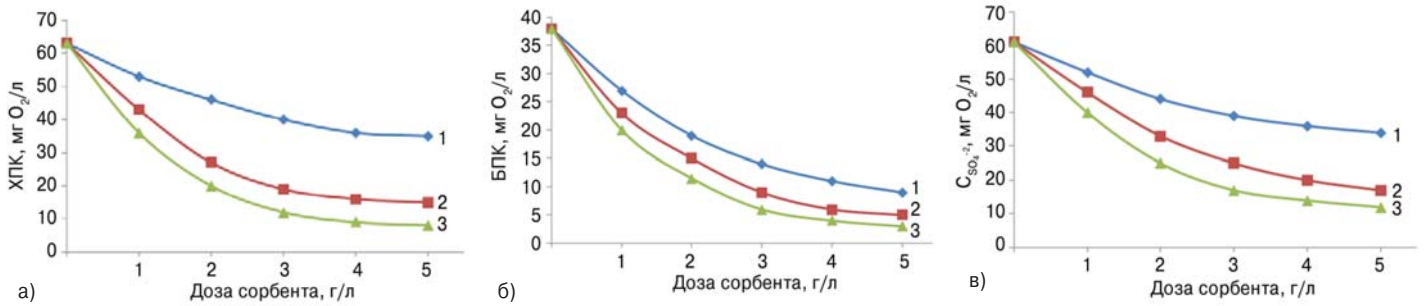


Рис. 1. Зависимость параметров очистки сточных вод 2-го потока от дозы сорбента:

а – ХПК; б – БПК; в – $C_{SO_4^{2-}}$; 1 – сорбционная очистка; 2 – сорбционно-коагуляционная очистка; 3 – сорбционно-коагуляционно-флокуляционная очистка

Fig. 1. Dependence of the 2nd stream wastewater treatment parameters on the sorbent dose:

a – COD; b – BOD; c – $C_{SO_4^{2-}}$; 1 – sorption purification; 2 – sorption-coagulative purification; 3 – sorption-coagulative flocculation

упрощении и удешевлении процесса ее очистки. В качестве сорбента использовали каолин и бентонит при соотношении 1:1 по 2,0 г/л, в качестве коагулянта $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$ и $FeCl_3 \cdot 6H_2O$ при концентрации 0,5 и 0,75 г/л соответственно и флокулянт ПАА — 0,15 г/л. В качестве объекта исследования были выбраны сточные воды шелкомотального производства СП ООО "BBS" г. Бухары Республики Узбекистан.

Для разработки рациональной технологии глубокой очистки сточных вод предприятий шелкомотальных производств авторы придерживались принципа разделения стоков по характеру загрязнений на два основных потока:

1-й поток — сточные воды, образующиеся в процессе запаривания коконов, варки шелковой ткани в мыльном растворе с целью освобождения шелкового клея (серицина) и естественных красителей, а также компонентов шлихты,

которая должна легко удаляться из ткани перед отделкой;

2-й поток — сточные воды красильного, печатного цехов и промывки набивных тканей после набивки.

В табл. 1 приведены показатели загрязнений сточных вод предприятия СП ООО "BBS".

Установление зависимостей характеристик реагентов от условий их образования, химического состава флокулянта и коагулянта, природы частиц сорбента дисперсной фазы позволили целенаправленно разработать новые композиции на основе сорбента, флокулянта и коагулянта, оптимизировать условия их введения и добиться максимальной эффективности процесса очистки воды.

В процессе исследований определяли эффективность очистки сточных вод при различной дозе добавленного сорбента. Количественное измерение состава осветленных вод проводилось после вторичного отстаивания по показателям ХПК, БПК₅, кон-

центрации сульфатов, хлоридов и фосфатов. Результаты сорбционной, сорбционно-коагуляционной и сорбционно-коагуляционно-флокуляционной очистки представлены на рис. 1.

Таблица 1. Характеристики сточных вод шелкомотального производства 1-го и 2-го потоков

Table 1. Characteristics of 1st and 2nd wastewater streams of silk-winding production

Показатели	Поток	
	1	2
рН	8,0	9,6
Взвешенные вещества, мг/л	150–200	350–400
Красители, мг/л:		
естественные	1,7	–
синтетические	–	11,6
ПАВ, мг/л	20	40
Щелочность общая, мг-экв/л	9,1	8,0
Сухой остаток, мг/л	200	400
Концентрация, мг/л:		
хлоридов	31	48
сульфатов	50	170
фосфора (в пересчете на P_2O_5)	2,5	6,7
ионов аммония	4,6	5,7
БПК _{полн} , мг O_2 /л	126	247
ХПК, мг O_2 /л	160	210
Прозрачность по шрифту, см	2	3

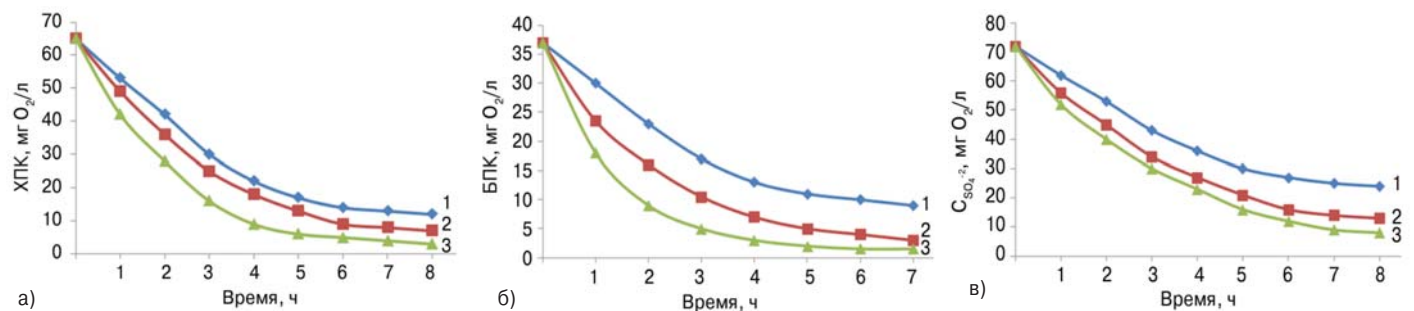


Рис. 2. Зависимость параметров очистки сточных вод 2-го потока от продолжительности процесса:

а – ХПК; б – БПК; в – $C_{SO_4^{2-}}$; 1 – сорбционная очистка; 2 – сорбционно-коагуляционная очистка; 3 – сорбционно-коагуляционно-флокуляционная очистка

Fig. 2. Dependence of the 2nd stream wastewater treatment parameters on the process duration:

a – COD; b – BOD; c – $C_{SO_4^{2-}}$; 1 – sorption purification; 2 – sorption-coagulative purification; 3 – sorption-coagulative flocculation

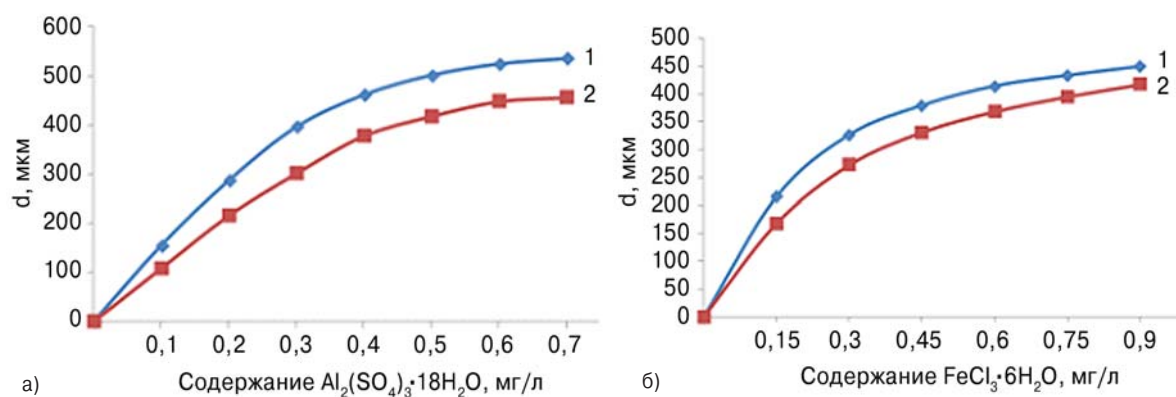


Рис. 3. Зависимость среднего диаметра коагулянтов от содержания сульфата алюминия (а) и хлорида железа (б) при очистке сточных вод 2-го потока:

1 – $G = 110 \text{ c}^{-1}$; 2 – $G = 290 \text{ c}^{-1}$

Fig. 3. Dependence of the average diameter of coagulants on the content of aluminum sulphate (a) and iron chloride (b) during the 2nd stream wastewater treatment:

1 – $G = 110 \text{ c}^{-1}$; 2 – $G = 290 \text{ c}^{-1}$

Зависимости параметров очистки сточных вод 2-го потока от продолжительности процесса представлены на рис. 2.

Значения параметров определяли каждый час в течение первых 2 ч и через 6 ч от начала проведения эксперимента. Процесс сорбционно-коагуляционно-флокуляционной очистки реализуется в первые 2 ч контакта сорбента со сточной водой и далее значения параметров изменяются незначительно. Резкое снижение концентрации органических примесей сточных вод в первые часы свидетельствует о протекании физической сорбции. Дальнейшее плавное снижение обусловлено биологическим окислением. Кинетическая кривая изменения показателя ХПК показывает, что в первые 2 ч контакта со сточной водой сорбционно-коагуляционная очистка протекает с максимальной интенсивностью, что связано с сорбцией биорезистентных компонентов сорбентом. Значение показателя БПК в течение первых 2 ч резко изменяется, так как при протекании комплексной очистки происходит образование биопленки. Эффективная очистка от сульфатного иона происходит в результате более полного и быстрого удаления органических примесей, наличия твердого пористого минерального

материала и изменения значения pH в сторону слабощелочной среды, что влияет на интенсивный рост очистки.

Размеры частиц коагулянта определяли с помощью оптического блока лазерного анализатора дисперсности MasterSizer 3000, соединенного посредством насоса с сосудом, снабженным механической мешалкой, в котором проводили процесс коагуляции. На первом этапе эксперимента дистиллированную воду пропускали через мембранный фильтр с размером пор 0,2 мкм под давлением 0,1–0,2 МПа. Значение pH системы $8,5 \pm 0,1$ создавали с помощью KHCO_3 (8 ммоль/дм³), для регулирования ионной силы использовали NaCl (8 ммоль/дм³). К полученному раствору добавляли расчетное количество коагулянтов $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ и $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$. Систему перемешивали в течение 1,5 мин со скоростью 500 об/мин, затем отключали насос и через 30 мин определяли размеры частиц. Поскольку при этом движении жидкости через измерительную ячейку не осуществлялось, рост частиц происходил в статических условиях.

Размер агрегатов, формирующихся при гидролизе коагулянтов с различной основностью, возрастал с увеличением содержания сульфата алю-

миния и хлорида железа в интервале скоростного градиента 110–230 c^{-1} (рис. 3).

Установлено, что сульфат алюминия образует самые крупные коагуляционные агрегаты, которые осаждаются с более высокой скоростью, чем агрегаты из хлорида железа (скорость седиментации 0,004–0,005 и 0,002–0,003 м/с соответственно). Именно этим фактом можно объяснить большую эффективность соединения ионов алюминия по сравнению с ионами железа в большинстве процессов удаления загрязнений из воды [9, 10].

На параметры агрегатов, образующихся при гидролизе коагулянтов, также влияют условия диспергирования, которые можно характеризовать величиной скоростного градиента G . Наиболее крупные агрегаты из сульфата алюминия получены при интенсивности диспергирования 40 c^{-1} , агрегаты из хлорида железа — при 20 c^{-1} . Увеличение интенсивности диспергирования до 270 c^{-1} привело к уменьшению размера агрегатов в результате их механического разрушения.

Учитывая, что скорость процессов сорбции и десорбции зависит от концентрации вещества на поверхности адсорбента и в растворе, авторы изменяли дозы коагулянтов с

целью понижения содержания ХПК в сточных водах.

Снижение концентрации ХПК при очистке сточных вод второго потока в зависимости от дозы коагулянтов представлены в табл. 2.

Изучение эффективности очистки сточных вод шелкомотального производства в зависимости от доз минеральных коагулянтов позволило определить, что оптимальные дозы для сульфата алюминия составляют 0,5 г/л и для хлорида железа — 0,75 г/л (считая на безводный продукт соли), при этом эффективность очистки по показателю ХПК достигает 76–85 %, по интенсивности окраски — 85–96 %.

Исследования показали, что дальнейшее увеличение доз этих минеральных коагулянтов практически не повышает эффективность очистки.

Необходимо отметить, что для максимального извлечения загрязнений процесс флокуляции следует вести в диапазоне оптимальных величин pH [11–13]. Экспериментально определено, что наибольший эффект очистки сточных вод шелкомотальных предприятий при использовании в качестве флокулянта ПАА достигается в интервале значений pH среды от 8,5 до 9,5.

При изучении адсорбции флокулянта электрокинетическим методом показано, что отрицательный электрокинетический потенциал (ЭКП) частиц загрязнений сточных вод красильного производства уменьшается с увеличением дозы флокулянта. Аналогичные зависимости снижения отрицательной величины ЭКП дисперсных загрязнений от дозы флокулянта были получены при флокуляционной очистке сточных вод 1-го потока процесса переработки коконов.

Полученные результаты подтверждают электростатический характер взаимодействий частица—флокулянт как для низкомолекулярных, так и высокомолекулярных флокулян-

Таблица 2. Эффективность очистки сточных вод 2-го потока шелкомотального производства оптимальными количествами минеральных коагулянтов
Table 2. Efficiency of 2nd stream wastewater purification from silk-based production with optimal quantities of mineral coagulants

Поступающая вода		Коагулянт		pH		Эффективность очистки		Объем осадка, %
ХПК, мг О ₂ /л	интенсивность окраски по разведению, %	химическая формула	доза, г/л	до очистки	после очистки	по ХПК, мг О ₂ /л	интенсивность окраски по разведению, %	
210	1:218	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	9,14	7,20	44,1	87,2	3,72
210	1:218	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	9,14	7,34	41,2	90,1	4,16
256	1:360	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	8,23	6,56	63,2	85,1	3,40
256	1:360	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	8,23	6,92	61,3	88,4	3,60
185	1:420	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	8,94	6,81	32,1	93,6	4,70
185	1:420	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	8,94	6,82	33,1	95,1	5,76
240	1:580	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	9,70	6,78	48,2	89,3	3,83
240	1:580	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	9,70	6,70	46,4	94,9	4,36
160	1:390	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	9,68	7,16	25,3	95,1	3,53
160	1:390	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	9,68	6,88	21,7	96,2	3,76
280	1:210	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	9,62	7,25	45,4	83,1	3,32
280	1:210	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	9,62	7,02	42,6	85,2	4,10
170	1:850	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	0,5	8,76	7,10	28,2	92,1	4,67
170	1:850	FeCl ₃ ·6H ₂ O	0,75	8,76	7,69	23,2	94,4	4,84

тов, на основе чего обоснован механизм адсорбции флокулянтов.

Замечено, что причиной снижения ЭКП частиц при добавлении низкомолекулярных полиэлектролитов FeCl₃·6H₂O и Al₂(SO₄)₃·18H₂O является адсорбция макромолекул на отдельных участках частиц бентонита и каолина, которая снижает заряд этих участков и, следовательно, общий заряд частиц [14–16]. Такая адсорбция возможна, так как размеры макромолекул полиэлектролита ПАА (0,075–0,1 мкм) значительно меньше размера частиц дисперсных загрязнений сточных вод, который обычно превышает 5 мкм.

Высокомолекулярные флокулянты (ПАА), размер макромолекул которых достигает нескольких десятков микрометров, адсорбируются на поверхности частиц только частью сегментов макромолекул, что также приводит к снижению величины электрокинетического потенциала.

Заметим, что величина снижения ЭКП дисперсных загрязнений зависит от дозы,

вида флокулянта и состава сточной воды. Суспензия бентонита и каолина, которую можно отнести к однокомпонентным системам, при обработке флокулянтами приводит к резкому уменьшению ЭКП частиц бентонита и каолина (табл. 3) [17].

Как видно, снижение ЭКП частиц бентонита и каолина с +5 до -9,0 мВ происходит при концентрациях Al₂(SO₄)₃·18H₂O 0,25–0,5 г/л, FeCl₃·6H₂O — 0,75–1,0 г/л, что является значительно меньшей дозой по сравнению с обычно применяемыми для очистки сточных вод (1,5–10,0 мг/л).

Соответственно, при дальнейшем увеличении дозы флокулянтов величина ЭКП частиц бентонита становится положительной и растет до некоторой предельной величины, которая соответствует адсорбционному насыщению поверхности и зависит только от вида флокулянта. Эта предельная величина ЭКП была использована в данной работе для оценки реальной величины заряда макромолекул флокулянта в вод-

Таблица 3. ЭКП суспензии сорбента при различной концентрации минеральных коагулянтов и флокулянтов сточных вод 2-го потока
Table 3. ECP of sorbent suspension at different concentrations of mineral coagulants and the 2nd stream wastewater flocculants

Соотношение бентонита и каолина	Концентрация, г/л			ЭКП, мВ
	флокулянта	коагулянтов		
		ПАА	Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	
1:0,5	0,25	-	-	+3,0
	0,5	-	-	+4,0
	-	0,5	-	+4,0
	-	0,75	-	+3,0
	-	-	0,75	+3,0
	-	-	1,0	+1,0
1:1	0,25	-	-	-2,0
	0,5	-	-	-4,0
	-	0,5	-	-5,0
	-	0,75	-	-7,0
	-	-	0,75	-6,0
	-	-	1,0	-9,0
0,5:1	0,25	-	-	+4,0
	0,5	-	-	+5,0
	-	0,5	-	+3,0
	-	0,75	-	+4,0
	-	-	0,75	+4,0
	-	-	1,0	+1,0
1:1	0,5	0,75	-	+7,0
	0,5	-	1,0	+11,0
	0,5	0,75	1,0	+17,0

ных растворах с учетом их конформационного состояния.

Как видно, оптимальной дозе флокулянта соответствовала определенная отрицательная величина ЭКП частиц загрязнений, которая зависела от вида флокулянта и состава сточной воды, т.е. наибольшая эффективность

очистки наблюдалась, когда частицы были покрыты в основном низкомолекулярным коагулянтом (Al₂(SO₄)₃·18H₂O, FeCl₃·6H₂O), а полимером только частично. Это объясняется тем, что процесс хлопьеобразования частиц дисперсной фазы с адсорбированными макромолекулами флокулянта может проходить

только при наличии свободной поверхности частиц загрязнений [18].

Степень заполнения поверхности макромолекулами флокулянта (величину θ) было предложено вычислять по формуле

$$\theta = (\text{ЭКП}_{\text{исх}} - \text{ЭКП}_{\text{кон}}) / \text{ЭКП}_{\text{флок}}$$

где ЭКП_{исх} и ЭКП_{кон} — электрокинетический потенциал частиц в исходной сточной воде и при данной дозе флокулянта; ЭКП_{флок} — заряд флокулянта (величина ЭКП, соответствующая предельной адсорбции флокулянта на частицах бентонита).

Характеристики флокулянтов и дисперсных загрязнений сточных вод в процессе флокуляции, полученные на основе электрокинетических измерений, представлены в табл. 4 и служат для сравнительной оценки различных флокулянтов и минеральных коагулянтов, прогнозирования эффективности их применения.

Заключение

Разработан новый коагуляционно-флокуляционно-адсорбционный способ очистки сточных вод сложного состава, включающий стадии регулирования pH, обработки с помощью композиционного реагента, отделения осадка, сорбции и фильтрации, применение которого позволяет удалять красители, ПАВ и сложные органические и неорганические примеси с эффективностью 97,0–98,7 %.

Показано, что использование композиционных реагентов увеличивает скорость седиментации коагуляционных агрегатов и степень очистки относительно их водных аналогов (предварительно растворенных или суспензированных реагентов), упрощает процесс очистки (уменьшает число технологических стадий введения реагентов с 2–3 до 1), а также уменьшает количество вводимого коагулянта в 1,2–1,5 раза.

Таблица 4. Электрокинетические характеристики флокулянтов и дисперсных загрязнений сточных вод 1-го потока в процессе флокуляции в присутствии минеральных коагулянтов

Table 4. Electrokinetic characteristics of flocculants and dispersed contamination of the 1st stream waste water in the flocculation process with mineral coagulants

Флокулянт	ЭКП, мВ	Оптимальная доза, г/л	ЭКП _{исх}	ЭКП _{кон}	θ
			мВ		
ПАА	+37	0,5	+15	+4	0,29
FeCl ₃ ·6H ₂ O	+34	0,75	+16	+8,0	0,24
Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	+32	0,05	+13	+7,0	0,19
ПАА + FeCl ₃ ·6H ₂ O	+40	0,5–0,75	+14	-8,0	0,30
ПАА + Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	+38	0,5–0,5	+18	-15	0,60
FeCl ₃ ·6H ₂ O + Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	+36	0,75–0,5	+16	-10	0,44
ПАА + FeCl ₃ ·6H ₂ O + Al ₂ (SO ₄) ₃ ·18H ₂ O	+44	0,5–0,75–0,5	+12	-6	0,41

Литература

1. Шихалева Е.П. Метод электрохимического коагулирования для очистки сточных вод. Экология производства. 2012. № 4. С. 62–69.
2. Гришин Б.М., Салмин С.М. Исследование реагентной очистки природных вод с применением алюмосодержащих коагулянтов. Сб. тр. Междунар. науч.-практ. конф. "Актуальные проблемы инженерных наук в области промышленности, экологии и охраны водных ресурсов". Пенза, ПГУАС. 2012. С. 116–119.
3. Домрачева В.А., Шийрав Г. Адсорбционное извлечение ионов тяжелых металлов углеродными сорбентами в статических условиях. Цветные металлы. 2013. № 1. С. 43–48.
4. Амонова М.М., Равшанов К.А. Влияние концентрации коагулянтов на степени очистки сточных вод. Развитие науки и технологий. 2019. №2. С. 57–61.
5. Амонова М.М., Равшанов К.А., Амонов М.Р. Изучение доз коагулянтов при очистке сточных вод текстильного производства. Universum: химия и биология. 2019. № 6 (60). С. 47–49.
6. Веляев Ю.О., Майоров Д.В., Матвеев В.А. Исследования эффективности применения алюмосиликатного коагулянта на основе нефелина. Водоснабжение и сан. техника. 2013. № 3. Ч. 1. С. 32–37.
7. Амонова М.М., Равшанов К.А. Изучение концентрации минеральных сорбентов при очистке сточных вод текстильного производства. Композиционные материалы. Ташкент. 2019. № 3. С. 86–90.
8. Вихрев В.И., Симонов А.Д., Шевченко В.С. Термическая утилизация осадков сточных вод. Чистый город. 2013. № 1. С. 27–32.
9. Амонова М.М., Равшанов К.А. Polymeric composition for purification of wastewater from various impurities in textile industry. Journal of chemistry and chemical technology. 2019. Vol. 62. № 10. P. 147–153.
10. Крылов И.О., Луговская И.Г. Использование природных шунгитовых сорбентов в системах очистки сточных вод. Ресурсосберег. технол. Экспресс-информация. ВИНТИ. 2011. № 6. С. 10–32.
11. Селицкий Г.А., Ермаков Д.В. Пути повышения глубины очистки кислых сточных вод. Экология производства. 2011. № 4. С. 70–78.
12. Амонова М.М., Равшанов К.А. Изучение электрокинетические характеристики флокулянтов и дисперсных загрязнений сточных вод отделочного производства. Композиционные материалы. 2019. № 1. С. 103–106.
13. Saravanamuthu Vigneswaran. Waste Water Treatment Technologie. Volume III. EOLSS Publications. 25 september. 2009.
14. Арсентьева Н.А. Очистка сточных вод: библиографический список литературы. Нац. б-ка Чуваш. Респ. Вып. 4. Чебоксары, 2013.
15. Панов В.П., Нифонтов Ю.А., Панин А.В. Теоретические основы защиты окружающей среды: учеб. пособие. Под ред. В.П. Панова. М., Академия, 2008. 313с.
16. Шубов Л.Я., Ставровский М.Е., Олейник А.В. Технология отходов: учебник. Под ред. Л.Я. Шубова. М., Альфа-М; М., Уником Сервис; М., ИНФРА-М, 2011. 348, [1] с.
17. Ксенофонтов Б.С. Возможности интенсификации извлечения ионов металлов из сточных вод. Безопасность жизнедеятельности. 2013. № 1. С. 20–23.
18. Амонова М.М. Изучение кинетики осаждения частиц сточных вод. Узбекский химический журнал. 2018. № 6. С. 20–26.

References

1. Shikhaleva E.P. Metod elektrokhimicheskogo koagulyrovaniya dlya ochistki stochnykh vod. Ekologiya proizvodstva. 2012. № 4. S. 62–69.
2. Grishin B.M., Salmin S.M. Issledovanie reagentnoi ochistki prirodnykh vod s primeneniem alyumosoderzhashchikh koagulyantov. Sb. tr. Mezhdunar. nauch.-prakt. konf. "Aktual'nye problemy inzhenernykh nauk v oblasti promyshlennosti, ekologii i okhrany vodnykh resursov". Penza, PGUAS. 2012. S. 116–119.
3. Domracheva V.A., Shiirav G. Adsorbtsionnoe izvlechenie ionov tyazhelykh metallov uglerodnymi sorbentami v staticheskikh usloviyakh. Tsvetnye metally. 2013. № 1. S. 43–48.
4. Amonova M.M., Ravshanov K.A. Vliyanie kontsentratsii koagulyantov na stepeni ochistki stochnykh vod. Razvitie nauki i tekhnologii. 2019. №2. S. 57–61.
5. Amonova M.M., Ravshanov K.A., Amonov M.R. Izuchenie doz koagulyantov pri ochistke stochnykh vod tekstil'nogo proizvodstva. Universum: khimiya i biologiya. 2019. № 6 (60). S. 47–49.
6. Velyaev Yu.O., Maiorov D.V., Matveev V.A. Issledovaniya effektivnosti primeneniya alyumosilikatnogo koagulyanta na osnove nefelina. Vodosnabzhenie i san. tekhnika. 2013. № 3. Ch. 1. S. 32–37.
7. Amonova M.M., Ravshanov K.A. Izuchenie kontsentratsii mineral'nykh sorbentov pri ochistki stochnykh vod tekstil'nogo proizvodstva. Kompozitsionnye materialy. Tashkent. 2019. № 3. S. 86–90.
8. Vihrev V.I., Simonov A.D., Shevchenko V.C. Termicheskaya utilizatsiya osadkov stochnykh vod. Chistyi gorod. 2013. № 1. S. 27–32.
9. Amonova M.M., Ravshanov K.A. Polymeric composition for purification of wastewater from various impurities in textile industry. Journal of chemistry and chemical technology. 2019. Vol. 62. № 10. P. 147–153.
10. Krylov I.O., Lugovskaya I.G. Ispol'zovanie prirodnykh shungitovykh sorbentov v sistemakh ochistki stochnykh vod. Resursosbereg. tekhnol. Ekspress-informatsiya. VINITI. 2011. № 6. S. 10–32.
11. Selitskii G.A., Ermakov D.V. Puti povysheniya glubiny ochistki kisl'nykh stochnykh vod. Ekologiya proizvodstva. 2011. № 4. S. 70–78.
12. Amonova M.M., Ravshanov K.A. Izuchenie elektrokineticheskie kharakte-ristiki flokulyantov i dispersnykh zagryaznenii stochnykh vod otdelochnogo proizvodstva. Kompozitsionnye materialy. 2019. № 1. S. 103–106.
13. Saravanamuthu Vigneswaran. Waste Water Treatment Technologie. Volume III. EOLSS Publications. 25 september. 2009.
14. Arsent'eva N.A. Ochistka stochnykh vod: bibliograficheskii spisok literatury. Nats. b-ka Chuvash. Rесп. Vyp. 4. Cheboksary, 2013.
15. Panov V.P., Nifontov Yu.A., Panin A.V. Teoreticheskie osnovy zashchity okruzhayushchei sredy: ucheb. posobie. Pod red. V.P. Panova. M., Akademiya, 2008. 313s.
16. Shubov L.Ya., Stavrovskii M.E., Oleinik A.V. Tekhnologiya otkhodov: uchebnik. Pod red. L.Ya. Shubova. M., Al'fa-M; M., Unikom Servis; M., INFRA-M, 2011. 348, [1] s.
17. Ksenofontov B.S. Vozmozhnosti intensivatsii izvlecheniya ionov metallov iz stochnykh vod. Bezopasnost' zhiznedeyatel'nosti. 2013. № 1. S. 20–23.
18. Amonova M.M. Izuchenie kinetiki osazhdeniya chastits stochnykh vod. Uzbekskii khimicheskii zhurnal. 2018. № 6. S. 20–26.