

2. Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Одеській області у 2009 році.
3. Кориневская В.Ю., Шанина Т.П. Отходы городских систем как потенциальный ресурс и источник загрязнения окружающей природной среды // Вісник Одеського державного екологічного університету. Вип. 11. – Одеса: «Екологія», 2011. – С. 20-28.
4. Сафранов Т.А., Губанова Е.Р., Шанина Т.П., Кориневская В.Ю., Скрипник А.П. Управление качеством окружающей среды в контексте решения проблемы твёрдых бытовых отходов // Перший Всеукраїнський з'їзд екологів (Ecology-2006). Тези доповідей Міжнародної науково-практичної конференції. – Вінниця: УНІВЕРСУМ-Вінниця, 2006. – С.16.
5. Патент на корисну модель № 58436 «Спосіб комплексної утилізації твердих побутових відходів».

УДК 544.77.052.22 : 544.77.052.5

Сліпенюк Т.С., Лявинець О.С., Сліпенюк О.Т., Кобітович О.М. (Україна, Чернівці)

СПОСОБИ ІНТЕНСИФІКАЦІЇ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД ВИРОБНИЦТВА ПОЛІВІНІЛХЛОРИДУ

Полівінілхлорид (ПВХ) завдяки цілому ряду цінних властивостей є одним із найбільш розповсюджених полімерів і знаходить різноманітне застосування в різних галузях промисловості та сільського господарства. Але внаслідок викидів із стічними водами великої кількості полімеру ПВХ виникає проблема його утилізації [1]. Це тісно пов'язано із проблемою очищення водного басейну від шкідливих домішок полімеру ПВХ. Необхідно підібрати такі хімічні добавки, які б впливали на стійкість дисперсної фази ПВХ у воді і в той же час були малотоксичними і використовувались у малій кількості. Підходити до розв'язання цієї проблеми необхідно з точки зору регулювання стійкістю латексів, до яких і належать водні суспензії ПВХ [2, 3].

При концентраціях ПВХ 50 кг/м^3 і більше у стічних водах промислового виробництва велика його кількість потрапляє до річок, що становить загрозу для екологічного стану водного басейну. Це пов'язане з тим, що використання традиційних методів очищення стічних вод не завжди дає бажаних результатів, особливо якщо стічні води містять ультрамікрогетерогенні забруднення, якими і є латекси ПВХ.

В якості об'єктів дослідження були взяті: емульсійний полівінілхлорид $[-\text{CH}_2\text{CHCl}-]_n$, стабілізований аніонним емульгатором $\text{C}_{15}\text{H}_{31}\text{SO}_3\text{Na}$; катіонна поверхнево-активна речовина (ПАР) – бісчетвертинна амонієва сіль похідної етилендіаміну – етоній; водорозчинні полімери: поліакриламід (ПАА) $M_r = 6,0 \cdot 10^6$, поліетиленоксид (ПЕО) $M_r = 2,5 \cdot 10^6$; електроліт Алюмінію сульфат. Експериментальні дослідження проводились на фотоелектричному колориметрі КФК-2МП при $\lambda = 540 \text{ нм}$.

Для виявлення специфіки міжчастинних взаємодій та їх ролі в процесах агрегативного структурування, ми провели розрахунок потенціальної енергії парної взаємодії частинок. Розрахунок енергії парної взаємодії сферичних частинок радіуса r як функції найкоротшої відстані між їх поверхнями h із врахуванням структурних сил відштовхування, які виникають при перекриванні приповерхневих граничних шарів зв'язаної води навколо частинок проводився згідно сучасної модифікованої теорії ДЛФО [4, 5].

Проведені розрахунки енергії парної взаємодії частинок ПВХ згідно положень сучасної модифікованої теорії ДЛФО показали, що агрегативна стійкість частинок ПВХ в його водній суспензії досягається за рахунок високих значень структурної та електростатичної складової розклинюючого тиску. Для реалізації явища коагуляційного та флокуляційного структурування необхідно реалізувати процеси гідрофобізації поверхні частинок та їх місткове зв'язування за допомогою макромолекул полімеру. В суспензіях частинки ПВХ взаємодіють між собою, утворюючи агрегати, які лише при певних умовах можуть бути стабільними.

В основі процесів очистки водного середовища від високодисперсних зависів ПВХ лежать явища коагуляційно-флокуляційного структурування дисперсної фази під впливом хімічних добавок (аквагідроксокомплексів Алюмінію сульфату, катіонної ПАР етонію, водорозчинних полімерів ПАА та ПЕО), які хімічно модифікують поверхню частинок і адсорбційна мікрофаза бере участь в міжчастинних взаємодіях, результатом яких може бути асоціація або стабілізація частинок дисперсної фази.

Ми порівнювали величини сумарної енергії взаємодії частинок з енергією їх теплового руху kT . Це давало змогу судити про співвідношення між енергіями взаємодії двох частинок та їх тепловим броунівським рухом, який веде до розпаду агрегатів (стабільність досягається при $|\sum U(h)|$ більше $5 kT$).

Було встановлено, що енергія парної взаємодії частинок дисперсної фази визначається фізико-хімічною природою поверхні частинок (константою Гамакера молекулярного притягання частинок, електричним потенціалом поверхні, розмірами приповерхневого структурованого шару зв'язаної води, величинами константи структурного відштовхування цих шарів). В залежності від відстані між поверхнями сферичних частинок h , будемо мати превалюючий вклад того чи іншого фактору.

Так, на малих відстанях $h < 15 \text{ нм}$ превалює структурний та електростатичний фактор відштовхування частинок, не дивлячись на високі значення енергії молекулярного притягання. Отже, високі значення структурних та електростатичних сил відштовхування не дають змогу частинкам з'єднатися при малих відстанях між поверхнями навіть у випадку невисоких значень потенціалу поверхні та ущільнення дифузної частини подвійного електричного шару (ПЕШ).

Якщо вводити електроліти, які містять багатозарядні іони (наприклад $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), то його

аквагідроксокомплекси нейтралізують заряд частинок ПВХ. Окрім того, електроліти ущільнюють дифузну частину ПЕШ. Тоді стійкість частинок ПВХ будуть практично визначати лише молекулярний та структурний фактори. Розрахунки показують, що енергія структурного відштовхування частинок превалює на коротких відстанях h . При h більше 5 нм можливий енергетичний мінімум, де превалює молекулярний фактор притягання, $|-U_m| > U_s$ і його величина достатня для утримання частинки в агрегаті при h , якому відповідає мінімум на кривій потенціальної взаємодії двох частинок. Але для цього частинкам необхідно подолати високий енергетичний бар'єр, величина якого симбатна штернівському потенціалу поверхні частинок. Тому в таких системах більш ймовірна флокуляція частинок при відстанях між поверхнями 10 – 20 нм. Але з подальшим ростом h енергія молекулярного притягання сильно зменшується і стабільність агрегатів може порушуватись за рахунок теплового руху частинок. Розрахунок енергетичних параметрів парної міжчастинкової взаємодії показує, що утворення коагулятів в суспензіях ПВХ малоімовірне внаслідок дії сильного структурного та електростатичного факторів стабілізації частинок.

Окрім того, необхідно враховувати, що адсорбовані на поверхні частинок молекули ПАР або макромолекули полімеру викликають появу енергії ентропійно-стеричного відштовхування U_R , яка призводить до того, що агрегація можлива лише в тому випадку, коли агрегуючі частинки розділені між собою водним прошарком, що відповідає флокуляції [6].

Висока ефективність прояснення дисперсійного водного середовища від високодисперсних зависів ПВХ одержана у випадку комбінованої дії хімічних добавок (електроліт, етоній, полімери ПАА та ПЕО), які вводяться поетапно в суспензію при її механічному перемішуванні. Це явище пов'язане з нейтралізацією електричного поверхневого заряду частинок аквагідроксокомплексом Алюміній сульфату або органічними катіонами етонію, внаслідок чого різко зменшується вклад електростатичного відштовхування частинок. Макромолекули полімеру приймають участь у містковому з'єднанні частинок ПВХ [4 – 6]. Окрім того, адсорбовані катіони етонію та макромолекули полімеру вносять вклад в енергію гідрофобного притягання частинок ПВХ. Це дозволяє підвищити ступінь очистки стічних вод від завислих частинок ПВХ.

Нами використано каолін в якості добавки – скаламутнювача до суспензії ПВХ. Як видно із табл. 1, в цьому випадку можна добитися високих значень як швидкості прояснення, так і високої прозорості водного середовища. Механізм такого процесу полягає в тому, що каолін у воді, диспергуючись, утворює полідисперсну систему з широким діапазоном розмірів частинок 0,1 – 20 мкм. Тому частинки каоліну є центрами, навколо яких локалізуються високодисперсні частинки ПВХ (0,2 мкм), тобто має місце явище взаємної флокуляції [4, 5]. Введення в суспензію хімічних добавок, особливо полімерів ПАА і ПЕО інтенсифікує процес флокуляційного структурування ПВХ, що і забезпечує деяке покращення показників швидкості прояснення та прозорості водного розчину.

Таблиця 1 – Залежність величин швидкості відстоювання водної суспензії ПВХ (60 кг/м³) + каолін (15 кг/м³) від концентрації хімічних добавок

Добавка	Концентрація, кг/м ³	$W \cdot 10^4$ м/с	D	$f \cdot 10^4$ м/с
Етоній	0,033	3,52	1,85	1,90 (1,54)
$Al_2(SO_4)_3$	0,60	4,86	1,46	3,33 (2,36)
Етоній + ПАА	0,033 + 0,06	5,82	0,93	6,26 (6,75)
$Al_2(SO_4)_3$ + ПАА	0,60 + 0,06	5,63	0,68	8,28 (8,86)
Етоній + ПАА + ПЕО	0,033 + 0,06 + 0,03	6,02	0,85	7,08 (7,60)
$Al_2(SO_4)_3$ + ПАА + ПЕО	0,60 + 0,06 + 0,03	5,84	0,74	7,89 (7,95)

Такі величини оптичної густини відповідають концентраціям дисперсної фази ПВХ 1 – 3 кг/м³. Отже, реалізуючи коагуляційно-флокуляційне структурування з допомогою запропонованих хімічних добавок у вертикальних відстійниках можна добитися практично 90 % переходу дисперсної фази ПВХ в осад.

Якщо виробництво суспензійного ПВХ складає не більше 10 тис. т/рік, то кількість стічних вод не перевищує 25 тис. м³/рік, що відповідає $0,8 \cdot 10^{-3}$ м³/с.

Допустимий вміст завислих речовин в очищуваній стічній воді, яку скидають у водойми [7]:

$$C_{cm} = C_{дон} \cdot (a \cdot Q/g + 1) + C_p,$$

де $C_{дон}$ – допустиме збільшення вмісту завислих речовин в результаті скидання стічних вод (0,25 мг/л для господарсько-питної і 0,75 мг/л для культурно-побутового призначення);

C_p – концентрація завислих речовин у водоймі до скидання стічних вод, мг/л;

a – коефіцієнт змішування стічних вод з водою водойми;

Q – найменша середньомісячна витрата води, м³/с;

g – витрата стічних вод, м³/с.

Річка, в яку скидаються води виробництва ПВХ, характеризується середнім значенням $Q = 10$ м³/с. Величина $g = 0,8 \cdot 10^{-3}$ м³/с. Величина $a = 0,8$; $C_p = 40$ мг/л. Розрахунок показує, що величина C_{cm} може знаходитися в межах $0,7 \div 0,8$ кг/м³.

Отже, застосування хімічних добавок, які запропоновані нами, дозволяє ефективно очищувати стічні води виробництва суспензійного ПВХ.

Використовуваний КПАР етоній є практично нетоксичним і використовується в медицині як антисептичний

засіб, зокрема в хірургії. Полімери ПАА та ПЕО нетоксичні сполуки і використовуються як флокулянти при очистці питної води, полімерні зв'язуючі при виробництві харчових продуктів.

Запропонований спосіб обробки стічних вод виробництва ПВХ дозволить підвищити ступінь прояснення розчинів від високодисперсних зависів ПВХ на $10 \div 30$ %, що безумовно має позитивний економічний результат і буде сприяти покращенню екологічного стану водного басейну [8].

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Лурье Ю.Ю., Соколов В.П. Исследования в области очистки сточных вод производства суспензионного поливинилхлорида // ЖВХО им. Д.И. Менделеева, 1967. – Т. 12. – № 6. – С. 657 – 661.
2. Нейман Р.Э. Очерки коллоидной химии синтетических латексов. Воронеж: Изд-во ВГУ, 1980. – 236 с.
3. Вережников В.Н., Шаталов Г.В., Чурилина Е.В., Пояркова Т.Н. Термостимулированная флокуляция латекса в растворах поли-N-винилпролактана // Коллоид. журн., 2004. – Т. 66. – № 2. – С. 170 – 175.
4. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод: Підр. для студ. вищ. навч. закл. / А.К. Запольський, Н.А. Мішкова-Клименко, І.М. Астрелін та ін. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
5. Запольский А.К., Баран А.А. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды. – Л.: Химия, 1987. – 208 с.
6. Барань Ш., Месарош Р., Козакова И., Шкварла И. Кинетика и механизм флокуляции суспензий бентонита и каолина полиэлектролитами и прочность образующихся флоккул // Коллоид. журн., 2009. – Т. 71. – № 3. – С.291 – 298.
7. Запольський А.К., Салюк А.І. Основи екології: Підручник / за ред. К.М.Ситника. – К.: Вища шк., 2001. – 358 с.
8. Гончарук В.В., Вакуленко В.Ф., Швадчина Ю.О., Олейник Л.М., Ситниченко Т.Н. Влияние полигексаметиленгуанидина гидрохлорида на процесс коагуляционной очистки речных вод // Химия и технология воды, 2008. – Т. 30. – № 6. – С. 552.

УДК 504.064.2:658.26

Сперанская Ю.Ю., Макаров В.В. (Украина, Севастополь)

СОСТОЯНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ВОЗДУШНОЙ СРЕДЫ ПРИ ДЕЦЕНТРАЛИЗОВАННОМ ТЕПЛОСНАБЖЕНИИ ПОСЕЛКОВ УКРАИНЫ

Постановка проблемы

В настоящее время, для Украины, в экологическом аспекте, особенно актуальной является проблема загрязнения воздушной среды. Одним из основных источников загрязнения воздуха является теплоэнергетика. Поэтому, для обеспечения достаточного уровня экологической безопасности, и, соответственно сохранения здоровья и нормальной жизнедеятельности населения Украины, необходимо искать пути повышения качества атмосферного воздуха.

По данным Министерства регионального развития и строительства, в сельской местности Украины эксплуатируются более 6,3 млн. частных домов, более 42 тыс. фермерских хозяйств, на отопление и ГВС которых расходуется около 30 млн. тонн условного топлива; 14056 сельских населенных пунктов отапливаются природным газом, остальные 15233 - углем или мазутом[1]. Кроме расхода органического топлива, его сжигание обуславливает значительное загрязнение окружающей среды. В результате сжигания энергетических топлив происходит выброс в воздушную среду таких загрязняющих веществ, как диоксидов углерода, оксидов азота и серы, продуктов неполного сгорания, среди которых присутствует ряд канцерогенных полициклических ароматических углеводородов, зола и тяжелые металлы в составе летучей золы и аэрозолей[2].

Согласно данным экологического мониторинга объектов природной среды, имеет место многократное превышение фоновых значений по взвешенным веществам в атмосферных осадках, причем доля фракции с размером частиц менее 10 мкм составляет около 90 %. Данная пыль характеризуется как тонкодисперсная, а, значит, опасная для здоровья человека. С большим объемом загрязняющих веществ в воздушной среде связан рост хронических заболеваний органов дыхания людей и ослабление иммунитета.

Общая мощность децентрализованного теплоснабжения в поселках Украины превышает 50 тыс. МВт и составляет 25% от мощности централизованной системы теплоснабжения[3].

Важно отметить, что для котельных агрегатов, не оснащенных системами очистки пылегазовых выбросов, применяемых в системах теплоснабжения индивидуальных домов, согласно действующему законодательству Украины, не устанавливаются лимиты на выбросы загрязняющих веществ в атмосферу, что не позволяет в полной мере выполнять Закон Украины «Об охране атмосферного воздуха».

В тоже время, Законом Украины «О теплоснабжении», определены принципы государственной политики в сфере теплоснабжения, так, ими являются: повышение экологической безопасности систем теплоснабжения, а также уменьшение вредного воздействия на окружающую среду.

В соответствии с законом Украины «Об основах национальной безопасности Украины», экологическая безопасность – это состояние защищенности жизненно важных интересов человека и гражданина, общества и государства, благодаря которой обеспечивается устойчивое развитие государства, своевременное выявление, предупреждение и нейтрализация реальных и потенциальных угроз национальным интересам, в сфере