

Міністерство освіти і науки, молоді та спорту України

Національний технічний університет України

“Київський політехнічний інститут”

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ

ДО ВИКОНАННЯ ЛАБОРАТОРНИХ РОБІТ

З КУРСУ

«ФІЗИКО-ХІМІЧНІ ОСНОВИ ПРОЦЕСІВ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ»

ЧАСТИНА 2

ФІЗИКО-ХІМІЧНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Київ

НТУУ “КПІ”

2012

Міністерство освіти і науки, молоді та спорту України

Національний технічний університет України

“Київський політехнічний інститут”

**МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ
ДО ВИКОНАННЯ ЛАБОРАТОРНИХ РОБІТ
З КУРСУ**

«Фізико-хімічні основи процесів очищення води»

Частина 2

Фізико-хімічні методи очищення води

для студентів напряму підготовки 6.040106

“Екологія, охорона навколишнього середовища та

збалансоване природокористування”

Рекомендовано Вченою радою
інженерно-хімічного факультету НТУУ «КПІ»

протокол № _____ від _____ 2012 р.

(протокол № дата)

Київ

НТУУ “КПІ”

2012

Методичні вказівки до виконання лабораторних робіт з курсу «Фізико-хімічні основи процесів очищення води. Частина 2. Фізико-хімічні методи очищення води» для студентів напряму підготовки 6.040106 “Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування”/ Укл. Гомеля М. Д., Шаблій Т. О., Носачова Ю.В. – К.: НТУУ “КПІ”, 2012. – 74 с. – Укр. мовою.

Укладачі: Гомеля М.Д.
Шаблій Т.О.
Носачова Ю.В.

ПЕРЕДМОВА

Курс “Фізико-хімічні основи процесів очищення води” є одним із основних курсів для студентів спеціальності “Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування”, який вивчається на III курсі майбутніми спеціалістами та магістрами.

Мета роботи – допомогти студентам виконати лабораторний практикум з цього курсу, закріпити теоретичні знання, навчитися контролювати основні процеси водоочищення, оцінювати їх ефективність, а також оволодіти не тільки сучасними методами контролю якості природних вод, але й чітко зрозуміти вплив різноманітних технологічних факторів, характеристик води на ефективність процесів водопідготовки, кондиціонування води.

Виконуючи лабораторні роботи, студенти моделюють складні технологічні процеси водопідготовки, при цьому набувають навиків виконання науково-дослідних робіт з обраної спеціальності, проведення наукового пошуку, уміння проаналізувати отримані результати, зробити висновки та розробити рекомендації.

Перед початком роботи студенти мають обов’язково пройти загальний інструктаж з техніки безпеки.

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА № 1
АДСОРБЦІЯ ОРГАНІЧНОЇ РЕЧОВИНИ ВУГІЛЛЯМ
В СТАТИЧНИХ УМОВАХ

Мета роботи: ознайомитись з методами очищення води від органічних речовин на активованому вугіллі в статичних умовах.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Під адсорбцією в широкому значенні цього слова розуміють зміну концентрації одного із компонентів гетерогенної системи на межі розділення фаз. Тверді тіла, які знаходяться у контакті з розчином, здатні поглинати деякі кількості розчинної речовини, накопичуючи його на своїй поверхні. Аналогічні явища спостерігаються також при контакті твердих тіл з газами. Тверде тіло або ту фазу гетерогенної системи, на поверхні якої відбувається адсорбція, називають адсорбентом, речовина, яка адсорбується – адсорбатом. Причиною сорбції є те, що молекули на поверхні адсорбенту є енергетично ненасиченими. Адсорбент має вільну поверхневу енергію і поглинає молекули адсорбату із оточуючого його газу або розчину. При цьому зменшується величина його вільної поверхневої енергії, отже даний процес відбувається самочинно.

Адсорбція залежить від площі поверхні адсорбенту, природи адсорбенту і адсорбату, температури, концентрації розчину, а при адсорбції газів або парів – від їх парціального тиску. На адсорбцію із розчинів впливає також природа розчинника. При збільшенні концентрації розчину адсорбція зростає. Залежність адсорбції (за постійної температури) від рівноважної концентрації адсорбату виражається рівнянням, яке має назву ізотерми адсорбції.

На рис. 1.1 графічно зображено типову ізотерму адсорбції, яка виражає залежність кількості адсорбату, поглинутого одним кілограмом адсорбенту ($a = \frac{x}{m}$) від рівноважної концентрації адсорбату (C_p). За незначних рівноважних концентрацій адсорбція зростає пропорційно концентрації, що знаходить своє зображення в прямолінійному ході ізотерми на ділянці vd . Горизонтальна ділянка ef означає, що, незважаючи на подальше збільшення концентрації, ріст адсорбції припиняється внаслідок насичення адсорбенту молекулами речовини, що адсорбується. Тобто досягається граничне значення питомої адсорбції (скорочено – гранична адсорбція, a_∞).

Найчастіше використовується емпіричне рівняння ізотерми сорбції Фрейндліха:

$$\frac{x}{m} : a = k \cdot C_p^{1/n} \quad (1.1)$$

a – величина адсорбції, моль/кг; x – кількість адсорбованої речовини, моль; m – маса адсорбенту, кг; C_p – рівноважна концентрація адсорбенту, моль/м³; k і $1/n$ – емпіричні константи.

Константа дорівнює кількості адсорбату, що поглинається 1 кг адсорбенту, за рівноважної концентрації, яка дорівнює одиниці. Рівняння Фрейндліха графічно представлено кривою і застосовується при середніх значеннях рівноважної концентрації відповідної області II (рис. 1.1).

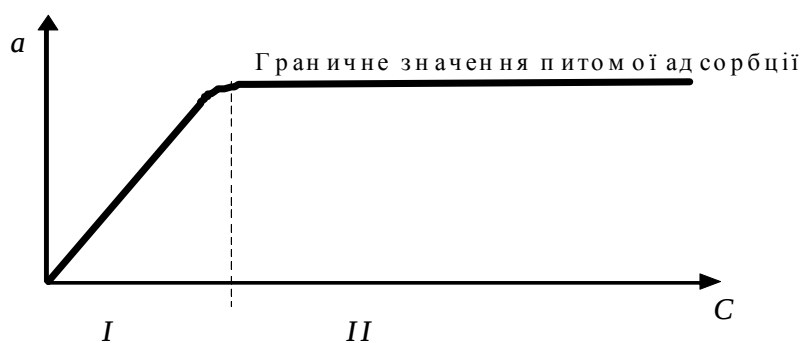


Рисунок 1.1 – Залежність адсорбції від рівноважної концентрації адсорбату за постійної температури

У найпростішому випадку ізотерма молекулярної адсорбції із розчинів добре описується рівнянням Ленгмюра в широкому діапазоні рівноважної концентрації адсорбату:

$$a = a_{\infty} \cdot \frac{k \cdot C}{1 + kC} \quad (1.2),$$

a – величина адсорбції (моль/кг) при рівноважній концентрації адсорбату C_p (моль/м³); a_{∞} – гранична адсорбція, моль/кг; k – константа рівняння Ленгмюра, м³/моль.

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

1. Фотоколориметр КФК-2 МП,(кювети на 3см).
2. Пристрій для струшування.
3. Конічні колби.
4. Скляні лійки.
5. Бюретки на 50 см³.
6. Паперові фільтри.
7. Розчин анілінового барвника ($C=100$ мг/дм³).

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Вихідним розчином є водний розчин анілінового барвника. Готують шість пронумерованих колб, в них наливають по чергово із бюретки розчини барвника і дистильованої води. Концентрація барвника $C=100$ мг/дм³ (табл. 1.1).

Таблиця 1.1 – Значення початкових і кінцевих концентрацій барвника

№ колби	1	2	3	4	5
V барвника, см ³	80	60	40	20	10

V дист. води, см ³	20	40	60	80	90
C ₀ , мг/дм ³					
C барвника після сорбції, C _p , мг/дм ³					

До кожної колби всипають заздалегідь приготовлену наважку активованого вугілля масою 1 г.

Наважку вугілля зважують на технічних вагах з точністю 0,01 г. Вміст колб струшують протягом 20 хвилин, після чого фільтрують в пронумеровані чисті колби крізь паперові фільтри. Фільтри водою не змочують, щоб не змінити концентрацію фільтрату. Перші порції фільтрату (5...7 см³) виливають, тому що в перших порціях концентрація барвника знижена внаслідок адсорбції його фільтрувальним папером. Потім визначаються рівноважні концентрації барвника після адсорбції спектрофотометричним методом.

Дані заносять у табл. 1.1.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

На підставі даних дослідів розраховують питому адсорбцію

$$a_{\text{ЕК}} = \frac{x}{m} = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{m}, \text{ г/г} \quad (1.3)$$

C₀ – початкова концентрація барвника в колбах, мг/дм³; C_p – рівноважна концентрація барвника після адсорбції, мг/дм³; V – об'єм розчину, дм³; m – наважка вугілля, г.

За даними розрахунків будується ізотерма адсорбції $a=f(C_p)$.

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА № 2

АДСОРБЦІЙНА ОЧИСТКА ВОДИ АКТИВОВАНИМ ВУГІЛЛЯМ В ДИНАМІЧНИХ УМОВАХ

Мета роботи: ознайомитись з методами адсорбційного очищення води на активованому вугіллі в динамічних умовах.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Для вилучення з води органічних сполук молекулярного ступеню дисперсності, які потрапляють у водойми зі стічними водами, застосовують адсорбційне очищення активованим вугіллям (табл. 2.1).

До особливо шкідливих для здоров'я людини домішок відносяться бензол, фенол, анілін, нітрофенол та інші речовини, які містяться в стічних водах виробництв анілінофарбувальної, коксохімічної та інших галузей промисловості. Так, наприклад, хлорпохідні фенолу, які утворюються при хлоруванні навіть у незначних концентраціях, додають воді неприємний “аптечний” запах і присмак, що робить її зовсім непридатною для вживання та господарсько-побутових потреб.

Для видалення із природних вод домішок молекулярного ступеню дисперсності, звичайні методи очищення непридатні, оскільки ці домішки не адсорбуються гідроксидами алюмінію і заліза (ІІІ).

Суть адсорбційного очищення води активованим вугіллям полягає в тому, що вказані сполуки добре поглинаються (адсорбуються) величезною поверхнею вуглецю, розвинутою при його активуванні (продуванні через вугілля вуглекислого газу, водяної пари) за умов високої температури. При цьому питома поверхня вугілля збільшується в тисячі разів.

Таблиця 2.1 – Характеристика деяких типів активованого вугілля

Марка	Об'єм, см ³ /г				Поверхня,		Крупність, мм	Насипна густина, кг/м ³	Міцність за МІС, %
	Загальний	Мікропор	Перехідний	Макропор	Загальна	Перехідних пор			
ОУ-А	2,38	0,26	0,27	1,78	805	138	-	-	-
СУ-Б	-	0,39	0,21	-	-	138	-	-	-
КАД- молотий	0,42	0,11	-	-	-	64	-	-	-
АГ-2	0,60	0,30	0,05	0,25	-	33	1,5...2	600	65...70
АГ-3	0,8...1,06	0,32...0,42	0,12...0,16	0,41...0,52	-	-	1,5...2,8	150	75
АГ-5	0,9...1,06	0,32...0,43	0,17	0,46	-	-	1...1,5	450	75
КАД- йодний	1	0,34	0,15	0,51	977	110	2...5	380...450	60
СКТ	0,98	0,51	0,20	0,27	-	108	1,5...2	420	65
СКТ-3	0,80	0,46	0,09	0,25	-	-	2,0...5,5	420...470	70
АР-3	0,70	0,33	0,07	0,30	-	48	2,7...5,5	550	65...70
БАУ	1,50	0,25...0,39	0,08	0,19...0,21	-	50...60	1...5	220...350	-
ДАК	1,20...1,45	0,17	0,04	1,24	-	30	0,5...15	230	-

При очищенні води адсорбцією в динамічних умовах адсорбент використовують для завантажування фільтрів. За правильно обраних умов проведення процесу адсорбційна ємність адсорбенту в динамічних умовах наближається до адсорбційної ємності його в статичних умовах. В процесі фільтрування однокомпонентної системи через шар адсорбенту фронт адсорбції переміщується аж до повного насичення всього адсорбенту і проскоку адсорбованої сполуки за межі шару адсорбенту. Захисна дія шару адсорбенту, яка характеризує його активність по відношенню до сполуки, що видаляється, визначається динамічною активністю шару адсорбенту. Динамічна активність шару адсорбенту залежить від природи та концентрації речовини, яка адсорбується, адсорбенту, швидкості фільтрування.

Залежність тривалості захисної дії завантаження фільтру від висоти фільтру графічно представлено кривою ОАВ (рис. 2.1). Стадія формування фронту адсорбції характеризується кривою АО.

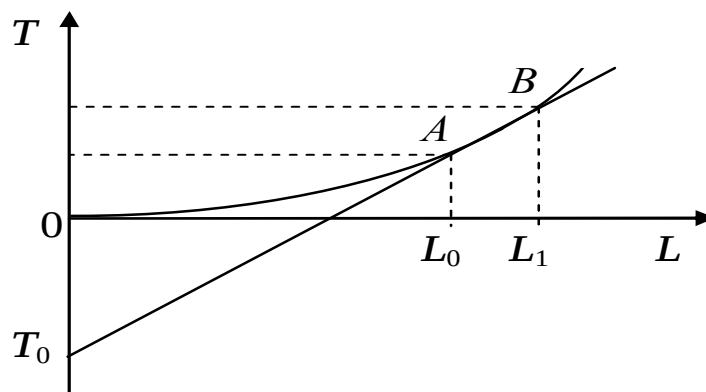


Рисунок 2.1 – Залежність тривалості захисної дії завантаження фільтру при адсорбції в динамічних умовах

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

1. Фотоколориметр КФК – 2.
2. Установка адсорбційного очищення в динамічних умовах (рис. 2.2).
3. Пробірки на 20 см^3 – 5 шт.
4. Мірні колби на 25 см^3 – 4 шт.
5. Дволітрові ємності з нижнім отвором.
6. Бюретки на 25 см^3 .
7. Конічна колба (для відбору фільтрату) – 500 см^3 .
8. З'єднувальні крани 3-х, 2-х ходові – 5 шт.
9. Розчин анілінового барвника.
10. Активоване вугілля АГ-2.

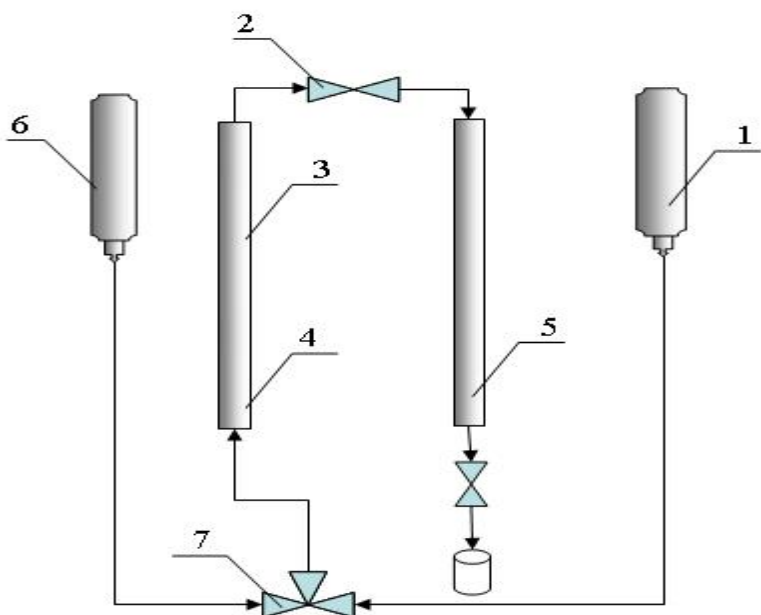


Рисунок 2.2 – Схема установки для визначення адсорбційної ємності фільтру в динамічних умовах

1 – ємність з розчином речовини, що адсорбується; 2 – кран регулювання витрати розчину; 3 – сорбційна колона; 4 – активоване вугілля (наважка 8 г); 5 – колона для збору фільтрату; 6 – ємність з H_2O ; 7 - трьохходовий кран.

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Воду, яка містить органічні сполуки, що обумовлюють колірність води або високі показники хімічного споживання кисню, барвники, ПАВ, а також органічні сполуки, що містяться в стічних водах після біологічного очищення, пропускають крізь фільтр із наважкою вугілля.

Таблиця 2.2 – Залежність кольоровості від концентрації барвника

Пробірка	1	2	3	4	5
Концентрація анілінового барвника, мг/дм ³	10	5	1	0,5	Дистильована вода
Кольоровість, град.					

Фільтрування проводять з швидкістю $\omega=15,06 \text{ см}^3/\text{см}^2\cdot\text{хв}$. Об'ємну швидкість фільтрування води розраховують за формулою :

$$v = \omega \cdot S \text{ (см}^3/\text{хв)} \quad (2.1),$$

S – площа перетину колонки ($S=0,332 \text{ см}^2$), ω - швидкість фільтрування, $\text{см}^3/\text{см}^2\cdot\text{хв}$.

Фільтрат відбирають в пробірку на 25 см^3 , порівнюють її зі шкалою кольоровості. Безбарвний фільтрат зливають в ємність для фільтрату. Об'єм фільтрату, в якому вперше з'явилася забруднювальна речовина, не враховують. Фільтрування проводять до того моменту, коли концентрація органічного компоненту в фільтраті буде дорівнювати його концентрації у

вихідному розчині. У відібраних пробах визначають концентрації органічного компонента.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

За даними експерименту будують графік залежності кольоровості або концентрації барвника від об'єму профільтрованої води $C=f(V)$, за яким розраховують адсорбційну ємність фільтрату до появи органічних речовин та повну динамічну ємність фільтру.

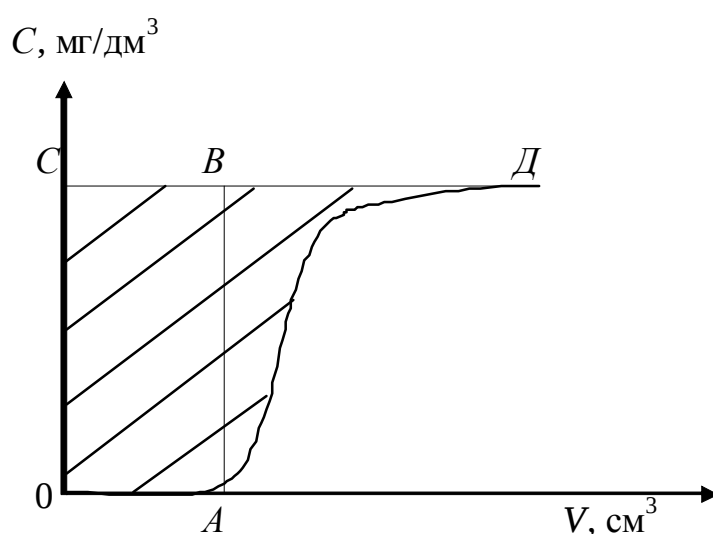


Рисунок 2.2 – Залежність кількості адсорбованої речовини від об'єму профільтрованої води

Об'єм фільтрату до появи забруднювальної речовини розраховують за формулою

$$V_{\text{пр}} = V_{\text{ф}} - V_{\text{з.к.}} \quad (2.2)$$

$V_{\text{ф}}$ – об'єм зібраного фільтрату до появи забруднювальної речовини, дм³, $V_{\text{з.к.}}$ – об'єм води, яка заповнювала колону до сорбції, дм³.

Адсорбційна ємність фільтру до проскоку органічних сполук становить:

$$a = \frac{C_{\text{вих}} \cdot V_{\text{пр}}}{m} \quad (\text{мг/мг}) \quad (2.3)$$

$C_{\text{вих}}$ – вихідна кольоровість води (концентрація барвника), мг/дм³; $V_{\text{пр}}$ – об’єм фільтрату до проскоку органічних сполук, дм³; m – наважка вугілля, мг.

Адсорбційну ємність фільтру можна визначити графічно по площині прямокутника ABCO.

Повна динамічна ємність фільтру дорівнює

$$a_{\text{пов}} = \frac{S}{m} \quad (\text{мг/мг}) \quad (2.4)$$

S – площа фігури ОАДС, мг.

Отримані дані заносять до табл. 2.3.

Таблиця 2.3 – Динамічна адсорбційна ємність вугілля

Об’єм профіль- рованої води, дм ³	Концентрація речовини в фільтраті, мг/дм ³	Динамічна адсорбційна ємність вугілля до появи органічних речовин в фільтраті, мг/мг

Визначення повної динамічної ємності $a_{\text{пов}}$ є досить тривалим процесом, тому можна обмежитися визначенням a .

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА № 3

МІНЕРАЛЬНІ СОРБЕНТИ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Мета роботи: ознайомитись з методом очищення води від барвників з допомогою мінеральних сорбентів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

При фарбуванні тканин та паперу в стічні води потрапляє від 10 до 40 % барвників. Більшість з них не підлягає біохімічному окисленню, і тому для очищення стічних вод, що містять барвники, необхідно використовувати фізико-хімічні та хімічні методи очищення.

На сьогодні випускається велика кількість водорозчинних барвників, що належать до різних класів (кислотні, основні, металомісткі, активні та ін.). Стан цих барвників у водних розчинах різний, тому неоднаковий механізм їх сорбції природними сорбентами. Цілком природно, що ефективність застосування сорбентів у процесах очищення стічних вод буде залежати від типу барвника.

Кислотні барвники у воді дисоціюють на великий органічний аніон $R-SO_3^-$, що є носієм кольоровості, і катіон Na^+ . Аніон може адсорбуватися тільки на позитивно заряджених бічних розгалуженнях бентонітових (монтморилонітових) частинок. Але на ці сорбційні місця припадає тільки незначна кількість сумарної поверхні бентоніту. В цьому разі важко очікувати високого ефекту очищення, якщо використовувати невеликі дози сорбенту. Для очищення стічних вод від кислотних барвників ефективніше використовувати випалені магнетити та доломіти.

Прямі барвники здебільшого є натрієвими солями сульфो- чи карбонових азосполук похідних бензидину (конго червоний та ін.).

Способи їх вилучення із стічних вод можуть бути подібними до методів очищення від кислотних аніонних барвників.

Металомісткі барвники існують в розчині у вигляді аніонів, катіонів та нейтральних сполук. В залежності від стану металокомплексних барвників у розчині задля їх вилучення доцільно застосовувати ті чи інші природні сорбенти. Якщо барвники несуть негативний заряд, то вилучення їх має бути аналогічно до вилучення кислотних (аніонних) барвників. Якщо металорганічні комплекси в розчині заряджені позитивно, для їх вилучення необхідно застосовувати такі самі сорбенти, як і для очищення стічних вод від основних (катіонних) барвників.

Основні (катіонні) барвники застосовуються у текстильній промисловості для забарвлення синтетичних волокон. Катіонні барвники застосовують в паперовій промисловості (кристалічний фіолетовий, метиленовий блакитний, фуксін, родамін).

На прикладі метиленового блакитного розглянемо можливість адсорбційного вилучення основних барвників вискодисперсними шаровими силікатами. Вибір метиленового блакитного обумовлено тим, що його широко використовують для визначення питомої поверхні дисперсних матеріалів. Доведено, що на більшості дисперсних матеріалів метиленовий блакитний адсорбується моношаром, і 1 мг адсорбованого барвника відповідає 1 м² поверхні.

Позитивно заряджений органічний катіон метиленовий блакитний добре адсорбується на негативно зарядженій поверхні глини. Причому найвищу адсорбційну ємність мають мінерали зі структурою, що розширюється (бентоніт, вермикуліт, нонтроніт та ін.). Подібні мінерали під час контакту з такими полярними рідинами, як вода, набрякають, внаслідок чого змінюється положення окремих часток та їх агрегатів відносно один одного, збільшується відстань між шарами кристалічних

грат, відбуваються структурні зміни скелету, форми та розмірів пор адсорбенту, утворюється додаткова, так звана “внутрішня” поверхня, яка за своїми розмірами в декілька разів більша за “зовнішню”, що визначена за адсорбцією неполярних речовин.

Величина сорбції барвника суттєво залежить від типу катіону в обмінному комплексі мінералів. Сорбційна здатність Na^+ -форми монтморилоніту по відношенню до барвника майже в 1,5 рази вища, ніж Ca^{2+} -форми. Таким чином, для адсорбційного вилучення основних барвників із стічних вод паперових та текстильних фабрик варто використовувати природні натрієві бентоніти.

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

1. Фотоколориметр ФЕК-56.
2. Апарат для струшування.
3. Хімічний посуд.
4. Набір сит.
5. Аналітичні ваги.
6. Центрифуга.
7. Паперовий фільтр
8. Барвник метиленовий блакитний.
9. Бентоніт.

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Для кількісного оцінювання сорбційної здатності бентоніту по відношенню до основних барвників, зокрема до метиленового блакитного, використовуються ізотерми адсорбції. Їх отримують наступним чином. Спочатку висушені на повітрі частинки мінералу звільняються від домішок карбонатів, які видно неозброєним оком, органічних включень, оксиду

заліза та марганцю. В монтморилонітах включення розрізняються досить легко за білим та коричневим кольором і зернистою структурою. Потім мінерал подрібнюють у ступці та просіюють крізь сито. Фракцію сорбенту, яка пройшла через сито з діаметром отворів 0,5 мм, та фракцію, що залишилась на ситі 0,25 мм, використовують як адсорбент. Наважки по 0,1 г адсорбенту розміщують в колби, ємністю 100 см³. Для побудови ізотерми адсорбції необхідно не менше ніж 6...10 зразків. Наважки беруть на ваги з точністю до 0,1 мг. Готують 1 %-й розчин метиленового блакитного. Для цього 10 г барвника розчиняють в гарячій воді та переносять в мірну колбу, об'ємом 1 дм³. Якщо є нерозчинений осад, його відфільтровують, висушують, визначають масу і вносять поправку в концентрацію початкового 1 %-го розчину. Шляхом розведення початкового розчину готують розчини різних концентрацій – від 0,1 мг/см³ до 5 мг/см³ і заливають в кількості 50 см³ в колби з наважками сорбенту. За необхідності можна знизити кількість сорбенту та об'єми розчинів.

Закриті пробками колби розміщують в касеті апарату для струшування. Контакт розчинів метиленового блакитного з наважками мінералу відбувається протягом 8 годин. Потім сорбент відділяється на центрифугі або фільтруванням крізь паперовий фільтр (перші порції фільтрату в цьому разі відкидають) і проводять визначення рівноважних концентрацій метиленового блакитного.

Рівноважні концентрації метиленового блакитного визначають колориметруванням на фотоколориметрі ФЕК-56 за довжини хвилі 580 нм.

Визначаючи рівноважні концентрації, необхідно вносити поправку на вміст кристалогідратної води в барвнику (три молекули на одну молекулу органічної солі).

Концентрації барвника визначають за калібрувальним графіком. Для цього шляхом розведення 1 %-го розчину метиленового блакитного готують розчини метиленового блакитного приблизно таких концентрацій, мг/дм³: 0,025; 0,05; 0,075; 0,1; 0,15; 0,2; 0,5; 0,75; 1,0. Використовують кювети з довжиною оптичного шляху від 0,2 до 1 см. Довжина хвилі становить 580 нм. Потім визначають оптичну густину розчинів і будують калібрувальні графіки, на яких на осі абсцис відкладають концентрації розчинів, а на осі ординат – значення оптичної густини D.

Величину адсорбції (мг/г, ммоль/г) розраховують за формулою:

$$a = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{m} \quad (3.1),$$

C_0 ; C_p – відповідно початкова і рівноважна концентрації адсорбату, мг/дм³ або ммоль/дм³; V – об'єм розчину, дм³; m - маса сорбенту, г.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Максимальну адсорбційну ємність бентоніту визначають шляхом побудови графіку (ізотерми адсорбції). Для цього на осі ординат відкладають значення адсорбційної ємності мінералу a в ммоль/г або мг/г відносно барвника, а по осі абсцис – рівноважну концентрацію C_p , г/дм³ або ммоль/дм³ в розчині після адсорбції.

Зазвичай ізотерму характеризують ділянкою, котра майже паралельна осі абсцис, так зване плато. Вважають, що плато на ізотермі відображає завершення утворення на адсорбенті мономолекулярного шару. Продовживши плато й опустивши перпендикуляр на вісь абсцис, отримуємо адсорбційну ємність сорбенту.

Якщо максимальної адсорбційної ємності сорбенту відносно барвника досягають за малих рівноважних концентраціях (10^{-5} моль/дм³), то це свідчить про високу вибірковість сорбенту до даного барвника, а також на

те, що за невеликих концентрацій барвник затримується повністю при одноступеневій схемі очищення.

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА № 4

МІНЕРАЛЬНІ СОРБЕНТИ В ПРОЦЕСАХ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Мета роботи: ознайомитись з методами очищення води від неіоногенних поверхнево-активних речовин з допомогою високодисперсних шаруватих силікатів.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

На сьогодні для вилучення зі стічної води аніонних ПАР частіше використовують метод традиційного оброблення коагулянтами (гідроксидами алюмінію, заліза та ін.). Використання коагуляції для очищення води від неіоногенних ПАР мало ефективне. Широко поширені методи вилучення молекулярно-дисперсних домішок, якими є і НПАР (пінна сепарація, флотація, ультрафільтрація) не дозволяють досягти високого ступеню очищення, і на кінцевій стадії доочищення є потреба вдаватися до застосування сорбентів. Використання адсорбентів стає неминучим, оскільки НПАР, на відміну від більшості аніонних ПАР, є біологічно жорсткими і важко піддаються окислювальним методам деструкції. Використання в якості сорбентів для НПАР активованого вугілля мало ефективне через неможливість великих молекул НПАР потрапити до більшої частини їх пористого простору. Для адсорбційного очищення від НПАР найбільш придатні природні сорбенти, особливо дисперсні матеріали з порами, що розширюються. Молекули НПАР проходять міжпакетні проміжки цих мінералів і адсорбуються на їх великій внутрішній поверхні, величина якої значно більша за зовнішню і досягає $700 \text{ м}^2/\text{г}$.

Глинисті мінерали після використання їх в сорбційному очищенні і відділення від води можуть використовуватись для виготовлення бурових

розчинів при розробці нових та налагоджені свердловин або утилізуватись при виробництві будівельної кераміки, цегли.

Характеристика неіоногенних ПАР

Терміном “поверхнево-активні речовини” зазвичай називають сполуки, які містять як гідрофільну, так і гідрофобну групи, з довголанцюговими молекулами. У водних розчинах вони поведуть себе зовсім інакше, ніж більшість інших розчинених у воді речовин. По-перше, внаслідок адсорбції вони суттєво змінюють властивості межі розділення фаз; по-друге, внаслідок агрегації в достатньо концентрованих розчинах утворюють так звані міцели. У вільному стані молекули ПАР знаходяться лише за низьких концентрацій (зазвичай менше 40 мг/дм³).

ПАР класифікують відповідно до природи їх гідрофільної та гідрофобної груп на іоногенні та неіоногенні. Іоногенні в свою чергу розподіляються на аніонактивні, катіонактивні та цвіттер-іонні амфоліти.

Неіоногенні ПАР частіше за все містять поліоксиленову групу – (ОСН₂СН₂), зв’язану або з алкільною С_nН_{2n+1}, або з алкілфенільною С_nН_{2n+1}-С₆Н₄ групами вуглеводневими ланцюгами, які для стислості позначені С_mЕ_n, де m – число атомів вуглецю в алкільному ланцюгу, а n – число оксиетиленових ланок в поліоксиетиленовому ланцюгу Е. В поліоксіетиленових моноефірах (препарати серії ОП-7, ОП-10 та ін., тритон-Х та ін.) фенольне кільце розташовано між алкільною групою та поліоксиетиленовою. Тому ці ефіри можна позначити скорочено С_mPhЕ_n. Група Е_n фактично є невеликою полімерною молекулою. У водному розчині (а також на поверхні) можливі різні конфігурації її ланцюгів, наприклад, повністю розтягнута, спірально вигнута або у вигляді клубка.

Характеристика адсорбентів

В залежності від природи поверхні і взаємодії з адсорбатом (НПАР) варто розподілити сорбенти на два типи. Ті з них, на поверхні яких знаходяться іоногенні центри чи полярні молекулярні групи, належать до полярних чи гідрофільних адсорбентів, оскільки мають високу спорідненість до води. До цього типу належать дисперсні силікати, неорганічні оксиди, гідроксиди, натуральні волокна та ін. До неполярних або гідрофобних адсорбентів належать дисперсні вуглецьмісткі матеріали: вугілля, сажа, органічні барвники та полімери. Їх іноді відносять до типу адсорбентів з низькою енергією адсорбції або неспецифічних адсорбентів, через те, що вони взаємодіють з адсорбатом внаслідок утворення Ван-дер-Ваальсових дисперсійних сил.

Гідрофільні сорбенти взаємодіють з утворенням більш сильних дипольних або електростатичних сил. Таким чином, якщо утримання молекул НПАР на поверхні вуглецевих сорбентів зумовлено переважно дисперсійною взаємодією гідрофобних алкільних ланцюгів з вуглецевими атомами сорбентів, величина енергії яких становить 2,2...3 кДж/моль, то на гідрофільних поверхнях природних глинистих мінералів, а також таких оксидних та гідроксидних сорбентах, як силікагель, аеросіл, гідроксиди алюмінію та заліза, є функціональні групи та активні центри, здатні утворювати міцні водневі зв'язки з атомами кисню оксиетиленових груп гідрофільної частини молекул НПАР. Середня енергія такого водневого зв'язку складає 30...40 кДж/моль. Таким чином, енергія одного водневого зв'язку рівноцінна енергії дисперсійної взаємодії 10...15 вуглецевих атомів алкільного ланцюгу молекули НПАР.

Якщо міцелоутворення в розчинах НПАР, що виникає при підвищенні їх концентрації в стічній воді, знижує майже до нуля адсорбцію НПАР на активованому вугіллі через неможливість для великих асоціатів молекул НПАР потрапити до внутрішнього мікропористого простору, то на

гідрофільних поверхнях глинистих мінералів при досягненні критичної концентрації міцелоутворення (ККМ) відбувається різке збільшення адсорбції.

Отже, вилучення з водних розчинів НПАР за допомогою гідрофільних сорбентів, а саме глинистих мінералів, більш ефективно, ніж вуглецевими, особливо мікропористим активованим вугіллям.

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

1. . Набір сит.
2. Аналітичні ваги.
3. Апарат для струшування.
4. Центрифуга.
5. Фотоколориметр ФЕК-56.
6. Хімічний посуд.
7. Бентоніт.
8. Розчин НПАР.
9. Розчин NH_4CNS , 20 %-й.
10. Розчин $\text{NH}_4\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$, 6,5 %-й.
11. HCl , 0,02M
12. Хлороформ.
13. Насичений розчин NaCl .

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Кількісно оцінюючи можливості адсорбційного очищення води від НПАР за допомогою глинистих мінералів, використовують ізотерми адсорбції. Їх отримують так: в конічних колбах з притертою пробкою, об'ємом 100 см^3 розміщують однакові наважки (1 г) зразків повітряно-сухих сорбентів ситової фракції 0,2...0,5 мм, після чого додають розчин

НПАР різної концентрації. Закриті пробками колби розміщують в касеті апарату для струшування. Контакт при 120 однобічних струсах в хвилину відбувається протягом 2 годин.

Вивчення кінетики адсорбції НПАР на глинистих мінералах показало, що рівноважний залишковий вміст адсорбату майже досягається (на 90 %) на протязі першого часу струшування.

Потім сорбент відділяється на центрифугі (8000 об/хв) або після відстоювання та фільтрування, далі проводять визначення рівноважної концентрації НПАР в розчині.

Величину адсорбції (мг/г, ммоль/г) розраховують за формулою:

$$a = \frac{(C_0 - C_p) \cdot V}{m} \quad (4.1),$$

C_0 ; C_p – відповідно початкова і рівноважна концентрації адсорбату, мг/дм³ або ммоль/дм³; V – об'єм розчину, дм³; m – маса сорбенту, г.

Для визначення рівноважної концентрації ($C_0 - C_p$) використовують метод УФ-поглинання. Використовуються 20 %-ий розчин NH_4CNS ; 6,5 %-ий $\text{NH}_4\text{Fe}(\text{SO}_4)_2$, 0,02 М HCl у насиченому розчині NaCl . Додавання соляної кислоти незначно збільшує оптичну густину, однак її наявність покращує розділення шарів. Комплекс утворюється миттєво, оптична щільність не змінюється протягом 30 хвилин. В якості екстрагенту можуть бути використані дихлоретан або хлороформ.

Час екстракції – 2 хвилини. За одноразову екстракцію в оптимальних умовах відбувається майже повне вилучення забарвленої сполуки. Спектр поглинання хлороформового екстракту трикомпонентного комплексу НПАР з залізом (III) в роданідному середовищі характеризується максимумом поглинання при 510 нм.

Градувальний графік будують так. Контрольний розчин НПАР з концентрацією 0,1 мг/см³ розливається послідовно в об'ємі 1, 2, 3, 4, 5 см³

в ділильні лійки, об'ємом 250 см^3 , доводиться насиченим розчином NaCl до 50 см^3 . До даної суміші додається 6 см^3 $0,02\text{ М HCl}$, 10 см^3 $20\text{ \%-го NH}_4\text{CNS}$, 10 см^3 $6,5\text{ \%-го NH}_4\text{Fe(SO}_4)_2$ та 25 см^3 хлороформу.

Загальний об'єм складає:

$$6+10+10+25+50=101\text{ см}^3$$

Після двохвилинного струшування та розділення шарів проводиться визначення оптичної густини фотометричним методом при довжині хвилі 510 нм з товщиною кювети 30 мм . Органічний шар фотометрується після п'ятихвилинної витримки кювети з розчином у темному місці. В якості розчину порівняння використовується хлороформ.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Максимальну адсорбційну ємність глинистого мінералу визначають шляхом побудови ізотерми адсорбції (рис. 4.1). По осі ординат відкладають значення адсорбційної ємності мінералу a (мг/г , ммоль/г) (позначено Γ), а по осі абсцис – значення залишкової концентрації НПАР в розчині після адсорбції, так звану, рівноважну концентрацію (мг/дм^3 або ммоль/дм^3) C_p .

Ізотерми адсорбції НПАР до досягнення критичної концентрації міцелоутворення належать переважно до Ленгмюрівського типу. При досягненні ККМ_1 та ККМ_2 ізотерми – східчасті. При концентраціях розчину, близьких до ККМ, зазвичай на ізотермі спостерігається перегин (точка В) – адсорбція різко збільшується, а далі йде область другого плато С, тобто за вищих концентрацій іноді адсорбція збільшується.

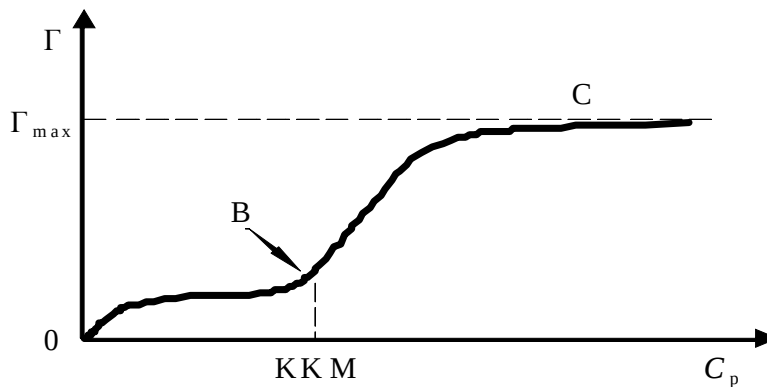


Рисунок 4.1 – Ізотерма адсорбції

Побудувавши ізотерму адсорбції в звичному (рис. 4.1) та логарифмічному вигляді (рис. 4.2), визначають адсорбційні константи a та $1/K$. $\lg a$ - відрізок, що відсікається на осі ординат, а $1/K$ – тангенс кута нахилу прямої ($\tan \varphi$).

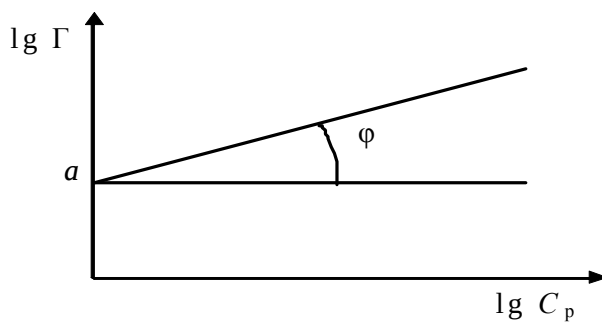


Рисунок 4.2 – Ізотерма адсорбції

Адсорбційні константи дозволяють кількісно охарактеризувати весь процес адсорбції речовини, що досліджується.

Результати вимірів адсорбції НПАР дисперсним матеріалом зводяться до табл. 4.1.

Таблиця 4.1 – Адсорбція НПАР дисперсним матеріалом

Наважка глини, г	$C_{\text{поч}}$ НПАР, мг/дм ³	$C_{\text{рів}}$, мг/дм ³	Γ , мг/г	$\lg \Gamma$	$\lg C$	Адсорбційні константи α та $1/K$

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА №5

ІОННООБМІННЕ ОЧИЩЕННЯ ВОДИ

Мета роботи: вивчення процесів іонообмінного вилучення катіонів та аніонів з води, визначення ефективності регенерації іонообмінних смол.

ТЕОРЕТИЧНІ ПОЛОЖЕННЯ

ІОННИЙ ОБМІН – зворотній процес стехіометричного обміну іонами між двома контактуючими фазами.

Дисоціація іоногенної групи іоніту дає іонну пару фіксований іон, якої ковалентно зв'язаний з каркасом (матрицею) іоніту, а протиіон є рухливим і може обмінюватися на іони однойменного заряду, які поступають із «зовнішнього» розчину. Завдяки еквівалентності обміну іонами обидві фази зберігають електронейтральність протягом усього процесу.

Вважається, що в цьому процесі проявляються тільки сили електростатичного притягування. Специфічна взаємодія не враховується.

За здатністю до обміну відповідних іонів, іоніти можна розділити на катіоніти, аніоніти і амфоліти. Катіоніти поглинають із розчину катіони, наприклад, лужних і лужноземельних металів або органічні катіони, а виділяють іони Na^+ , H^+ та ін. Аніоніти поглинають різноманітні аніони, виділяючи при цьому іони OH^- , Cl^- та ін. Амфотерні іонообмінники, або амфоліти, обмінюють катіони або аніони в залежності від рН середовища. У кислому середовищі вони обмінюють аніони, а в лужному – катіони.

Іонний обмін залежить від:

- рН середовища;
- природи іонів, що присутні в «зовнішньому» розчині;
- кількості іонних груп у поверхневому шарі іонітів;
- величини питомої активної поверхні іоніту;

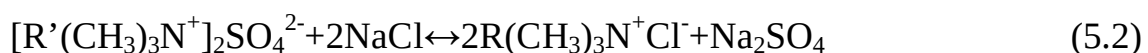
- пористості іонітів.

Пористість іонітів може характеризуватися відношенням об'єму пор до загального об'єму іоніту.

Катіоніти являють собою полімерні кислоти, здатні до обміну катіонів, наприклад:



Аніоніти можна розглядати як полімерні основи, здатні до обміну аніонів:



R', R – фрагменти полімерної матриці іоніту.

Перша необхідна умова для здійснення іонного обміну - дисоціація іоногенних груп іоніту. Іоногенні групи сильнокислотних катіонітів і високоосновних аніонітів завжди дисоційовані та здатні вступати в іонний обмін при будь-яких значеннях рН.

Крім дисоціації іоногенних груп, необхідною умовою іонного обміну є достатня проникність фази іоніту. Іони транспортуються «вільною» водою, яка не входить в гідратну оболонку фіксованих іонів. Кількість такої води в іоніті знижується з ростом ступеню зшивки каркасу, зі зменшенням числа й ступеню дисоціації іоногенних груп, з ростом концентрації зовнішнього розчину.

За походженням іонообмінні адсорбенти можна розділити на природні та штучні.

Як приклад органічних іонообмінних природних сорбентів можна розглядати гумінові кислоти, які здатні обмінювати в залежності від рН середовища як аніони, так і катіони. Гумінові кислоти - це високомолекулярні сполуки амфолітної природи.

Штучні іонообмінні адсорбенти також можуть бути як неорганічними, так і органічними. За способом одержання штучні іоніти можуть бути

синтетичними або можуть отримуватися шляхом модифікації натуральних пористих сорбентів у результаті приєднання поверхневих груп, здатних до іонного обміну.

Іонообмінні смоли, як правило, іонообмінні полімери - синтетичні органічні іоніти, які є нерозчинними у воді і органічних розчинниках високомолекулярними поліелектролітами, здатними обмінювати рухливі іони при контакті з розчинами електролітів.

Катіоніти містять кислотні групи: сульфо-групи, фосфонові та карбоксильні групи.

Аніонообмінні смоли, або полімерні аніоніти, включають групи основного характеру: четвертинні амонієві, третинні сульфонієві, четвертинні фосфонієві групи, третинні, вторинні та первинні аміни.

Відомі також амфотерні іонообмінні смоли (амфоліти), які містять одночасно кислотні та основні групи.

До специфічних іонообмінних смол відносять комплексоутворюючі іонообмінні смоли, що мають яскраво виражені селективні властивості, і окислювально-відновлювальні іонообмінні смоли, що включають у свою сполуку системи типу Cu^{+2}/Cu , $\text{Fe}^{+3}/\text{Fe}^{+2}$ і ін., здатні до зворотнього окислення або відновлення.

Одержують іонообмінні смоли методами поліконденсації і полімеризації. В процесі їхнього синтезу формують пористу або сітчасту структуру. Штучні іоніти можуть бути отримані у вигляді плівок, волокон або гранул. Але в більшості випадків іонообмінні смоли випускають у вигляді гранул.

Іонообмінні смоли з однотипними іоногенними групами називають монофункціональними, з різнотипними — поліфункціональними. Серед останніх, що мають практичне застосування, слід зазначити катіоніти з сульфо- і оксифенільними групами, сульфо- і карбоксильними групами,

карбоксильними і оксифенільними групами. Відомі також іоніти, які містять поряд із залишками фосфорної та миш'якової кислот оксифенільні та інші групи. Поліфункціональні аніонообмінні смоли містять аміногрупи з різним ступенем заміщення.

За ступенем дисоціації іоногенних груп катіоніти ділять на сильно-, середньо- і слабкокислотні; аніоніти – на високо-, середньо- і низькоосновні.

За структурною ознакою іонообмінні смоли поділяють на гелеподібні та макропористі. Структура гелеподібних смол являє собою тривимірну макромолекулярну сітку. Макропористі іонообмінні смоли – це системи, тверда фаза іоніту в яких пронизана порами, діаметр яких досягає кілька десятків нанометрів.

Хімічна стійкість і механічна міцність поряд з іонообмінною здатністю є важливими експлуатаційними характеристиками іонообмінних смол. Хімічна стійкість іонообмінних смол визначається не тільки хімічною будовою макромолекулярного каркасу, але й міцністю зв'язку з ним іоногенних груп. Одинарний зв'язок С-С є досить міцним. Якщо ж між атомами вуглецю існує подвійний зв'язок, то взаємодія різних реагентів може призвести до його руйнування. Зв'язки С-О і С-N відносно легко піддаються гідролітичному розщепленню, внаслідок чого хімічна стійкість аніонітів у більшості випадків нижче, ніж катіонітів. Зв'язки С-S і С-P мають достатню хімічну стійкість. Вінілові мономери дають більш стійкі полімери, чим алілові.

Поліконденсаційні іонообмінні смоли мають малу механічну міцність, легко піддаються окисній деструкції та іншим зовнішнім впливам. Зерна таких іонітів найчастіше мають неправильну форму і тому піддаються значному стиранню у фільтраційних колонах.

Полімеризаційні іонообмінні смоли зазвичай мають більш високу хімічну стійкість ніж поліконденсаційні. Їхня механічна міцність залежить від хімічної природи макромолекулярного каркасу та від кількості міжмолекулярних містків. Частки іонообмінних смол цього типу мають сферичну форму, яка одержується при емульсійній або суспензійній полімеризації, що надає їм більшу стійкість.

Найважливіша і найбільш велика область застосування іонообмінних смол – водопідготовка. Пропускаючи воду через систему іонітових фільтрів (катіонітових і аніонітових), здійснюють практично повну її демінералізацію. При використанні демінералізатора з, так званим, змішаним шаром (тобто складається із суміші висококислотного катіоніту і високоосновного аніоніту) можна одержати воду с дуже високим ступенем деіонізації.

Пом'якшення води шляхом заміни іонів кальцію та магнію на натрій – найбільш розповсюджений випадок промислового використання іонообмінних смол.

Широко використовують іонообмінні смоли у гідрометалургії та інших галузях промисловості для вилучення металів з розведених розчинів, розділення окремих компонентів суміші, очищення стічних вод і ін.

Таблиця 5.1 - Основні типи сучасних органічних і неорганічних іонітів, що застосовуються у водопідготовці та водоочищенні

Марка	Тип	Розмір зерен, мм	ПДОЕ, екв/дм ³	Застосування
Синтетичні органічні іонообмінні смоли				

КУ- 2-8 Граніон ДО 001-8 Dowex HCR-S Purolite C-100 Amberlite SR Lewatit S-100	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, висококислотний катіоніт із сульфогрупами, мезопориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,2	1,8...2,2	Пом'якшення, Демінералізація
Dowex Marathon C Dowex Monosphere Lewatit S 1467 Lewatit MonoPlus S100	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, висококислотний катіоніт із сульфогрупами, мезопориста структура, монодисперсні гранули	0,6±0,05	2,0	Пом'якшення, Демінералізація
КУ-23 Граніон D001 Dowex MSC-1 Purolite C-150	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, висококислотний катіоніт із сульфогрупами, макропориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,2	1,9	Пом'якшення, Видалення заліза, Демінералізація
КУ- 2-7П Гранион D 113-III Dowex MAC-3 Purolite C-105 Lewatit CNP-80	Сополімер акрилової кислоти та дивінілбензолу, слабкокислотний катіоніт з карбоксильними групами, макропориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,6	4,5	Видалення бікарбонатної лужності, Пом'якшення, Видалення важких металів
Граніон D 201 Dowex SBR-P Purolite A-400 Lewatit M-504	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, високоосновний аніоніт із четвертинними аміногрупами, мезопориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,2	1,15...1,35	Демінералізація, Видалення силікатів
Dowex Marathon A Lewatit MonoPlus M-500 Lewatit MonoPlus M-600	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, високоосновний аніоніт із четвертинними / третинними аміногрупами, мезопориста структура, монодисперсні гранули	0,6±0,05	1,25	Демінералізація
Граніон D202, D2001 Dowex MSA-1, MSA-2 Purolite A-500, A-510 Lewatit MP-600	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, високоосновний аніоніт із четвертинними / третинними аміногрупами, макропориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,2	0,75...1,25	Демінералізація

Гранион D301 Dowex MWA-1, MWA-66 Purolite A-100 Lewatit MP-62, MP-64	Сополімер стиролу та дивінілбензолу, низькоосновний аніоніт із третинними аміногрупами, макропориста структура, полідисперсні гранули	0,3...1,2	1,3...1,6	Видалення органічних сполук, у тому числі забарвлених гумінових кислот
Неорганічні іоніти				
Цеоліт	Алюмосилікат	Фракції в діапазо ні 0,3...5,0	0,7...1,5	Видалення розчиненого заліза, іонів жорсткості, важких металів, Видалення амонію

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

Прилади та обладнання

1. Лабораторна іонообмінна установка.
2. Хімічний посуд.

Реактиви та матеріали

1. Розчини NaCl (0,02 Н), Na₂SO₄ (0,02 Н), HCl (0,1Н), HCl (2Н), NaOH (0,1Н), NaOH (4 %), NaOH (2Н), CaCl₂ (200 мг-екв/дм³), MgCl₂ (200 мг-екв/дм³).
2. Катіоніт КУ-2-8 (Н⁺-формі), аніоніт АВ-17-8 (ОН⁻-формі).
3. Трилон Б, 0,1Н.
4. Амонійний буфер.
5. Індикатори: фенолфталеїн (1% спиртовий розчин), метилоранж водний розчин, еріохром чорний Т (суміш з KCl 1:200), мурексид (суміш з KCl 1:200).

Лабораторна установка

Лабораторна установка складається із штативу (7), крапельної лійки (2), колонки (3). Колонка (3) заповнена іонітом КУ-2-8 або АВ-17-8. За допомогою шліфів НШ-19 вона з'єднана з крапельною лійкою (2) (рис. 5.1). Колонка в нижній частині має відвід, який з'єднаний з резиною трубою, на якій розміщені пережими (8) для регулювання швидкості фільтрування. В верхній частині колонка має відвід, який також з'єднаний з резиною трубою з пережимом. Цей відвід призначений для регулювання рівня води в колонці.

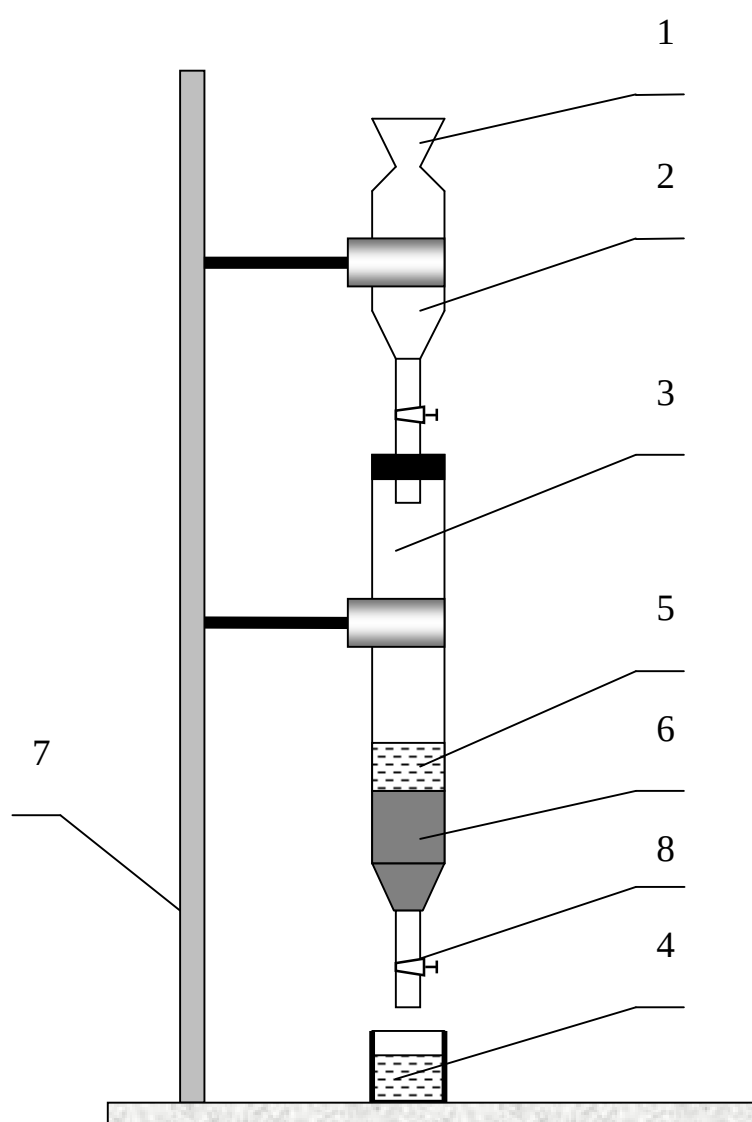


Рисунок 5.1 - Колонка для проведення іонообмінного очищення води:

1 - лійка, 2 - крапельна лійка, 3 - колонка, 4 - стакан, 5 - шар модельного розчину над іонітом, 6 - іоніт, 7 - штатив, 8 - гвинтовий затискач.

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

ЧАСТИНА 1

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВИЛУЧЕННЯ ОДНОЗАРЯДНИХ КАТІОНІВ НА КАТІОНІТІ КУ-2-8 В КИСЛІЙ ФОРМІ

Визначення динамічної обмінної ємності катіоніту КУ-2-8

У колонку, заповнену дистильованою водою, додають порціями катіоніт КУ-2-8. Об'єм іоніту – 10 см³. Як модельний розчин використовують 0,02Н розчин NaCl. Модельний розчин пропускають через катіоніт з витратою 10 см³/хв, відбираючи проби по 100 см³ та визначають концентрації іонів Н⁺. Розчин пропускають до тих пір, поки він буде кислим. При досягненні нейтрального середовища фільтрування припиняють. Отримані результати зводять в табл. 5.2.

Методика визначення кислотності розчину

Кислотність води зумовлена наявністю іонів Н⁺. Іони Н⁺ титрують розчином лугу за наявності індикатору метилоранжу.

Пробу води, відібрану на аналіз, розводять дистильованою водою до 50 см³.

До 50 см³ води додають 1...2 краплі водного розчину метилоранжу (при цьому вода забарвлюється у рожевий колір) і титрують 0,1Н розчином гідроксиду натрію до появи стійкого солом'яного забарвлення.

Вільну кислотність води (мг-екв/дм³) визначають за формулою:

$$K = \frac{N \cdot V_1 \cdot 1000}{V_2} \quad (5.1)$$

N – нормальність розчину гідроксиду натрію, мг-екв/дм³; V_1 – об’єм розчину гідроксиду натрію, см³; V_2 – об’єм проби, відібраної на аналіз, см³.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Виходячи з того, що іонний обмін проходить у стехіометричній залежності, розраховують концентрації сорбованих катіонів. Кількість сорбованих катіонів дорівнює кількості десорбованих протонів. За отриманими результатами будують графік залежності концентрації катіону Na^+ у воді від об’єму пропущеного розчину. Визначають обмінну динамічну ємність катіоніту КУ-2-8 за катіонами натрію.

Концентрацію іонів натрію у вихідному розчині (мг-екв/дм³) розраховують як різницю:

$$C_{\text{п}} - K_i = C_i \quad (5.2)$$

$C_{\text{п}}$ – початкова концентрація іонів натрію в розчині, (мг-екв/дм³), K_i – кислотність в i -й пробі, (мг-екв/дм³), C_i – концентрація іонів натрію в i -й пробі, (мг-екв/дм³).

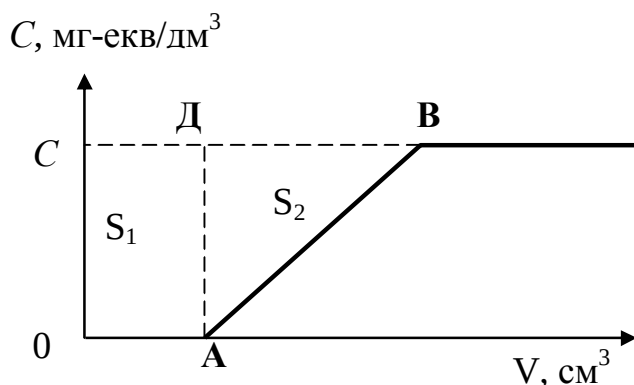


Рисунок 5.2 - Вихідна крива сорбції катіонів Na^+ на катіоніті КУ-2-8

Із вихідної кривої сорбції (рис. 5.2) визначають обмінну ємність до проскоку та повну обмінну ємність. Площа фігури ОАДС (S_1) пропорційна

масі катіонів, сорбованих до проскоку (m_1), площа фігури АДВ (S_2) пропорційна масі катіонів, сорбованих після проскоку (m_2).

Загальна маса сорбованих іонів, мг-екв:

$$M = m_1 + m_2, \quad (5.3)$$

Маса іонів, сорбованих до проскоку мг-екв:

$$m_1 = C_n \cdot V_{\text{пр}}, \quad (5.4)$$

C_n – початкова концентрація іонів натрію у розчині, що пропускають через катіоніт, мг-екв/дм³; $V_{\text{пр}}$ – об'єм розчину, пропущеного до проскоку, дм³.

Маса іонів, сорбованих після проскоку, мг-екв:

$$m_2 = \frac{1}{2} \cdot C_n \cdot (V_{\text{заг}} - V_{\text{пр}}), \quad (5.5)$$

$V_{\text{заг}}$ – загальний об'єм розчину, який пропустили, дм³.

Загальна маса сорбованих іонів (мг-екв) визначається за формулою:

$$M = \sum_{i=1}^n (C_n - C_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n (C_n - C_{\text{п}} - K_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n (K_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n M_i \quad (5.6)$$

C_n – початкова концентрація іонів Na^+ в розчині, що пропускають через катіоніт, мг-екв/дм³; C_i – залишкова концентрація іонів Na^+ в і-й пробі, мг-екв/дм³; V – об'єм проби, дм³; $V_{\text{пр}}$ – об'єм розчину, пропущеного до проскоку, дм³; K_i – кислотність в і-й пробі, мг-екв/дм³; M_i – маса іонів натрію, сорбованих з і-ї проби ($M_i = K_i \cdot V$), мг-екв

Таблиця 5.2 - Результати сорбції іонів Na^+ на катіоніті КУ-2-8 в H^+ -формі

№ проби	Об'єм проби, V , см ³	$C(\text{Na}^+)_{\text{поч.}}$, мг-екв/дм ³	Кислотність, K , мг-екв/дм ³	$C(\text{Na}^+)_i$ в пробі, C_i , мг-екв/дм ³	Маса сорбованих іонів Na^+ , M_i , мг-екв
1	100	20			
2	100	20			
3	100	20			

Обмінна ємність до проскоку, мг-екв/дм³:

$$O\epsilon = m_1 / V_i \quad (5.7)$$

V_i – об'єм іоніту, см³

Повна обмінна ємність, мг-екв/дм³:

$$PO\epsilon = M / V_i \quad (5.8)$$

За рівнянням Шилова розрахувати час захисної дії, с:

$$t_{np} = KL - t_0 \quad (5.9)$$

K – коефіцієнт захисної дії шару адсорбенту, який залежить від кінетичних факторів, с/см; L – товщина шару сорбенту, см; t_0 – втрата часу захисної дії, с.

Коефіцієнт K (с/см) розраховується за формулою:

$$K = \frac{PO\epsilon + C_n}{V \cdot C_n} \quad (5.10)$$

C_n – початкова концентрація речовини, мг-екв/см³; V – середня швидкість фільтрування, см/с.

Середня швидкість фільтрування (см/с) розраховується:

$$V = \frac{q}{S} \quad (5.11)$$

q – витрата реагенту, см³/хв.; S – площа перерізу сорбенту, см².

Товщина шару сорбенту (см) розраховується за формулою:

$$L = \frac{V_i}{p \cdot d^2 / 4} \quad (5.12)$$

Втрата часу захисної дії, с:

$$\tau_0 = K \cdot h \quad (5.13)$$

h – довжина невикористаного шару адсорбенту, см.

Довжина невикористаного шару адсорбенту (см) розраховується:

$$h = L_0 \cdot j \quad (5.14)$$

L_0 – довжина зони масопереносу, см; j – фактор симетричності.

Довжина зони масопереносу (см) розраховується:

$$L_0 = L \frac{V_p - V_n}{V_p - (1 - j)(V_p - V_n)} \quad (5.15)$$

Фактор симетричності визначається як співвідношення площ фігур А та фігур В на вихідній кривій сорбції, побудованій в координатах C/C_n та V (рис. 5.3).

$$j = \frac{S_A}{S_A + S_B} \quad (5.16)$$

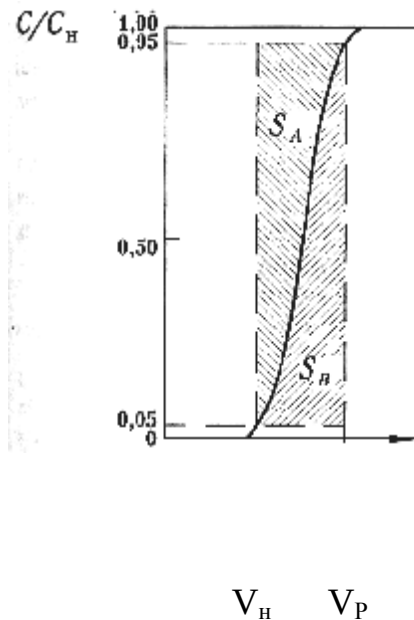


Рис.5.3. Вихідна крива сорбції, побудована в координатах C/C_n та V .

ВИСНОВКИ

РЕГЕНЕРАЦІЯ КАТІОНІТУ КУ-2-8 В Na^+ - ФОРМІ СОЛЯНОЮ КИСЛОТОЮ

Визначення ступеню регенерації катіоніту КУ-2-8

Через колонку, заповнену катіонітом КУ-2-8 в Na^+ -формі, пропускають 2Н розчин HCl з витратою $1 \text{ см}^3/\text{хв}$. Відбирають проби по 10 см^3 та визначають кислотність розчину. Розчин пропускають до тих пір, поки концентрація іонів H^+ (кислотність розчину) буде змінюватися, при досягненні кислотності 2 г-екв/дм^3 фільтрування припиняють. Проби перед титруванням розводять до необхідної концентрації. Результати зводять в табл. 5.3.

Обробка експериментальних даних

Виходячи з того, що іонний обмін проходить у стехіометричній залежності, розраховують концентрації десорбованих катіонів натрію. За отриманими результатами регенерації іоніту будують графік залежності концентрації катіонів натрію в регенераційному розчині від об'єму пропущеного розчину. Визначають масу десорбованих іонів в кожній пробі та загальну масу десорбованих іонів.

Маса десорбованих іонів для i -ї проби (мг-екв) розраховується як:

$$M_{\text{дi}} = V_i \cdot C_i \quad (5.17)$$

C_i – концентрація іонів Na^+ в i -й пробі, мг-екв/дм^3 ; V_i - об'єм i -тої проби, дм^3 .

$$C_i = K_{\text{п}} - K_i \quad (5.18)$$

$K_{\text{п}}$ – початкова кислотність розчину, мг-екв/дм^3 ; K_i – кислотність розчину в i -й пробі, мг-екв/дм^3 .

Загальну масу десорбованих іонів натрію (мг-екв) розраховують за формулою:

$$m_{\text{д}} = 0,01 \cdot (C_1 + C_2 + \dots + C_n) \quad (5.19)$$

$C_1, C_2, \dots, C_n$ – концентрація катіонів в кожній із проб регенераційного розчину.

Ступінь регенерації іоніту, %:

$$R = \frac{m_d}{M} \cdot 100\% \quad (5.20)$$

m_d – маса десорбованих катіонів, мг-екв (мг),

M – маса сорбованих іонів Na^+ , мг-екв (мг).

Ступінь регенерації при пропусканні певної кількості проб (%) розраховують за формулою

$$Z_i = \frac{\sum_{i=1}^n M_{\partial i}}{M} \cdot 100 \% \quad (5.21)$$

За отриманими результатами будують графік вихідної кривої десорбції іонів Na^+ в координатах $q_n - C (\text{Na}^+_{\text{i}})$ та $q_n - Z_i$, де q_n – питома витрата реагенту на регенерацію, $\text{см}^3/\text{см}^3$:

$$q_n = \frac{V_p}{V_i}, \quad (5.22)$$

V_p – об'єм регенераційного розчину, см^3 ; V_i – об'єм іоніту, см^3 .

Таблиця 5.3 - Залежність ефективності регенерації катіоніту КУ-2-8 2Н розчином соляної кислоти від пропущеного об'єму кислоти

№ проби	Об'єм проби, см^3	Питома витрата розчину q_n , $\text{см}^3/\text{см}^3$	Кислотність, мг-екв/ дм^3	Конц. Na^+ , C_i мг-екв/ дм^3	Маса десорбованих іонів Na^+ , $M_{\partial i}$ мг-екв (мг)	Ступінь регенерації, Z , %
1	10					
2	10					
3	10					

ВИСНОВКИ

ЧАСТИНА 2

ОЦІНКА ЕФЕКТИВНОСТІ ВИЛУЧЕННЯ АНІОНІВ НА АНІОНІТІ АВ-17-8

Визначення динамічної обмінної ємності аніоніту АВ-17-8 з допомогою розчину NaCl

У колонку, заповнену дистильованою водою, додають порціями аніоніт АВ-17-8 в основній OH^- -формі. Об'єм іоніту – 10 см^3 . Як модельний розчин використовують $0,02 \text{ Н}$ розчин NaCl. Модельний розчин пропускають через аніоніт з витратою $10 \text{ см}^3/\text{хв}$, відбираючи проби по 100 см^3 та визначають концентрації іонів OH^- . Розчин пропускають до тих пір, поки концентрація іонів OH^- (лужність розчину) буде змінюватися. При досягненні нейтрального середовища фільтрування припиняють. Отримані результати зводять в табл. 5.4.

Методика визначення лужності розчину

Лужність води зумовлена наявністю іонів OH^- . Іони OH^- титрують розчином кислоти за наявності індикатору фенолфталеїну.

До проби води додають 2-3 краплі розчину фенолфталеїну і титрують $0,1 \text{ Н}$ розчином соляної кислоти до знебарвлення малинового розчину.

Загальну лужність води (мг-екв/дм^3) визначають за формулою:

$$L = \frac{N \cdot V_1 \cdot 1000}{V_2} \quad (5.23)$$

N – нормальність розчину соляної кислоти, г-екв/дм^3 ; V_1 – об'єм розчину соляної кислоти, який пішов на титрування проби, см^3 ; V_2 – об'єм проби, см^3 .

Обробка експериментальних даних

Виходячи з того, що іонний обмін проходить у стехіометричній залежності, розраховують концентрації сорбованих аніонів за лужністю розчину. За отриманими результатами будують графік залежності концентрації аніонів Cl^- у воді від об'єму пропущеного розчину. Визначають обміну динамічну ємність аніоніту АВ-17-8 за аніонами.

Концентрацію хлоридів у вихідному розчині (мг-екв/дм³) розраховують як різницю:

$$C_n - L_i = C_i \quad (5.24)$$

C_n – початкова концентрація хлоридів, мг-екв/дм³; L_i – лужність в i -й пробі, мг-екв/дм³; C_i – концентрація хлоридів в i -й пробі, мг-екв/дм³.

Із вихідної кривої сорбції (рис.5.2) визначають обмінну ємність до проскоку та повну обмінну ємність. Площа фігури ОАДС (S_1) пропорційна масі аніонів, сорбованих до проскоку (m_1), площа фігури АДВ (S_2) пропорційна масі аніонів, сорбованих після проскоку (m_2).

Загальна маса сорбованих іонів (мг-екв) визначається за формулою 5.3.

Маса іонів, сорбованих до проскоку (мг-екв), розраховується за формулою 5.4.

Маса іонів, сорбованих після проскоку (мг-екв), встановлюється за формулою 5.5.

Загальна маса сорбованих іонів (мг-екв) визначається за формулою:

$$M = \sum_{i=1}^n (C_n - C_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n (L_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n M_i \quad (5.25)$$

C_n – початкова концентрація хлоридів у розчині, що пропускають через аніоніт, мг-екв/дм³; C_i – залишкова концентрація хлоридів в i -й пробі, мг-екв/дм³; V – об'єм проби, дм³; L_i – лужність в i -й пробі, мг-екв/дм³; M_i – маса хлоридів, сорбованих з i -ї проби ($M_i = L_i \cdot V$), мг-екв

Таблиця 5.4 - Результати сорбції хлоридів з розчину NaCl на аніоніті АВ-17-8 в ОН⁻-формі

№ проби	Об'єм проби, V, см ³	С (Cl ⁻) _п , мг-екв/дм ³	Лужність, Л, мг-екв/дм ³	С (Cl ⁻) в пробі, С _і , мг-екв/дм ³	Маса сорбованих іонів Cl ⁻ , М _і , мг-екв
1	100	20			
2	100	20			
3	100	20			

Обмінна ємність аніоніту до проскоку (мг-екв/см³) визначається за формулою 5.7.

Повна обмінна ємність аніоніту (мг-екв/см³) розраховується за формулою 5.8.

Визначення динамічної обмінної ємності аніоніту АВ-17-8 з допомогою кислоти

У колонку, заповнену дистильованою водою, додають порціями аніоніт АВ-17-8 в основній ОН⁻-формі. Об'єм іоніту – 10 см³. Як модельний розчин використовують розчини соляної кислоти (0.02Н). Приготувавши розчин, визначають його концентрацію. Потім модельний розчин пропускають через аніоніт зі швидкістю 10 см³/хв, відбираючи по 100 см³ проби та визначають залишкову кислотність. Розчин пропускають до тих пір, поки кислотність не досягне значень таких, як у модельному розчині. Отримані результати зводять в табл. 5.5.

Методику визначення кислотності розчину приведено в частині 1 даної лабораторної роботи.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Виходячи з того, що іонний обмін проходить у стехіометричній залежності, розраховують концентрації сорбованих аніонів за зниженням

кислотності розчину. За отриманими результатами будують графік залежності концентрації аніонів Cl^- у воді від об'єму пропущеного розчину. Визначають обміну динамічну ємність аніоніту АВ-17-8 за аніонами.

Концентрацію хлоридів у вихідному розчині (мг-екв/дм³) розраховують як різницю:

$$[\text{Cl}^-] = K_n - K_i \quad (5.26)$$

K_n – початкова кислотність розчину, (мг-екв/дм³), K_i – кислотність в i -й пробі, (мг-екв/дм³).

Із вихідної кривої сорбції (рис. 5.2) визначають обмінну ємність до проскоку та повну обмінну ємність. Площа фігури ОАДС (S_1) пропорційна масі аніонів, сорбованих до проскоку (m_1), площа фігури АДВ (S_2) пропорційна масі аніонів, сорбованих після проскоку (m_2).

Загальна маса сорбованих іонів (мг-екв) визначається за формулою 5.3.

Маса іонів, сорбованих до проскоку (мг-екв), розраховується за формулою 5.4.

Маса іонів, сорбованих після проскоку (мг-екв), встановлюється за формулою 5.5.

Загальна маса сорбованих іонів (мг-екв) визначається за формулою:

$$M = \sum_{i=1}^n (K_n - K_i) \cdot V = \sum_{i=1}^n M_i \quad (5.27)$$

K_n – початкова кислотність розчину, що пропускають через аніоніт, мг-екв/дм³; K_i – залишкова кислотність розчину в i -й пробі, мг-екв/дм³; V – об'єм проби, дм³; M_i – маса іонів хлору, сорбованих з i -ї проби, мг-екв.

Обмінна ємність аніоніту до проскоку (мг-екв/см³) визначається за формулою 5.7.

Повна обмінна ємність аніоніту (мг-екв/см³) розраховується за формулою 5.8.

Таблиця 5.5 - Результати сорбції іонів Cl⁻ з HCl на аніоніті АВ-17-8 в OH⁻-формі

№ проби	Об'єм проби, V, см ³	K _п , мг-екв/дм ³	K _і , мг-екв/дм ³	Конц. Cl ⁻ в пробі, [C _і], мг-екв/дм ³	Маса сорбованих іонів Cl ⁻ , M _і , мг-екв
1	100	200			
2	100	200			
3	...	...			

K_і = [C_і], так як в розчині HCl [H⁺] = [Cl].

За рівнянням Шилова розрахувати час захисної дії. Методику розрахунку приведено вище в рівняннях 5.9 - 5.16.

ВИСНОВКИ

РЕГЕНЕРАЦІЯ АНІОНІТУ АВ-17-8 В СІ-ФОРМІ

ГІДРОКСИДОМ НАТРІЮ

Визначення ступеню регенерації аніоніту АВ-17-8

Через колонку, заповнену аніонітом АВ-17-8 в СІ-формі, пропускають 4%-й розчин NaOH з витратою $1 \text{ см}^3/\text{хв}$. Відбирають проби по 10 см^3 та визначають концентрації іонів OH^- . (лужність води) Розчин пропускають до тих пір, поки лужність розчину на виході з іоніту не досягне лужності регенераційного розчину (1 г-екв/дм^3 або 4%). Отримані результати зводять в табл. 5.6.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Виходячи з того, що іонний обмін проходить у стехіометричній залежності, розраховують концентрації десорбованих аніонів Cl^- . За отриманими результатами регенерації іоніту будують графік залежності концентрації аніонів в регенераційному розчині від об'єму пропущеного розчину. Визначають масу десорбованих іонів.

Концентрацію десорбованих іонів Cl^- в i -й пробі (C_i), мг-екв/дм^3 , розраховують як:

$$C_i = L - L_i \quad (5.28)$$

L – лужність регенераційного розчину, мг-екв/дм^3 , L_i – лужність в i -й пробі; мг-екв/дм^3 .

Маса десорбованих іонів для i -ї пробі (мг-екв) розраховується як:

$$M_{\text{дi}} = V_i \cdot C_i = V_i(L - L_i) \quad (5.29)$$

Загальна маса десорбованих іонів Cl^- (мг-екв) визначається за формулою 5.19.

Ступінь регенерації іоніту (%) розраховується за формулою 5.20.

Ступінь регенерації при пропусканні певної кількості проб (%) розраховують за формулою 5.21.

За отриманими результатами будують графік вихідної кривої десорбції іонів Cl^- в координатах $q_n - C_i^{\text{д}}$ та $q_n - Z_i$, де q_n – питома витрата реагенту на регенерацію ($\text{см}^3/\text{см}^3$) за формулою 5.22.

Таблиця 5.6 - Залежність ефективності регенерації аніоніту АВ-17-8 2Н розчинам гідроксиду натрію від пропущеного об'єму лугу

№ проби	Об'єм проби, см^3	Питома витрата розчину q_n , $\text{см}^3/\text{см}^3$	Лужність, Л, мг-екв/дм ³	Конц. Cl^- , C_i , мг-екв/дм ³	Маса десорбованих іонів Cl^- , $M_{\text{дi}}$, мг-екв (мг)	Ступінь регенерації, Z, %
1	10					
2	10					
3	10					

ВИСНОВКИ

ЧАСТИНА 3

ВИЛУЧЕННЯ КАТІОНІВ КАЛЬЦІЮ ТА МАГНІЮ З ВОДНИХ РОЗЧИНІВ ІОНООБМІННИМ МЕТОДОМ В СТАТИЧНИХ УМОВАХ

Ізотерма сорбції іонів жорсткості

Готують серію розчинів хлориду кальцію або сульфату магнію з різною концентрацією об'ємом 100 см³. Готують 9 проб з концентрацією по іонах жорсткості 10; 20; 40; 60; 80; 100; 120; 150; 200 мг-екв/дм³. Визначають концентрацію катіонів в розчинах, що приготували. В кожную склянку додають по 5 см³ катіоніту КУ-2-8 в Na⁺-формі. Протягом 4 годин розчини з катіонітом перемішують і, після відстоювання, визначають рівноважну концентрацію катіонів магнію або кальцію (жорсткість розчину). Отримані результати зводять в табл. 5.7.

Метод визначення концентрації іонів Ca²⁺ і Mg²⁺ (жорсткості розчину) комплексометричним титруванням

Піпеткою відбирають стільки води, щоб в ній містилося не більше 0,5мг-екв Ca²⁺ або Mg²⁺, тобто щоб на титрування її витрачалося не більше 5см³ 0,01Н розчину або 10 см³ 0,05Н розчину трилону Б. Відібрану пробу розводять приблизно до 100 см³ дистильованою водою, додають 5 см³ амонійної буферної суміші. Додавши з кінчика шпателя 20-30 мг суміші індикатору з NaCl або KCl і, перемішавши його до розчинення, відтитровують розчин робочим розчином трилону Б до переходу винно – червоного забарвлення в блакитне із зеленуватим відтінком. Перед кінцем титрування додають розчин трилону Б по одній краплі так, щоб червонуватий відтінок забарвлення абсолютно зник. Якщо виникають сумніви, чи слід закінчити титрування, роблять відлік і додають ще одну

краплю розчину. Якщо при цьому забарвлення зміниться, титрування ще не закінчено.

Якщо нормальність розчину трилону Б дорівнює N , то кожен см^3 його відповідає N мг-екв зазначених металів в узятому для визначення об'ємі води. Зробивши перерахунок на 1 дм^3 води, отримують загальну жорсткість її в мг-екв/дм³.

$$C(\text{Ca}^{2+}, \text{Mg}^{2+}) = \frac{V_{\text{ТрБ}} \cdot N_{\text{ТрБ}} \cdot 1000}{V_{\text{проби}}} \quad (5.30)$$

Метод визначення іона Ca^{2+} за допомогою мурексиду

Комплексонометричним методом можна визначити не тільки загальну кількість Ca^{2+} і Mg^{2+} в розчині, але і кількість кожного з цих металів.

Для цього спочатку титрують одну порцію розчину так, як описано вище, а потім в іншій порції розчину відтитровують тільки Ca^{2+} , застосовуючи як індикатор мурексид – амонійну сіль пурпурної кислоти, яка при $\text{pH} > 9$ забарвлена в синьо – фіолетовий колір, а при $\text{pH} < 9$ – в червоно-фіолетовий. Колір комплексів мурексидів з металами червоний і жовтий, тому з мурексидом титрують в лужному середовищі.

Для визначення концентрації іонів Ca^{2+} об'єм проби (10 см^3) доводять до загального об'єму 100 см^3 . До розчину додають $6-8 \text{ см}^3$ 2Н розчину NaOH , суху суміш мурексиду з NaCl (розчин повинен мати рожевий колір) і титрують розчином трилону Б до переходу забарвлення у фіолетово-бузковий колір. Концентрацію іонів кальцію (мг-екв/дм³) визначають за формулою (5.30).

$$C(\text{Ca}^{2+}) = \frac{V_{\text{ТрБ}} \cdot N_{\text{ТрБ}} \cdot 1000}{V_{\text{проби}}} \quad (5.31)$$

Знаючи загальну жорсткість води і концентрацію іонів кальцію, визначають концентрацію магнію (мг-екв/дм³) як різницю загальної жорсткості та концентрації іонів кальцію.

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

За отриманими даними будують ізотерму адсорбції іонів кальцію та магнію. Результати зводять в табл. 5.6.

Ступінь пом'якшення (%) розраховують за формулою:

$$Z_i = \frac{m_{\text{сорб}}}{C_{\text{поч } i} \cdot V_{\text{проби}}} \cdot 100 = \frac{(C_{\text{поч } i} - C_{\text{р } i}) \cdot V_{\text{проби}}}{C_{\text{поч } i} \cdot V_{\text{проби}}} \cdot 100 \quad (5.32)$$

$C_{\text{поч } i}$ – початкова концентрація іонів жорсткості в і-й пробі, мг-екв/дм³; $C_{\text{р } i}$ – рівноважна концентрація іонів жорсткості в і-й пробі, мг-екв/дм³; $V_{\text{пр}}$ – об'єм проби, дм³; $m_{\text{сорб}}$ – маса сорбованих іонів, мг-екв (мг).

Таблиця 5.7 - Результати сорбції іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} на катіоніті КУ-2-8 в H^+ -формі в статичних умовах

№ проби	Початкова конц. іонів жорсткості, $C_{\text{п}}$, мг-екв/дм ³	Рівноважна конц. іонів жорсткості, $C_{\text{р}}$, мг-екв/дм ³	a , мг-екв/см ³	Маса сорбованих іонів, $m_{\text{сорб}}$, мг-екв (мг)	Z , %
1					
2					
3					

Величину адсорбції (мг-екв/см³) розраховують за формулою:

$$a_i = \frac{(C_{\text{поч } i} - C_{\text{р } i}) \cdot V_{\text{пр}}}{V_i} \quad (5.33)$$

$C_{\text{поч } i}$; $C_{\text{р } i}$ – відповідно початкова і рівноважна концентрації іонів кальцію або магнію, мг-екв/дм³; $V_{\text{пр}}$ – об'єм проби, дм³; V_i – об'єм іоніту, см³.

За отриманими результатами будують ізотерму адсорбції в координатах $a=f(C_p)$.

Для опису процесів адсорбції найчастіше використовують рівняння Фрейндліха та рівняння Ленгмюра.

Рівняння Фрейндліха має вигляд

$$a = K \cdot C_p^{\frac{1}{n}} \quad (5.34)$$

де a – величина адсорбції, мг-екв/см³; C_p – рівноважна концентрація іонів жорсткості, мг-екв/дм³; K і n – емпіричні константи.

Рівняння Ленгмюра описується як:

$$a = a_{\infty} \frac{K \cdot C_p}{1 + K \cdot C_p} \quad (5.35)$$

де a – величина адсорбції, мг-екв/см³; a_{∞} – гранична адсорбція, мг-екв/см³ (визначається із ізотерми адсорбції); C_p – рівноважна концентрація іонів жорсткості, мг-екв/дм³; K – константа рівняння Ленгмюра.

Для визначення значення коефіцієнтів у рівнянні Фрейндліха (5.36) його логарифмують. Отримують рівняння виду:

$$\lg a = \lg K + \frac{1}{n} \lg C \quad (5.36)$$

Якщо побудувати залежність в логарифмічних координатах $\lg a=f(\lg C)$, то можна отримати лінійну залежність.

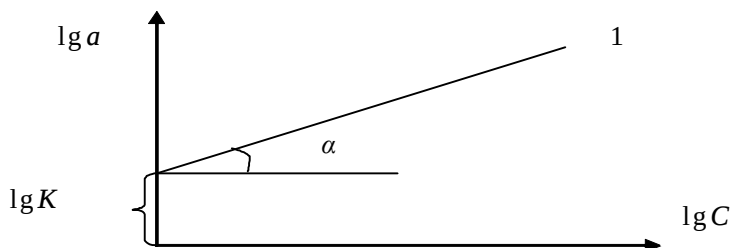


Рисунок 5.7 - Залежність $\lg a=f(\lg C)$

Відрізок, який відсікає лінія 1 на осі $\lg a$ дорівнює $\lg K$; тангенс кута, який вона утворює дана лінія з горизонтальною лінією дорівнює $1/n$, тобто: $\operatorname{tg} \alpha = \frac{1}{n}$. Із рис. 5.7 визначають коефіцієнти в рівнянні Фрейндліха.

Для визначення коефіцієнту в рівнянні Ленгмюра будують залежність $\frac{1}{a} = f\left(\frac{1}{C}\right)$. Залежність матиме вигляд:

$$\frac{1}{a} = \frac{1}{a_{\infty}} + \frac{1}{a_{\infty} K \cdot C} \quad (5.37)$$

Граничну адсорбцію (a_{∞}) визначають із ізотерми адсорбції, отриманої при проведенні експерименту (рис. 5.8).

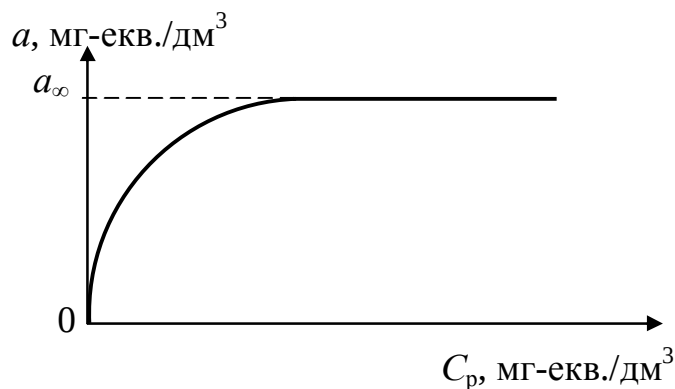
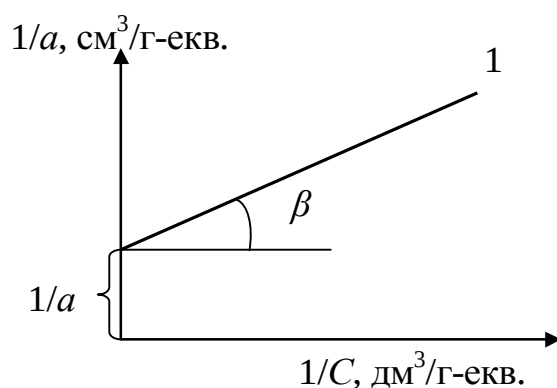


Рисунок 5.8 - Залежність адсорбції іонів жорсткості на катіоніті КУ-2-8 від рівноважної концентрації при постійній температурі



Графік залежності $\frac{1}{a} = f\left(\frac{1}{C}\right)$ матиме вигляд, як показано на рис. 5.9.

Рисунок 5.9 - Залежність $\frac{1}{a} = f\left(\frac{1}{C}\right)$

Відрізок, який відсікає лінія 1 на координаті $1/a$ дорівнює $1/a_{\infty}$, а тангенс кута між лінією 1 та горизонтальною лінією дорівнює $\frac{1}{a_{\infty} \cdot K}$,

тобто $tg b = \frac{1}{a_{\infty} K}$.

Після визначення коефіцієнтів в рівняннях Фрейндліха та Ленгмюра на одному рисунку в координатах $a=f(C_p)$ побудувати експериментальну та теоретично розраховану ізотерми адсорбції.

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА №6

ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД БАРОМЕМБРАННИМ МЕТОДОМ

Мета роботи: ознайомитися з методами очищення води від барвників за допомогою ультрафільтрації, визначити селективність та проникність мембран, отримати початкові дані для вибору режиму очищення води від барвника.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Баромембранні методи розділення сумішей базуються на використанні загальної властивості мембран – напівпроникності, тобто здатності пропускати одні компоненти суміші та затримувати інші. В залежності від дисперсності компонентів, що затримуються мембраною, ці методи включають зворотний осмос (або гіперфільтрацію), ультра- та мікрофільтрацію.

Кількісно їх характеризують величиною проникності мембрани – трансмембранним потоком I ($\text{м}^3/\text{м}^2\text{с}=\text{м}/\text{с}$) та коефіцієнтом затримання (селективністю):

$$R = 1 - \frac{C_n}{C_0} = \frac{\Delta C}{C_0} \quad (6.1)$$

C_0 та C_n – відповідно концентрація компонента в початковому розчині та в пермеаті, що пройшов через мембрану, $\text{мг}/\text{дм}^3$; ΔC – зміна концентрації, $\text{мг}/\text{дм}^3$.

Баромембранні процеси можна умовно класифікувати так: мікрофільтрація (розмір пор $0,1\ldots10$ мкм, тиск $0,05\ldots0,1$ МПа), ультрафільтрація ($3\ldots100$ нм, $0,1\ldots2,0$ МПа), зворотний осмос (до 3 нм, $1\ldots25$ МПа).

Взаємозв'язок основних технологічних характеристик процесів баромембранного розділення (I та R) можна встановити, користуючись математичним апаратом термодинаміки незворотних процесів:

$$I_v = \ell_p \cdot (\Delta P - \sigma \cdot \Delta \Pi) \quad (6.2)$$

$$x = C_o \cdot (1 - \sigma) \cdot I_v + \ell_x \cdot \Delta C \quad (6.3)$$

I_v та x – об'ємний та хімічний потоки; ΔP та $\Delta \Pi$ – перепади прикладеного та осмотичного тиску; ℓ_p та ℓ_x – коефіцієнти проникності; I – коефіцієнт відбиття, що враховує взаємодію потоків, δ – товщина примембранного концентраційного шару.

З (6.2) та (6.3) випливає:

$$R = s \frac{1 - \exp[-I_v \cdot (1 - s) / \ell_x]}{1 - s \cdot \exp[-I_v \cdot (1 - s) / \ell_x]} \quad (6.4)$$

Ефективність баромембранного розділення визначається не тільки взаємодією потоків усередині мембрани, але й, значною мірою, процесами, що відбуваються біля її приймальної поверхні. Підвищення концентрації компонентів, що затримуються в примембранному шарі, так звана, концентраційна поляризація, зменшує коефіцієнт затримання та продуктивність мембрани, а під час розділення колоїдів або зависей призводить до геле- або осадкоутворення на її поверхні.

Для зниження впливу концентраційної поляризації використовують інтенсивну турбулізацію розчину над поверхнею мембрани.

Виділяють три складові потоку розчиненої речовини в примембранному шарі, який непереміщується:

1. Конвективний потік в напрямку мембрани $I_v C_s$;
2. Дифузійний потік у протилежному напрямку $D(dC_s/dx)$;
3. Потік речовини, котрий проходить крізь мембрану $I_v C_m \cdot (1 - R_n)$

В стаціонарному режимі додержується умова:

$$D(dC_s/dx) + I_v C_s - I_v C_m \cdot (1 - R_n) = 0 \quad (6.5)$$

C_s та C_m – концентрація розчину на вході та на виході мембрани, мг/дм³; R_n – дійсний коефіцієнт затримання (не ускладнений концентраційною поляризацією).

Інтегрування (6.5) та введення δ дає:

$$\frac{1-R}{R} = \left[\frac{1-R_n}{R_n} \right] \cdot \exp\left(\frac{I_v \cdot d}{D}\right) \quad (6.6)$$

δ – товщина примембранного концентраційного шару; D – коефіцієнт дифузії компонента, що відділяється.

Узагальнене рівняння, в котрому враховано обидві стадії переносу (в примембранному дифузійному шарі та мембрані) виглядає так:

$$R = 1 - \left\{ (1 + K_m - 1) \cdot \left[1 - \exp\left(-\frac{I_v}{D}\right) \right] \cdot \left[\exp\left(-\frac{I_v \cdot d}{D}\right) \right] \right\}^{-1} \quad (6.7)$$

d – товщина мембрани; D – коефіцієнт дифузії компонента в мембрані.

В ряді випадків для опису процесів ультра- та мікрофільтрації треба використовувати математичний апарат класичної теорії фільтрування:

$$I_r = I_0 - R_1 \cdot V \quad (6.8)$$

$$\frac{R_2 \cdot t}{2} = \frac{t}{V} - \frac{1}{I_0} \quad (6.9)$$

$$t = \frac{[\exp(R_2 \cdot V) - 1]}{R_3 \cdot I_0} \quad (6.10)$$

$$\frac{t}{V} = \frac{1}{I_0} + R_4 \cdot V \quad (6.11)$$

V – об'єм фільтрату (см³), отриманого на час τ , с; I_0 – початкова швидкість потоку, м³/м²с=м/с; R_1, R_2, R_3, R_4 – стала.

Рівняння (6.8) описує процес, за якого відбувається закупорювання кожної пори мембрани однією частинкою компонента, що затримується. Коли радіус пор мембрани суттєво перевищує розмір часток, то спочатку відбувається поступове закупорювання кожної пори багатьма дисперсними

частками з переходом їх у фільтрування проміжного виду (рівняння (6.9), (6.10)). Дисперсії, в яких розмір частинок перевищує розмір пор, утворюють на поверхні мембрани шар осаду або гелю.

Процес розділення з утворенням осаду описується рівнянням (6.11), в якому:

$$R_n = \frac{\eta \cdot r_m \cdot C_0}{2 \cdot \Delta P} \quad (6.12)$$

де η – в'язкість розчину, що фільтрується, Па·с; C_0 – концентрація в розчині дисперсної фази, мг/дм³; ΔP – перепад тиску, МПа; r_m - питомий масовий опір фільтруванню (гідродинамічний опір одиниці маси мембраноутворюючого компоненту, рівномірно розподіленого на одиниці поверхні підкладки).

Величину r_m визначають експериментально за допомогою співвідношень (6.11) та (6.12). Залежність r_m від тиску виражається слідуючими рівняннями:

$$r_m = r_m' \cdot (\Delta P)^{S'} \quad (6.13)$$

$$r_m = r_m'' + 2 \cdot (\Delta P)^{S''} \quad (6.14)$$

r_m' , r_m'' , S' , S'' – параметри, які визначаються експериментально.

Для кількісного опису умов утворення гелевого шару використовують модель концентраційної поляризації гелеутворення:

$$\frac{C_1}{C_0} = \exp\left(\frac{I \cdot d}{D}\right) \quad (6.15)$$

C_1 концентрації дисперсії у примембранному шарі, мг/дм³, C_0 – початкова концентрація, мг/дм³.

Гель утворюється при збільшенні концентрації дисперсії у примембранному шарі C_1 до значення концентрації гелеутворення C_d .

ПРИЛАДИ, ОБЛАДНАННЯ, РЕАКТИВИ ТА МАТЕРІАЛИ

1. Ультрафільтраційна установка, об'ємом 180 см³ (мембранний фільтр), з магнітною мішалкою та системою підводу до неї стислого газу (повітря) з регулюванням тиску.
2. Технічні засоби визначення концентрації барвника (спектрофотометр, ФЕК.).
3. Ультрафільтраційні мембрани марок УПМ-20П, УАМ-500П, ПАН-10.
4. Секундомір.
5. Мірний циліндр на 25 см³.
6. Розчин барвника прямого блакитного або анілінового блакитного з концентрацією 20 мг/дм³.

ПОРЯДОК І РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ ТА ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Визначення продуктивності мембрани по дистильованій воді

Зібрати установку (фільтр) з мембраною УПМ-20П. Заповнити установку дистильованою водою об'ємом 180 см³. Щільно загерметизувати установку, включити перемішування та подати стисле повітря під тиском $\Delta P = 0,05$ МПа. Відібрати в мірний циліндр 10 см³ фільтрату, вимірявши час відбору проби. Визначити швидкість трансмембранного потоку по формулі:

$$I = \frac{\Delta V}{p \cdot r^2 \cdot \Delta t} \quad (6.16)$$

r – радіус кола робочої поверхні мембрани; см; Δt – час відбору проби (с) об'ємом ΔV (см³).

Підвищити тиск повітря в комірці до $\Delta P = 0,1$ МПа та повторити вимірювання. Теж саме зробити при тисках $\Delta P = 0,2; 0,3; 0,4; 0,5$ МПа. За результатами проведених вимірювань побудувати графік залежності I від

Р. Відключити подачу повітря на комірку, стравити з неї повітря, вигвинтити запобіжний клапан, крізь відкритий отвір злити воду, що залишилась.

Визначення максимального ступеня відбору перміату

Заповнити комірку розчином барвника та підключити як і в досліді з дистильованою водою. Відбирати проби фільтрату, об'ємом 15 см³, при заданому тиску. Визначити концентрацію барвника у перміаті спектрофотометричним методом. Кількість відібраних проб становить 8.

Розрахувати ступінь затримання барвника мембраною для кожної проби за формулою.

$$R = \frac{C_{\text{поч}} - C_n}{C_{\text{поч}}} \cdot 100\% \quad (6.17)$$

$C_{\text{поч}}$, C_n - відповідно концентрації барвника в початковому розчині та перміаті, мг/дм³.

Зміни $C_{\text{поч}}$ за рахунок концентрування розчину обчислюють за формулою:

$$(C_{\text{поч}})_{i+1} = \frac{C_{\text{поч}} \cdot V_{\text{поч}} - \sum_{i=1}^n (C_n)_i (V_n)_i}{V_{\text{поч}} - \sum (V_n)_i} \quad (6.18)$$

$V_{\text{поч}}$ – початковий об'єм розчину, см³; $(C_n)_i$ та $(V_n)_i$ – відповідно концентрація барвника в і-й пробі перміату та її об'єм, мг/дм³, см³.

Вилучити з установки розчин, що залишився (концентрат), визначити його об'єм та концентрацію барвника. Перевірити матеріальний баланс, враховуючи що

$$V_{\text{поч}} \cdot C_{\text{поч}} = \sum_{i=1}^n (C_n)_i (V_n)_i + V_k \cdot C_k, \quad (6.19)$$

V_k та C_k - об'єм концентрату та вміст в ньому барвника, мг/дм³, см³.

Побудувати графік залежності коефіцієнту затримання барвника в початковому розчині, користуючись співвідношенням:

$$Q = \frac{\sum_{i=1} (V_n)_i}{V_{поч}} \quad (6.20)$$

Визначити максимальний ступінь відбору перміату Q, за якого його концентрація не перевищує $C_{поч}$.

ВИСНОВКИ

ЛАБОРАТОРНА РОБОТА №7

ВИКОРИСТАННЯ ОЗОНУВАННЯ В ПРОЦЕСАХ ВОДОПІДГОТОВКИ

Мета роботи: вивчити процеси синтезу озону та його застосування для знебарвлення води.

ТЕОРЕТИЧНІ ВІДОМОСТІ

Одним з найперспективніших методів знезараження домішок, які містяться в природних та стічних водах, є озонування. Озон – алотропічна модифікація кисню. Його молекула складається з трьох атомів цього елементу. Окислювальна дія озону зумовлена термодинамічною нестійкістю його молекули. Завдяки високому окислювальному потенціалу озон енергійно вступає у взаємодію з багатьма мінеральними та органічними речовинами, зокрема і з протоплазмою бактеріальних клітин. Озон, як окислювальний реагент, діє швидше хлору в 10...15 разів (окислювальний потенціал озону – 1,95 В, хлору – 1,35 В). Крім того, при озонуванні, на відміну від хлорування, у воді не утворюються токсичні хлорпохідні сполуки.

ОБЛАДНАННЯ, ПРИЛАДИ, МАТЕРІАЛИ, РЕАКТИВИ

Обладнання

1. Хімічний посуд.

Прилади

1. Озонатор.
2. Компресор повітря.
3. Ротаметр.

Реактиви

1. Йодид калію, 2,5 %-й розчин.
2. Сірчана кислота, 10 %-й розчин.
3. Крохмаль, 0,5 %-й розчин.
4. Тіосульфат натрію, 0,01N розчин.
5. Барвник простий чорний, 10...50 мг/дм³.

РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО ВИКОНАННЯ РОБОТИ

Електросинтез озону

В основі отримання озону лежить реакція розщеплення молекули кисню на атоми під дією електричних розрядів з послідовним з'єднанням одного атому кисню з молекулою кисню:



На практиці озон отримують в спеціальних реакторах, в яких повітря з певною швидкістю пропускається між двома поверхнями, до яких підводять струм. В обробці води використовують озонатори двох типів: пластинчасті та більш перспективні трубчасті.

На рис. 7.1 представлено блок-схему озонаторної установки з трубчастими електродами.

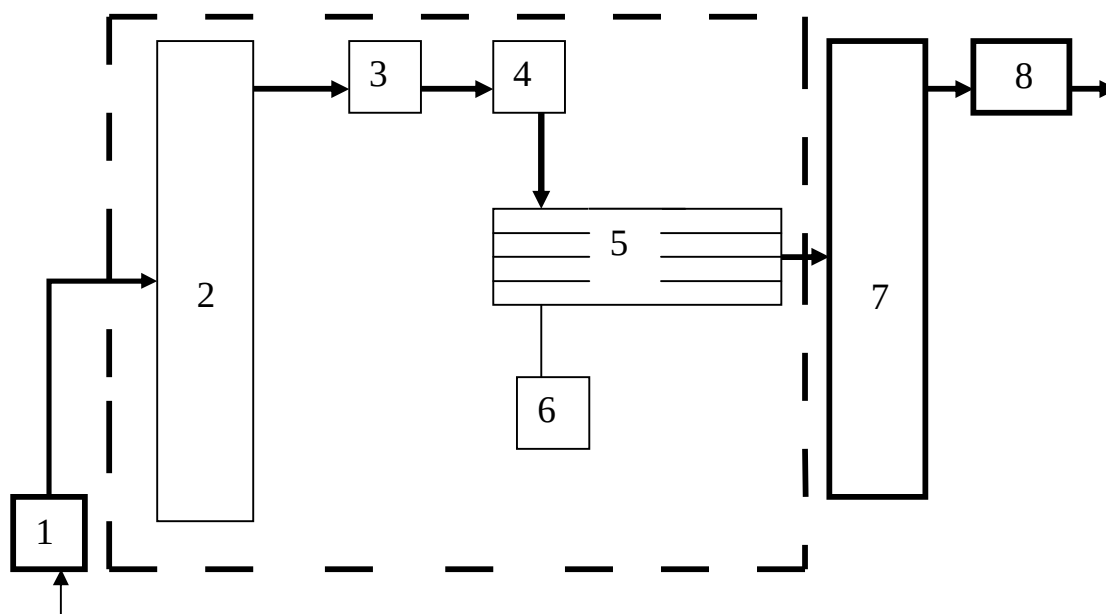


Рисунок 7.1 – Блок-схема озонаторної установки

1 – компресор; 2 – осушувач повітря; 3 – регулятор тиску; 4 – ротаметр; 5 – реактор озону; 6 – електричний блок; 7 – барботажна колона; 8 – склянка з КJ.

Компресором 1 повітря подається у заповнену силікагелем осушувач повітря 2. Регулятором тиску 3 і ротаметром 4 встановлюється необхідна витрата повітря. В реакторі 5 під дією високої напруги, яка подається від електроблоку 6, відбувається синтез озону. Озоново-повітряна суміш подається в барботажну колону 7, заповнену розчином, який досліджується. У барботажній колоні озон взаємодіє з домішками у воді, після чого відпрацьована озоново-повітряна суміш поступає в заповнений розчином йодистого калію поглинач 8, де поглинаються залишки озону, який не прореагував.

Інструкція по експлуатації озонатора

Обслуговувати озонатор належить досвідченому фахівцеві, який має групу з електробезпеки, не нижче III, добре вивчив пристрій озонатора і знає ПТЕ та ПТБ в електропристроях.

Правила техніки безпеки при роботі з озонатором

Під час обслуговування озонатору необхідно виконувати такі роботи:

1. Вимкнути озонатор з електричної мережі, лише після цього можна знімати кришки на кожусі.
2. Не стукати по озонатору при ремонті, бо так можна пошкодити електроди та ізолятори.
3. Вчасно випробувати ізоляцію відповідно вимогам ПТЕ та ПТБ електропристроїв. Опір обмоток трансформаторів НОМ-10-66 повинен бути не менше 300 МОм при температурі 20 °С.

4. Треба слідкувати за чистотою ізоляторів трансформатору НОМ-10-66 і камери озонування;

5. Не вмикати озонатор в мережу, попередньо не закривши захисні кожухи та кришки озонатору, а також не під'єднавши до контуру захисного заземлення.

6. Перед вмиканням у мережу треба використовувати діелектричний килимок, який відповідає вимогам ПТЕ та ПТБ в електричних приладах.

Підготовка до роботи

1. Упевнитися в наявності видимого заземлення озонатора.
2. Відкрити вентиль подачі води у систему охолодження озонатору і упевнитися, що вода циркулює в системі (подача води відбувається через нижній штуцер).
3. Увімкнути вилку з'єднувального шнура озонатора в мережу.
4. Повернути, натискаючи ручку автотрансформатору проти годинної стрілки.
5. Натиснути кнопку ПУСК на панелі озонатору і впевнитися, що загорілася лампочка ВМИКАТИ.
6. Поступово вводити автотрансформатор, спостерігаючи (за вольтметром) за зростанням напруги, щоб вона не перевищувала 100 В, що відповідає напрузі на електродах 10 кВ. Якщо на електродах з'являється коронний розряд, прослуховується потріскування.

Порядок роботи

Щоб отримати озон, слід подавати компресором на вхід камери озонування (через осушувальний фільтр) повітря, і на виході з камери піде озон.

Продуктивність озонатору залежить від швидкості подачі повітря на вхід, якості підготовки повітря й від величини напруги на електродах.

Напругу на електродах регулюють з допомогою трансформатора, контролюють її значення вольтметром.

Не можна підвищувати напругу на електродах більше 11 кВ (про що говорить червона риска на шкалі вольтметра).

Зупинка озонатору

1. Вивести автотрансформатором напругу з електродів до нуля.
2. Вимкнути автоматичний вимикач КМ (щоб потухла лампа ВМИКАТИ).
3. Зупинити подачу повітря.
4. Перекрити воду в системі охолодження.

Характерні несправності

Несправність	Імовірна причина	Метод усунення
Коли натискаємо кнопку ПУСК не загоряється лампочка ВМИКАТИ	Перегоріла лампа або резистор РІ Вимкнутий автоматичний вимикач КМ	Замінити лампу або резистор Увімкнути автоматичний вимикач КМ
При натисненні на кнопку ПУСК загоряється лампа АВАРІЯ	Коротке замикання на електродах або на електричній схемі Несправне реле РТ-40/6	Усунути замикання Усунути несправність
При натисненні на кнопку ПУСК загоряються дві лампи ВМИКАТИ і АВАРІЯ	Не блокується пускач ПІ Вібрація контактів реле РТ-40/6	Відремонтувати магнітний пускач Відрегулювати реле струму. Установка реле повинна відповідати величині струму, який споживається.

Визначення концентрації озону в озоново-повітряній суміші

Йодометричне визначення озону базується на окисненні йодиду калію до йоду, який титрують розчином тіосульфату натрію. При використанні розчину останнього можна визначити озон при вмісті його $0,05 \text{ мг/дм}^3$ і більше.

Методика експерименту

Вмикають компресор, встановлюють швидкість подачі повітря. Вмикають охолодження реактора електроблока, подають напругу на реактор озону. В барботажну колону заливають дистильовану воду в об'ємі 200 см^3 . Через 10 хвилин в поглинаючу склянку заливають розчин йодиду калію (80 см^3). Пропустивши озono-повітряну суміш через дистильовану воду протягом певного часу, поглинальну склянку знімають, відбирають з неї 10 см^3 розчину йодиду калію в колбу для титрування і додають 10 см^3 10 %-го розчину сірчаної кислоти. Пробу титрують 0,01Н розчином тіосульфату натрію до переходу кольору з буро-оранжевого до солом'яно-жовтого, додають 1 см^3 крохмалю (синій колір) і титрують до знебарвлення.

Як досліджувальний розчин використовують розчин барвника простого чорного ($10...50 \text{ мг/дм}^3$). Визначають концентрацію барвника фотометричним методом. Цей розчин в об'ємі, який дорівнює об'єму дистильованої води при визначенні концентрації озону в озono-повітряній суміші, розміщують у барботажній колоні й озонують до повного знебарвлення. В даному дослідженні використовують свіжий розчин йодиду калію (80 см^3). Після закінчення експерименту поглинаючу склянку знімають, відбирають 10 см^3 йодиду калію і титрують тіосульфатом натрію як і в попередньому дослідженні з дистильованою водою. Зливають розчин з барботажної колони і визначають залишкову концентрацію барвника

ОБРОБКА ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНИХ ДАНИХ

Концентрацію озону в озоново-повітряній суміші (мг/дм³) розраховують по холостій пробі з дистильованою водою за формулою:

$$C_{O_3} \frac{N_T \cdot X \cdot V_{KI} \cdot 24}{W \cdot V_{PP}} \quad (7.1)$$

N_T – нормальність тіосульфату натрію (0,01 г-екв/дм³); X – об'єм 0,01Н розчину тіосульфату натрію, який пішов на титрування, см³; V_{KI} – об'єм розчин йодиду калію в поглинаючій склянці, (80 см³); W – об'єм озоново-повітряної суміші, дм³, V_{PP} – об'єм розчину йодиду калію, який був взятий для титрування, (10 см³); 24 – еквівалент озону;

Кількість озону, яку поглинає розчин барвника (мг), розраховується за формулою:

$$Q = Q_1 - Q_2 \quad (7.2)$$

Q – кількість озону, що поглинається, мг; Q_1 – кількість озону, що подається, мг; Q_2 – кількість озону у відпрацьованій озоново-повітряній суміші (проскок), мг.

Кількість озону у відпрацьованій озоново-повітряній суміші (проскок) (мг) визначають за формулою:

$$C_2 \frac{N_T \cdot X \cdot V_{KI} \cdot 24}{V_{PP}} \quad (7.3)$$

Кількість озону (мг), що подається, розраховують за формулою:

$$Q_1 = C_{O_3} \cdot P = C_{O_3} \cdot S \cdot t \quad (7.4)$$

C_{O_3} – концентрація озону у озоново-повітряній суміші, мг/дм³; P – об'єм озоново-повітряної суміші, який пішов на знебарвлення розчину, дм³; S – швидкість подачі озоново-повітряної суміші, дм³/хв; t – час знебарвлення, хв.

Зниження концентрації забруднення в досліджувальному розчині визначають за формулою:

$$\Delta C = C_{\text{поч}} - C_{\text{к}} \quad (7.5)$$

Визначивши кількість поглинутого озону і зниження концентрації забруднення в досліджувальному розчині, визначають питому витрату озону для очищення води даного складу мгО₃/мг:

$$e = \frac{Q}{\Delta C} \quad (7.6)$$

Ступінь знебарвлення води (%), визначають за формулою:

$$Z = \frac{C_{\text{поч}} - C_{\text{к}}}{C_{\text{поч}}} \cdot 100 \quad (7.7)$$

ВИСНОВКИ

ЗМІСТ

Передмова.....	
Лабораторна робота №1. Адсорбція органічної речовини вугіллям в статичних умовах.....	
Лабораторна робота №2. Адсорбційна очистка води активованим вугіллям в динамічних умовах.....	
Лабораторна робота №3. Мінеральні сорбенти в процесах очищення води.....	
Лабораторна робота №4. Мінеральні сорбенти в процесах очищення води.....	
Лабораторна робота №5. Іоннообмінне очищення води.....	
Лабораторна робота №6. Очищення стічних вод баромембранним методом.....	
Лабораторна робота №7. Використання озонування в процесах водопідготовки.....	