

ОТРИМАННЯ НОВИХ СОРБЕНТІВ ДЛЯ СИСТЕМИ КОМПЛЕКСНОГО ЕКОЛОГІЧНОГО МОНІТОРИНГУ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У СТИЧНИХ ВОДАХ

Т. В. Магльована

Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля Національного університету цивільного захисту України

вул. Онопрієнка, 8, м. Черкаси, 18034, Україна. E-mail: maglovana_t@ukr.net

Запропоновано нові сорбенти на основі кремнеземів для групового концентрування та визначення важких металів. Сформульовано практичні рекомендації щодо використання сорбентів на основі кремнеземів, нековалентно модифікованих трифенілметановими барвниками для розділення і групового концентрування йонів металів. Розроблено спосіб одержання сорбентів для групового вилучення йонів металів методом послідовного модифікування поверхні кремнезему полімерними поліаміном (полігексаметиленгуанідиндигідрогенфосфатом) і трифенілметановими барвниками (бромпірогалоловим червоним та пірогалоловим червоним). Досліджено закономірності закріплення полімерного поліаміну на поверхні кремнезему для оптимізації методик синтезу сорбентів на його основі. Розроблено методики групового сорбційно-спектрофотометричного, атомно-емісійного з індуктивно зв'язаною плазмою визначення важких металів у стічних водах на рівні 10^{-3} - 10^{-4} мг/дм³.

Ключові слова: важкі метали, адсорбція, сорбенти, полігексаметиленгуанідин.

ПОЛУЧЕНИЕ НОВЫХ СОРБЕНТОВ ДЛЯ СИСТЕМЫ КОМПЛЕКСНОГО ЭКОЛОГИЧЕСКОГО МОНИТОРИНГА ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В СТОЧНЫХ ВОДАХ

Т. В. Маглевана

Черкасский институт пожарной безопасности имени Героев Чорнобыля Национального университета гражданской защиты Украины

ул. Оноприенка, 8, г. Черкассы, 18034, Украина. E-mail: maglovana_t@ukr.net

Предложены новые сорбенты на основе кремнеземов для группового концентрирования и определения тяжелых металлов. Сформулированы практические рекомендации по использованию сорбентов на основе кремнеземов, нековалентно модифицированных трифенилметановыми красителями для разделения и группового концентрирования ионов металлов. Разработан способ получения сорбентов для группового извлечения ионов металлов методом последовательного модифицирования поверхности кремнезема полимерными полиамином (полигексаметиленгуанидиндигидрофосфатом) и трифенилметановыми красителями (бромпирогалоловым красным и пирагалоловым красным). Исследовано закономерности закрепления полимерного полиамина на поверхности кремнеземов для оптимизации методик синтеза сорбентов на его основе. Разработаны методики группового сорбционно-спектрофотометрического, атомно-эмиссионного с индуктивно связанной плазмой определения тяжелых металлов в сточных водах на уровне 10^{-3} - 10^{-4} мг/дм³.

Ключевые слова: тяжелые металлы, адсорбция, сорбенты, полигексаметиленгуанидин.

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Прогресуюче виснаження природних ресурсів внаслідок господарської діяльності людини та усвідомлення загрози глобальної екологічної кризи в результаті постійно зростаючого антропогенного навантаження на екосистеми сприяють теоретичним розробкам та переходу до практичного впровадження моделей сталого розвитку. В умовах формування сталого суспільства концепція мінімізації шкідливого техногенного впливу на гідро-, біо- та атмосферу є однією з найактуальніших [1–2].

До найпоширеніших небезпечних поллютантів, які мають специфічні токсичні властивості, належать стійкі забруднювачі з кумулятивною дією – важкі метали [1–3]. Згубний вплив йонів важких металів на живу природу полягає в наступному: біокумуляція та накопичення йонів важких металів в організмі порушує нормальне фізіологічне функціонування живих організмів та становить загрозу для їхнього життя; важкі метали проявляють токсичність навіть за низьких концентрацій і можуть зберігати здатність негативного впливу протягом тривалого часу; деякі з металів у водних розчинах утворюють синергетичні суміші, токсичні властивості

яких перевищують аналогічні властивості окремих компонентів [2].

Небезпека надходження у довкілля важких металів визначається тим, що на відміну від органічних забруднювачів вони не руйнуються, а переходять з однієї форми в іншу, зокрема включаються у склад солей, оксидів, металоорганічних сполук. Історично склалось так, що на території України впродовж багатьох років діють потужні чинники забруднення навколишнього середовища саме цими поллютантами [3]. Очищення промислових стічних вод, до встановлених гранично допустимих концентрацій, що забезпечить їхнє повторне використання в замкнених технологічних циклах або безпечний скид до природних водойм – одна з умов екологічного благополуччя планети [2].

Аналіз літератури [1–4] щодо найбільш поширених методів очищення стічних вод показав, що на даний час не існує універсальної ефективної технології видалення йонів важких металів із водного середовища. Найбільш поширеними є технології, що базуються на хімічній та фізико-хімічній обробці водних розчинів. Ці технології ефективні, мають невисоку собівартість та широкий діапазон галузей

застосування. Такі ж технології, як зворотній осмос та електрохімічні технології через свою високу собівартість використовуються обмежено.

Доцільність використання конкретної технології для видалення йонів важких металів з розчину визначає ряд факторів, серед яких одним з найважливіших є вихідна концентрація йонів металів.

Для визначення концентрації йонів важких металів у стічних водах та отримання інформації про рівень її забруднення, пряме визначення елементів практично неможливе через недостатню чутливості методів, заважаючий вплив основних компонентів вод, відсутності стандартних зразків. Визначення концентрації йонів важких металів фізичними та фізико-хімічними методами не завжди можливо в силу обмеженості методів за чутливістю та селективністю, а також через складність досліджуваних об'єктів.

Перспективними є використання комбінованих методів аналізу, що включають концентрування компонентів, та їхнє подальше спектрофотометричне та атомно-емісійне визначення. Серед способів концентрування найбільш ефективним є сорбційний, що дозволяє проводити концентрування мікрокомпонентів із великих обсягів розчинів на відносно невеликій масі сорбенту [5]. У зв'язку з цим особливого значення набуває пошук і розробка способів отримання нових, доступних і недорогих сорбентів, що мають здатність групового вилучення йонів металів із складних розчинів.

Застосування сорбентів, модифікованих специфічними аналітичними реагентами, для попереднього сорбційного вилучення та концентрування важких металів є одним з перспективних напрямків підвищення чутливості та вибіркового аналізу. Застосування таких сорбентів дозволяє поєднувати операції концентрування і розділення речовин з наступним детектуванням безпосередньо у фазі сорбенту методами спектроскопії дифузного відбиття, твердофазної спектрофотометрії, візуальними тест-методами або, після елюювання, електрохімічними чи спектроскопічними методами [5].

Доступність сорбентів визначається доступністю матриць, органічних реагентів, що використовуються в якості функціональних груп, і простотою синтезу. Даним вимогам відповідають сорбенти на основі неорганічних оксидів, зокрема кремнезему, модифіковані різними органічними реагентами, селективними до вилучених йонів металів. Застосування кремнеземів в якості основи для синтезу сорбентів обумовлено доступністю і можливістю отримання їх з різними геометричними параметрами [6].

Серед відомих способів модифікування кремнеземів найбільшою простотою характеризується нековалентне модифікування, що дозволяє швидко і з достатньою міцністю закріпити на поверхні органічний реагент, істотно не змінюючи його властивостей [5].

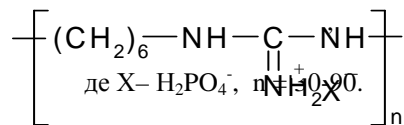
Мета роботи – одержання сорбентів для групового вилучення йонів металів методом послідовного модифікування поверхні кремнезему полімерним поліаміном (полігексаметиленгуанідиндигідрофосфатом) і сульфобарвником бромпірогалоловим червоним та пірогалоловим червоним. Вибір в якості модифікатора полімерної речовини полігуанідину

обумовлений високою сорбційною здатністю на поверхні кремнезему і поєднанням властивостей поверхнево-активної речовини і аніонообмінника.

МАТЕРІАЛ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ. В якості сорбенту використовували силікагель Silika 60 фірми «Merck», питома площа поверхні ~260 м²/г, визначена по низькотемпературній сорбції азоту за БЕТ [7], середнім діаметром пор 12 нм, фракція 0,06-0,16 мм.

Вихідні розчини досліджуваних металів молібдену (VI), вольфраму (VI), хрому(VI), ванадію (V), арсену (V), олова (IV) готували розчиненням відповідних точних наважок в розчинах кислот, лугів чи дистильованій воді. Робочі розчини з меншою концентрацією металів одержували розведенням стандартних розчинів в день проведення експерименту.

Для приготування розчину барвника з концентрацією 1·10⁻⁴ моль/дм³ відповідну наважку бромпірогалолового червоного (БПЧ) (2',7'-дибромспіро [3Н-2,1-бензоксатиол-3,9'-ксантен]-3',4',5',6',-тетрол, 1,1-диоксид) та пірогалолового червоного (ПЧ) (спіро [3Н-2,1-бензоксатиол-3,9'-ксантен]тетраол-3',4',5',6', 1,1-диоксид), розчиняли в сульфатній кислоті з молярною концентрацією 0,1 моль/дм³. В роботі використовували катіонну полімерну поверхнево-активну речовину полігексаметиленгуанідиндигідрофосфат (ПГМГ-ГФ) молекулярної маси 10000-11000 а.о.м. загальної формули [8]:



Водні розчини ПГМГ-ГФ з концентрацією 1г/дм³ одержували розчиненням відповідних точних наважок у дистильованій воді. Для цього 1г сухого ПГМГ-ГФ вносили в колбу на 1000см³. Додавали 500 см³ дистильованої води, залишали на 3-4 години і доводили дистильованою водою до мітки. Залишали розчин на 2-3 години за температури 25±5⁰С. Для приготування робочих розчинів відбирали 100 см³ основного розчину, переносили у колбу на 1000см³, доводили об'єм розчину до мітки дистильованою водою та залишали розчин на 3-4 години за температури 25±5⁰С. Робочі розчини ПГМГ мали концентрацію 100 мкг/см³.

Адсорбцію ПГМГ-ГФ в статичному режимі проводили в мірних пробірках на 50 см³ з притертими пробками. Для цього в пробірку вносили 0,2-0,5 г силікагелю додавали 50 см³ розчину ПГМГ-ГФ закривали пробками, інтенсивно перемішуючи. Методом декантації сорбат промивали 2-3 рази дистильованою водою. Рівноважні концентрації ПГМГ-ГФ визначали спектрофотометрично на фотоколориметрі КФК-2 за методикою описаною в [8].

Фіксацію БПЧ чи ПЧ на поверхню сорбату проводили обробляючи його розчином органічного барвника. Для цього до одержаного сорбату додавали розчин БПЧ чи ПЧ, закривали пробками, перемішуючи 3-5 хв. Отримані зразки відфільтровували, просушували і повітряно-сухі сорбенти використовували для адсорбції йонів металів із розчинів.

Адсорбцію досліджуваних елементів проводили в статичному і динамічному режимі. Під час адсорбції, в статичному режимі, в конічні колби об'ємом 50 см³ з притертими пробками вносили 0,2-0,3 г отриманого сорбенту і додавали 25-50 см³ розчину, який містив йони досліджуваного металу, розчини мінеральних кислот чи натрій гідроксиду для створення необхідного рН. Колби закривали пробками і перемішували за кімнатної температури, протягом часу, що необхідний для встановлення сорбційної рівноваги. Сорбент відділяли фільтруванням. Рівноважну концентрацію йонів металів у розчині визначали за стандартними методиками спектрофотометричним або атомно-емісійним методом.

Концентрацію йонів металів у фазі сорбенту розраховували за різницею між вихідною і рівноважною концентрацією йонів у водній фазі. Ступінь адсорбції досліджуваних йонів металів розраховували за формулою:

$$R = (m_{ads}/m_o) \cdot 100\% = (m_o - [m]/m_o) \cdot 100\%,$$

де m_o - маса металу у вихідному розчині, m_{ads} - маса адсорбованого металу, $[m]$ – маса металу у рівноважному розчині після адсорбції [5].

Під час дослідження адсорбції елементів в залежності від рН концентрацію йонів гідрогену вимірювали до і після адсорбції. Вимірювання початкових і рівноважних значень рН проводили із використанням універсального іономіру «Иономер И-130.2М.1». Всі досліджувані процеси адсорбції, вимірювання рівноважних концентрацій проводили за кімнатної температури.

Для проведення адсорбції йонів металів в динамічному режимі використовували колонки діаметром 0,5 см заповнені сорбентом, через який пропускали досліджуваній розчин. Швидкість пропускання досліджуваного розчину становила ≤ 3 см³/хв. Концентрацію досліджуваного елемента в розчині визначали за висотою забарвленої зони.

Для вимірювання спектрів дифузного відбиття використовували зразки масою 0,2-0,5 г сорбенту, використовуючи вологі щойно приготовлені зразки. Для одержання спектрів дифузного відбиття використовували спектрофотометр Specord M-40.

ПГМГ-ГФ є високомолекулярним похідним специфічної основи гуанідину і одночасно проявляє властивості катіонної поверхнево-активної речовини та четвертинної амонійної солі [8]. Зручне просторове розташування атомів в гуанідиновій групі створює сприятливі умови для утворення багатоцентрових водневих зв'язків, тому солі ПГМГ, які містять ще й гідрофобну поліметиленову ланку, можуть служити хорошими аніоно-обмінниками. Кількісна адсорбція ПГМГ-ГФ на кремнеземі відбувається в інтервалі рН=0÷9 в результаті корпоративної взаємодії макромолекулу полімеру з активними групами поверхні кремнезему. Час встановлення сорбційної рівноваги складає не більше трьох хвилин. Утворений сорбат дуже стійкий і придатний для використання протягом 12 місяців. Максимальна ємність складає 10 мг/г. Адсорбцію органічного барвника (БПЧ та ПЧ) проводили із водного розчину. Швидкість встановлення сорбційної рівноваги не перевищує 3 хвилини (рис. 1).

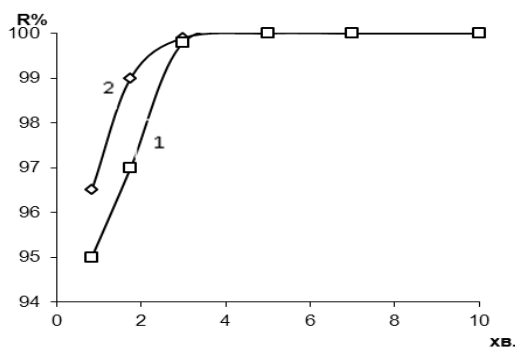


Рисунок 1 – Швидкість встановлення сорбційної рівноваги ПЧ(1) та БПЧ (2) на силікагелі модифікованому ПГМГ-ГФ. $m_{сидл}=0,2$ г, $V_{пгмг-гф}= 50$ см³, $m(ПГМГ-ГФ) = 500$ мкг

Положення максимумів спектрів поглинання водних розчинів БПЧ, ПЧ і максимумів спектрів дифузного відбиття БПЧ, ПЧ фіксованих на поверхні знаходяться в області 18000 см⁻¹, 19000-18500 см⁻¹ відповідно. Однотипність спектрів поглинання досліджуваних барвників в розчині та на поверхні силікагелю модифікованого ПГМГ-ГФ свідчить про те, що аналітико-активні групи не задіяні [6]. Ізотерми адсорбції БПЧ та ПЧ, що представлені на рис. 2 відносяться до L-типу і мають випуклий вид з насиченням, що свідчить про міцне закріплення молекул БПЧ та ПЧ на поверхні отриманого сорбату.

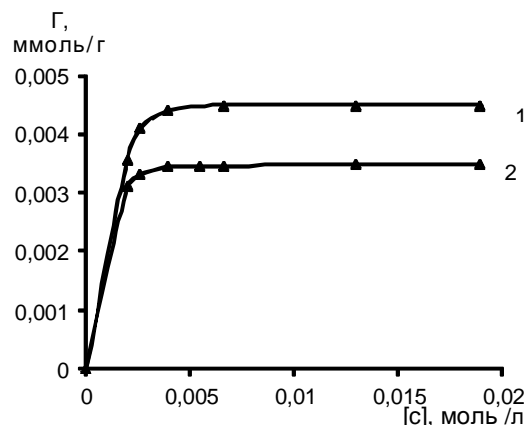


Рисунок 2 – Ізотерми адсорбції БПЧ (1) та ПЧ (2) на поверхні силікагелю модифікованого ПГМГ-ГФ. рН=6,8±0,1, V/m мл/г 50, $a_{пгмг-гф}=0,8$ мг/г

За низьких концентрацій ПГМГ-ГФ молекули можуть бути орієнтовані паралельно поверхні, за більш високих концентрацій стає ймовірною їхня вертикальна орієнтація. Максимальна ємність БПЧ складає $4,49 \cdot 10^{-3}$ ммоль/г, а ПЧ – $3,46 \cdot 10^{-3}$ ммоль/г.

Для кожного із досліджених барвників, за однакової кількості ПГМГХ-ГФ адсорбованого на поверхні силікагелю масою 1г, максимальна ємність відрізняється й багато в чому визначається їхньою хімічною природою, і залежить від числа дисоційованих сульфо- і оксигруп [9–10]. Чим вище їхнє число, тим більша кількість барвника здатна адсорбуватися на поверхні сорбата.

Адсорбцію металів проводили в статичному режимі. Для цього точну наважку сорбента вносили в

конічні колби з притертими пробками, додавали 25 см³ розчину солі металу відомої концентрації з оптимальним рН розчину. Суміш інтенсивно перемішували на протязі 1-2 хвилин. Швидкість встановлення сорбційної рівноваги складає 5-7 хвилин, що дозволяє проводити сорбційне концентрування металів із досліджуваних розчинів як в статичних так і в динамічних умовах. Відфільтровували розчини. Визначали рівноважні концентрації досліджуваних металів та ступінь адсорбції. Оптимальні умови рН адсорбції досліджуваних йонів на отриманому сорбенті представлені в табл. 1.

Таблиця 1 – Оптимальні умови адсорбції Mo(VI), W(VI), V(V), Cr(VI), As(V), Sn(IV) на силікагелі послідовно модифікованому ПГМГ-ГФ та органічним барвником (пірогалоловим червоним та бромпірогалоловим червоним)

№ п/п	Досліджувані йон	рН		R, (%)	
		ПЧ	БПЧ	ПЧ	БПЧ
1.	Mo(VI)	1,0-4,1	>99	0,8-5,2	>99
2.	W(VI)	0,8-4,1	>99	0,3-5,1	>99
3.	V(V)	6,7-8,3	>89	6,5-8,4	>99
4.	Cr(VI)	6,9-7,3	>88	6,9-8,5	>99
5.	As(V)	6,9-7,4	>86	6,5-8,8	>99
6.	Sn(IV)	1,0-2,7	>85	1,0-3,1	>99

Кількісна адсорбція Mo(VI), W(VI) спостерігається на сорбаті, що модифікований як БПЧ так і ПЧ у кислому та слабкокислому середовищі.

В присутності БПЧ розширюється рН комплексоутворення в порівнянні з ПЧ для досліджуваних елементів. Сорбент отриманий модифікацією БПЧ кількісно вилучає мікрокількості Sn(IV) у кислому середовищі.

Фіксований на поверхні силікагелю ПГМГ-ГФ проявляє властивості катіонної поверхново-активної речовини з довжиною карбонового ланцюга ≥ 12 , активуючи комплексоутворення йонів Mo(VI), W(VI), Sn(IV) з органічними реагентами в сильно-кислих середовищах, що узгоджується з літературними даними [10].

Активация комплексоутворення в сильнокислому середовищі пояснюється гідрофобною гідратацією реагента. В результаті взаємодії з катіонною поверхново-активною речовиною суттєво утруднюється протонування гетероатома реагента, що полегшує його взаємодію з йоном металу. Дане явище важливе з прикладної точки зору, оскільки за цих умов значно підвищується селективність визначення відповідних елементів.

Кількісна адсорбція V(V), Cr(VI), As(V) спостерігається у нейтральному та слабколужному середовищі на сорбаті модифікованому БПЧ. При цьому спостерігається зміщення рН комплексоутворення елементів на декілька одиниць для нейтральних, слабкокислих і слабколужних розчинів в присутності катіонної поверхново-активної речовини (ПАР), що пояснюється специфікою утворення асоціатів реагент-ПАР [10].

На сорбаті модифікованому ПЧ V(V), Cr(VI), As(V), Sn(IV) адсорбуються на $\approx 89-85\%$. Слід відмітити, що досліджувані йони асорбуються у вигляді комплексних сполук з БПЧ (ПЧ) за тим механізмом що і сам барвник, а саме кислотно-основної взаємодії між сульфогрупою барвника та аміногрупою поверхні, причому більш доцільним, для кількісної адсорбції Mo(VI), W(VI), V(V), Cr(VI), As(V) та Sn(IV) є використання сорбату, що модифікований БПЧ (С-ПГМГ-ГФ-БПЧ).

Під час контакту досліджуваних розчинів металів із сорбентом С-ПГМГ-ГФ-БПЧ спостерігається утворення інтенсивно забарвлених йонних асоціатів, з максимумом поглинання в області 17040 см⁻¹ у випадку молибдену (рис. 3).

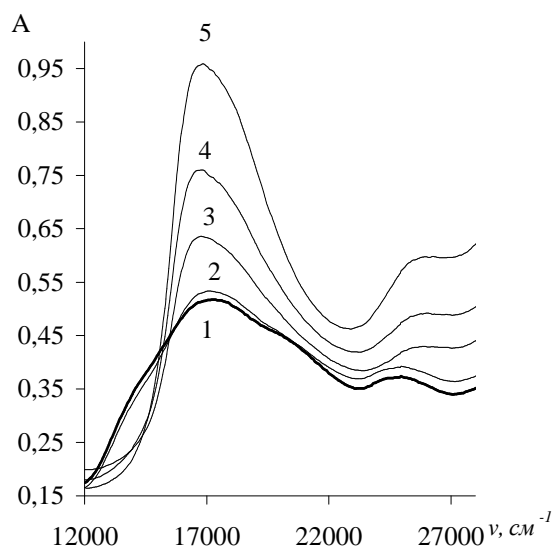


Рисунок 3 – Електронні спектри відбиття зразків із сорбованим на поверхні сорбенту (С-ПГМГ-ГФ-БПЧ) Mo(VI): 1 – 0 мкг Mo(VI), 2-5 мкг Mo(VI), 3-15 мкг Mo(VI), 4-25 мкг Mo(VI), 5-50 мкг Mo(VI), m.(сил.)=0,2г

Спектри відбиття зразків із сорбованим на поверхні сорбенту (С-ПГМГ-ГФ-БПЧ) W(VI) мають максимум поглинання в області 17840 см⁻¹ (рис. 4).

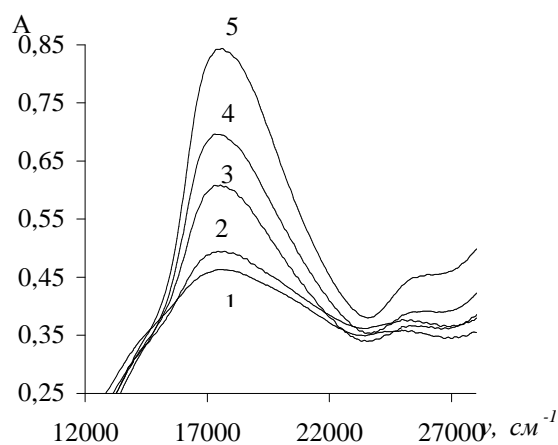


Рисунок 4 – Електронні спектри відбиття зразків із сорбованим на поверхні сорбенту (С-ПГМГ-ГФ-БПЧ) W(VI): 1 – 0 мкг W(VI), 2-5 мкг W(VI), 3-15 мкг W(VI), 4-25 мкг W(VI), 5-40 мкг W(VI), 6-50 мкг W(VI), m.(сил.)=0,2г

Для ванадію, адсорбованого на поверхні сорбенту С-ПГМГ-ГФ-БПЧ максимумом поглинання спостерігається в області 21800 cm^{-1} (рис. 5, крива 2), для хрому – 19920 cm^{-1} (рис. 5, крива 3), для олова – 17000 cm^{-1} (рис.5 крива 4), для арсену – 18440 cm^{-1} (рис. 5, крива 5).

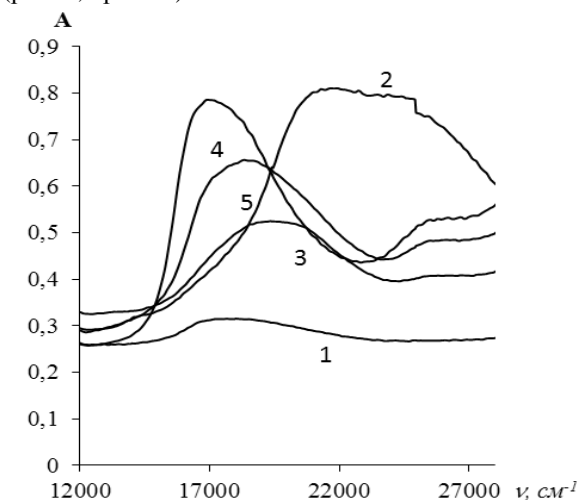


Рисунок 5 – Електронні спектри відбиття зразків на поверхні сорбенту С-ПГМГ-ГФ-БПЧ(1), 2-40 мкг V(V), 3-5 мкг Cr(VI), 4-40 мкг Sn(IV), 5-30 мкг As(V), m.(сил.)=0,2г

Інтенсивність смуг поглинання йонних асоціатів збільшується із збільшенням концентрації досліджуваних металів, адсорбованих на поверхні С-ПГМГ-ГФ-БПЧ.

Ця залежність є лінійною для молібдену в інтервалі концентрацій 0-50 мкг на 0,2 г сорбента (рис.3), для вольфраму (рис. 4), ванадію, хрому, арсену та олова (рис. 6) в інтервалі концентрацій 0-40 мкг на 0,2 г сорбента. Даний факт використаний нами для розробки методик сорбційно-спектрофотометричного визначення Mo(VI), W(VI), V(V), Cr(VI), As(V), Sn(IV) у стічних водах.

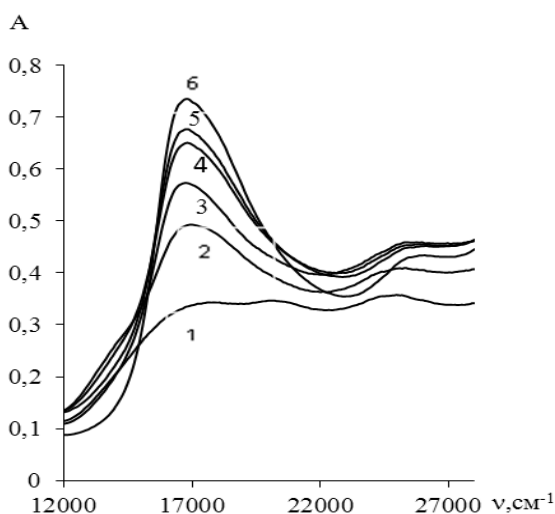


Рисунок 6 – Електронні спектри відбиття зразків на поверхні С-ПГМГ-ГФ-БПЧ: 1 – 0 мкг Sn(IV), 2-15 мкг Sn(IV), 3-20 мкг Sn(IV), 4-30 мкг Sn(IV), 5-35 мкг Sn(IV), 6-40 мкг Sn(IV) m.(сил.)=0,2г

Присутність в досліджуваному розчині йонів Fe (III), Zn(II), Co(II), Cu(II) не впливає на ступінь вилучення досліджуваних металів, а також на характер спектрів дифузного відбиття та їхню інтенсивність, оскільки вони не сорбуються на отриманому сорбенті за даних умов.

Отримані сорбенти володіють хорошими сорбційними характеристиками, малим часом встановлення сорбційної рівноваги, що дає можливість використовувати їх для концентрування досліджуваних йонів у динамічних умовах.

Під час пропускання розчинів досліджуваних металів через заповнену сорбентом С-ПГМГ-ГФ-БПЧ колонку відбувається їхня кількісна адсорбція за оптимальних умов, що супроводжується забарвленням сорбенту в синьо-фіолетовий (для молібдену), темно фіолетовий (для вольфраму), бузковий (для олова) в результаті утворення йонних асоціатів С-ПГМГ-ГФ-БПЧ-Ме. Довжина забарвленої зони індикаторної трубки пропорційна концентрації досліджуваного металу в розчині. Інтенсивність забарвленої зони за однакової кількості адсорбованого металу зменшується із збільшенням розміру частинок силікагелю, що обумовлено зменшенням питомої густини забарвлених комплексів. Тому, дрібнозернистий силікагель доцільно застосовувати для визначення мікрокількостей і слідових кількостей досліджуваних йонів, а грубозернистий силікагель доцільно використовувати для визначення більш високих концентрацій досліджуваних йонів.

ВИСНОВКИ. Методом послідовного модифікування поверхні кремнезему полімерним поліаміном і сульфобарвником трифенілметанового ряду отримано сорбенти для групового вилучення йонів важких металів. Розроблені методики сорбційно-спектрофотометричного та атомно-емісійного визначення важких металів у стічних водах з використанням кремнеземів, модифікованих трифенілметановими барвниками. Оскільки, сучасні методи визначення потребують дорогого обладнання і висококваліфікованого персоналу, то отриманий сорбент можна використовувати для простих, експресних тест-методів визначення Mo(VI), W(VI), Sn(IV). Запропоновані сорбенти можуть бути використані для системи комплексного екологічного моніторингу важких металів у стічних водах.

ЛІТЕРАТУРА

1. Співак В. В., Астрелін І. М. Промислові стічні води. Очищення сапоніном від йонів важких металів // Хімічна промисловість України. – 2009.–Вип. 2(91).– С. 55–59.
2. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / А.К. Запольський, М.А. Мішкова-Клименко, І.М. Астрелін. –К.: Вища школа, 2005. – 671 с.
3. Алексеева Т. М. Біоіндикація як метод екологічної оцінки стану природного навколишнього середовища // Вісник КрНУ. – Кременчук: КДПУ, 2014. – Вип. 2 (85). – С. 166–171.
4. Нижник Ю. В., Нижник Т. Ю. Фізична хімія полімерів. Підручник. – Київ, Фіосоціоцентр, 2009. – 424 с.

5. Химия привитых поверхностных соединений / Г. В. Лисичкин, А. Ю. Фадеев, А. А. Сердан и др. Под ред. Лисичкина Г. В. – М.: Физматлит, 2003. – 592 с.

6. Development of the analytik form of reagents on the basis of silica gel impregnated with polyhexamethyleneguanidine chloride / А. К. Трофимчук, Т. В. Мэглеваная, V. N. Leshechenko // Polish Chemistry Journal, 2008. – 82. – PP. 453–459.

7. Структурные особенности силикагеля модифицированного кремнийорганическими соединениями, по данным адсорбции паров воды и n-гексана / Ю. И. Тарасевич, А. К. Трофимчук, А. В. Легенчук, З. Г. Иванова // Журн. коллоид. химии. –2004. –64, №1. – С. 88–94.

8. Гембицкий П. А. Полимерный биоцидный препарат полигексаметиленгуанидин / П. А. Гембицкий, И. И. Воинцева. – Запорожье, 1998. – 44 с.

9. Modifying of silica gel with polyhexamethyleneguanidine and applicartion of obtained sorbates / Т. В. Мэглеваная, V. M. Leshechenko, O. B. Andrianova, I. M. Shkoda //Summaries of X Polish-Ukrainian Symposium on Theoretical and Experimental Studies of Interfacial Phenomena and Their Technological Application Lvov, Ukraine, September 2006, – 207 p.

10. Поверхностно-активные вещества (Аналитические реагенты) / С. Б. Саввин, Р. К. Чернова, С. Н. Штыков // М.: Наука, 1991. –251 с.

NEW SORBENT PREPARATION FOR THE SYSTEM OF COMPLEX ECOLOGICAL MONITORING OF HEAVY METALS IN WASTE WATER

T. Maglevanaya

Cherkasy Institute of Fire Safety Named after Chernobyl Heroes of National University of Civil Protection of Ukraine

vul. Onopryenka, 8, Cherkasy, 18034, Ukraine. E-mail:maglovana_t@ukr.net

Purpose. To prepare a sorbent for the group removal of metal ions by using the method of modification successive surface of silica by polymeric polyamine (polyhexamethelenguanidine phosphate) and sulfonated dye of triphenylmethane family (brompirogallol red, pirogallol red). **Methodology.** Sorptive-spectrophotometrical and atomic-emissive determination of heavy metals in waste waters using silica modified by triphenylmethane dyes. **Results.** New sorbents on the basis of silica for the group concentration and determination of heavy metals have been offered. Conditions of the sorbents durability on the basis of successive modified silica in the solutions of different composition have been determined. Practical guidelines regarding the usage of sorbents on the basis of silica noncovalent modified triphenylmethane dyes for the division and group concentration of ions of metals have been formulated. **Originality.** The technique of sorbent preparation for the group removal of metalions using the method of modification successive surface of silica by polymeric polyamine (polyhexamethelenguanidine phosphate) and sulfonated dye of triphenylmethane family (brompirogallol red, pirogallol red) has been developed. **Practical importance.** The methods of group sorptive-spectrophotometrical and atomic-emissive with inductively coupled plasma determinations of heavy metals in waste waters at the levels of 10^{-3} - 10^{-4} mg/dm³ have been developed. References 10, tables 1, figures 5.

Key words: heavy metals, adsorption, sorbents, polyhexamethelenguanidin, brompirogallol red, pirogallol red.

REFERENCES

1. Spivak, V.V., and Astrelin, I.M (2009) "Industrial wastewater. Purification of saponin from heavy metal ions", *Khimichna promyslovist' Ukrayiny*, vol. 2, no. 91, pp.55-59.

2. Zapol's'kyu, A.K., Mishkova-Klymenko, M.A. and Astrelin, I.M. (2005), *Fizyko-khimichni osnovy tekhnolohiyi ochyshchennya stichnykh vod* [Physico-chemical fundamentals of sewage], Vyshcha shkola, Kyiv, Ukraine.

3. Aleksyeyeva, T. M., (2014), "Bioindication as a method of environmental assessment of the natural environment", *Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi National University*, vol. 2, no. 85, pp. 166-171.

4. Nyzhnyk, Yu.V. and Nyzhnyk, T. Yu. (2009), *Fizychna khimiya polimeriv* [Physical chemistry of polymers], Fiosotsiotsentr, Kyiv, Ukraine.

5. Lisichkin, G.V., Fadeev, A.Yu, and Serdan A.A. (2003), *Khimiya pryvytykh poverkhnostnykh soedynenyu* [Chemistry of Surface Grafted Compounds] Fyzmatlit, Moscow, Russia.

6. Trofimchuk, A.K., Maglevanaya, T.V., and Leshechenko, V.N. (2008), Development of the analytik form of reagents on the basis of silica gel impregnated

with polyhexamethyleneguanidine chloride, Polish Chemistry Journal, vol. 82, pp. 453-459.

7. Tarasevych, Yu.Y., Trofymchuk, A.K., Lehenchuk, A.V., and Yvanova Z.H., (2004), "Structure features of silica modified silicon compounds, according to the adsorption of water vapor and n-hexane", *Zhurnal koloyidnoyi khimiyi*, vol. 64, no. 1, pp. 88-94.

8. Hembits'kyu, P.A. (1971), *Polimernyy biotsydneyy prepat poliheksametylenhuanidyn* [The polymeric biocide prepat polyhexamethelenguanidin], Zaporozh'e, Ukraine.

9. Maglevanaya, T.V., Leshechenko, V.M., Andrianova, O.B., and Shkoda, I.M. (2006), Modifying of silica gel with polyhexamethyleneguanidine and applicartion of obtained sorbates, Summaries of X Polish-Ukrainian Symposium on Theoretical and Experimental Studies of Interfacial Phenomena and Their Technological Application, Lvov, Ukraine, September 10-12, p.p. 207.

10. Savvyn, S.B., Chernova, R.K., and Shtykov, S.N. (1991), *Poverkhnostno-aktyvnye veshchestva (Analytycheskye reahenty)* [Surface active agents (Analytical Reagents)], Nauka, Moscow, Russia.

Стаття надійшла 08.02.2017.