

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
ДВНЗ
«ПРИКАРПАТСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ВАСИЛЯ СТЕФАНИКА»
Факультет природничих наук
Кафедра біології та екології

МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ

МЕТОДИЧНІ ВКАЗІВКИ
до виконання практичних робіт

для студентів спеціальності 101 «Екологія»

Івано-Франківськ

2021

ЗМІСТ

Передмова.....	3
Практична робота 1. Реалізація глобальної системи моніторингу навколишнього середовища (ГМНС).....	4
Практична робота 2. Діяльність суб'єктів державної системи моніторингу довкілля України.....	9
Практична робота 3. Розрахунок гранично допустимого викиду для поодинокого джерела чи групи близько розташованих однакових джерел.....	13
Практична робота 4. Зменшення забруднення атмосферного повітря у районі розміщення підприємства шляхом забезпечення розсіювання забруднюючих речовин. Розрахунок висоти труби.....	24
Практична робота 5. Визначення фізичних властивостей води.....	34
Практична робота 6. Визначення хімічних властивостей води.....	38
Практична робота 7. Титриметричні методи аналізу природних вод.....	43
Практична робота 8. Методи знезаражування води.....	45
Практична робота 9. Дослідження параметрів зворотноосмотичної системи очищення водопровідної води.....	55
Практична робота 10. Дослідження параметрів зворотноосмотичної системи опріснення морської води.....	61
Практична робота 11. Визначення ефективності роботи установок по фінішній очистці водопровідної води (за критеріями загального солемісту та жорсткості).....	64
Практична робота 12. Освоєння методології моніторингу стану ґрунтів.....	71
Література.....	74

Передмова

Мета вивчення дисципліни полягає у набутті студентом компетенцій, знань, умінь і навичок для здійснення професійної діяльності за спеціальністю, зокрема, одержання інформації щодо поточного стану різних компонентів довкілля (атмосферного повітря, поверхневих і підземних вод, вод морів та океанів, ґрунтів), оцінки рівнів шкідливого впливу на них антропогенних навантажень, прогнозування змін стану довкілля, розробки науково обґрунтованих рекомендацій для підтримки управлінських рішень та проведення природоохоронних заходів.

Завдання вивчення дисципліни передбачає опанування знаннями, вміннями та навичками вирішувати професійні завдання з обов'язковим урахуванням галузевих вимог щодо нормативної бази системи моніторингу довкілля і програми спостережень за джерелами забруднень і рівнем забруднень довкілля, а також методів аналізу і прогнозування можливих змін навколишнього середовища.

У результаті вивчення дисципліни «Моніторинг довкілля» майбутні бакалаври повинні знати:

- Предмет, завдання і схеми національної системи моніторингових досліджень;
- Наукове і методичне забезпечення системи моніторингових досліджень;
- Методи обґрунтування мережі спостережень за різними складовими біосфери;
- Нормативну базу системи моніторингу довкілля;
- Програми спостережень за джерелами забруднень і рівнем забруднень довкілля;
- Методи аналізу і прогнозування змін навколишнього середовища.

вміти:

- Обґрунтовувати вибір методів і місць спостережень за станом довкілля;
- Використовувати сучасні методи аналізу і прогнозування стану довкілля;
- Виявляти динаміку змін показників стану довкілля;
- Розробляти науково-обґрунтовані рекомендації для підтримки управлінських рішень в природоохоронній діяльності.

Компетентності:

загальні компетентності (ЗК):

ЗК02. Навички використання інформаційних і комунікаційних технологій.

ЗК05. Здатність спілкуватися іноземною мовою.

ЗК08. Здатність проведення досліджень на відповідному рівні.

спеціальні (фахові) компетентності (СК):

СК20. Здатність проводити екологічний моніторинг та оцінювати поточний стан навколишнього середовища.

Програмні результати навчання:

ПР05. Знати концептуальні основи моніторингу та нормування антропогенного навантаження на довкілля.

ПР10. Уміти застосовувати програмні засоби, ГІС-технології та ресурси Інтернету для інформаційного забезпечення екологічних досліджень.

ПР21. Уміти обирати оптимальні методи та інструментальні засоби для проведення досліджень, збору та обробки даних.

ПРАКТИЧНА РОБОТА №1

Тема: Реалізація глобальної системи моніторингу навколишнього середовища (ГМНС)

Мета: Оцінити глобальну систему моніторингу навколишнього середовища як інструмент підвищення якості природного середовища на глобальному рівні

Порядок виконання:

1. Ознайомитися з теоретичними матеріалами.
2. Виявити та обґрунтувати позитивні та негативні аспекти реалізації ГМНС.
3. Проаналізувати особливості реалізації ГМНС у різних країнах Світу.
4. Зробити висновок щодо ефективності застосування ГМНС для підвищення якості природного середовища на глобальному рівні

Теоретичні відомості

У середині ХХ ст. у біосфері відбувалися локальні і регіональні екологічні кризи. Згубний вплив людини на біосферу досяг глобальних масштабів і проявився у тотальному забрудненні природних середовищ, інтенсивному використанні ресурсів природи, зміні геохімічних кругообігів елементів і потоків енергії в екологічних системах, що спричинило розвиток глобальної екологічної кризи. У промислово розвинутих країнах руйнувалися екологічні системи та виснажувалися природні ресурси. Загалом на планеті було втрачено 20 % видів живих істот. Великі річки Європи (Рейн, Одер) перетворилися на стічні канали, де через непридатну для життєдіяльності якість води повністю зникла біота, у критичному стані опинилися Дунай і Сена. Активно поширювалася деградація ґрунтів (водна ерозія охопила 56 % площі земель суходолу), хімічне і фізичне ушкодження земель, опустелювання території (загальна площа пустель і напівпустель 48,4 млн. км², щороку вона збільшується на 6 млн. га), скорочення площ тропічних дощових лісів і тайги (призводить до зменшення кількості кисню, зникнення деяких видів рослин і тварин), забруднення атмосфери (наслідком його є розвиток парникового ефекту, утворення озонової діри, кислотних дощів, смогів). Спрогнозувати можливості зміни біосфери з високою точністю у той час було неможливо, оскільки спостереження за станом довкілля держави здійснювали лише на регіональних рівнях за різними програмами. Тому в 1972 р. на Стокгольмській конференції ООН з навколишнього середовища було запропоновано створити Служби Землі, покликані здійснювати глобальний моніторинг довкілля, оцінювання, дослідження та обмін інформацією, своєчасно попереджати про природні катастрофи й антропогенні зміни стану довкілля, здатні спричинити прямі та непрямі збитки здоров'ю людини.

Глобальний (франц. *global* – *всесвітній, загальний*) моніторинг – система спостережень за планетарними процесами і явищами, які відбуваються у біосфері, з метою оцінювання та прогнозування глобальних проблем охорони навколишнього природного середовища.

За результатами роботи Міждержавної наради з проблем моніторингу, що відбулася у Найробі (лютий 1974 р.), було сформульовано такі основні завдання глобального моніторингу:

- 1 Організація розширеної системи попереджень про загрозу здоров'ю людини.

- 2 Оцінювання глобального забруднення атмосфери та її впливу на клімат.
- 3 Оцінювання кількості і розподілу забруднення біологічних систем, особливо харчових ланцюгів.
- 4 Оцінювання критичних проблем, що виникають внаслідок сільськогосподарської діяльності й землекористування.
- 5 Оцінювання реакції наземних екосистем на вплив навколишнього середовища.
- 6 Оцінювання забруднення океану і вплив забруднень на морські екосистеми.
- 7 Створення міжнародної системи спостережень про стихійні лиха.

Програма глобального моніторингу передбачає систематичне вивчення навколишнього середовища за єдиними правилами та уніфікованими методиками на 8 континентальних, 77 базових і 66 біосферних регіональних станціях, розташованих у різних точках Землі. Вона охоплює спостереження, оцінювання і прогнозування змін природних процесів, контролювання енергетичного і теплового балансу Землі (відновлення надходження і витрат енергії на земній поверхні і в системі «атмосфера-Земля»), спостереження за рівнями радіації, вуглекислого газу, кисню в тропосфері (частково в гідросфері), глобальним збільшенням фонового забруднення атмосфери, станом Світового океану, змінами клімату, міграційними шляхами тварин. За деякими з цих напрямів у багатьох країнах давно тривають успішні дослідження та спостереження, за іншими – робота тільки розпочалася. Тому здебільшого необхідна не організація нових служб, а максимально ефективного використання і розвиток наявних систем, їх доповнення, раціональне й ефективне обслуговування інформацією.

Сучасна глобальна система моніторингу навколишнього середовища охоплює всі природні зони, а також потенційно-небезпечні щодо забруднення компонентів середовища райони, виконуючи такі завдання:

- Визначення рівнів окремих критичних забруднювачів усередовищі, аналіз їх розподілу в просторі та змінюваності в часі;
- вивчення розмірів і швидкості потоків забруднюючих речовин, їх перетворень і сполук;
- порівняння використовуваних у різних країнах методів спостережень та аналізу змін довкілля;
- забезпечення необхідністю для прийняття управлінських рішень глобального і регіонального інформацією;
- попередження про можливі природні й антропогенні катастрофи.

Система глобального моніторингу реалізується на імпактному,

регіональному, фоновому рівнях, для яких розроблені спеціальні програми.

Імпактний рівень глобального моніторингу (I) полягає у вивченні критичних забруднень на локальних територіях, спричинених одним або кількома джерелами викидів. Об'єктом спостереження може бути потенційно небезпечне підприємство (група підприємств), скиди або викиди якого за певних аварійних умов і метеорологічних характеристик (особливості циркуляції повітряних потоків) можуть спричинити глобальне забруднення довкілля

Регіональний рівень глобального моніторингу (P) охоплює вивчення міграції і

трансформації забруднюючих речовин і їх сукупної дії, характерних для певних економічних регіонів чинників. Об'єктом дослідження є довкілля в межах конкретного регіону (економічного району, адміністративної області, країни).

Фоновий рівень глобального моніторингу (Ф) передбачає фіксацією фоновому стану довкілля з метою подальшого оцінювання рівня антропогенної дії. Спостереження проводять на базі біосферних заповідників, де заборонена будь-яка господарсько-виробнича діяльність і обмежений антропогенний вплив сусідніх територій.

Програми спостережень формують на основі вибору пріоритетних забруднюючих речовин та інтегральних характеристик, використовуючи певну сукупність критеріїв. Ними можуть бути величина фактичного або потенційно можливого впливу забруднюючих речовин на здоров'я людини, стан екосистеми, клімат; здатність забруднюючих речовин до деградації в довкіллі, накопичення в організмі людини і харчових ланцюгах; здатність забруднюючих речовин утворювати шкідливі і токсичні сполуки; міграційна здатність; фактичні і можливі концентрації забруднювачів у довкіллі і в організмі людини. Найпоширеніші забруднюючі речовини оцінюють в балах від 0 до 3 і розподіляють за цими критеріями на класи пріоритетності (табл.1.1). Чим вищий клас, тим більший пріоритет забруднювача при організації спостережень у певному середовищі (повітря, питна, морська вода, біота, їжа (внутрішнє надходження забруднюючих речовин до організму людини, тварини)) на відповідному рівні (імпактний, регіональний, фоновий).

Таблиця 1.1 – Класифікація забруднюючих речовин за класами пріоритетності в ГСМНС

Клас	Забруднююча речовина	Середовище	Рівень моніторингу
I	Діоксид сірки, зважені частки Радіонукліди	Повітря	I, P, Ф
		Їжа	I, P
II	Озон Хлорорганічні з'єднання, діоксини Кадмій	Повітря Біота, людина	I (тропосф.), Ф (стратосф.) I, P
		Вода, їжа, людина	I
III	Нітрати, нітроти	Вода, їжа	I
IV	Оксиди азоту Ртуть Свинець	Повітря Вода, їжа	I I ,
		Повітря, їжа	P I
V	Діоксид вуглецю Оксид вуглецю Вуглеводні нафти	Повітря	Ф
		Повітря Морська вода	I P, Ф
VI	Фториди	Прісна вода	I

VII	Азбест Миш'як	Повітря Питна вода	I I
VII I	Мікробіологічне забруднення Реакцiездатні забруднювачі	Їжа Повітря	I, P I

Визначення пріоритетних об'єктів під час організації систем моніторингу залежить від його мети та завдань: на територіальному рівні перевагу надають промисловим містам, джерелам питної води, місцям нересту риб; стосовно середовища спостережень основними є атмосферне повітря та вода прісних водойм, водотоків, морських акваторій.

Глобальний моніторинг здійснюють з використанням базових (для глобального фонових моніторингу дуже низьких фонових концентрацій найважливіших складових атмосфери) і регіональних станцій з мінімальними (для моніторингу довготривалих змін складу атмосферного повітря, спричинених людською діяльністю на регіональному рівні) та розширеними програмами (для моніторингу довготривалих змін складу довкілля на імпульсному рівні). Мінімальні програми передбачають вимірювання на базових станціях забруднення атмосфери, провідності повітря, вмісту CO₂ у повітрі та хімічного складу опадів; на регіональних станціях – спостереження за мутністю атмосфери та хімією опадів. Розширені програми охоплюють додаткові спостереження за діоксином сірки, сірководнем, вмістом загального озону, чадного газу і всіх сполук азоту, важких металів.

На основі спостереження, оцінювання і прогнозування в межах системи глобального моніторингу було здійснено:

- глобальне оцінювання стану ґрунту, а також складено карти деградації ґрунтів сільськогосподарського призначення, придатності сільськогосподарських земель у певних агроекологічних зонах, стану пасовищ в посушливих і напівпосушливих регіонах;
- оцінювання покриву тропічного лісу Африки, Латинської Америки, Азії, районування і класифікацію рослинності;
- дослідження водного балансу, льодовиків, гідрологічних регіонів;
- прогнозування можливих змін клімату;
- оцінювання запасів морських біологічних ресурсів, забруднення Світового океану;
- виокремлення еталонних екосистем біосфери;
- аналіз даних про причини захворювань у певних забруднених районах.

Функціонування глобальної системи моніторингу довкілля особливо актуальне в постіндустріальну епоху, коли людство переходить на нову модель сталого (еколого-економічно-соціального) розвитку. Перехід до цієї моделі передбачає такий стан суспільства, за якого вплив на навколишнє середовище зберігатиметься в межах господарської ємності біосфери.

Сталий розвиток передбачає формування економічних відносин, які забезпечать можливість спільного збалансованого функціонування системи «природа - суспільство - економіка». Ідея екологічного сталого розвитку біосфери ґрунтується на таких принципах:

- принцип обмеженості (збереження сучасного стану довкілля);
- Принцип збереження природного багатства на сучасному рівні (недопущення втрат або зменшення природно-ресурсного потенціалу і екологічного біорізноманіття);
- принцип балансу між ресурсом і забруднювачем (використання ресурсів у масштабах відновлювальної здатності екологічних систем) та ін.

Реалізувати комплекс принципів можна тільки на основі різнобічної і достовірної інформації (спостережень, оцінювання, прогнозування), яку здатна забезпечити глобальна система моніторингу навколишнього середовища.

Контрольні питання

1. Дайте визначення терміну «глобальний моніторинг»
2. Надайте характеристику імпактному рівню забруднення моніторингу
3. Які об'єкти дослідження довкілля характерні для регіонального рівня?

ПРАКТИЧНА РОБОТА №2

Тема: Діяльність суб'єктів державної системи моніторингу довкілля України

Мета: Оцінити ефективність діяльності суб'єктів ДСМД проведення моніторингу довкілля

Порядок виконання

- 1 Ознайомитися з теоретичними матеріалами (*див. лекцію*)
- 2 Проаналізувати офіційну інформацію щодо проведення ДСМД її суб'єктами (за варіантами) (*офіційні сайти*)
- 3 Зробити висновок щодо ефективності діяльності суб'єктів ДСМД при проведенні моніторингу довкілля (згідно з офіційними даними) та надати рекомендації щодо оптимізації (за необхідністю)

Таблиця 2.1 – Вихідні дані

Варіанти (за номером у журналі)	Суб'єкт
1,12,23	Міністерство екології та природних ресурсів України
2,13,24	Державна служба України з надзвичайних ситуацій
3,14,25	Державне агентство України з управління зоною відчуження
4,15,26	Державна санітарно-епідеміологічна служба України
5,16,27	Міністерство аграрної політики України
6,17,28	Державне агентство лісових ресурсів України
7,18,29	Державне агентство водних ресурсів України
8,19,30	Державне агентство земельних ресурсів України
9,20,31	Міністерство регіонального розвитку України
10,21,32	Державна служба геології та надр України
11,22,33	Державне космічне агентство України

Теоретичні відомості

На даний час функції і задачі спостережень та інформаційного забезпечення виконують 11 суб'єктів систем моніторингу.

Міністерство екології та природних ресурсів України (Мінприроди) здійснює моніторинг:

- водних об'єктів у межах природоохоронних територій (фонова кількість ЗР, у тому числі радіонуклідів);
- ґрунтів на природоохоронних територіях (вміст ЗР, у тому числі радіонуклідів);
- державного екологічного картування території України для оцінки його стану та його змін під впливом господарської діяльності;
- наземних і морських екосистем (фонова кількість ЗР, у тому числі радіонуклідів);
- видів рослинного і тваринного світу, що перебувають під загрозою зникнення, та видів, що перебувають під особливою охороною.

Державна служба України з надзвичайних ситуацій (ДСНС) на пунктах державної системи гідрометеорологічних спостережень здійснює моніторинг:

- атмосферного повітря та опадів (вміст ЗР, у тому числі радіонуклідів,

транскордонне перенесення ЗР);

- снігового покриву;
- річкових, озерних (гідрохімічні та гідробіологічні показники, у тому числі радіонукліди) та морських вод (гідрохімічні показники);
- ґрунтів різного призначення (вміст залишкової кількості пестицидів та важких металів);
- радіаційної обстановки (визначення експозиційної дози гамма-випромінювання);
- повеней, паводків, снігових лавин, селів.

Державне агентство України з управління зоною відчуження (ДАЗВ) здійснює моніторинг у зоні відчуження і відселеній частині зони безумовного (обов'язкового) відселення):

- атмосферного повітря (вміст ЗР, у тому числі радіонуклідів);
- поверхневих і підземних вод (вміст ЗР, у тому числі радіонуклідів);
- наземних і водних екосистем (біоіндикаторні визначення);
- ґрунтів і ландшафтів (вміст ЗР, радіонуклідів, просторовепоширення);
- джерел викидів в атмосферу (вміст ЗЗР, обсяги викидів);
- джерел скидів стічних вод (вміст ЗР, обсяги викидів);
- об'єктів зберігання та/або захоронення радіоактивних відходів (вміст радіонуклідів, радіаційна обстановка).

Державна санітарно-епідеміологічна служба України (Держсанепідемслужба) здійснює моніторинг у місцях проживання і відпочинку населення, у тому числі на природних територіях курортів:

- атмосферного повітря (вміст шкідливих хімічних речовин);
- поверхневих вод суші і питної води (хімічні, бактеріологічні, радіологічні, вірусологічні визначення);
- морських вод, мінеральних і термальних вод, лікувальних грязей, озокериту, ропи лиманів та озер (хімічні, бактеріологічні, радіологічні, вірусологічні визначення);
- ґрунтів (вміст пестицидів, важких металів, бактеріологічні, вірусологічні визначення, наявність яєць геогельмінтів);
- фізичних факторів (шум, електромагнітні поля, радіація, вібрація тощо).

Міністерство аграрної політики України (Мінагрополітики) здійснює моніторинг:

- ґрунтів сільськогосподарського використання (радіологічні, агрохімічні та токсикологічні визначення, залишкова кількість пестицидів, агрохімікатів та важких металів);
- сільськогосподарських рослин і продуктів з них (токсикологічні та радіологічні визначення, залишкова кількість пестицидів, агрохімікатів і важких металів);
- сільськогосподарських тварин і продуктів з них (зоотехнічні, токсикологічні та радіологічні визначення, залишкова кількість пестицидів, агрохімікатів і важких

металів);

- поверхневих вод сільськогосподарського призначення (токсикологічні та радіологічні визначення, залишкова кількість пестицидів, агрохімікатів і важких металів).

Державне агентство лісових ресурсів України (Держлісагенство) здійснює моніторинг:

- ґрунтів земель лісового фонду (радіологічні визначення, залишкова кількість пестицидів, агрохімікатів і важких металів);

- лісової рослинності (стан, продуктивність, пошкодження біотичними та абіотичними чинниками, біорізноманіття, радіологічні визначення);

- мисливської фауни (видові, кількісні та промислові характеристики).

Державне агентство водних ресурсів України (Держводагенство) здійснює моніторинг:

- поверхневих вод у місцях розташування основних водозаборів джерел питного водопостачання та комплексного призначення, натранскордонних ділянках водотоків, визначених відповідно до міждержавних угод про співробітництво на транскордонних водних об'єктах, наводогосподарських системах міжгалузевого та сільськогосподарського водопостачання, у зонах впливу атомних електростанцій і у водних об'єктах та територіях, які піддалися радіоактивному забрудненню (гідрохімічні та радіологічні показники);

- зрошуваних та осушуваних земель (глибина залягання та мінералізація ґрунтових вод, ступінь засоленості та солонцюватості ґрунтів);

- підтоплення сільських, селищних населених пунктів, прибережних зон водосховищ (переформування берегів і підтоплення територій).

Державне агентство земельних ресурсів України (Держземагенство) здійснює моніторинг:

- ґрунтів і ландшафтів (вміст ЗР, прояви ерозійних та інших екзогенних процесів, просторове забруднення земель об'єктами промислового і сільськогосподарського виробництва);

- зрошуваних і осушених земель (вторинне підтоплення і засолення тощо);

- берегових ліній річок, морів, озер, водосховищ, лиманів, заток, гідротехнічних споруд (динаміка змін, ушкодження земельних ресурсів).

Міністерство регіонального розвитку України (Мінрегіон) здійснює моніторинг:

- питної води централізованих систем водопостачання (вміст ЗР, обсяги споживання);

- стічних вод міської каналізаційної мережі та очисних споруд (вміст ЗР, обсяги надходження);

- зелених насаджень у містах і селищах міського типу (ступінь пошкодження ентомошкідниками, фіто захворюваннями тощо);

- підтоплення міст і селищ міського типу (небезпечне підняття рівня ґрунтових вод).

Державна служба геології та надр України (Держгеонадра) здійснює моніторинг:

- підземних вод (ресурси, використання, рівень та хімічний склад);
- ендегенних та екзогенних процесів (видові та просторові характеристики, активність прояву);
- геофізичних полів (фонові та аномальні визначення);
- геохімічного стану ландшафтів (вміст і поширення природних і техногенних хімічних елементів і сполук).

Державне космічне агентство України (ДКА) здійснює моніторинг:

- стану територій за даними дистанційного зондування Землі (відстеження теплових аномалій, паводкової та повеневої обстановки, льодової обстановки);
- сейсмічної обстановки та інших геофізичних явищ на території України та всієї Земної кулі;
- радіаційної обстановки в пунктах дислокації підрозділів спеціального контролю;

Космічної обстановки в навколоземному просторі (визначення місця падіння космічних апаратів, ракетноносіїв та їх частин).

Кожен із суб'єктів ДСМД здійснює моніторинг об'єктів довкілля, які визначені Положенням та порядками і положеннями про державний моніторинг окремих складових довкілля.

Контрольні питання

1. Перелічіть суб'єкти ДСМД в Україні
2. Область дії моніторингу ДКА.
3. Чи можливе зменшення суб'єктів моніторингу за рахунок їх об'єднання, чому?

ПРАКТИЧНА РОБОТА №3

Тема: Розрахунок гранично допустимого викиду для поодинокого джерела чи групи близько розташованих однакових джерел

Мета: Оцінити можливість екологічного безпечного викиду від джерела чи групи джерел

Порядок виконання:

1. Ознайомитися з теоретичними матеріалами
2. Розглянути критерії якості атмосферного повітря при встановленні нормативів гранично допустимих викидів
3. Розрахувати нормативи ГДВ для котельної, згідно з варіантами
4. Зробити висновок щодо ефективності застосування нормативів ГДВ для нормування впливу підприємств на довкілля

Теоретичні відомості

При встановленні нормативів ГДВ основним критерієм якості атмосферного повітря є гранично допустимі концентрації забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених пунктів (ГДК), які не повинні перевищуватися на границі та за межами санітарно-захисних зон підприємств, тобто вимагається дотримання умови

$$C/ГДК_{MP} \leq 1 \quad (3.1)$$

де, C – розрахункова концентрація домішки у приземному шарі атмосфери від усієї сукупності джерел. Розрахунки C мають проводитися для разових концентрацій шкідливих речовин, усереднених за 20-30 хвилин. Відповідно у співвідношенні (3.1) приймають максимально разові $ГДК_{MP}$, що також відносяться до 20-30-хвилинного інтервалу усереднення.

Для речовин, для яких встановлені тільки середньодобові гранично допустимі концентрації $ГДК_{CD}$, допускається тимчасово, до встановлення максимальних разових $ГДК$, використовувати наближене співвідношення між максимальними разовими та середньодобовими концентраціями і дотримувати такої умови

$$0.1 C/ГДК_{CD} \leq 1 \quad (3.2)$$

В разі відсутності нормативів $ГДК$ замість них використовують значення орієнтовно безпечних рівнів впливу (ОБРВ) у порядку, встановленому МОЗ України.

При наявності в атмосфері декількох (n) домішок, для яких згідно переліку [8], затвердженому МОЗ України, встановлена необхідність урахування їх комбінованої шкідливої дії, критерієм при визначення ГДВ є вимога дотримання такого

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_{iD}} \leq K_{EI} \quad (3.3)$$

співвідношення

де i – індекс i означає номер домішки серед домішок із комбінованою шкідливою дією, а $K_{\text{КД}}$ – коефіцієнт комбінованої дії [8].

У випадках, коли при визначенні ГДВ для джерела необхідно враховувати значення фону $C_{\text{ф}}$, тобто концентрація домішки в атмосфері від решти джерел, у співвідношенні (3.1) замість C слід приймати $C+C_{\text{ф}}$. Прийняття у співвідношенні (3.3) по кожній i -ій домішці окремо замість величини C_i суми $C_i+C_{\text{ф}}$ забезпечує урахування фону з певним запасом. Більш точним способом урахування фону в даному випадку є використання фону по всій сукупності речовин, що мають ефект комбінованої дії, приведенного до фону однієї з них, та співвідношення (3.1), в праву частину якого замість 1 слід підставити $K_{\text{КД}}$. Приведення концентрацій (у тому числі фонових) n шкідливих речовин, що мають ефект комбінованої шкідливої дії, до визначення концентрації C однієї з них здійснюють за формулою

$$C = C_1 + C_2 \frac{\tilde{A}\tilde{A}\tilde{E}_1}{\tilde{A}\tilde{A}\tilde{E}_2} + \dots + C_n \frac{\tilde{A}\tilde{A}\tilde{E}_1}{\tilde{A}\tilde{A}\tilde{E}_n} \quad (3.4)$$

де C_1 – концентрація речовини, до якої здійснюють приведення; ГДК_1 – її ГДК; $C_2 \dots C_n$ та $\text{ГДК}_2 \dots \text{ГДК}_n$ – концентрації і ГДК інших речовин, які виходять до групи, що розглядається.

Для зон санітарної охорони курортів, місць розміщення крупних санаторіїв та будинків відпочинку, зон відпочинку міст, а також для інших територій з підвищеними вимогами до охорони атмосферного повітря у правих частинах формул (3.1) та (3.3) замість 1 і $K_{\text{КД}}$ слід підставляти відповідно 0.8 та $0.8 K_{\text{КД}}$.

Величину ГДВ, г/с, для викиду нагрітої газоповітряної суміші з поодинокого точкового джерела з круглим гирлом або групи таких близько розташованих однакових джерел у випадках, коли фонові концентрації $C_{\text{ф}}$ домішки, що розглядається, не залежить від швидкості та напрямку вітру і є постійною по території населеного пункту (у випадках, коли значення фонові концентрації деталізованої по швидкостях і напрямках вітру чи по території населеного пункту, урахування $C_{\text{ф}}$ здійснюють відповідно до рекомендацій [11]) визначають за формулою

$$\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A} = \frac{(\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A}_{\text{в}} - C_{\text{ф}}) \dot{I}^2}{AFmn\eta} \sqrt[3]{V_1 \Delta T} \quad (3.5)$$

де A – коефіцієнт, що залежить від температурної стратифікації (стратифікація – (від. лат. *stratum* - шар та *facio* - роблю) – розподіл температури повітря (води) по вертикалі, що зумовлює розвиток вертикальних переміщень повітряних (водних) мас.) атмосфери і визначає умови горизонтального та вертикального розсіювання атмосферних домішок, $\text{с}^{2/3} \cdot \text{град}^{1/3} \cdot \text{мг/г}$; F – безрозмірний коефіцієнт, що враховує швидкість осадження шкідливих речовин в атмосферному повітрі; m і n – безрозмірні коефіцієнти, які враховують умови виходу газоповітряної суміші з гирла джерела викиду; H – висота джерела викиду над рівнем землі, м (для наземних джерел приймається рівною 2 м); ΔT – різниця між температурою газоповітряної суміші $T_{\text{Г}}$, що викидається в атмосферу, та температурою навколишнього атмосферного повітря $T_{\text{П}}$ $^{\circ}\text{C}$; η – безрозмірний коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу місцевості на розсіювання домішок; V_1 – витрати газоповітряної суміші, $\text{м}^3/\text{с}$, які визначають за формулою

$$V_1 = \frac{\pi D^2}{4} \omega_0 \quad (3.6)$$

де D – діаметр гирла джерела викиду, м; ω_0 – середня швидкість виходу газопо-вітряної суміші з гирла джерела викиду, м/с.

Значення коефіцієнта A , що відповідає несприятливим метеорологічним умовам, при яких концентрації шкідливих речовин в атмосферному повітрі мінімальні, приймають: для України 160 (для розташованих на території України джерел викидів висотою менше 200 м в зоні від 50° до 52° північної широти – 180, а південніше 50° північної широти – 200); для інших територій – згідно рекомендацій [11].

Величини V_1 і T_{Γ} визначаються технологічними розрахунками або приймаються у відповідності з діючими для даного виробництва (процесу) нормативами. При розрахунку ГДВ слід приймати найменші значення V_1 і T_{Γ} , що реально спільно спостерігається протягом року при встановлених (звичайних) умовах експлуатації підприємства. При визначенні величини T_{Γ} має враховуватися підсмоктування повітря та охолодження викидів у випадку застосування мокрої пило- та газоочистки.

Величину ΔT , $^{\circ}\text{C}$, слід визначати, приймаючи температуру повітря T_{Π} рівною його середній температурі о 13-й годині найбільш жаркого місяця року за СНиП 2.01.01-82 [13]. Для котелень, що працюють за опалювальним графіком, допускається у розрахунок приймати значення T_{Π} рівним середній температурі повітря найбільш холодного місяця.

Величину безрозмірного коефіцієнта F приймають:

– для газоподібних шкідливих речовин та дрібнодисперсних аерозолів, швидкість впорядкованого осадження найбільш крупних фракцій яких не перевищує 3-5 см/с, –1;

– для більш крупно дисперсного пилу і холи при середньому експлуатаційному коефіцієнті очищення викидів:

- не менше 90 % –2;

- від 75 до 90 % –2.5;

- менше 75 % або при відсутності очищення –3.

В разі наявності даних щодо розподілу на викиді часток аерозолів за розмірами значення коефіцієнта F приймають в залежності від співвідношення швидкості осадження частинок до небезпечної швидкості вітру v_g/u_m за рекомендаціями [11].

Незалежно від ефективності пиловловлюючих пристроїв значення коефіцієнта F приймають рівним 3 при розрахунках концентрації пилу в атмосферному повітрі для виробництв, у яких викиди пилу супроводжуються виділенням водяної пари в кількості, достатній, щоб протягом всього року спостерігалася її інтенсивна конденсація образу ж після виходу в атмосферу, а також коагуляція вологих пилових частинок (наприклад, при виробництві глинозему мокрим способом).

Величину безрозмірного параметра m визначають в залежності від параметра f , м/ (с²·град), за формулою

$$m = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{f} + 0.34\sqrt[3]{f}}, \quad (3.7)$$

де f обчислюють за виразом f

$$f = 1000 \frac{w_0^2 D}{H^2 \Delta T} \quad (3.8)$$

У випадку, якщо значення параметра f відповідає нерівності $f_e < f < 100$, де параметр f_e обчислюють за виразом

$$f_e = 800(v'_m)^3 \quad (3.9)$$

а v'_m , м/с, дорівнює

$$v'_m = 1.3 \frac{w_0 D}{H} \quad (3.10)$$

значення коефіцієнта m розраховують за формулою (3.7), в яку замість f підставляють величину f_e .

Величину безрозмірного коефіцієнта n визначають в залежності від параметра v_m за формулами:

$$\text{при } v_m \geq 2 \quad n = 1, \quad (3.11a)$$

$$\text{при } 0.5 \leq v_m < 2 \quad n = 0.532 v_m^2 - 2.13 v_m + 3.13 \quad (3.11b)$$

$$\text{при } v_m < 0.5 \quad n = 4.4 v_m \quad (3.11b)$$

При цьому v_m обчислюють за рівнянням

$$v_m = 0.65 \sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}} \quad (3.12)$$

Безрозмірний коефіцієнт η приймають рівним 1 у випадку, якщо в радіусі $50H$ від джерела викиду перепад висот місцевості не перевищує 50 м на 1 км. В інших випадках поправку на рельєф встановлюють на підставі аналізу картографічного матеріалу щодо рельєфу місцевості в радіусі $50H$ від джерела, але не менше 2 км.

Якщо поблизу джерела викиду (підприємства), що розглядається, можна виділити окремі ізольовані перешкоди, витягнуті в одному напрямі (гряди, гребінь, видолинок, уступ), то коефіцієнт η визначають за формулою

$$\eta = 1 + \varphi_1(\eta_m - 1) \quad (3.13)$$

де η_m визначають за таблицею 3.1 залежно від форм рельєфу, перерізи яких наведені на рисунку 3.1, та безрозмірних величин $n_1 = H/h_0$ і $n_2 = a_0/h_0$, де n_1 визначають з точністю до десятих, а n_2 – з точністю до цілих. Тут H – висота джерела, м; h_0 – висота (глибина) перешкоди, м; a_0 – на півширина гряди, гребеня, видолинка або протяжність бокового схилу уступу, м; x_0 – відстань від середини перешкоди у випадку гряди чи видолинка та від верхньої кромки схилу у випадку уступу до джерела, як вказано на рис.3.1.

Значення функції φ_1 визначають в залежності від відношення $|x_0|/a_0$ приймають x_0/a_0 , як показано на рис.3.1.

Якщо перешкоди являють собою гряди (видолинки), витягнуті в одному напрямі, параметри h_0 і a_0 визначають для перерізу, перпендикулярного цього напрямку. Якщо ізольована перешкода являє собою окремі пагорби (западни), то h_0 вибирають

такою, що відповідає максимальній (мінімальній) позначці перешкоди, а n_2 – максимальні крутості схилу, спрямованого до джерела.

Таблиця 3.1 – Значення коефіцієнта η_m в залежності від n_1 та n_2 [11]

n_1	Видолинок (западина)				Усту п				Гряда (пагорб)			
	n_2											
	4-5	6-9	10-15	16-20	4-5	6-9	10-15	16-20	4-5	6-9	10-15	16-20
<0.5	4.0	2.0	1.6	1.3	3.5	1.8	1.5	1.2	3.0	1.5	1.4	1.2
0.6-1	3.0	1.6	1.5	1.2	2.7	1.5	1.3	1.2	2.2	1.4	1.3	1.0
1.1-2.9	1.8	1.5	1.4	1.1	1.6	1.4	1.2	1.1	1.4	1.3	1.2	1.0
3-5	1.4	1.3	1.2	1.0	1.3	1.2	1.1	1.0	1.2	1.2	1.1	1.0
>5	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0	1.0

Для джерел викидів, що потрапляють у зону впливу декількох ізольованих перешкод, слід визначити поплавкові коефіцієнти η для кожної окремої перешкоди і використати максимальний з них.

Величину ГДВ для випадку викиду холодної газоповітряної суміші за решти умов, однакових з тими, що розглядалися вище, визначають за рівнянням

$$\Delta \tilde{C} = \frac{(\tilde{A} \tilde{E}_{\text{в}} - C_{\tilde{\delta}}) H^{4/3} 8V_1}{A F n \eta D} \quad (3.14)$$

Коефіцієнт A тут має розмірність $m^{1/3} \cdot m^2/g$. Залежність його значень від розташування джерела на території країни така сама, як і для випадку нагрітих викидів.

Безрозмірний коефіцієнт n визначають за формулами (3.11), в які замість v_m підставляють параметр v'_m , визначений за рівнянням (3.10).

Якщо різниця температур ΔT , $^{\circ}\text{C}$, близька до нуля або при розрахунках за формулою (3.8) параметр $f > 100 \text{ м}/(\text{с}^2 \cdot \text{град})$ та $v'_m \geq 0.5 \text{ м}/\text{с}$, то для таких викидів розрахунки ГДВ здійснюють так само, як для холодних викидів, оскільки їх початковий перегрів ΔT не впливає істотно на початкове підняття факела та розсіювання викидів в атмосфері.

Величину ГДВ, g/c , для випадку викидів із джерела з *прямокутним гирлом* (шахти) визначають за тими самими формулами (3.5) і (3.14), що й для джерел з круглим гирлом, але при $D=D_L$ і $V_I=V_{IE}$. При цьому діаметр гирла D_E , м, визначають за виразом

$$D_E = \frac{2LB}{L+B} \quad (3.15)$$

де B і L – ширина і довжина гирла шахти, м.

Ефективні витрати газоповітряної суміші V_{IE} , m^3/c , що виходить в атмосферу, в цьому випадку визначають за формулою

$$V_{IE} = \frac{\pi D_E^2}{4} \omega_0 \quad (3.16)$$

де середню швидкість виходу в атмосферу газоповітряної суміші ω_0 , m/c , обчислюють за виразом $\frac{V_1}{LB}$

$$\omega_0 = \frac{V_1}{LB} \quad (3.17)$$

Для джерел з *квадратним гирлом* ($L=B$) ефективний діаметр D_E дорівнює довжині сторони квадрата.

Величину ГДВ для випадку викидів з поодинокого аераційного ліхтаря (лінійного джерела) знаходять за формулою

$$\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A} = \frac{\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A}_0}{s_3}, \quad (3.18)$$

де $\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A}_0$ – значення ГДВ, обчислене за формулами (3.5) чи (3.14) при $D=D_E$ і $V_I=V_{IE}$. Для випадку аераційного ліхтаря ефективні витрати газоповітряної суміші V_{IE} , m^3/c , обчислюють за рівнянням (3.16), а еквівалентний діаметр D_E , м, знаходять за виразом

$$D_E = \frac{2LV_1}{L^2\omega_0 + V_1} \quad (3.19)$$

де L – довжина аераційного ліхтаря, м; ω_0 – середня швидкість виходу газоповітряної суміші з аераційного ліхтаря, m/c , яку визначають експериментальним шляхом або розрахунком аерації.

Безрозмірний коефіцієнт s_3 обчислюють за формулою

$$s_3 = \frac{1 + 0.45L/x'_m}{1 + 0.45L/x'_m + 0.1(L/x'_m)^2} \quad (3.20)$$

Тут величина x'_m за фізичним змістом являє собою відстань x_m відпоодинокого точкового джерела з $D=D_E$ та $V_I=V_{IE}$, на якій за несприятливих метеорологічних умов спостерігається максимальна приземна концентрація забруднюючої речовини.

Для поодинокого джерела, з якого викидається суміш постійного складу речовин, що мають ефект комбінованої шкідливої дії, за формулами (3.5, 3.14, 3.18) спочатку визначають допоміжну речовину сумарного гранично допустимого викиду $\tilde{A}\tilde{A}\tilde{A}_C$, приведеного до викиду однієї з речовин. Для цього у вказаних формулах необхідно використовувати ГДКцієї шкідливої речовини та сумарний фон $S_{фс}$, приведений до цієї ж речовини за рівнянням (3.4). Після цього з урахуванням складу викидів визначають ГДВ окремих шкідливих речовин.

Величину сумарного ГДВ групи N поодиноких джерел рівної висоти, близько розташованих одне від одного, також визначають за формулами (3.5) чи (3.14), якщо в них покласти $V_I=V/N$, де V – сумарні витрати газоповітряної суміші, m^3/c , що

викидається з усіх джерел. В іншому розрахунок ГДВ для близько розташованих одне від одного однакових точкових джерел не відрізняється від розрахунку ГДВ для поодинокого джерела.

Для випадку багато ствольної труби величину гранично допустимого викиду для всіх стволів розраховують згідно рекомендацій [11].

Приклад

Розрахувати нормативи ГДВ речовин для котельні, що окремо розташована на рівній відкритій місцевості у Рівненській області, при таких вихідних даних: викид здійснюється через одну димову трубу висотою $H = 35$ м з діаметром гирла $D = 1.4$ м; швидкість виходу газоповітряної суміші з гирла труби $w_0 = 7$ м/с; температура газоповітряної суміші $T_{\Gamma} = 125^{\circ}\text{C}$. Котельня працює за опалювальним графіком на твердому паливі, потужність викиду забруднюючих речовин, г/с, становить: двоокису сірки

$M_{\text{SO}_2} = 12$; оксидів азоту (у перерахунку на діоксид азоту) $M_{\text{NO}} = 0.2$; оксиду вуглецю $M_{\text{CO}} = 0.1$; твердих частинок легкої золи $M_z = 2.6$. Очищення димових газів котельні не передбачене.

Максимальні разові гранично допустимі концентрації ГДК_{МР} забруднюючих речовин становлять, мг/м³: діоксиду сірки – 0,5; діоксиду азоту – 0.085; оксиду вуглецю – 5; твердих частинок легкої золи – 0,5 [8]. Діоксид сірки та оксиди азоту входять до однієї групи речовин, що мають ефект сумачії шкідливої дії.

Оскільки котельня працює за опалювальним графіком, за розрахункову температуру навколишнього атмосферного повітря T_{Π} приймаємо середню температуру повітря найбільш холодного місяця, яка для Рівненської області становить -5.4°C [13]. Тоді перегрів газоповітряної суміші дорівнює

$$\Delta T = T_{\Gamma} - T_{\Pi} = 125 - (-5.4) = 130.4^{\circ}\text{C}$$

Коефіцієнт A , що залежить від температурної стратифікації атмосфери, приймаємо рівним $180 \text{ c}^{2/3} \cdot \text{град}^{1/3} \cdot \text{мг/г}$ [11]. Величина безрозмірного коефіцієнта F для діоксиду сірки, оксидів азоту і оксиду вуглецю приймається рівною 1, а для золи (за відсутності очищення) – 3. Оскільки котельня розташована окремо на відкритій рівній місцевості, фоновим забрудненням атмосферного повітря можна знехтувати, а безрозмірний коефіцієнт η прийняти рівним 1.

З рівняння (3.6) витрати газоповітряної суміші, що викидається з гирла труби становлять

$$V_1 = \frac{\pi D^2}{4} \omega_0 = \frac{3.14 \cdot 1.4^2}{4} \cdot 7 = 10.77 \text{ м}^3/\text{с}$$

З рівняння (3.8) значення параметра f дорівнює

$$f = 1000 \frac{w_0^2 D}{H^2 \Delta T} = 1000 \frac{7^2 \cdot 1.4}{35^2 \cdot 130.4} = 0.429 \text{ м}^2/\text{с}^2$$

За формулою (3.12) параметр v_m становить

$$v_m = 0.65 \sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}} = 0.65 \sqrt[3]{\frac{10.77 \cdot 130.4}{35}} = 2.23 \text{ м}^3/\text{с}$$

За рівнянням (3.10) визначаємо параметр v'_m

$$v'_m = 1.3 \frac{w_0 D}{H} = 1.3 \frac{7 \cdot 1.4}{35} = 0.36 \text{ м}^3/\text{с}$$

Значення параметра f_e обчислене за виразом (3.9) становить

$$f_e = 800(v'_m)^3 = 800 \cdot 0.36^3 = 38.58$$

Тоді безрозмірний параметр m розраховуємо за формулою (3.7)

$$m = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{f} + 0.34\sqrt[3]{f}} = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{0.429} + 0.34\sqrt[3]{0.429}} = 1.01$$

З рівняння (3.11a) при $v_m \geq 2$ безрозмірний параметр n приймається рівним 1.

За формулою (3.5) ГДВ діоксиду сірки, оксидів азоту, оксиду вуглецю ізоли не повинні перевищувати:

$$\hat{A}_{SO_2} = \frac{\hat{A}_{SO_2}^{ID} \cdot \hat{I}^2}{AFmn\eta} \sqrt[3]{V_1 \Delta T} = \frac{0.5 \cdot 35^2}{180 \cdot 1 \cdot 1.01 \cdot 1 \cdot 1} \sqrt[3]{10.77 \cdot 130.4} = 37.7 \hat{a}/\hat{n},$$

$$\hat{A}_{NO_2} = \frac{0.085 \cdot 35^2}{180 \cdot 1 \cdot 1.01 \cdot 1 \cdot 1} \sqrt[3]{10.77 \cdot 130.4} = 6.4 \hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}_{CO_2} = \frac{5 \cdot 35^2}{180 \cdot 1 \cdot 1.01 \cdot 1 \cdot 1} \sqrt[3]{10.77 \cdot 130.4} = 377 \hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}_c = \frac{0.5 \cdot 35^2}{180 \cdot 3 \cdot 1.01 \cdot 1 \cdot 1} \sqrt[3]{10.77 \cdot 130.4} = 12.6 \hat{a}/\hat{n}$$

Оскільки з джерела викидається суміш діоксиду сірки та оксидів азоту, що віднесені до однієї групи речовин із сукупною шкідливою дією, то за формулою (3.4) визначаємо сумарний викид цієї суміші M_C приведений до викиду діоксиду сірки SO_2

Оскільки фактичні викиди кожної з речовин окремо не перевищують їх розрахункових ГДВ, і сумарний викид M_C групи речовин із сукупною їх шкідливою дією,

приведений до викиду двоокису сірки, також не перевищує ГДВ цієї речовини, то остаточно нормативи ГДВ для котельні можуть бути запропоновані на рівні її фактичних викидів, тобто:

$$M_C = M_{SO_2} + M_{NO_2} \frac{\hat{A}\hat{A}\hat{E}_{SO_2}}{\hat{A}\hat{A}\hat{E}_{NO_2}} = 12 + 0.2 \frac{0.5}{0.085} = 13.2\hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}\hat{A}\hat{A}_{SO_2} = M_{SO_2} = 12\hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}\hat{A}\hat{A}_{NO_2} = M_{NO_2} = 0.2\hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}\hat{A}\hat{A}_{CO_2} = M_{CO_2} = 0.1\hat{a}/\hat{n}$$

$$\hat{A}\hat{A}\hat{A}_C = M_C = 2.6\hat{a}/\hat{n}$$

Завдання для виконання

Котельня працює за опалювальним графіком на твердому паливі.

Очищення димових газів не передбачено

Таблиця 3.1 – Вихідні дані (номер за списком у групі)

№ в а р.	Область	Висота труби, м	Діаметр гирла, м	Швидк. вихл. газопил. суміші,	Температура газопил. суміші, °С	Потужність викиду забруднюючих речовин, г/с			
						М SO 2	М NO 2	МС O	М з
1	Вінницька	2 8	1, 10	8 , 5	130	12	0, 3	0,1	2 , 4
2	Волинська	4 1	1, 60	9 , 0	128	10	0, 2	0,2	2 , 6
3	Дніпропетровсь ка	5 4	1, 50	5 , 5	145	11	0, 4	0,3	2 , 2
4	Донецька	2 5	1, 10	6 , 5	140	13	0, 6	0,1	2 , 9
5	Житомирська	3 0	1, 35	7 , 0	125	16	0, 5	0,3	3 , 0
6	Закарпатська	3 2	1, 38	6 , 0	120	17	0, 3	0,2	1 , 9
7	Запорізька	4 4	1, 60	7 , 3	110	12	0, 2	0,1	2 , 2
8	Ів.-Франківська	4 0	1, 52	6 , 5	115	10	0, 4	0,4	2 , 5

				8					5
9	Київська	3 1	1, 30	7 , 2	110	11	0, 7	0,5	3 , 1
1 0	Кіровоградська	2 9	1, 25	7 , 4	105	13	0, 1	0,1	3 , 2
1 1	Луганська	4 2	1, 52	8 , 0	120	14	0, 3	0,3	2 , 5
12	Львівська	3 7	1, 45	8 , 7	125	23	0, 2	0, 2	2 , 4
13	Миколаївська	2 5	1, 00	8 , 2	130	11	0, 4	0, 4	1 , 9
14	Одеська	3 0	0, 90	6 , 3	140	13	0, 5	0, 1	3 , 2
15	Полтавська	3 2	0, 90	7 , 8	135	12	0, 1	0, 4	3 , 0
16	Рівненська	3 0	1, 10	6 , 0	125	10	0, 6	0, 5	4 , 3
17	Сумська	4 4	1, 60	7 , 3	110	14	0, 2	0, 3	2 , 7
18	Тернопільська	4 0	1, 50	6 , 8	125	16	0, 1	0, 3	2 , 8
19	Харківська	3 7	1, 45	7 , 4	130	15	0, 2	0, 4	3 , 0
20	Херсонська	2 5	0, 95	8 , 0	145	17	0, 3	0, 1	2 , 9
21	Хмельницька	3 0	1, 26	8 , 7	160	14	0, 5	0, 2	2 , 6
22	Черкаська	5 4	1, 75	6 , 3	155	12	0, 4	0, 1	2 , 4
23	Чернігівська	2 5	0, 85	7 , 8	145	11	0, 5	0, 3	2 , 2
24	Чернівецька	3 0	1, 20	7 , 3	135	10	0, 4	0, 2	2 , 3
25	Вінницька	3 2	1, 15	6 , 8	125	12	0, 2	0, 1	3 , 4
26	Волинська	4 4	1, 53	6 ,	120	13	0, 1	0, 2	2 ,

				0					9
27	Дніпропетровська	4 0	1, 55	7 , 3	130	14	0, 3	0, 4	2 , 4
28	Донецька	3 9	1, 44	6 , 9	140	16	0, 2	0, 1	2 , 2
29	Житомирська	4 2	1, 38	6 , 9	145	12	0, 4	0, 1	3 , 0
30	Закарпатська	3 9	1, 61	5 , 9	125	14	0, 1	0, 3	3 , 1

Контрольні питання

1. Дайте визначення ГДК.
2. Дайте визначення ГДК_{МР}.
3. Чи впливає висота труби на розсіюванні забруднюючих речовин в атмосфері? Відповідь обґрунтуйте.

ПРАКТИЧНА РОБОТА №4

Тема: Зменшення забруднення атмосферного повітря у районі розміщення підприємства шляхом забезпечення розсіювання забруднюючих речовин. Розрахунок висоти труби.

Мета: Визначити необхідну висоту труби для поодинокого джерела викиду та необхідний розмір СЗЗ для підприємства.

Порядок виконання

1. Ознайомитися з теоретичними матеріалами
2. Визначити необхідну висоту труби, згідно варіантів.
3. Розрахувати необхідний розмір СЗЗ.
4. Зробити висновок щодо ефективності урахування висоти труби при зменшенні забруднення атмосферного повітря від підприємств.

Теоретична частина

1) Розрахунок висоти труби

Визначення висоти викиду H з метою використання ефекту розсіювання шкідливих речовин в атмосфері здійснюється тільки після того, як передбачене застосування всіх існуючих сучасних засобів по скороченню викидів.

Величину допустимої висоти труби H при даному викиді шкідливої речовини $M = ГДВ$, при якій забезпечується значення суми $C_m + C_\phi$, що не перевищують $ГДК_{MP}$, визначають за такою схемою.

Спочатку величину H , m , визначають у першому наближенні, коли викид розглядається як холодний, за виразом

$$H = \left(\frac{AMFD\eta}{8V_1(\bar{A}\bar{A}\bar{E} - \bar{N}_0)} \right)^{3/4} \quad (4.1)$$

Якщо обчисленому за цією формулою значенню H відповідає $v'_m \geq 2 \text{ м/с}$, де v'_m розраховують за виразом (3.10), і крім того дотримується умова $H \leq w_0$, то отримана величина H є шуканою мінімальною висотою викиду, яка не потребує подальшого уточнення. Якщо ж знайденому у першому наближенні значенню H відповідає величина $v'_m < 2 \text{ м/с}$, то необхідно уточнити отримане H . Для цього по величині v'_m необхідно визначити безрозмірний коефіцієнт n за формулами (3.11). Потім уточнення мінімальної висоти викиду здійснюють методом послідовного наближення рекурентною формулою

$$H_{i+1} = H_i \left(\frac{n_i}{n_{i-1}} \right)^{3/4} \quad (4.2)$$

де n_i та n_{i-1} – значення обчисленого за формулами (3.11) коефіцієнта n , отримані відповідно при значеннях H_i та H_{i-1}

Уточнення величини H здійснюють доти, доки два послідовно знайдені значення H_i та H_{i-1} не відрізняться одне від одного менш ніж на 1м. Якщо при цьому отримане значення H менше чи дорівнює

$$H = \sqrt{\frac{AMF\eta}{(\tilde{A}\tilde{A}\tilde{E} - \tilde{N}_0)^2 \sqrt{V_1 \Delta T}}} \quad (4.3)$$

По знайденому значенню H на підставі формул (3.8; 3.9; 3.10; 3.12) обчислюють величини f , f_e , v'_m і встановлюють у першому наближенні добуток коефіцієнтів $m=m_1$ та $n=n_1$. Якщо $m_1 n_1 \neq 1$, то по m_1 та n_1 визначають

друге наближення $H=H_2$ за формулою $H_2=H_1 \sqrt{m_1 n_1}$

наближення H_{i+1} виконують за рекурентною формулою

. Подальші $(i+1)$ -і

$$H_{i+1} = H_i \sqrt{\frac{m_i n_i}{m_{i-1} n_{i-1}}} \quad (4.4)$$

де m_1 та n_1 відповідають H_i , а m_{i-1} та n_{i-1} відповідно H_{i-1}

Якщо джерело викидає декілька різних шкідливих речовин, то при встановленні ГДВ за мінімальну висоту викиду (труби) приймають найбільшу з величин H , що визначені для кожної шкідливої речовини окремо.

Якщо знайдене значення H більше за $w_0 \sqrt{100/\Delta T}$ або ж для даного типу джерела це перевищення є очевидним, то для визначення попереднього значення висоти (труби) застосовують формулу (4.3; та 4.4)

Якщо джерело викидає декілька різних шкідливих речовин, то при встановленні ГДВ за мінімальну висоту викиду (труби) приймають найбільшу з величин H , що визначені для кожної шкідливої речовини окремо та для кожної групи речовин, які мають ефект комбінованої шкідливої дії.

Приклад 4.1

Визначити мінімально допустиму висоту труби котельні, що окремо розташована на рівній відкритій місцевості у Рівненській області, при таких вихідних даних: викид здійснюється через одну димову трубу висотою $H=35$ м з діаметром гирла $D=1.4$ м; швидкість виходу газоповітряної суміші з гирла труби $w_0=7$ м/с; температура газоповітряної суміші $T_r=125$ °С. Котельня працює за опалювальним графіком на твердому паливі, потужність викиду забруднюючих речовин, г/с, становить: двоокису сірки

$M_{SO_2}=12$; оксидів азоту (у перерахунку на діоксид азоту) $M_{NO}=0.2$; оксиду вуглецю $M_{CO}=0.1$; твердих частинок легкої золи $M_z=2.6$. Очищення димових газів котельні не передбачене.

Оскільки викид котельні містить сукупність речовин, що мають ефект сумарної шкідливої дії (двоокис сірки та оксиди азоту), саме ця сукупність речовин і є диктуючою при визначенні мінімально допустимої висоти труби котельні по даних речовинах. Тобто, якщо прийняти висота труби забезпечить нормативний вміст у приземному шарі атмосфери сукупності речовин із сумарною їх негативною дією, то вона забезпечить і нормативні концентрації кожної з даних речовин окремо. Згідно прикладу з практичного завдання №3, масовий викид сукупності речовин з ефектом сумарної шкідливої дії M_C , приведений до викиду однієї з цих речовин, а саме – до викиду двоокису сірки, становить 13.2 г/с.

Спочатку висоту труби котельні H , м, визначаємо у

першому наближенні, коли викид розглядається як холодний, за виразом (4.1)

$$H = \left(\frac{AM_c FD \eta}{8V_1 \tilde{A} \tilde{E} \tilde{E}_{SO_2}} \right)^{3/4} = \left(\frac{180 \cdot 13.2 \cdot 1 \cdot 1.4 \cdot 1}{8 \cdot 10.77 \cdot 0.5} \right)^{3/4} = 26i$$

Оскільки отримана мінімально допустима висота труби H перевищує величину

$$w_0 \sqrt{100/\Delta T} = 7 \sqrt{100/130.4} = 6.13,$$

то для визначення попереднього значення висоти викиду скористаємося формулою (4.3)

$$H = \sqrt{\frac{AMF\eta}{(\tilde{A}\tilde{E}\tilde{E} - \tilde{N}_O)\sqrt{V_1\Delta T}}} = \sqrt{\frac{180 \cdot 13.2 \cdot 1 \cdot 1}{0.5\sqrt{10.77 \cdot 130.4}}} = 20.6i$$

По знайденому значенню $H = H_1$ на підставі формул (3.8; 3.9; 3.10; 3.12) обчислюють величини f , f_e , v'_m і встановлюємо у першому наближенні за формулами (3.7; 3.11) значення коефіцієнтів m і n та їх добуток:

$$f_1 = 1000 \frac{w_0^2 D}{H^2 \Delta T} = 1000 \frac{7^2 \cdot 1.4}{20.6^2 \cdot 130.4} = 1.24i / (\tilde{n}^2 \cdot \tilde{a} \tilde{d} \tilde{a} \tilde{a})$$

$$v'_{m1} = 1.3 \frac{w_0 D}{H} = 1.3 \frac{7 \cdot 1.4}{20.6} = 0.62i / \tilde{n}$$

$$f_{e1} = 800(v'_{m1})^3 = 800 \cdot 0.62^3 = 189$$

$$v_{m1} = 0.65\sqrt[3]{\frac{V_1 \Delta T}{H}} = 0.65\sqrt[3]{\frac{10.77 \cdot 130.4}{20.6}} = 2.66i / \tilde{n}$$

$$m_1 = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{f} + 0.34\sqrt[3]{f}} = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{1.24} + 0.34\sqrt[3]{1.24}} = 0.872$$

$$n_1 = 1$$

$$m_1 n_1 = 0.872 \cdot 1 = 0.872$$

Оскільки $m_1 n_1 \neq 1$, то по m_1 та n_1 визначаємо друге наближення $H = H_2$ за формулою

$$H_2 = H_1 \sqrt{m_1 n_1} = 20.6 \sqrt{0.872} = 19.2i$$

По знайденому значенню $H = H_1$ на підставі формул (3.8; 3.9; 3.10; 3.12) обчислюють величини f , f_e , v'_m і встановлюємо у першому наближенні за формулами (3.7; 3.11) значення коефіцієнтів m і n та їх добуток:

$$f_2 = 1000 \frac{w_0^2 D}{H^2 \Delta T} = 1000 \frac{7^2 \cdot 1.4}{19.2^2 \cdot 130.4} = 1.42i \text{ } / (\tilde{n}^2 \cdot \tilde{a} \delta \tilde{a} \tilde{a})$$

$$v'_{m2} = 1.3 \frac{w_0 D}{H} = 1.3 \frac{7 \cdot 1.4}{19.2} = 0.66i \text{ } / \tilde{n}$$

$$f_{e2} = 800(v'_m)^3 = 800 \cdot 0.66^3 = 232$$

$$v_{m2} = 0.65^3 \sqrt{\frac{V_1 \Delta T}{H}} = 0.65^3 \sqrt{\frac{10.77 \cdot 130.4}{19.2}} = 2.72i \text{ } / \tilde{n}$$

$$m_2 = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{f} + 0.34^3\sqrt{f}} = \frac{1}{0.67 + 0.1\sqrt{1.42} + 0.34^3\sqrt{1.42}} = 0.854$$

$$n_2 = 1$$

$$m_2 n_2 = 0.854 \cdot 1 = 0.854$$

Подальші уточнення значення H виконуємо за рекурентною формулою (4.4)

$$H_3 = H_2 \sqrt{\frac{m_2 n_2}{m_1 n_1}} = 19.2 \sqrt{\frac{0.872}{0.854}} = 19.4i$$

Оскільки $m_1 n_1 \neq 1$, то по m_1 та n_1 визначаємо друге наближення $H=H_2$ за формулою

По новому значенню $H=H_2$ підставивши формул (3.8; 3.9; 3.10; 3.12) уточнюємо величини уточнюємо величини f, f_e, v'_m і встановлюємо у другому наближенні за формулами (3.7; 3.11) значення коефіцієнтів m і n та їх добуток:

Оскільки два послідовно знайдені значення H_3 та H_2 відрізняються одне від одного не більше ніж на 1 м, отримана у третьому наближенні величина 19.4 м і є шуканою мінімально допустимою висотою викиду котельні з умови дотримання нормативного вмісту у приземному шарі атмосфери сукупності речовин із сумациєю їх негативної дії, тобто двоокису сірки та оксидів азоту.

Визначена аналогічним чином з умови дотримання нормативного вмісту у повітрі золи мінімально допустима висота труби котельні становить 7.7 м. Оскільки викид оксиду вуглецю у співвідношенні до його ГДК є дуже малим, то при визначенні висоти димаря цей викид можна не враховувати.

Отже, остаточно за мінімально допустиму висоту труби котельні приймаємо найбільшу з отриманих величин, тобто 19.4 м

2) Визначення розміру санітарно-захисної зони (СЗЗ)

Санітарно-захисна зона (СЗЗ) – це спеціально організована територія, яка

встановлюється від джерела шкідливості (у тому числі від джерела забруднення атмосфери) до межі житлової забудови, ділянок оздоровчих закладів, місць відпочинку, садівницьких товариств та інших подібних об'єктів.

Розмір СЗЗ $l_0, м$, які встановлюються у відповідності до чинних санітарних норм СН 245-71, повинні перевірятися розрахунком забруднення атмосфери відповідно до вимог [11] з урахування перспективи розвитку підприємства і фактичного забруднення атмосферного повітря. Розміри СЗЗ мають уточнюватися окремо для різних напрямів вітру в залежності від результатів обчислення забруднення атмосфери та середньорічної рози вітрів розташування підприємства за формулою

$$l = L_0 \frac{P}{P_0} \quad (4.5)$$

де l – розрахункова розмір СЗЗ, м; L_0 – розрахунковий розмір ділянки місцевості в даному напрямі, де концентрація шкідливих речовин (з урахуванням фонові концентрації від інших джерел) перевищує ГДК, м; P – середньорічна повторюваність напрямів вітрів одного румба, що розглядається, %; P_0 – повторюваність напрямів вітрів румба при круговій розі вітрів, % (наприклад, при восьми румбовій розі вітрів $P_0 = 100/8=12.5\%$).

Якщо відповідно до передбачених технічних рішень та розрахунків забруднення атмосфери розміри СЗЗ для підприємства виявляються більшими за встановлені санітарними нормами, то необхідно переглянути проектні рішення і забезпечити виконання вимог санітарних норм за рахунок зменшення обсягів викидів шкідливих речовин в атмосферу, збільшення висоти їх викиду з урахуванням встановлених обмежень тощо. Якщо і після додаткового перегляду рішень не будуть виявлені технічні можливості забезпечення нормативних розмірів СЗЗ, то розміри l приймають у відповідності з результатами розрахунку забруднення атмосфери за погодженням органів МОЗ та Держбуду України.

Для тих напрямків, де обчислена величина l виявляється меншою за нормативний розмір СЗЗ, корекцію розміру СЗЗ не здійснюють і приймають її рівною нормативній величині. Для побудови розмірів СЗЗ на ситуаційному плані в точці, що відповідає джерелу викидів, відкладають 8 румбів. На протилежному кожному румбу напрямі відкладають у масштабі ситуаційного плану скориговану величину СЗЗ. Наприклад, l для південного румба дорівнює 350 м, і цю величину необхідно відкласти вздовж північного румба тим, щоб продовжити СЗЗ у небезпечному напрямі, оскільки південні вітри відноситимуть забруднення на північ.

Приклад 4.2

Котельня, що окремо розташована на рівній відкритій місцевості у Рівненській області, при таких вихідних даних: викид здійснюється через одну димову трубу висотою $H = 35$ м з діаметром гирла $D = 1.4$ м; швидкість виходу газоповітряної суміші з гирла труби $w_0 = 7$ м/с; температура газоповітряної суміші $T_{\Gamma} = 125$ °С. Котельня працює за опалювальним графіком на твердому паливі, потужність викиду забруднюючих речовин,

г/с, становить: двоокису сірки $M_{SO_2} = 12$; оксидів азоту (у перерахунку на діоксид азоту) $M_{NO_2} = 0.2$; оксиду вуглецю $M_{CO} = 0.1$; твердих частинок легкої золи $M_3 = 2.6$. Очищення димових газів котельні не передбачене. Висота викиду шкідливих речовин – за прикладом 4.1 ($H = 194$ м). Підприємство, на території якого розташована котельня по всіх видах виробництва відноситься до IV класу шкідливості з нормативним радіусом санітарно-захисної зони (згідно СН 245-71) 100 м. Необхідно перевірити розміри СЗЗ котельні розрахунком забруднення атмосфери.

Згідно прикладу 4.1 висота труби котельні дорівнює мінімально допустимій висоті викиду, при якій за несприятливих метеорологічних умов максимальна приземна концентрація сукупності речовин з ефектом сумачії шкідливої дії, приведена до концентрації двоокису сірки, приблизно дорівнює ГДК цієї речовини. Визначаємо відстань від джерела викиду, на якій спостерігається ця концентрація, що дорівнює ГДК.

Максимальна приземна концентрація групи речовин із сумачією шкідливої дії, що наближено дорівнює ГДК двоокису сірки, спостерігається на відстані від джерела викиду

Оскільки котельня працює за опалювальним графіком, розміри санітарно-захисної зони обчислюємо в залежності від січної рози вітрів для Рівненської області [13] за формулою (4.5)

$$l = L_0 P / 12.5$$

де P – січна повторюваність напрямку вітрів румба, що розглядається, %.

Результати розрахунку розмірів СЗЗ за румбами наведені в таблиці 4.1.

Таблиця 4.1 – Результати розрахунку розмірів санітарно-захисної зони котельні

Румби	П н	ПнС х	Сх	ПдС х	Пд	ПдЗ х	Зх	ПнЗ х
Повторюваність напрямку вітрів P , %	7	5	8	13	14	14	27	12
Розмір СЗЗ $l, м$	16 4	117	188	305	329	329	634	282

Відкладаючи обчислені значення l на протилежних напрямках румба, що розглядається, отримуємо шукану санітарно-захисну зону котельні для заданих параметрів і умов викиду.

Вихідні дані для виконання (номер за списком у групі) Повторюваність напрямку вітрів за областями для розрахунку СЗЗ.

1. Волинська область, Луцьк

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
	С		С		З		З	ль
8,0	5,2	11,0	15,7	15,2	12,5	18,8	13,6	10,0

2. Вінницька область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
11,3	7,6	9,9	13,5	14,3	11,0	16,0	16,4	16,2

3. Дніпропетровська область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
17,8	12,6	14,1	12,0	11,1	10,4	12,8	9,2	12,9

4. Донецька область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
8,6	11,9	20,0	17,9	10,3	10,8	12,9	7,6	10,6

5. Житомирська область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
9,3	7,7	8,7	13,5	12,8	11,5	18,9	17,6	11,0

6. Закарпатська область, Ужгород

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
12,2	9,9	15,7	26,2	11,2	5,2	6,6	13,0	20,4

7. Запорізька область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
17,2	14,0	11,7	12,5	12,0	10,4	11,2	11,0	14,4

8. Івано-Франківська область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
н	С		С		З		З	ль
5,8	3,1	15,8	16,6	4,5	9,6	23,4	21,2	29,4

9. Київська область

Пн	Пн	С	Пд	Пд	Пд	З	Пн	Шти
----	----	---	----	----	----	---	----	-----

	С		С		З		З	ль
13, 6	9,1	8, 8	12,8	13, 0	11, 5	17, 7	13, 5	13,0

10. Кіровоградська область

П н	Пн С	С	Пд С	Пд	Пд З	З	Пн З	Шти ль
14, 3	9,1	12, 2	12, 7	15, 1	7,0	13, 3	16, 3	9,4

11. Луганська область

П н	Пн С	С	Пд С	Пд	Пд З	З	Пн З	Шти ль
5, 5	10, 6	24, 8	12, 1	8,1	10, 9	18, 4	9,6	24,1

12. Львівська область

П н	ПнС	С	ПдС	П д	Пд З	З	Пн З	Штиль
7, 4	5,7	9, 5	20,9	8, 9	11, 7	23, 3	12, 6	16, 9

13. Миколаївська область

Пн	Пн С	С	Пд С	Пд	П дЗ	З	Пн З	Шти ль
16, 6	15, 4	12, 8	8,0	14, 9	9, 0	9, 2	14, 1	4,1

14. Одеська область

П н	Пн С	С	Пд С	Пд	Пд З	З	Пн З	Шти ль
18, 3	12, 1	8,6	7,0	14, 3	10, 9	14, 7	14, 1	2,0

15. Полтавська область

П н	Пн С	С	Пд С	Пд	Пд З	З	Пн З	Шти ль
10, 6	14, 1	14, 3	10, 5	11, 0	11, 9	15, 8	11, 8	5,1

16. Рівненська область

П н	Пн С	С	Пд С	П д	ПдЗ	З	Пн З	Шти ль
--------	---------	---	---------	--------	-----	---	---------	-----------

8,1	5,6	12,1	14,6	11,1	12,8	25,0	10,7	10,7
-----	-----	------	------	------	------	------	------	------

17. Сумська область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штиль
9,4	9,2	13,6	17,5	12,1	10,5	15,0	12,7	4,9

18. Тернопільська область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штиль
3,5	2,2	13,0	11,0	5,3	2,5	15,0	13,7	5,7

19. Харківська область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штиль
10,1	11,2	18,6	13,9	9,4	11,2	14,7	10,9	14,8

20. Херсонська область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штиль
14,5	16,3	14,6	9,4	9,9	12,7	11,5	11,1	6,9

21. Хмельницька область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штил
8,0	2,3	4,9	15,0	10,0	1,1	7,2	13,2	

22. Черкаська область

Пн	ПнС	С	ПдС	Пд	ПдЗ	З	ПнЗ	Штиль
14,3	9,1	14,4	8,1	12,2	13,6	13,6	14,7	20,4

23. Чернігівська область

П н	Пн С	С	Пд С	П д	П дЗ	З	П нЗ	Шти ль
12 ,7	9,2	11 ,5	10, 0	14 ,9	13 ,1	16 ,7	11 ,9	19,1

24. Чернівецька область

П н	Пн С	С	Пд С	П д	Пд З	З	Пн З	Шти ль
6 ,8	2,7	20 ,4	15, 2	4, 8	7,0	10 ,9	32, 2	10,4

Контрольні питання

1. Дайте визначення терміну СЗЗ.
2. Принцип побудови СЗЗ для підприємства.
3. При визначенні висоти труби, якими параметри необхідні?

ПРАКТИЧНА РОБОТА №5.

Тема: Визначення фізичних властивостей води

5.1. Теоретична частина

Фізичні показники якості води визначаються ДСТУ 2874-82 “Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю” і ДСТУ 3351-84 “Вода питна. Методи визначення смаку, запаху, кольоровості і мутності”.

До фізичних показників якості води відносяться: температура води, прозорість чи мутність води, кольоровість води, смак і запах.

Температура води. Температура природних вод залежить від їхнього походження. Води підземних джерел відрізняються сталістю температури, причому зі збільшенням глибини залягання вод сезонні коливання температури зменшуються. Навпаки, температура вод відкритих водойм (рік, ставків, водоймищ) значно змінюється, що зв'язано з нагріванням і охолодженням водойм. Так, температура води Дніпра (біля Києва) змінюється протягом року від 0,1 (взимку) до 28° С (влітку). Крім сезонних змін на температуру води в окремих місцях відкритих водойм впливає надходження в них підземних вод, а також теплових викидів промисловості. Оптимальна температура води, що використовується для пиття, складає 7—11° С.

Прозорість чи мутність води. Природні води, особливо поверхневі, майже ніколи не бувають прозорими через наявність у них зважених часток глини, піску, мулу, водоростей і інших речовин мінерального чи органічного походження.

Причиною мутності річкових і озерних вод можуть бути складові частини ґрунтів і гірських порід, що вимиваються ріками зі свого русла, а також талі води і зливовий змив, тобто тверді осадки, змивані дощами з ґрунту лісів, полів, луків і вулиць населених пунктів. Зливовий змив у період сильних дощів підвищує мутність води в кілька разів. У великих водоймах помутніння води відбувається за рахунок скаламучення осадків із дна внаслідок хвилювання у вітряну погоду, у результаті масового розвитку одноклітинних водоростей і за іншими причинами.

Кольоровість води. Чиста вода, узята в малому обсязі, безбарвна. У товстому шарі вона має блакитнувато-зелений відтінок. Інші відтінки свідчать про наявність у ній різних розчинених і зважених домішок. Для з'ясування природи кольорової води необхідно в кожному конкретному випадку встановити причину, що викликала появу того чи іншого кольору.

Зміну кольоровості води в основному обумовлюють органічні сполуки, що у природних водах дуже різноманітні. Деякі з них входять до складу організмів, що населяють воду, а частина є продуктами їхньої життєдіяльності чи розпаду. У природній воді встановлена присутність гумусових і дубильних речовин, білково- і вуглеводоподібних сполук, жирів, органічних кислот і вітамінів. Іноді джерелом забарвлених органічних сполук у водоймах служать промислові і побутові стоки. Колоїдні сполуки заліза додають воді відтінки від жовтуватих до зелених.

При цвітінні водойм у залежності від виду організмів вода здобуває ясно-зелене забарвлення (при масовому розвитку водоростей із групи протококових), зеленувато-буре (при розвитку діатомових), темно-буре (при розвитку перидінієвих) чи смарагдово-зелене (при розвитку синьо-зелених).

При попаданні у воду відходів різних виробництв колір її може значно змінюватися в залежності від забарвлення забруднюючих речовин.

Колір природних вод відкритих водойм найчастіше обумовлений гумусовими речовинами, що забарвлюють воду в різні відтінки жовтого і бурого кольорів.

Гумусові речовини утворюються в результаті розкладання нестійких органічних речовин до більш простих хімічних сполук і наступного синтезу нових, стійких сполук.

Смак, присмак і запах води. У природній воді розрізняють **чотири смаки**: солоний, гіркий, солодкий і кислий. Природні води, використовувані для водопостачання, можуть мати солоний чи гіркий смак, що зв'язано з присутністю надлишку розчинених солей. Зокрема, надлишок $MgSO_4$ викликає гіркий смак, надлишок $NaCl$ — солоний. Кислий смак мають мінеральні води при надлишку розчиненої вуглекислоти.

Крім смаку вода може мати присмак, викликаний надлишком розчинених солей, що не підходить під приведену вище класифікацію. Так, солі заліза і марганцю додають воді чорнильний чи залозистий присмак, $CaSO_4$ — в'язкий. У деяких випадках присмак є уявним, удаваним. Враження про нього створюється під дією домішок на органи нюху, а не смаку.

Розрізняють *запахи води* природного і штучного походження. Причиною запахів природного походження може бути хімічний склад домішок води, живучі і відмерлі у воді організми, рослинні залишки, що загнивають, специфічні органічні сполуки, що виділяють деякі водорості і мікроорганізми. До цих запахів відносяться наступні: ароматичний, болотний, гнильний, деревний, земляний, запах цвілі, рибний, трав'янистий, невизначений, а також запах сірководню, часто зумовлюваний присутністю останнього у воді.

Речовини, що обумовлюють запахи природного походження, є складними сумішами ароматичних вуглеводнів і кисневмісних сполук (спирти, альдегіди, кетони, складні ефіри). Вони летучі, руйнуються сильними окислювачами і добре поглинаються активованим вугіллям.

Запахи штучного походження, викликані домішками промислових стічних вод, називають по відповідним речовинах: фенольний, хлорфенольний, нафтовий і т.д.

Характер і інтенсивність запаху і смаку води визначаються в даний час органолептично (за допомогою органів почуттів). Межа смакових відчуттів людини досить висока (наприклад, хлорфенол виявляється на смак при концентрації 0,000004 мг/л).

Набагато сутужніше визначити інтенсивність запаху, тому що тут у значній мірі позначається суб'єктивність відчуттів дегустатора. За прийнятою методикою смак і запахи води визначаються безпосередньо дегустуванням холодної і підігрітої води (присмаки і запахи при цьому підсилюються) і оцінюються по п'ятибальній шкалі. Шкалою передбачається наступна характеристика в балах (Таблиця 2):

Таблиця 2. Характеристика в балах запаху, смаку та присмаку

Інтенсивність, Бал	Запах, смак і присмак
0	не виявляються
1	виявляються лише досвідченим дегустатором
2	виявляються споживачем
3	виявляються легко і є причиною скаргу
4	сильний запах і присмак, що роблять воду непригодну для пиття
5	мають таку інтенсивність, при якій вода непридатна для пиття

5.2. Порядок проведення роботи

Завдання: перевірити водопровідну воду на органолептичні показники води.

ДСТУ 3351-82 поширюється на питну воду і встановлює органолептичні методи визначення запаху, смаку і присмаку і фотометричні методи визначення кольоровості і мутності.

Обсяг проби води не повинний бути менш 500 мл. Проби води для визначення запаху, смаку, присмаку і кольоровості не консервують. Визначення проводиться не пізніше, ніж через 2г. послу відбору проби.

Перевірити підготовлені зразки води згідно таблиць 2 і 3.

Органолептичні методи визначення запаху

Характер запаху води визначають відчуттям сприйманого запаху (землистий, хлорний, нафтопродуктів і ін.).

Інтенсивність запаху води визначають при 20°C і 60°C і оцінюють по п'ятибальній системі відповідно до вимог табл. 3.

Визначення запаху при 20°C.

У колбу з притертою пробкою місткістю 250-350 мл відмірюють 100 мл випробуваної

води з температурою 20°C. Колбу закривають пробкою, уміст колби кілька разів перемішують обертальними рухами, після чого колбу відкривають і визначають характер і інтенсивність запаху.

Визначення запаху при 60°C.

У колбу відмірюють 100 мл випробуваної води. Горловину колби закривають годинним склом і підігрівають на водяній бані до 50-60°C.

Вміст колби кілька разів перемішують обертальними рухами.

Зрушуючи скло убік, швидко визначають характер і інтенсивність запаху.

Таблиця 3. Характеристика в балах запаху

Інтенсивність запаху	Характер прояву запаху	Оцінка інтенсивності смаку і присмаку, бал
немає	Запах не відчувається	0
Дуже слабка	Запах не відчувається споживачем, але виявляється при лабораторному дослідженні	1
Слабка	Запах помічається споживачем, якщо звернути на це його увагу	2
Помітна	Запах легко помічається і викликає несхвальний відгук про воду	3
Виразна	Запах звертає на себе увагу і змушує утриматися від пиття	4
Дуже сильна	Запах настільки сильний, що робить воду непридатною до вживання	5

Органолептичний метод визначення смаку

Органолептичним методом визначають характер і інтенсивність смаку і присмаку.

Розрізняють чотири основних види смаку: солоний, кислий, солодкий, гіркий.

Всі інші види смакових відчуттів називаються присмаками.

Характер смаку чи присмаку визначають відчуттям сприйманого смаку чи присмаку (солоний, кислий, лужний, металічний і т.д.).

Випробувану воду набирають у рот малими порціями, не проковтуючи, затримують 3 - 5 с.

Інтенсивність смаку і присмаку визначають при 20°C і оцінюють за п'ятибальною системою відповідно до вимог табл. 4.

Таблиця 4. Характеристика в балах смаку і присмаку

Інтенсивність смаку і присмаку	Характер прояву смаку і присмаку	Оцінка інтенсивності смаку
--------------------------------	----------------------------------	----------------------------

		і присмаку, бал
немає	Смак і присмак не відчуються	0
Дуже слабка	Смак і присмак не відчуються споживачем, але виявляються при лабораторному дослідженні	1
Слабка	Смак і присмак помічаються споживачем, якщо звернути на це його увагу	2
Помітна	Смак і присмак легко помічаються і викликають несхвальний відгук про воду	3
Виразна	Смак і присмак звертають на себе увагу і змушують утриматися від пиття	4
Дуже сильна	Смак і присмак настільки сильні, що роблять воду непридатною до вживання	5

Контрольні питання:

1. Перерахуйте фізичні показники якості води.
2. Які домішки відповідають за кольоровість води.
3. Які домішки відповідають за мутність води.
4. Назвіть основні види смаку

ПРАКТИЧНА РОБОТА №6.

Тема: Визначення хімічних властивостей води

6.1. Теоретична частина

Хімічний аналіз природної води має вирішальне значення в практиці водопостачання. Результати аналізу дозволяють установити придатність джерела для питного і технічного водопостачання, наявність у воді шкідливих для організму забруднень чи сполук, що сприяють її корозійній активності, запінення, утворенню накипу і т.д.

На підставі зіставлення результатів аналізу природної води з вимогами, пропонованими до неї споживачем, можна судити про те, яким процесам очищення варто піддати цю воду для поліпшення тих чи інших показників її якості.

До хімічних визначень відносяться встановлення активної реакції води, окислення, азотовмісних речовин, розчинених у воді газів, нерозчинного залишку і втрат при прожарюванні, твердості і лужності, а також хлоридів, сульфатів, заліза, марганцю й інших елементів.

Активна реакція води, тобто ступінь її кислотності чи лужності, визначається концентрацією водневих іонів, точніше їх активністю.

Активну реакцію води прийнято виражати водневим показником рН, що представляє собою негативний десятковий логарифм концентрації водневих іонів:

$$\text{pH} = -\lg [\text{H}^+].$$

рН нейтральних розчинів дорівнює 7, кислих розчинів — менше 7 і лужних розчинів — більше 7.

Звичайно для більшості природних вод величина рН змінюється в межах 6,5—8,5. На величину рН води впливає підвищена концентрація гумусових кислот, забруднення водою стоками промислових підприємств і т.п.

Окислювання води. Наявність у природних водах органічних і деяких легкоокислюючих неорганічних домішок (сірководню, сульфідів, закисного заліза і ін.) обумовлює визначену величину окислення води. У зв'язку з тим, що окислювання поверхневих вод пояснюється головним чином наявністю органічних речовин, визначення окислювання, тобто кількості кисню, необхідного для окислювання домішок у даному обсязі води, є одним з непрямих методів визначення органічних речовин у воді.

Найменшою величиною окиснювання (2 мг/л, O₂) характеризуються артезіанські води. Окислювання ґрунтових вод залежить від глибини їхнього залягання. Ґрунтові незабруднені води мають окислюваність близьку до окислюваності артезіанських вод. Окислювання чистих озерних вод у середньому складає 5—8 мг/л кисню; у річковій воді воно коливається в широких межах, досягаючи до 60 мг/л і більш. Високою окислюваністю води відрізняються ріки, басейни яких розташовані в болотистих місцевостях. У болотних водах у деяких випадках вона досягає 400 мг/л.

Окислювання природних, особливо поверхневих вод, не є постійною величиною.

Раптове підвищення окислюваності води служить ознакою забруднення її побутовими стоками, тому величина окислюваності — важлива гігієнічна характеристика води.

Азотовмісні речовини (іони амонію, нітритні і нітратні іони) утворюються у воді в результаті розкладання білкових сполук, що попадають у неї майже завжди зі стічними побутовими водами, стоками коксобензолних, азотнотукових і інших заводів. Білкові речовини під дією мікроорганізмів піддаються розпаду, кінцевий продукт якого — аміак. Наявність останнього свідчить про забруднення води стічними водами.

Іноді у воді присутні іони амонію неорганічного походження, що утворюються в результаті відновлення нітратів і нітритів гумусовими речовинами, сірководнем, закисним залізом і т.д. Наявність у воді іонів NH₄⁺, що утворилися таким чином, не представляє небезпеки в санітарному відношенні.

Якщо поява у воді азотовмісних сполук відбувається в результаті гниття білкових речовин, то такі води непридатні для пиття.

Сухий залишок і втрата при прожарюванні. Про кількість солей, що містяться в природних

водах, можна судити по величині сухого залишку і втраті маси при прожарюванні. Сухий залишок, що утвориться при випарюванні визначеного обсягу води, попередньо профільтрованої через паперовий фільтр, складається з мінеральних солей і нелетучих органічних сполук. Органічна частина сухого залишку води визначається втратою його при прожарюванні.

Хлориди і сульфати. Завдяки великій розчинності хлористих солей іони хлору містяться майже у всіх водах. Так, розчинність NaCl складає 360, MgCl — 545 г/л. Великі кількості хлоридів можуть попадати у воду в результаті вимивання повареної солі чи інших хлористих сполук з дотичних з водою шарів порід, а також при попаданні в воду промислових і господарсько-побутових стоків. В останньому випадку поряд з підвищеним вмістом іонів хлору у воді спостерігається наявність аміаку, нітритів, підвищена окиснювальність і інші показники, що свідчать про забруднення.

Крім іонів Cl⁻ у природних водах часто зустрічаються іони SO₄²⁻. У ріках і прісних озерах вміст сульфат-іонів звичайно коливається в межах 60—100 мг/л. Сульфат-іони попадають у воду в основному при розчиненні осадових порід, до складу яких входить гіпс.

Лужність води. Під загальною лужністю води мається на увазі сума гідроксильних іонів, що містяться у воді, (OH⁻) і аніонів слабких кислот, наприклад вугільної (іонів HCO⁻, CO₃²⁻). Оскільки в більшості природних вод переважають вуглекислі сполуки, розрізняють звичайно лише бікарбонатну і карбонатну лужність. При деяких прийомах обробки води і при рН її вище 8,5 виникає гідратна лужність.

Лужні метали. З іонів лужних металів у воді найбільш поширені Na⁺ і K⁺, що попадають у воду в результаті розчинення корінних порід. Основним джерелом натрію в природних водах є поклади повареної солі. У природних водах натрію міститься більше, ніж калію. Це пояснюється кращим поглинанням останнього ґрунтами, а також великим витягом його з води рослинами.

Жорсткість води. Жорсткість природних вод обумовлюється наявністю в них солей кальцію і магнію. Іони Ca²⁺ надходять у воду при розчиненні вапняків під дією вуглекислоти, що міститься у воді



і при безпосередньому вилужуванні водою гіпсу.

Основним джерелом іонів магнію служать доломіти, що також розчиняються водою в присутності вуглекислоти



Хоча зазначені солі і не є особливо шкідливими для організму, наявність їх у воді у великих кількостях небажана, тому що вода стає непридатною для господарсько-побутових потреб і промислового водопостачання. У жорсткій воді погано розварюються овочі, перевитрачається мило при пранні білизни. Жорстка вода непридатна для живлення парових казанів; її не можна використовувати в багатьох галузях промисловості.

Загальна жорсткість води являє собою суму карбонатної (тимчасової) і некарбонатної (постійної) жорсткості.

Карбонатна жорсткість, пов'язана з присутністю у воді в основному бікарбонатів кальцію або магнію, майже цілком зникає при кип'ятінні води. Бікарбонати при цьому розпадаються з утворенням вуглекислоти; в осад випадають карбонати кальцію і гідроокис магнію.

Некарбонатна жорсткість обумовлюється присутністю кальцієвих і магнієвих солей сірчаної, соляної й азотної кислот і кип'ятінням не усувається.

Жорсткість води представляє суму еквівалентних концентрацій іонів Ca²⁺ і Mg²⁺ і виражається в міліграм-еквівалентах на 1 л. 1 мг-екв/л жорсткості відповідає 20,04 мг/л іонів Ca²⁺ чи 12,16 мг/л іонів Mg²⁺.

У закордонних країнах жорсткість води вимірюється різними одиницями. Так, німецький градус складає 10 мг СаО в 1 л води, англійський — 10 мг СаСО₃ у 0,7 л води, французький — 10 мг СаСО₃ у 1 л води, американський — 1 мг СаСО₃ у 1 л води.

Залізо і марганець. Залізо в природних водах може знаходитися у виді іонів двох- і тривалентного заліза, колоїдів (неорганічних — Fe(OH)₃, Fe(OH)₂, FeS і органічних), комплексних сполук (головним чином органічних комплексних сполук заліза) і тонкодисперсної суспензії Fe(OH)₃, Fe(OH)₂, FeS.

У поверхневих водах залізо міститься у виді органічних комплексних сполук, чи колоїдів тонкодисперсних суспензій. У підземних водах при відсутності розчиненого кисню залізо звичайне знаходиться у виді двовалентних солей. Форма, у якій присутні в природних водах залізо і марганець, залежить від величини рН і змісту кисню.

Сполуки кремнію. Кремній присутній у природних водах у виді мінеральних і органічних сполук. Вилужування силікатних порід збагачує природні води кремнієвою кислотою і її солями.

Наявність сполук кремнію в питній воді не шкідливо для здоров'я. Якщо ж вода використовується для живлення парових казанів високого тиску, вміст самої незначної кількості кремнієвої кислоти неприпустимо через утворення щільного силікатного осаду.

Сполуки фосфору. Фосфор зустрічається у воді у виді іонів орто-фосфорної кислоти або органічного комплексу, а також у виді зв'язаних часток органічного і мінерального походження. Сполуки фосфору містяться в природних водах у незначних кількостях, однак мають величезне значення для розвитку рослинного життя у водоймах.

Розчинені у воді гази. З розчинених у воді газів найбільш важливими для оцінки її якості є вуглекислота, кисень, сірководень, азот і метан. Вуглекислота, кисень і сірководень за певних умов додають воді корозійні властивості стосовно бетону і металів.

Вуглекислота зустрічається у великих чи менших кількостях у всіх природних водах. Підземні води збагачуються вуглекислотою за рахунок розкладання органічних сполук у воді і ґрунтах, а також внаслідок геохімічних процесів, що протікають у глибині.

В залежності від величини рН води вуглекислота зустрічається в ній у вільному (у виді вуглекислого газу СО₂) чи в зв'язаному стані (у виді бікарбонатів-іонів НСО₃⁻ і карбонат-іонів СО₃²⁻). При рН < 4,0 бікарбонат-іони у воді відсутні і вся вуглекислота знаходиться у виді вуглекислого газу. При рН 8,4 у воді містяться переважно іони НСО₃⁻, а при рН > 10,5 — тільки іони СО₃²⁻.

Агресивні властивості вуглекислоти пояснюються її здатністю взаємодіяти з карбонатними породами і переводити їх у розчинні у воді бікарбонати, а також при деякій зниженні рН середовища, у результаті чого підсилюється електрохімічна корозія деяких металів, наприклад заліза.

Дія вуглекислоти на бетон зводиться до розчинення вапна цементу, що значно послаблює міцність бетону. Видалення вапна порушує рівновагу і приводить до розкладання інших складових частин цементу, зокрема силікатів і алюмінатів кальцію. На цьому ж процесі основана і корозійна дія води, що містить вуглекислоту, стосовно металевих труб.

Вуглекислота не є корозійним агентом, що безпосередньо впливає на метал. Дія її полягає в розчиненні карбонатів складових частин іржавокарбонатних відкладень, що утворюються у водогінній мережі. У результаті цього процесу відбувається подальша корозія матеріалу труб і утворення нових відкладень; вода здобуває жовте чи червонувате забарвлення непримний смак і містить дрібні часточки сполук заліза.

Кисень може знаходитися в природних водах у різних концентраціях (0—14 мг/л), що визначається інтенсивністю протилежно спрямованих процесів, що впливають на вміст кисню у воді. Збагачення води киснем відбувається за рахунок розчинення його з повітря (відповідно до парціального тиску кисню і температурою води) і виділення водяною рослинністю в процесі фотосинтезу.

Окислювання деяких домішок води, гниття органічних залишків, життєдіяльності, подих організмів знижують вміст кисню у воді. Різне зменшення вмісту кисню у воді в порівнянні з нормальним

свідчить про її забруднення.

Кисень інтенсифікує процеси корозії металів, тому у водах, що використовуються для теплоенергетичних систем, кількість розчиненого кисню лімітується.

Сірководень попадає в природні води в результаті їхнього зіткнення з гниючими органічними залишками (сірководень органічного походження) або з деякими мінеральними солями (гіпсом, сірчанам колчеданом і ін.). Останні, відновлюючись і розкладаючись, виділяють сірководень (сірководень неорганічного походження).

Наявність у воді сірководню органічного походження свідчить про забруднення водойми. Звичайний вміст сірководню в природних водах не перевищує декількох десятків міліграмів на 1 л. У поверхневих джерелах присутність сірководню мало ймовірно, тому що він легко окислюється. Іноді сірководень зустрічається в придонних шарах поверхневих джерел.

У зв'язку з погіршенням органолептичних показників води, розвитком сіркобактерій і інтенсифікацією процесів корозії сірководень необхідно видаляти з води для господарсько-питного чи промислового водопостачання.

Азот попадає в природні води при поглинанні його з повітря, відновленні сполук азоту денітрифікуючими бактеріями, а також у результаті розкладання органічних залишків. Незважаючи на меншу в порівнянні з киснем розчинність азоту вміст останнього в природних водах більший завдяки більш високому парціальному тиску його в повітрі.

Метан утворюється у воді іноді в дуже значних кількостях при розкладанні мікробами клітковини рослинних залишків. Кількість метану в природній воді може досягати 30 мг/л.

Мікроелементи. Поряд з органічними і мінеральними домішками і забрудненнями, що знаходяться в природних водах у відносно великих кількостях, в останніх міститься ряд хімічних елементів у мізерних дозах (йод, бром, бор, фтор, селен, телур і ін.)

На відміну від інших домішок природних вод ці елементи майже не контролюються, хоча в даний час установлено, що вони дуже впливають на здоров'я людини.

Для нормальної життєдіяльності людського організму вміст перерахованих елементів у воді повинен знаходитися в строго визначених межах. При порушенні цих меж можуть виникати масові захворювання, названі геохімічними ендеміями. Наприклад, установлена добова потреба організму в йоді і фторі. Людина щодоби повинна споживати 0,06-0,10 мг йоду. Відсутність або недостаток його в питній воді і їжі порушує нормальну діяльність щитовидної залози і приводить до важкого захворювання - ендемічному зобу.

Вміст фтору в питній воді повинен знаходитися в межах 0,7- 1,5 мг/л. Недостатній чи надлишковий вміст його у воді однаково шкідливий і викликає руйнування зубів і зміни в кістах кістяка.

Радіоактивні елементи. До домішок природних вод відносяться і радіоактивні елементи. Радіоактивність в тій чи іншій мірі властива усім водам. Припустимою межею радіоактивності в звичайній питній воді вважається 10^{-8} - 10^{-9} мкКи/л. Радіоактивність деяких мінеральних вод досягає $2,8 \cdot 10^{-3}$ мкКи/л.

Отруйні речовини попадають у воду з промисловими відходами і каналізаційними стоками населених пунктів, а також при навмисному отруєнні водойми. Токсична концентрація таких речовин звичайно досягається вже при вмісті їх у кількості декількох міліграмів (рідко одного-двох десятків міліграмів) у 1 л води. До цієї групи речовин відносять свинець, цинк, мідь, миш'як і ін., а також органічні речовини, названі отруйними (ОВ).

Свинець, мідь і цинк попадає у воду, головним чином із промисловими стоками. Найбільш отруйним з цих металів є свинець, що накопичується в організмі і може викликати небезпечне отруєння.

Вода, що подається населенню, не повинна містити більш 0,1 мг/л свинцю, 3 мг/л міді і 5 мг/л цинку. Визначення вмісту цих металів потрібно лише в тих випадках, коли передбачається наявність їх у джерелі водопостачання.

Миш'як у дуже невеликих концентраціях може надходити у воду з ґрунтів, що містять його солі. У значних кількостях він був виявлений у деяких мінеральних водах. У відкриті водойми миш'як попадає зі стічними водами населених пунктів і промислових підприємств (від дубильних цехів шкіряних заводів, фарбувальних, ситцедруковних фабрик, металообробних заводів і т.д.).

Відомі отруйні речовини різної дії, однак, потрапляючи у воду, вони поведуться в основному як

загальноотруйні. На зараженість води отруйними речовинами можуть указувати деякі зовнішні ознаки і дані звичайних методів контролю, тому що наявність ОР викликає зміну багатьох показників води, наприклад рН, окислюваності, хлоропоглинання, вмісту хлоридів і розчиненого кисню, а також дані біологічних і бактеріологічних досліджень. Тому всі ці показники в умовах можливого отруєння води ОР повинні визначатися і фіксуватися систематично.

6.2. Порядок проведення роботи

Завдання:

Визначити загальний солевміст водопровідної води за допомогою TDS-метра, заміряти рН води.

Загальний солевміст визначаємо за допомогою TDS-метра.

рН вимірюємо за допомогою індикаторного паперу.

Отримані дані порівняти з ГОСТ 2874-82. “Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю” і зробити висновки про якість води. Результати оформити протоколом.

Контрольні питання:

1. Охарактеризуйте методи видалення з води розчинних домішок.
2. Що ви знаєте про видалення з води газоподібних домішок?
3. Поясніть принцип дії та сферу застосування флотаційних установок.
4. Які види жорсткості природних вод ви знаєте?

ПРАКТИЧНА РОБОТА №7.

Тема: Титриметричні методи аналізу природних вод.

7.1. Теоретична частина

Титриметричні методи аналізу засновані на вимірі кількості реагенту, витраченого на взаємодію з обумовленою речовиною в умовах досягнення еквівалентності.

Момент закінчення хімічної реакції фіксується за допомогою спеціальних речовин – індикаторів. Це органічні чи неорганічні сполуки, що у точці еквівалентності даної хімічної реакції змінюють яку-небудь властивість системи, забарвлення в залежності від рН середовища; міцність комплексних сполук, що утворюються; електрохімічні властивості і т.д. Вибір індикатора здійснюється за допомогою побудови кривої титрування і знаходження стрибка титрування, в інтервалі якого відбувається зміна властивостей індикатора.

У титриметрії розрізняють способи прямого і непрямого титрування. До останнього відносяться метод титрування по залишку (зворотного титрування) і метод заміщення.

У способі прямого титрування речовина, що визначається, безпосередньо реагує з робочим розчином. Про кількість речовини судять по точно вимірному об'єму титрованого (робочого) розчину в крапці еквівалентності.

У способі зворотного титрування (титрування по залишку) використовують робочий розчин – основний і допоміжний. Про кількість аналізованої речовини судять по кількості основного робочого розчину, витраченого на титрування залишку допоміжного розчину, який не прореагував з обумовленою речовиною.

У методі заміщення робочим розчином відтитровують один із продуктів взаємодії аналізованої речовини і реагенту, що вступає з ним у реакцію. Обчислення проводять по кількості робочого розчину, витраченого на титрування.

Розрахунки в титриметричному аналізі засновані на законі еквівалентів: усі речовини вступають у хімічну взаємодію один з одним у строго еквівалентних кількостях.

Титриметричні методи знайшли широке застосування в хімічному аналізі. Наприклад, йодометричним титруванням визначають розчинений кисень, загальний вміст сульфідів і сірководню.

Класичний приклад титриметричного методу – визначення жорсткості води. В основі методу лежить утворення комплексних сполук при взаємодії трилона Б з катіонами Mg^{2+} і Ca^{2+} . Проба води піддається титруванню розчином трилона Б необхідної концентрації, при цьому Ca^{2+} і Mg^{2+} зв'язуються з трилоном Б в міцні комплекси, добре розчинні у воді.

Трилон Б в водяному розчині є двохзаміщеною натрієвою сіллю етилендіамінтетраоцтової кислоти (ЕДТА).

Кінець реакції титрування визначається по зміні забарвлення індикатора в еквівалентній точці, що відповідає зв'язуванню в міцні комплекси всіх іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} .

7.2. Порядок проведення роботи

Для визначення жорсткості води використати тестовий набір хімікатів і виконати наступні вказівки:

- 1.1. Заповнити тестову пробірку до верху випробуваною водою.
- 1.2. Перелити вміст пробірки в колбу для титрування.
- 1.3. Додати 1 ложечку індикатора.
- 1.4. У колбу для титрування додавати розчин для титрування (розчин трилона Б - 0,015 М EDTA) по краплях, перемішуючи розчин. Коли колір зміниться від рожевого до блакитного зареєструвати число доданих крапель.

*Примітка: якщо одна крапля викликає зміну забарвлення до блакитного, загальна жорсткість буде менше, ніж 1 мг-екв/л.

- 1.5. Розрахувати жорсткість води по формулі: $n / 2,8$,

де n – число крапель розчину EDTA, що пішло на титрування.

2,8 – перерахунковий коефіцієнт для вираження жорсткості в мг-екв/л.

1.6. Порівняти отриманий результат з нормативними даними ДСТУ 2874-82 “Вода питна” і зробити відповідні висновки. Результати оформити протоколом.

Контрольні питання:

1. У чому відмінність прямого та зворотного способу титрування .
2. Область застосування титриметричного методу для аналізу води.
3. Поняття закону еквівалентів.
4. Яком чином визначається кінець реакції титрування.

ПРАКТИЧНА РОБОТА №8.

Тема: Методи знезаражування води

8.1. Теоретична частина

Всі методи, які використовуються для обеззараження води для питного водопостачання, поділяються на реагентні та безреагентні.

8.1.1. Реагентні методи

Хлорування води. Сучасна техніка дозволяє здійснювати хлорування води газоподібним хлором чи речовинами, що містять активний хлор: хлорним вапном, гіпохлоритами, хлорамінами, двоокисом хлору та ін. Під активним хлором мається на увазі хлор, здатний при рН 4 виділяти еквівалентну кількість йоду з водяних розчинів йодистого калію.

В усіх випадках витрата цих препаратів розраховується на активний хлор. Найбільш поширені на практиці для хлорування води газоподібний хлор, хлорне вапно, гіпохлорити і хлораміни.

Хлорування води є постійним заходом, що здійснюється на комунальних водопроводах і станціях по обробці технічних і стічних вод. Крім того, хлорування проводиться і як короткочасний чи періодичний захід, необхідний для дезінфекції ділянок, що вводяться в експлуатацію, водогінної мережі, фільтрів, резервуарів чистої води і т. і.

При уточненні методики хлорування необхідно врахувати призначення цього процесу, наявність і характер забруднень, що є у воді, можливі коливання в складі домішок води і специфічні особливості водоочистних споруджень.

Виходячи з різних цілей хлорування, існуючі методи обробки води хлором чи солями, що містять активний хлор, можна об'єднати до двох груп: постхлорування і прехлорування води.

Постхлорування може проводитися як невеликими (нормальне хлорування), так і підвищеними дозами (перехлорування); воно може застосовуватися і разом з іншими знезаражуючими речовинами (комбіноване хлорування).

Нормальне хлорування використовується при невеликому забрудненні води. При цьому дози хлору встановлюються так, щоб смакові якості води не знижувалися. Кількість залишкового хлору після 30-хвилинного контакту води з хлором не більше 0,5 мг/л.

Перехлорування застосовується тоді, коли нормальне хлорування не дає належного бактерицидного ефекту чи приводить до погіршення органолептичних показників якості води, наприклад, при наявності у воді фенолів. Перехлорування добре усуває неприємні присмаки, запахи, знищує бактерії, очищає воду від деяких отруйних речовин (ОР). Використання перехлорування при очищенні стічних і питних вод не тільки викликає загибель мікробів, але і приводить до руйнування деяких органічних речовин, якими харчуються бактерії.

Доза залишкового хлору при перехлоруванні звичайно встановлюється в межах 1-10 мг/л. Відомі випадки, коли перехлорування проводилося дозами 100 мг/л. Надлишок хлору, що перевищує припустиму у воді норму, усувається дехлоруванням. У випадку невеликого надлишку хлор виводиться аерируванням, а при великих надлишках застосовуються хімічні методи, наприклад обробка води тіосульфатом (гіпосульфатом), сульфідом натрію, бісульфатом натрію, аміаком, активованим вугіллям і сірчистим ангідридом.

Прехлорування води проводиться перед іншими методами її обробки. Його можна використовувати як хімічний засіб, що поліпшує деякі процеси її очищення (наприклад, коагулювання, відстоювання, фільтрування, знебарвлення), як ефективний спосіб її знезаражування при отруєнні деякими ОР і при значному бактеріальному забрудненні.

Звичайне прехлорування здійснюється великими дозами хлору, але на відміну від перехлорування воно не вимагає наступного дихлорування води, тому що надлишкова кількість хлору цілком видаляється при подальших процесах її обробки. Надлишковий хлор витрачається

на окислювання різних домішок води, сорбується пластівцями коагулянту, окислює організми, що розвиваються на поверхні й у товщі завантаження фільтрів і т. д.

Практичне використання процесу хлорування води в основному охоплює пре- і постхлорування. У практиці очищення вод нерідко застосовується подвійне хлорування (пре- і постхлорування). У цьому випадку до кожного з процесів висувають різні вимоги: первинне хлорування проводять для того, щоб підготувати воду до наступних етапів її очищення, кінцеве забезпечує необхідну концентрацію залишкового хлору у воді, що гарантує її належну санітарну якість.

При контролі знезаражування води хлором на водопроводах з підземними і поверхневими джерелами водопостачання концентрацію залишкового хлору визначають не рідше одного разу в годину.

Вміст залишкового хлору після резервуарів чистої води повинен бути в межах, зазначених у табл. 5.

Таблиця 5. Концентрація залишкового хлору

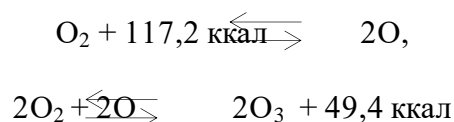
Хлор залишковий	Концентрація залишкового хлору, мг/дм ³	Необхідний час контакту хлору з водою, хв, не менше
Вільний	0,3-0,5	30
Зв'язаний	0,8-1,2	60

Примітка. При спільній присутності вільного і зв'язаного хлору, при концентрації вільного хлору більш 0,3 мг/дм³, контроль здійснюється за пунктом 1, при концентрації вільного хлору більш 0,3 мг/дм³, контроль здійснюється за пунктом 1, при концентрації вільного хлору менше 0,3 мг/дм³ – по п. 2.

В окремих випадках за вказівкою органів санітарно-епідеміологічної служби чи за узгодженням з ними допускається підвищення залишкового хлору у воді.

Знезаражування води озоном. Один з найбільш перспективних методів знезаражування води є обробка її озоном. Останній є аллотропічною модифікацією кисню (його молекула складається з трьох атомів кисню).

В основі промислового одержання озону лежить реакція розщеплення молекули кисню на атоми під дією електричних розрядів з наступним приєднанням до молекули одного атому кисню.



Електросинтез озону здійснюється в генераторі, що являє собою випромінювач, що складається з двох електродів, розділених діелектриком (боросилікатне скло) і повітряним прошарком. На практиці озон одержують у спеціальних апаратах-озонаторах, у яких повітря з визначеною швидкістю пропускається між двома провідними струм поверхнями.

Масовий вихід озону в грамах на 1 кВт-год електроенергії є найбільш показовим критерієм роботи озонатора. У сучасних установках промислового типу цей показник досягає 68 г при використанні повітря і 136 г у випадку застосування кисню. Витрата електроенергії на 1 кг озону дорівнює відповідно 14,7 і 7,35 кВт-год. Кількість озону, що утворюється, складає 0,5-2,0 мас. % повітря, що пропускається, тобто відповідає вмісту 5-20 г озону в 1 м³ озонованого повітря.

Дози озону і час його контакту з водою змінюються в досить широких межах і залежить від якості води й умов її обробки.

Передбачається, що механізм бактерицидного впливу озону полягає в руйнуванні ферментів бактерій, що приводить до порушення обміну речовин клітин і їхньої загибелі.

На різних бактеріях показано, що після критичної дози озону (0,4-0,5 мг/л) бактерицидна дія його виявляється більш різко і повно на відміну від хлору, знезаражуючий ефект якого при малих концентраціях монотонно зростає зі збільшенням дози реагенту. Знезаражуюча дія озону на патогенні мікроорганізми в 15-20, а на спорові форми бактерій – приблизно в 300-600 разів сильніша, ніж хлору. Встановлено, що збудник дитячого паралічу – вірус поліомієліту – гине під дією 0,45 мг/л озону через 2 хв, тоді як хлор дає той же ефект лише через 3 години при дозі 1 мг/л. При обробці води озоном спори і бацили гнійного запалення гинуть через 10 хв, збудники тифу і холери – через 2 хв.

Озон впливає також на життєдіяльність гідробіонтів – фіто- і зоопланктону. На ефект знезаражування води при озонуванні температура і рН середовища впливають менше, ніж при хлоруванні. Тому при озонуванні немає потреби переглядати критерій надійності знезаражування води, тобто вимагати збільшення чи зменшення колоїндексу водопровідної води, прийнятого за ДСТУ 2874-82.

Озонування приводять не тільки до знезаражування води, але і до поліпшення смаку і запаху, а також зниження забарвлення природних вод за рахунок окислювання і руйнування розчинених і зважених у ній органічних домішок. До останнього часу органічні домішки видалялися трьома методами: для знебарвлення води застосовували коагулювання; поліпшення смакових якостей досягалося обробкою активованим вугіллям; знезаражування здійснювалося хлором. Одночасне застосування їх на водопроводах ускладнювало технологічний процес обробки води, вимагало громіздких споруджень і не завжди забезпечувало необхідний ефект. У той же час за допомогою тільки озонування в ряді випадків досягалися ті ж результати, що і при використанні зазначених вище процесів.

Дослідження, проведені на дніпровській воді, що має високу кольоровість, показали, що після 10-20-хвилинного контакту, при витраті озону до 10 мг/л, відбувається глибоке знебарвлення води (рис. 1).

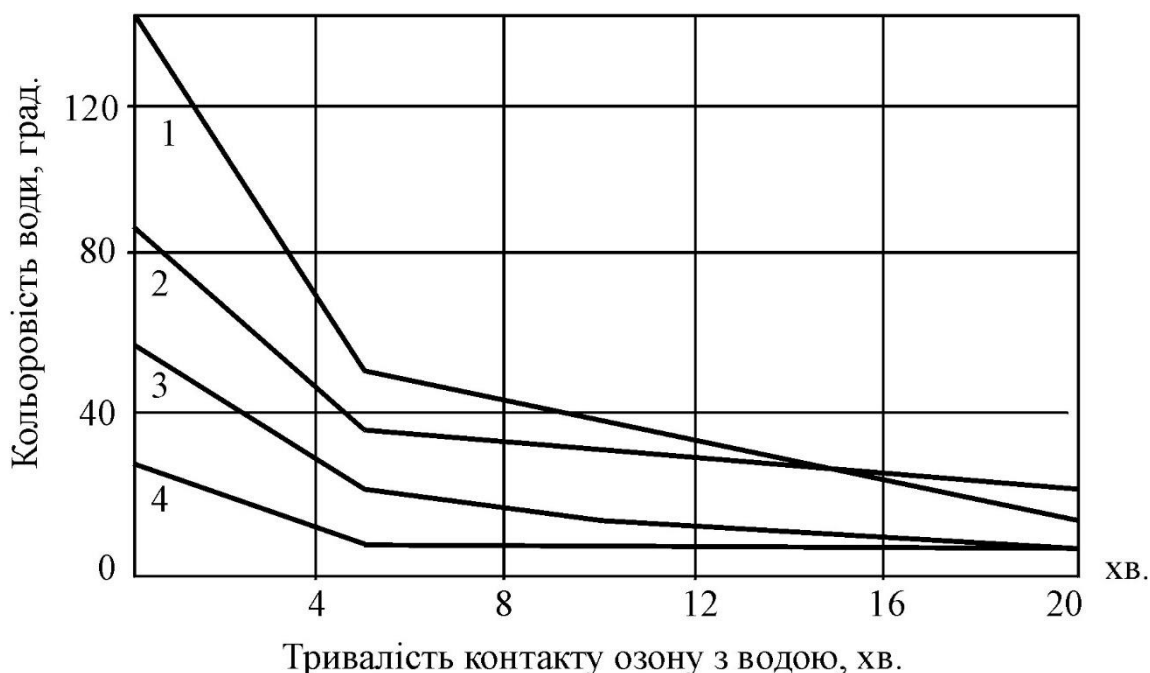


Рис. 1. Вплив тривалості контакту озону з водою на її кольоровість 140(1), 90(2), 58(3) і 30 град(4)

Озон доцільно вживати також для видалення з води заліза і марганцю, окислювання сульфідів, нітритів і сірководню. Відмінною рисою процесу є те, що при озонуванні в оброблювану воду не вводяться сторонні домішки, тому що непрореагований озон через короткий проміжок часу розпадається, перетворюючись в кисень. Дозування озону не вимагає особливої точності.

Знезаражування води іонами срібла. Срібло, навіть у найменших концентраціях, має здатність знищувати мікроорганізми. Нижня межа бактерицидної дії іонів срібла складає $2 \cdot 10^{-11}$ г-іон/л. Уже в далекій давнині знали про цілющі властивості води, що знаходиться в контакті з металевим сріблом. Ще в п'ятому столітті до н. е. Для тривалого збереження питної води використовували срібні посудини.

При вплив іонного срібла безпосередньо на бактерії єдиної думки не існує. Відомо, що бактерії, протоплазма яких має негативний електричний заряд, притягують до себе позитивно заряджені іони срібла. При зіткненні іонів срібла з бактеріями останні в результаті фізіологічного впливу на них іонів металу гинуть.

Оскільки бактерицидна дія срібла залежить від фізико-хімічних умов середовища, різними дослідниками отримані дещо різні дані при визначенні бактерицидних доз срібла. Так водянні розчини солей срібла вбивають бактерії колі в концентрації 10^9 осіб/л через 24 години при вмісті в розчині всього 0,04 мг/л іонів срібла. Це відношення величин здається дивним і, безумовно, відноситься до області інших подібних біотичних впливів малих кількостей речовин, наприклад гормонів, вітамінів, мікроелементів.

Домішки, що містяться у воді, негативно впливають тільки в тому випадку, якщо вони зв'язують іони срібла в малодисоційовані і важкорозчинні сполуки, що випадають в осад або відновлюють їх до металу.

Підвищення температури значно підсилює бактерицидну дію срібла. Дослідження, проведені на артезіанській воді, у котру була внесена культура бактерій колі, показали, що при нагріванні від 0°C до 10°C бактерицидна дія срібла підсилюється в чотири рази при 30-хвилинному контакті й у 200 разів – при 90-хвилинному. При температурі води 42°C повне знезаражування її досягається при тривалості контакту менше 30 хв. Різкий вплив зміни температури середовища на бактерицидний ефект срібла свідчить про значну роль, що належить хімічним процесам при обробці води сріблом.

Спроби практично використовувати бактерицидний ефект металів відносяться до 1907 р., коли вперше були поставлені досліди по знезаражуванню води шляхом занурення в неї пластинки з чистого металевого срібла. У 1917 р. Італійський дослідник Сесиль запропонував стерилізувати питну воду в посудинах, що містять срібний дріт. Дезінфекція води досягалася через 8 год. Застосовувані для стерилізації води срібні посудини діяли на мікроорганізми, що знаходилися у водопровідній воді, лише через 24 год.

Учені застосували для дезінфекції води срібло, нанесене на великі поверхні, - намисто, кільця Рашига, вугільний порошок, річковий пісок, марлю, вату та інші інертні речовини. Збільшення поверхні сприяло прискоренню переходу металу в розчин. Найкраще результати отримані С. В. Моїсеєвим, у дослідах якого посріблений пісок проводив бактерицидну дію при контакті з водою протягом 2-4 год.

Роботи з бактерицидної дії малих концентрацій солей срібла підтвердили необхідність тривалого часу контакту води з посрібленим піском при використанні останнього для дезінфекції.

Істотним недоліком цього методу є не тільки тривалість процесу збагачення води сріблом, але і неможливість керувати ним через те, що швидкість розчинення металу залежить від стану його поверхні, сольового складу, органічних домішок природної води і т. д. При одержанні срібної води таким методом не вдається дозувати срібло і здійснювати контроль над процесом.

Іншим способом обробки води сріблом є додавання до неї готових срібних препаратів (розчину нітрату срібла, аміачного розчину срібла – аммаргена П. Е. Єрмолаєва, таблеток олігодина та ін.).

Додавання аміаку підсилює бактерицидну дію хлориду срібла. Для знезаражування води в польових умовах рекомендується застосовувати рогове срібло, одержуване сплавкою хлористого срібла в тиглі при температурі 455°C . Такий сплав добре ріжеться ножем, дозується і розчиняється в розчині аміаку.

У випадку додавання готових препаратів забезпечується дозування срібла в будь-якій кількості, але самі речовини виявляються нестійкими: розкладаються на світлі і при їх

збереженні; відновлене срібло знижує бактерицидні властивості препарату. Тому застосовувати препарати срібла у вигляді таблеток часто важко і ненадійно.

Найбільш ефективним методом готування срібної води виявився електролітичний метод (збагачення води сріблом за допомогою електролізу), що широко застосовується останнім часом. Перші досліді по одержанню розчину срібла електролітичним методом проведені Кульским Л. А. У 1930 р.

При цьому встановлено, що найбільш ефективні умови одержання срібної води такі: відстань між срібними пластинками 5-12 мм, щільність струму 0,15-5,0 мА/см², напруга на електродах 3-12 В. Крім того, необхідні періодична зміна полярності електродів (через кожні 5 - 10 хв) і слабе перемішування рідини навколо електродів. Показано, що вихід срібла по струму в залежності від умов електролізу і сольового складу питної води змінюється в межах 50 -95 % (відповідно до закону Фарадея, 1 А-ч розчиняє 4, 023 г срібла).

Запропонований електролітичний метод, заснований на анодному розчиненні срібла, забезпечує швидке одержання бажаних концентрацій металу, дозволяє вести точне дозування і регулювання процесу за допомогою електровимірювальних приладів.

Срібна вода, що готується електролітичним розчиненням металевого срібла, володіє високими бактерицидними властивостями і з успіхом може застосовуватися для знезаражування, консервування питної води, продуктів харчування та ін. По своїй бактерицидній дії вона сильніша таких дезінфікуючих засобів, як хлор, карболова кислота (фенол) і т.і.

З усіх солей, що реагують з іонами срібла з утворенням нерозчинних сполук, у природних водах поширені лише хлориди і сульфати; сульфіді і фосфати зустрічаються дуже рідко. При великих кількостях Cl^- іонів у воді лише незначна частина срібла залишається у вигляді вільних іонів; зрозуміло, що швидкість знезаражування знижується.

Особливо ефективний метод знезаражування води іонами срібла при необхідності її тривалого збереження, тому що бактерицидна дія навіть невеликих доз срібла зберігається протягом багатьох місяців. Встановлено, що питна вода, оброблена електролітичними розчинами срібла й утримуюча 0,2-0,5 мг/л Ag^+ -іонів, залишається придатною для питва по бактеріологічних і фізико-хімічних показниках протягом п'яти-шести місяців і більше при збереженні в ємкостях з відповідних матеріалів.

Як внутрішні покриття ємкостей для тривалого збереження питної води, що містить іони срібла, рекомендуються силікатні емалі, лак ХС-74 і емаль ХС-710, що наносяться по ґрунту ХС-04, та інші пластичні матеріали, що не виділяють у воду шкідливих або пахнучих речовин: високоякісна цементна штукатурка, поверхні, пофарбовані цементним молоком, а також срібло і посріблені метали. Ємкості з дюралюмінію, сталі, оцинкованого заліза та інших металів, більш активних, ніж срібло, для довгострокового збереження питної води, що містить Ag^+ -іони, не придатні.

При електричному розчиненні срібла у воді великий вплив на процес справляють домішки води, що утворюють на поверхні електродів щільні, малорозчинні плівки чи змінюють електрохімічні реакції, що протікають на електродах. Наприклад, наявність у воді хлоридів приводить до утворення плівки хлориду срібла, що затруднює розчинення металу і знижує вихід срібла по струму. При концентрації іонів хлору до 60 мг/л вихід срібла по струму знижується на 60-65 %. Аналогічно хлоридам впливають сульфіді, фосфати і карбонати.

Електролітичному розчиненню срібла заважає наявність у воді значних концентрацій сульфідів через виділення на аноді кисню. Однак, якщо вміст сульфатів не перевищує 25-50 мг/л, що характерно для води багатьох рік, вихід срібла по струму складає приблизно 90%.

Вихід срібла по струму значною мірою залежить від режиму електролітичного розчинення. З підвищенням щільності струму вихід срібла знижується, тому що прискорюються побічні процеси на електродах. По цій же причині на розчинення срібла негативно впливає енергійне перемішування. Вихід срібла по струму значно підвищується при зменшенні щільності плівок на електродах, що досягається частою зміною полярності електродів. Крім того, він залежить від відстані між електродами, концентрації струму, температури розчину і т.д.

При промисловому використанні срібла з метою знезаражування води необхідно експериментально підібрати потрібну дозу срібла і встановити тривалість контакту його з водою.

Багато європейських фірм випускають апарати для приготування срібної води різної продуктивності, рекомендуючи їх для знезаражування води на невеликих водопроводах у тих місцях, де застосування хлору небажане і потрібне тривале збереження питної води (наприклад, на кораблях).

Створення вітчизняного апарату для обробки води сріблом – іонаторів марки ЛК – відноситься до тридцятих років.

В даний час виробляється серійний випуск іонаторів ЛК-28 напірного типу (ИЭМ-50), призначених для використання на судах морського флоту та іонаторів ЛК-30, призначених для плавальних басейнів, заводів безалкогольних напоїв і т.д. Дані іонаторі експортують у Пакистан, країни Африки та інші держави. У 1975 р. на основі конструкції іонатора ЛК-28 для Міністерства суднобудівної промисловості були розроблені типорозмірні іонатори ЛК-36 – ЛК-40, що відповідають різній ємності цистерн морських судів і їх технічному оснащенню. Керування цією апаратурою здійснюється як за допомогою автоматичних пристроїв, так і ручним способом.

Дослідне виробництво Інституту колоїдної хімії і хімії води АН УРСР також освоїло виготовлення іонаторів: переносного лабораторного ЛК-25, дорожніх ЛК-26, ЛК-27 і стаціонарного ЛК-30. На Сумському заводі електронних мікроскопів і на Мелітопольському компресорному заводі організований випуск іонаторів індивідуального користування (на першому – ЛК-26 і ЛК-27, на другому – ЛК-31 і ЛК-32).

Основні частини таких іонаторів – електродозуючий пристрій і срібні електроди. Електродозуючий пристрій складається з понижуючого трансформатора, випрямлювача, вольтметра постійного струму, міліамперметра чи амперметра, що вимірює силу струму і відповідну їй швидкість переходу срібла в розчин, регулятора сили струму, перемикача полярності електродів та інших приладів, що автоматизують процес.

Срібні електроди звичайно поміщають у посудину, через яку проходить вода, або монтуються в спеціальному електролізеру, що входить до складу іонатора. Найбільш ефективні умови одержання срібної води такі: відстань між срібними електродами 5-12 мм, напруга на електродах 3-12 В, періодична зміна полярності електродів через кожні 3-5 хв і слабе перемішування рідини навколо електродів.

За допомогою описаних іонаторів знезаражується вода в цехах виробництв, на судах, у плавальних басейнах і т.д. Концентровані розчини срібної води використовуються для дезінфекції артезіанських свердловин, колодязів, труб і тари в харчовій промисловості та медицині.

8.1. Безреагентні методи обеззараження води

Знезаражування води ультрафіолетовими променями. Давно відомо, що світло впливає на розвиток більшості бактерій. Ця властивість приписувалася всьому сонячному спектру і природа його протягом ряду років залишалася нез'ясованою.

Наприкінці ХІХ ст. російський вчений А. Н. Маклаков, вивчаючи вплив різних ділянок спектра, встановив бактерицидну дію ультрафіолетових променів з довжинами хвиль 2000-2950 А°, причому виявилось, що максимально ефективними є промені з довжиною хвилі 2600 А°. Результати його роботи свідчили про те, що усі види бактерій і спор гинули вже через кілька хвилин після опромінення.

Бактерицидні властивості ультрафіолетових променів пояснюються по-різному. Одні дослідники вказували на можливість утворення у воді під дією ультрафіолетових променів озону, інші приписували знезаражуючу дію утворенню перекису водню. В даний час найбільш ймовірною вважається гіпотеза, відповідно до якої ультрафіолетові промені, впливаючи на білкові колоїди протоплазми кліток, змінюють їхню структуру і дисперсність, що й обумовлює загибель самої клітки.

У результаті багатьох досліджень встановлено, що вода під дією ультрафіолетових променів протягом нетривалого часу цілком знезаражується. Через те, що фізичні і хімічні властивості опроміненої води не змінюються, остання виявляється зовсім нешкідливою. Знезаражуванню ультрафіолетовими променями найкраще піддавати очищену прозору воду, тому що зважені і колоїдні домішки розсіюють світло і перешкоджають проникненню ультрафіолетових променів у товщу води.

Як джерело цих променів застосовуються спеціальні ртутні лампи, принцип дії яких заснований на тому, що пари ртуті в розрядних трубках під впливом електричного струму дають сліпуче зеленувато-біле світло, багате ультрафіолетовими променями. Перша лампа була сконструйована в 1895 р., а досліди по знезаражуванню питної води почали проводитися в 1909 р. Спочатку оболонка ртутної лампи була виготовлена зі звичайного скла, але через те, що вона має здатність затримувати значну частину ультрафіолетових променів, його замінили кварцовим і увіолевим. В даний час застосовуються лампи двох типів: ртутно-кварцеві високого тиску й аргоно-ртутні низького тиску.

Ртутно-кварцеві лампи високого тиску (~400-800 мм рт. ст.) типу ПРК дають промені в широкому діапазоні хвиль інфрачервоної, видимої й ультрафіолетової областей спектра, у результаті чого вихід бактерицидної потужності не перевищує 5% споживаної електричної енергії. Електрична потужність лампи ПРК досягає 1000 Вт, тому бактерицидний ефект їх досить значний.

Аргоно-ртутні лампи низького тиску (3-4 мм рт. ст.) типу БУВ дають випромінювання, значна частина якого має довжину хвилі 2537 А°, що майже збігається з максимумом бактерицидної дії (2600 А°). Внаслідок цього вихід бактерицидної енергії збільшується в кілька разів і складає 11 %. Однак лампи типу БУВ виготовляються електричною потужністю 60 Вт і застосовуються лише в невеликих установках.

Існує два основних типи апаратів для опромінення: апарати з зануреними і незануреними джерелами випромінювання ультрафіолетових променів. Перші відрізняються високим коефіцієнтом використання потужності радіації, але конструктивно дуже складні, особливо при великій продуктивності.

Апарати з незануреними джерелами в конструктивному відношенні оформляються порівняно просто, але у випадку їхнього застосування непродуктивно витрачається частина бактерицидної потужності через розсіювання променів, поглинання їхніми відбивними поверхнями і т.д.

Знезаражування опроміненням не вимагає введення у воду хімічних реагентів, не змінює фізико-хімічних властивостей домішок і не впливає на смакові якості води. Однак застосування цього методу вимагає значних матеріальних витрат і характеризується відсутністю післядії, що обмежує його застосування, тому що не виключається небезпека повторного зараження води.

Знезараження води ультразвуковими хвилями. Ультразвуком називають механічні коливання, частота яких вище порогу чутливості вуха людини, тобто більш 20000 коливань у секунду (20 кгц і більш). Одна з особливостей ультразвуку – велика інтенсивність коливань – обумовлює його фізико-хімічну і біологічну дію.

Джерелом ультразвукових хвиль є пластинки з гірського кришталю чи кварцу, що володіють властивістю товщати або тоншати під дією змінного струму, генеруючи ультразвук тієї ж частоти, що має змінне поле. Товщина застосовуваних пластинок звичайно коливається від декількох міліметрів до 1 см. Хоча кристали інших речовин (наприклад, сегнетової солі) і здатні робити більш могутні ультразвукові коливання, ніж кварцові кристали, застосовуються вони рідше через малу міцність.

Ультразвукові коливання можуть бути отримані і магнітострикційним способом, що заснований на властивості металевого стрижня (нікелевого чи сталевого), який швидко намагніюється і розмагнічується (при цьому він періодично подовжується чи коротшає), видавати звук визначеної частоти. Даний метод рентабельніший п'єзоелектричного, але менш ефективний.

Біологічна дія ультразвукових хвиль відома давно. Помічали, що поблизу джерел ультразвуку дрібні риби і жаби гинули; великі клітки, особливо ниткоподібної форми, розривалися, у дрібних клітках руйнувалася протоплазма і хлоропласт; дріжджові клітки втрачали здатність розмножуватися; молоко ставало стерильним.

Єдиної теорії, що пояснює бактерицидну дію ультразвуку, дотепер не існує. Однак більшість дослідників дотримуються думки, що в ультразвуковому полі відбувається переважно механічне руйнування бактерій у результаті ультразвукової кавітації. Цю гіпотезу підтверджують дані електронної мікроскопії.

Для одержання ефекту знезаражування води, що відповідає вимогам ДСТ, необхідна інтенсивність ультразвуку 2 Вт/см^2 при частоті коливань 46000 за 1 с.

Теоретичні і науково-технічні основи використання ультразвуку для знезаражування води дотепер не розроблені. У зв'язку з цим виникають великі труднощі при визначенні оптимальної інтенсивності коливань і їхньої частоти, часу озвучування та інших технологічних параметрів процесу.

В даний час дослідження ультразвукових хвиль для використання їх у практиці водоочищення на вітчизняних водопроводах не вийшло зі стадії лабораторних дослідів. Літературі дані про промислове використання ультразвуку за кордоном носять патентний характер.

Орієнтовані підрахунки, проведені на підставі лабораторних даних, показали, що при використанні існуючих лампових генераторів магніострикційних вібраторів витрата електроенергії на знезаражування 1 м^3 води ультразвуком складає 2-2,5 квт-ч, що відповідає собівартості порядку 0,1 коп/м³.

Представлений матеріал підтверджує можливість застосування ультразвуку в технології очищення води, тому що він інтенсифікує процеси, що протікають при обробці води: осадження, коагуляцію, фільтрування, адсорбцію, окислювання органічних речовин. Біологічну дію ультразвуку можна використовувати як для знезаражування питної води, так і для локальної боротьби з водоростями і біологічним обростанням. Фізико-хімічну дію ультразвуку можна застосувати для активізації процесів коагуляції, дегазації і дезодорації води, прискорення процесів відстоювання суспензій, активізації процесів окислювання і розпаду неорганічних і органічних речовин, процесів адсорбції й абсорбції, а також для готування розчинів реагентів і змішування їх з оброблюваною водою.

Підвищення окисного ефекту в полі ультразвуку може виявитися корисним при обробці води, що містить гумінові речовини, аліфатичні спирти, залізо, марганець та ін. Ультразвук може виявитися перспективним при знешкодженні речовин і сполук, що попадають у воду з відходами хімічних і інших виробництв (канцерогенних, поверхнево-активних та ін.).

Вирішення питання про доцільність застосування ультразвуку у водопостачанні, вимагає подальших теоретичних і експериментальних досліджень для встановлення оптимальних параметрів ультразвукової обробки води при її очищенні від окремих хімічних сполук і біологічних забруднень і гігієнічної оцінки даного методу. Необхідно розвивати роботи зі створення могутніх і економічних ультразвукових установок, придатних для обробки великих обсягів води, а також проводити всебічне вивчення цього методу в напівпромислових масштабах з метою його техніко-економічної оцінки й удосконалювання.

Термічне знезаражування води. Термічний метод, звичайно застосовуваний для знезаражування невеликих кількостей води, використовується в санаторіях, лікарнях, на пароплавах, у потягах і т.д. Повне знезаражування води, тобто загибель усіх патогенних бактерій, що знаходяться в ній, досягається 5-10 хвилинним кип'ятінням. Для одержання кип'яченої води у великих кількостях користуються кип'ятильником системи «Вулкан», «Титан», Бессонова й ін.

Термічний ефект знезаражування води не знайшов застосування, навіть на малих водопроводах, через його дорожнечу, пов'язану з великими витратами палива і малою пропускну здатністю апаратів.

Інші безреагентні методи знезаражування води. До числа інших безреагентних методів знезаражування води, що, можливо, у майбутньому знайдуть застосування, відносяться обробка води Рентгенівськими променями, радіоактивним випромінюванням і струмом високої частоти, що мають бактерицидну дію. Однак дотепер ці методи досліджені мало, а про перспективність їх застосування можна буде судити лише після тривалого і детального вивчення.

У радіобіології розрізняють два основних типи випромінювань – довгохвильові, 2000-2950 А°, у які входять ультрафіолетові промені, і короткохвильові, особливо рентгенівські, з довжиною хвилі від 0,06 до 1000 А°. Перший тип випромінювання не глибоко проникає в тканині. Його бактерицидна дія була докладно розглянута вище.

Короткохвильові промені, глибоко проникаючи в тканини і клітки, викликають іонізацію і значне руйнування в них. Зміна електронної структури атомів порушує хімічні зв'язки, унаслідок чого руйнуються молекулярні структури клітки. Більше інших ушкоджуються ядерні елементи клітки, особливо носії генетичних властивостей – нуклеїнові кислоти. Цитоплазма також перетерплює різні порушення. Результати впливу на спадкоємні властивості кліток стійкі і необоротні.

Таким чином, іонізація в залежності від сили і ступеня опромінення може порушити передачу спадкоємних властивостей чи роботу ферментних систем, тобто змінити фізіологічний стан клітки чи викликати її загибель.

8.2 Порядок проведення роботи

Завдання: визначити вільний і загальний хлор у водопровідній воді експрес-методом за допомогою фотометра VVR

В основі фотометричних методів аналізу лежить залежність між інтенсивністю забарвлення розчину і концентрацією аналізованої речовини в розчині. Найчастіше іон, який потрібно визначити за допомогою відповідного реактиву, переводять у забарвлений комплекс. Причому інтенсивність забарвлення прямо пропорційна концентрації окрашеної сполуки. Вільний хлор окислюється реактивом DPD (N, N-диетил-р-фенилендіамін), утворюючи рожевий комплекс. Забарвлення прямо пропорційне концентрації вільного хлору.

Загальний хлор, сума вільного і зв'язаного хлору визначаються додаванням надлишку KI до зразка. Хлораміни (зв'язаний хлор) окислюють йодид до йоду. Отриманий йод еквівалентний по кількості зв'язаного хлору, взаємодіючи з DPD, теж дає комплекс рожевого кольору. Сумарний результат виражається в мг/л і є концентрацією вільного хлору в досліджуваному зразку.

Виміри робимо на фотометрі VVR. Це багатофункціональний інструмент, за допомогою якого можна вимірювати концентрації різних речовин у водяних розчинах. Для цього використовується набір світлофільтрів винятково для кожного елемента в інтервалі довжин хвиль 200-1100 нм.

У приладі розміщуємо світлофільтр для визначення хлору, після чого виставляємо прилад у "0" за допомогою спеціальної ампули. Прилад готовий до застосування.

Підготовка зразка води до виміру вільного хлору

1. Заповнити мірну склянку до поділки 25 мл водопровідною водою.
2. Помістити вакуум-ампулу в склянку з водою. Зламати верхівку ампули, зверху залишити пухирець повітря для перемішування. Перемішати вміст ампули. Витерти всю рідину на зовнішній поверхні ампули. Вигадати одну хвилину.
3. Помістити ампулу у фотометр VVR, сполучивши вертикальну лінію на ампулі з поділкою на приладі. На дисплеї висвітиться результат виміру концентрації вільного хлору у водопровідній воді в мг/л.

Підготовка зразка води до виміру загального хлору

1. Заповнити мірну склянку до поділки 25 мл водопровідною водою.
2. Додати 5 крапель А-2500 розчину активатора. Перемішати вміст склянки кінчиком ампули. Вигдати 1 хвилину.
3. Зламати кінчик ампули, перемішати вміст ампули. Вигдати 1 хвилину.
4. Помістити ампулу в прилад VVR і зняти показання з дисплея. Це буде концентрація загального хлору у водопровідній воді, виражена в мг/л.

Порівняти отримані результати з даними ДСТУ 2874-82 "Вода питна. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю".

Зробити висновки.

Контрольні питання:

1. Перерахуйте та дайте характеристику реагентним методам знезаражування води.
2. Перерахуйте та дайте характеристику безреагентним методам знезаражування води.
3. Розкажіть про принцип дії озонатора.
4. Розкажіть про принцип дії гіпохлоридної установки.
5. Які методи, на вашу думку, являються перспективними для знезаражування води?

ПРАКТИЧНА РОБОТА №9.

Тема: Дослідження параметрів зворотноосмотичної системи очищення водопровідної води

9.1. Теоретична частина

Для пояснення явища осмосу уявимо собі посудину, розділену напівпроникною мембраною. Одна частина посудини заповнена сольовим розчином, друга - чистою водою. Термін "напівпроникна" означає, що мембрана проникна для одних речовин і непроникна для других. В даному випадку мембрана проникна для води і непроникна для солі, тому вода може проходити через мембрану в обох напрямках, а сіль не може.

У відповідності із фундаментальним законом природи ця система буде прагнути досягти рівноваги, тобто досягти однакової концентрації солі з обох сторін мембрани. Єдиний можливий шлях встановлення рівноваги в даному випадку - вода повинна перейти із частини посудини з чистою водою в частину із сольовим розчином і розбавити його. В зв'язку із тим, що зворотний перетік відсутній, в частині посудини із чистою водою рівень рідини буде зменшуватись, а в частині із сольовим розчином - збільшуватись до тих пір, доки тиск водяного стовпа (надлишок над рівнем рідини в частині з чистою водою) зросте настільки, що сила його буде стримувати перетік води.

Тиск, при якому настає ця рівновага, називається осмотичним тиском.

Якщо в частині із сольовим розчином створити тиск, який перевищує осмотичний, то напрямок перетоку води зміниться, а внаслідок того, що мембрана непроникна для солі, в другу частину посудини буде перетікати тільки чиста вода. В цьому полягає принцип зворотного осмосу.

Зворотноосмотичні системи конструктивно виконуються таким чином, що потік вхідної води проходить паралельно до мембрани. При цьому частина потоку проходить крізь мембрану (чиста вода), а солі та різні забруднення концентруються в залишку і змиваються з поверхні мембрани цим же концентрованим потоком, який направляється у відходи.

Головними чинниками, що визначають параметри роботи зворотноосмотичної системи, є тиск, температура, концентрація солей у вхідній воді та ступінь вилучення чистої води із розчину.

Збільшення тиску вхідного потоку призводить до збільшення потоку чистої води, зменшення кількості концентрату і зменшення (до певного граничного рівня) солемісту продукту - чистої води.

Із збільшенням температури ростуть потоки продукту і концентрату.

Із збільшенням концентрації солей у вхідному потоці зменшується кількість продукту і ступінь вилучення солей із розчину.

Збільшення ступеня вилучення солей із розчину (за допомогою конструктивних або технологічних рішень) призводить до зменшення потоку продукту навіть до нуля, якщо концентрація солей перед мембраною досягне рівня, при якому осмотичний тиск зрівняється із тиском питної води.

Опис лабораторно-дослідної установки

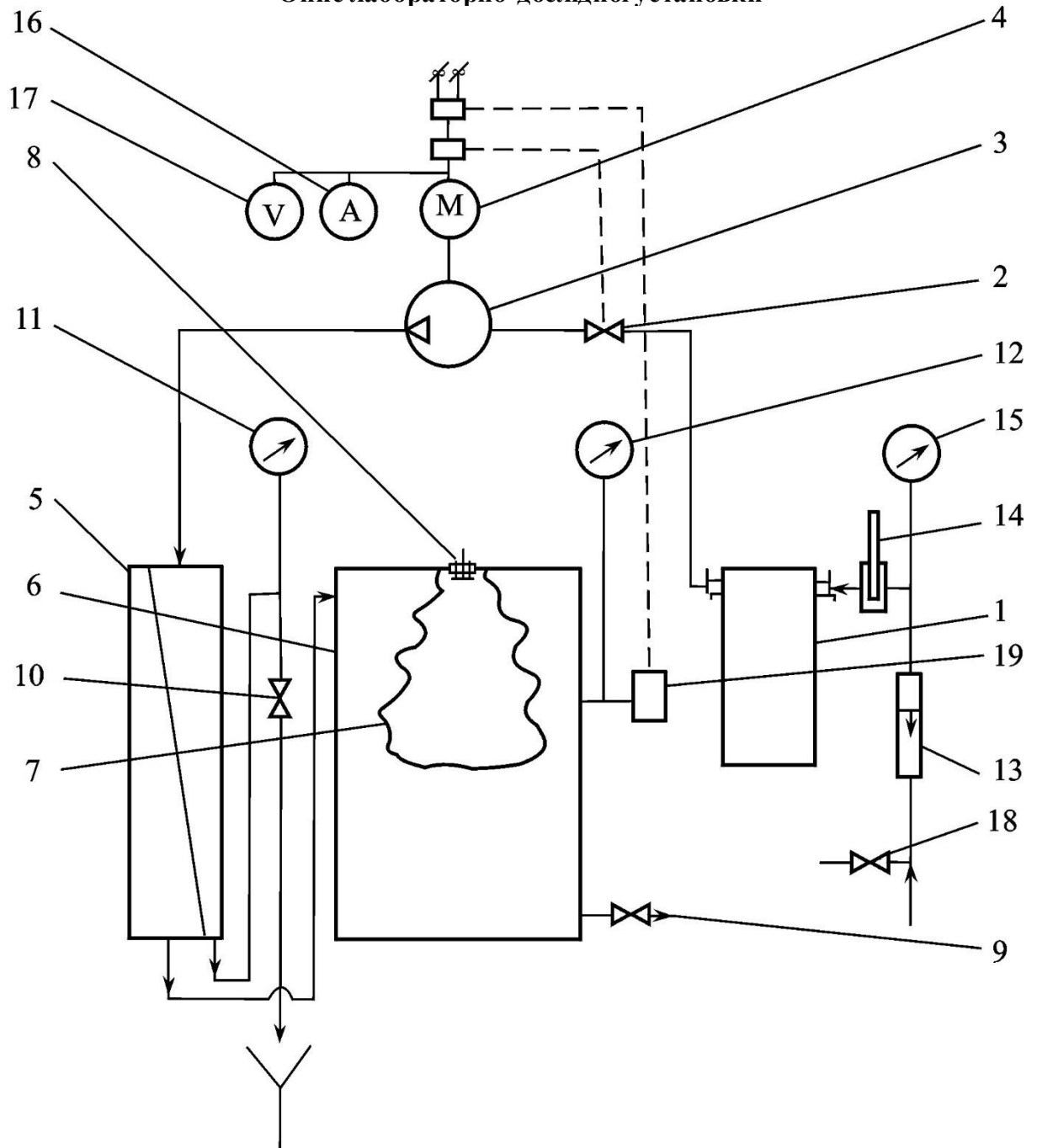


Рис. 1. Електрогідрравлічна схема стенду для дослідження зворотноосмотичної системи очищення водопровідної води. 1 - передфільтр; 2 - соленоїдний клапан; 3 - насос; 4 - електродвигун; 5 - мембрана; 6 - бак-накопичувач; 7 - гумовий мішок; 8 - ніпель; 9 - штуцер виходу очищеної води; 10 - регулюючий клапан; 11 - манометр; 12 - манометр; 13 - ротаметр; 14 - термометр; 15 - манометр; 16 - амперметр; 17 - вольтметр; 18 - клапан для відбору; 19 - реле тиску.

На рис. 1. наведена електрогідрравлічна схема зворотноосмотичної системи очищення водопровідної води. Вхідна вода подається на передфільтр 1, де відбувається первинна очистка її. Далі вода через соленоїдний клапан 2 поступає в насос 3, що приводиться в дію електродвигуном 4, звідки з підвищеним тиском подається на вхід зворотноосмотичної мембрани 5, де розділяється на два потоки: потік чистої води (продукт) і потік із підвищеною концентрацією солей (концентрат). Потік продукту направляється в бак-накопичувач 6 із

гумовим мішком 7 та ніпелем 8, звідки через штуцер 9 чиста вода роздається споживачам. Потік концентрату зливається через регулюючий клапан 10 в каналізацію. Тиск в лінії концентрату вимірюється манометром 11, а в баку-накопичувачі - манометром 12. Витрата вхідної води вимірюється ротаметром 13, температура і тиск вхідної води - термометром 14 і манометром 15 відповідно. Електричні параметри (струм і напруга) вимірюються амперметром 16 і вольтметром 17 відповідно. Клапан 18 призначено для відбору вхідної води для аналізу. Двохпозиційне реле тиску 19 призначено для включення електродвигуна при падінні тиску в баку-накопичувачі внаслідок падіння рівня води в ньому до деякого найменшого значення і виключення електродвигуна при підвищенні тиску внаслідок підвищення рівня води до деякого найбільшого значення, що таким чином забезпечує автоматичний режим роботи системи. Соленоїдний клапан 2 призначено для запобігання подачі води в систему при відключеному електродвигуні.

9.2. Порядок проведення роботи

Перед початком лабораторної роботи необхідно оглянути установку з метою визначення місць розміщення її окремих елементів.

Підготовка до проведення дослідження полягає в наступному:

- переконатися, що тиск в водопровідній мережі, звідки надходить вхідна вода, знаходиться в межах 2...5 бар;
- підготувати до функціонування блок вимірювання електричної потужності;
- установку відключити від мережі електроживлення;
 - блок вимірювання електричної потужності включити в мережу електроживлення;
- установку включити в мережу електроживлення через блок вимірювання електричної потужності.

Зробити відбір вхідної води в кількості 200 мл;

1) Зробити (бажано одночасно) заміри параметрів:

вхідної води:

- витрата $n_{рот}$, поділок (ротаметр 13);
- температура $t_{вх}$, °C (термометр 14);
- тиск $p_{вх}$, бар (манометр 15);

електроживлення:

- струм I , А (амперметр 16);
- напруга U , В (вольтметр 17)

концентрату:

- тиск $p_{кон}$, бар (манометр 11);
- витрата $G_{кон}$, л/год (мірна місткість, секундомір).

продукту:

- тиск $p_{пр}$, бар (манометр 12);

Результати вимірювань занести до таблиці 2.

3) Відкрити клапан 9 і зробити відбір. очищеної води в кількості 200 мл.

4). Обчислення результатів вимірювань.

Електрична потужність:

$$N = I \times U, (\text{Вт}).$$

Витрата вхідної води - визначається за графіком витрати рідини для ротаметра (рис.2).

$$G_{вх} = f (n_{рот}) (\text{л/год})$$

де $n_{рот}$ - кількість поділок на шкалі ротаметра.

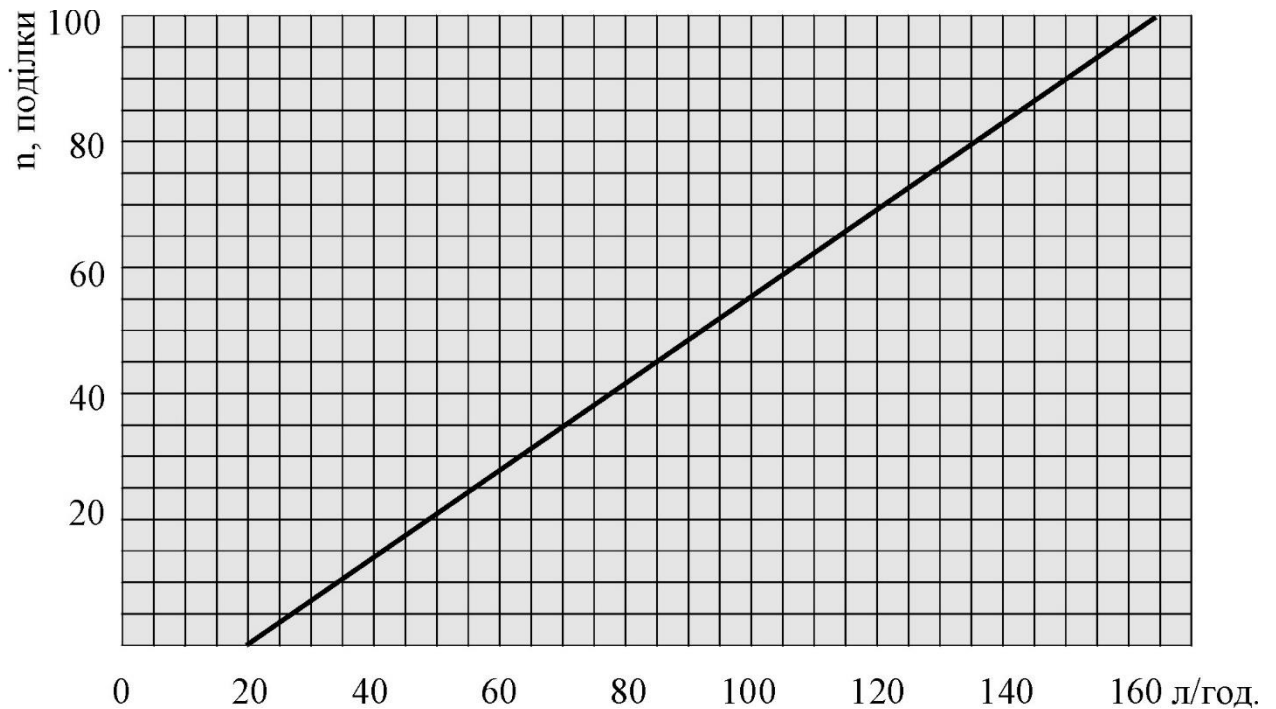


Рис. 2. Витрати води в л/год. з нормованою погрішністю визначаються по калібровочному графіку для ротаметру РМ 0,16 ЖУЗ

Витрата продукту (продуктивність системи по чистій воді)

$$G_{\text{пр}} = G_{\text{вх}} - G_{\text{кон}} \quad (\text{л/год})$$

Степінь вилучення чистої води

$$K = (G_{\text{пр}}/G_{\text{вх}})100, (\%).$$

Питома витрата енергії

$$W = N/G_{\text{пр}}, (\text{Вт.год/л}).$$

Приведена продуктивність системи при номінальній температурі

$$G_{\text{прт}} = G_{\text{пр}} \cdot k, (\text{л/год}),$$

де k - корегуючий коефіцієнт, визначається за таблицею 1. Продуктивність системи у порівнянні із номінальною

$$\varphi = (G_{\text{прт}} / G_{\text{ном}}) 100, \%$$

де $G_{\text{ном}}$ - номінальна (паспортна) продуктивність, дорівнює 39 л/год.

Результати обчислень занести до таблиці 6.

Аналіз вхідної води, концентрату та продукту (очищеної води) здійснюється на загальний солеміст за допомогою прилада TDS-метра.

Розрахувати степінь вилучення солей із вхідної води за формулою:

$$c = ((c_{вх} - c_{пр}) / c_{вх}) 100, \%$$

Таблиця 1. Корегуючий коефіцієнт продуктивності системи в залежності від температури води.

Температура вихідної води $t_{вх} (^{\circ}C)$	Корегуючий коефіцієнт k
4	0.47
6	0.49
7	0.52
8	0.54
9	0.56
10	0.58
11	0.61
12	0.64
13	0.66
14	0.69
16	0.72
17	0.75
18	0.76
19	0.81
20	0.84
21	0.88
22	0.91
23	0.94
24	1.00
25	1.02
26	1.05
28	1.09
29	1.12
30	1.16

Таблиця 2. Результати дослідження параметрів зворотноосмотичної системи очищення водопровідної води.

рот оділ.	вих	вих	вих	m	кон	кон	пр	пр	m.2	прт
		C	ар		ар	од	ар	ар		/год

Результати вимірювань та обчислень оформити протоколом.

Контрольні питання:

1. Пояснити явище осмосу.

2. Пояснити принцип зворотного осмосу.
3. Які чинники впливають на продуктивність роботи зворотно-осмотичних систем?
4. Поясніть необхідність використання попередніх фільтрів в установках зворотного осмосу.

ПРАКТИЧНА РОБОТА №10.

Тема: Дослідження параметрів зворотноосмотичної системи опріснення морської води
10.1. Теоретична частина

На рисунку 1 наведена електрогідравлічна схема зворотно-осмотичної системи опріснення морської та засоленої води. Вхідний водний розчин солі із місткості 1 подається на передфільтр 2, де відбувається первинна очистка його. Далі розчин поступає в поршневий насос 3, що приводиться в дію електродвигуном 4, звідки з підвищеним тиском подається на вхід зворотноосмотичної мембрани 5, де розділяється на два потоки. Потік обезсоленої води (продукт) витікає через штуцер 6. Потік розчину із підвищеною концентрацією солей (концентрат) витікає через штуцер 7, і через регулюючий клапан 8. Через те, що система призначена для проведення лабораторних робіт, потоки продукту і концентрату через зливні шланги 9 і 10 знову зливаються в місткість для вхідного розчину 1.

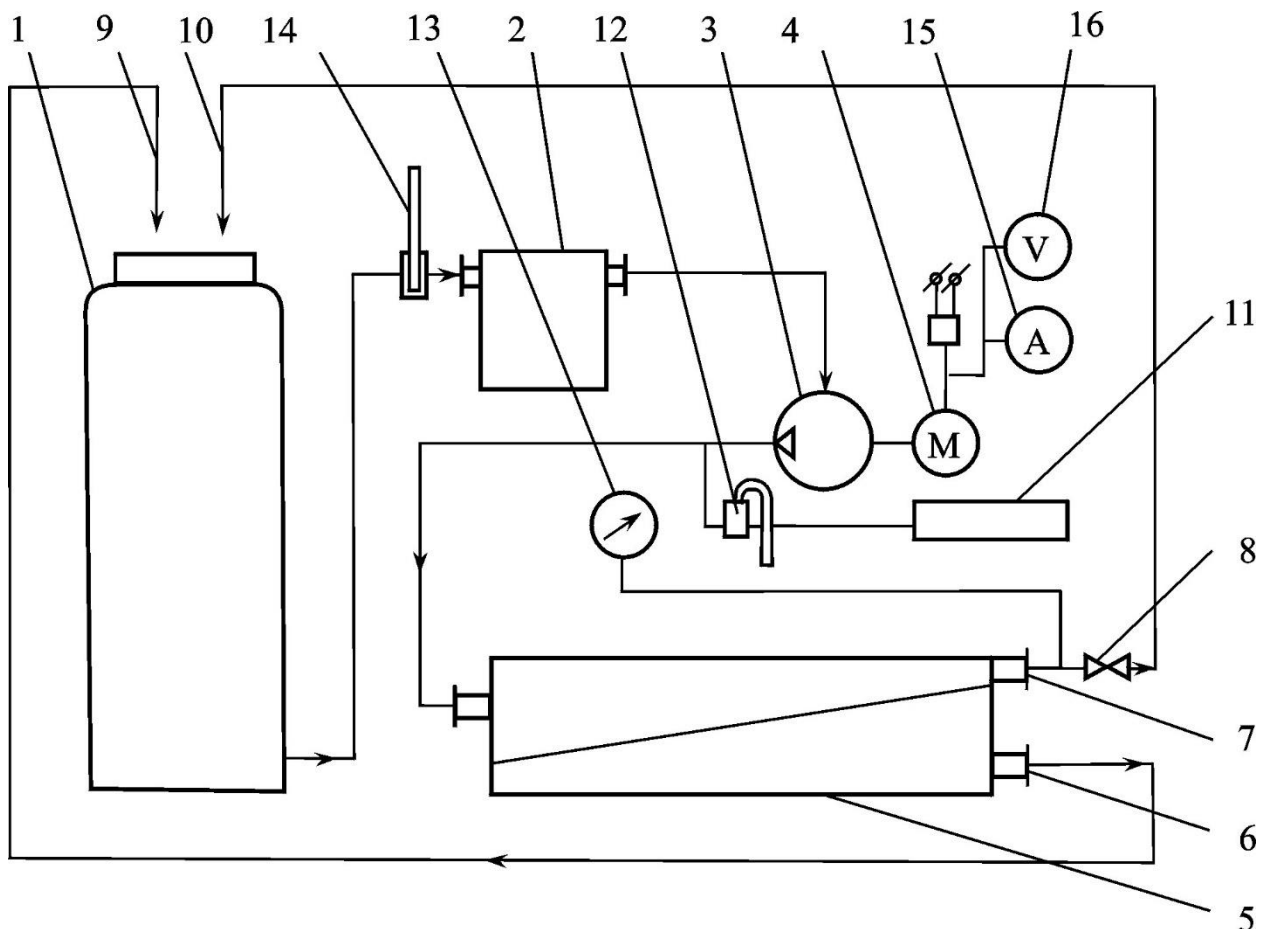


Рис. 1. Електрогідравлічна схема стенду для дослідження зворотноосмотичної системи опріснення засоленої води.

1 - місткість для вхідного розчину; 2 - передфільтр; 3 - насос; 4 - електродвигун; 5 - мембрана; 6 - штуцер виходу продукту; 7 - штуцер виходу концентрату; 8 - регулюючий клапан; 9 - шланг зливу продукту; 10 - шланг зливу концентрату; 11 - демпферна місткість; 12 - запобіжний клапан із зливною трубкою; 13 - манометр; 14 - термометр; 15 - амперметр; 16 - вольтметр.

Для згладжування пульсацій тиску, які виникають при роботі поршневого насоса, в з'єднувальну лінію між насосом і мембраною включено демпферну місткість 11. На лінії з'єднання насоса і демпферної місткості встановлено запобіжний клапан 12 із зливною трубкою. Тиск в лінії концентрату вимірюється манометром 13, температура рідини в системі вимірюється термометром 14, параметри електроживлення вимірюються

амперметром 15 та вольтметром 16.

10.2. Порядок проведення роботи

1. Зовнішній огляд установки.

Після вивчення теоретичних відомостей перед початком лабораторної роботи необхідно оглянути установку з метою порівняння її зовнішнього вигляду із схемою на рис. 1 та визначення місць розміщення елементів схеми на установці.

2. Підготовка до проведення дослідження.

- приготувати 10 л водного розчину солі NaCl із концентрацією $C_{вх} = 1\%$ або 10000 мг/л (10 г солі на 1 л води);

- залити розчин солі в місткість для вхідної рідини;

- підготувати до функціонування блок вимірювання електричної потужності;

- включити установку в мережу електроживлення через блок вимірювання електричної потужності.

3. Операції при проведенні досліджень.

1) За допомогою клапану 8 встановити за показанням манометра 13 тиск на мембрану $P = 30$ бар (435 psi);

2) Через 4...5 хв. зробити (бажано одночасно) заміри параметрів:

- температури t , °C (термометр 12);

- тиску p , бар (psi) (манометр 13);

- електричного струму I , А (амперметр 15);

- електричної напруги U , В (вольтметр 16);

- витрати продукту $G_{пр}$ і концентрату $G_{кон}$, л/год, для чого вийняти зливні шланги 9 і 10 із місткості для вхідного розчину 1 і провести заміри за допомогою секундоміра та мірної місткості;

- вміст солі в продукті $C_{пр}$, мг/л, для чого зробити відбір продукту із зливного шлангу 9 і провести вимір за допомогою TDS-метра.

Результати вимірювань занести до таблиці ,

3) Послідовно, змінюючи за допомогою клапану 8 тиск на мембрану, встановити $P = 40$ бар (580 psi), 50 бар (725 psi) і 60 бар (870 psi) та при кожному із значень тиску провести виміри параметрів за п.2).

4) Збільшити послідовно концентрацію солі в місткості із вхідним розчином до $C_{вх} = 15000, 20000, 30000$ мг/л, для чого всипати додатково в місткість відповідно 50, 50 і 100 г солі і розчинити її, перемішуючи рідину. Для кожного із нових значень концентрації вхідного розчину виконати всі заходи за пп. 1)...3).

4. Обчислення результатів вимірювань:

Витрата вхідного розчину

$$G_{вх} = G_{пр} + G_{кон}, \text{ (л/год).}$$

Електрична потужність

$$N = I \times U, \text{ (Вт).}$$

Питома витрата енергії

$$W = N / C_{пр}, \text{ (Вт/год/л).}$$

Степінь вилучення чистої води

$$K = (G_{\text{пр}}/G_{\text{вх}}) 100, (\%).$$

Степінь вилучення солей

$$C = ((C_{\text{вх}} - C_{\text{пр}}) / C_{\text{вх}}) 100, (\%).$$

Результати обчислень занести до таблиці.

Таблиця. Результати досліджень зворотноосмотичної системи опріснення морської води.

№	$C_{\text{вх}}$ МГ/Л	$C_{\text{пр}}$ МГ/Л	t, °C	P, бар	I, А	U, В	$G_{\text{вх}}$, Л/ГОД	$G_{\text{кон}}$, Л/ГОД	$G_{\text{пр}}$, Л/ГОД	N, Вт	W, %	K, %	C, %

5. Аналіз результатів

За даними таблиці побудувати графіки залежності:

$$W = f(p; C_{\text{вх}}),$$

$$K = f(p; C_{\text{вх}})$$

і провести аналіз впливу початкової концентрації солі у вхідному розчині на головні параметри зворотноосмотичної системи опріснення засоленої води. Аналіз результатів оформити протоколом.

Контрольні питання:

1. Пояснити принцип роботи установки для опріснення морської води.
2. Які параметри впливають на роботу цієї установки?
3. Пояснити відмінність зворотно-осмотичних систем опріснення морської води і систем доочистки води централізованого водопостачання.

ПРАКТИЧНА РОБОТА №11

Тема: Визначення ефективності роботи установок по фінішній очистці водопровідної води (за критеріями загального солевмісту та жорсткості)

11.1. Теоретична частина

Однією з найбільш важливих проблем являється пом'якшення і очистка жорсткої води як для використання питної води, так і в промисловості.

Жорсткість води зумовлена присутністю іонів Ca^{2+} і Mg^{2+} , що присутні у всіх мінералізованих водах. Їх джерелом є природні поклади вапняків, гіпсу та доломіту. Загальна жорсткість води являє собою суму карбонатної (тимчасової) і некарбонатні (постійної) жорсткості.

Карбонатна жорсткість обумовлена присутністю у воді в основному гідрокарбонатів кальцію і магнію, вона майже повністю усувається при кип'ятінні води. Гідрокарбонати при цьому розпадаються з утворенням вугільної кислоти; в осад випадає карбонат кальцію і магнію гідроксид.

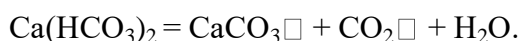
Некарбонатна жорсткість обумовлена присутністю кальцієвих і магнієвих солей сірчаної, соляної та азотної кислот і при кип'ятінні не усувається. Хоча іони Ca^{2+} і Mg^{2+} і не приносять особливої шкоди живим організмам, однак наявність їх у воді у великій кількості призводить до того, що така вода непридатна для господарських потреб. У жорсткій воді збільшується витрата мила при пранні білизни, повільно розварюються м'ясо і овочі.

Жорстка вода непридатна і для систем оборотного водопостачання, для живлення парових котлів.

Для питної води вводиться допуск по жорсткості до 7 мг-екв/л.

Термічний метод пом'якшення води

Пом'якшення води термічним методом (нагріванням) оснований на зміщенні вуглекислої рівноваги в сторону утворення карбонату кальцію:



Рівновага зміщується за рахунок пониження розчинності CO_2 , визваного підвищенням температури і тиску. Кип'ятінням можна повністю видалити CO_2 і тим самим набагато знизити карбонатну кальцієву жорсткість. Але повністю видалити її не вдається, оскільки карбонат кальцію, хоч і небагато (13 мг/л при 18⁰С), але все ж таки розчинний у воді.

Реагентні методи пом'якшення води

Реагентні методи пом'якшення води основані на обробці її реагентами, аніони яких утворюють з катіонами Ca^{2+} і Mg^{2+} малорозчинні сполуки: CaCO_3 , $\text{Mg}(\text{OH})_2$, $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ і ін. з наступним їх відокремленням в освітлювачах і освітлювальних фільтрах. Для пом'якшення води застосовують такі реагенти: вапно, кальциновану соду, гідроксиди натрію, барію та інші речовини.

Термохімічний метод пом'якшення води

Термохімічним методом пом'якшують воду при температурі вище 100⁰С. Більш інтенсивному пом'якшенню води при її підігріві сприяє утворення важких, великих часток осаду і швидшому його осаджуванню внаслідок зниження в'язкості води при нагрівання. Витрати вапна зменшуються, так як вільний CO_2 видаляється при підігріві води до введення реагентів.

Термохімічний метод може застосовуватися з додаванням і без додавання коагулянтів, оскільки осад має велику щільність.

Магнітна обробка води

Останнім часом у вітчизняній та зарубіжній літературі появились повідомлення про успішне застосування магнітної обробки з ціллю інтенсифікації процесів очистки води, для боротьби з накипоутвореннями і інкрустацією.

Механізм впливу магнітного поля на воду і її домішки остаточно не в'яснено, однак висловлені гіпотези, які Е.Ф. Тебеніхінім і Б.Т. Гусевим класифіковані на три групи:

перша, об'єднуюча більшість гіпотез, пояснює дію магнітного поля його впливом на іони солей, що присутні у воді (під впливом магнітного поля проходить поляризація і деформація іонів, що супроводжується зменшенням їх гідратації, що підвищує вірогідність їх зближення і в кінцевому результаті утворення центрів кристалізації);

друга припускає дію магнітного поля на домішки води, що знаходяться в колоїдному стані;

третья група об'єднує подання про можливий вплив магнітного поля на структуру води (цей вплив, з однієї сторони, може визвати зміни в агрегації молекул води, а з другої – порушити орієнтацію ядерних спинів водню у молекулах H_2O).

Найширше метод магнітної обробки води застосовують для боротьби з накипоутвореннями.

Принцип методу полягає в тому, що при перетині водою магнітних силових ліній накипоутворювачі виділяються не на поверхні, а в масі води. Утворені при цьому крихкі осади (шлам) можна видаляти при продувці. Метод ефективний не для всіх вод. У більшості випадків позитивні результати одержуються при обробці вод кальцієво-карбонатного класу, які складають біля 80% вод усіх водойм нашої держави (85% її території). Магнітна обробка води одержала широке застосування у боротьбі з накипоутвореннями в конденсаторах парових турбін, у парогенераторах низького тиску і малої продуктивності, в теплових мережах і мережах гарячого водопостачання, в різній теплообмінній апаратурі, де використання більш досконалих методів обробки води економічно не вигідно.

У порівнянні з пом'якшенням води методами осадження з застосуванням реагентів, термохімічними методами і методами катіонного обміну основними перевагами магнітної обробки води є простота, дешевизна, безпека і майже повна відсутність експлуатаційних витрат.

Магнітна обробка природних вод або розчинів солей приводить до зменшення інтенсивності накипоутворень на поверхні нагрівання тільки при умові перенасичення їх як карбонатом, так і сульфатом кальція в момент дії магнітного поля і при умові, що концентрація вільного CO_2 менша його рівновеликій концентрації.

Протинакипний ефект магнітної обробки води E визначають за формулою:

$$E = \frac{M_n - M_o}{M_n} \cdot 100 \%,$$

де M_n і M_o – маси накипу, що утворюються на поверхні нагрівання при кипінні в однакових умовах однієї і тієї ж кількості відповідно неомагніченої і омагніченої води, г.

Протинакипний ефект залежить від складу води, напруги магнітного поля, швидкості потоку води, довготривалості перебування води в магнітному полі та від інших факторів.

У практиці водообробки застосовуються магнітні апарати з постійними сталевими або ферито-барієвими магнітами і електромагнітами. Апарати з постійними магнітами простіші у виготовленні і не потребують живлення від електромережі. В апаратах з електромагнітом на сердечник (кern) намотуються котушки дроту, що утворюють магнітне поле. Процес роботи апаратів може супроводжуватись забрудненням зазору механічними домішками, головним чином феромагнітними. Апарати з постійними магнітами необхідно періодично вимикати з роботи, розбирати і чистити. Оксиди заліза з електромагнітами видаляють, вимкнувши їх з мережі.

Схема апарату магнітної обробки води АМОВ-5-1 застосовується для запобігання

утворенню накипу на внутрішніх поверхнях котлів сільськогосподарського призначення, приведена на рис. 1.

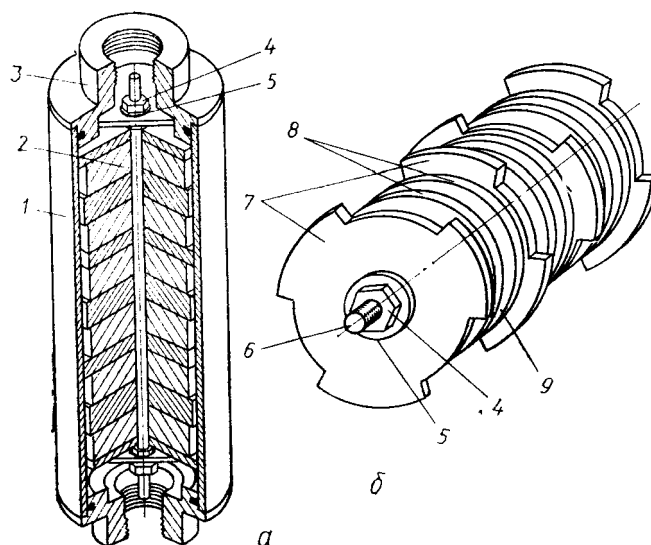


Рис. 1. Загальний вигляд (а) і магнітна система (б) апарату з постійними магнітами:

1 – корпус; 2 – магнітна система; 3 – кришка; 4 – гайка; 5 – шайба;
6 – шпилька; 7 – магнітодріт; 8 – магніт; 9 – полюсний наконечник.

Апарат призначений для омагнічування води, що має загальну жорсткість до 8 мг-екв./л (з перевагою карбонатної), де кисню до 3 мг/л, заліза до 0,3 мг/л і температура не більша за 80°C.

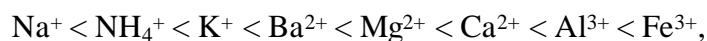
Під дією магнітного поля накипоутворювачі змінюють свою структуру, у потоці води появляються центри кристалізації і утворюється високодисперсний кристалічний шлам, що не відкладається на стінках, а випадає в осад при дальнішому нагріванні або кип'ятінні води в котлах.

Пом'якшення води катіонуванням

Суть іонного обміну основана на здатності іонообмінних матеріалів або іонітів поглинати з розчину електроліта катіони в обмін на еквівалентну кількість іонів іоніту.

Процес обробки води методом іонного обміну, в результаті якого проходить обмін катіонів, називається катіонуванням.

Швидкість іонного обміну залежить від валентності іонів, їх заряду, ступеня гідратації, ефективного радіуса іона та ін. По величині динамічної активності енергію входження різних катіонів у катіоніт можна охарактеризувати для однакових умов таким рядом:



тобто чим більший заряд катіонів, тим більша їх енергія входження в катіоніт. Ця закономірність змінюється при збільшенні концентрації катіонів (наприклад, при пропусканні через катіоніт концентрованого розчину кухонної солі).

Для катіонів однакової валентності енергія входження в катіоніт залежить від ступеня їх гідратації; енергія входження H^+ у 17 разів більша, ніж у Na^+ , і в 4 рази більша, ніж у Ca^{2+} .

Швидкість іонного обміну залежить від швидкості їх дифузії до поверхні розділу катіоніт – вода і визначається структурою катіоніту. При компактній структурі катіоніту обмін проходить швидко і в основному на зовнішніх поверхнях – екстреміцелярний обмін, але при цьому не повністю використовується сорбційна ємність катіоніту.

У разі пористої структури катіоніту, коли розміри капілярних каналів більші за діаметр

гідратованих іонів, обмін відбувається на внутрішніх поверхнях – інтерміцелярний обмін. Швидкість його трохи менша, а обмінна ємність катіоніту більша. Швидкість обміну іонів у катіонітах і досягання повної рівноваги надто великі.

Кожний катіоніт володіє певною обмінною ємністю, яка виражається кількістю катіонів, які катіоніт може обміняти протягом циклу фільтрування.

У технології очистки води обмінну ємність катіоніту виражають у грам-еквівалентах затриманих катіонів на 1 м³ катіоніту, що знаходиться в набряклому стані після перебування у воді, тобто в такому стані, в якому катіоніт знаходиться у фільтрі.

Розрізняють повну і робочу обмінну ємність катіоніту.

Повною обмінною ємністю катіоніта називається та кількість грам-еквівалентів катіонітів, яка затримує 1 м³ катіоніту, що знаходиться у робочому стані, до того моменту, коли жорсткість фільтрату порівнюється з жорсткістю початкової води.

Робочою обмінною ємністю катіоніта називається та кількість грам-еквівалентів катіонітів, яка затримує 1 м³ катіоніту, до моменту "проскоку" катіонів у фільтрат.

Обмінна ємність, що відноситься до всього об'єму катіоніту, погруженого у фільтр, називається **ємністю поглинання фільтра**.

Катіоніти за складом бувають **мінеральними і органічними**, які в свою чергу, поділяються на катіоніти **натурального і штучного походження** (див. схему на рис.2).

Мінеральні катіоніти натурального походження характеризуються відносно малою обмінною ємністю і недостатньою стійкістю, що привело до їх поступової заміни штучними катіонітами.

У технології очистки води в основному застосовують органічні катіоніти штучного походження.

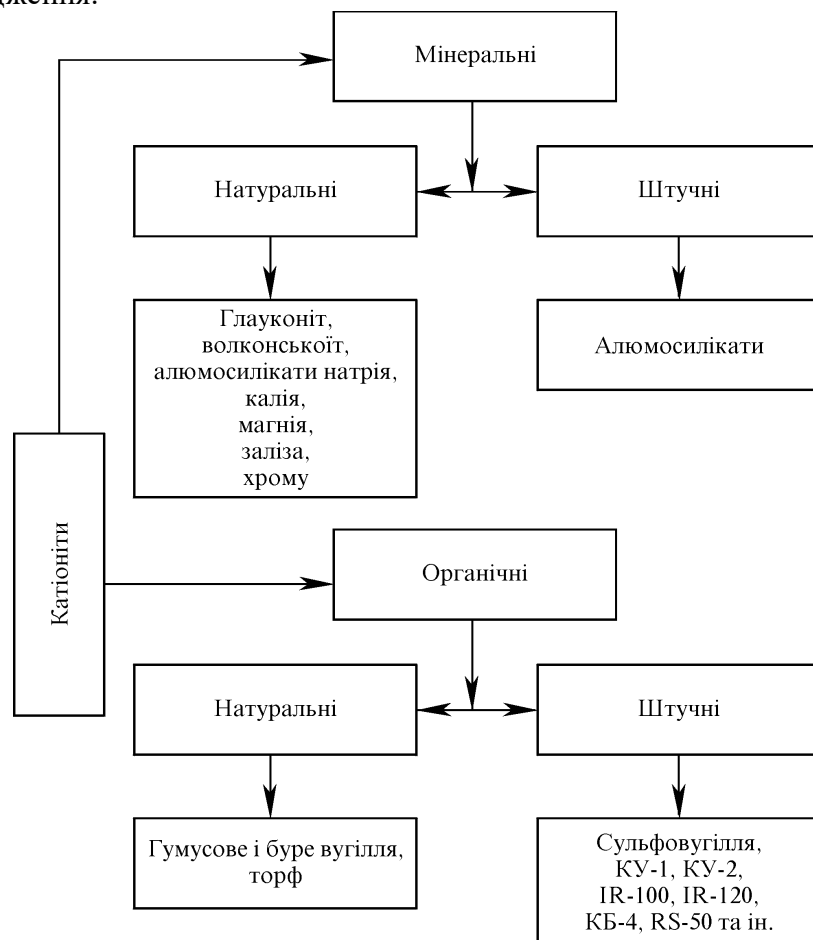


Рис. 2. Схема поділу катіонітів

Всі катіоніти містять функціональні хімічно активні групи, водень яких може

замінюватися іншими катіонами. Частіше застосовуються катіоніти, що містять сульфогрупу – SO_3H , карбоксильну групу COOH і фенольну групу – OH . Останніми роками синтезовані катіоніти з функціональними групами фосфорної – HPO_3 і фосфористої – H_2PO_3 кислот.

Спрощена схема структури молекули іоніту приведена на рис. 3.

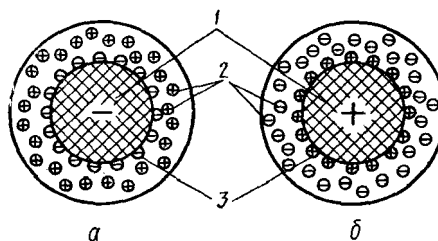


Рис. 3. Схема структури молекули катіоніту (а) і аніоніту (б): 1 – матриця; 2 – потенціалотвірні іони; 3 – іони дифузного шару.

Якщо рухомі іони функціональних груп мають позитивні заряди, див. рис.1 (а), іоніт володіє катіонообмінними, якщо негативні, див. рис.1 (б) – аніонообмінними властивостями.

Якість катіонітів характеризується їх фізичними властивостями, хімічною і термічною стійкістю, робочою обмінною ємністю та ін.

Фізичні властивості катіонітів залежать від їх фракційного складу, механічної міцності і насипної щільності (набрякання).

Фракційний склад характеризує експлуатаційні властивості катіонітів. Він визначається ситовим аналізом. При цьому враховуються: середній розмір зерен; ступінь однорідності і кількість пиловидних частинок, непридатних для використання.

Дрібнозернистий катіоніт, маючи більш розвинуту поверхню, має дещо більшу обмінну ємність, ніж крупнозернистий. Однак із зменшенням зерен катіоніту гідравлічний опір і витрати електроенергії на фільтрування води збільшуються. Оптимальні розміри зерен катіоніту, виходячи з цих міркувань, приймають у межах 0,3 – 1,5 мм.

У воді катіоніти набрякають, збільшуючись в об'ємі. Цю властивість необхідно враховувати при завантаженні ними фільтрів. Ступінь набрякання катіоніту визначається відношенням насипних щільностей однієї й тієї ж маси катіоніту в повітряно-сухому і набряклому стані – коефіцієнтом набрякання.

Робоча обмінна ємність катіоніту залежить від виду видалених з води катіонів, відношення сольових компонентів у оброблюваній воді, значення рН води, висоти шару катіоніту, швидкості фільтрування, режиму експлуатації катіонітових фільтрів, питомих витрат регенераційного розчину та від інших факторів.

Повну обмінну ємність катіонітів визначають у динамічних умовах технологічним аналізом (табл. 1).

Таблиця. 1

Марка катіоніту	Активна група	Насипна щільність продукту, т/м ³		Розмір зерен, мм	Повна обмінна ємність, г-екв./м ³
		товарного	набряклого		
Сульфовугілля (сорт СК-1 крупний)	- SO_3H	0,67-0,70	0,42	0,50-1,20	500
КУ-1	- SO_3H	0,60-0,75	0,33	0,30-2,00	650
КУ-2-8*	- SO_3H			0,35-1,25	1700
КУ-2	- SO_3H	0,73	0,65	0,30-1,50	1700
КУ-2-8чС	- SO_3H	0,70-0,90	0,33	0,40-1,50	1700
КБ-4-П2	- COOH	0,68-0,82	0,17-0,33	0,25-1,00	2800

Емберлайт IRC-50	- COOH	0,50	0,42	0,30-1,00	2800
---------------------	--------	------	------	-----------	------

На вітчизняних водопроводах найширше застосовується сульфовугілля і катіоніт КУ-2. Найдешевший катіоніт – сульфовугілля.

КУ-2 (сульфополістиролдівінілбензол) одержують у результаті сульфування сополімерів стиролу з дівінілбензолом. Обмінна ємність КУ-2 майже в 3 рази вища, ніж сульфовугілля. Він має підвищену стійкість до кислот і лугів при температурі до 106°C.

Розроблено багато принципово різних очисних установок, але найбільш поширеними є пом'якшувальні установки з використанням іонообмінних смол.

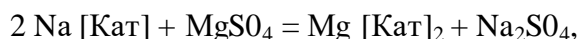
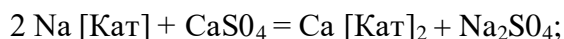
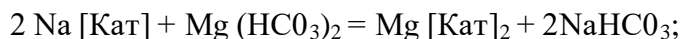
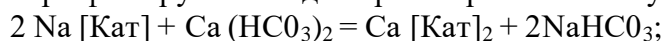
Іонообмінна смола є твердим тілом, що має особливі властивості обмінювати іони, які знаходяться в ній, на другі іони, що знаходяться в розчині. Для прискорення процесу досягнення рівноваги в найбільш короткий час тверде тіло звичайно використовують в формі дуже дрібних зерен, щоб максимально збільшити поверхню контакту з розчином.

Іонообмінна смола представляє собою трьохмірну решітку високополімеру, частіше всього полістеролу, до якого привіті функціональні групи, що обумовлюють властивості іонообмінних смол.

Розрізняють два види іонообмінних смол по знаку заряду активних груп: катіоніти і аніоніти.

Для пом'якшення води використовують катіоніти.

Натрій-катіонітовий метод застосовують для пом'якшення підземних і поверхневих вод із вмістом завислих речовин не більше 5 - 8 мг / л і кольоровістю до 30 град. Жорсткість води може бути знижена при одноступеневому Na-катіонуванні до 0,05-0,1, при двоступеневому - до 0,01 мг-екв/л. При фільтруванні води через шар Na-катіоніту відбуваються реакції обміну



де [Кат] - нерозчинна матриця полімеру.

Процес обробки води на катіонітових фільтрах складається з наступних послідовних операцій: 1) фільтрування води через шар катіоніту в катіонітових фільтрах першого або другого ступенів до моменту досягнення гранично допустимої жорсткості фільтрату; 2) розпушування шару катіоніту; 3) спуску водяної подушки, щоб уникнути розведення регенеруючого розчину; 4) регенерації катіоніту фільтруванням через нього відповідного розчину; 5) відмивання катіоніту.

11.2. Порядок проведення роботи

Розглянемо ефективність роботи очисного фільтру «Brita». Його картридж має іонообмінну смолу в формі К-катіоніту і активоване вугілля. Він використовується для доочистки водопровідної води.

Для даної кількості смоли є певне число функціональних груп, що називається «обмінною ємністю». Концентрація іонів в зерні набухлої іонообмінної смоли в багато раз перевищує концентрацію в звичайних розчинах. Тому при користуванні очисним фільтром «Brita» необхідно замочити в воді картридж перед вживанням на 1-2 години, щоб розбухла смола.

Для проведення лабораторної роботи маємо картриджі «Brita»:

1 – новий картридж;

- 2 – картридж, через який пропущено 100 л води;
- 3 – картридж, через який пропущено 300 л води.

1. Заміряти загальний солевміст і визначити жорсткість водопровідної води.
2. Пропустити 1 літр водопровідної води через установку «Brita» з новим картриджем. Заміряти загальний солевміст. Визначити жорсткість в очищеній воді.
3. Пропустити 1 літр водопровідної води через установку «Brita» з картриджем, через який пропущено 100 літрів води.
Повторити заміри солевмісту і визначити жорсткість в очищеній воді.
4. Пропустити 1 літр водопровідної води через установку «Brita» з картриджем, через який пропущено 300 літрів води.
Повторити заміри солевмісту і визначити жорсткість в очищеній воді.
5. Побудувати графік залежності між жорсткістю очищеної води і кількістю пропущеної води через фільтр.
6. Зробити висновки.

Контрольні питання:

1. Що таке пом'якшення води?
2. Термічний метод пом'якшення води.
3. Реагентні методи пом'якшення води.
4. Що означає магнітна обробка води?
5. Пом'якшення води за допомогою іонообмінних смол.
6. Що таке обмінна ємність іонообмінної смоли?
7. Від чого залежить робоча обмінна ємність катіоніту?

ПРАКТИЧНА РОБОТА 12.

Тема: Освоєння методології моніторингу стану ґрунтів.

Важливим етапом моніторингу земель є оцінка їхнього стану як за окремими компонентами так і в цілому. У даній роботі для оцінки загального стану ґрунтів території використовуємо результати спостережень на опорних полігонах 1 і 2 відповідно до вихідних даних (табл. 2, 3).

Оцінка – це процес інтерпретації даних польових, лабораторних і дистанційних вимірювань станів деякої природної або природно-техногенної територіальної системи. Оцінка є однією з основних наукових процедур у багатьох природничих науках. Найбільшого розвитку застосування оцінки як процедури та як результату логічних і математичних викладок набуло в науках про Землю. Досі не існує загальновизнаних і надійно обґрунтованих загальних методів оцінки стану природно-техногенних систем для потреб управління, не меншою проблемою є розробка таких методів для окремих земельних ділянок та земельних ресурсів в цілому. Згідно з класичними уявленнями [5] станом ґрунту є точка у n – вимірному просторі її змінних (характеристик, фазових координат), і описується n – значеннями цих змінних. Таким чином динамічна система, якою є земля, графічно може бути описана її фазовою траєкторією (фазовою діаграмою). Фазова траєкторія визначається зміною в часі фазових координат системи. З іншого боку, стан розглядається як внутрішня властивість системи, частина її теперішнього і минулого, необхідна для визначення теперішніх і майбутніх значень виходу (виходів) системи. Наявність двох аспектів розуміння стану системи обумовило різні підходи до його оцінки. Найпростішим та найчастіше застосовуваним методом оцінки природних територіальних систем та їхніх підсистем (агроценозів, агрогеосистем, ґрунтів тощо), є метод порівняння значень окремих показників (характеристик) з їх нормативними величинами, що визначають оптимальні, допустимі та недопустимі інтервали. Після проведення порівняння виконують наукове узагальнення отриманих результатів.

Такий підхід застосовано у більшості нормативних актів України та зарубіжжя, серед яких слід відзначити такі документи:

- 1) Земельний та Водний кодекси України;
- 2) Закон «Про охорону земель»
- 3) Методика моніторингу земель, що перебувають у кризовому стані (ННЦ ім. Соколовського);
- 4) Акт про державну інспекцію охорони природи / Dz. U Nr 77 (Польща);
- 5) Закон про міри (Польща);
- 6) «Право водне» (Польща);
- 7) методики оцінки впливу людського втручання на середовище (EIA)(США);
- 8) методика оцінки водних ресурсів (WRAM)(США);
- 9) система оцінки заболочених земель (WES)(США) та багато інших.

Очевидним є те, що не зважаючи на значну розповсюдженість і відносну простоту, даний спосіб оцінки має ряд суттєвих недоліків: 1) не враховує кумулятивного ефекту від дії окремих факторів, 2) не враховує дію факторів, що знаходяться у критичному мінімумі, 3) результат оцінки може бути поданий тільки у відносних одиницях (балах, відсотках, долях одиниці), причому початок відліку і кінець шкали відношень, яка застосовується у даному випадку, є орієнтовними величинами, 4) результати оцінки є малопридатними для подальшого практичного застосування, або потребують подальших логічних та математичних перетворень. Більш надійними є методи визначення комплексних показників [5]. При їхньому застосуванні стан, або властивості земель, як і у попередньому випадку, виражають у балах або у безрозмірних відносних показниках. Для їх розрахунку відносні часткові значення показників усереднюють, розраховують за деякою емпіричною залежністю або застосовують так звану функцію бажаності [17] виду

, яка визначає

залежність між значенням окремого показника і величиною комплексних показників і у, які на завершальному етапі оцінки агрегуються або усереднюються. Графік функції бажаності має симетричну куполоподібну форму і фактично є деякою алгебраїчною моделлю, аналогом функції відгуку системи на дію деякого чинника. Такий підхід має ряд суттєвих переваг перед методом порівнянь, у тому числі можливість врахування дії показників, що знаходяться у критичному мінімумі. З позицій виконання землями основної з їхніх функцій – продуктивної, найбільш обґрунтованим є метод математичного моделювання станів земель (зазвичай деяких їхніх підсистем і у першу чергу ґрунтів) та процесів, що у них відбуваються. У даному випадку критерієм оцінки стану є деяка суттєва характеристика (функція мети) оцінюваної системи, представлена у вигляді конкретного значення (дискретного, чи інтервалу) на виході з системи. Такий метод є найбільш точним, оскільки дає можливість враховувати причинно-наслідкові ланцюги у процесах функціонування оцінюваної ґрунтової системи, дію основних законів землеробства (закону мінімуму, оптимуму і максимуму, закону сукупної дії тощо), значення функції мети (наприклад урожайність) є зручними для користування та вжиття практичних управлінських заходів, математична модель дає змогу не тільки оцінити стан деякої системи (зазвичай ґрунту), як її внутрішню властивість, але й прогнозувати майбутні стани, а також здійснювати машинне експериментування з метою оптимізації станів оцінюваної природно-техногенної системи. Уданій роботі означений підхід не застосовуємо з причини його складності, а застосовуємо попередні підходи. Для оцінки стану ґрунтів, виходячи з принципу застосування функції бажаності, виконуємо функціональне перетворення окремих показників (агрохімічних, агрофізичних, фізико-хімічних, біологічних, водних, водно-фізичних та інших якісних властивостей ґрунтів):

$$y_i = \exp \left\{ -k \left| \frac{x_i - a_i}{a_i - b_i} \right|^n \right\}, \quad (6)$$

де x_i – вихідний (визначений у процесі моніторингу ґрунтів) показник, y_i – перетворений показник стану ґрунту,
 a – оптимальне значення, i
 b – мінімальне (граничне) значення
(табл. 20), k і n – коефіцієнти перетворення, які приймаємо рівними $k=5$ і $n=3$.

Оптимальні та граничні значення основних змінних, що описують якісний стан ґрунтів

Показники	Одиниці виміру	Легкі мінеральні	Важкі мінеральні	Торфові
1	2	3	4	5
Органічна речовина (гумус)	%	2,0 0,8; 90	3,0 1,5; 90	- -
Зольність торфу	%	- -	- -	20 12; 30
Щільність ґрунту	г/см ³	1,50 0,8; 2,0	1,20 0,9; 2,2	0,30 0,12; 0,5
Кислотність, рН _{КСІ}	-	6,0 4,0; 8,0	6,5 5,0; 8,5	6,0 5,0; 7,0
Потужність гумусового горизонту	см	50 15	65 20	- -

1	2	3	4	5
Вологість ґрунту в зоні аерації	% від ПВ	70	75	75
		10; 80	25; 90	30; 90
Вміст обмінного калію (за методом Кірсанова)	мг/100 г	15	25	60
		3; 110	5; 110	8; 140
Вміст рухомого фосфору (за мет. Кірсанова)	мг/100 г	20	30	60
		2; 100	2; 110	20; 120
Сухий залишок	%	0,1	0,1	0,1
		0,3	0,3	0,3
Вміст іонів хлору у водній витяжці	%	0,005	0,005	0,005
		0,01	0,01	0,01
Вміст сульфат-іонів у водній витяжці	%	0,05	0,05	0,05
		0,1	0,1	0,1

Примітка. В чисельнику оптимальні значення, в знаменнику – граничні. Якщо фактичне значення показника за завданням менше від оптимального – у якості граничного приймати нижнє критичне значення. Якщо фактичне значення показника за завданням більше від оптимального – у якості граничного приймати верхнє критичне значення. Знаючи уі для кожного моніторингового показника якісного стану ґрунту розраховуємо зведений показник якості ґрунтів як середнє геометричне перетворених показників за формулою:

$$y = \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n y_i}, \quad (7)$$

де y – зведений показник якості ґрунту; n – кількість моніторингових показників, за якими виконується оцінка.

Значення зведеного показника якості ґрунту змінюються в інтервалі $y \in [1,0]$. Стан земель оцінюємо за табл. 21.

Шкала для оцінки якості ґрунтів

Зведений показник якості ґрунту y	Оцінка стану ґрунтів
0,9 – 1,0	<i>сприятливий</i>
0,5 – 0,9	<i>задовільний</i>
0,1 – 0,5	<i>незадовільний</i>
0,0 – 0,1	<i>критичний</i>

У висновках до роботи необхідно пояснити головні причини, які обумовили стан земель навчальної території.

Контрольні питання:

1. Який контроль якісного стану ґрунтів шляхом збору, аналізу та опрацювання інформації здійснюється?
2. Що передбачає моніторинг ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення?
3. Який метод оцінки стану ґрунтів з позиції виконання землями продуктивної функції є найбільш обґрунтованим?
4. Яке функціональне перетворення окремих показників виконується для оцінки стану ґрунтів, при застосуванні функції бажаності?
5. Якому значенню зведеного показника відповідають межі задовільного стану ґрунту?
6. В якому інтервалі змінюються значення зведеного показника якості ґрунту?

СПИСОК РЕКОМЕНДОВАНИХ ДЖЕРЕЛ:

Конспект лекцій



Методичні вказівки до виконання практичних робіт



Мельниченко, Г., Миленка, М., Різничук, Н., Прокопів, Н.
Моніторинг пилку в м. Івано-Франківськ, Західна Україна
Acta Agrobotanica, 2020, 73(4), с. 1–9, 7341



Остафійчук Б.К., Бушкова В.С., Різничук Н.І., Соловей Р.С.,
Яремій І.П. Нанопорошки нікель-ітрієвого фериту для вирішення
екологічних проблем
Наносистеми, Наноматеріали, Нанотехнології, 2019, 17(3), С. 425–
438



Бушкова В.С., Яремій І.П., Остафійчук Б.К., Різничук Н.І.,
Соловей Р.С. Золь-гель синтез, структура та оптичні властивості
нікель-марганцевих феритів
Журнал нано- та електронної фізики, 2019, 11(3), 03021



Боголюбов В. М., Клименко М. О., Мокін В. Б. та ін.
Моніторинг довкілля: підручник; за ред. В. М. Боголюбова. Київ:
НУБіПУ, 2018. 435 с.



Моніторинг довкілля: навчальний посібник; укл.
Рома В. В., Степова О. В. Полтава: ПолтНТУ, 2016. 117 с.



Геоматика в моніторингу довкілля та оцінці загрозових ситуацій :
монографія / [О. Л. Дорожинський та ін.] ; за ред. проф.
Олександра Дорожинського ; Нац. ун-т "Львів. політехніка". -
Львів : Вид-во Львів. політехніки, 2016. - 399 с.

ISBN 978-617-
607-923-1

Дистанційні методи моніторингу довкілля : навч. посіб. / [О. І.
Бондар та ін.] ; під ред. д-ра біол. наук, проф. О. І. Бондаря та канд.
наук з держ. упр. П. Я. Унгурия ; Держ. закл. "Держ. екол. акад.
післядиплом. освіти та упр.". - Київ : ОЛДІ-ПЛЮС, 2019. - 297 с.

ISBN 978-966-
289-263-5

Екологічний моніторинг : підруч. / [В. Г. Сліпченко та ін. ; відп. ред. О. О. Гагарін] ; Нац. техн. ун-т України "Київ. політехн. ін-т ім. Ігоря Сікорського". - Київ : КПІ ім. Ігоря Сікорського : Політехніка, 2018. - 303 с.

ISBN 978-966-622-869-0

Локальний моніторинг довкілля для адміністративних районів і територіальних громад : монографія / Катерина Радловська ; за ред. д-ра техн. наук О. С. Волошкіної ; Івано-Франків. нац. техн. ун-т нафти і газу. - Івано-Франківськ : Петраш К. Т. [вид.], 2015. - 184 с.

ISBN 978-966-97500-5-1

Боголюбов В. М., Клименко М. О., Мокін В. Б., Сафранов Т. А., Горова А. І., Прилипко В. А., Адаменко О. М., Полетаєва Л. М., Картавцев О. М. **МОНІТОРИНГ ДОВКІЛЛЯ** Підручник Вінниця ВНТУ 2010



Лялюк О. Г., Ратушняк Г. С. **Моніторинг довкілля:** навчальний посібник. Вінниця: ВНТУ, 2004. 203 с.



Нормативно-правові акти

Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища».



Положення про державний моніторинг навколишнього середовища. К., 1993. Режим доступ : <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/391-98-%D0%BF#Text>



Положення про державну систему моніторингу довкілля. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. №391. Режим доступу : <https://mepr.gov.ua/content/ekologichniy-monitoring-dovkillya.html>



Положення про моніторинг земель. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 20 серпня 1993р. № 661.



Положення про затвердження Порядку організації та проведення моніторингу у галузі охорони атмосферного повітря. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 9 березня 1999р. № 343.



Програма поліпшення якості базових спостережень за забрудненням та моніторингу навколишнього природного середовища. Наказ міністерства екології та природних ресурсів України № 57 від 18 лютого 2002 р.

Водний Кодекс України (Відомості Верховної Ради, 1995, № 24, ст.189)(введений в дію Постановою ВР № 214/95-ВР від 06.06.95).

Закон України «Про Загальнодержавну програму розвитку водного господарства» від 17 січня 2002 року № 2988-III із змінами і доповненнями.

Закон України «Про питну воду та питне водопостачання» від 10 січня 2002 року № 2918-III, зі змінами і доповненнями.

Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року № 1264-XII із змінами і доповненнями.



Інформаційні ресурси

<https://www.dei.gov.ua/> – Державна екологічна інспекція України

<http://www.nesu.org.ua> – Національний екологічний центр України.

www.ecoleague.net – Всеукраїнська екологічна ліга.

<http://elvisti.com/ecology> – Електронні вісті «Екологія».

<https://zakon.rada.gov.ua/cgi-bin/laws/main.cgi> – Законодавство України, офіційний вебпортал парламенту України

<https://mepg.gov.ua/> – Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів

<https://www.dei.gov.ua/> – Державна екологічна інспекція України