

**МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
СХІДНОУКРАЇНСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
ІМЕНІ ВОЛОДИМИРА ДАЛЯ**

**НАЦІОНАЛЬНИЙ ТЕХНІЧНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
«ХАРКІВСЬКИЙ ПОЛІТЕХНІЧНИЙ ІНСТИТУТ»**

**ПРИВАТНЕ АКЦІОНЕРНЕ ТОВАРИСТВО
«СЄВЄРОДОНЕЦЬКИЙ ОРГХІМ»**

**МЕТОДИ
ВИМІРЮВАННЯ ПАРАМЕТРІВ
НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

Підручник

Сєвєродонецьк 2019

УДК 504.064.3:574
М 54

*Рекомендовано до друку Вченою радою
Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля
(протокол № 6 від 22.02.2019 р.)*

Авторський колектив:

Г. І. Гринь, В. І. Мохонько, О. В. Суворін, П. В. Кузнєцов,
С. О. Гринь, М. А. Ожередова, М. В. Кошовець, Є. І. Зубцов,
В. О. Пономарьов, І. В. Кравченко, М. І. Азаров

Рецензенти:

- Панасенко В.О.,** доктор технічних наук, професор, начальник науково-технічного відділу, вчений секретар ДУ «НІОХІМ»;
Ворожбіян М.І., доктор технічних наук, професор, професор кафедри охорони праці та екології Харківської державної академії залізнодорожного транспорту;
Близнюк О.М., доктор технічних наук, професор, професор кафедри фізичної хімії Національного технічного університету «Харківський політехнічний інститут».

М 54 Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: підруч. / Г. І. Гринь, В. І. Мохонько, О. В. Суворін та ін. – Сєвєродонецьк : вид-во СНУ ім. В. Даля, 2019. – 420 с., 126 рис., 67 табл., бібліограф. 132 назв.

ISBN 978-617-11-0109-9

У підручнику викладено форми та методи оцінки якості навколишнього середовища, розглянуто комплексний підхід у проведенні моніторингових досліджень за станом довкілля, додаються існуючі нормативи якості довкілля України, наведено методи дослідження параметрів повітря, води та ґрунту, розглянуто прилади і пристрої, які використовуються для цих досліджень.

Призначено для здобувачів вищої освіти екологічних спеціальностей вищих навчальних закладів, керівникам та співробітникам підприємств, установ, організацій, активістам охорони довкілля.

УДК 504.064.3:574

© Г.І. Гринь, В.І. Мохонько, О.В. Суворін та ін,
2019

© Східноукраїнський національний університет
імені Володимира Даля, 2019

© Національний технічний університет
«Харківський політехнічний інститут», 2019

© Приватне акціонерне товариство
«Сєвєродонецький ОРГХІМ», 2019

ISBN 978-617-11-0109-9

ЗМІСТ

ПЕРЕДМОВА	9
ВСТУП.....	10

Розділ 1. ОРГАНІЗАЦІЯ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА СТАНОМ

НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	12
1.1. Нормування забруднень навколишнього середовища	12
1.1.1. Нормування вмісту речовин у ґрунті	14
1.1.2. Нормування вмісту речовин у воді	24
1.1.3. Нормування вмісту речовин у повітрі	26
1.1.4. Нормування вмісту речовин у продуктах харчування	29
1.2. Загальні положення про моніторинг забруднень навколишнього середовища	32
1.3. Основні вимоги до методів і засобів екоаналітичного контролю	34
1.3.1. Процедури і операції технологічного циклу екоаналітичного контролю забруднення навколишнього середовища	34
1.3.2. Вимоги до результатів екоаналітичних робіт	36
1.3.3. Вимоги до засобів вимірювань	37
1.3.4. Вимоги до допоміжного обладнання	38
1.3.5. Вимоги до випробувального обладнання	38
1.3.6. Вимоги до засобів метрологічного забезпечення	38
1.3.7. Вимоги до методик виконання вимірювань	39
1.3.8. Вимоги до засобів пробовідбору	39
1.3.9. Вимоги до технічної компетентності екоаналітичних лабораторій	39
1.4. Класифікація і основні характеристики екоаналітичних засобів	40
Питання для самоконтролю	41
Література до 1 розділу	42

Розділ 2. МЕТОДИ КОНТРОЛЮ ЗА СТАНОМ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

2.1. Сучасні методи дослідження стану навколишнього середовища	44
2.1.1. Якісний аналіз стану довкілля.....	44
2.1.2. Кількісні методи аналізу	52
2.2. Хімічні методи	56
2.3. Фізико-хімічні методи	59
2.4. Фізичні методи	96
2.4.1. Емісійний спектральний аналіз.....	96
2.4.2. Метод полум'ної фотометрії	102
2.4.3. Полум'яні фотометри	105
2.4.4. Атомно-абсорбційний спектральний аналіз	112
2.4.5. Молекулярно-абсорбційний спектральний аналіз	119
2.4.6. Радіометричні методи аналізу	128
2.4.7. Рентгеноспектральний аналіз.....	131
2.4.8. Люмінесцентний аналіз.....	135

2.4.9. Мікроскопія.....	139
2.5. Хроматографічний аналіз.....	148
Питання для самоконтролю.....	157
Література до розділу 2.....	159

Розділ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ.....161

3.1. Показники складу та властивостей атмосфери і особливості її забруднення.....	161
3.1.1. Будова і склад атмосфери.....	161
3.1.2. Джерела та види забруднення атмосфери.....	163
3.1.3. Види та характеристика викидів в атмосферу. Параметри викидів.....	164
3.1.4. Джерела утворення викидів в атмосферу забруднюючих речовин за галузями промисловості.....	166
3.2. Організація спостережень за рівнем забруднення атмосфери.....	170
3.2.1. Загальні вимоги до організації спостережень.....	170
3.2.2. Види постів спостережень.....	174
3.2.3. Автоматизовані системи спостереження і контролю за атмосферним повітрям.....	179
3.3. Відбір проб повітря для визначення концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі.....	182
3.3.1. Загальна характеристика проб та пробовідбору.....	182
3.3.2. Пошук місця відбору проб повітря.....	184
3.4. Прилади і засоби відбору проб повітря, пилу, аерозолів.....	188
3.4.1. Прилади і засоби для аспіраційного відбору проб повітря, пилу, аерозолів.....	189
3.4.2. Відбір проб повітря в посудини.....	193
3.4.3. Відбір проб повітря обмінним способом.....	194
3.4.4. Вакуумний спосіб відбору проб.....	195
3.4.5. Відбір проб повітря із застосуванням фільтрів.....	197
3.5. Технічні засоби контролю стану повітряного середовища.....	199
3.5.1. Класифікація технічних засобів контролю стану повітряного середовища.....	199
3.5.2. Сучасні технічні засоби пошуку джерел забруднення атмосфери.....	201
3.5.3. Газоаналізатори: УГ-2, ГМК-3, ГКП-1, 667ФФ, 645 ХЛ, 623 НН, 652 ХЛ, «Окоmeter».....	201
3.6. Вимірювання фізичних параметрів атмосфери.....	213
3.6.1. Найважливіші параметри атмосфери і визначення метеоеумов.....	213
3.6.2. Прилади для вимірювання напрямку і швидкості вітру.....	214
3.6.3. Вимірювання вологості повітря.....	219
3.6.4. Прилади для вимірювання атмосферного тиску.....	223
3.6.5. Прилади для визначення кількості опадів.....	225
3.7. Метеорологічні спостереження при відборах проб повітря.....	226
3.7.1. Вимірювання швидкості вітру.....	226
3.7.2. Спостереження за димовим факелом і станом погоди.....	232
3.7.3. Визначення температури і вологості атмосферного повітря.....	233
3.7.4. Вимірювання атмосферного тиску.....	235
3.7.5. Порядок проведення спостережень.....	236
3.8. Оцінювання стану атмосферного повітря за результатами спостережень.....	238

3.9. Організація контролю радіаційної безпеки атмосферного повітря	242
3.9.1. Організація спостережень за радіоактивним забрудненням повітря	242
3.9.2. Відбір і попередня обробка проб	245
3.9.3. Розрахунок активності зразків зольних залишків і фільтраційної тканини	246
Питання для самоконтролю	248
Література до розділу 3	250
Розділ 4. ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД.....	252
4.1. Сучасний стан поверхневих вод. Джерела і види їх забруднення	252
4.1.1. Водні ресурси України	252
4.1.2. Хімічне забруднення водойм.....	253
4.1.3. Фізичне і теплове забруднення водойм.....	254
4.1.4. Біологічне забруднення водного середовища	254
4.2. Основні завдання й організація системи моніторингу поверхневих вод	255
4.2.1. Необхідність створення національної системи моніторингу вод	255
4.2.2. Характеристика гідрологічної мережі України	256
4.3. Принципи організації спостереження і контролю якості поверхневих вод	259
4.3.1. Основні завдання моніторингу поверхневих вод.....	259
4.3.2. Принципи організації спостережень за якістю поверхневих вод	264
4.3.3. Категорії пунктів спостереження. Особливості розташування	265
4.3.4. Розміщення створів контролю	266
4.4. Програми спостережень, терміни проведення гідрохімічних робіт у пунктах спостережень	267
4.4.1. Програми спостережень і показники, що визначаються	267
4.4.2. Частота відбору проб води для аналізу. Види спостережень за хімічним складом води водоймищ	270
4.5. Методика відбору проб води. Види проб. Умови забезпечення правильності оцінки якості води	271
4.6. Прилади і засоби відбору проб води та інших рідких середовищ	273
4.6.1. Відбір проб води з відкритих водойм і криниць	273
4.6.2. Відбір проб води для визначення газів	275
4.6.3. Відбір проб стічних вод	276
4.6.4. Відбір проб питної води.....	277
4.6.5. Відбір проб води для санітарно-мікробіологічного аналізу	277
4.6.6. Відбір проб води для гідробіологічних спостережень	277
4.7. Вимірювання фізичних параметрів водного середовища	278
4.7.1. Характеристика найважливіших параметрів водного середовища	278
4.7.2. Засоби і прилади, методика вимірювання фізичних та органолептичних параметрів водного середовища	278
4.7.3. Прилади і системи контролю забруднення водного середовища. Спостереження за станом поверхневих, підземних, морських вод за допомогою комплексних лабораторій.....	280
4.7.3.1. Класифікація технічних засобів контролю і дослідження рідких середовищ	280
4.7.3.2. Сучасні засоби пошуку джерел забруднення вод	281

4.7.3.3. Технічні засоби оперативного контролю якості природних вод	282
4.7.3.4. Засоби оперативного автоматичного контролю забруднення вод	282
4.7.3.5. Будова і принцип дії автоматичних систем контролю якості води	286
4.8. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю питної води. Загальні вимоги до відбору проб води господарсько-питного призначення	287
4.8.1. Гігієнічні вимоги	287
4.8.2. Контроль за якістю води	289
4.8.3. Основні положення вибору джерел водопостачання	292
4.8.4. Програма обстеження джерел водопостачання	292
4.8.5. Правила вибору джерел водопостачання	294
4.8.6. Дослідження води джерел водопостачання	294
4.8.7. Дослідження води поверхневих джерел водопостачання	295
4.8.8. Оцінка придатності джерела водопостачання	295
4.8.9. Відбір проб питної води	296
4.9. Методи і методика відбору проб стічних вод. Правила контролю складу і властивостей стічних та технологічних вод	301
4.9.1. Загальні вимоги до відбору проб. Види проб	301
4.9.2. Місця відбору проб, час та частота відбору проб	302
4.9.3. Обладнання та способи відбору проб	303
4.9.4. Посуд для відбору та зберігання проб. Реєстрація, зберігання та транспортування проб	303
4.9.5. Правила контролю складу і властивостей стічних і технологічних вод	304
4.10. Гідробіологічні спостереження за якістю води та донними відкладами. Повна і скорочена програми спостережень	308
4.10.1. Основні гідробіологічні показники якості води	308
4.10.2. Повна і скорочена програми спостережень	310
4.11. Методика відбору проб донних відкладів водних об'єктів	311
4.11.1. Загальні положення відбору проб донних відкладів	311
4.11.2. Вимоги до місця відбору проб донних відкладів	311
4.11.3. Прилади і засоби для відбору проб донних відкладів	315
4.12. Оцінювання і прогнозування якості води	317
4.12.1. Мета оцінювання якості вод	317
4.12.2. Оцінювання природної якості води в період маловодної фази стоку	318
4.12.3. Оцінювання якості води в річках і водоймищах в умовах антропогенної дії	319
4.12.4. Оцінювання якості води на основі нормативів екологічної безпеки водокористування	320
4.12.5. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України	322
4.13. Методи прогнозування якості води	328
Питання для самоконтролю	330
Література до розділу 4	332

Розділ 5. ДОСЛІДЖЕННЯ СВІТОВОГО ОКЕАНУ	334
5.1. Джерела та види забруднення океану	334
5.1.1. Дампінг. Умови організації і здійснення дампу	335
5.1.2. Коротка характеристика основних забруднювачів	336
5.1.3. Антропогенна дія забруднювачів моря на різних рівнях: індивідуальному, популяційно-біоценотичному	338
5.2. Організація спостережень за станом морів і океанів	340
5.2.1. Завдання спостережень за забрудненням морського середовища	340
5.2.2. Розміщення пунктів спостереження за якістю морської води	342
5.2.3. Програми спостережень за якістю морських вод	343
5.3. Оцінювання і контроль нафтових забруднень поверхні океану	345
Питання для самоконтролю	347
Література до розділу 5	347
Розділ 6. ДОСЛІДЖЕННЯ ҐРУНТУ	349
6.1. Сучасний стан ґрунтового покриву землі і антропогенний вплив на нього	349
6.1.1. Поняття, будова, склад ґрунту	349
6.1.2. Види, типи ґрунтів, їхня характеристика	350
6.1.3. Загальний баланс земельних ресурсів світу	352
6.2. Наукові, правові і організаційні засади створення ґрунтового моніторингу	354
6.2.1. Необхідність здійснення ґрунтового моніторингу, його завдання	354
6.2.2. Мета, функції, об'єкти та суб'єкти ґрунтового моніторингу	356
6.2.3. Структура служби моніторингу ґрунтів	358
6.3. Організація спостережень і контролю за рівнем забруднення ґрунтів	359
6.3.1. Основні принципи спостережень за рівнем хімічного забруднення ґрунту	359
6.3.2. Вибір ділянок спостереження	360
6.3.3. Рекогносцирувальне обстеження місцевості	362
6.3.4. Визначення ключової ділянки	364
6.4. Відбір, транспортування і зберігання проб ґрунту	364
6.4.1. Види проб. Методика відбору проб	364
6.4.2. Прилади для відбору проб ґрунту	369
6.5. Засоби екоаналітичного контролю ґрунтів	369
6.5.1. Класифікація приладів, методів і засобів дослідження ґрунтів	369
6.5.2. Засоби експрес-вимірювання вологості, температури, рН ґрунту	371
6.6. Контроль забруднення ґрунтів пестицидами, шкідливими промисловими відходами	374
6.6.1. Контроль ґрунтів, донних осадів, твердих речовин і матеріалів	374
6.6.2. Контроль забруднення ґрунтів пестицидами	376
6.6.3. Контроль забруднення ґрунтів шкідливими речовинами промислових підприємств	378
6.7. Оцінка забруднення ґрунтів за даними спостережень	379
6.7.1. Оцінка ступеня забрудненості ґрунту хімічними речовинами	379
6.7.2. Гігієнічна оцінка ґрунтів сільського господарства	381
6.7.3. Гігієнічна оцінка ґрунтів населених пунктів	383
Питання для самоконтролю	386
Література до розділу 6	387

Розділ 7. КОНТРОЛЬ ФІЗИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА. КОНТРОЛЬ ВМІСТУ КАНЦЕРОГЕННИХ РЕЧОВИН	389
7.1. Радіометричні спостереження за станом навколишнього середовища. Прилади для визначення вмісту радіонуклідів	389
7.2. Вимірювання рівня шумового забруднення	395
7.2.1. Терміни і визначення	395
7.2.2. Умови вимірювання шуму	396
7.2.3. Прилади для вимірювання шуму	398
7.2.4. Правила вимірювання шуму	398
7.2.5. Обробка результатів вимірювання	399
7.3. Контроль вмісту канцерогенних речовин у навколишньому середовищі	400
7.3.1 Підготовка посуду і органічних розчинників, відбір і обробка проб	400
7.3.2. Аспіраційні методи відбору проб повітряних забруднень	402
7.3.3. Відбір проб повітряних забрудників методом збирання осідаючого пилу	404
Питання для самоконтролю	405
Література до розділу 7	406
Розділ 8. БІОМОНІТОРИНГ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА	407
8.1. Дослідження стану довкілля на основі спостережень поведінки рослин і тварин. Переваги біомоніторингу	407
8.2. Рослини-індикатори і рослини-монітори	408
8.3. Оцінювання реакції рослин на забруднення	410
8.4. Відбір і підготовка біологічних матеріалів для біомоніторингу	411
8.5. Біомоніторинг ґрунтів і водних ресурсів	413
8.5.1. Рослинні індикатори хімічного складу ґрунту	413
8.5.2. Рослинні індикатори глибини рівня та хімічного складу ґрунтових вод	414
8.5.3. Біоіндикація забрудненої води	414
8.6. Відбір проб тваринного походження	416
Питання для самоконтролю	418
Література до розділу 8	418

ПЕРЕДМОВА

Вплив діяльності людини на довкілля безперервно посилюється в процесі розвитку виробничих сил. Це призводить до деградації екосистем та може спричинити глобальну екологічну кризу у біосфері.

Починаючи з 60-х років XX ст., проводяться систематичні наукові дослідження з вивчення стану навколишнього середовища з метою прогнозування несприятливих екологічних ситуацій та розробки заходів з їх вирішення. Для формування висновків про екологічну ситуацію у будь-якому районі Землі необхідно проведення досліджень хімічного складу та фізичних властивостей компонентів довкілля, які вимагають відповідної підготовки нового покоління спеціалістів-екологів.

Освітньо-професійні програми підготовки екологів освітніх рівнів «бакалавр» і «магістр» передбачають вивчення фахових дисциплін, які дозволяють отримати досконалі знання методів, засобів і методик вимірювання та визначення параметрів навколишнього середовища, а також уміння використовувати отриманні знання і навички для оцінки та прогнозування якості довкілля. До таких дисциплін, зокрема, відносяться: «Моніторинг довкілля», «Нормування антропогенного навантаження на природне середовище», Моделювання і прогнозування стану довкілля», «Техноекологія», «Основи біогеохімії», «Основи мікробіології та хімії води», «Аналітична хімія та інструментальні методи аналізу», «Екологічна експертиза», «Методологія та організація наукових досліджень», «Природоохоронні технології та об'єкти», «Системний аналіз якості навколишнього середовища», «Методи експериментальних досліджень та розрахунків», «Екологічна стандартизація та сертифікація», «Основи екологічної токсикології» та інші.

Дане видання покликане сприяти підготовці висококваліфікованих фахівців і містить не тільки теоретичний, але й просторий практичний матеріал та відповідає сучасним вимогам підготовки здобувачів вищої освіти, які навчаються за спеціальністю 101 «Екологія» різних спеціалізацій, а також може бути корисним для широкого кола фахівців природоохоронних служб та організацій, керівників підприємств тощо.

ВСТУП

Сучасні екологічні дослідження мають комплексний характер, охоплюючи дослідження гірських порід (геологія), повітря, вод, ґрунтів, рослинного і тваринного світу. Отже, екологічні дослідження об'єднують зусилля фахівців багатьох наук. Дедалі більшого значення набувають математичні методи планування експерименту, створення моделі окремого процесу, обробка результатів дослідження, складання прогнозів.

Математичне моделювання допомагає створити цілісну картину того чи іншого явища, передбачити коротко- чи довготермінові наслідки певного порушення функціонування екосистеми в локальному або глобальному масштабі. Комп'ютерне моделювання досить просте і дає змогу легко модифікувати модель. Останнім часом спостерігається тенденція до більш комплексних моделей, які охоплюють великі території.

Екологічні дослідження включають спостереження в природі (за окремими видами живих організмів, відносинами між популяціями в екосистемі, впливом абіотичного чинника на функціонування угруповань рослин чи тварин тощо), лабораторні дослідження (аналіз повітря, вивчення активності ферментів, спостереження за діяльністю мікроорганізмів), аналіз отриманої інформації та її математичну обробку, створення на цій підставі теорії чи передбачення наслідків.

Особливістю і складністю екологічних експериментів є те, що світ надзвичайно складний, багатогранний і його компоненти пов'язані в єдине ціле численними зв'язками, тому лабораторні дослідження чи спостереження в природі дуже важко об'єднати, результати одних експериментів перенести на інший рівень.

Останнім часом найновіші досягнення хімії, біології, фізики, математики та інших галузей науки і техніки долучаються до послуг екології. Тому і досягнення цієї інтегральної науки дедалі глибші й цікавіші; вони дають змогу побачити цілісність світу, проникнути в його сутність, зрозуміти явища, передбачити наслідки того чи іншого процесу.

Часто проведення досліджень стану довкілля має глобальний характер, зокрема при веденні моніторингу (від лат. "монітор" – той, що наглядає, нагадує, попереджає), вивченні стану озонової оболонки Землі, виявленні негативного впливу на природне середовище кислотних дощів, визначенні зон особливого забруднення Світового океану тощо.

Встановлення хімічного складу і фізичних властивостей елементів довкілля – повітря, води, ґрунтів – досить важке завдання і вимагає певних навичок. Особливістю повітря є його надзвичайна рухливість, тому

забрудник в атмосфері може дуже швидко розсіятися, змінити своє місцеперебування, вступити в хімічну взаємодію з компонентами атмосферного повітря чи іншими забрудниками. Це саме стосується і води, хоча вона являє собою менш рухливе середовище, ніж повітря. Особливістю ґрунтів є їхня мозаїчність – на незначній території хімічний склад різних ділянок може значно відрізнятись за вмістом вологи, концентрацією біофільних елементів, забрудників, кислотністю тощо, що зумовлює і відмінності в рослинному і тваринному світі, які, в свою чергу, прямо чи опосередковано впливають на свій екотоп.

Склад повітря, поверхневих вод та ґрунтів взаємно впливають одне на одне. Їх формують і живі організми, починаючи від найпростіших мікроорганізмів до вищих тварин. Однак найбільший коригувальний вплив на стан довкілля чинить господарська діяльність людини. Саме людина змінює довкілля до невпізнанності, будуючи житло, господарські об'єкти, транспортні артерії, видобуваючи корисні копалини та викидаючи й складаючи відходи виробництва.

Хімічний склад компонентів довкілля змінюється в часі та при зміні умов середовища: температури, вологості, тиску, наявності певних речовин. Він залежить також від характеру рельєфу та його геологічної будови, особливостей і обсягів техногенного тиску, динаміки фізико-географічних умов. Тому відбір проб (місце точок відбору, відстань між ними, обсяги зразків і особливості їх зберігання тощо) має велике значення для правильності встановлення складу природних об'єктів, прогнозування забруднення та його поширення, визначення можливості й швидкості процесів самоочищення повітря чи поверхневих природних вод, загрози фотохімічного смогу, під час розв'язання екологічних і народногосподарських завдань.

Від фізико-географічних умов довкілля, особливостей і обсягів його забруднення, пов'язаних з різними типами людської діяльності, залежить вибір методів екологічної оцінки території, об'єкта чи акваторії, час виконання, тривалість і детальність досліджень.

Розділ 1. ОРГАНІЗАЦІЯ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА СТАНОМ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

1.1. Нормування забруднень навколишнього середовища

Законодавчою базою стандартизації і нормування в галузі охорони довкілля в Україні є закони і кодекси: Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища», введений в дію Постановою Верховної Ради України № 1268-ХІІ від 26 червня 1991 р. зі змінами, «Про природно-заповідний фонд України» (від 16.06.1992 р.); «Про охорону атмосферного повітря» (від 16.10.1992 р.); «Про рослинний світ» (від 09.04.1999 р.); «Про тваринний світ» (від 3.03.1993 р.); «Про відходи» (від 05.03.1998 р.); Лісовий, Водний та Земельний кодекси, кодекс «Про надра» та інші. Вказані нормативно-правові документи регламентують основні питання правового поводження з окремими видами природних ресурсів, право власності і право користування ними, заходи охорони і відповідальність за порушення екологічного законодавства, міжнародне співробітництво тощо [1].

До нормативних актів в системі екологічного законодавства належать також підзаконні нормативно-правові акти (укази Президента України, постанови Кабінету Міністрів України, інструкції міністерств і відомств, рішення органів місцевого самоврядування), керівні нормативні документи (КНД), державні стандарти (ДСТУ), санітарні правила і норми (ДСанПін).

Державні стандарти в галузі охорони навколишнього природного середовища є обов'язковими для виконання і визначають поняття і терміни, режим використання й охорони природних ресурсів, методи контролю за станом навколишнього природного середовища, вимоги щодо запобігання негативного впливу забруднень на здоров'я людей, інші питання, пов'язані з охороною навколишнього природного середовища та використанням природних ресурсів [2].

Класифікація нормативів якості довкілля та антропогенного навантаження надзвичайно складна. Так, Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» виділяє екологічні нормативи, до яких відносяться гранично допустимі викиди, скиди, нормативи використання природних ресурсів тощо, та нормативи гранично допустимих концентрацій забруднюючих речовин у довкіллі та рівні шкідливих фізичних та біологічних впливів на нього. Очевидно, що

класифікація нормативів дещо ширша та має враховувати комплексні екологічні нормативи [1].

Для оцінювання екологічного стану довкілля запроваджено екологічне та санітарно-гігієнічне нормування.

Екологічне нормування передбачає допустиме навантаження на екосистему. Допустимим є таке навантаження на довкілля, при якому відхилення перебігу процесів у довкіллі є в межах норми. Однак для більшості забруднювачів користуються санітарно-гігієнічними нормами. В Законі України «Про охорону навколишнього природного середовища» (25.06.1991 зі змінами) [3] наведене визначення екологічних нормативів як таких, що встановлюють гранично допустимі викиди та скиди у НПС забруднюючих хімічних речовин, рівні допустимого шкідливого впливу на нього фізичних та біологічних факторів. В такому формулюванні екологічні нормативи фактично тотожні виробничо-господарським. Але екологічні нормативи – це нормативи гранично допустимого антропогенного впливу або стану природного середовища, при яких не виникають порушення в екосистемах [1].

Санітарно-гігієнічне нормування базується на принципі, що людина тоді захищена від негативного впливу довкілля, коли захищена і екосистема. В основу нормування шкідливих впливів покладено принцип *порогової дії*.

Поріг шкідливої дії – це та мінімальна доза речовини, під впливом якої в організмі виникають зміни у межах фізіологічних реакцій та реакцій пристосування.

Екологічні та санітарно-гігієнічні стандарти включають такі показники: гранично допустима норма (ГДН); гранично допустима концентрація (ГДК); гранично допустимий рівень (ГДР) [4].

ГДН (гранично допустимі норми) характеризують антропогенну дію на природне середовище. Вони включають: організаційні заходи; заходи раціонального використання земель, флори; норми для ґрунтів, водойм та водостоків, повітря населених пунктів.

Перевищення норми загрожує здоров'ю.

ГДК (гранично допустима концентрація) – така концентрація хімічної речовини у довкіллі, при дії якої на організм періодично або протягом всього життя (прямо або опосередковано) не виникають фізичні та психічні захворювання або зміни стану здоров'я, що виходять за межі фізіологічних реакцій, виявлених сучасними методами дослідження відразу і у віддалені строки життя сучасного та наступного покоління.

Нормування здійснюють за принципом *лімітуючого показника* і найбільш чутливого показника, як наприклад неприємний запах, хоча концентрація речовини не викликає шкідливої дії.

Для кожного об'єкту довкілля визначені величини ГДК і обчислюють їх по-різному: для ґрунту це ГДК в орному шарі, мг/кг; для води – ГДК в мг/дм³. Для повітря є різні нормативи, обчислені у мг/м³ – для населення, на

виробництві. Є нормативи і для продуктів харчування. Це такі показники, як ГДК та ДЗК (допустима залишкова кількість) та інші.

На сьогодні встановлено ГДК для більш ніж 500 шкідливих речовин, що забруднюють повітря, біля 300 для ґрунтів і більше ніж 1500 для вод.

ГДР (гранично допустимий рівень) нормує рівні вібраційного, електромагнітного, шумового забруднення.

Виробничо-господарські стандарти регламентують екологічно безпечний режим роботи виробництва, комунально-побутового об'єкту. До них відносяться технологічні, містобудівні, рекреаційні та інші нормативи господарської діяльності [5].

Технологічні нормативи включають гранично допустимий викид в атмосферу (ГДВ) та гранично допустимий скид, стік у водойму (ГДС).

ГДВ в атмосферу (г/с, т/рік) – така кількість шкідливих речовин, яка викидається у повітря за одиницю часу, і при якій концентрація забруднювача повітря не перевищує ГДК.

Гранично допустимий викид визначає ту кількість хімічної речовини у викиді, яка не перевищує фонові. Його встановлюють після розрахунку розсіювання домішок в атмосферу.

Тимчасові нормативи. Для речовин, дія яких недостатньо досліджена, на певний відрізок часу, переважно 2–3 роки, встановлюють **тимчасові нормативи**. До таких нормативів належать **ОДК** (орієнтовно допустимі концентрації) для ґрунтів; **ТДК** (тимчасово допустимі концентрації) та **ОБРВ** (орієнтовно безпечні рівні впливу), переважно для викидів у повітря.

Сумарні показники. Нормування стосується вмісту конкретної хімічної речовини. Забруднювачів у довкіллі є декілька, всі вони разом впливають на процеси у довкіллі та на здоров'я людини, причому часто вплив є не сумою окремих впливів, а може бути більшим. Тому у випадку забруднення вод та повітря користуються відносним **сумарним показником** для речовин з подібною дією у водах та повітрі. Сума відношень концентрацій речовин до їхніх ГДК не повинна перевищувати одиниці.

Комплексні нормативи. Серед них виділяють [6]: гранично допустимі норми навантаження на НПС; нормативи санітарних і захисних зон.

1.1.1. Нормування вмісту речовин у ґрунті

Якість ґрунтів – це сукупність фізико-хімічних і біологічних властивостей ґрунтів, що визначають їх безпечність в епідеміологічному і гігієнічному відношенні. Визначається якість ґрунтів за показниками їх санітарного стану, та комплексу критеріїв (санітарно-хімічних і санітарномікробіологічних). Якість ґрунтів регламентується за стандартами, в яких розглядаються номенклатура показників санітарного стану ґрунту, методи відбирання і підготовки проб для хімічного, бактеріологічного і гельмінтологічного аналізу та ін. [7]

У колишньому СРСР встановлювався лише один норматив якості ґрунтів, що визначав рівень забруднення ґрунтів шкідливими хімічними речовинами – ГДК_г (мг/кг) для орного шару ґрунту.

Система стандартизації й нормування в галузі охорони й раціонального використання ґрунтів на сьогодні є недостатньо розробленою. Встановлені в цій галузі стандарти були розроблені в нашій країні вперше тільки у 80-х роках минулого століття. Багато важливих санітарно-нормативних документів, що стосуються стану ґрунтів, є відомчими. Тому потрібне подальше вдосконалення законодавства шляхом розробки та затвердження державних стандартів на різні показники та норми в галузі охорони ґрунтів.

Законодавчою основою стандартизації й нормування в галузі охорони й раціонального використання ґрунтів є Земельний кодекс України (№ 2768 - III від 25.10.01), Закон України «Про охорону земель» (№ 962-IV від 19.06.03), Закон України «Про державний контроль за використанням й охороною земель» (№ 963 від 19.06.03), та ін. [4, 8].

Відповідно до ст. 30 Закону України «Про охорону земель» [9] у галузі охорони земель та відтворення родючості ґрунтів встановлюються такі нормативи:

- гранично допустимого забруднення ґрунтів;
- якісного стану ґрунтів;
- оптимального співвідношення земельних угідь;
- показників деградації земель та ґрунтів.

Нормативи якісного стану ґрунтів встановлюються з метою запобігання їх виснаженню і використовуються для здійснення контролю за якісним станом ґрунтів. Вони визначають рівень забруднення, оптимальний вміст поживних речовин, фізико-хімічні властивості тощо.

Нормативи в галузі охорони земель та відтворення родючості ґрунтів встановлює Кабінет Міністрів України.

Принцип нормування вмісту шкідливих речовин у ґрунті базується на тому, що потрапляння їх в організм проходить, переважно, через контактуючі з ґрунтом середовища (рослини, повітря, вода). Нормативи ГДК_г розроблені для речовин, які можуть мігрувати в атмосферне повітря або ґрунтові води, знижувати врожайність або погіршувати якість сільськогосподарської продукції. Тому, для характеристики забруднюючих речовин вводяться відповідні міграційні показники, що визначені експериментально:

- МА – міграційний повітряний показник шкідливості, що характеризує здатність забруднюючої речовини переходити із орного шару ґрунту в атмосферу;

- МВ – міграційний водний показник шкідливості що характеризує перехід забруднюючої речовини із орного шару ґрунту в ґрунтові води або поверхневі водні об'єкти;

– ТЛ – транслокаційний міграційний показник шкідливості, що характеризує здатність забруднюючої речовини переходити з орного шару ґрунту через кореневу систему в зелену масу і плоди рослин.

Крім того, вводиться загальносанітарний показник шкідливості, що характеризує здатність забруднюючої речовини впливати на самоочисну здатність ґрунтів та ґрунтовий мікробіоценоз. В інституті екології людини (Росія) проводяться дослідження, що направлені на обґрунтування індивідуальних показників шкідливих речовин ГДКг для різних типів ґрунтів.

Для ґрунтів, як для повітря та водойм, у випадку, коли для речовини не встановлено ГДКг, внаслідок недостатності інформації про метаболізм і токсичність речовин, встановлюється тимчасово допустима концентрація (ТДКг) хімічної речовини в орному шарі ґрунту розрахунковим шляхом. Визначення ступеня забруднення ґрунтів при відсутності ГДК забруднювача проводиться також в порівнянні з фоновими чи кларковими значеннями [1, 4, 8].

Установлення ГДК забруднюючих речовин у ґрунті знаходиться в первісній стадії, тому нині встановлені ГДК лише для 30 шкідливих речовин, переважно отрутохімікатів.

У зв'язку з тим, що шкідливі речовини надходять в організм людини за харчовими ланцюгами, то встановлені допустимі залишкові кількості (ДЗК) пестицидів у ґрунті, харчових і кормових продуктах (табл. 1.1)

Таблиця 1.1

ГДК і ДЗК деяких речовин у ґрунті

Речовина	ГДК, мг/кг	ДЗК, мг/кг
Хлорофос	0,5	1,0
Карбофос	2,0	1,0
Прометрін	0,5	0,1
Поліхлоркамфер	0,5	0,1
Гексахлорциклогексан	1,0	1,0

Забруднення ґрунту в умовах міст пов'язане з утворенням промислових і побутових відходів. У зв'язку з цим, контроль забруднення ґрунту здійснюється переважно органами Держпродспоживслужби (раніше – санітарно-епідеміологічна служба). Ця служба проводить:

- попереджувальний нагляд за проектуванням і будівництвом споруджень за очищенням і знешкодженням промислових і побутових відходів;
- поточний нагляд за своєчасним збором і видаленням промислових і побутових відходів, а також вторинної сировини.

Крім зазначених функцій, під контролем санітарної служби знаходиться не тільки збір, але і транспортування відходів, узгодження місць їхнього поховання, переробки.

Гранично допустима концентрація хімічного *елементу* в ґрунті – така концентрація, яка при багаторічному впливі на ґрунт не викликає патологічних змін у ґрунтовій біоті і у властивостях абіотичної частини, особливо у ґрунтовому поглинальному комплексі.

Встановлення ГДК для ґрунту є не простим завданням, оскільки ґрунт є складним утворенням, зв'язаним з життєдіяльністю рослин і тварин. Шкідливий вплив чинять на різних типах ґрунтів різні дози одного і того ж інгредієнта. Це залежить від характеристик ґрунту, таких як вміст гумусу та інтенсивність його мінералізації; рН ґрунтового розчину; здатність до катіонного обміну з ґрунтовим поглинальним комплексом; від виду рослин; від того, наскільки сторонні речовини впливають на стан ґрунту – на зміну хімічного складу ґрунту та його фізичного стану (проникнення води та повітря), на зміну санітарного стану. Тому ГДК визначають для даного типу ґрунту за загальним вмістом та за вмістом рухливих форм інгредієнтів [2, 7].

Показником забруднення є деградація ґрунту, зміна гумусового складу, бо саме гумус відповідає за родючість і є фактором самоочищення ґрунту.

Особливо небезпечними у ґрунті є сполуки As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn, F; помірно небезпечні сполуки B, Co, Ni, Mo, Cu, Sb, Cr; мало небезпечні сполуки Ba, V, W, Mn, Sr; ацетофенон. Небезпечними є радіоактивні ⁹⁰Sr і ¹³⁷Cs.

Щоб встановити ГДК речовин у ґрунті, проводять низки досліджень і визначають, наскільки вони токсичні для тварин, протягом якого часу речовини залишаються незмінними у ґрунті та в рослинах (персистентність), як впливають на харчову цінність вирощеної продукції.

Ключовим питанням нормування антропогенного навантаження на ґрунти є оцінка їх забрудненості. За величиною зон та рівнем забруднення виділяють *фонове, локальне, регіональне і глобальне* забруднення ґрунтів.

Фоновим вважається такий вміст забруднюючих речовин, який відповідає або є близьким до природного хімічного складу ґрунту.

Локальним вважається забруднення ґрунту поблизу одного або сукупності декількох джерел забруднення.

Регіональним є таке забруднення ґрунту, яке виникає внаслідок переносу забруднюючих речовин на відстань не більше 40 км від техногенних і не більше 10 км від сільськогосподарських джерел забруднень.

Глобальним називають таке забруднення ґрунту, яке виникає внаслідок дальнього переносу забруднюючих речовин на відстань понад 1000 км від будь-яких джерел забруднення.

За ступенем небезпеки хімічні речовини, що потрапляють в ґрунти, поділяють на три класи (табл. 1.2):

- 1 клас – високонебезпечні речовини;
- 2 клас – помірнонебезпечні речовини;
- 3 клас – малонебезпечні речовини.

Таблиця 1.2

Визначення токсичності речовин у ґрунті

Показник/Клас	I	II	III
Токсичність (ЛД), мг/кг	<200	200-1000	>1000
Персистентність у ґрунті, місяців	>12	6-12	<6
ГДК у ґрунті, мг/кг	<0,2	0,2-0,5	>5
Персистентність в рослині, місяців	3	1-3	<1
Вплив на харчову цінність сільськогосподарської продукції	сильний	помірний	-

Часто токсичність характеризують іншими показниками.

Фоновий вміст інгредієнта в ґрунті характеризує стан ґрунту на даній території та в даних умовах. *Фоновою* вважається *концентрація інгредієнту в ґрунті на відстані 15–20 км від епіцентру техногенної дії проти напрямку вітру*. Другим вживаним показником є *пороговий вміст* інгредієнтів у ґрунті. Ці характеристики для найбільш токсичних важких металів наведені у таблиці 1.3.

Таблиця 1.3

Вміст особливо токсичних елементів у ґрунті, мг/кг

Фоновий вміст		Пороговий вміст рухомих форм				
Елемент	Вміст	Тип ґрунту/Елемент	Hg	Cd	Zn	Pb
Cd	0,01-0,5	Дерново-підзольний	2	2	85	15
Hg	0,02-0,5	неокультурений				
	(Європа, Канада)	Дерново-підзольний окультурений		25	80	650
Pb	2,5-10,0	Чорнозем типовий		5,5	115	
Zn	21,3-40,2					

Величини гранично допустимих концентрацій найбільш токсичних важких металів у табл. 1.4.

Таблиця 1.4

Гранично допустимі концентрації елементів у ґрунті, мг/кг

Елемент	Вміст		Елемент	Вміст	
	Загальний	Рухомі форми		Загальний	Рухомі форми
As	2,0		Cr(Cr(VI))	100 (0,5)	
Hg	2,1		V	150	6
Cd	3,0	0,7	Zn	300	
Sb	4,5		Sr	1000	23
Se	10		Mn	1500	
Pb	30	2	NO ₃ ⁻		50
Co	50	5	F ⁻	10	130
Ni	85	4	P ₂ O ₅	200	
Cu	100	3	H ₂ S	0,4	

За вмістом токсичних неорганічних та органічних речовин визначають рівні забруднення ґрунту (табл. 1.5).

Всього визначено 5 таких рівнів. Перший рівень відповідає незабрудненому ґрунту, у якому вміст інгредієнта менший за величину ГДК. Рівні 2–5 характеризують різний ступінь забруднення ґрунту.

Таблиця 1.5

Показники рівня забруднення ґрунтів деякими хімічними речовинами

Неорганічні сполуки				
Елемент	Вміст, мг/кг			
	2 низький рівень	3 середній рівень	4 високий рівень	5 дуже високий рівень
Cd	від ГДК до 3	3 - 5	5 - 20	>2
Hg	від ГДК до 3	3 - 5	5 - 10	>10
As	від ГДК до 20	20 - 30	30 - 50	>50
Pb	від ГДК до 125	125 - 250	250 - 600	>600
Органічні сполуки				
Сполука	Вміст, мг/кг			
	2 низький рівень	3 середній рівень	4 високий рівень	5 дуже високий рівень
Бензапірен	від ГДК до 0,1	0,1 - 0,25	0,25 – 0,5	>0,5
Бензол	від ГДК до 1	1 - 3	3 - 10	>10
Хлоровані вуглеводні	від ГДК до 5	5 - 25	25 - 50	>50
Нафтопродукти	1000 - 2000	2000 - 3000	3000 - 5000	>5000

При перевищенні вмісту елементів у ґрунті вони починають накопичуватися у рослинах. Тому визначають вміст токсичних речовин як у ґрунті, так і у вирощеній на ньому продукції (табл. 1.6).

Таблиця 1.6

**Нормативи забруднення рослинницької продукції
важкими металами, мг/кг**

Елемент	ГДК рухомих форм у ґрунті	ГДК у рослинах	
		овочі	зерно
Цинк	23	10	50
Кадмій	0,7	0,03	0,03
Плюмбум	2	0,5	0,3
Купрум	3	5	10
Хром	6	0,3	0,2
Меркурій	-	0,02	0,03
Кобальт	5	1	1
Манган	50	20	44
Ферум	-	50	50
Нікель	4	1,5	0,5

Оцінка ґрунтів за вмістом важких металів проводиться таким чином. Якщо вміст важкого металу у ґрунті є на рівні фонового, вміст рухомих форм на рівні ГДК, а в рослині менший за ГДК, то екологічний стан є *задовільним*. Якщо вміст у ґрунті і в рослині є на рівні ГДК, але в рухомих формах перевищений у 1,5–2 рази, то *стан передкризовий*. Якщо загальний вміст у ґрунті та рослині незначно перевищений, то стан ґрунту *кризовий*. При перевищенні показників ГДК у десятки і сотні разів стан ґрунту *катастрофічний* (табл. 1.7).

Таблиця 1.7

**Забруднення ґрунтів деякими мікроелементами
(рухомі форми, ацетатно-амонійний буферний розчин, рН 4,8), мг/кг**

Градація вмісту мікроелементів	Mn	Cu	Zn
Незабруднені ґрунти			
Підвищений рівень	40-60	1-5	10-40
Забруднені ґрунти			
Слабо забруднені	65-90	5-25	40-65
Сильно забруднені	115	50	90

Для оцінки забруднення ґрунтів пестицидами використовують дані про їхню залишкову кількість у ґрунті і в рослині. Вважається, що *на 1 га ґрунтів слід вносити не більше як 3 кг пестицидів*. Передкризовим

вважається такий стан ґрунту, коли на 1 га припадає 4–5 кг пестицидів, кризовий і катастрофічний, коли їх вміст сягає 5–7 кг і більше відповідно, а вміст залишків пестицидів у рослині перевищує гранично допустиму концентрацію в 2–10 рази.

До *індивідуальних показників* забруднення ґрунтів слід віднести час подвоєння забруднювача в ґрунті та інтенсивність забруднення.

Час подвоєння ($t_{1/2}$) – час, протягом якого атмосферні опади подвоюють природний вміст металу в шарі цілиного ґрунту товщиною 1 см, а в шарі орного – товщиною 20 см (табл. 1.8). Цей критерій дозволяє реально оцінити техногенне забруднення ґрунту.

Таблиця 1.8

Час подвоєння вмісту деяких забруднювачів у ґрунті

Елемент	Pb	Cr	Mn	Cu	Ni	Zn
$t_{1/2}$, роки	0,88	27	25	0,36	3,3	2,2
Фоновий вміст, мг/кг	3,4	180	390	3,9	55	29

Отже, чим менший природний вміст елемента у ґрунті, тим за менший відрізок часу його вміст подвоюється. Потрапляння у ґрунт саме таких елементів (Cu, Pb) найінтенсивніше забруднює його.

Інтенсивність забруднення ґрунту – ступінь накопичення забруднення в порівнянні з фоном. Інтенсивність забруднення характеризують **коефіцієнтом концентрації**.

$$K_c = \frac{C_i}{C_\phi}, \quad (1.1)$$

де C_i – загальний вміст забруднюючої речовини;

C_ϕ – середній фоновий вміст забруднюючої речовини в досліджуваному об'єкті.

Нижнім порогом аномальності вважається величина $K_{Ci}=1,5$.

Сумарні показники забруднення використовують у випадку низки забруднювачів у асоціації, переважно для важких металів.

Сумарний показник забруднення для n врахованих аномальних факторів визначає **поліелементне** забруднення ґрунту і вираховується за формулою Ю.С. Саста:

$$Z_c = \sum_i^n K_{Ci} - (n-1), \quad (1.2)$$

де K_{Ci} – коефіцієнт концентрації i – го елемента в пробі;

n – число елементів суми.

За значенням сумарного показника забруднення Z_c розроблена шкала (Ю. Саст і Б. Равич) [10], що відображає небезпеку забруднення ґрунтів для здоров'я людини. Згідно з цією шкалою:

- 1) припустимий ступінь забруднення ($Z_c < 16$);
- 2) помірний ступінь забруднення ($Z_c = 16-32$);
- 3) небезпечний ступінь забруднення ($Z_c = 32-128$);
- 4) надзвичайно небезпечний ступінь забруднення ($Z_c > 128$).

При мінімальному значенні Z_c (< 16) небезпеки не виникає, спостерігається низький рівень захворюваності дітей і мінімальна частота функціональних відхилень.

При середніх значеннях Z_c , (16-32) ситуація помірно небезпечна. Збільшується захворюваність дітей. Сумарна захворюваність досягає 15%.

При $Z_c = 32-64$ ситуація характеризується як небезпечна. Зростає захворюваність дітей на хронічні хвороби, порушується діяльність серцево-судинної системи. Сумарна захворюваність досягає 40%.

При значеннях Z_c від 32-64 до 128 екологічна ситуація характеризується як надзвичайно небезпечна. Збільшення загальної захворюваності, числа дітей, які часто хворіють, дітей із хронічними захворюваннями, порушеннями функціонального стану серцево-судинної системи

При значеннях Z_c (>128) настає екологічне лихо, захворюваність перевищує 70 %, спостерігається порушення репродуктивної функції жінок, зростає смертність.

Наприклад, визначили коефіцієнти для таких забруднювачів: $K_c(\text{Pb}) = 9,0$, $K_c(\text{Zn}) = 8,2$, $K_c(\text{Hg}) = 6,0$, $K_c(\text{Cu}) = 5,0$, $K_c(\text{Ni}) = 3,2$, $K_c(\text{Cr}) = 1,8$. Тоді сумарний показник має значення:

$$Z_c = \sum_i^n (9 + 8,2 + 6 + 5 + 3,2 + 1,8) - (6 - 1) = 28,2$$

За даними інтенсивності та сумарного показника забруднення складають моноелементні карти забруднення ґрунтів та поширення геохімічної асоціації.

Іноді користуються **сумарним показником ступеню забруднення** (СТЗ) для n елементів, що входять у асоціацію, для яких $K_{Ci} > 1$:

$$СТЗ = \sum_i^n K_{Ci}, \quad (1.3)$$

Якщо не для усіх забруднювачів коефіцієнт концентрації перевищує одиницю, то використовують **середній сумарний показник забруднення** (ССПЗ):

$$ССПЗ = \sum_{i=1}^n K_{Ci} / n_i + \sum_{j=1}^m K_{Cj} / m_j, \quad (1.4)$$

де n - кількість забруднювачів, для яких $K_{Ci} > 1$; m - кількість забруднювачів, для яких $K_{Ci} < 1$.

За ступенем забрудненості ґрунти поділяють на сильно забруднені, середньо забруднені і слабо забруднені.

У **сильно забруднених** ґрунтах вміст забруднюючих речовин у кілька разів перевищує ГДКг. Для таких ґрунтів характерна низька біологічна продуктивність та істотні зміни їх фізико-хімічних, хімічних і біологічних характеристик. Це є причиною того, що при вирощуванні сільськогосподарської продукції на цих ґрунтах, в рослинах спостерігається перевищення норми вмісту токсичних речовин.

Для **середньо забруднених ґрунтів** характерне незначне перевищення ГДКг забруднюючих речовин, що не призводить до помітних змін їх властивостей.

У **слабо забруднених** ґрунтах вміст шкідливих речовин не перевищує ГДКг, але перевищує їх фонову концентрацію.

За ступенем стійкості до хімічних забруднень та характером зворотної реакції, ґрунти поділяються на:

- дуже стійкі,
- середньостійкі,
- малостійкі.

Ступінь стійкості ґрунтів до хімічних забруднень характеризується такими показниками, як гумусний склад ґрунту, кислотно-основні властивості, окиснювально-відновлювальні властивості, катіонно-обмінні властивості, біологічна активність, рівень ґрунтових вод, частка речовин, що знаходяться в розчиненому стані.

При оцінці стійкості ґрунтів до хімічних забруднень слід враховувати показники, що характеризують короткотермінові (2-5 років), довготермінові (5-10 років) зміни ґрунтів та показники ранньої діагностики розвитку змін в ґрунтах.

Короткотермінові зміни властивостей ґрунтів діагностуються за динамікою вологості, величиною водневого показника pH, складом ґрунтових розчинів, диханням ґрунтів, вмістом поживних речовин.

Довготермінові зміни властивостей ґрунту діагностуються за складом та запасом гумусу, відношенням вуглецю гумінових кислот до карбону сульфокислот, втратами ґрунтів внаслідок ерозії, загальною лужністю, кислотністю, вмістом солей.

Функціонування промислових підприємств, транспорту та енергетичних установок викликає регіональне і навіть глобальне забруднення ґрунтів. Регіональне забруднення ґрунтів може викликатися кислотними дощами, що випадають поблизу великих промислових підприємств, котрі викидають в атмосферу шкідливі гази. Природні процеси (міграція, перетворення, розклад, вимивання, вивітрювання, сонячна радіація, клімат) сприяють самоочищенню ґрунтів. Захисна

здатність ґрунтів щодо самоочищення має певні межі, котрі слід враховувати при організації виробничої та господарської діяльності.

1.1.2. Нормування вмісту речовин у воді

Норми якості води являють собою сукупність встановлених допустимих значень показників складу і властивостей води водних об'єктів, в межах яких надійно відвертається шкода здоров'ю населення, забезпечуються нормальні умови водокористування і екологічне благополуччя водного об'єкта. Показники, що входять до сукупності норм якості води, називаються *нормованими показниками складу і властивостей води*. Вони включають нормовані властивості, тобто загальні вимоги до фізичних, хімічних, біологічних характеристик властивостей води (температури, водневого показника рН, запахів, присмаків, токсичності води та ін.) і нормовані речовини, що характеризуються нормами їх вмісту і гранично допустимими концентраціями (ГДК) у воді водних об'єктів для різних категорій водокористування (або ОБР - орієнтовно безпечних рівнів шкідливих речовин у воді рибогосподарських водних об'єктів і орієнтовно допустимих рівнів вмісту таких речовин у воді водних об'єктів господарсько-питного та комунально-побутового водокористування). Нормовані речовини розподіляються на групи з однаковими лімітуючими ознаками шкідливості, класами безпеки [4].

Хімічні речовини у воді поділяються на 4 класи небезпеки: 1 клас – надзвичайно небезпечні, для яких виконується повна схема тестування (гостре, підгостре, хронічне дослідження, та дослідження впродовж життя на різних групах тварин); 2 клас – високонебезпечні речовини, для яких виконується повна схема тестування; 3 клас – небезпечні речовини, для яких не виконується хронічний експеримент; 4 клас – помірно небезпечні, які нормуються експрес тестуванням.

Клас небезпеки характеризує наступні властивості шкідливої речовини: - здатність до накопичення в організмі та кумуляції ефекту шкідливого впливу; - вірогідність викликати віддалені ефекти (небезпека хронічного отруєння); - швидкість резорбції речовини тканинами живого організму (більш небезпечні гідрофільні та ліпофільні хімічні сполуки, які легко потрапляють до чутливих центрів біологічних реципієнтів) [4, 11].

Величину гранично допустимої концентрації речовин у воді визначають за ознакою, яка характеризується найменшою підпороговою та пороговою концентрацією. Всього у воді нормують вміст більше як 1500 речовин, серед яких 60 для рибних господарств. Найбільш жорстко нормують вміст речовин у господарсько-побутових водах. Однак ці нормативи не відповідають нормативам інших споживачів та водокористувачів.

Для речовин ГДК визначають за вказаними нижче показниками.

1. *Санітарний режим водойми*, який включає процес мінералізації органічних речовин (БСК); спостереження за розвитком бактеріальної флори. Пороговою вважається доза речовини, при якій процеси у водоймі перебігають аналогічно до природних.

2. *Органолептичні властивості* – вивчають воду з уведеною сторонньою речовиною на запах, колір, на смак звареної у такій воді риби. Так встановлюють *порогову дозу*.

3. *Здоров'я людини*. Вивчають токсикологічну і біохімічну дію різних концентрацій певної речовини у воді на тваринах, визначають дози хронічних ефектів або *підпорогову дозу* (після дії речовини протягом 6–8 місяців), *підгостру* (вплив після дії речовини протягом 1–3 місяців) та *гостру* або *смертельну дози*. Вважається, що підпорогові дози не приводять до зміни стану і функцій організму.

Розроблені стандарти якості води України, Європи, США, Міжнародний. Вода для споживання, як і вода після очищення, повинна відповідати цим вимогам. Вода для побутово-господарського споживання не має містити шкідливих речовин, у ній не може бути грубодисперсних частинок як завислих, так і у вигляді плівок на поверхні, вона не може мати кольору, каламуті, запаху і неприємного смаку.

Обчислення величини ГДК речовин у водоймах проводять математичними методами з врахуванням *середньої смертельної дози та концентрації* (мг/кг і мг/л відповідно). Так для речовин, як, проявляють *неспецифічну токсичну дію*,

$$\lg ГДК_{(токс.)} = 0,8 \cdot \lg ЛД_{50} - 0,8 \cdot \lg \frac{ЛД_{50(перор.)}}{ЛД_{50(інгаляц.)}} - 0,64 \quad (1.5)$$

Якщо дія речовин *специфічна*, то величину ГДК зменшують у 2–5 разів.

ГДК речовин у воді пов'язана з ГДК речовин у повітрі:

$$\lg ГДК_{(токс.)} = 0,61 \cdot \lg ГДК_{p.z.} - 0,1$$

Сумарним показником для водойм є розрахунок *мінімальної концентрації*, при якій не відбувається забруднення водойми.

Максимально допустима концентрація речовин у водоймі:

$$C_{i,max} = \frac{k_{змішування} \cdot Q_{сток}}{Q_{рік}} (ГДК_i - C_{i,фону}) + ГДК_i, \quad (1.6)$$

де Q – витрата води у водоймі, м³/с.

У питній воді обмежена мінералізація, твердість, рН, вміст поліакриламідів, сполук важких металів, As, Cu, F, Fe, Be, Mn, Mo, NO₃⁻, Pb, Se, Sr, Zn, U, радіоактивних ізотопів Ra, ⁹⁰Sr. Якщо у воді наявні одночасно деякі з цих речовин (крім NO₃⁻, F, радіонуклідів), то *сума їх відносних концентрацій* не повинна перевищувати 1.

1.1.3. Нормування вмісту речовин у повітрі

Відповідно до ст. 4, 5 Закону України "Про охорону атмосферного повітря" від 16.10.1992 р. [12] стандартизація і нормування в галузі охорони атмосферного повітря проводяться з метою встановлення комплексу обов'язкових норм, правил, вимог до охорони атмосферного повітря від забруднення та забезпечення екологічної безпеки.

В галузі охорони атмосферного повітря встановлюються такі нормативи:

- нормативи гранично допустимих викидів забруднюючих речовин стаціонарних джерел;
- технологічні нормативи допустимого викиду забруднюючих речовин;
- нормативи екологічної безпеки атмосферного повітря;
- нормативи гранично допустимого впливу фізичних та біологічних факторів стаціонарних джерел;
- нормативи вмісту забруднюючих речовин у відпрацьованих газах та впливу фізичних факторів пересувних джерел.

За **ступенем токсичності** забруднювачі повітря поділяються на 4 класи. Визначають токсичність речовин за їхньою дією при потрапленні в легені, в шлунок та на шкіру. За цими показниками визначають ГДК речовин (табл. 1.9).

Таблиця 1.9

Класифікація небезпеки речовин у повітрі за ступенем дії на організм

Доза/клас	1	2	3	4
ГДК виробничої зони (мг/м ³)	<0,1	0,1-1	1,1-10	>10
Смертельна концентрація в повітрі (г/м ³)	<0,5	0,5-5,0	5-50	>50
Смертельна доза на шкірі (г/г)	<0,1	0,1-0,5	0,5-2,5	>2,5
Смертельна доза при потрапленні у шлунок (г/г)	<0,015	0,015-0,15	0,151-5,0	>5,0

Нормативи стосуються повітря, у якому перебувають всі жителі, а крім того є окремі нормативи для працюючих на виробництві. *Допустимі концентрації на виробництві завжди є більшими за ГДК у повітрі населених пунктів.*

Згідно нормативів вміст токсичних речовин у повітрі повинен бути меншим за ГДК, при цьому враховують і фоновий вміст у повітрі:

$$\text{ГДК} > \text{C}(\text{приземна}) + \text{C}(\text{фонова}).$$

Нормативом для населення є середньодобова гранично допустима концентрація (ГДК_{с.д.}) – вміст речовин, який не чинить шкідливої дії на живі організми та людину при вдиханні повітря протягом тривалого часу.

Для речовин, що викликають *рефлекторну реакцію* (кашель, чхання, ін.) нормативом є **максимально разова гранично допустима концентрація (ГДК_{м.р.})** – концентрація речовини у повітрі, при якій вдихання повітря протягом 30 хв. не викликає рефлекторних реакцій.

Нормативом **для працюючих на виробництві є гранично допустима концентрація робочої зони (ГДК_{р.з.})** – така концентрація речовини у повітрі, яка не викликає шкідливої дії при вдиханні повітря протягом 3 год. в день або 41 год. на тиждень.

Нормативи вмісту токсичних речовин на виробництві переважно завжди більші, ніж для населення, причому встановлені для окремих специфічних виробництв. Також за ефектом разової дії, який спричиняє рефлекторні реакції (кашель, чхання), нормативи більші. Порівняння величин ГДК приведено у табл. 1.10.

Таблиця 1.10

Величини ГДК речовин у повітрі, мг/м³ для різних категорій людей

Речовина	ГДК _{с.д.} (середньодобова)	ГДК _{м.р.} (максимально разова)	ГДК _{р.з.} (робочої зони)
HCOH	0,003	0,035	0,5
HCl	0,015	0,05	5
NO ₂	0,04	0,085	2
SO ₂	0,05	0,5	10
NH ₃	0,004	0,2	20
C ₆ H ₆	0,1	1,5	5
CO	1	3	20

У випадку **викиду пилу** в повітря користуються низкою показників.

Пилове навантаження (P_п) – це маса пилу, який випав на одиницю площі твердої поверхні (кг/км²). **Загальне навантаження забруднювача на довкілля, обумовлене випаданням його у складі пилу, обчислюють таким чином:**

$$P_{\text{заг}} = P_{\text{п}} \cdot C \quad (1.7)$$

Інтенсивність навантаження забруднювача у довкіллі вираховують відносно його фонового пилового навантаження ($P_{п.ф.}$), і воно залежить як від кількості, внесеної пилом, так і від природного фонового вмісту:

$$K_p = \frac{P_{заг}}{P_{ф}} = \frac{P_{заг}}{P_{п.ф.} \cdot C_{ф}} = \frac{P_{п.} \cdot C}{P_{п.ф.} \cdot C_{ф}} \quad (1.8)$$

Для поліелементного забруднення вираховують **сумарний показник пилового навантаження**:

$$Z_n = \sum_{i=1}^n K_p - (n-1) \quad (1.9)$$

Максимально допустимий викид в атмосферу за одиницю часу (ГДВ), г/с, т/рік, при якому вміст речовини в атмосферному повітрі не перевищує фонового:

$$ГДВ = ГДК \cdot K_{розв.}, \quad (1.10)$$

а з урахуванням фонового вмісту

$$ГДВ = (ГДК - C_{фону}) \cdot K_{розв.}, \quad (1.11)$$

де $K_{розв.}$ (м³/с) – коефіцієнт розбавлення – об'єм чистого повітря, який за 1 с розбавляє викид у повітрі до рівня ГДК.

ГДВ встановлюють з урахуванням клімату, тому в різних районах країни він може відрізнятись. Він залежить від умов осідання забруднення з повітря на землю; висоти труби, через яку відбувся викид; об'єму викиду за 1 сек; температури повітря. Величину ГДВ враховують при проведенні заходів з очищення території від викидів у атмосферу.

Тимчасові нормативи. Може бути така ситуація, що в одному районі на групі підприємств неможливо досягти нормативів з ГДВ. Тоді керівництво за узгодженістю з урядом встановлює тимчасово погоджені викиди (ТПВ).

Тимчасово погоджені викиди (ТПВ) - гранична кількість забруднювачів, встановлена для підприємств на відповідний термін, протягом якого будуть впроваджені заходи з охорони повітря для досягнення величини викидів на рівні ГДВ.

Величини ГДВ та ТПВ встановлюють окремо для кожного джерела забруднення. При цьому береться до уваги повне навантаження технологічного процесу на підприємстві та повноцінну роботу на ньому газоочисного обладнання. Для населення вважається, що:

$$\frac{C}{ГДК_{м.р.}} \leq 1 \quad (1.12)$$

Якщо для речовин, які проявляють певну рефлекторну реакцію, встановлена лише ГДК_{с.д.}, то поки не встановлена величина ГДК можлива умова:

$$\frac{0,1 \cdot C}{ГДК_{с.д.}} \leq 1 \quad (1.13)$$

Якщо взагалі відсутні нормативи р ГДК, то для визначення величини викиду використовують встановлені Міністерством охорони здоров'я **орієнтовно безпечні рівні впливу** (ОБРВ).

Середньодобова ГДК повинна опиратись на токсичну дію речовин, так щоб речовини у повітрі не викликали шкідливої дії. Вона повинна бути обов'язково меншою за максимально разову. Фактично для більшості речовин величини ГДК_{с.д.} співпадають з ГДК_{м.р.}

Сумарні показники забруднення повітря. Часто в повітрі важко диференціювати вміст кожного конкретного забруднювача. У цьому випадку використовують дві основні величини:

1) *відносну концентрацію, яку використовують і у випадку забруднення вод:*

$$q = \frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n} \quad (1.14)$$

2) *приведену концентрацію* (до концентрації однієї з речовин, наприклад C₁):

$$\sum \bar{C} = C_1 + C_2 \frac{ГДК_1}{ГДК_2} + C_3 \frac{ГДК_1}{ГДК_3} + \dots + C_n \frac{ГДК_1}{ГДК_n} \quad (1.15)$$

Сумарну концентрацію забруднювачів вираховують, якщо вони мають *однонаправлену дію*. Якщо декілька забруднювачів у повітрі мають комбіновану дію, то критерієм для визначення ГДВ є те, щоб сумарна приведена концентрація (*q*) була меншою за коефіцієнт комбінованої шкідливої дії, К_{к.д.}, величину якого беруть з довідника: $q \leq K_{к.д.}$

1.1.4. Нормування вмісту речовин у продуктах харчування

Здоров'я людини значною мірою залежить від якості харчових продуктів та сировини, з якої їх виготовляють. На даний час небезпеку в харчових продуктах становлять трансгенні продукти рослинного

походження. Такі рослини стійкі до хвороб, шкідників, приморозків, тощо, однак їхня дія на людський організм ще не з'ясована остаточно. Іншою небезпекою є залишки пестицидів у рослинній сировині, оскільки зараз хімічні речовини для захисту рослин використовують дуже широко. Небезпечний залишок антибіотиків у продуктах тваринного походження, які застосовують для захисту тварин і птиці від захворювань. Нез'ясованим є механізм дії на людський організм м'ясних продуктів з домішками гормональних препаратів, які додають для інтенсифікації росту худоби. Небезпечними є й інші токсичні хімічні речовини, такі, як промислові викиди, що забруднили ґрунти, води та повітря. Серед них на першому місці є сполуки важких металів, особливо Плюмбуму, Кадмію, Арсену.

Методологія нормування сторонніх речовин або *ксенобіотиків* у довіллі та в харчових продуктах відрізняється, тому що допустима доза ксенобіотика повинна бути віднесена до усіх разом спожитих продуктів за день. Отже, важливо встановити, яка саме кількість ксенобіотика потрапила в організм людини протягом певного часу. Нормативи встановлюють експериментально, як і для попередньо розглянутих об'єктів довіллі, вивчивши дію речовин на дослідних тваринах. Аналогічно беруть до уваги три показники: токсикологічний, загально-гігієнічний та органолептичний. Визначають, який рівень допустимого вмісту забруднювача у кормах не впливає на стан тварини.

При встановленні нормативу для людини враховують коефіцієнт запасу (в межах 0,1–0,005). Це означає, що визначений для тварини вміст забруднювача повинен бути для людини у 10–500 разів меншим.

У продуктах харчування та в сировині для цілої низки речовин встановлені *гранично допустимі концентрації*. Гранично допустиму концентрацію, як норматив, використовують переважно для нормування вмісту *важких металів*. Її обчислюють у мг/кг в твердому продукті та у мг/дм³ в рідкому. Відповідно до міжнародних вимог, які висуває Об'єднана Комісія ФАО/ВООЗ Кодекс Аліментаріус, найважливішими в гігієнічному контролі харчових продуктів є 8 мікроелементів – Hg, Cd, Pb, As, Zn, Cu, Sn, Fe. Величини ГДК для найбільш токсичних елементів приведені в табл. 1.11.

Таблиця 1.11

**Гігієнічні нормативи вмісту найбільш токсичних хімічних елементів
в основних харчових продуктах, мг/кг**

Елемент	Рибні	М'ясні	Молочні	Хліб	Овочі	Фрукти
Cd	0,1	0,05	0,01	0,022	0,03	0,03
As	0,1	0,5	0,05	0,2	0,2	0,2
Hg	0,5	0,03	0,005	0,01	0,02	0,01
Pb	1	0,5	0,05	0,2	0,5	0,4

Для контролю за станом рослин на забрудненій території використовують таке поняття, як критична концентрацій важких металів у сухій рослині (табл. 1.12).

Таблиця 1.12

**Критична концентрація важких металів у рослинах, мг/кг
(у перерахунку на суху рослину)**

Елемент	Hg	Co	Cu	Cr	Pb	Cd	Ni	Ti	Zn
Вміст у рослинах (узагальнені дані)	0,5-1	10-20	5-10	1-2	10-20	15-20	20-30	20-30	150-200

У випадку нормування вмісту *антибіотиків, пестицидів* часто вживають норматив **гранично допустимий вміст** (ГДВ), для *харчових добавок* (барвників, підсолоджувачів, розпушувачів) – **гранично допустимі межі** (ГДМ).

Як визначено і узгоджено на сесії Генеральної Асамблеї ООН, є такі допустимі норми деяких елементів у *харчових продуктах* (мг/кг):

Cu-5 (зерно), 10 (овочі); Ni-0,5; Zn-2,5 (хліб, крупи), 10 (овочі).

Серед згаданих елементів найнебезпечнішим є Ni, бо встановлено, що при дозі 50 мг/кг у ґрунті він накопичується в усіх харчових продуктах. У той же час перевищення норм у ґрунті Cu призводить до перевищення його вмісту лише в зерні вівса, а норм Zn – у картоплі.

Максимально допустимий рівень (МДР) – *найбільший допустимий вміст забруднювача у продуктах рослинного та тваринного походження*, використовують для характеристики вмісту *нітратів та пестицидів*. Міністерством охорони здоров'я встановлені МДР для нітратів у продукції та сировині.

При визначенні ступеня забруднення продуктів харчування використовують також інші показники.

Оскільки певний допустимий залишок забруднювачів у продуктах завжди залишається, то його теж слід врахувати. Переважно це стосується *пестицидів*, тоді говорять про *фактичну забрудненість* продуктів.

Фонові допустимі залишки (ФДЗ) - *допустима залишкова кількість стійких пестицидів, які неминуче наявні у продуктах харчування внаслідок використання та міграції їх у природних умовах.*

1.2. Загальні положення про моніторинг забруднень навколишнього середовища

Турботу про стан навколишнього середовища стимулювала започаткована в 1972 році міжнародна програма UNEP (United Nation Environment Protection – Охорона навколишнього середовища ООН), яка передбачає глобальний моніторинг навколишнього середовища.

Термін «моніторинг» походить від лат. «монітор» – запобіжний. В наш час він отримав розповсюдження та визнання. Під моніторингом навколишнього середовища розуміється система спостережень, контролю, прогнозу та управління екологічними процесами. Моніторинг докiлля мусить виявляти критичні та екстремальні ситуації, чинники антропогенного впливу на докiлля, проводити оцінку та прогноз стану об'єктів спостереження, здійснювати управління процесами взаємовпливу об'єктів гiдросфери, літосфери, атмосфери, біосфери та техносфери.

Суть моніторингу докiлля зводиться до наступних функцій:

- контролю за станом об'єктів екосистеми;
- контролю за джерелами порушення екологічної рівноваги;
- моделювання та прогноз екологічного стану екосистеми;
- керування екологічними процесами.

Системи моніторингу можуть поділятися за різними ознаками:

- просторового охоплення;
- об'єкту спостереження (абіотична компонента: атмосферне повітря, води суші і морів, ґрунт, геологічне середовище; біотична компонента: рослинний і тваринний світ, жива природа на охоронюваних природних територіях, людина; фізичні фактори впливу: іонізуюче випромінювання, електромагнітне випромінювання, теплове випромінювання, шуми, вібрація);
- методам (пряме інструментальне вимірювання, дистанційна зйомка, непряма індикація, опитування, щоденникові спостереження);
- ступенем відносини ефекту і процесу, за якими ведуться спостереження;
- типом впливу (геофізичне, біологічне, медико-географічне, соціально-економічне, суспільне);
- цілями (визначення сучасного стану середовища, дослідження явищ, оцінка та градування моделей докiлля, короткостроковий прогноз, довгострокові висновки, оптимізація та підвищення економічної ефективності досліджень і прогнозів, контроль за впливом на середу і т.д.) [11, 14].

Відповідно до «Положення про державну систему моніторингу докiлля» [15] державна система моніторингу докiлля України є складовою частиною національної інформаційної інфраструктури, сумісної з аналогічними системами інших країн, яка направлена на збирання,

оброблення, передавання, збереження та аналіз інформації про стан довкілля, прогнозування його змін і розроблення науково - обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень про запобігання негативним змінам стану довкілля та дотримання вимог екологічної безпеки.

В Україні стан довкілля контролюється кількома відомствами і міністерствами, які є суб'єктами державної системи моніторингу довкілля: Мінприроди, Мінагрополітики, Мінрегіон, Держводагентство, Держлісагенство, Держгеонадра, Держнгеокадастр, Державна служба України з надзвичайних ситуацій (ДСНС), Державне агентство України з управління зоною відчуження (ДАЗВ України), державне та ін.

Зокрема, Мінприроди здійснює моніторинг ґрунтів на природоохоронних територіях; державного екологічного картування території України для оцінки його стану та його змін під впливом господарської діяльності; наземних; видів рослинного і тваринного світу, що перебувають під загрозою зникнення, та видів, що перебувають під особливою охороною.

ДСНС здійснює спостереження на пунктах державної системи гідрометеорологічних спостережень за станом атмосферного повітря та опадів; снігового покриву; ґрунтів різного призначення; радіаційної обстановки; повеней, паводків, снігових лавин, селів.

Держводагентство здійснює моніторинг якості вод водогосподарських систем міжгалузевого та сільськогосподарського водопостачання; водних об'єктів за радіологічними показниками на територіях, що зазнали радіоактивного забруднення; на транскордонних ділянках водотоків, визначених відповідно до міждержавних угод про співробітництво на транскордонних водних об'єктах; зрошуваних та осушуваних земель; підтоплення сільських, селищних населених пунктів, прибережних зон водосховищ [15].

Суб'єкти системи моніторингу забезпечують вдосконалення підпорядкованих їм мереж спостережень за станом довкілля, уніфікацію методик спостережень і лабораторних аналізів, приладів і систем контролю та створення банків даних для їх багатоцільового колективного використання.

Державна система моніторингу довкілля, складовими частинами якої є відомчі системи моніторингу довкілля, функціонує на трьох рівнях:

- загальнодержавний (національний) рівень;
- регіональний рівень;
- локальний рівень.

Між суб'єктами системи моніторингу довкілля на державному рівні можуть укладатися угоди про спільну діяльність під час здійснення моніторингу довкілля.

Первинні дані, одержані в результаті спостережень (в межах компетенції кожного із суб'єктів системи моніторингу довкілля),

використовуються ними для подальшої обробки з метою отримання таких результатів:

- узагальнених за певний проміжок часу або на певний просторовій одиниці даних;
- узагальнених за множиною параметрів комплексних показників;
- оцінок стану довкілля;
- прогнозів стану довкілля і його змін;
- науково обґрунтованих рекомендацій, необхідних для прийняття рішень [16].

Кожне відомство несе відповідальність за достовірність первинних даних.

Оперативне управління інформацією, одержаною на всіх рівнях функціонування системи моніторингу здійснюють Мінприроди, Держводагентство, Держгеонадра, ДСНС.

Підприємства, установи та організації, діяльність яких призводить або може призвести до погіршення стану довкілля, також зобов'язані здійснювати екологічний контроль за виробничими процесами та станом промислових зон, збирати, зберігати та безоплатно надавати узагальнену інформацію для її комплексного оброблення [15].

1.3. Основні вимоги до методів і засобів екоаналітичного контролю

1.3.1. Процедури і операції технологічного циклу екоаналітичного контролю забруднення навколишнього середовища

Технологія і засоби контролю забруднення навколишнього середовища невід'ємні один від одного. Сукупність методів (способів), які лежать в основі застосування технічних засобів, і послідовність операцій спостереження (вимірювань) показників навколишнього середовища (НС), в однаковій мірі необхідні для отримання моніторингової інформації про стан НС і наявності в ньому забруднень, їх характер, якісний склад і кількісний вміст в об'єктах середовища.

Знання методології цих процедур вимагає вивчення ряду алгоритмів: пошуку місця відбору, а також зберігання і транспортування проб, підготовки їх для аналізу, власне екоаналітичних вимірювань, обробки і подачі отриманих результатів, а також організації і проведення повторних перевірок за контролюючими показниками.

Взагалі, можна виділити такі **основні технологічні процедури контролю** [17, 18]:

- виявлення підконтрольного об'єкту (уточнення джерела забруднення) за наявними скаргами, документами або у відповідності з отриманою заявкою (наприклад, вихідний колектор стічних вод підприємства, який скидає їх у поверхневі води);

- первинне обстеження об'єкту (рекогносцировка) у формі вибіркового короткострокового спостереження за ним з уточненням показників забруднення (ідентифікація), а також місця розміщення, границь, зовнішніх проявів неблагополуччя і визначенням точок або зон подальшого дослідження/перевірки (наприклад, попередні якісні дослідження і напівякісні вимірювання складу стічних вод „на місці” за найбільш шкідливим або небезпечним забруднюючим речовинам (ЗР) і інтенсивно діючим фізичним факторам (ФФ);

- формування інформаційної моделі підконтрольного об'єкту (наприклад, складання переліку контрольних в стічних і природних водах ЗР і діючих на них ФФ, встановлення граничних значень рівнів їх фіксування або вимірювання із заданою достовірністю і в прив'язці до „місця”, а також планування експерименту з вивчення стану і динаміки контрольного об'єкту (наприклад, складання плану-графіку вимірювань вмісту ЗР в стічних водах „на місцях” або відбору їх проб для наступного лабораторного аналізу);

- довготривалі (систематичні) спостереження за об'єктом контролю (наприклад, безперервне або дискретне вимірювання концентрацій ЗР в стічних водах за спланованими показниками з відбором проб або без нього) і оцінка стану контрольного об'єкту в цілому (співставлення з нормами або раніше проведеними вимірюваннями і можливе категорювання стічних вод за отриманими даними) за період спостережень;

- прогнозування зміни стану об'єкта контролю на основі інформаційної моделі і експериментально отриманих емпіричних даних в залежності від очікуваних змін зовнішніх умов (наприклад, збільшення або зменшення забруднення вод зі зміною потужності виробництва, введення додаткового очищення, заміни технологій виробничих процесів, замкнутого водообігу тощо);

- обробка і подача отриманої інформації в зручній і зрозумілій формі і доведення її до споживача (звіт за результатами обстеження, який подається керівництву підприємства або заказнику, наприклад в контрольну державну службу або в місцеву адміністрацію, або для громадської публікації тощо).

Результати даних процедур дозволяють виконати головні задачі екологічного контролю – оцінити показники стану і цілісності екосистеми, виявити причини зміни показників підконтрольного об'єкту і спрогнозувати наслідки виявлених змін, а головне – намітити і визначити коректуючі заходи, тобто створити підґрунтя для виправлення негативних ситуацій до того, як будуть нанесені ще більші втрати.

В рамках вказаних процедур може здійснюватись декілька технологічних операцій, повторення яких і складає типовий *технологічний цикл екоаналітичного контролю*. Цей цикл зводиться до набору основних операцій і послідовності їх виконання:

- пошук джерела (вибір місця контролю) забруднення або шкідливого впливу;
- його первинна оцінка «на місці» і/або відбір проб;
- підготовка проб до їх транспортування і зберігання та доставка до місця аналізу;
- підготовка проб для аналізу безпосередньо в лабораторії;
- кількісний аналіз проб в лабораторних умовах;
- обробка і подача результатів аналізу з оцінкою показників правильності і достовірності отриманих результатів;
- планування наступного циклу контролю.

Характеризуючи технічні засоби екоаналітичного контролю, перш за все необхідно виділити основні вимоги до аналітичних методів, власне засобів, робіт і результатів. Вимоги до екоаналітичних засобів можна поділити на вимоги безпосередньо до засобів вимірювання (ЗВ), до допоміжного і вимірювального обладнання лабораторій, до засобів метрологічного забезпечення, а також до методики виконання вимірювань. Окрему групу вимог становлять вимоги до якості екоаналітичних послуг, які характеризуються, наприклад, технічною компетентністю персоналу і рівнем оснащення екоаналітичних лабораторій.

Вимоги до методів та методик екоаналітичного контролю висвітлені в багатьох нормативних документах, посібниках та підручниках [11, 14, 17 - 20]. Нижче розглянуто основні екоаналітичні вимоги, що запроваджено діючими нормативними документами.

1.3.2. Вимоги до результатів екоаналітичних робіт

Для забезпечення єдності вимірювань та їх результатів у сферах поширення державного метрологічного контролю і нагляду пред'являються певні вимоги, основними із яких є:

- результати вимірювань повинні бути виражені в установлених одиницях фізичних величин;
- похибка кожного результату повинна бути відома;
- ця похибка не повинна переважати установлених норм похибки.

Різними нормативними документами в окремих випадках пред'являються вимоги відтворення і співставлення результатів.

Суттєвим для того, хто проводить вимірювання, є вимоги мінімізації витрат на проведення вимірювань. Під витратами потрібно розуміти не тільки заробітну плату персоналу і витрати на придбання хімічних реактивів, матеріалів, але і витрати на оцінку технічної компетентності

лабораторії, на метрологічне забезпечення вимірювань, на розробку або придбання методик виконання вимірювань, на перевірку засобів вимірювань тощо.

Суттєвим для того, хто займається вимірюванням є мінімізація затрат на проведення вимірювань.

Важливою вимогою є також забезпечення юридичною силою результатів вимірювань.

Для того, щоб результати екоаналітичних вимірювань задовольняли перераховані вище вимоги, необхідно забезпечити дотримання норм і вимог, що регламентують використання засобів вимірювань, допоміжного і вимірювального обладнання, розробку, атестацію і використання методик виконання вимірювань, процедури підтвердження технічної компетентності лабораторії, яка проводить дослідження.

1.3.3. Вимоги до засобів вимірювань

Різними нормативними документами в області забезпечення єдності вимірювань пред'являються достатньо жорсткі вимоги до засобів вимірювання (ЗВ), що застосовуються при екоаналітичних роботах.

1. Перш за все ЗВ, що застосовуються з метою охорони навколишнього природного середовища, повинні пройти випробування з метою затвердження типу засобів вимірювань. Видається державний сертифікат.

2. При експлуатації ЗВ необхідно дотримуватись встановлену в технічному паспорті ЗВ область застосування.

3. Нормативними документами встановлено нижній поріг виявлення ЗВ в об'єктах навколишнього природного середовища - звичайно він складає від 0,1 ГДК (для ґрунту) до 0,8 ГДК (для атмосферного повітря). При виборі ЗВ цей фактор потрібно враховувати.

4. Особливу увагу слід приділити дотриманню в процесі вимірювань встановлених нормативними документами норм похибки вимірювань.

5. Для ЗВ універсального призначення (спектрофотометри, полярографи, хроматографи та інші) велике значення має забезпеченість ЗВ атестованими методиками виконання вимірювань (МВВ).

6. Для зручності зберігання і обробки результатів вимірювань прилад повинен бути забезпечений виходом, що дозволяє здійснювати його інтерфейс з комп'ютером.

7. Важливим є низька вартість експлуатації приладу.

8. Прилади, що призначені для масових аналізів, не повинні вимагати дуже високої кваліфікації виконавця.

9. Для імпортованих приладів суттєвим є вимога наявності технічної документації на українській чи російській мові.

10. Ремонт приладу не повинен бути дуже дорогим.

1.3.4. Вимоги до допоміжного обладнання

До допоміжного обладнання відносять пристрої і пристосування, що не застосовуються безпосередньо для отримання аналітичного сигналу, але використовуються в процесі відбору проб і підготовки їх для аналізу (вентиляційне обладнання, трансформатори, лабораторні центрифуги, ротаційні випарники, фільтрувальні установки тощо).

При відсутності обов'язкових вимог нормативних документів до допоміжного обладнання в якості бажаних характеристик можна вказати довговічність, надійність у роботі, невелике водо- і енергоспоживання, легкість монтажу, відсутність побічних ефектів при роботі (сильний шум, вібрація, електроперешкоди тощо), компактність, безпечність для персоналу.

1.3.5. Вимоги до випробувального обладнання

До випробувального обладнання слід відносити прилади, пристрої або засоби, що відтворюють будь-які зовнішні впливи на досліджуваний зразок або пробу, якщо величини цих впливів визначені в методиках виконання вимірювань або проведення випробувань із вказівкою похибки вимірювання таких впливів. Прикладом зовнішніх впливів, що відтворюються за допомогою випробувального обладнання, може служити нагрівання зразку (реакційної суміші) при певній температурі і вологості, опромінення ультрафіолетовим опроміненням певної довжини хвилі тощо.

До числа обов'язкових вимог до випробувального обладнання відносяться:

- наявність затвердженої методики атестації кожної одиниці випробувального обладнання;
- своєчасне проведення атестації і оформлення її результатів у вигляді акту;
- наявність у складі випробувального обладнання засобів вимірювань, що дозволяє здійснювати контроль параметрів зовнішніх впливів під час випробувань.

1.3.6. Вимоги до засобів метрологічного забезпечення

До засобів метрологічного забезпечення екоаналітичного контролю відносяться: стандартні зразки (СЗ) складу або властивості речовини, еталони порівняння, перевірочні газові суміші, різні генератори тощо.

До цих засобів застосовуються ті самі вимоги, що і до засобів вимірювання. Засоби, в яких не витриманий термін придатності, не припустимо використовувати. Кожний екземпляр СЗ повинен мати відповідну етикетку. Без засобів метрологічного забезпечення отримання достовірних даних екоаналітичного контролю неможливе.

1.3.7. Вимоги до методик виконання вимірювань

Методик виконання вимірювань існує досить багато, але значну вагу мають ті, які рекомендовані відповідальними державними установами і мають статус державних або міжнародних стандартів [21, 22]. В Україні ще діють деякі стандарти СРСР, хоча проводиться велика робота зі створення власних державних стандартів.

Головною умовою запровадження тих чи інших методик вимірювання повинна бути обов'язкова державна реєстрація всіх атестованих методик у сфері державного метрологічного контролю і надзору, в тому числі в області охорони навколишнього середовища.

1.3.8. Вимоги до засобів пробовідбору

Особливі вимоги до засобів пробовідбору пов'язані із необхідністю забезпечення репрезентативності і відтворюваності при відборі проб НС, а також із можливістю втрати частини інформації при транспортуванні і зберіганні проб.

Діючими нормативними документами встановлені різні вимоги до засобів пробовідбору. Так, електроаспіратори, які застосовують для відбору проб атмосферного повітря і промислових викидів в атмосферу, повинні забезпечувати:

- можливість безперервної роботи на протязі 20 хвилин;
- підтримка стабільної витрати при роботі;
- відбір проб одночасно через декілька каналів;
- визначення об'ємної витрати з похибкою не більше 5 % для атмосферного повітря і 10 % для промислових викидів в атмосферу.

Існують також вимоги до пристроїв відбору проб ґрунту, поверхневих, морських і стічних вод, донних відкладів, атмосферних опадів тощо.

1.3.9. Вимоги до технічної компетентності екоаналітичних лабораторій

Офіційне визнання технічної компетентності лабораторій необхідне для надання юридичного статусу результатам екоаналітичних вимірювань. В ряді випадків це є необхідним, наприклад, для отримання ліцензії на виконання екоаналітичних вимірювань і моніторингу, для вирішення питань арбітражу тощо.

Робота з підтвердження технічної компетентності лабораторій проводиться як спеціальними органами з акредитації, так і територіальними органами Держстандарту України, відомчими метрологічними службами.

1.4. Класифікація і основні характеристики екоаналітичних засобів

На цей час існує кілька класифікацій засобів вимірювань, в основу яких, в залежності від мети досліджень, покладені різні принципи для класифікації. Так, засоби екоаналітичних вимірювань можна розділити на групи:

- *автоматичні і неавтоматичні* («ручні») – в залежності від ступеня їх автоматизації, тобто здатності засобів виконувати всі або окремі операції екоаналітичного циклу (пробовідбір, пробопідготовка, власне вимірювання тощо) без участі людини;

- *мобільні і стаціонарні* – в залежності від можливості переміщення ЗВ до джерела забруднення (розрізняють «ті, що переносяться» – однією людиною, причому постійно, «ті, що переносяться» – однією або кількома людьми для епізодичного вимірювання і «ті, що перевозяться» – за допомогою будь-яких транспортних засобів);

- *аналізатори і сигналізатори* – в залежності від форми аналітичного ефекту, що видається («аналізатор» – у вигляді кількісної характеристики вмісту речовини або іншого показника НС, а «сигналізатор» – у вигляді любого сигналу, що свідчить про перевищення допустимого рівня фіксованого параметра);

- *універсальні ЗВ* – вимірюють вміст практично любых речовин різних класів (наприклад, хроматограф або спектрофотометр), *групові* – аналізують ряд схожих за властивостями речовин одного класу або групи (наприклад, атомно-адсорбційний аналізатор важких металів або багатоцільовий аналізатор вихлопних газів автотранспорту) і *цільові* – специфічні до конкретних речовин (наприклад, аналізатор СО, аналізатор Нg тощо);

- за аналізованим середовищем: *газоаналізатор* – для газів атмосфери, *аква-аналізатори* – для аналізу вод, аналізатори сипучих тіл (грунту, пилу та інші) тощо;

- *аналогові і цифрові* – за способом реєстрації результатів тощо.

Часто класифікують екоаналітичні засоби за *методами отримання інформації*:

- *хімічні* (реактиви і обладнання стаціонарних хімічних лабораторій, так звана «мокра хімія»). Це обладнання достатньо повно висвітлено в інших виданнях, тому в даному підручнику не розглядається;

- *фізико-хімічні*: оптичні (спектрофотометри, фотоелектроколориметри), електрохімічні (йоніметри, кондуктометри, полярографи), хроматографічні (рідинні і газові хроматографи та різні хроматографічні колонки);

- *фізичні*: радіометри і дозиметри, електромагнітметри, мас-спектрографи, шумоміри.

Є класифікація екоаналітичних засобів за *методами вимірювань*, які складають основу (принцип) дії ЗВ. Досить часто назва методу дає ім'я і засобу вимірювання («хроматограф», «спектрофотометр», «хромато-мас-спектрометр», «кондуктометр», «нефелометр», "полярограф" тощо).

Беручи до уваги всі вищевказані мотиви класифікацій і при подальшій деталізації засобів вимірювання за особливостями досліджуваних середовищ формується найбільш широко застосовна на даний час на практиці *„прагматична”* класифікація засобів вимірювань. Поділ засобів вимірювань на групи і підгрупи в ній здійснюється за досліджуванним середовищем, його особливостями, а далі за методами, класами і видами досліджуваних речовин тощо.

Питання для самоконтролю

1. Які держави, органи уповноважені запроваджувати стандарти якості довкілля?
2. Які нормативи характеризують стан довкілля, та які викиди забруднювачів у довкілля?
3. Які величини характеризують верхню та нижню межу токсичності речовин?
4. Що таке порогова та підпорогова доза забруднювача?
5. Опишіть основні стадії впливу токсичних речовин на живі організми.
6. Що таке кумуляція, які відомі механізми кумуляції токсичних речовин живими організмами?
7. Що таке період напіввиведення речовин з організму?
8. Якими параметрами оцінюють стан забруднення ґрунтів?
9. Що таке інтенсивність забруднення ґрунтів та що таке час подвоєння забруднювачів у ґрунтах?
10. Як вираховують поліелементне забруднення ґрунтів?
11. Як визначають величину гранично допустимої концентрації забруднювача у воді та як цю величину можна обчислити?
12. Якими нормативами визначають стан повітря у населених пунктах та на виробництві? Як співвідносяться між собою ці нормативи?
13. Якими показниками характеризують забруднення повітря декількома речовинами?
14. Перечисліть, якими основними показниками користуються для оцінки якості харчових продуктів.
15. Якими показниками користуються для визначення рівня забруднення продуктів важкими металами, пиратами, пестицидами, харчовими добавками?
16. В чому суть комплексного характеру сучасних екологічних досліджень?
17. Назвіть основні технологічні процедури екоаналітичного контролю. Наведіть приклади.
18. Назвіть у правильній послідовності основні операції технологічного циклу екоаналітичного контролю. Розкрийте їх зміст.

19. Назвіть основні елементи екологічного моніторингу
20. Які вимоги до результатів екоаналітичних робіт?
21. Які вимоги до засобів вимірювань?
22. Які вимоги до допоміжного обладнання ?
23. Які вимоги до випробувального обладнання?
24. Які вимоги до засобів метрологічного забезпечення?
25. Які вимоги до методів виконання вимірювань?
26. Які вимоги до засобів пробовідбору?
27. Які вимоги до технічної компетентності екоаналітичних лабораторій?
28. Яка існує класифікація засобів вимірювання?
29. На які групи поділяються засоби вимірювання в залежності від ступеня їх автоматизації?
30. На які групи поділяються засоби вимірювання в залежності від форми аналітичного ефекту, що видається?
31. На які групи поділяються засоби вимірювання за аналізованим середовищем?

Література до 1 розділу

1. Системний аналіз якості навколишнього середовища: підручник / Т. А. Сафранов, Я. О. Адаменко, В. Ю. Приходько, Т. П. Шаніна, А. В. Чугай, А. В. Колісник. За ред. проф. Т. А. Сафранова і проф. Я. О. Адаменко. – Одеса: ТЕС, 2014. – 244 с.
2. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: навч. посібник / Товажнянський Л.Л., Масікевич Ю.Г., Гринь С.О. та ін. За ред. проф. Ю.Г. Масікевича та проф. В.Ф. Моїсєєва – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – 284 с.
3. Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25 червня 1991 року № 1264-ХІІ із змінами і доповненнями. - Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1991, № 41.
4. Блінова Н.К., Мохонько В.І., Саломахіна С.О., Суворін О.В. Екологічна стандартизація і сертифікація: Навч. посібник. Луганськ: Вид-во СНУ ім. В. Даля, 2009. – 160 с.
5. Тарасова В.В., Малиновський А.С., Рибак М.Ф. Екологічна стандартизація і нормування антропогенного навантаження на природне середовище: навч. посібник. – К.: Ніка-Центр, 2007. – 276 с.
6. Мельникова Н.А., Лапшина М.В., Громова Н.В. Безопасность жизнедеятельности: Учебное пособие. В 2-х частях. Ч. 1/ Мордов. гос. пед. ин-т. – Саранск, 2003. – 116 с.
7. Торонченко О.М. Навчальний посібник до практичних занять із дисципліни «Екологічна стандартизація, сертифікація та маркування» для студентів спеціальностей 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища» освітнього першого (бакалаврського) рівня вищої освіти усіх форм навчання / О.М. Торонченко, В.В. Рома, Ю.О. Чухліб. – Полтава: ПолтНТУ, 2018. – 114 с.

8. Максименко Н. В. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє середовище : підручник для студентів вищих навчальних закладів / [Н. В. Максименко, О. Г. Владимірова, А. Ю. Шевченко, Е. О. Кочанов]. – 3-тє вид., доп. і перероб. – Х. : ХНУ імені В. Н. Каразіна, 2016. – 264 с.
9. Закон України «Про охорону земель». - Відомості Верховної Ради України (ВВР), 2003, N 39, ст.349
10. Сает Ю.Е., Ревич Б.А., Янин Е.П. Геохимия окружающей среды. – М.: Недра, 1990. – 335 с.
11. Моніторинг довкілля: підручник / Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В.Б. та ін. За ред. В.М. Боголюбова і Т.А. Сафранова. – Херсон: Гринь Д.С., 2012. – 530 с.
12. Закону України "Про охорону атмосферного повітря" (Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1992, № 50, ст.678)
13. Славов В. П. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: теорія та лабораторно-розрахунковий практикум : навч. посіб. / В. П. Славов, А. П. Войцицький, З. В. Корж. – Житомир : Вид-во ЖДУ ім. І. Франка, 2013. – 200 с.
14. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля. Підручник. – Київ: Академія, 2006. – 308 с.
15. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» від 30.03.98 р № 391.
16. Керівні нормативні документи (КНД 211.0.1.101-02) «Положення про порядок інформаційної взаємодії органів Мінекоресурсів України та інших суб'єктів системи моніторингу довкілля при здійсненні режимних спостережень за станом довкілля» / Варламов Є. М., Єрмоленко Ю. В., Юрченко Л. Л., Шпаківський Р. В – К. : Мінекоресурсів, 2002. - 11 с.
17. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навч. посібник / Масікевич Ю.Г., Гринь С.О., Герещун Г.М. та ін. За ред. проф. Ю.Г. Масікевича. – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – 344 с.
18. Мониторинг и методы контроля окружающей среды: Учеб. пособие в двух частях: Часть 2. Специальная / Ю.А. Афанасьев, С.А. Фомин, В.В. Меньшиков и др. – Москва: МНЭПУ, 2001 – 337 с.
19. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навчальний посібник /В.М. Ісаєнко, Г.В. Лисиченко, Т.В. Дудар та ін. – К.: Вид-во Нац. авіа. ун-ту «НАУ-друк» 2009. – 312 с.
20. Набиванець Б.Й., Сухан В.В., Калабана Л.В. Аналітична хімія природного середовища.- К.: Либідь, 1996. - 304 с.
21. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. – М: ВНИИстандарт Протектор, – 2000. - 848 с.
22. Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. Справочник. – М.: «Протектор», 2000, 304 с.

Розділ 2. МЕТОДИ КОНТРОЛЮ ЗА СТАНОМ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

2.1. Сучасні методи дослідження стану навколишнього середовища

Екологічні дослідження стану довкілля мають свої особливості. Елементи і функції природного середовища досить складні, різноманітні і тісно взаємозв'язані між собою. Ця характеристика повністю передається і на методи та способи його дослідження. Перш за все це пов'язано з різною структурою досліджуваних середовищ довкілля: газоподібна повітряна атмосфера, тверда літосфера, рідинна гідросфера. При екологічно-санітарних дослідженнях довкілля досить часто вивчаються фізичні (температура, тиск, прозорість, швидкість тощо), хімічні (якісний та кількісний елементарний та речовинний склад), біологічні (популяції, сукцесії тощо) параметри. Всі ці фактори (параметри) досить часто пов'язані між собою і тому дослідження лише одного елемента може ґрунтуватись на дослідженні (вимірюванні) інших [1].

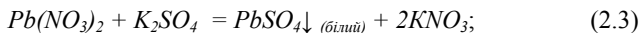
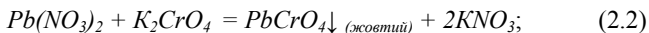
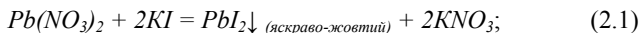
Безумовно, якісний і кількісний аналіз забруднення середовищ довкілля є одним з найважливіших елементів екологічного моніторингу.

2.1.1. Якісний аналіз стану довкілля

Під час дослідження стану довкілля кількісному визначенню часто передують якісний аналіз на наявність того чи іншого хімічного елемента, йона, сполуки. Якісний аналіз проводиться *хімічними і фізичними методами*. При проведенні *аналізу хімічними методами* використовують хімічні реакції. Аналізовані речовини можуть бути в твердому, рідкому і газоподібному агрегатному станах. Реакції, які використовуються в якісному аналізі, мають супроводжуватися візуальним ефектом:

- появою чи зникненням осаду;
- появою, зникненням чи зміною кольору розчину;
- виділенням газів;
- утворенням кристалів характерного кольору і форми;
- появою забарвлених перлів;
- забарвленням полум'я;
- появою світіння;
- виникненням характерного забарвлення при розтиранні речовин.

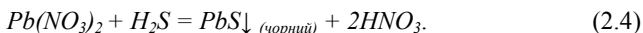
Зокрема, наявність плумбуму в ґрунті виявляють за допомогою йодиду, хромату або сульфату калію за появою характерного осаду [2]:



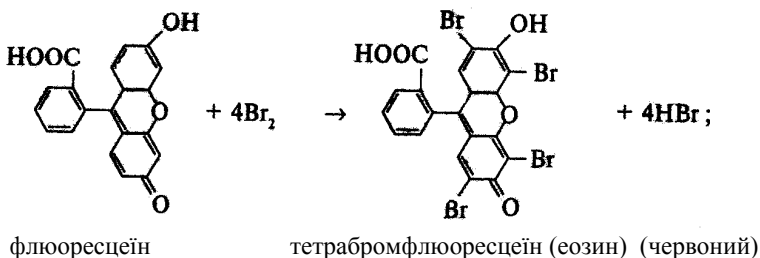
нітрат- і нітрит-іони у фруктах і овочах - дифеніламіном, який окиснюється за їх наявності до бензидинової сині. У XIX столітті патер Ф. Денца визначав озон в атмосферному повітрі впродовж 26 років, розвішуючи на подвір'ї папірці, змочені розчином йодиду калію; за ступенем їх побуріння внаслідок виділення йоду отримував інформацію про приблизний вміст озону.

Газовидільні реакції проводять у мікрогазових камерах або пробірках, вносячи туди краплину реагенту чи реактивний папір (фільтрувальний папір, оброблений відповідним реагентом), змочений водою. Газ, що виділяється, вступає в хімічні реакції, що супроводжуються появою характерного кольору сполуки.

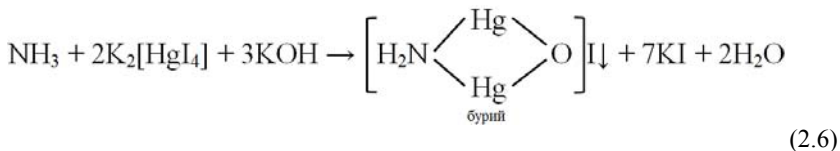
H_2S визначають за допомогою папірця, змоченого $Pb(NO_3)_2$ [2]:



Cl_2 викликає почервоніння папірця, змоченого KBr і флюоресцеїном:



NH_3 – за появою бурої плями на папірці, обробленому реактивом Несслера:

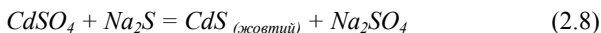
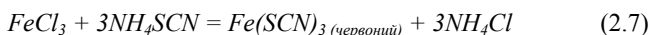


При сплавленні кристалічних солей з бурою $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ чи фосфатом натрію на платиновій петлі в полум'ї газового пальника утворюються прозорі забарвлені "перли" характерного кольору: купрум і хрому – зелені, кобальту – блакитні, феруму і ніколю – жовті, мангану – фіолетові, стибію (сурми) – безбарвні.

Попередній висновок про наявність певного хімічного елемента можна зробити і на підставі **забарвлення ним полум'я пальника** (пробу сухої речовини чи розчин наносять на ніхромовий дріт у формі кільця, змочений попередньо розчином хлоридної кислоти і прожарений у полум'ї).

Літій, кальцій і стронцій забарвлюють полум'я в коричнево-червоний колір, натрій – у жовтий, калій – у фіолетовий, купрум, бісмут, бор, барій – в зелений, стибій – у блакитний [3].

При розтиранні аналізованої проби з сухим реагентом на фарфоровій пластинці чи папері (іноді в присутності гідросульфату калію KHSO_4) відбуваються характерні реакції, що супроводжуються зміною забарвлення. Ці реакції часто використовують при встановленні типу мінералу:



У *фізичних методах якісного аналізу* використовують спостереження фізичних властивостей аналізованої речовини. *Спектральні методи аналізу* ґрунтуються на знятті спектрів поглинання або випускання речовини. В *люмінесцентних методах* речовини виявляють за здатністю світитись в ультрафіолетових променях. Для збудження люмінесценції необхідна ртутна лампа чи лампа розжарювання. Це чутливий метод. Зокрема, при взаємодії з 8-оксихіноліном Li^+ дає блакитну люмінесценцію, Ag^+ і K^+ – жовто-зелену, Al^{3+} – зелену, Mg^{2+} з люмомагнезоном – рожеву, Pb^{2+} з піридином і йодидом калію – жовто-коричневу, Cd^{2+} – блакитну. Виявлення речовин можливе також *полярографічним* шляхом, за електрохімічними явищами, які виникають у розчинах.

Елементи якісного аналізу досить ґрунтовно розглядаються в аналітичній хімії [4].

Доцільно відмітити, що в хімічному аналізі широко застосовують різні методи **розділення** складних сумішей речовин та **концентрування** речовин, які передують проведенню аналізу. Для цього використовують, наприклад, *перегонку, маскування йонів і дрібне осадження, хроматографію, екстракцію, адсорбцію* тощо [4].

Маскування йонів. Маскування звичайно проводять зв'язуванням заважаючи йонів у комплексні сполуки – флуоридні (Fe^{3+} , Al^{3+}), хлоридні (Ag^+ , Fe^{3+} , Mn^{2+}), тіоціанатні, аміачні, тартратні і деякі інші. Реагент, який

застосовують для аналізу, повинен утворювати із досліджуваною речовиною значно міцнішу сполуку, ніж маскуючий реагент. Наприклад, виявленню Co^{2+} амоній тіоціанатом NH_4SCN заважає Fe^{3+} , який утворює з SCN^- комплекс $[\text{Fe}(\text{SCN})_3]$ червоного кольору. Fe^{3+} маскують, додаючи флуориди (зв'язування у $[\text{FeF}_6]^{3-}$).

Видалення заважаючих йонів в осад. Заважаючи йони осаджують у вигляді карбонатів, гідроксидів, сульфідів, фосфатів, хроматів. Для цього підбирають осаджувач для утворення осаду із малим значенням добутку розчинності (менше 10^{-10} – 10^{-12}).

Екстракція органічними розчинниками. Застосовується для видалення, головним чином, речовин здатних до комплексоутворення. Частіше за все використовують екстракцію хлоридних, дитизонатних, оксіхінолятних комплексів. Нейтральні комплекси багатьох метал-йонів добре розчинні в органічних розчинниках. Це дозволяє видалити заважаючі йони, якщо додати необхідний комплексоутворювач і органічний розчинник, який не змішується з водою (наприклад, хлороформ). Комплекс, який утворюється, переходить в органічний розчинник і видаляється із водної фази.

Окиснення і відновлення речовин. Ці реакції використовуються в тих випадках, коли заважаючи йони здатні окислюватися або відновлюватися. Таким способом, наприклад, видаляють Cr^{3+} (окиснення до CrO_4^{2-}), Mn^{2+} (окиснення до MnO_4^-), Bi^{2+} (відновлення до Bi^0) та інші йони.

Адсорбція. Адсорбцією називають поглинання речовин із газового або рідкого середовища поверхневим шаром твердого тіла – адсорбенту. Адсорбцію відрізняють від абсорбції – поглинання речовин усім об'ємом адсорбенту, наприклад, поглинання аміаку водою. При молекулярній адсорбції речовина приєднується до поверхні адсорбенту завдяки:

- а) електростатичного (диполь-дипольного або йон-дипольного) притягання молекул речовин до заряджених ділянок поверхні адсорбенту;
- б) за допомогою водневих зв'язків.

При хемосорбції речовина вступає в хімічну реакцію з поверхнею адсорбенту. Частіше всього це – реакція обміну йонами між адсорбентом і розчином – так звана йонообмінна адсорбція.

Екстракція. Вибіркове розчинення окремих компонентів суміші речовин в будь-якому розчиннику називають *екстракцією*. Розрізняють екстракцію в системі тверда речовина – рідина (із твердих тіл) і в системі рідина – рідина (із розчинів речовин).

Екстракція із твердих тіл. Застосовують для вибіркового розчинення одного або кількох компонентів твердих матеріалів (руд, сплавів, рослинної сировини). Твердий матеріал попередньо підсушують (якщо необхідно), подрібнюють і вводять в контакт із розчинником, який найбільше підходить – *екстрагентом*. Екстрагент проводить вибіркове розчинення певних компонентів матеріалу. Потім відокремлюють отриманий розчин компонентів – *екстракт*, і проводять його аналіз. Для

отримання правильних результатів аналізу необхідно, щоб екстрагент повністю проекстрагував досліджувані речовини.

Якщо матеріал не пористий, а суцільний (руди, сплави), то екстракцію проводять декілька разів до повного екстрагування речовин із матеріалу, заливаючи матеріал кожний раз новою порцією екстрагента. При екстракції пористих матеріалів (рослинна сировина) частина розчинника проникає всередину пор матеріалу і тут можна обмежитись одноразовою заливкою екстрагенту. Сировину настоюють в екстрагенті до появи рівноваги. Аналізу піддають при цьому лише частину екстракту і результати аналізу перераховують на весь об'єм екстрагенту.

Екстракцію проводять екстрагентами, які добре розчиняють певні речовини. Для екстракції мінеральних речовин застосовують воду, розчини кислот або лугів, здійснюючи при цьому переведення мінеральних речовин у розчинну форму.

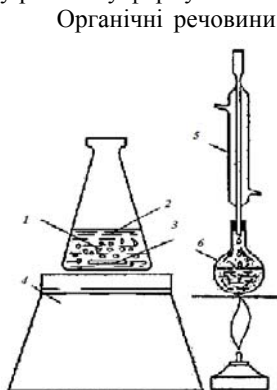


Рис. 2.1. Прилади для екстракції твердих матеріалів:
1 – сировина; 2 – екстрагент;
3 – стальний стержень;
4 – магнітний змішувач;
5 – холодильник; 6 – колба

Органічні речовини екстрагують водою (низькомолекулярні кислоти, вуглеводи, деякі вітаміни), водними розчинами кислот (аміни, органічні основи) і лугів (органічні кислоти), органічними розчинниками (жири, спирти, феноли, воски, вуглеводні). Екстракцію із твердих матеріалів проводять у колбах (які поміщають на струшувач) або спеціальних апаратах зі змішувачами (рис. 2.1) [5].

Наважку подрібненого матеріалу поміщають у колбу або апарат для екстрагування, заливають необхідною кількістю екстрагента, закривають (щоб запобігти випаровування екстрагенту) і піддають перемішуванню для прискорення процесу екстрагування. Після закінчення екстрагування, відокремлюють екстракт і проводять його аналіз. Інколи для прискорення екстрагування суміш підігрівають.

Рідинна екстракція. Застосовують для вибіркового вилучення речовин із водних розчинів за допомогою органічного розчинника, який не змішується з водою (хлороформ CHCl_3 , бензол C_6H_6 та інші). Використовують два види рідинної екстракції – з хімічною реакцією і без неї. У першому випадку водний розчин речовин обробляють будь-яким реагентом, отримуючи сполуки, які добре розчинні в органічних розчинниках. Частіше за все для цього використовують добування комплексних сполук (хелатів), добре розчинних в органічних розчинниках. Такими властивостями володіють, наприклад, оксихіноляти, дитізонати, тіоціанати катіонів металів. При екстракції без хімічної реакції

використовують здатність деяких речовин розчинятись у воді і органічних розчинниках (CH_3COOH , H_2SO_4 , FeCl_3 , фенол та інші).

Якщо екстракції підлягають декілька речовин, то внаслідок різної їхньої здатності до розподілу між фазами проходить їх часткове розділення. Таким чином, застосовуючи рідинну екстракцію, можна розділити речовини. Часто для збільшення повноти розділення використовують багатоступінчасту екстракцію, для чого добутий екстракт (наприклад, H_2SO_4 і HCOOH) вводять у новий контакт з водою, екстрагуючи із органічної фази у водну частину речовин і т. д. При цьому розділення покращується. Для проведення рідинної екстракції звичайно використовують ділильні лійки або спеціальні апарати. Процес ведуть при помішуванні (рис. 2.2).

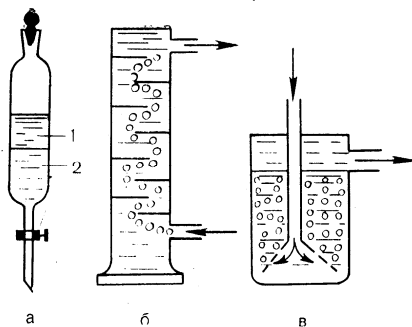


Рис. 2.2. Прилади для рідинної екстракції:
а – ділильна лійка; 1 – органічна фаза; 2 – водна фаза;
б – екстракційна колонка; в – апарат із перфорованою лійкою

Принципи рідинної екстракції лягли в основу методу розподільної хроматографії, в якій проходить розподіл речовин між рухомою і нерухомою рідкими фазами.

Перегонка. Багато речовин досить леткі і можуть бути виділені із матеріалу методом аналітичної перегонки (або дистиляції), яка ґрунтується на випаровуванні і конденсації летких компонентів.

Аналітичну перегонку застосовують для відділення і кількісного визначення летких ефірних масел (в рослинній сировині), оцтової кислоти, етилового спирту. Цим методом визначають ацетильні групи (CH_3COO) і нітроген в органічних сполуках. Попередньо за допомогою хімічних реакцій переводять ацетильні групи в оцтову кислоту (омилення), нітроген – в амоніак (відновлення).

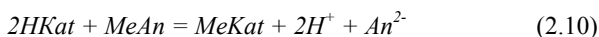
Хроматографія. Метод хроматографії широко застосовують для розділення і аналізу складних сумішей речовин. В основі цього аналізу лежать сорбційні процеси, розподіл речовин між двома фазами і явища

осадження. У відповідності з процесами, що лежать в основі методу, розрізняють *адсорбційну, розподільну і осадову хроматографію*.

Адсорбційна хроматографія. В цьому методі застосовують спеціальні речовини з добре розвинутою поверхнею – адсорбенти, які здатні утримувати на своїй поверхні з різною силою хімічні речовини, як за допомогою хімічного зв'язку, так і за допомогою молекулярних сил і поверхневих явищ.

Йонообмінна хроматографія. Деякі адсорбенти здатні до обміну своїх йонів на йони електроліту з розчину. Такі сорбенти називають *йонітами*.

Йоніти, які здатні обмінювати свої катіони на катіони електроліту, що містяться в розчині, називаються *катіонітами*; йоніти, які здатні до обміну своїх аніонів, називаються *аніонітами*. В якості йонообмінних адсорбентів використовують природні і штучні алюмосилікати (бентоніт, цеоліт, польовий шпат, пермутит), а також синтетичні неорганічні йоніти - оксиди і гідроксиди алюмінію, хрому, олова, силікагель, фосформолібдати та органічні смоли – продукти конденсації фенолів із формальдегідом. Смоли являють собою різного роду пластичні маси і називають *органолітами*. Прикладом йонообмінної адсорбції може бути процес, що протікає на H^+ -катіоніті. При пропусканні досліджуваного розчину через катіоніт проходить йонний обмін між йоном H^+ катіоніту або катіоном, який знаходиться у розчині:



Катіон розчину залишається на катіоніті, а у фільтрат переходять йон гідрогену і аніон досліджуваного розчину. Процес хроматографії проводять у хроматографічній колонці, яка заповнена адсорбентом.

Розподільна хроматографія. Ґрунтується на здатності речовини розподілятися між двома фазами, які не змішуються при русі одна відносно одної. В залежності від участі в процесі фаз розрізняють *газорідинну і рідинну хроматографію*. У випадку газорідинної хроматографії використовується здатність речовин знаходитись у газоподібному стані в газовій фазі і у розчиненому стані в рідині. Нерухомою фазою служить рідина, яка нанесена на тверду фазу - носій, або стінки капілярної трубки, рухомий - газ, який проходить через шар адсорбенту або капілярні трубки. Робоча колонка в цьому методі поміщається в термостат і нагрівається до 200 – 400 °С. Проба речовини вноситься в потік газу, випаровується і разом з потоком газу рухається через колонку, де розділяється на індивідуальні речовини. При виході із колонки спеціальні детектори реєструють присутність речовини і подають сигнал на самописець.

За місцем розміщення сигналу, який на хроматограмі має вигляд піка, роблять висновок про наявність у суміші тієї чи іншої речовини. Величина площі піку дозволяє зробити висновок про кількість речовини. Цей метод

має високу чутливість і вибірковість і знайшов широке застосування при аналізі суміші летких органічних сполук.

З усіх видів розподільної хроматографії найширше застосування знайшли *колоночна, паперова і тонкошарова* хроматографії.

Рідина-рідинна хроматографія. Розділення речовин проходить внаслідок їх різної здатності розділятися між двома рідкими фазами. При контакті двох фаз настає рівновага, при якій в кожній фазі містяться певні концентрації речовини. При русі однієї фази відносно іншої рівновага порушується і речовина переходить із нерухомої у рухому фазу, вільну від речовини, і навпаки. Суміш речовин при цьому розділяється. В якості нерухомої рідкої фази (хроматографічний шар) використовують пористі матеріали з великою поверхнею, які змочені будь-якою рідиною (часто водою). В якості рухомої фази використовують суміші різних органічних розчинників.

Колоночна хроматографія. Проводять на колонці зі скла, яка заповнена адсорбентом (оксид алюмінію, силікагель та ін.), на який наносять попередньо нерухому рідку фазу. В колонку вносять 0,2-0,5 см³ розчину суміші речовин і потім через неї пропускають рухому фазу і розчин детектуючих (ті, що виявляють) реагентів. Так, для виявлення Fe³⁺ застосовують розчин амонію тіоціанат, Ni²⁺ – розчин діацетилдиоксиму, Cu²⁺ – розчин амоніаку. Рухома фаза проводить розділення йонів, розчин реагенту детектує зони, де знаходяться виявлені йони.

Паперова хроматографія. Ґрунтується на рухові розчинника на спеціальному папері. Якщо кювета з розчинником знаходиться внизу і розчинник рухається по паперу вгору, метод називається *висхідною* паперовою хроматографією; при рухові розчинника згори до низу – *низхідною* паперовою хроматографією. Є *радіальна* паперова хроматографія, в якій використовується паперовий круг з паперовим ґнітом, який занурений у розчин, і метод *відцентрової* хроматографії, в якій паперовий круг обертається і під дією *відцентрової* сили рух розчинника прискорюється.

Паперова хроматографія проводиться на спеціальному хроматографічному папері. Нерухомою фазою служить волога, яка знаходиться на волокнах паперу, рухомою – розчинник. На смужці паперу помічають стартову лінію, на яку наносять невелику кількість (1–2 каплі) дослідного розчину суміші речовин і *стандартів (міток)*. Підсушують нанесені каплі і занурюють нижній край стрічки паперу в кювету з розчинником, яка поміщена в герметично закриту хроматографічну камеру, попередньо насичену парами розчинника. Це необхідно для попередження випаровування розчинника з паперу. Внаслідок капілярних сил розчинник піднімається по смужці паперу, ділячи суміш на плями індивідуальних речовин. Хроматографію ведуть до тих пір, доки розчинник не пройде 20–25 см. Смужку підсушують на повітрі і збризкують розчином проявника.

Речовини при цьому проявляються у вигляді плям, які забарвлені у різні кольори.

Тонкошарова хроматографія. Проводиться аналогічно паперовій. Тут використовують або готові пластинки із закріпленим шаром сорбенту на фользі або готують тонкий шар сорбенту (силікагель, алюмінію оксид) на скляних пластинках (від скляних негативів).

Осадова хроматографія. ґрунтується на утворенні осадів речовин з реагентами і різній їх розчинності у розчиннику, який рухається на фільтрувальному чи хроматографічному папері. На папір наносять декілька капель розчину речовини, потім додають розчин реактиву і одержані кольорові осадки розганяють током розчинника.

Електрохроматографія, або електрофорез на папері. ґрунтується на здатності йонів рухатись у розчині під дією електричного поля високої напруги (400–600 В). При цьому катіони рухаються до катоду, аніони - до аноду. Різні йони відрізняються один від одного рухомістю, зарядом і в електричному полі рухаються з різною швидкістю, внаслідок чого проходить їх розділення. Електрофорез проводять у буферному розчині, яким змочують для кращої провідності струму папір, який поміщають у камеру для електрофорезу.

2.1.2. Кількісні методи аналізу

На практиці частіше користуються кількісними методами аналізу, які ґрунтовно розглядаються в аналітичній хімії.

Вибір методу дослідження для визначення того чи іншого компонента залежить від потрібної точності аналізу, доступності методу для виконання, вмісту аналізованої речовини, хімічного складу досліджуваного об'єкта тощо (табл. 2.1) [6].

Таблиця 2.1

Методи визначення деяких хімічних інгредієнтів у об'єктах природного середовища

Метод	Інгредієнти природного середовища, що визначаються		
	у ґрунтах та донних мулах	у природних водах	у повітрі (газах та аерозолях)
1	2	3	4
Гравіметричний	Вологість, мінеральний залишок, SiO_2 , Al_2O_3 , Fe_2O_3 , карбонати	SO_4^{2-} , нафтопродукти, зависі, мінеральний залишок	Запиленість (вміст пилових часток)

Продовження табл. 2.1

1	2	3	4
Титриметричний	CO_3^{2-} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca, Mg	Оксиген (розчинений), CO_2 , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , H_2S , Cl^- , NH_4^+ , твердість води (загальна і карбонатна), ХСК, БСК ₅	Кислоти та кислотні оксиди
Фотометричний	NO_2^- , NO_3^- , F^- , PO_4^{3-} , Al, Hg, Cu, NH_4^+	Кольоровість, органічні речовини, H_2S , NO_2^- , NO_3^- , P (неорг.), Fe, Cu, Al	CO, CS_2 , SO_2 , HCl, HNO_3 , Al, Fe, Pb, пестициди, деякі органічні сполуки
Люмінесцентний	Нафтопродукти	Нафтопродукти, хлорорганічні ароматичні сполуки, спирти, ацетон	Смолисті речовини, ароматичні вуглеводні, кетони
Фотометрія полум'я	Na, K	Li, Na, K, Ca	Li, Cs, K
Емісійна спектроскопія	Метали, мікроелементи, бор	Li, Na, K, Ca, Sr, Ba, Cu, Pb, Al, Fe та ін.	Be
Атомно-абсорбційна спектроскопія	Cu, Ni, Zn, Hg, Pb, Cr	Ca, Mg, Cu, Pb, Hg та ін.	Hg, Cd, Sr, Cu, Pb та ін.
Кінетичні та хемілюмінесцентні	Катіони важких металів	Mn, Cu, Ni, Fe (III), амінокислоти	Озон
Потенціометричні	pH, NO_3^- , F^- , K, Ca	pH, NO_3^- , F^- , Cl^- , Cu, K, Ca, окисно-відновний потенціал	HF, ненасичені органічні сполуки
Радіометричні	Sr-90, Cs-137, U-238	Sr-90, Cs-137, U-238, Pu-239	Sr-90, Cs-137
Хроматографічні	Нафтопродукти, хлорорганічні сполуки, вуглеводні, пестициди	Na, K, NH_4^+ , Ca, Mg, Cl^- , SO_4^{2-} , органічні сполуки	CO, CO_2 , SO_2 , Cl_2 , CCl_4 , Al, Cu, органічні сполуки

На основі вимірюваних параметрів методи кількісного аналізу поділяють на *хімічні*, *фізико-хімічні*, *фізичні* та *біологічні*. Часто фізико-хімічні і фізичні методи аналізу називають *інструментальними методами* через широке застосування різних приладів та інструментів.

Нижче описані основні методи аналізу, що використовуються при вивченні стану довкілля, та їх можливості [7].

При аналізі виникає цілий ряд помилок (*похибок*), які знижують точність результатів аналізу. Похибки дослідження появляються внаслідок різних причин. Найчастіше помилки допускаються під час неправильного відбору проб зразків середовищ. Є похибки зважування, відмірювання тощо. Взагалі, уникнути похибок досить важко. Похибки можуть бути *систематичні і випадкові*.

Систематичні похибки виникають постійно через неправильність аналітичних ваг, мірного посуду, аналітичних приладів. Для уникнення систематичних похибок необхідні перевірка ваг, калібровка мірного посуду і інших вимірювачів.

Випадкові похибки виникають внаслідок різних випадкових причин: додана надлишкова капля титранту, неточно взята наважка речовини тощо. Для уникнення випадкових похибок, проводять не менше трьох паралельних аналізів. Середній результат трьох паралельних визначень в більшій чи меншій мірі вільний від випадкових похибок.

У практиці хімічного аналізу випадкові похибки враховують спеціальною *математичною обробкою*, отримуючи результат аналізу у вигляді певного довірчого інтервалу $x = \pm \Delta x$, в якому (з ймовірністю 95 або 99 %) знаходиться результат аналізу. Математичну обробку проводять за формулами:

$$\text{середнє арифметичне значення паралельних визначень } \bar{x} = \sum x_i / n; \quad (2.11)$$

$$\text{середня квадратична похибка} \quad S_x = \sqrt{\frac{(x_i - \bar{x})^2}{(n-1)}}; \quad (2.12)$$

$$\text{середня квадратична похибка середнього} \quad \bar{S}_x = \frac{S_x}{\sqrt{n}}; \quad (2.13)$$

$$\text{довірчий інтервал } \Delta x = t \cdot \bar{S}_x; \quad \text{результат } \bar{x} \pm \Delta x \quad (2.14)$$

де n – число вимірювань; x_i – значення кожного вимірювання; $\sum$ – знак суми; t – критерій, який знаходять за таблицями. Значення t при 95 % ймовірності дорівнюють:

n	2	3	4	5	6	7
t	12,70	4,30	3,18	2,78	2,57	2,45

Абсолютні і відносні похибки. Точність результату аналізу можна характеризувати різницею між отриманим значенням (а) та дійсним вмістом компоненту (в), тобто $\Delta a = a - в$. Така похибка визначення називається *абсолютною похибкою*. Частіше визначають *відносну похибку*. Вона

дорівнює відношенню абсолютної похибки до дійсного вмісту даного компоненту і, таким чином, обчислюється за формулою $\varepsilon_{\text{відн.}} = \Delta a / v$. Взагалі відносна похибка виражається у відсотках

$$\varepsilon_{\text{відн.}} = \Delta a \cdot 100 / v \quad (2.15)$$

Істинний вміст компоненту у досліджуваному зразку не завжди відомий. У цьому випадку із ряду близьких паралельних визначень обчислюють середнє арифметичне $\bar{x}$ за формулою (2.11).

Основними метрологічними характеристиками методики аналізу є *збіжність, відтворюваність, правильність, точність, чутливість і межа виявлення*.

Збіжність – це ступінь близькості один до одного результатів паралельних одиноких вимірювань, виконаних в однакових умовах одним і тим же виконавцем, в один день при використанні одних і тих самих матеріалів і апаратури.

Відтворюваність – це ступінь близькості один до одного результатів одиничних вимірювань, виконаних у різних умовах (наприклад, різними людьми або на різних приладах, у різні дні тощо). Відтворюваність у 1,5 - 2 рази нижча збіжності.

Чим вища збіжність і відтворюваність методики (тобто менше стандартне відхилення), тим рідше в одиничних вимірах зустрічаються великі похибки і тим ближчі результати паралельних вимірювань.

Правильність характеризує близькість результатів аналізу до істинного вмісту компонента в зразку. Правильність обумовлена наявністю і значенням систематичних похибок.

Точність відображає близькість до нуля похибок всіх видів (як систематичних, так і випадкових).

Чутливість відображає здатність методу виявити різницю між близькими концентраціями (кількостями) визначуваної речовини. Якщо визначення концентрації проводиться за градуовальною кривою, побудованою за стандартними зразками, то чутливість методу дорівнює тангенсу кута нахилу цієї кривої при даній концентрації. Якщо градуовальний графік прямолінійний, то чутливість методу визначається відношенням x/c , де x – різниця аналітичних сигналів; c – відповідна їм різниця концентрацій.

Межа виявлення характеризує найменший вміст речовини, що визначається, у відповідності з даною довірчою ймовірністю. Межа виявлення визначається за допомогою градуовальної кривої за величиною мінімального аналітичного сигналу, який виявляється.

Розрізняють абсолютні і відносні межі виявлення. Абсолютна межа виявлення – це найменша кількість речовини, яку можна виявити даним методом. Вона виражається в одиницях маси – грамах, міліграмах, мікрограмах тощо. Відносна межа виявлення – це найменша концентрація, яка виявляється даним методом, виражається в %, мг/мл, мкг/мл та інше.

2.2. Хімічні методи

У цих методах використовують *хімічну взаємодію речовин*. Проводять хімічну реакцію між речовиною і реагентом і спостерігають аналітичний ефект.

Титриметричний (об'ємний) метод аналізу ґрунтується на вимірюванні об'єму розчину реагенту відомої концентрації, витраченого на взаємодію з аналізованою речовиною за умови, що речовини вступають у реакцію в стехіометричних кількостях. Концентрація визначуваного компонента 10^{-1} - 10^{-3} моль/л [8].

Титриметричний аналіз - назва відносно нова. Хіміки старшого покоління частіше називають ці методи об'ємними. Кількість сполуки визначають у цьому випадку за об'ємом (або масою) розчину реактиву, витраченого в реакції з потрібною нам сполукою. Зміна назви методів саме й пов'язане з тим, що вимірюють не тільки об'єм, але й масу розчину. В останньому випадку використовують вагову бюретку, причому масу можна визначити з більшою точністю, ніж об'єм.

Реакцію ведуть до повного зв'язування сполуки, а кінець реакції – точку еквівалентності - знаходять, наприклад, за зміною забарвлення розчину або за іншими ознаками. Прагнучи не пропустити точку еквівалентності, реактив додають поступово, по краплях. Прикладом може служити визначення кількості кислоти титруванням її лугом у присутності індикатора, що здатний змінювати забарвлення, якщо після точки еквівалентності з'явився навіть незначний надлишок луку. Титриметричні методи забезпечують високу точність і швидкість визначення. На відміну від гравіметричних методів, вони дозволяють послідовно визначати кілька компонентів.

Хімічні реакції, використовувані в методах титриметрії, різноманітні. Всі вони, однак, відносно швидкі й здебільшого стехіометричні. Реактиви, що використовують для титрування, повинні бути стійкими при зберіганні, до дії світла й т.д. Реакцію можна використати для титрування, якщо її кінець без особливих проблем виявляється хімічними або фізичними методами.

Досить часто застосовують, наприклад, реакції, продуктом яких є малорозчинна сполука, - осаджувальне титрування. У якості індикаторів, крім давно відомих, можуть служити деякі реагенти, спочатку запропоновані для фотометричного визначення відповідних елементів. Так, для визначення барію і сульфатів-йонів шляхом осадження сульфату барію успішно використовують реагент нітхромазо, що був синтезований спочатку як фотометричний реагент.

Більш важливі для аналітичної практики окиснювально-відновні реакції (редокс-реакції). Крім широко застосовуваних класичних окиснювально-відновних методів - перманганатометрії, броматометрії,

периметрії - пропонуються нові прийоми. Методи окиснювально-відновного титрування одержали широкий розвиток.

Досить поширені комплексометричні методи титрування, в основу яких покладені реакції комплексоутворення. Відомі вони не один десяток років, але особливе значення методи ці одержали в післявоєнні роки.

Титриметричні методи прості й доступні. Піпетки, бюретки (рис. 2.3), а зараз вже й удосконалені цифрові бюретки (рис. 2.4), мірні колби, конічні колби для титрування, крапельниці – от майже весь нехитрий набір устаткування. Однак інструменталізація прийшла й сюди. Насамперед це стосується фіксації кінцевої точки титрування: фізико-хімічні й фізичні методи дозволяють робити це об'єктивно. Звичайний прийом для будь-якої лабораторії - потенціометричне титрування. Розвинені й та ті, що застосовуються методи амперометричного титрування. Є й інші способи визначення кінцевої точки, включаючи найсучасніші - з використанням йонселективних електродів. Незвичайний метод - титрування з використанням радіоізотопів (радіометричне титрування) [8].

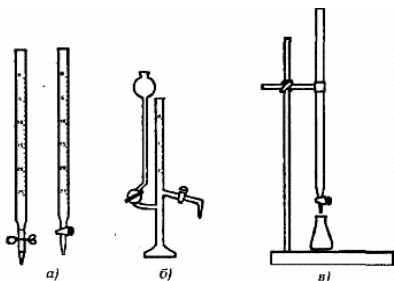


Рис. 2.3. Бюретки (а) і мікробюретка (б) для титрування (в) закріплення бюретки в штатив для титрування

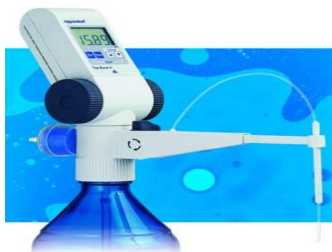


Рис. 2.4. Цифрова бюретка

Інструменталізація має й іншу мету: автоматизувати операції. Не занадто складний титратор дозволяє проводити масові визначення з великою продуктивністю. Конструкції таких приладів, що випускаються різними заводами й науково-виробничими об'єднаннями вимірювальних приладів описано в комплектації їх випуску.

Цим методом визначають загальну і карбонатну твердість води, хімічне споживання кисню (ХСК), біохімічне споживання кисню (БСК₅), кислотність, лужність, вміст розчиненого кисню, концентрацію катіонів меркурію, феруму (II), аніонів Cl^- , S^{2-} тощо.

Гравіметричний (ваговий) метод ґрунтується на кількісному переведенні аналізованого компонента в малорозчинну сполуку і зважуванні продукту після виділення, промивання, висушування чи

прожарювання. Цей метод не обходиться без застосування аналітичних (рис. 2.5) або технічних ваг.

Теорія гравіметричних методів аналізу включає вчення про утворення осадів, формулює вимоги до вагових форм і т.д. Основна операція в гравіметричному аналізі - кількісне осадження обумовленого компонента. Отриманий осад повинен бути вільним від забруднень; необхідно, щоб він легко відокремлювався від розчину, інакше кажучи – відфільтровувався й промивався. Осад повинен або сам

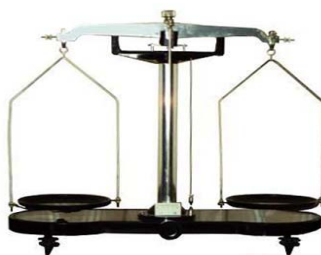


Рис. 2.5. Ваги аналітичні механічні

бути сполукою постійного складу, яку неважко зважити (тобто сполукою нелеткою, негігроскопічною, інертною стосовно повітря), або переводитися в таку сполуку висушуванням або прожарюванням. Такі вимоги легко пред'явити, але важко реалізувати. Важливо усунути втрати за рахунок розчинення осаду, зменшити помилки, пов'язані із співосадженням і наступним осадженням (на готовому осаді) сторонніх компонентів. Але ж від гравіметричних методів потрібна, насамперед, висока точність. Ці методи дозволяють знизити відносну помилку визначення до 0,1 %. Однак зменшити помилки можна, лише добре володіючи теорією осадження, тому дослідження в цій області тривають. Гравіметричні методи поступово поступаються місцем фізико-хімічним і фізичним методам аналізу, особливо в області досліджень. Та й у практиці хімічного аналізу частка гравіметричних методів неухильно зменшується. Істотно, однак, що процеси осадження й співосадження привертають увагу у зв'язку з їхнім використанням для поділу й концентрування елементів, причому не тільки в аналітичній хімії. Крім того, гравіметричні методи відіграють велику роль в елементному аналізі органічних сполук.

Метод застосовують при концентрації визначуваної речовини в розчині не нижче 10^{-2} - 10^{-3} моль/л.

Гравіметричним методом визначають у природних і стічних водах ферум (III) та алюміній у вигляді оксидів, хлориди - AgCl , сульфати - BaSO_4 в кислому середовищі, багато металів - у вигляді малорозчинних сполук з органічними реагентами - оксихінолінатів, литизонатів, широко використовується для дослідження руд, сплавів, органічних речовин тощо.

2.3. Фізико-хімічні методи

Ця група методів відноситься до інструментальних. Вона ґрунтується, як і хімічні, на хімічних реакціях, однак визначають фізичну характеристику (оптичну густину, електропровідність, окидно-відновний потенціал тощо), що залежить від вмісту речовини. Взагалі, фізико-хімічні методи аналізу класифікують за типом фізико-хімічних явищ, які лежать в їх основі, а тому розрізняють *оптичні, електрохімічні і хроматографічні* методи аналізу [9].

Оптичні методи ґрунтуються на вимірюванні оптичних властивостей розчинів речовин, до них відносяться *рефрактометрія, поляриметрія, фотометрія, спектрофотометрія, колориметрія, нефелометрія, турбідиметрія* та інші.

Фотометричні методи ґрунтуються на вимірюванні інтенсивності світлового потоку, який пройшов через речовину, його розчин, а також пропущеного або відбитого суспензією речовини.

Фотометричний аналіз охоплює всі методи, які ґрунтуються на поглинанні світла в ультрафіолетовій (УФ, $\lambda = 10 - 400$ нм), видимій (В, $\lambda = 400 - 800$ нм) та інфрачервоній (ІЧ, $\lambda = 800$ нм - 1000 мкм) областях електромагнітного спектра речовиною, яка визначається чи продуктом реакції. Речовини в залежності від складу можуть поглинати промені в УФ-, В- або ІЧ- областях спектру.

Поглинання світла у розчинах характеризується двома параметрами - *інтенсивністю поглинання* світлового потоку і *довжиною хвилі* поглинутого світла. Інтенсивність поглинання визначається специфічними властивостями речовини, його концентрацією і товщиною шару. При збільшенні концентрації і товщини шару збільшується кількість молекул речовини, які поглинають світло, а тому поглинання зростає. Залежність поглинання від концентрації і товщини шару речовини виражається основним законом фотометрії - законом Бугера (законом Бугера-Ламберта-Бера) [10]:

$$I = I_0 \cdot e^{-K \cdot C \cdot h}; \quad D = \lg I_0 / I = K \cdot C \cdot h; \quad (2.16)$$

де I_0 – інтенсивність падаючого світла;

I – інтенсивність світла, яке пройшло через речовину;

K – специфічна константа речовини;

C – концентрація розчину;

h – товщина шару розчину.

Величина $\lg I_0/I$ називається оптичним поглинанням і позначається A (або D). Ці величини ще називають *оптичною густиною* розчину. Коефіцієнт K являє собою показник поглинання розчину з концентрацією, що дорівнює одиниці. При $C = 1$ моль/дм³ і товщині шару $h = 1$ см він

називається *молярним поглинанням* (або екстинкцією) і позначається ϵ , при $C = 1 \%$, $h = 1 \text{ см}$ – *питомим поглинанням*, позначається $E_1^{1\%}$. Величина оптичної густини розчину (D) пропорційна концентрації (C) і товщині шару (h) цього розчину. Закон Бугера лежить в основі всіх розрахунків у методах фотометричного аналізу [10].

Потрібно мати на увазі, що фотометричному визначенню піддають речовини, які мають забарвлення або можуть поглинати в тій чи іншій області спектра. Якщо ці речовини не мають забарвлення, то проводять хімічну реакцію, за допомогою чого отримують забарвлений продукт, який піддають фотометричному визначенню. Такі реакції називаються *фотометричними*.

Класифікація фотометричних методів. В залежності від довжини хвилі, способу вимірювань, ширини смуги вимірюваного випромінювання, розрізняють (рис. 2.6): *колориметрію і фотоколориметрію* – вимірювання світлового потоку, який пройшов через речовини візуальними і фотоелектричними способами; *нефелометрію, фотонейлонометрію* – вимірювання світлового потоку, розсіяного суспензією речовини візуальними і фотоелектричними способами; *турбидиметрію і фототурбидиметрію* – вимірювання світлового потоку, пройденого через суспензію речовини візуальними і фотоелектричними способами; *спектрофотометрію* – вимірювання монохроматичного (певної довжини хвилі) світлового потоку, пройденого через розчин речовини.

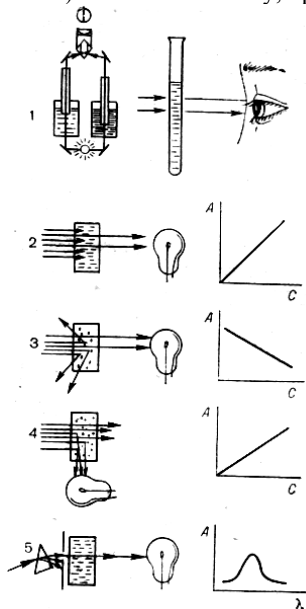


Рис. 2.6. Методи фотометричних визначень

- 1 – колориметрія;
- 2 – фотоколориметрія;
- 3 – турбидиметрія, фототурбидиметрія;
- 4 – нефелометрія, фотонейлонометрія;
- 5 – спектрофотометрія;
- A – поглинання;
- C – концентрація;
- λ – довжина хвилі.

В залежності від довжини хвилі розрізняють спектрофотометрію в $УФ$, $В$ і $ІЧ$ – області спектра.

Колориметрія

У методі колориметрії візуальним шляхом порівнюють інтенсивність світлових потоків, пройдених через досліджуваний і стандартний розчин. Використовують декілька методів.

У методі *стандартних серій* інтенсивність забарвлення досліджуваного розчину речовини порівнюється з інтенсивністю забарвлення серії стандартних розчинів різних концентрацій. При рівності концентрацій розчинів інтенсивність їх забарвлення однакова. Порівняння проводять у пробірках однакового діаметру, однакової форми, розміру і однакового скла. Звичайно користуються градуювальники пробірками місткістю 10 – 20 мл з притертими пробками (рис. 2.7).



Рис. 2.7. Градувальна пробірка

Метод *зрівнювання забарвлень* виконують на спеціальних приладах колориметрах, використовуючи залежність між інтенсивністю забарвлення і товщиною шару h . При рівності інтенсивності забарвлення двох розчинів речовини з різною

концентрацією C добуток $C_1 \cdot h_1$ одного розчину дорівнює $C_2 \cdot h_2$ другого розчину:

$$D_1 = D_2; \quad \varepsilon \cdot C_1 \cdot h_1 = \varepsilon \cdot C_2 \cdot h_2; \quad C_1 \cdot h_1 = C_2 \cdot h_2. \quad (2.17)$$

У методі розбавлення досліджуваній розчин розбавляють у мірному циліндрі розчинником до зрівнювання інтенсивності його забарвлення із забарвленням стандартного розчину, налитого в циліндр такого самого діаметру. В цьому методі справедлива рівність: $C_1/V_1 = C_2/V_2$, де C_1 і C_2 – концентрації стандартного і досліджуваного розчину;

V_1 і V_2 – об'єм розчинів.

Апаратура. Найпростіший колориметр (рис. 2.9) складається з двох скляних циліндрів, що опускаються в стаканчики (кювети) з розчинами - стандартним і досліджуваним.

Через кювети, розчини і скляні циліндри проходять два пучки світла, інтенсивність котрих порівнюється в окулярному пристрої. При роботі з колориметром кремальєрами (ручками із шестернями і зубчатыми рейками) регулюють висоту опускання скляних циліндрів, зрівнюючи забарвлення світлових потоків (див. рис. 2.8).

Потім за шкалами визначають товщину шару розчину в кожному циліндрі і розраховують концентрацію досліджуваного розчину.

Для візуальної колориметрії застосовують більш досконалий колориметр КОЛ-1М. За своєю будовою і принципом дії він дуже схожий на попередній колориметр. Особливості будови - наявність електроосвітлювача, диска зі світлофільтрами, захисного кожуха для кювет та деякі інші деталі. Будова цих приладів більш детально розглядається в наступному розділі.

Візуальний спосіб порівняння інтенсивності світлових потоків використовується також у фотометрах, в яких світлові потоки зрівнюють за допомогою діафрагми або оптичного клину. На цьому принципі працюють візуальні фотометри ФМ-56 і ФМС-56. При розрахунках використовують калібрувальні графіки, побудовані на стандартних розчинах [10].

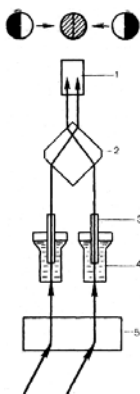


Рис. 2.8. Колориметр Дюбоска:
1 – окуляр; 2 – призма; 3 – циліндри
занурення; 4 – циліндри; 5 – дзеркало

еталоном. *pH середовища* колориметричним методом визначають, зрівнюючи забарвлення індикатора, доданого до аналізованого розчину, із забарвленням індикатора, доданого до буферного розчину з певним pH. Використовують індикатори, що мають перехід забарвлення в досліджуваному діапазоні pH.

Фотоколориметрія

У фотоколориметрії вимірювання інтенсивності світлових потоків проводять за допомогою фотоелементів. *Фотоелементи* - прилади, що перетворюють світлову енергію в електричний струм. Зміна інтенсивності світлового потоку викликає зміну електричного струму виробленого фотоелементом.

Фотоколориметричні методи - це кількісне визначення концентрації речовини з поглинання світла у видимій та ближній ультрафіолетовій

Застосування колориметрів.

Колориметричний аналіз широко використовується для визначення домішок феруму і важких металів у досліджуваних пробах (зразках), забарвлення рідин і pH середовища. *Домішки феруму* визначають реакцією із сульфосаліциловою кислотою з додаванням розчину амоніаку або роданідом (амонію чи калію). З цими реактивами ферум утворює забарвлені сполуки, розчини яких можна досліджувати колориметрично. *Домішки важких металів* визначають за реакціями з натрій сульфідом у присутності оцтової кислоти, порівнюючи забарвлення із приготівленим

області спектра. Поглинання світла вимірюють на фотоелектричних колориметрах (КФК-2, КФК-3, ФЕК – 56М та інших)

Розчини для фотоколориметрії повинні відповідати таким вимогам: мати інтенсивне забарвлення, бути розведеними і прозорими, щоб виключити розсіювання світла; стійкими (не розшаровуватися), в них не повинні протікати фотохімічні та інші реакції, що впливають на хід аналізу.

Аналітичну довжину хвилі (λ) вибирають шляхом фотоколориметрування одного і того ж розчину при різних світлофільтрах. Оптимальне значення λ відповідає найбільшому світло поглинанню аналізованого розчину, при цьому колір світлофільтра повинен доповнювати забарвлення аналізованого розчину до білого. При правильному підборі умов аналізу градієнтний графік є пряма лінія в координатах $A - C$, де C - молярна концентрація розчину. Замість концентрації C по осі абсцис можна відкладати значення об'єму аліквоти (V) стандартного розчину або ж маси речовини в ньому. Вид графіка при цьому має зберігатися.

Товщину шару аналізованого розчину при фотоколориметруванні можна варіювати від 0,2 до 5 см. Відносна похибка вимірювань мінімальна і становить 0,5 - 1,0 %. Найбільш часто використовуються кювети з товщиною шару 1 см.

Розрізняють дві основні групи фотоколориметрів: однопроменеві з одним фотоелементом і двопробієві з двома.

Великого поширення набули фотоколориметри, що працюють за диференційною схемою, тобто двопробієві (КФК).

Кювети, що використовують у фотоколориметрії, виготовляють з кварцу або спеціальних сортів скла. Вони мають певну товщину, яка враховується при розрахунках. При роботі використовуються абсолютно чисті кювети, так як навіть незначне забруднення змінює показники приладів. На шляху світлового потоку у фотоколориметрах ставляться світлофільтри, які пропускають певну частину спектра, що поглинається речовиною. Фотоколориметри забезпечуються набором світлофільтрів (5 - 11 шт.). Смуги пропускання світлофільтрів охоплюють увесь діапазон світлових променів. Світлофільтри підбирають експериментально або керуючись даними, що наведені в таблиці 2.2 [10].

В аналітичній практиці використовують декілька марок двопробієвих фотоколориметрів – ФЕК-М; ФЕК-Н-57; ФЕК- 60 та інші.

Все частіше в аналітичній практиці застосовують однопробієві фотоколориметри, які значно зручніші в експлуатації і вважаються більш сучасними (КФК-2, КФК-3М та інші). Оптична схема цих приладів нагадує одне плече двопробієвих фотоколориметрів. Під час роботи такого приладу у світловий пучок вводиться по чергові розчин порівняння і досліджувані розчин. Величини пропускання або поглинання фіксуються приладом. Детальна будова фотоколориметрів і порядок роботи з ними розглядаються в даному посібнику в наступних розділах.

Таблиця 2.2

Дані для підбору світлофільтрів

Видимий колір розчину	Частина спектру, що поглинається, <i>нм</i>	Колір поглинутої частини світлового потоку
Жовто-зелений	400 – 450	Фіолетовий
Жовтий	450 – 480	Синій
Помаранчевий	480 – 490	Зелено-синій
Червоний	450 – 500	Синьо-зелений
Пурпуровий	500 – 560	Зелений
Фіолетовий	560 – 575	Жовто-зелений
Синій	575 – 590	Жовтий
Зелено-синій	590 – 625	Помаранчевий
Синьо-зелений	625 – 750	Червоний

Крім фотоколориметрії, використовують фотонейлонометрію і фототурбидиметрію, принципи яких аналогічні описаному.

Метод *диференційної фотометрії* застосовують для розширення діапазону фотометричних вимірювань, яких не можна проводити при поглинанні $A > 1,2$. Розчином порівняння в методі служить стандартний розчин речовини з більш низькою, ніж в аналізованому розчині, концентрацією. На фотоколориметрії при цьому фіксується різниця поглинання аналізованого і стандартного розчину. Наприклад, якщо поглинання стандартного розчину 1,2, а аналізованого - 1,8, прилад покаже різницю поглинань $A = 1,8 - 1,2 = 0,6$. Концентрацію розчину визначають за калібрувальним графіком, побудованому за значеннями поглинання серії стандартних розчинів.

У *фотометричному титруванні* використовують фотометричну індикацію точки еквівалентності. Для застосування фотометричного титрування необхідно, щоб досліджувана речовина, або титрант, або продукт реакції володіли поглинанням в оптичному спектрі. При титруванні проходять зміни концентрації речовин і спостерігаються лінійні зміни поглинання. В момент еквівалентності реакція закінчується і змінюється характер змін оптичного поглинання розчину. Побудувавши графік залежності поглинання - об'єм титранту у вигляді кривої титрування, графічним шляхом знаходять точку перетину кривої титрування, яка є точкою еквівалентності.

В *екстракційно-фотометричному методі* одну або частину речовин екстрагують відповідним органічним розчинником, розділяючи суміш, і потім фотометричним способом визначають концентрацію речовини, яка була екстрагована в органічній фазі або залишена у водній фазі. Для проведення екстракційно-фотометричного аналізу часто використовують одержані забарвлені комплексні сполуки, які добре розчинні в органічних розчинниках.

Фотометричні методи високочутливі, розроблені для визначення практично всіх хімічних елементів, крім інертних газів; з їх допомогою визначають як макро-, так і мікрокількості (до 10^{-8} %) аналізованого компонента. Методи фотометрії широко застосовують в аналізі природних об'єктів: повітря, поверхневих вод, ґрунту, донних мулів, рослин, а також стічних вод, газоподібних викидів, відходів промисловості. Наприклад, катіони купрум(II) визначають у вигляді діетилдитіокарбамату купрум(II) жовтого кольору, чи аміачного комплексу $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4]\text{SO}_4$ волошково-синього кольору; ферум(III)- у вигляді роданідного комплексу $\text{Fe}(\text{SCN})_3$ криваво-червоного кольору чи сульфосаліцилату (залежно від pH середовища окремо можна визначити вміст Fe(II) і Fe(III)); Al^{3+} утворює рожеві комплекси з алюмініном в ацетатному буфері [11].

Спектрофотометрія

Спектрофотометрія (абсорбційна) - фізико-хімічний метод досліджень розчинів і твердих речовин, оснований на вивченні спектрів поглинання в ультрафіолетовій (200 - 400 нм), видимій (400 - 760 нм) та інфрачервоній (>760 нм) областях спектра. Основна залежність, що вивчається в спектрофотометрії - залежність інтенсивності поглинання падаючого світла від довжини хвилі.

Спектрофотометрія широко застосовується при вивченні будови і складу різних сполук (комплексів, барвників, аналітичних реагентів тощо), для якісного і кількісного аналізу речовин (визначення слідів елементів в металах, сплавах, технічних об'єктах). Прилади спектрофотометрії - спектрофотометри СФ-4; СФ- 8; СФ-46;СФ-56; СФ-2000, СФ-102; СФ-104; СФ-201.

Спектрофотометрія, як і колориметрія, основана на законі світлопоглинання - законі Бугера-Ламберта-Бера. Прилади, які застосовуються в спектрофотометрії, більш складніші, ніж прилади, які використовуються в фотоколориметрії. Найбільш точним і зручним в роботі являються спектрофотометр СФ-4. Прилад забезпечений кварцовою оптикою і дозволяє вимірювати оптичну густину або пропускання в області 210 - 1100 нм, тобто захвачує ближню ультрафіолетову, видиму і ближню інфрачервону області спектра.

Спектрофотометричний метод ґрунтується на вимірюванні за допомогою спектрофотометра світлопоглинання розчину в монохроматичному потоці світла. Світлопоглинання в спектрофотометрії також вимірюється фотоелементами. Та в ньому є призма, або дифракційна решітка і щілина, які дозволяють розкласти світловий потік на спектр, відібрати і направити в кювету з досліджуванним розчином світло з необхідною довжиною хвилі, або світловий потік з вузькою ділянкою спектра, який поглинає досліджувана сполука розчину [11].

Фотоколориметри

Крім візуальних методів застосовують також фотоколориметричні, які ґрунтуються на вимірюванні оптичної густини або пропускання за допомогою фотоелементів. Фотоелемент являє собою металеву пластинку, покриту шаром напівпровідника (селеном, сріблом, сульфатом тощо). Світловий потік, попадаючи на фотоелемент, збуджує в ньому електричний струм. У звичайних умовах сила струму не пропорційна інтенсивності світлового потоку, тому необхідна побудова калібрувальної кривої.

Розрізняють дві основні групи фотоколориметрів: однопроменеві з одним фотоелементом і двопроменеві з двома. Схема однопроменевого фотоколориметра показана на рис. 2.9.

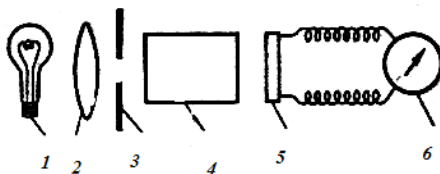


Рис. 2.9. Схема однопроменевого фотоколориметра:
1 – лампа, 2 – лінза, 3 – регулююча діафрагма, 4 – кювета,
5 – фотоелемент, 6 – гальванометр

Світло від лампи 1 проходить спочатку через лінзу 2 і регулюючу діафрагму 3, біля якої поміщають світлофільтр. Потім світло проходить через кювету 4, яка містить забарвлений розчин, і попадає на фотоелемент 5, що сполучений з гальванометром 6.

Для роботи з цим колориметром потрібно попередньо приготувати серію стандартних розчинів з точно відомими концентраціями досліджуваної речовини. Кожний стандартний розчин наливають у кювету і визначають силу струму за гальванометром. За отриманими результатами будують графік залежності сили струму розчину від його концентрації, тобто будують калібрувальну криву. Потім визначають силу струму досліджуваного розчину і за калібрувальною кривою визначають його концентрацію. За однопроменевою схемою сконструйовані фотоколориметри КФК-2, КФК-3М та деякі інші.

Фотоколориметр КФК-2

Колориметр фотоелектричний концентраційний КФК-2 (рис. 2.10, 2.11) є однопроменевим приладом, але за принципом роботи схожий на КФК, ФЕК-56М, ФЕК-56 [9].

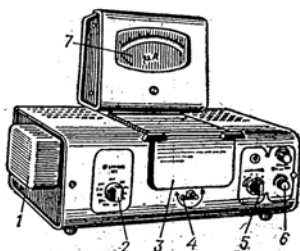


Рис. 2.10. Зовнішній вигляд КФК – 2:
1 – освітлювач; 2 – ручка введення кольорових світлофільтрів; 3 – кюветне відділення;
4 – ручка переміщення кювет; 5 – ручка (введення фотоприймачів у світловий потік) "Чувствительность"; 6 – ручка настройки приладу на 100 % пропускання;
7 – мікроампер метр



Рис. 2.11. Колориметр фотометричний концентраційний КФК-2

За оптичною схемою світло від лампи проходить систему лінз, світлофільтр, кювету з розчином порівняння або з досліджуваним розчином і потім попадає на пластинку, яка розділяє світловий потік на два пучки до двох фотоелементів, що заведені на мікроамперметр. Один з фотоелементів призначений для фіксації спектра в дуже низькій області (рис. 2.12).

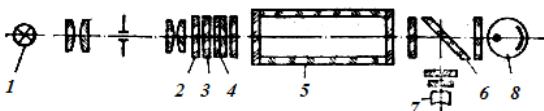


Рис. 2.12. Оптична схема КФК-2:
1 – джерело світла; 2 – теплозахисний світлофільтр; 3 – нейтральний світлофільтр; 4 – кольоровий світлофільтр; 5 – кювета з досліджуваним розчином або розчином порівняння; 6 – пластинка, що ділить світловий потік на два потоки; 7 – фотодіод; 8 – фотоеlementи

КФК-2 призначений для вимірювання коефіцієнтів пропускання і абсорбційності (поглинання) розчинів і твердих тіл в окремих ділянках діапазону довжини хвиль 315 - 980 нм, що виділяються світлофільтрами, а також для визначення концентрації речовин у розчинах. Крім цього, колориметр дозволяє вимірювати коефіцієнти пропускання зависей, емульсій і колоїдних розчинів у світлі, що проходить.

Будова приладу

Фотоколориметр складається з блоку живлення і оптичного блоку. До оптичного блоку входять освітлювач, оправа з оптикою, світлофільтри, кюветне відділення з кюветотримачем, фотометричний пристрій з підсилювачем постійного струму й елементами регулювання, прилад реєстрації.

Освітлювач являє собою *галогенну малогабаритну лампу* типу КГМ. Конструкція освітлювача забезпечує переміщення лампи в трьох взаємно перпендикулярних напрямках для її правильної установки. В оправу вмонтовані конденсор, діафрагма і об'єктив.

Кольорові світлофільтри вмонтовані в диск. Світлофільтр вводять у світловий пучок за допомогою ручки. Робоче положення кожного світлофільтра фіксується.

Кюветотримач розташований під кришкою в кюветному відділенні. При роботі в кюветному відділенні одночасно знаходяться дві кювети - з розчинником (чи нульовим розчином) і забарвленим розчином (досліджуваным). Перестановку кювет у світловому пучку здійснюється поворотом ручки до упора.

У фотометричний пристрій входять: фотоелемент Ф-26, фотодіод ФД-24ДО, світлоділильна пластинка і підсилювач. Вмикання фотоприймачів здійснюється за допомогою ручки.

В якості приладу реєстрації використовується мікроамперметр типу М907-10, шкала якого проградуєвана для визначення поглинання і коефіцієнтів пропускання.

Методика роботи з приладом. Фотоколориметр необхідно увімкнути в мережу за 15 хв. до початку вимірювань. Під час прогрівання кюветне відділення повинне бути відкрите (при цьому шторка перед фотоприймачами перекидає світловий пучок).

Ручкою ввести необхідний за родом виміру кольоровий світлофільтр. Потім установити мінімальну чутливість приладу, для чого ручку "Чувствительность" поставити в положення "1", а ручку "Установка 100 грубо" - в крайнє ліве положення.

Перед вимірами при перемиканні фотоприймачів необхідно перевірити установку стрілки мікроамперметра на нуль за шкалою коефіцієнтів пропускання при відкритому кюветному відділенні. У випадку зсуву стрілки від нульового положення її слід підвести до нуля за допомогою потенціометра "Нуль".

Ввести у світловий потік кювету з водою, закрити кришку кюветного відділення. Ручками "Чувствительность", "Установка 100 грубо" і "Точно" встановити нуль за шкалою поглинання. Ручка "Чувствительность" може знаходитись в одному з трьох положень: "1", "2" чи "3".

Потім поворотом ручки кювету з водою замінити на кювету із забарвленим досліджуваным розчином. Зробити відлік за шкалою значень поглинання. Виміри проводяться 3 - 5 разів, після чого остаточне значення

вимірюваного поглинання визначають як середнє арифметичне з усіх отриманих значень.

Вибір світлофільтрів – налити розчин у кювету і провести вимірювання з усіма світлофільтрами, побудувати криву, відкладаючи на горизонтальній осі довжину хвилі, що відповідає максимуму коефіцієнта пропускання світлофільтра, вказаного в паспорті колориметру, а по вертикалі - відповідні значення оптичної густини розчину. Беруть той світлофільтр - де величина оптичної густини буде максимальна.

Вибір кювет проводиться візуально, якщо не вказано в методиці дослідження. Якщо розчини мало забарвлені - беруть кювети з великою робочою довжиною, якщо інтенсивно забарвлені (темні) - з малою робочою довжиною.

Фотоелектроколориметри застосовується на підприємствах водопостачання, металургії, хімічній, харчовій промисловості, с/г, медицині.

Нормальні умови роботи:

- температура – 10 - 35 °C;
- відносна вологість – 45 - 80 %;
- напруга в мережі 220±4,4 В.

Межі вимірювання:

- коефіцієнт пропускання – 0 - 100 %;
- оптична густина – 0 - 2;
- абсолютна похибка 0,5 - 1 %.

Робоча довжина кювет: 5, 10, 20, 30, 50 мм.

Час безперервної роботи: 8 год.

Маса КФК-2 – 12 кг.

При роботі з фотоколориметром потрібно дотримуватися техніки безпеки:

- заземлення приладу;
- чисте приміщення (без пилу, газів, парів кислот);
- халат.

Спектрофотометри

Для вимірювання спектрів використовують спектральні прилади-спектрофотометри, що складаються з джерела випромінювання, диспергированого елемента, кювети з досліджуваною речовиною, пристрою для реєстрації.

Основна характеристика спектрофотометрів: точність визначення довжини хвилі випромінювання і величини пропускання, роздільна здатність і світлосила, час сканування спектра. Спектрофотометри, зазвичай, забезпечуються набором приставок для отримання спектрів відбивання, роботи з зразками при низьких і високих для вимірювання характеристик джерел і приймачів випромінювання і т.п.

Спектрофотометр СФ – 46

Однопроменевий спектрофотометр СФ-46 із вмонтованою мікропроцесорною системою (рис. 2.14, 2.15) призначений для вимірювання пропускання, оптичної густини рідких і твердих речовин в області 19 - нм. Елементом диспергування є дифракційна решітка з перемінним кроком і криволінійним штрихом (рис. 2.13) [12].

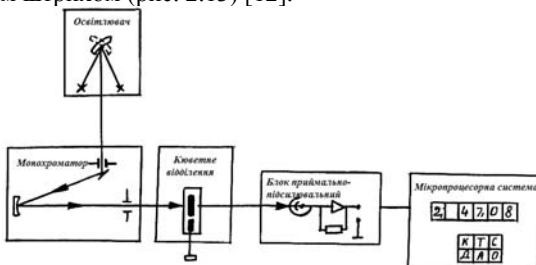


Рис. 2.13. Блок-схема спектрофотометра СФ-46

Джерела і приймачі випромінювання ті самі, що і в приладі СФ-26.

У спектрофотометрі забезпечені наступні режими роботи: вимірювання пропускання T , оптичної густини D , концентрації C , швидкості зміни оптичної густини (рис. 2.13).

Принцип вимірювань — загальний для всіх однопроменевих спектрофотометрів.

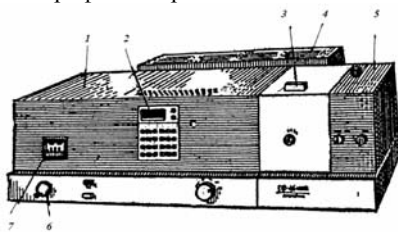


Рис. 2.14. Зовнішній вигляд спектрофотометра СФ – 46:

- 1 – монохроматор; 2 – мікропроцесор;
- 3 – кюветне відділення; 4 – освітлювачі;
- 5 – камера з фотоприймачами і підсилювачами; 6 – ручка обертання дифракційної ґратки; 7 – шкали довжин хвиль



Рис. 2.15. Спектрофотометр СФ-46

Спектрофотометр СФ-14

Реєструючі двопроменеві спектрофотометри СФ-10, СФ-14 та СФ-18 призначені для вимірювання пропускання (оптичної густини) прозорих і каламутних середовищ та коефіцієнтів дифузного відображення твердих і порошкоподібних речовин у видимій області спектра. Спектрофотометри складаються з освітлювача, подвійного призмового монохроматора, фотометра поляризаційного типу, приймально-підсилюючої частини і записуючого механізму.

Зовнішній вигляд спектрофотометра СФ-14 приведений на рис. 2.16. На платі 5 змонтована кюветна камера 4 для розміщення прозорих зразків, що вимірюються на пропускання, і інтегруюча куля 8.

Для вимірювання коефіцієнтів пропускання рідин є набір парних кювет з товщиною шару 5, 10, 20 і 50 мм.

Тверді прозорі зразки і кювети з рідиною поміщають у спеціальні тримачі, виконані у вигляді тисків, і затискають гвинтом. Тримач з досліджуванним розчином вставляють у направляючу правої частини (за ходом променів) кюветного відділення, а стандартний розчин поміщають ліворуч.

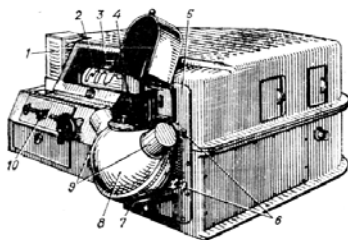


Рис. 2.16. Зовнішній вигляд спектрофотометра СФ – 14:

- 1 – освітлювач з кожухом; 2 – барабан з бланком для запису спектрів;
- 3 – перо; 4 – кюветна камера; 5 – плата на якій змонтована кюветна камера;
- 6 – ручки регулювання положення екранів, що запобігають попаданню світла на фотоелемент; 7 – кювета для порошків, що вимірюються на відображення;
- 8 – інтегруюча куля; 9 – кишень; 10 – регулятор швидкості розгортання спектра

Порошки, що вимірюються на відображення, поміщають у кювету 7, розташовану на місці правого по ходу променів еталона. Для виключення дзеркальної складової відображення є кишень 9, які можна встановити в бокові отвори кулі замість заглушок.

Всередині кулі знаходяться два екрана, призначені для запобігання попадання світла від зразка безпосередньо на фотоелемент при вимірюванні абсолютних значень коефіцієнтів дифузного відображення – нижній екран і пропускання – верхній екран (за методом Тейлора). Для вмикання екранів необхідно відтягнути ручку 6.

Вимірювання абсолютних значень коефіцієнтів дифузного відображення або пропускання зводиться до наступного.

Спочатку записують лінію 100 %-го пропускання при нейтральному положенні екранів відносно світлових потоків; при цьому ручки *б* вставлені в кулю. Потім замість еталона до вікна кулі в робочий потік поміщають зразок, що вимірюється на відображення. Відтягнувши нижню ручку *б* до упора, екран ставлять у положення, при якому пряме світло від зразку не попадає на фотоелемент. Наступний запис дає значення абсолютного коефіцієнта дифузійного відображення зразку за спектром.

При вимірюванні абсолютних значень коефіцієнтів дифузного відображення зразок поміщають у праве по ходу променів вхідне вікно кулі, за допомогою ручки *б* установлюють верхній екран, нижній екран при цьому повинний займати нейтральне положення відносно світлових потоків.

Результати всіх вимірювань автоматично записується на спеціальному бланку 2, що має вигляд сітки, по вісі абсцис нанесена рівномірна шкала довжин хвиль від 400 до 750 нм із ціною поділок 2 нм, а по вісі ординат - рівномірна шкала оптичної густини від 0 до 2,5 з ціною поділок 0,0125 і пропускання (відображення) від 0 до 100 % з ціною поділок 0,5 %.

Спектрофотометр СФ-14 має два діапазони виміру пропускання (0 - 100 % і 0 - 10 %) і два діапазони виміру оптичної густини (0 - 2,5 і 0 - 1,0), що дозволяє підвищити чутливість і точність вимірювань. Тривалість запису - 2 - 4,5 хв.

Спектрофотометри мають похибку визначення ± 1 %.

Нині існує багато спектрофотометрів нового покоління (рис. 2.17 - 2.19) [12].



Рис. 2.17. Спектрофотометр СФ-56



Рис. 2.18. Спектрофотометр СФ-2000



Рис. 2.19. Спектрофотометр Cary 6000

УФ- спектрометрія

Фотоколориметричні вимірювання мають велику похибку (до 5 %), так як у фотоколориметрах світлові потоки мають широкую смугу спектра - 40-80 нм і не є хроматичними. Більш точно аналіз проводять на спектрофотометрах, у яких світловий потік, пройдений через кювету, має одну довжину хвилі (монохроматичний). Розклад білого світла в спектр на спектрофотометрах здійснюється за допомогою призми (або дифракційних ґраток). Повертаючи призму на кювету з розчином через щілину можна направити світлові промені різної довжини хвиль (рис. 2.20). Поглинання розчинів речовин на спектрофотометрах вимірюють при довжині хвилі максимуму поглинання. Це дозволяє аналізувати суміші речовин, які мають максимуми поглинання при різних довжинах хвиль. Широке поширення набули УФ-спектрофотометри типів СФ-4А, СФ-16; СФ-26 з кварцовою оптикою, які не здатні до реєстрації, а результат спостерігають за шкалою приладу візуально.

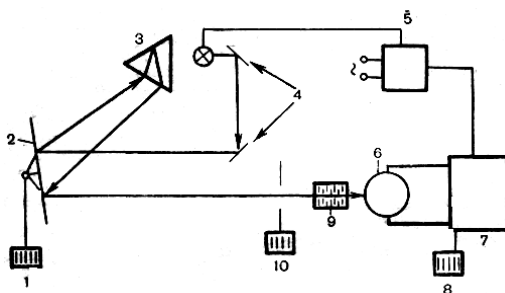


Рис. 2.20. УФ-спектрофотометр:

- 1 – ручка встановлення довжини хвилі; 2 – обертаюче дзеркало; 3 – призма;
- 4 – дзеркало; 5 – стабілізатор; 6 – фотоелемент; 7 – підсилювач;
- 8 – ручка встановлення відлікового потенціометра; 9 – кювета;
- 10 – ручка встановлення ширини щілини

Розрахунок концентрацій речовин за даними поглинання, отриманих на спектрофотометрі, здійснюють за допомогою калібрувальних графіків або за законом Бугера, якщо відома величина молярного або питомого поглинання. Багато речовин характеризуються максимумом поглинання і величиною молярного або питомого поглинання, наприклад, $K_2Cr_2O_7$ ($\lambda=455$ нм, $E_{1\%}=1800$, вода, 0,9н H_2SO_4) [11].

Розчинники, які застосовують для спектрофотометричних визначень, мають певні межі пропускання, обмежені власним поглинанням розчинника, наприклад, нижній поріг пропускання води 200 нм, етанолу - 210 нм. Спектроскопія в УФ- і В- області набула широкого поширення для вивчення структури (якісної ідентифікації) речовин і їх кількісного визначення.

Молекулярна спектроскопія

Грунтується на спостереженні коливальних і обертових спектрів поглинання (ІЧ-область). Спектрофотометри ІЧ-області спектра останніх моделей працюють за двопроменевою схемою. Найбільшого поширення набули ІЧ-спектрофотометри ИКС-14, ИКС-21, ИКС-22 та деякі інші. Оптична частина ІЧ-спектрофотометрів (призми, лінзи, кювети) виготовляється з матеріалів, що здатні пропускати інфрачервоні промені - скла, кварцу, NaCl, KBr, LiF, CaF₂. Джерелом теплових променів служать нагріті електрострумом пресовані стержні з тонкоподрібненої суміші оксидів цирконію, торію, церію (штифти Нернста) і стержні (глобари) з карбиду силіцію. Випромінювання приймається термоелементами, що генерують е.р.с. при нагріванні місця спайки двох металів і болометрами, що змінюють опір електричному струму при зміні температури. Вимірювання в ІЧ-області широко використовується з метою ідентифікації речовин, встановлення їх будови і починають застосовуватись для кількісного визначення речовин [12].

Рефрактометрія. Рефрактометри

Рефрактометрія ґрунтується на вимірюванні кута заломлення світлового променя при переході його із одного середовища до іншого.

Показник заломлення залежить від природи і густини речовини, його концентрації, температури, тиску середовища і довжини хвилі падаючого світла. При інших постійних умовах показник заломлення пропорційний тільки концентрації речовини.

Швидкість поширення світла в різних середовищах різна. Цією обставиною пояснюється явище заломлення світла, тобто відхилення світлових променів від первинного напрямку на межі розділу двох середовищ. Заломлення світла оцінюється абсолютним і відносним показниками заломлення світла.

Абсолютним показником заломлення світла N для цієї речовини називають відношення швидкостей світла у вакуумі $V_в$ і в цьому середовищі V_c :

$$N=V_в/V_c \quad (2.18)$$

Оскільки швидкість світла у вакуумі більше швидкості світла в будь-якому іншому середовищі, то N завжди більше одиниці.

На рис. 2.21 зображено заломлення світлового променя на межі вакууму з щільнішим оптичним середовищем. Тут має місце рівність [9]:

$$\frac{V_B}{V_C} = \frac{\sin \alpha}{\sin \beta} \text{ або } N = \frac{\sin \alpha}{\sin \beta} \quad (2.19)$$

Якщо промінь переходить з середовища менш оптично щільного (I) в середовище більше оптично щільне (II), то кут падіння (α) завжди більше кута заломлення (β). Цей загальний випадок заломлення світлового променя на межі двох оптичних середовищ характеризується відносним показником заломлення n :

$$n_{\text{відн}} = \frac{V_I}{V_{II}} \quad (2.20)$$

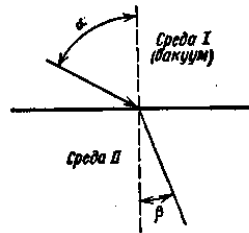


Рис. 2.21. Зміна напрямку світлового променя на межі вакууму з оптичним середовищем

де V_I і V_{II} – швидкості поширення світла у першому і другому середовищі

Для рефрактометрії найбільш важлива залежність показника заломлення від довжини хвилі світла, що падає. Цю залежність називають *дисперсією* (dispergere - розсіює).

Дисперсія, так само як і показник заломлення, залежить від природи речовини. Чим більше різниця в показниках заломлення для двох хвиль якої-небудь довжини X_1 і X_2 , тим більше дисперсія.

При рефрактометричних вимірах необхідно враховувати залежність показника заломлення від температури; вимірювання показників заломлення речовин проводять при постійній температурі. Якщо виміри проводять з метою ідентифікації чистої речовини, то температура досліду повинна відповідати табличним значенням коефіцієнтів заломлення.

У процесі перекристалізації твердого тіла з однієї аллотропної модифікації в іншу або в процесі зміни тиску для газових середовищ, показник заломлення речовини набуває різних значень відповідно до зміни густини речовини.

Існує зв'язок між явищем рефракції і поляризацією речовини в електромагнітному полі видимого світла. У результаті поляризації речовини (молекул, атомів) потік світлових часток-фотонів відхиляється від заданого напрямку. Отже, заломлення променя може залежати не лише від зовнішніх чинників, але і від внутрішньої структури речовини.

Для визначення показника заломлення в найбільше вживаних приладах використовують вимірювання кута повного внутрішнього віддзеркалення. Принципова схема вимірювального пристрою представлена на рис. 2.22 [10].

Основною частиною приладу є вимірювальна призма 3 з оптичного скла з точно відомим показником заломлення N . Джерелом світла служить натрієва лампа або газорозрядна трубка (воднева, гелієва або ртутна), що дає лінійчатий спектр. У рефрактометрі Аббе освітлення проводиться білим

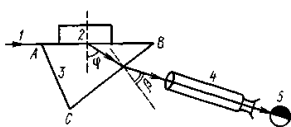


Рис. 2.22. Принципова схема рефрактометра:

- 1 – промінь світла, 2 – кювета,
3 – вимірювальна призма, 4 – трубка,
5 – поле зору

(немонохроматичним) світлом, проте завдяки призмі Амічі, яка пропускає жовті промені без зміни, показник заломлення в цих приладах відноситься до D-лінії натрію.

Промінь світла 1 падає на кювету 2, що знаходиться на вхідній грані AB вимірювальної призми 3. Вхідна грань знаходиться в оптичному контакті з досліджуваною рідиною і служить межею розділу, на якій відбувається заломлення і повне

внутрішнє віддзеркалення. Промінь, відповідний граничному куту φ , називають граничним променем. Після заломлення на межі вихідна грань призми BC – повітря він утворює з нормаллю до грані BC кут β . Якщо кут φ близький до граничного, поле зору 5 трубок 4 виявляється розділеним на світлу (освітлену) і темну (неосвітлену) частини. У цьому стані відліковий пристрій вимірювального приладу показує точну (до десятих частин градуса) величину кута β . Показник заломлення n досліджуваної рідини розраховують за формулою [14]:

$$n = \sin \alpha \sqrt{N^2 - \sin^2 \beta} \quad (2.21)$$

де α – кут заломлення вимірювальної призми;

N – її показник заломлення.

Цілком зрозуміло, що при вимірюваннях за схемою, зображеній на рис. 2.22, повинна дотримуватися умова $n < N$, тобто показник заломлення досліджуваної речовини повинен бути менше показника заломлення вимірювальної призми. Це, природно, обмежує інтервал значень n , доступних для дослідження з даною призмою. Тому у комплект рефрактометра зазвичай входить декілька призм, що дозволяють працювати в різних діапазонах значень показника заломлення.

Найбільш відомі конструкції рефрактометрів типу Пульфріха і типу Аббе. Окрім методу граничного кута для вимірювання показника

заломлення, використовується метод призми, а також імерсійний, інтерференційні і деякі інші методи.

Показник заломлення в імерсійному методі знаходять при якісному порівнянні досліджуваної речовини з еталонними середовищами. Щоб знайти показник заломлення, наприклад, яких-небудь мінеральних зерен або кристалів, їх послідовно розглядають під мікроскопом в рідинах з відомими показниками заломлення. За допомогою смужки Бекке або інших ефектів визначають, яку більшу чи меншу величину показника заломлення має досліджувана речовина в порівнянні з еталонним середовищем. Смужка Бекке з'являється при слабкому порушенні фокусування мікроскопа як тонка світла смужка на межі двох середовищ унаслідок заломлення світла. Для визначення показника заломлення використовується властивість смужки Бекке переходити при піднятті тубуса мікроскопа на середовище з вищим показником заломлення, а при опусканні тубуса – на середовище з нижчим значенням цієї величини. Мінімальний розмір зерна, при якому виявляється цей ефект, складає 1 - 2 мкм. За допомогою смужки Бекке уловлюють різницю між показниками заломлення на 0,001. Імерсійний набір для визначення показника заломлення складається з 50 - 100 рідин з різними показниками заломлення.

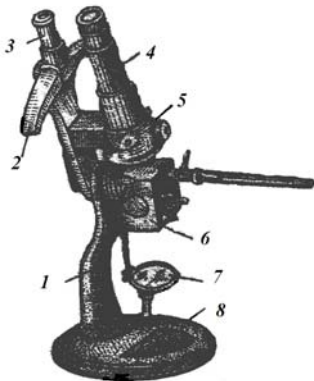


Рис. 2.23. Рефрактометр РДУ (рефрактометр дисперсійний універсальний):

- 1 – стійка; 2 – секторна шкала відліку; 3 – лупа для відліку;
- 4 – зорова труба; 5 – компенсатор;
- 6 – призмовий блок; 7 – дзеркало;
- 8 – основа

Показники заломлення визначають на спеціальних приладах – рефрактометрах, які працюють на принципах вимірювання максимального кута заломлення. Працюють з приладами типу РЛ-2, ИРФ-22, РДУ (рис. 2.23) [14].

Попередньо за експериментальними даними будують градувальний графік в координатах: склад суміші – показник заломлення; потім за градувальним графіком визначають показник заломлення розчину невідомого складу. Метод рефрактометрії застосовують для кількісного аналізу бінарних, потрійних і різноманітних складних систем розчинів. Прикладом бінарних систем є водні розчини спиртів, цукрів, гліцерину, кислот, основ, солей та ін.

Для водного розчину цукру і метанолу градувальний графік має вигляд, показаний на рис. 2.24.

На вісі ординат відкладають показник заломлення, який визначають за допомогою рефрактометра, на вісі абсцис – вміст цукру і метанолу (у %).

Рефрактометричний метод аналізу має ряд переваг: простота і швидкість визначень, висока точність аналізу (до сотих частин відсотка). Метод застосовують для аналізу різноманітних складних систем: горючих і мастильних матеріалів, біологічних і харчових продуктів, лікарських препаратів та ін. При аналізі багатокомпонентних систем частина компонентів може знаходитися в постійному співвідношенні, що спрощує аналіз, оскільки дає можливість розглядати систему як подвійну.

У зв'язку з тим, що показник заломлення є індивідуальною характеристикою речовини і присутність в досліджуваній системі домішок впливає на його значення, визначення його використовують для встановлення міри чистоти речовини.

За допомогою рефрактометричних вимірювань проводять ідентифікацію речовин шляхом визначення величин заломлення і їх фізичних характеристик (густини, температури кипіння і т. д.). Отримані експериментальні величини порівнюють з табличними і, таким чином, встановлюють природу речовин.

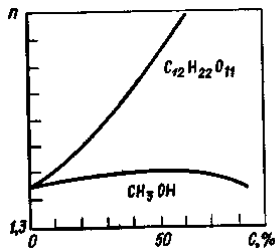


Рис. 2.24. Градувальний графік для рефрактометричних визначень цукру $C_{12}H_{22}O_{11}$ і кеталону CH_3OH

Поляриметрія. Прилади для поляриметричних вимірювань

Поляриметрією називають визначення оптичного обертання – обертання площини поляризованого світла розчином оптично активної речовини.

Кристалічні решітки деяких речовин володіють здатністю пропускати світло тільки з певним напрямком коливань. Світло, що пройшло через таке середовище, називають поляризованим; воно здатне коливатися тільки в якій-небудь одній площині, що називається *площиною коливань*. Площину, перпендикулярну площині коливань, називають *площиною поляризації* (рис. 2.25) [13].

Оптичному обертанню підлягає поляризоване світло, в якому коливання світлових хвиль проходить тільки в одній площині – площині поляризації. Світло поляризується при проходженні через призму Ніколя (поляризатор світла), яка складається з двох склеєних призм з ісландського шпату. Призма пропускає лише поляризований промінь. Оптичною активністю володіють органічні сполуки з асиметричним атомом карбону, який зв'язаний з чотирма функціональними групами (наприклад, у глюкозі).

Оптична активність цих речовин виникає в результаті електронних взаємодій в молекулі. Вона пов'язана з будовою молекул і з особливостями кристалічної ґратки.

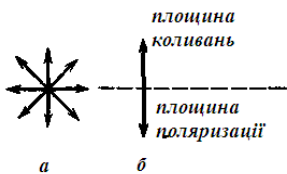


Рис. 2.25. Природний (а) і поляризований (б) промені

Коли через шар оптично активної речовини проходить поляризоване світло, то площина поляризації його виявляється поверненою на деякий кут, званий кутом обертання площини поляризації.

У основі методу поляриметричного аналізу лежить вимірювання кута обертання площини поляризації світла, що пройшло через оптично активне середовище.

Якщо оптично активна речовина знаходиться в розчиненому стані, то кут повороту площини поляризації залежить від числа молекул речовини, що зустрічаються на шляху поляризованого променя. Чим більше число молекул, тим більше кут повороту площини поляризації. Таким чином, кут повороту площини поляризації залежить від концентрації оптично активної речовини в розчині. При поляриметричних визначеннях відстань по лінії поширення світлового променя не повинна змінюватися. Це означає, що відстань від однієї стінки посудини, в якій знаходиться оптично активна речовина, до іншої в усіх визначеннях залишається незмінним. При дотриманні цих умов кут обертання площини поляризації буде в прямій пропорційній залежності від концентрації.

Поляриметричний метод широко використовують для вивчення структури і властивостей різних речовин: з його допомогою проводять дослідження кристалічних речовин в мінералогії і кристалохімії, вивчають кінетику процесів, що протікають за участю оптично активних речовин, вивчають деякі параметри космічних об'єктів. Метод поляриметричного аналізу широко застосовують в аналітичних цілях при кількісних визначеннях різних речовин. У харчовій промисловості його успішно використовують для кількісних визначень жирів, масел, цукристих і інших речовин.

Прилади для поляриметричних вимірювань

У будь-якому приладі для поляриметричного аналізу (поляриметрі) є поляризатор і аналізатор, між якими знаходиться трубка з аналізованим розчином (рис. 2.26). Якщо поляризатор і аналізатор встановлені так, що їх площини поляризації паралельні між собою, то у відсутності аналізованої речовини світло безперешкодно проходитиме через обидва пристрої і спостерігатиметься в зорову трубу. Якщо у відсутності аналізованої речовини аналізатор повернути на 90° , тобто орієнтувати так, що його площина поляризації буде перпендикулярна площині поляризатора, то, очевидно, поляризоване світло через аналізатор проходити не буде. Це

положення «на темноту». При введенні між поляризатором і аналізатором оптично активного аналізованого розчину в зоровій трубці з'явиться світло. Щоб знов добитися «темноти», аналізатор необхідно повернути на деякий кут, рівний куту обертання площини поляризації аналізованою речовиною. Величина кута обертання може бути безпосередньо прочитана на відліковому пристрої зорової труби [14].

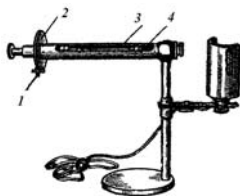


Рис. 2.26. Поляриметр круговий (СМ):

1 – гвинт; 2 – лімб;

3 – поляриметрична трубка; 4 – жолоб

Як поляризатор і аналізатор зазвичай використовують призму Ніколя (або просто ніколь), що виготовляється з ісландського шпату (CaCO_3). Освітлювачем часто служить натрієва лампа. Оптична система поляриметра включає також пристрій для підвищення точності установки на «темноту». Це можуть бути додаткові призми Ніколя або так звані пластинки бікварцу.

Пластинка бікварцу складається з ліво- і правообертового кварцу і поміщається після поляризатора перед трубкою з аналізованим розчином. При попередній установці на «темноту», коли ніколи взаємнопаралельні, і у відсутності аналізованого розчину пластинка бікварцу забарвлює поле зорової труби в суцільний сіро-фіолетовий колір. Введення аналізованого розчину викликає різкий колірний ефект: одна половинка поля стає червоною, інша – синьою. Поворотом аналізатора відновлюють первинне сіро-фіолетове забарвлення всього поля і за куту повороту аналізатора знаходять кут обертання площини поляризації аналізованим розчином.

Цікавою видозміною поляриметра є сахариметр, вживаний спеціально для аналізу розчинів цукру. На відміну від звичайного поляриметра, освітлювачем в якому служить натрієва лампа або інше джерело монохроматичного світла, в сахариметрі для цієї мети використовується біле немонахроматичне світло. Застосування такого освітлювача виявилось можливим унаслідок випадкового збігу оберальної дисперсії кварцу і розчинів цукру. Розчин цукру викликає праве обертання площини поляризації. Це обертання в сахариметрах компенсують введенням у промінь світла клину з лівообертального кварцу. Унаслідок рівності дисперсії оптичного обертання кварцу і розчину цукру компенсація відбувається при всіх довжинах хвиль, що і дозволяє використовувати для освітлення сахариметрів біле світло. Визначення на сахариметрі характеризуються високою точністю, оскільки товщину клину можна виміряти дуже точно. *Клином* називають пристрій з двох клиноподібних пластинок лівообертального кварцу і плоскої пластинки правообертального. Положення клину часто калібрують в одиницях концентрації, або так званих

міжнародних цукрових градусах ($^{\circ}\text{S}$). Величині сто цукрових градусів (100°S) відповідає розчин сахарози, що містить 26 г в 100 мл розчину при 20°C і довжині трубки 2 дм.

Обертання площини поляризації при різних довжинах хвиль (дисперсію оптичного обертання) досліджують за допомогою спектрополяриметра, освітлювач якого дає монохроматичне світло заданої довжини хвилі в широкому спектральному інтервалі зазвичай за допомогою кварцової диспергуючої призми.

У новітніх конструкціях поляриметрів і спектрополяриметрів для вимірювання інтенсивності світла застосовують фотоелементи і фотопомножувачі, нерідко сполучені з електронним записуючим потенціометром. Особливу цінність вони мають для досліджень в ультрафіолетовій ділянці спектру, не доступній для візуальних спостережень.

Стилоскопи

Стилоскопи, стилметри, спектрографи, як і полум'яні фотометри, використовуються для проведення емісійного спектрального аналізу.

Конструкції спектральних приладів вельми різноманітні. Вони розрізняються за типом диспергуючого елемента, способом реєстрації спектру і т.д.

У приладах для візуального спектрального аналізу – різних стилоскопах і стилометрах – диспергуючим елементом є скляні призми, приймачем світла служить око спостерігача. На рис. 2.27 представлена оптична схема одного з поширених приладів – стилоскопа СЛ-11 [15].

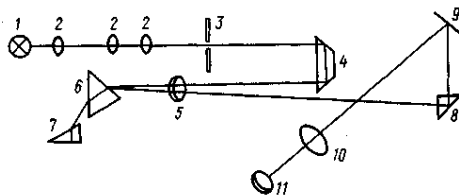


Рис. 2.27. Оптична схема стилоскопа СЛ-11

Світло від джерела збудження 1 через оптичну систему 2 потрапляє на вхідну щілину 3 з постійною шириною 0,02 мм і поворотною призмою 4 через об'єktiv 5 прямує на диспергуючу систему з двох призм 6 і 7. Покритий сріблом катет призми 7 відображає промені, які знов проходять диспергуючу систему і через об'єktiv 5 і поворотну призму 8 потрапляють на дзеркало 9 і далі в окуляр 11, який служить для спостереження спектру. Фотометричний клин 10 дозволяє послаблювати інтенсивність вибраної спектральної лінії і за спеціальною шкалою, пов'язаною з клином, оцінювати її відносну інтенсивність. Призма 7 може обертатися, що

призводить до переміщення спектру в полі зору, а кут повороту призми показує за шкалою, до якої області довжин хвиль відноситься спостережувана ділянка спектру. Стилоскоп призначений для роботи в спектральній області від 390 до 700 нм, для збудження спектру зазвичай використовується дуговий генератор. Елементарний фотометричний клин дозволяє підвищити точність аналізу в порівнянні із звичайними стилоскопами.

Для виконання експресних аналітичних робіт поза лабораторією застосовують переносний стилоскоп типу СЛП-2, оптична схема якого лише небагато чим відрізняється від оптичної схеми СЛ-11.

Складнішу, ніж у стилоскопів, оптичну схему і пристрій мають стилметри, наприклад стилметр СТ-7. Фотометрична система цього приладу дозволяє незалежно ослаблювати інтенсивність двох спектральних ліній і кількісно характеризувати їх відносну інтенсивність, а також зближувати в полі зору аналітичну пару ліній, що створює зручність в роботі і підвищує точність аналізу.

Електрохімічні методи аналізу

Класифікація. Електрохімічні методи аналізу ґрунтуються на вимірюванні електрохімічних явищ, що виникають у досліджуваному розчині або на поверхні електродів, взаємодіючих з розчином. Електрохімічні явища в розчинах можна класифікувати на три типи [9]:

- а) опір розчину електричному струму;
- б) виникнення потенціалу на електродах, занурених у розчин;
- в) електрохімічна реакція на електродах, що виникає при накладенні певного потенціалу.

У залежності від використаних явищ розрізняють:

потенціометрію – вимірювання потенціалів, що виникають на електродах;

кондуктометрію – вимірювання опору аналізованого розчину;

вольтамперометрію – вимірювання залежності між величиною струму і змінним потенціалом, накладеним на електроди;

електрогравіметрію – гравіметричне визначення продуктів електрохімічної реакції на електродах;

кулонометрію – вимірювання кількості електрики, пройдені через розчин речовини в ході її електрохімічного перетворення.

У всіх цих методах величина електричного сигналу пропорційна концентрації речовини. Для проведення електрохімічних вимірювань застосовують спеціальну апаратуру. Прилад для проведення електрохімічного аналізу звичайно складається з електричної комірки і пристрою вимірювання. В електрохімічну комірку поміщені електроди.

Електрохімічні комірки. Існує два типи електрохімічних комірок – гальванічний елемент і електролітична комірка. У гальванічному елементі електрохімічна реакція на електродах і електричний струм виникають

самовільно, при зануренні електродів у відповідний розчин і зовнішньому контакті між електродами. Гальванічні елементи використовують для потенціометричного вимірювання концентрації речовин.

В *електролітичній комірці* електрохімічна реакція починається при накладанні на електроди деякого стороннього потенціалу. Наприклад, при зануренні в розчин CuSO_4 мідного і платинового електродів електрохімічної реакції не відбувається. Якщо ж на електроди подати потенціал порядком 0,7-0,8 В (на Cu^- , на Pt^+), то Cu^{2+} приймає від електрода два електрони і відновлюється до Cu^0 . Величина струму, що протікає при цьому через комірку, залежить від концентрації Cu^{2+} . Електролітичні комірки застосовують у вольтамперометрії, електрогравиметрії і кулонометрії.

Електроди. Для електрохімічних вимірювань застосовують стандартні і індикаторні електроди. Потенціал стандартних електродів постійний, потенціал індикаторних залежить від концентрації речовин і вимірюється відносно стандартних.

Стандартний хлорсрібний електрод. Являє собою срібну дрітину, покриту шаром AgCl і занурену в насичений розчин KCl (рис. 2.28). Електрод сполучається з розчином у комірці через електричний місток (розчин KCl , що містить агар-агар, доданий для підвищення в'язкості). В електроді використана електрохімічна система $\text{Ag}/\text{AgCl}/\text{KCl}$. Потенціал електрода в насиченому розчині KCl дорівнює $E = 0,200 \text{ В}$ [16].

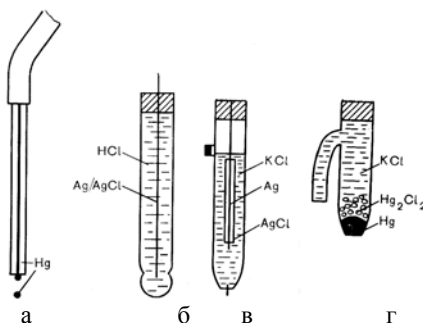


Рис. 2.28. Електроди для електрохімічних вимірювань:
а – ртутний капельний електрод; б – скляний електрод;
в – хлорсрібний електрод; г – каломельний електрод

Стандартний каломельний електрод. Містить (див. рис. 2.28) шар ртуті, що знаходиться в контакті із шаром Hg_2Cl_2 (каломелі), залитою насиченим розчином KCl . Електрод сполучається з коміркою за допомогою електричного містка. Електрохімічна система електроду – $\text{Hg}/\text{Hg}_2\text{Cl}_2/\text{KCl}$. Потенціал електрода в насиченому розчині KCl дорівнює 0,243 В.

З індикаторних в електрохімічних вимірюваннях застосовують платинові електроди, що не вступають в електрохімічні реакції. Їх застосовують у кондуктометрії і потенціометрії.

Ртутний капельний електрод являє собою капіляр, сполучений з балоном із ртуттю (рис. 2.28). Ртуть надходить у капіляр і капає з нього. В процесі капання поверхня ртуті оновлюється, що забезпечує її чистоту. Ртутний електрод застосовують у вольтамперометрії.

Скляний електрод (рис. 2.28) використовують у потенціометричних вимірюваннях. Він являє собою скляну трубку з тонкостінною кулькою зі спеціального скла на кінці, заповненою 0,1н. HCl. В середині поміститься хлорсрібний електрод. Під час занурення скляного електрода в аналізований розчин з концентрацією H^+ -йонів, який відрізняється від 0,1 н., на кульці виникає мембранний потенціал, пропорційний концентрації гідрогенних йонів зовні електрода.

Вимірювання електричних параметрів комірок проводять спеціальними радіотехнічними пристроями, що входять до складу приладів електрохімічних вимірювань. Електрохімічні прилади називають за типом методу - потенціометри, кондуктометри, кулонометри та інші.

Потенціометрія

ґрунтується на вимірюванні електродного потенціалу, який виникає на електродах, занурених у розчин з аналізованою речовиною. В потенціометрії в якості індикаторних використовують скляні електроди, потенціал яких залежить від концентрації H^+ , електроди порівняння - каломельний або хлорсрібний. Потенціал між електродами вимірюють спеціальними приладами – рН-метрами (або потенціометрами). Зараз застосовують рН-метри з

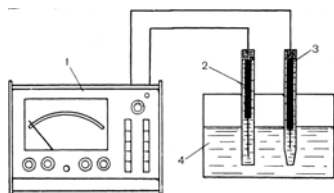


Рис. 2.29. Потенціометричні вимірювання:

- 1 – рН-метр;
- 2 – скляний електрод;
- 3 – хлорсрібний електрод;
- 4 – контролюючий розчин

різними конструктивними особливостями і зовнішнім виглядом, але схожими за принципом дії (рис. 2.29) [12].

Вимірювання рН.

Електроди занурюють у розчин і приєднують до потенціометра, встановлюють необхідні межі вимірювання рН і вимірюють потенціал, що виникає між електродами. Перед

проведенням роботи потенціометр налаштовують за буферними розчинами з відомим рН. Відлік рН проводять безпосередньо за шкалою потенціометра. Останнім часом розроблені спеціальні мембранні електроди, вибірково чутливі до Na^+ , K^+ , Cl^- та інших йонів, що дозволяє проводити пряме вимірювання їх концентрації в розчині. Методом абсолютної

потенціометрії вимірюють потенціал E і за рівнянням Нернста обчислюють концентрацію йону в речовині. Метод використовують для визначення рН природних і стічних вод за допомогою скляного електрода; йонoseлективні електроди дають змогу встановити вміст нітратів у рослинах та продуктах, концентрацію катіонів натрію, калію, кальцію, магнію, купрум, аніонів Cl^- , Br^- , I^- , CN^- та ін.

Потенціометричне титрування. Проводять у тих випадках, коли індикатори використовувати не можна (титрування темно-забарвлених розчинів, відсутній необхідний індикатор). Монтують установку, яка складається зі склянки, магнітного змішувача, робочого електрода, електрода порівняння, бюретки (див. рис. 2.29). В склянку відміряють певний об'єм розчину для титрування і порціями при помішуванні додають титрант. Після додавання кожної порції титранту записують показники приладу або в одиницях рН, або в мВ. Після точки еквівалентності титрування продовжують, додаючи ще деякий об'єм титранту. За отриманими даними будують криву потенціометричного титрування, яка аналогічна кривій титрування титриметричних методів аналізу. На кривій титрування визначають точку еквівалентності, що знаходиться по середині стрибка титрування. Для більшої точності визначення точки еквівалентності застосовують диференційні криві титрування, які будують за обчисленням відношення $\Delta E/\Delta V$ (або $\Delta pH/\Delta V$). ΔE або ΔpH визначають як різницю між показниками приладу після додавання кожної порції титранту об'ємом ΔV . В точці еквівалентності відношення $\Delta E/\Delta V$ і $\Delta pH/\Delta V$ максимальні і на кривій титрування з'являється пік. Потенціометричне титрування застосовують для індикації точки еквівалентності у всіх титриметричних методах.

Методом потенціометричного титрування визначають численні сполуки; порівняно зі звичайним титриметричним методом він дає змогу аналізувати забарвлені і каламутні середовища. Потенціометричні біодатчики використовують для визначення концентрації пестицидів у складних багатокомпонентних системах.

Потенціометри і рН-метри

Потенціометрія ґрунтується на вимірюванні електродного потенціалу, який виникає на електродах, занурених у розчин з аналізованою речовиною. В потенціометрії в якості індикаторних використовують скляні електроди, потенціал яких залежить від концентрації H^+ , електроди порівняння – каломельний або хлорсрібний. Потенціал між електродами вимірюють спеціальними приладами – рН-метрами (або потенціометрами). Зараз застосовують рН-метри з різними конструктивними особливостями і зовнішнім виглядом, але схожими за принципом дії (рис. 2.29).

Вимірювання рН. Електроди занурюють у розчин і приєднують до потенціометра, встановлюють необхідні межі вимірювання рН і вимірюють потенціал, що виникає між електродами. Перед проведенням роботи

потенціометр налаштовують за буферними розчинами з відомим рН. Відлік рН проводять безпосередньо за шкалою потенціометра. Останнім часом розроблені спеціальні мембранні електроди, вибірково чутливі до Na^+ , K^+ , Cl^- та інших йонів, що дозволяє проводити пряме вимірювання їх концентрації в розчині. Методом абсолютної потенціометрії вимірюють потенціал E і за рівнянням Нернста обчислюють концентрацію йона в речовині. Метод використовують для визначення рН природних і стічних вод за допомогою скляного електрода; йоноселективні електроди дають змогу встановити вміст нітратів у рослинах та продуктах, концентрацію катіонів натрію, калію, кальцію, магнію, купрум, аніонів Cl^- , Br^- , I^- , CN^- та ін. [16].

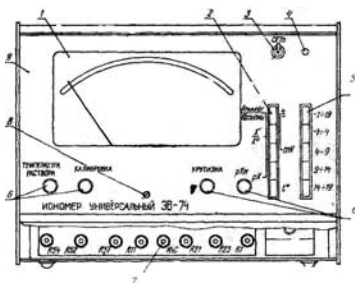


Рис. 2.30. Перетворювач (вигляд спереду):

- 1 – прилад показників; 2 – кнопки вибору роду роботи; 3 – вимикач мережі;
- 4 – лампочка індикації вмикання; 5 – кнопки вибору діапазону вимірювання;
- 6 – ручки оперативного управління приладом; 7 – вісі змінних резисторів заводської настройки і регулювання приладу; 8 – коректор нуля;
- 9 – лицева панель

Нині використовується велика кількість рН-метрів нового покоління. Одними з найсучасніших приладів для потенціометричних досліджень є йономір „АИ-123” (рис. 2.31), портативний вимірювач кислотності PT-10 SARTORIUS (рис. 2.32) та інші.

Коротка характеристика приладу PT-10 SARTORIUS

Перед початком вимірювання рН за допомогою приладу PT-10 SARTORIUS потрібно провести калібровку:

1. Занурити електрод у буферний розчин. Акуратно перемішати. Дати можливість електроду досягти стабільного значення.

2. Натискати і відпускати клавішу рН/mV, доки цифровий дисплей не буде індукувати режим рН. Цією клавішею переключають режими рН і mV.



Рис. 2.31. Зовнішній вигляд
йоніметра „АІ-123”



Рис. 2.32. Портативний вимірювач
кислотності PT-10 Sartorius

3. Очистити буфера при калібруванні нових двох або трьох точок. Використовувати потрібно клавіші Setup (Встановлення) і Enter (Введення) для очищення використаних буферів і вибору нового набору буферів.

4. Очистити буфера при калібруванні нових двох або трьох точок. Використовувати потрібно клавіші Setup (Встановлення) і Enter (Введення) для очищення використаних буферів і вибору нового набору буферів.

5. Натиснути клавішу Standardize (Калібрувати) і провести калібрування.

Після цього проводять вимірювання pH середовища.

Кондуктометрія

Кондуктометрія ґрунтується на здатності розчинів електролітів проводити електричний струм. Сила електричного струму, що проходить через розчин, залежить від концентрації електроліту – чим більше йонів електроліту знаходиться в розчині, тим більший струм. Здатність електролітів проводити електричний струм в розчинах оцінюють значенням *електропровідності* L - величини, оборотній опору R ; $L = 1/R$ [10].

Електропровідність розчину залежить від природи електроліту, його температури і концентрації розчиненої речовини. Електропровідність розбавлених розчинів обумовлена рухом катіонів і аніонів, що відрізняються різною рухливістю.

З підвищенням температури електропровідність збільшується, оскільки збільшується рухливість йонів. При даній температурі електропровідність розчину електроліту залежить від його концентрації: як правило, чим вище концентрація, тим більша електропровідність. Отже, електропровідність даного розчину служить показником концентрації розчиненої речовини і обумовлюється рухливістю йонів.

У простому випадку кондуктометричного кількісного визначення, коли в розчині міститься тільки один електроліт, будують графік залежності

електропровідності розчину аналізованої речовини від його концентрації. Визначивши електропровідність досліджуваного розчину, за графіком знаходять концентрацію аналізованої речовини.

Кондуктометричний аналіз проводять за допомогою кондуктометрів–приладів, що вимірюють опір розчинів.

Кондуктометрію (аналіз за електричною провідністю) використовують для визначення концентрації розчинених солей у питних водах і водах для теплообмінного обладнання (*пряма кондуктометрія*).

Кондуктометричне титрування. В комірку з електродами наливають розчин для аналізу, комірку розмішують на магнітній мішалці і додають рівними порціями титрант. Після додавання кожної порції титранту заміряють електропровідність розчину і відкладають на графіку залежність між електропровідністю і об'ємом титранту. В точці еквівалентності настає перегин кривої титрування.

Характер кривих кондуктометричного титрування залежить від рухомості йонів титрованої речовини і титранту. Наприклад, при титруванні HCl розчином NaOH в міру титрування концентрація H^+ зменшується і електропровідність спадає. При появі надлишку NaOH електропровідність розчину знову зростає. Кондуктометрія знайшла застосування в аналізі каламутних і забарвлених розчинів речовин, при визначенні слабких кислот і основ, слабо концентрованих розчинів речовин. Кондуктометричним титруванням визначають суміші кислот у водному та водно-органічному середовищах, численні катіони й аніони; титруванням розчином $BaCl_2$ визначають сульфати, хромати, оксалати, карбонати, цитрати; трилоном Б за різних значень рН аналізують суміші катіонів металів без попереднього їх розділення.

Похибка кондуктометричного титрування без термостатування розчинів зазвичай оцінюється величиною приблизно в $\pm (2-3) \%$. Особливе значення взагалі для кондуктометричних вимірювань має температура у зв'язку з досить великим температурним коефіцієнтом електричної провідності: зміна температури на $1^\circ C$ викликає зміну електричній провідності на 2–3 %. Термостатування розчинів істотно збільшує точність методу.

Основною перевагою методу високочастотного титрування є можливість аналізу будь-яких агресивних середовищ, оскільки електроди з аналізованим розчином не стикаються. Електроди можна помістити, наприклад, із зовнішнього боку трубопроводу, по якому протікає рідина, і отримувати таким чином інформацію про склад розчину в будь-який момент часу. Методом високочастотного титрування з успіхом можуть бути проаналізовані різного роду каламутні розчини, завислі речовини, емульсії, кольорові розчини.

Вольтамперометрія (полярографія)

Метод полярографії ґрунтується на вимірюванні величини струму, який виникає при відновленні або окисненні речовин на електродах. Якщо в розчин з речовиною занурити ртутний крапельний електрод і електрод порівняння і накласти на них постійний потенціал (на Hg), поступово підвищуючи його від 0 до -2 В, то при певному потенціалі на ртутному електроді починається електрохімічне відновлення речовини. Струм, що протікає через комірку, при цьому збільшується (фарадеївський струм) до повного відновлення йонів речовини в біля електродного шарі. Потім струм стабілізується і його величина визначається швидкістю дифузії йонів з розчинів до електроду і їх концентрацією (дифузний струм) (рис. 2.33) [14].

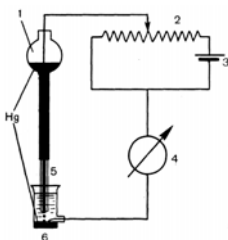


Рис. 2.33. Схема полярографічної установки:
1 – балон з ртуттю; 2 – реостат;
3 – батарея; 4 – реєстратор струму;
5 – електрод;
6 – полярографічна комірка

Ділянка, на якій відбувається зростання струму, називається *полярографічною хвилею*. Положення полярографічної хвилі на полярограмі характеризується потенціалом середньої точки хвилі і називається *потенціалом напівхвилі* $E_{1/2}$. Кожна полярографічно активна речовина внаслідок своїх структурних особливостей відновлюється (або окиснюється) при певній величині $E_{1/2}$. Потенціал напівхвилі речовини змінюється в залежності від типу електроліту, в якому розчинена речовина, рН середовища, матеріалу електрода. При полярографуванні суміші речовин на полярограмах спостерігається декілька напівхвиль.

Висота хвилі h (величина струму I) пропорційна концентрації речовини C :

$$I = k \cdot C \quad (2.22)$$

Чим більша концентрація речовини, тим більша висота хвилі (більший струм). Потенціали, при яких проходять ці процеси, відрізняються від рівноважних (стандартних) потенціалів. Це явище називається поляризациєю електродів, у зв'язку з чим метод називається полярографією. Поляризація виникає на електродах з малою поверхнею, через яку проходять значні струми. Це змінює потенціал електрода.

Полярографічний аналіз проводять на спеціальних приладах - полярографах, які складаються із полярографічної комірки, приєднаної до пристрою для подачі потенціалу і реєстратора. Полярографічна комірка (див. рис. 2.33) є скляна посудина з розчином електроліту (фоновий розчин), в якому розчинено речовину. У комірку введені два електроди –

робочий з малою поверхнею і електрод порівняння з великою поверхнею. В якості робочого використовують звичайно ртутний крапельний електрод, який має постійно чисту малу поверхню, що сприяє збільшенню поляризації електрода і більш чіткому спостереженню полярограм [9].

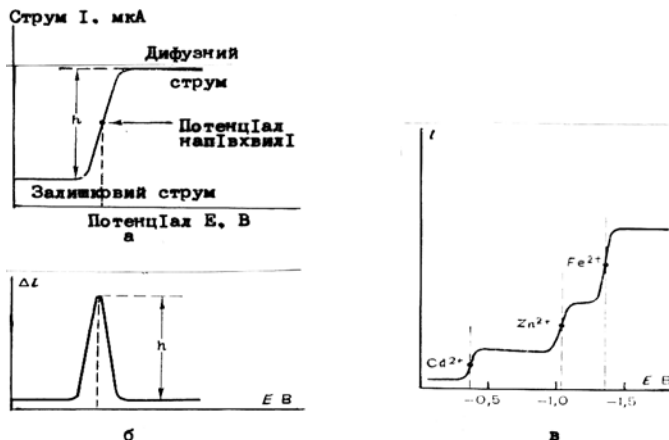


Рис. 2.34. Полярограми:

а – полярографічна хвиля (h – висота хвилі);
б – диференціальна полярограма; в – полярограма суміші катіоні

В якості електрода порівняння в полярографії застосовують хлорсрібний, каломельний або інший електрод з великою поверхнею, часто - шар ртуті на дні комірки.

Розчини речовин, які піддають полярографічному аналізу, готують на буферних розчинах або на розчинах електролітів, які відновлюються при високих потенціалах ($-1,7$ В і вище). Це забезпечує високу електропровідність розчину і виключає вплив його опору, що дозволяє реєструвати на приладі тільки електродні процеси.

Ртутний крапельний електрод працює в межах $E_{1/2}$ від $+0,2 \div 0,4$ В до $1,7 \div -2,5$ В. На ньому визначають тільки полярографічно активні речовини, які відновлюються при $E_{1/2}$ від 0 до $-1,7 \div -2,5$ В або окиснюються при $E_{1/2}$ до $+0,2 \div +0,4$ В. Визначенню речовин з потенціалом відновлення більше $-1,7 \div -2,5$ В заважає хвиля відновлення фонового електроліту. Речовини окиснення з потенціалом окиснення вище $+0,2 \div 0,4$ В на ртутному електроді не визначають внаслідок виникнення електроокиснення ртуті ($\text{Hg}^0 \rightarrow \text{Hg}_2^{2+} \rightarrow \text{Hg}^{2+}$). Потенціали напівхвиль деяких йонів мають значення: Fe^{2+} , $E_{1/2} = -1,3$ В (в $0,1$ н. KCl , $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^0$); Fe^{3+} , $E_{1/2} = -0,44$ В (в 1 М $(\text{NH}_4)_2\text{CO}_3$, $\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$); Mn^{2+} , $E_{1/2} = -1,51$ В (в 1 н. KCl , $\text{Mn}^{2+} \rightarrow \text{Mn}^0$).

Кількісне визначення речовини полярографічним способом проводять за калібрувальним графіком залежності величини дифузного струму від концентрації. Калібрувальний графік будують за серією стандартних розчинів. Крім цього, використовують метод добавок, при цьому прирошення висоти хвилі Δh пропорційне прирошенню концентрації розчину при добавці певної кількості речовини: $\Delta h/h = \Delta C/C$.

В якості фонових електролітів звичайно застосовують водні розчини KCl, NaCl, LiCl, буферні розчини (боратний, ацетатний). Перед проведенням полярографічного аналізу необхідно підібрати відповідний фоновий електроліт (середовище) і умови полярографії.

Іноколи застосовують диференціальний варіант класичної полярографії, що має більший діапазон вимірювання. На полярографі при цьому записується диференціальна полярограма, яка являє собою графічне відображення залежності прирошення струму ΔI від потенціалу і має вигляд піка, місцезнаходження якого характеризує деполаризатор (речовина), а висота або площа - кількість речовини. Замість ртутного електрода в полярографії знайшли застосування тверді електроди-платинові або графітові. Для полегшення надходження розчину до електрода використовують обертаючі тверді електроди або перемішують розчин.

Найширше в кількісному полярографічному аналізі застосовується метод градувального графіка на основі рівняння Ільковича:

$$I_d = k \cdot c_m \quad (2.23)$$

де I_d – величина дифузійного струму;

c_m – концентрація йонів.

Графік будують за даними полярографування декількох стандартних розчинів. На вісі ординат відкладається пропорційна силі дифузійного струму висота полярографічної хвилі, а по осі абсцис – концентрація аналізованої речовини. Відповідно до рівняння Ільковича градувальний графік повинен являти собою пряму лінію, що проходить через початок координат. Метод дає точні результати за умови строгої ідентичності умов полярографування стандартних розчинів і невідомої проби. До умов полярографування відносять умови роботи капіляра, температуру і середовище (фоновий електроліт). Метод градувального графіка є найбільш трудомістким, але і найбільш точним.

При аналізі деяких добре вивчених систем, для яких застосовність рівняння Ільковича встановлена цілком надійно, часто застосовується менш трудомісткий метод стандартних розчинів. У цьому методі в строго однакових умовах записують полярограми стандартного і аналізованого розчинів і з пропорції, основаної на рівнянні Ільковича, розраховують невідому концентрацію C_x :

$$c_x = c_{cm} \frac{h_x}{h_{cm}} \quad (2.24)$$

де c_{cm} – концентрація стандартного розчину;

h_x і h_{cm} – висота хвилі при полярографуванні відповідно аналізованого і стандартного розчинів.

Метод використовується також тільки в умовах строгої стандартизації умов полярографування.

Великими можливостями і високою чутливістю володіє *осцилографічна полярографія*, яка ґрунтується на подачі на комірку пильчастих змін напруги і реєстрації полярограми на екрані осцилографа. При цьому полярограма знімається в певний момент життя ртутної каплі.

У методі диференціальної осцилографії на екрані осцилографа реєструється залежність прирощення струму ΔI від потенціалу E . Розвивається метод полярографії змінного струму, в якому на комірку подається лінійно змінний потенціал, модульований невеликими (30 мВ) імпульсами різної форми.

Полярографічний аналіз, що базується на процесі електролізу і вивченні залежності сили струму від прикладеної напруги, застосовується для визначення цим методом у природних водах і ґрунтах вмісту цинку, кадмію, плумбуму, купрум; з попереднім екстракційним відділенням токсичних елементів - залишкову кількість плумбуму у виноградному соці з чутливістю 0,002 мг/л; токсичні елементи в продуктах, повітрі, стічних водах; користуються і для визначення концентрації вітамінів, ферментів, гормонів в організмі людини, для діагностики захворювань.

Вольтамперометричні методи широко застосовуються при аналізі металів, катіонів і аніонів, органічних сполук і лікарських препаратів.

Методами абсорбційної інверсійної вольтамперометрії визначають понад 40 катіонів металів, численні аніони, органічні сполуки (білки, ферменти, лікарські препарати, пестициди, стимулятори росту тварин, комплекси) в різних екологічних об'єктах.

Прилади для кулонометричних вимірювань

У кулонометричних методах визначають кількість електрики, яка витрачається в ході електрохімічної реакції.

Розрізняють два основні види кулонометричних визначень: *пряму кулонометрію* і *кулонометричне титрування*. У методах прямої кулонометрії аналізована речовина безпосередньо піддається електрохімічному перетворенню в кулонометричній комірці. У методі кулонометричного титрування визначавана речовина реагує з титрантом, який виходить в кулонометричну комірку при електролізі спеціально підбраного розчину.

Кулонометрія при постійному контрольованому потенціалі

Потенціостатичні або кулонометричні методи при постійному контрольованому потенціалі широко застосовуються в прямій кулонометрії. Принципова схема установки для потенціостатичної кулонометрії наведена на рис. 2.35 [12].

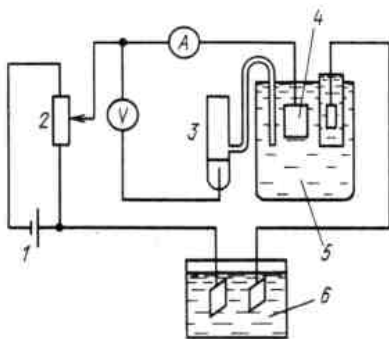


Рис. 2.35. Схема установки для потенціостатичної кулонометрії:
1 – акумуляторна батарея, 2 – дільник напруги, 3 – електрод порівняння,
4 – робочий електрод, 5 – кулонометрична комірка, 6 – кулонометр

Напруга з акумуляторної батареї 1 через дільник напруги 2 подається на робочий електрод 4 кулонометричної комірки 5. Потенціал електроду визначається мілівольтметром або потенціометром, сила струму – амперметром. Кількість витраченої електрики вимірюється кулонометром 6. У сучасних установках як джерело стабілізованої напруги зазвичай використовують спеціальні електронні прилади – потенціостати, що підтримують заданий потенціал з точністю приблизно ± 10 мВ в інтервалі від -2,5 до +2,5 В. Потенціал робочого електроду встановлюють за допомогою поляризаційної кривої (I–V-кривої) в області, де досягається граничний струм.

Робочим електродом кулонометричної комірки зазвичай служить платинова пластинка або ртуть, хоча іноді використовують також золоті, срібні або графітові електроди. Допоміжний електрод виготовляється з тих же матеріалів. Електродні простори робочого і допоміжного електродів розділені. Контакт між ними здійснюється через пористу перегородку. Як електрод порівняння 3 зазвичай вибирають каломельний або хлорсрібний. Кількість електрики, витрачена на протікання електрохімічної реакції, може бути виміряна за допомогою інтеграторів струму або кулонометрів, а також визначена розрахунковим методом.

Принцип дії кулонометрів ґрунтується на тому, що через послідовно включений прилад в ланцюзі протікає такий же струм, який проходить

через аналізований розчин, і, отже, за деякий проміжок часу через аналізований розчин і через прилад пройде одна і та ж кількість електрики. У послідовно включеному кулонометрі з 100 %-м виходом протікає добре відома електрохімічна реакція, і вимірювання кількості електрики зводиться, таким чином, до визначення кількості речовини, отриманої в результаті цього процесу.

Залежно від способу вимірювання об'єму або маси речовини розрізняють газові, електрогравіметричні, титраційні та інші кулонметри.

Кулонометрія при постійній контрольованій силі струму (кулонометричне титрування)

У методі кулонометричного титрування використовують установки з постійною силою струму. Оскільки титрант генерується в кількості, точно еквівалентній вмісту аналізованої речовини, то по кількості електрики, витраченої на генерацію титранта, можна розрахувати вміст визначуваної речовини. Блок-схема установки для кулонометричного титрування приведена на рис. 2.36 [9].

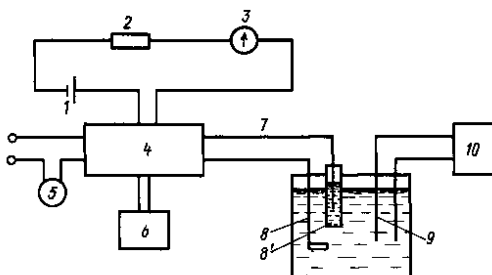


Рис. 2.36. Блок-схема установки для кулонометричного титрування:

1 – акумуляторна батарея, 2 – опір, 3 – амперметр, 4 – пульт-перемикач, 5 – пуск секундоміра, 6 – потенціометр, 7 - включення генераторного ланцюга, 8 і 8' – генераторні електроди, 9 – індикаторний електрод, 10 – вимірювальний потенціометр

Пульт-перемикач 4 живиться струмом стабілізованої напруги від акумуляторної батареї 1 через опір 2 і амперметр 3. Постійність сили струму в генераторному ланцюзі 7 контролюється потенціометром 6 за падінням напруги на стандартному опорі. Пуск секундоміра 5 і включення генераторного ланцюга 7 проводиться через пульт одночасно (8 і 8' – генераторні електроди). Кінець реакції фіксується за допомогою індикаторних електродів 9 і вимірювального потенціометра 10. Титрант генерується в результаті електролізу на електроді 8 (робочий генераторний електрод). Другим електродом схеми генерації є так званий допоміжний

електрод 8'. Його зазвичай ізолюють від розчину аналізованої речовини, поміщаючи в трубку з дном із пористого скла, оскільки продукт реакції на допоміжному електроді нерідко заважає кулонометричному визначенню.

Індикаторними електродами можуть бути два платинові електроди, якщо для індикації застосовуються амперометричний метод, або платиновий і каломельний, якщо використовується індикація потенціометра, і т. д.

Кулонометричне титрування має деякі переваги перед звичайними титриметричними методами. Найбільш істотною є те, що робочий розчин в цьому методі не готують і не стандартизують: титрант генерується електрохімічно безпосередньо у присутності аналізованої речовини і в кількості, необхідній тільки для даного титрування. Це дозволяє використовувати для титрування малостійкі або леткі речовини і обходитися в роботі невеликими кількостями речовини, оскільки регулюючи силу струму, можна точно дозувати дуже невелику кількість титранта. Перевагами кулонометричного титрування є також універсальність методу приготування титранта (одне і те ж джерело струму можна використовувати для генерування різних титрантів) і можливість легкої автоматизації процесу титрування.

Електролізери

Ідеальний електролізер повинен забезпечувати такі умови: герметизацію; термостатування; підвід газу для видалення розчинених

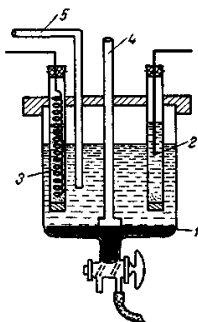


Рис. 2.37. Електролізер для прямого потенціостатичного кулонометричного аналізу:
1 – робочий катод (ртуть);
2 – допоміжний анод (платина);
3 – електрод порівняння; 4 – механічна мішалка; 5 – газівідвідна трубка

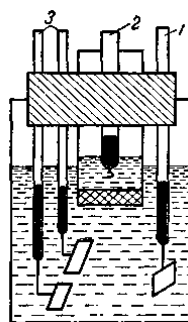


Рис. 2.38. Електролізер для кулонометричного титрування з біамперометричною індикацією моменту завершення хімічної реакції:
1 – робочий електрод (платина);
2 – допоміжний електрод (платина);
3 – індикаторні електроди (платина)

електроактивних газів; добре перемішування досліджуваного розчину; зручне розміщення електродів, механічної або магнітної мішалки і

електролітичного ключа; виключення дифузії аноліта і католіта з однієї камери в іншу.

В якості інертного газу зручніше всього застосовувати чистий азот, вільний від домішок інших газів, найпростішим способом очищення є попереднє пропускання N_2 через кислий розчин солі двохвалентного ванадію або хрому.

Електроди повинні бути так розташовані в камерах електролізера, щоб вони не торкалися один одного і не стикалися з мішалкою.

Зазвичай допоміжний електрод фіксують у скляній трубці із скляним пористим дном, що містить електроліт, і всі разом поглинають у досліджуваний розчин, в якому знаходяться робочий і індикаторні електроди і мішалка (рис. 2.37, 2.38) [15].

2.4. Фізичні методи

2.4.1. Емісійний спектральний аналіз

Ця група методів, як і фізико-хімічні, відноситься до інструментальних. Вона ґрунтується на визначенні фізичних характеристик досліджуваних речовин (спектрів випромінювання, селективного розділення газоподібних йонів у магнітному і електричному полі, явищ радіоактивності тощо), які залежать від вмісту речовини. Взагалі, фізичні методи аналізу класифікують за типом фізичних явищ, що лежать в їх основі, а тому розрізняють *спектральний*, *мас-спектрометричний*, *радіометричний*, *рентгеноспектральний*, *люмінесцентний* та деякі інші методи аналізу [15].

Спектральний аналіз – це фізичний метод визначення складу та будови речовини за її спектром – упорядкованим за довжиною хвилі електромагнітним випромінюванням. Для збудження речовини використовують полум'я пальника, енергію електричної дуги чи іскри.

Спектральний аналіз дає змогу встановити елементний, нуклідний і молекулярний склад речовини та її будову.

Теоретичні основи емісійної спектроскопії. Методи емісійного спектрального аналізу ґрунтуються на вимірюванні довжини хвилі, інтенсивності та інших характеристик світла, що випромінюється атомами і йонами речовини в газоподібному стані. Виникнення спектрального аналізу, як методу визначення хімічного складу речовини, відноситься до 1860 р., коли була опублікована робота Кірхгофа і Бунзена: «Хімічний аналіз за допомогою спостереження спектру».

Випускання світла атомами відбувається за рахунок зміни енергії атомів. Атоми можуть володіти тільки строго певними дискретними запасами внутрішньої енергії: E_0 , E_1 , E_2 і т.д.

Емісійний атомний спектральний аналіз (АСА) складається з наступних основних процесів [15]:

1) відбір показної проби, що відображає середній склад матеріалу, який аналізується або місцевий розподіл в матеріалі елементів, які визначаються;

2) введення проби в джерело випромінювання у якому відбуваються випар твердих і рідких проб, дисоціація сполук і збудження атомів і йонів;

3) перетворення їх світіння в спектр і його реєстрація (або візуальне спостереження) за допомогою спектрального приладу;

4) розшифровка отриманих спектрів за допомогою таблиць і атласів спектральних ліній елементів.

На цій стадії закінчується якісний АСА. Найбільш результативне використання чутливих (т.з. «останніх») ліній, що зберігаються в спектрі при мінімальній концентрації елементу, який визначається. Спектрограми переглядають на вимірювальних мікроскопах, компараторах, спектропроекторах. Для якісного аналізу досить встановити наявність або відсутність аналітичних ліній елементів, що визначаються. За яскравістю ліній при візуальному перегляді можна дати грубу оцінку вмісту тих або інших елементів в пробі.

Джерела збудження. Для збудження спектру в АСА використовують різні джерела світла і відповідно різні способи введення в них зразків. Вибір джерела залежить від конкретних умов аналізу певних об'єктів. Тип джерела і спосіб введення проби складають головний вміст приватних методик АСА.

Джерела збудження переводять пробу з фази, що конденсує, в пароподібну і збуджують речовину в цій фазі. У більшості джерел збудження ці функції поєднуються, проте в деяких випадках застосовують два пристрої: один для отримання газової фази, інший – для збудження. При аналізі, наприклад, біологічних об'єктів або деяких виробів металургійної промисловості, коли особливий інтерес викликає локальний аналіз, для перекладу вибраної ділянки проби в пароподібний стан з успіхом використовується лазерна техніка.

Збудження атомів відбувається головним чином при передачі енергії швидким частинками, найчастіше електронам, якщо їх енергія достатня для збудження. Якщо кінетична енергія частинок, що летять, менше енергії збудження першого збудженого рівня, при зіткненні відбудеться лише перерозподіл енергії, як при ударі пружних куль, але збудження не відбудеться. Це так звані ***пружні зіткнення***. Щоб атом перейшов в збуджений стан, необхідна енергія, яка щонайменше повинна дорівнювати

енергії резонансного рівня атома. Зіткнення, що супроводжуються збудженням атома, називаються **непружними ударами** першого роду.

Джерело збудження повинне забезпечувати необхідну яскравість спектру в порівнянні з фоном і бути досить стабільним, тобто інтенсивності спектральних ліній повинні залишатися постійними принаймні за час вимірювання. Сучасні успіхи кількісного спектрального аналізу в значній мірі досягнуті у зв'язку із створенням джерел збудження високої стабільності. Найбільше застосування як джерела збудження отримали полум'я, дуга та іскра.

До джерела збудження часто відносять і пристрій для введення аналізованої проби, вигляд і конструкція якого залежать від характеру, агрегатного стану і фізичних властивостей проби. Металеві зразки, що аналізуються, в електричних джерелах збудження зазвичай служать електродами розрядного проміжку. Розчини вводять в джерело збудження за допомогою розпилювачів, порошкоподібні проби – за допомогою спеціальних пристроїв або при використанні вугільних електродів, в яких висвердлюється канал для набивання порошкоподібної проби. Застосовують також брикетування порошку, що аналізується, з добавкою металів, їх оксидів або графіту. Виготовлений брикет потім стає електродом.

Полум'я. Це відоме ще з часів Бунзена і Кірхгофа джерело світла в спектральному аналізі. Полум'я дає достатньо яскравий і стабільний спектр. Простота регулювання і надійність роботи полум'яних джерел зумовили, за суттю справи, друге народження полум'яно-фотометричних методів, які вживаються дуже широко. Збудження спектрів у полум'ї має, в основному, термічний характер. Температура полум'я залежить від складу горючої суміші. Полум'я звичайного газового пальника має температуру приблизно 900 °С. Суміш водню з повітрям дає 2100 °С, водню з киснем 2800 °С, ацетилену з киснем – біля 3000 °С.

За допомогою полум'яних джерел визначають понад 40 елементів (Mg, Cu, Mn, Ti, лужні елементи, лужно-земельні і т.д.). У полум'ї не збуджуються так звані важкозбуджувані елементи і загальна картина спектру є більш простою, ніж дугового або іскрового. Речовина, яка аналізується вводиться в полум'я у вигляді розчину за допомогою спеціального розпилювача, що забезпечує рівномірне надходження речовини.

Дуга. Електрична дуга – це електричний розряд при порівняно великій силі струму (5 - 7 А) і невеликій напрузі (50 - 80 В). Розряд підтримується за рахунок термоелектронної емісії з розжареної поверхні катода. Розряд пропускають між електродами з аналізованого зразка або між зразком і електродом, що не містить елементів, які визначаються. Температура дуги досягає 5000 - 6000 °С. Введення в електроди домішок, що володіють нижчим, ніж основний елемент проби, потенціалом збудження знижує температуру дуги. Так, у присутності солей калію температура дуги між

вугільними електродами падає з 7000 до 4000 °С. Це відкриває можливість регулювати температуру дуги і підтримувати її постійною шляхом введення в зону розряду елементу з низьким потенціалом збудження – так званого **спектроскопічного буфера**. Звичайно це солі натрію або калію в достатній кількості. У присутності спектроскопічного буфера встановлюється певна температура плазми, практично не залежна від складу проби, що аналізується.

При аналізі тугоплавких металів і сплавів електроди дуги роблять зі зразка, що аналізується. Для аналізу легкоплавких металів і сплавів, а також руди, мінералів, скла, шлаків та інших непровідних матеріалів електродами служать зазвичай графітові або вугільні стержні – так зване **спектральне вугілля**. Проба, що аналізується, поміщається в канал одного з електродів і випаровується в плазму при роботі дуги.

У дузі вдається отримати спектр майже всіх елементів. Використовується дуга постійного і змінного струму. Для забезпечення безперервності горіння і стабілізації процесу розряду застосовують спеціальні **дугові генератори**. Яскравість дугового спектру достатньо велика, а іноді надмірна, що може виявитися недоліком, оскільки значно збільшує фон. Не завжди достатня відтворюваність умов збудження в дузі обмежує застосування дугових спектрів в основному якісним і напівкількісним аналізом. Істотним недоліком дуги є також значне руйнування зразка, який аналізується. Підвищення напруги зазвичай покращує стабільність дуги, що призводить до підвищення точності аналізу. Високовольтна дуга живиться напругою в декілька тисяч вольт.

У практиці спектрального аналізу застосовують також плазмовий пальник або плазмотрон (рис. 2.39) [15].

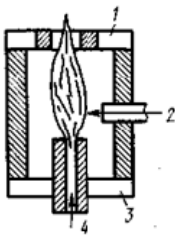


Рис. 2.39. Плазмотрон:
1 – анод, 2 – вхід інертного газу, 3 – катод, 4 – вхід розчину, що аналізується

Плазмотрон є камерою з двома графітовими електродами. У камері між анодом 1 і катодом 3 запалюється дуга при силі струму 20 - 30 А і по трубці, розташованій по дотичній до стінки, подається інертний газ 2 при 150 - 200 кПа. У аноді є отвір, через який інертний газ виходить. Вихрові потоки газу в камері охолоджують плазму зовні, що призводить до стиснення розрядного шнура і збільшення в ньому щільності струму. Стисла плазма разом з газом викидається через отвір анода у вигляді струмени завдовжки 10 - 15 мм, яка світиться над поверхнею анода.

Температура в плазмі досягає 5000 - 10000 °С і вище. Розчин, що аналізується 4 подається в плазму спеціальним розпилювачем. При аналізі твердих зразків проби можуть помішатися в

катод або також вводиться в плазму розпилювачем. Висока температура та інтенсивність свічення роблять плазмотрон вельми перспективним джерелом збудження, особливо для аналізу речовин, які важко випаровуються та збуджуються. Велике аналітичне застосування знаходить також височастотний плазмотрон з індукційною котушкою, який живиться ВЧ-генератором.

Іскра. Для отримання іскри використовують спеціальні іскрові генератори, принципова схема якого наведена на рис. 2.40.

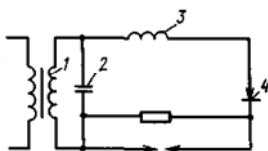


Рис. 2.40. Принципова схема іскрового генератора:

- 1 – обмотка трансформатора, 2 – ємність,
- 3 – катушка самоіндукції, 4 – іскровий проміжок

Схема включає вторинну обмотку трансформатора 1, яка приєднується паралельно до ємності 2 і послідовно до катушки самоіндукції 3 та іскрового проміжку 4. Пробивна напруга більш постійна в керованих схемах. Так, в дузі Райського введений допоміжний розрядний проміжок, що задає і підтримує на постійному рівні пробивну напругу

основного розрядного проміжку. При горінні іскри розвивається температура 7000 - 10000 °С і відбувається збудження всіх елементів. При необхідності температура іскри може бути підвищена до 12000 °С і вище. Для проведення *локального мікроспектрального* аналізу застосовують *мікроіскровий метод*, в якому використовують голчаті електроди (наприклад, мідні) і встановлюють малу міжелектродну відстань. Мікроіскровий метод дає можливість виявити локальний розподіл елементів по поверхні в сталях, залізові та інших зразках з локальністю 0,3 - 0,5 мм². Техніка мікроіскрового аналізу застосовується також у методі перенесення, коли в результаті мікроіскрового розряду невелика кількість речовини з поверхні зразка переноситься на допоміжний вугільний електрод, спектр якого надалі збуджується і досліджується звичайним методом.

Яскравість іскрового спектру недостатня для візуального аналізу. Основну перевагу іскри складає велика стабільність умов розряду і, отже, необхідна в кількісному аналізі стабільність умов збудження. Робота з іскрою практично не викликає руйнування зразка, що вигідно відрізняє іскру від дуги.

Перспективним високочутливим джерелом світла є також порожнистий катод, в якому можуть збуджуватися елементи з високим потенціалом збудження.

Фотоелементи. Фотоелементами називають пристрої, що перетворюють світлову енергію в електричну. Дія фотоелементів ґрунтується на використанні *фотоефекту*.

Розрізняють *зовнішній і внутрішній фотоефекти*. При зовнішньому фотоефекті поглинання світла призводить до відриву електрона з опромінюваної поверхні. Внутрішній фотоефект характеризується збільшенням електричної провідності речовини під дією світла. Якщо внутрішній фотоефект виявляється поблизу граничного шару між двома напівпровідниками або напівпровідником і металом, то виникає фотоЕРС. Це явище іноді виділяють в особливий вид фотоефекту і називають *фотогальванічним ефектом* або ефектом замочного (що замикає) шару.

Практичне застосування методу. Методи емісійного спектрального аналізу використовуються в багатьох областях науки і техніки і в різних галузях народного господарства. Цим методом виконується значна частина аналізів в металургійній промисловості. Аналізується початкова сировина і готова продукція. Особливе значення має спектрально-аналітичний контроль за ходом плавки, на підставі якого вносяться оперативні зміни в хід технологічного процесу, наприклад, за вмістом легуючих і інших добавок. Візуальний спектральний аналіз виявився дуже зручним методом сортування вторинної сировини металургійного виробництва, дозволяючи за декілька хвилин встановити тип сплаву або марку сталі, що необхідно при складанні або коректуванні шихти.

Дуже ефективним виявилось застосування спектральних методів при аналізі різного роду геологічних проб при пошуку корисних копалини, а також для контролю технологічного процесу на гірничо-збагачувальних і гідрометалургійних підприємствах. Спектральним аналізом контролюється якість руди, що поступає, ступінь вилучення корисних і заважаючих компонентів, а нерідко і якість продукту.

Істотну роль грає спектральний аналіз природних і стічних вод, ґрунту, атмосфери та інших об'єктів навколишнього середовища, а також в медицині і біології. Важливе значення має спектральний аналіз чистих матеріалів в електронній техніці, аналіз реактивів і т.д. Успішно використовується спектральний аналіз в космічних дослідженнях. Процес вдосконалення методів емісійної спектроскопії продовжується.

При загальній оцінці методів емісійної спектроскопії необхідно перш за все відзначити їх низьку межу виявлення, точність, швидкість виконання аналізів і універсальність. Середня межа виявлення методами емісійної спектроскопії складає 10^{-3} - 10^{-4} % (до 10^{-5} %), а при використанні прийомів збагачення він знижується до 10^{-5} - 10^{-7} %. Похибка визначення характеризується в середньому величиною 1 - 2 %. У зв'язку з експресністю, точністю та іншими перевагами емісійний спектральний аналіз широко використовують у практиці. Значна частина визначень в металургійній і машинобудівній промисловості виконується за допомогою спектрального аналізу. Численні застосування знайшов спектральний аналіз і в інших галузях народного господарства і техніки (геології, хімічній промисловості, сільському господарстві, космохімії).

2.4.2. Метод полум'ної фотометрії

Поява спеціалізованих полум'яних емісійних спектрометрів сприяла вдосконаленню методу фотометрії полум'я і додання йому певної самостійності, хоча, звичайно, фотометрія полум'я залишилася одним з методів емісійного спектрального аналізу.

Полум'яний емісійний аналіз базується на вимірюванні випромінювання збудженими у полум'ї атомами металів. Цей аналіз є частиною емісійного спектрального аналізу, в якому в якості джерела збудження використовується полум'я різних типів [15]:

Світильний газ - повітря	1700 - 1840 °C
Пропан - повітря	1925 °C
Ацетилен - повітря	2125 - 2397 °C
Водень - повітря	2000 - 2045 °C
Світильний газ - кисень	2370 °C
Ацетилен - кисень	3100 - 3137 °C
Диціан - кисень	4380 °C

Схема процесів у полум'ї:

Розчин солі → аерозоль рідини-газ → аерозоль тверде тіло-газ → пари солі → дисоціація → Me

Аналізований розчин вводиться в полум'я пальника у вигляді аерозолі. При цьому розчинник випаровується, а солі металів дисоціюють на атоми, які при певній температурі збуджуються. Збуджені атоми, переходячи в нормальний стан, випромінюють світло характеристичної частоти, яке виділяється світлофільтром, а інтенсивність його вимірюється фотоелементом.

У полум'ї збуджуються достатньо багато елементів, причому їх число зростає із збільшенням температури полум'я. Атомні спектральні лінії в полум'ї вилучають лужні і лужноземельні метали, галій, індій, хром, марганець, нікель, кобальт, купрум, аргентум та ін.

Інтенсивність випромінювання спектральної лінії прямопропорційна числу введених в полум'я атомів (N) або концентрації солі металу в розчині при постійних умовах збудження.

При стабільній роботі приладу залежність між концентрацією речовини в пробі і величиною відліку (сила струму) на приладі має лінійну природу.

Однак ця відповідність може бути порушена рядом процесів:

- в'язкість і поверхневий натяг розчину, який розпилюють;
- самопоглинання (реабсорбція) при високих концентраціях елемента, що визначається, у полум'ї;
- йонізація атомів металу при високих температурах;
- утворення малолетких і малодисоційованих сполук;

- аніонний ефект;
- катіонний ефект.

Для усунення впливу даних факторів до розчину, що досліджується, можна додавати спирти, кетони, ацетатну кислоту (все призводить до зниження поверхневого натягу і покращення розпилення); введення вивільнюючих добавок (ЕДТА, 8-оксихінолін) і відповідно проведена пробопідготовка допоможуть позбутися аніонного і катіонного ефектів, його можна врахувати також шляхом підготовки стандартних розчинів в умовах аналогічних до досліджуваного або шляхом застосування побудови градуального графіка за методом добавок.

В полум'яній фотометрії застосовують два типи приладів [15]:

- полум'яні фотометри;
- полум'яні спектрофотометри.

В перших спектральна лінія виділяється за допомогою світлофільтра. Цей елемент у спектр не розкладає, а пропускає тільки хвилі певної довжини. Кожний світлофільтр – це середовище, яке пропускає лише певну ділянку спектра. На фотометрах визначають невелику кількість елементів: калій, натрій, літій, кальцій та інші лужні і лужноземельні метали. Фотометри мають малу роздільну здатність і дозволяють аналізувати прості за складом розчини.

В полум'яних спектрофотометрах вилучене світло розкладається за допомогою призми або дифракційної решітки (гратки). В спектрі виділяють необхідну спектральну лінію (за допомогою щілини). Спектрофотометри дають змогу аналізувати велике число елементів, мають високу чутливість і селективність.

Дифракційна решітка зазвичай складається із великої кількості вузьких штрихів, нанесених на поверхню прозорого або відбиваючого матеріалу на однаковій відстані. Ширина штриха має бути дещо більшою довжини хвилі. У цьому випадку спостерігаємо явище огинання штрихів променями (дифракція). Відповідно, розрізняють прозорі і відбивні дифракційні гратки. Випромінювання, що проходить через щілину, поширюється під будь-яким кутом до попереднього напрямку. Хвилі, що розповсюджуються в одному напрямі від різних щілин, мають різні фази і гасять одна одну. Якщо ж різниця фаз цих хвиль дорівнює нулю або цілому числу хвиль, то спостерігаємо підсилення амплітуди коливань. Це явище накладання хвиль називають *інтерференцією*.

Максимуми (як і мінімуми) для довжин хвиль, які пройшли через ґратку, спостерігають під різними кутами, тобто відбувається розподіл за їхніми довжинами. Отже, випромінювання після проходження через ґратку, крім дифрагування і інтерферування, ще й диспергує – розкладається у спектр.

Випромінювання, проходячи через диспергуючий вузол спектрального приладу, розпадається на множину паралельних пучків різної довжини хвилі. Лінза, що фокусує, збирає промені однієї довжини хвилі у

відповідних місцях своєї фокальної площини у вигляді монохроматичних зображень вхідної щілини - спектральних ліній.

Фотопластинка, яка розташована у фокальній площині, реєструє весь спектр.

Вибір методу реєстрації залежить від аналітичної задачі. Наприклад, у видимій області зручні візуальний і фотографічний методи, для інфрачервоної потрібен фотоелектричний.

Фотоелектричні реєстратори - це вакуумні фотоелементи, в яких використовується явище фотоелектричного ефекту, різні фотоелектронні помножувачі (ФЕП), в котрих, окрім фотоелектричного ефекту, реалізується підсилення завдяки вторинній електронній емісії

Методика аналізу полягає в наступному:

- підготовка зразка до аналізу;
- введення розчину у полум'я;
- виділення аналітичної спектральної лінії атомів елемента, що аналізується;
- вимірювання інтенсивності спектральної лінії;
- розрахунок концентрації речовини в пробі.

Основні прийоми кількісного аналізу в полум'яній фотометрії:

- метод градуального графіка;
- метод добавок;
- метод порівняння [15].

Градувальний графік будують за серією стандартних розчинів в координатах: величина струму (I , мкА) – концентрація (C , мкг/мл).

Метод добавок застосовують для визначення «слідів» елементів і розчинів з високою концентрацією. Обов'язковою умовою при цьому є визначення області концентрацій з прямолінійною ділянкою калібрувального графіка.

Концентрацію *методом обмежувачих розчинів* вимірюють за інтенсивністю випромінювання розчину, що аналізується і двох стандартних розчинів з меншою і більшою концентрацією (порівняно з аналізованим розчином) C_1 - C_X - C_2 .

Тому кожному вимірюваному розчину відповідно до його концентрації відповідає його інтенсивність випромінювання: $C_X - I_X$; $C_1 - I_1$; $C_2 - I_2$.

Чутливість полум'яної фотометрії залежить від: інтенсивності аналітичної лінії, хімічного складу аналізованого розчину, стабільності роботи апаратури. Наприклад, натрій можна визначати при концентрації 0,001 мкг/мл, а калій – 0,01 мкг/мл.

Метод полум'яної фотометрії з успіхом застосовується для визначення калію, натрію, кальцію, магнію в біологічних рідинах і субстратах; в фармацевтичних препаратах, зокрема “Аспаркам” (“Панангін”), міститься калій аспарагінат. Вміст калію аспарагінату знаходять методом порівняння

із стандартним розчином калію, а перерахунок проводять на калій аспарагінат.

Порівнюючи методи емісійної фотометрії та абсорбційної спектрофотометрії слід зазначити, що емісійна фотометрія має наступні переваги:

- вища чутливість, бо вимірюється значення вилученої енергії, а не зміна інтенсивності характерного випромінювання;
- простота апаратурного оформлення порівняно з атомно-абсорбційним аналізом.

2.4.3. Полум'яні фотометри

У методі полум'яної фотометрії за основу береться явище атомної емісії в результаті збудження цих атомів полум'ям. Суть атомної емісії зводиться до того, що при тепловому збудженні електрони атомів можуть покидати свої стаціонарні орбіталі і переходити на вищі, які мають більший запас енергії. Але це триває лише деяку мить і електрони повертаються на попередні орбіталі з меншим запасом енергії випускаючи при цьому надлишок енергії у вигляді спектра (порції електромагнітного випромінювання певної довжини хвилі). Кожний досліджуваний елемент випускає лише свій спектр і інтенсивність його залежить від кількості (концентрації) досліджуваної речовини. Залежність прямо пропорційна. Це явище і цю залежність використовують у методі полум'яної фотометрії. На цьому принципі ґрунтується робота спеціальних приладів – полум'яних фотометрів.

Зараз використовуються полум'яні фотометри різних марок: ФПЛ-1, ФПФ-58, ПФМ, ПАЖ-1, ПАЖ-3 та інші. Кожний вказаний прилад має свої конструктивні особливості, але всі вони працюють за одним принципом [14].

Як і будь-який інший прилад емісійної спектроскопії, фотометр для фотометрії полум'я має джерело збудження (полум'яний палик), елемент, що диспергує (зазвичай світлофільтр) і приймач світла – рецептор (зазвичай фотоелемент). У спектрофотометрах для полум'я замість світлофільтрів застосовують призми і дифракційні ґрати. Аналізований розчин в полум'я палика вводиться у вигляді аерозолі. При цьому розчинник випаровується, а солі металів дисоціюють на атоми, які при певній температурі збуджуються. Збуджені атоми, переходячи в нормальний стан, випромінюють світло характерної частоти, яке виділяється за допомогою світлофільтрів, його інтенсивність вимірюється фотоелементом.

Кількісні визначення проводять методом градуувального графіка або методом добавок. Методи фотометрії полум'я характеризуються низькою межею виявлення (до 0,001 мкг/мл для лужних металів і 0,1 мкг/мл для інших) при похибці 1 - 3 %. Цим методом можуть бути визначені Li, Na, K,

Rb, Cs, Sr, Ba, Ca, In, Ag і інші елементи. Однією з переваг методу фотометрії полум'я є також висока продуктивність.

Спектри, що отримуються в полум'ї, простіші, ніж дугові або іскристі, оскільки температура полум'я нижча, ніж в електричних джерелах збудження. Це полегшує аналіз, але разом з тим звужує можливості методу відносно кількості визначуваних елементів.

Полум'яно - емісійний фотометр ПАЖ-1.

Аналізатор рідини полум'яно-фотометричний ПАЖ-1 призначений для визначення мікроеlementів натрію Na, калію K, кальцію Ca і літію Li в розчинах методом спектрометрії полум'я, в яке вводиться розчин, що досліджується, у вигляді аерозолію.

Робота приладу ґрунтується на об'єктивному вимірюванні інтенсивності емісії різних елементів, солі яких вводяться в газоповітряне полум'я. Розчин солі елемента, що досліджується, засмоктується, розпилюється і подається в пальник.

Аерозольно-газова суміш, що утворює полум'я у вигляді конуса, забарвлюється в колір, що відповідає емісії даного елемента.

Збуджені в полум'ї атоми вимірювальних елементів випромінюють світло певної довжини хвилі.

Інтенсивність випромінювання є в той же час кількісною характеристикою процесу, що протікає в полум'ї.

Для виділення вимірювальної спектральної лінії в приладі застосовуються інтерференційні і абсорбційні світлофільтри, які підібрані таким чином, щоб максимуми пропускання співпадали з довжиною хвилі елемента, який аналізується.

Фотоприймачі зв'язані з мікроамперметром, стрілочний вказівник якого відхиляється пропорційно зміні інтенсивності випромінювання елемента, який аналізується.

Експериментальні результати, представлені у вигляді графічної залежності показників приладу від концентрації, дають стандартну калібрувальну криву, за якою легко може бути обчислена концентрація досліджуваного розчину.

Порядок роботи

Перед роботою переконатися, що:

- прилад підключено до джерел повітря і газу та надійно заземлений;
- кран "газ" закритий;
- ручка "смещение шкалы" в положенні "App";
- ручки "чувствительность плавно", "постоянная времени" і "чувствительность грубо" - в положенні «0», "установка нуля" - в середньому положенні;
- в гідрозатворі є вода;
- тумблер "сеть" був у положенні вимкнено.

Штепсельну вилку приладу і компресора увімкнути в мережу 220В.

Загальний вид полум'яно - емісійного фотометра ПАЖ-1 наведено на рис. 2.41 [16].

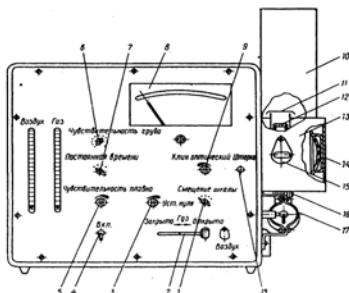


Рис. 2.41. Загальний вигляд ПАЖ -1:

- 1 – ручка „смещение шкалы”; 2 – ручка крана „Газ”; 3 – ручка „установка нуля”; 4 – тумблер „сеть”; 5 – ручка „чувствительность плавно”; 6 – ручка „чувствительность грубо”; 7 – ручка „постоянная времени”; 8 – вимірювальний прилад; 9 – ручка „клин оптический”; 10 – світлозахисний кожух; 11 – кришка; 12 – пальник; 13 – камера; 14 – дзеркало відображення; 15 – оглядове вікно; 16 – гайка для піднімання пальника; 17 – вузол збудження; 18 – ручка „шторка”

Ручкою 18 перекрити світловий канал (засунути до упору). Увімкнути компресор. Тиск повітря, вказаний манометром компресора, повинен бути в межах 0,8-0,9 кг/см². Поплавець витратоміра „воздух” повинен показувати витрату. Регулювання тисків повітря проводиться дроселем „Воздух”.

Відкрити вентиль газового балона, через оглядове вікно 15 піднести до пальника запалений сірник чи запальничку, відкриваючи одночасно кран 2 „газ”. Подачу газу збільшувати доти, поки не спалахне полум'я, яке потрібно відрегулювати за кольором і величиною внутрішніх конусів.

Прилад має найбільшу чутливість при величині внутрішніх конусів (висоті полум'я) – 5 - 8 мм і блакитно-зеленуватому кольорі їх.

При роботі на максимальній чутливості необхідно використовувати розпилювач з голкою діаметром 0,6 мм. Розпилювачі з голками діаметром 0,89 і 1,01 призначаються для роботи з більш в'язкими середовищами і високими концентраціями елементів, що досліджуються.

Установити на пальник захисне скло. Закрити його кришкою 11, що зменшує вихідний отвір продуктів згоряння.

Установити світлозахисний кожух 10, прослідкувати, щоб він не доторкався захисного скла. Увімкнути тумблер 4 „сеть”. Перед початком роботи прилад повинен прогрітися 30 хвилин.

Перемкнути ручку 1 в положення «0». При настройці на максимальну чутливість ручку 6 встановити в положення „10”, а ручку 5 - до упору за

годинниковою стрілкою. Ручкою 3 встановити стрілку мікроамперметра 8 в положення „0”.

Ручкою 7 встановити постійну часу, яка збільшується при обертанні ручки за годинниковою стрілкою.

Встановити ручку диска світлофільтрів у положення елемента, що досліджується (наприклад, для натрію - в положення Na), ручкою 18 відкрити світловий канал (витягти до себе до упору).

При цьому стрілка мікроамперметра може зміститися з нуля. Повільно обертаючи ручку 9 „клин оптический” повернути стрілку мікроамперметра на «0». Поставити під капіляром для всмоктування чашечку з дистильованою водою.

Про роботу розпилювача можна судити за зміною рівня води в чашечці і появою сепарату на зливі.

Під час фотометрування дистильованої води положення „нуля” в порівнянні з „сухим” полум'ям може зміщуватися. Якщо зміщення значне, його можна ліквідувати зміною подачі газу і зміною положення пальника (обертаючи гайку 16).

Методика побудови градууювальної кривої

Визначення концентрації того чи іншого елемента починається з побудови градууювальної кривої. Будується вона для кожного елемента за стандартними розчинами, що готуються згідно „Методики приготування стандартних розчинів для побудови калібрувальних кривих, що застосовуються в полум'яній фотометрії”.

Робочий діапазон вимірювань вибирається у відповідності до очікуваних концентрацій досліджуваної речовини в розчинах. Однак, якщо всередині інтервалу визначуваних концентрацій є розчини, що відрізняються за концентраціями більше ніж на порядок, такі розчини необхідно розбити на групи і для кожної встановлювати свій робочий діапазон вимірювань.

При цьому дотримуються такого правила: найбільша концентрація стандартного розчину повинна бути не меншою, ніж визначувані концентрації в досліджуваних розчинах.

Для побудови градууювальної кривої необхідно діяти таким чином [16]:

- підготувати прилад до роботи;
- ретельно промити поліетиленові чашечки під стандартні і досліджувані розчини;
- налити стандартні і досліджувані розчини в поліетиленові чашечки, попередньо сполоснувши їх розчином, що наливають;
- накрити всі чашечки, щоб захистити розчини від попадання пилу;
- в наборі стандартних розчинів необхідно мати дві чашечки з очищеною водою. Одна з них використовується для промивання капіляра і системи при переході від розчину до розчину, а інша - в якості „нульового” зразкового розчину. При переході від одного розчину до іншого завжди

необхідно промивати систему призначеним для цього „нульовим” розчином;

- перевірити, чи налаштований прилад на елемент, що досліджується;
- установити ручку 5 (рис. 2.42) в середнє положення;
- піднести до капіляра для всмоктування чашечку зі стандартним розчином, концентрація якого максимальна для робочого діапазону вимірювань;

- ручкою 6 домогтися такого положення, щоб стрілка мікроамперметра давала відхилення в межах шкали приладу (тобто не зашкалювала ні за нуль, ні за 100 поділок);

- ручкою 5 установити стрілку мікроамперметра на поділку 100;
- забрати розчин, закрити шторку і установити стрілку мікроамперметра на нуль ручкою 3;

- відкрити шторку і, використовуючи „нульовий” розчин, установити стрілку мікроамперметра на нуль ручкою 9;

- знову поставити стандартний розчин з максимальною концентрацією, якщо це необхідно, і за допомогою ручок 5 і 6 вивести стрілку мікроамперметра на поділку 100;

- повторити всі попередні операції, якщо при установці „нульового” розчину стрілка не стає на нуль.

Так, методом наступних наближень, виставляється робочий діапазон. Після того, як робочий діапазон встановлено, будується калібрувальна крива. Для цього послідовно вводять у полум'я всі стандартні розчини від „нульового” до розчину з вибраною максимальною концентрацією і записують показники приладу для кожного стандартного розчину. За цими даними будують калібрувальну криву в координатах «відлік – концентрація».

Необхідно пам'ятати, що зняття показників і подальша робота з визначення концентрацій досліджуваного елемента в розчинах повинна проходити при незмінній витраті газу і повітря та незмінному положенні всіх інших ручок приладу. Фотометрування розчину відбувається доки стрілка мікроамперметра не зупиниться біля якогось значення (чи буде дещо коливатися біля якогось значення), це і буде відлікова величина.

При роботі з малими концентраціями може статися так, що такі коливання стрілки будуть значними. Щоб їх уникнути, можна скористатися ручкою 7 (постоянная времени).

Обертання цієї ручки за годинниковою стрілкою призводить до збільшення постійної часу приладу: при цьому пригнічуються коливання, але і час виходу стрілки мікроамперметра на показники також зростає.

Якщо ж концентрація досліджуваного розчину не відома, то розчин фотометрують при пригніченій чутливості, а потім поступово збільшують чутливість так, щоб стрілка була в правій частині шкали.

Після цього підбирають стандартний розчин, який давав би приблизно таке ж відхилення показника. За цим стандартним розчином судять про діапазон, у якому повинна бути побудована градувальна крива.

Наявність у приладі ручки 1 «смещение шкалы» дозволяє збільшити діапазон вимірювань у 4 - 5 разів, без переналаштовування приладу. Для цього, після закінчення калібрування приладу при положенні «0» ручки 1, не торкаючись інших ручок, перемикають ручку 1 в положення «100» і підставляючи стандартні розчини з концентраціями більш високими ніж ті, що використовувалися при калібруванні в положенні «0», продовжують калібрування приладу, переходячи до більших концентрацій, і, коли прилад починає зашкалювати – до великих зміщень (відповідно положення „200”, а потім і „300”).

Градувальна крива при постійних умовах роботи повинна періодично перевірятися (через 8 - 10 вимірювань). При зміні тиску повітря або газу змінюється величина і колір конусів полум'я, а також при зміні чутливості приладу необхідно будувати нову градувальну криву.

Зміна тиску газу і повітря контролюється за ротаметрами 15.

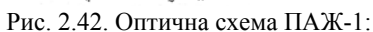
Методика вимірювань

Вимірювання зводяться до порівняння показників приладу, отриманих на досліджуваних розчинах, з показниками, отриманих на стандартних розчинах заздалегідь відомою концентрацією визначуваного елемента. Тому особливо важливо, щоб умови, при яких проводяться визначення, були ідентичними з тими, при яких проводилась градування приладу. Велике значення буде мати точність приготування стандартних розчинів, врахування впливу супутніх елементів, ідентичність фізичних і фізико-хімічних властивостей стандартних розчинів, в яких проводиться визначення. У зв'язку з тим, що прилад має високу чутливість, необхідно звернути особливу увагу на присутність досліджуваного елемента в пилові оточуючого повітря чи газів, що використовуються в приладі: наприклад, досить запалити цигарку при визначенні вмісту калію і показники приладу різко зростуть (дим тютюну містить велику кількість калію).

Після побудови градувальної кривої приступають до визначення концентрацій елемента в розчинах, що досліджуються. Для цього знову фотометрують „нульовий” стандарт, потім беруть розчини з досліджуваним елементом і по черзі вводять їх у полум'я. За величиною відліку мікроамперметра і за градувальною кривою визначають концентрацію елемента.

Якщо в процесі вимірювань трапляються досліджувані розчини, концентрація яких більша вибраного діапазону, то користаючись ручкою „смещение шкалы” можна орієнтовно встановити їхню концентрацію, виставляючи ручку в одне з положень «200» чи «300».

Оптичну схему полум'яно - емісійного фотометра ПАЖ-1 наведено на рис. 2.42.



Полум'яно-емісійний фотометр ПАЖ-3

Рис 2.43. Принципова схема емісійного полум'яного фотометра:

1 – розчин проби; 2 – розпилювач; 3 – пальник; 4 – світлофільтр;
5 – ФЕП; 6 – прилад для реєстрації

Розчин проби 1 за допомогою розпилювача 2 переводять в аерозоль і вводять у полум'я пальника 3, де відбувається атомізація проби з подальшим збудженням її атомів. Збуджені атоми випромінюють спектр, із якого за допомогою світлофільтра 4 виділяють спектральну лінію елемента, що визначається. Фотоелемент 5 разом з реєстратором 6 вимірюють інтенсивність цієї лінії, пропорційної концентрації елемента у пробі.

На рис. 2.44 зображено зовнішній вигляд автоматизованого полум'яного фотометра ПАЖ-3, призначеного для вимірювання

концентрації натрію, калію, літію, кальцію та індикації концентрації борної кислоти в однокомпонентних водневих розчинах.



Рис. 2.44. Зовнішній вигляд портативного фотометра ПАЖ-3

Фотометр складається із вимірного блоку, компресора, балона та пристрою запалювання. На лівій передній частині вимірного блоку розташовані капіляр для подачі проби у форсунку та оглядове скло. На правій передній частині – головні органи управління та індикації. Індикатори інформують про готовність приладу до роботи, ймовірні аварії, отримані результати аналізу тощо. За передньою панеллю фотометра розташований звуковий випромінювач, що подає службові сигнали: довгий – помилка, два коротких – нормальне завершення операції.

Управління здійснюється за допомогою клавіш, які дають змогу реалізувати відповідні режими роботи приладу. (Наприклад, КАЛИБ, РАБ, ТЕСТ: калібрування, робота, самодіагностика).

2.4.4. Атомно-абсорбційний спектральний аналіз

Атомно-абсорбційний спектральний аналіз ґрунтується на визначенні концентрації речовини за поглинанням шаром атомної пари елемента монохроматичного резонансного випромінювання [15].

Атомно-абсорбційний спектральний аналіз запропонований Уолшем у 1955 р. Метод відразу отримав визнання.

При поглинанні кванту світла $h\nu$ вільний атом A переходить в збуджений стан A' :

$$A + h\nu = A' \quad (2.25)$$

де h – постійна Планка;

ν – частота, яка визначається умовою частот Бора,

$$\nu = \frac{E_{A^*} - E_A}{h} \quad (2.26)$$

де E_{A^*} і E_A – енергія атома в збудженому і основному станах відповідно.

Вільні атоми утворюють атомну пару, при проходженні через яку випромінювання від стороннього джерела інтенсивності I_0 зменшується внаслідок поглинання до I_ν . Це зменшення відбувається за експоненціальним законом:

$$I_\nu = I_0 e^{-k_\nu c l}, \quad (2.27)$$

де k_ν – коефіцієнт абсорбції, який характеризує чутливість до поглинання лінії частоти ν за даних умов експерименту;

l – довжина шляху випромінювання від стороннього джерела у поглинаючому шарі атомної пари;

c – концентрація атомів поглинаючого елемента у цій парі.

Відношення $T = \frac{I_\nu}{I_0}$ називають пропусканням, а логарифм зворотної величини $A = \ln \frac{1}{T} = \ln \frac{I_0}{I_\nu}$ – оптичною густиною поглинання. З урахуванням (2.27) маємо:

$$A = k_\nu \cdot c \cdot l. \quad (2.28)$$

Оскільки довжина поглинаючого шару l є сталою для даного атомно-абсорбційного приладу і сталим (за даних конкретних умов експерименту) є коефіцієнт поглинання k_ν , вважатимемо їхній добуток також сталою величиною k і рівняння (2.28) отримує вигляд:

$$A = k \cdot c. \quad (2.29)$$

Рівняння (2.29) дає змогу визначати концентрацію елемента за вимірними I_0 і I_ν . Побудований у координатах A і c градувальний графік має вигляд прямої, яка проходить через початок координат.

Найбільш вірогідною зміною енергетичного стану атома при збудженні є його перехід на рівень, найближчий до основного енергетичного стану, тобто резонансний перехід. Якщо на незбуджений атом направити випромінювання з частотою, рівною частоті резонансного переходу, кванти світла поглинатимуться атомами і інтенсивність випромінювання зменшуватиметься. Використання цих явищ складає фізичну основу атомно-абсорбційної спектроскопії (ААС). Таким чином, якщо в емісійній спектроскопії концентрація речовини пов'язувалася з інтенсивністю випромінювання, яке було прямо пропорційне числу збуджених атомів, то в ААС аналітичний сигнал (зменшення інтенсивності випромінювання) пов'язаний з числом незбуджених атомів.

Розрахунки показують, що кількість атомів у збудженому стані незначна в порівнянні з кількістю атомів на основному (нижньому) рівні і

не перевищує 1–2 % від загального числа атомів. Це вигідно відрізняє аналіз атомної абсорбції від емісійної, оскільки за інших рівних умов величина аналітичного сигналу виявляється пов'язаною з більшою кількістю атомів, ніж у емісійній спектроскопії, і, отже, величина сигналу у меншій мірі буде схильна до впливу випадкових коливань в режимі роботи різних вузлів атомно-абсорбційного спектрофотометра.

Атомно-абсорбційний аналізатор МГА-915 – спектрометр із земанівською корекцією застосовують для елементного аналізу природних, питних і стічних вод, ґрунтів, біологічних проб повітря (при об'ємі проби 40 мкг/л межі визначення окремих елементів становлять: Zn – 0,004, Cd і Cr – 0,03, Cu – 0,07, Pb – 0,12 мкг/л).

Переносний аналізатор ртуті РА-915 дає змогу проводити неперервний моніторинг вмісту цього токсичного металу в повітрі робочого приміщення, в атмосферному повітрі з автомобіля, судна, гелікоптера; методом холодної пари – у водах, методом піролізу – в харчових продуктах, нафті, крові, волосся.

Портативний рентгенофлуоресцентний спектрометр Спектроскан-5 дає можливість визначати вміст 73 хімічних елементів. В екології його застосовують для контролю виробничих викидів, визначення концентрації металів у повітрі, воді, ґрунті, в пошуку руд, для контролю збагачення.

Атомно-абсорбційним методом не визначаються елементи, резонансні лінії яких лежать в далекому ультрафіолеті (карбон, фосфор, галогени і ін.). Необхідність розчинення проби також можна розглядати як недолік, оскільки ця операція подовжує аналіз. Проте робота з розчинами спрощує еталонування і забезпечує високу відтворюваність результатів. До істотних недоліків методу відноситься неможливість одночасного визначення декількох елементів, хоча для цього є всі передумови. Необхідно відзначити також, що крім чисто аналітичного застосування, ААС використовується для визначення сили осцилятора, коефіцієнтів дифузії, тиску насиченої пари і т.д.

Спрощена схема атомно-абсорбційного аналізу налічує такі етапи:

1. Атомізація проби. Пробу у вигляді аерозолі вводять у полум'я (якщо проба порошкоподібна – у графітовий атомізатор), унаслідок чого утворюється поглинаючий шар атомної пари.
2. Опромінювання проби. Через поглинальний шар пропускають випромінювання суцільного спектра від будь-якого джерела.
3. Виділення аналітичної лінії. Потік випромінювання, який пройшов через поглинальний шар, розкладають у спектр і на останньому виокремлюють ділянку з лінією поглинання.
4. Побудова градуального графіка і визначення величини поглинання аналітичної лінії.
5. Розрахунок концентрації елемента, який досліджується.

Переваги атомно-абсорбційного методу:

- менш жорсткі вимоги, ніж у емісійному методі, до стабільності джерела плазми;

- досить простий спектр елемента, що визначається;
- більша кількість елементів, що визначається, ніж при емісійному методі;
- переважно вища, порівняно з емісійним методом, чутливість.

Прилади для атомно-абсорбційної спектроскопії

Принципова схема приладів для атомно-абсорбційної спектроскопії

Для аналізу за атомними спектрами поглинання створені спеціалізовані прилади – спектрофотометри різних типів. Визначення елементів атомно-абсорбційним методом полягає у вимірюванні відносної інтенсивності двох потоків випромінювання. Один із них проходить через плазму з введеною у неї пробою, інший – контрольний. Виміри можна здійснити двома шляхами. Перший шлях – це послідовне у часі вимірювання інтенсивності потоку, який пройшов плазму без поглинального шару атомної пари елемента, що досліджується, а потім вимірювання від того ж джерела інтенсивності потоку, який проходить через плазму з поглинальним шаром атомної пари. Цей шлях реалізують за допомогою *однопроменевих* атомно-абсорбційних спектрофотометрів. Використання цього типу приладів вимагає високої стабільності атомізатора і джерела випромінювання.

Двопроменеві атомно-абсорбційні спектрофотометри дають змогу здійснити виміри іншим шляхом, а саме – одночасно вимірювати інтенсивності двох зазначених потоків.

Принципову схему спектрометра для атомно-абсорбційного аналізу, який складається із джерела випромінювання, модулятора випромінювання, атомізатора, монохроматора, підсилювача і реєстратора, зображено на рис. 2.45 [17].

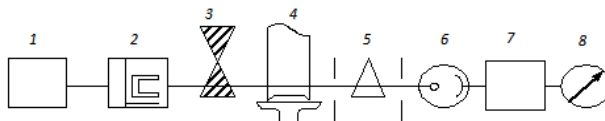


Рис. 2.45. Принципова схема атомно-абсорбційного спектрометра:

- 1 – живлення джерела; 2 – джерело випромінювання; 3 – модулятор;
- 4 – атомізатор; 5 – монохроматор; 6 – детектор; 7 – підсилювач;
- 8 – відліковий пристрій

У двопроменевому приладі, крім того, є засоби, що розділяють потік перед поглинальним шаром (частина потоку проходить через шар, інша його мінає), а потім зводять два потоки знову в один (рис. 2.46).

Лампа з катодом, який має порожнину усередині, – найпоширеніше в атомній абсорбції джерело випромінювання (рис. 2.47). Катод виготовляють

із металу (елемента), для визначення якого слугує лампа. У діючій лампі виникає тліючий розряд; йони газу, які заповнюють лампу, бомбардують катод, унаслідок цього лампа емісує спектр необхідного елемента. Для аналізу іншого елемента потрібна інша лампа, тому часто влаштовують поворотні турелі з декількома лампами для аналізу різних елементів.

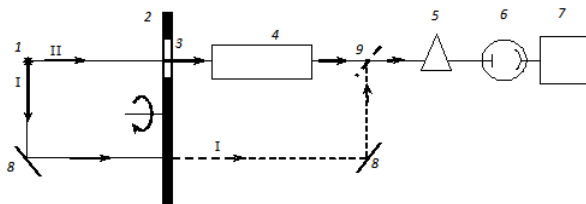


Рис. 2.46. Принципова схема двопроменевого атомно-абсорбційного спектрофотометра:

I – перший промінь; II – другий промінь

1 – джерело випромінювання; 2 – модулятор; 3 – віконце; 4 – атомізатор;

5 – монохроматор; 6 – ФЕП; 7 – реєстратор; 8 – плоскі дзеркала;

9 – напівпрозоре дзеркало



Рис. 2.47. Принципова схема лампи з порожнистим катодом:

1 – балон лампи; 2 – анод; 3 – катод; 4 – кварцове віконце

Окрім ламп з порожнистим катодом, як джерело випромінювання, використовують високочастотні безелектродні кулясті лампи. Ці лампи є порожнистими скляними або кварцовими кулями, заповненими відповідним металом (елементом, який досліджується) і інертним газом. Лампи розташовують у витках високочастотного хвилеводу, який забезпечує випромінювання лампи.

Модулятор виокремлює резонансне випромінювання елемента у пелум'ї за певної довжини хвилі від аналітичного сигналу. Зазначимо, що при опромінюванні атомної пари, крім поглинання, який досліджується, можливе також самовільне випромінювання збуджених атомів. Модулятор – диск з отворами, який обертається і перериває випромінювання лампи, не впливаючи на випромінювання проби, і разом з електронним підсилювачем, що працює з ним синхронно, дає змогу вилучити із загального сигналу випромінювання проби (рис. 2.48).

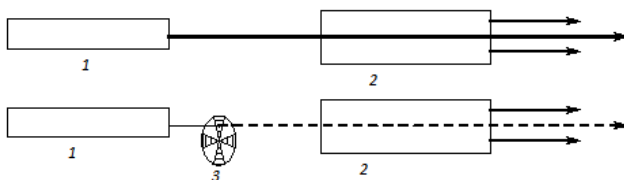


Рис. 2.48. Схема дії механічного модулятора:
1 – джерело випромінювання; 2 – атомізатор; 3 – модулятор

Атомізатор здійснює утворення поглинаючого шару атомної пари. Існують полум'яні і не полум'яні атомізатори. Найпоширеніший полум'яний атомізатор – щільний пальник з полум'ям у вигляді вузької смуги. Джерелом полум'я є суміш стисненого повітря та ацетилену, яка дає змогу досягти температури горіння від 2000 °С до 30000 °С. Пробу у вигляді розчину подають у пальник за допомогою форсунки. Її атомізація відбувається у декілька стадій: випаровування проби, термічна дисоціація молекул проби, утворення атомної пари та її локалізація.

Метод атомно-абсорбційної спектроскопії, якому властиві висока експресність і задовільна точність, використовують для визначення великої кількості металів малих концентрацій. Його широко застосовують при аналізі природних і стічних вод (визначення Ca, Mg, Cu, Zn, Co, Mn, Ni, Pb, Cd, Hg, Ag, Bi, Ti), ґрунту (визначення Cu, Ni, Zn, Hg, Pb, Cr), проб повітря (визначення Ag, Cd, Sr, V, Cu, Co, Pb), фармацевтичних препаратів, проб нестандартного складу з відносно високою концентрацією елементів. Методу притаманні висока селективність, низькі пороги виявлення елементів, простота підготовки проб. Головний недолік – необхідність окремого джерела випромінювання для кожного елемента при їхньому одночасному визначенні, а також потреба у використанні досить складної та вартісної апаратури.

Принципова схема *установки ААС* приведена на рис. 2.49 [17].

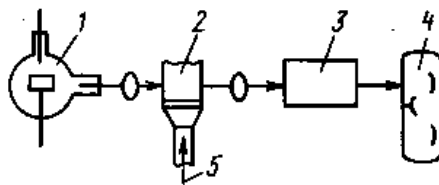


Рис. 2.49. Схема атомно-абсорбційного спектрофотометра:
1 – джерело випромінювання; 2 – полум'я; 3 – монохроматизатор;
4 – приймач світла; 5 – розчин, що аналізується

Джерелом випромінювання є зазвичай лампа з порожнистим катодом, що містить елемент, який визначається. Катод такої лампи виготовляють у вигляді металевої склянки, в якій відбувається випаровування речовини і збудження атомів елементів при електричному розряді в атмосфері інертного газу під невеликим тиском (≈ 102 Па). Катоди, виготовлені з елементів з відносно низькими температурами плавлення, легко руйнуються. Для визначення таких елементів використовують графітові катоди, просочені солями елементів, які визначаються. Анод у вигляді металевого стрижня розміщують поряд з катодом і обидва електроди поміщають в скляний балон з скляним або кварцовим віконцем. Лампа живиться струмом від високочотного випрямляча — стабілізатора, що дає напругу 500–600 В з коливаннями, що не перевищує сотих частин відсотка.

Пари матеріалу катода і інших речовин, що знаходяться на внутрішній поверхні катода, потрапляють в плазму унаслідок катодного розпилювання і випаровування в процесі розряду при 200–300 В і 5–30 мА. У спектрі свічення при температурі близько 800 К в порожнистому катоді спостерігаються резонансні частоти цих елементів. Застосовуються також лампи з СВЧ-збудженням (СВЧ-лампи) для визначення, наприклад, миш'яку, сурми, вісмуту, плумбуму і деяких інших елементів. Речовина, яка аналізується, у вигляді розчину подається в полум'я пальника, де при 2000–3000 °С відбувається випаровування розчинника і атомізація проби.

Оскільки зменшення інтенсивності випромінювання пропорційне товщині світлопоглинаючого шару, пальники мають спеціальну конструкцію, яка забезпечує постійну і достатньо велику довжину поглинаючого шару полум'я (5 – 10 см).

Останнім часом широке поширення в атомно-абсорбційній спектроскопії отримали не полум'яні електротермічні атомізатори. Хоча електропечі для атомізації застосовуються порівняно давно, початок практичному використанню їх в атомно-абсорбційній спектроскопії належало Б. В. Львову в 1961 р. Графітова кювета Львова являє собою трубчасту піч з графітовим електродом в центрі. Проба у вигляді розчину або порошку наноситься на торець графітового електроду і за рахунок могутнього дугового розряду миттєво випаровується. Відомі і інші конструкції електротермічних атомізаторів. Як монохроматизатори застосовують призми або дифракційні ґрати. Як приймач світла використовують фотоелементи або фотопомножувачі.

Комплектні прилади для ААС випускаються в багатьох країнах. В даний час відомо понад 50 моделей таких спектрофотометрів.

Спектрофотометр «Сатурн» є одним з найбільш досконалих вітчизняних приладів ААС. Він може працювати як за двох-, так і за однопроменевою схемою. Освітлювальна система спектрофотометра сконструйована на основі лампи з порожнистим катодом, атомізація проби відбувається в полум'ї пальника, хоча в комплект приладу входить графітова кювета Львова. Як монохроматизатори використовуються дифракційні

грати, а інтенсивність випромінювання вимірюється фотоелектронним помножувачем.

Результат аналізу в методах атомної абсорбції залежить, головним чином, від числа незбуджених атомів, яке у відомих межах порівняно мало змінюється з температурою. Це зменшує ефекти взаємного впливу компонентів проби на аналітичний сигнал. У емісійній спектроскопії результат аналізу визначається, в основному, числом збуджених атомів, частка яких невелика і істотно залежить навіть від невеликих коливань температури.

У ААС практично повністю виключена можливість накладення ліній різних елементів, оскільки в умовах аналізу атомної абсорбції число ліній в спектрі значно менше, ніж в емісійній спектроскопії.

2.4.5. Молекулярно-абсорбційний спектральний аналіз

Основний закон світлопоглинання (Закон Бугера–Ламберта–Бера)

Атом, йон або молекула, поглинаючи квант світла, переходить у вищий енергетичний стан. Зазвичай це буває перехід з основного, незбудженого рівня на один з вищих, найчастіше на перший збуджений рівень. Внаслідок поглинання випромінювання при проходженні його через шар речовини інтенсивність випромінювання зменшується і тим більше, чим вище концентрація світлопоглинаючої речовини.

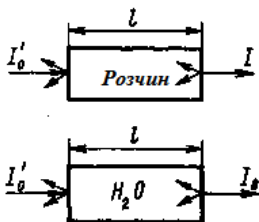


Рис. 2.50. Проходження світла через забарвлений розчин і розчинник

Закон Бугера–Ламберта–Бера зв'язує зменшення інтенсивності світла, що пройшло через шар світлопоглинаючої речовини, з концентрацією речовини і товщиною шару. Щоб врахувати втрати світла на віддзеркалення і розсіювання, порівнюють інтенсивності світла, що пройшло через досліджуваний розчин і розчинник (рис. 2.50) [15].

При однаковій товщині шару в кюветах з однакового матеріалу, що містять один і той же розчинник, втрати на віддзеркалення і розсіювання світла будуть приблизно однакові в обох пучків і зменшення інтенсивності світла буде залежати від концентрації речовини.

Оптична густина розчину, що містить декілька забарвлених речовин, володіє властивістю **адитивності**, яку іноді називають **законом адитивності світлопоглинання**. Відповідно до цього закону поглинання світла якою-небудь речовиною не залежить від присутності в розчині інших речовин. За

наявності в розчині декількох забарвлених речовин кожне з них даватиме свій адитивний внесок в експериментально визначувану оптичну густину A :

$$A = A_1 + A_2 + \dots + A_k \quad (2.30)$$

де $A_1, A_2 \dots$ – оптична густина речовини 1, речовини 2 і т.д.

Спектри поглинання

Світло поглинається розчином вибірково: при деяких довжинах хвиль світлопоглинання відбувається інтенсивно, а при деяких світло не поглинається взагалі. Інтенсивно поглинаються кванти світла, енергія яких $h\nu$ рівна енергії збудження частинки і вірогідність їх поглинання більше нуля. Молярний коефіцієнт поглинання при цих частотах (або довжинах хвиль) досягає великих значень.

Розподіл за частотами (або за довжинами хвиль) значень молярного коефіцієнта поглинання називається **спектром поглинання**.

Зазвичай спектр поглинання виражають у вигляді графічної залежності оптичної густини A або молярного коефіцієнта поглинання $\mathcal{E}$ від частоти ν або довжини хвилі λ , падаючого світла. Замість A або λ нерідко відкладають їх логарифми.

Криві в координатах $\lg A - \lambda$, як показує рис. 2.51, при зміні концентрації і товщина шару переміщається по ординаті вгору або вниз паралельно самим собі, тоді як криві в координатах $A - \lambda$, (рис. 2.52) цією властивістю не володіють. Істотне значення має ця особливість для якісного аналізу [15].

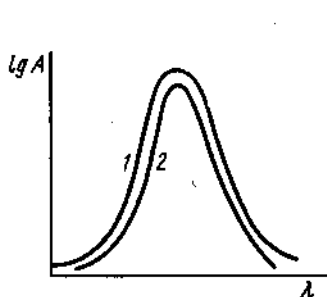


Рис. 2.51. Залежність $\lg A$ від λ :
1 – розчин концентрації c в кюветі товщиною l , см; 2 – розчин концентрації $\frac{1}{4}c$ або в кюветі товщиною $\frac{1}{4}l$, см

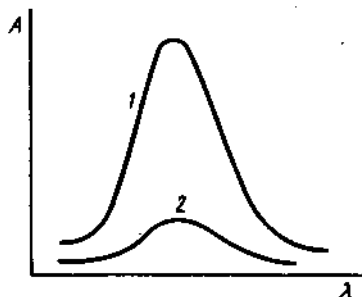


Рис. 2.52. Залежність A від λ :
1 – розчин концентрації c в кюветі товщиною l , см; 2 – розчин концентрації $\frac{1}{4}c$ або в кюветі товщиною $\frac{1}{4}l$, см

Основні вузли приладів спектроскопії абсорбції

При всьому різноманітті схем і конструктивних особливостей приладів спектроскопії абсорбції в кожному з них є декілька основних вузлів, функції яких приблизно однакові в різних приладах. Такими вузлами є: джерело світла, монохроматизатор світла, кювету з досліджуваною речовиною, рецептор (приймач світла). До цих основних вузлів слід додати оптичну систему, що складається з лінз, призм і дзеркал, яка служить для створення паралельного пучка світла, зміни напрямку і фокусування світла, а також систему для порівняння інтенсивності світлових потоків (діафрагми, оптичні клини і т.д.).

У приладах спектроскопії абсорбції світло від джерела освітлення проходить через монохроматизатор і падає на кювету з досліджуваною речовиною. Інтенсивність монохроматичного світла, що пройшло через кювету, вимірюється приймачем світла (рецептором). Практично зазвичай визначають відношення інтенсивностей монохроматичного світла, що пройшло через досліджуваний розчин і через розчинник або спеціально вибраний розчин порівняння [12].

Джерела світла

Основними джерелами освітлення в спектроскопії абсорбції є вольфрамові лампи розжарювання, газонаповнені лампи (воднева, ртутна), штифт Нернста і глобар. У простих приладах як джерело освітлення використовуються денне світло.

У лампі розжарювання вольфрамова спіраль, що світиться, дає світло в широкому спектральному інтервалі. Проте скло пропускає світло лише в інтервалі довжин хвиль 350–1000 нм, тобто у видимій частині спектру і самих ближніх ультрафіолетовій і інфрачервоної областях. У водневій лампі відбувається свічення водню при розряді. Умови збудження підбирають так, що виникає практично суцільне випромінювання в області 200–400 нм. У ртутній лампі розряд відбувається в парах ртуті. Збуджені атоми ртуті випускають лінійчатий спектр, в якому переважає випромінювання з довжиною хвилі 254, 302, 334 нм.

Штифт Нернста є стовпчик, спресований з оксидів рідкоземельних елементів. При розжарюванні шляхом пропускання електричного струму він дає випромінювання в області 1,6 - 2,0 або 5,6 - 6,0 мкм. Глобар-штифт з карборунду дає випромінювання в інтервалі 2 - 16 мкм також при пропусканні електричного струму.

Монохроматизатори (монохроматори)

Монохроматизаторами або монохроматорами називають пристрої для отримання світла із заданою довжиною хвилі. Проте термін «монохроматизатор» є відносним, оскільки під назвою монохроматор існують спеціальні спектральні прилади. При конструюванні монохроматизаторів використовують різні оптичні явища: поглинання світла, інтерференцію, дисперсію і т.д. Найбільше розповсюдження у

практиці спектроскопії абсорбції мають прилади, в яких як монохроматизатори застосовуються світлофільтри і призми.

Відомо декілька типів світлофільтрів. Залежно від виду оптичного явища, використовуюваного для монохроматизації світла, конструюють, інтерференційні або інтерференційно-поляризаційні світлофільтри абсорбції.

Дія світлофільтрів абсорбції основана на тому, що при проходженні світла через тонкий шар унаслідок поглинання відбувається зміна величини і спектрального складу світлового потоку, що проходить. Світлофільтри абсорбції мають невелику прозорість ($T = 0,1$) і досить широку смугу пропускання (30 нм і більше). Характеристики інтерференційних світлофільтрів значно кращі. Світлофільтр складається з двох якнайтонших напівпрозорих шарів срібла, між яким знаходиться шар діелектрика. В результаті інтерференції світла в пучку, що проходить, залишаються промені з довжиною хвилі, рівній подвоєній товщині діелектричного шару. Прозорість інтерференційних світлофільтрів складає $T - 0,3 - 0,8$. Ефективна ширина пропускання зазвичай не перевищує 5 - 10 нм. Для ще більшого звуження смуг пропускання іноді користуються системою двох послідовних інтерференційних світлофільтрів.

Найбільш універсальними монохроматизаторами є призми, виготовлені з кварцу, скла і деяких інших матеріалів. Для інфрачервоної спектроскопії використовують призми з LiF, NaCl, KBr і інших галогенідів лужних і лужно-земельних металів. Ці ж матеріали застосовують для виготовлення кювет. Призми дозволяють отримувати світло високої монохроматичності в широкій області довжин хвиль.

Приймачі світла (рецептори)

Як рецептори в приладах спектроскопії абсорбції використовують головним чином фотоелементи, фотопомножувачі, а іноді інтенсивність світла оцінюється на око. Для вимірювання інтенсивності інфрачервоного випромінювання застосовують фотоелементи, термоелементи і болометри. Приймачі світла характеризуються спектральною чутливістю – здатністю сприймати випромінювання різної довжини хвилі, і інтегральною чутливістю, яка вимірюється за дією на рецептор не розкладеного в спектр випромінювання.

У термоелементах використовується термоЕРС, що виникає при зміні температури сполучення між металами або сплавами під дією інфрачервоного випромінювання. Широко застосовуються для цих цілей термопари срібло – вісмуту інші.

Принцип дії болометра оснований на зміні електроопору матеріалу при нагріванні. Термочутливий елемент, яким виступає платинова, сурьмяна або інша тонка металева пластинка, включають в мостову схему. Інфрачервоне випромінювання викликає нагрівання термочутливого елементу і розбаланс моста, пропорційний інтенсивності падаючого випромінювання.

Промисловістю випускаються різні прилади спектроскопії абсорбції: колориметри, фотометри, фотоелектроколориметри, спектрофотометри і т.д.,

у яких використовують різні комбінації освітлювачів, монохроматизаторів і приймачів світла [13].

Кількісний аналіз

Методи кількісного аналізу ґрунтуються на законі Бугера–Ламберта–Бера, який описується рівнянням:

$$A_{\lambda} = \varepsilon_{\lambda} \cdot l \cdot c \quad (2.31)$$

де A – оптична густина речовини;

λ – довжина хвилі;

ε – молярний коефіцієнт поглинання;

l – товщина світлопоглинаючого шару;

c – концентрація розчину.

У зв'язку з тим, що значення коефіцієнта пропускання T знаходяться в межах від 0 до 1 ($1 \geq T \geq 0$), оптична густина розчину $A = -\lg T$ може приймати, здавалося б, будь-які позитивні значення від нуля до нескінченності, тобто $\infty \geq A \geq 0$. Проте, експериментальному визначенню з необхідною точністю доступні далеко не будь-які значення A . Так, наприклад, значення $A \leq 0,01$ не визначають у зв'язку з великою похибкою їх вимірювання.

Рівняння Бугера – Ламберта – Бера показує, що основними параметрами фотометричного визначення є довжина хвилі, при якій проводиться вимірювання, оптична густина, товщина кювети і концентрація забарвленого розчину. Істотний вплив роблять різні хімічні чинники, пов'язані з повнотою і умовами протікання фотометричної реакції, концентрацією забарвлених і інших реактивів, їх стійкістю і т.д. Залежно від властивостей аналізованої системи і характеристик фотометричного приладу, який використовується, вибирають ті або інші умови аналізу.

Оптимальні умови фотометричного визначення

Довжина хвилі. При визначенні в розчині однієї світлопоглинаючої речовини аналітичну довжину хвилі, як правило, вибирають на максимумі смуги поглинання. Якщо в спектрі є декілька смуг, вибір зазвичай зупиняють на найбільш інтенсивній, оскільки робота в області максимуму світлопоглинання забезпечує найбільш високу чутливість визначення. Плоскі максимуми переважніші, оскільки при цьому менше позначається похибка у встановленні довжини хвилі, ніж у разі гострих максимумів або крутоспадаючих ділянок кривої. Бажано також, щоб чутливість приймача випромінювання в області аналітичної довжини хвилі була максимальна. Проте практична реалізація цієї умови ускладнена, оскільки конструкція звичайних фотометричних приладів передбачає не більше двох фотоелементів. Вибір аналітичної довжини хвилі за наявності в розчині декілька світлопоглинаючих речовин значно складніше. Він буде розглянутий при виборі умов аналізу суміші забарвлених речовин.

Світлопропускання (оптична густина). Вимірювальний пристрій фотометричного приладу зазвичай має постійну похибку ΔT у величині коефіцієнта пропускання T у всьому інтервалі його значень. Похибка в одиницях оптичної густини ΔA у зв'язку з цим у всьому інтервалі не буде однакою. Тому при рішенні деяких завдань зручніше оперувати з коефіцієнтом пропускання, а не з оптичною густиною.

Товщина світлопоглинаючого шару. Рівняння закону Бугера–Ламберта–Бера показує, що чим більша товщина шару, тим більша оптична густина i , отже, тим більш чутливим буде визначення за інших рівних умов. Проте із збільшенням товщини шару (довжини оптичного шляху) зростають втрати на розсіювання світла, особливо при роботі з розчинами. Кювети з товщиною шару більшою, ніж 5 см, для фотометрії розчинів зазвичай не застосовуються.

Концентраційні умови проведення фотометричної реакції. У рівняння основного закону світлопоглинання входить концентрація забарвленої (світлопоглинаючої) сполуки, тому перетворення компоненту, який визначається, на таку сполуку є однією з найважливіших операцій, що в значній мірі визначає точність аналізу. Забарвлені сполуки в розчині отримують в результаті, головним чином, реакцій окиснення – відновлення і комплексоутворення. Окисно-відновні реакції, вживані у фотометрії, наприклад, окиснення мангану до MnO_4^- , протікають, як правило, практично повністю до кінця.

Значно складнішим є питання про концентраційні умови протікання в розчині реакцій комплексоутворення. Ускладнюючий вплив тут можуть зробити процеси ступінчастого комплексоутворення, недостатня стійкість комплексу, що утворюється, власне забарвлення реагенту і т.д. Дію більшості цих чинників можна передбачати, якщо рівноваги в системі, що цікавить, достатньо детально вивчені і константи відповідних рівноваги відомі (константи стійкості координаційних сполук, дисоціації реагентів і т. д.). Використовуючи ці дані, можна розрахувати, наприклад, при яких значеннях рН і концентрації реагенту буде досягнута необхідна повнота реакції, як впливатимуть супутні елементи і т.д.

Якщо забарвлена сполука утворена аніоном сильної кислоти, як, наприклад, при визначенні вісмуту у вигляді йодидного комплексу, то реакцію зазвичай проводять при постійній концентрації реактиву і в досить кислому середовищі, що забезпечує придушення гідролітичних процесів. Концентрація аніона в таких системах від кислотності середовища не залежить. При використанні як реагенту слабкої кислоти, наприклад при визначенні феруму у вигляді сульфосаліцилатного комплексу, рН розчину повинен відповідати слабокислій області, в якій дисоціація кислоти достатня і концентрація реактиву постійна. Особлива увага повинна бути приділена постійності рН у всіх досліджуваних розчинах. Для з'ясування оптимальних умов фотометричного визначення кожна система вимагає спеціального

фізико-хімічного дослідження для встановлення складу сполук, що утворюються, визначення констант рівноваги і т.д.

Чутливість і точність методу. Мінімальну концентрацію, яку можна визначити фотометричним методом, розраховують за співвідношенням:

$$C_{\min} = A_{\min} / (\varepsilon \cdot l) \quad (2.32)$$

Якщо для розрахунків прийняти, що $A_{\min} = 0,01$, $l = 1$ см і $\varepsilon = 10^3$, то:

$$C_{\min} = 0,01 / (10^3 \cdot 1) = 10^{-5} \text{ моль / л}$$

Це не мінімальна концентрація фотометричного методу, оскільки ε може бути на декілька порядків більше, проте значення $\varepsilon = 10^3$ властиве багатьом кольоровим сполукам, і, таким чином, воно якоюсь мірою характеризує метод. Іноді, як показник чутливості фотометричної реакції, указують просто величину ε , відомі і інші характеристики чутливості. Точність фотометричних методів залежить від індивідуальних особливостей фотометричної реакції, характеристик вживаного приладу і інших чинників та змінюється в досить широких межах. Звичайна похибка фотометричних методів складає приблизно 1–2 %.

Основні прийоми фотометричних вимірювань

Метод градувального графіка. Відповідно до закону Бугера–Ламберта–Бера графік в координатах оптична густина – концентрація повинен бути лінійний і пряма повинна проходити через початок координат. Для побудови такого графіка досить, взагалі кажучи, однієї експериментальної точки. Проте градувальний графік зазвичай будують не менше ніж за трьома точками, що підвищує точність і надійність визначень.

При відхиленнях від закону Бугера–Ламберта–Бера, тобто при порушенні лінійної залежності A від c , число точок на графіку повинно бути збільшене. Застосування градувальних графіків є найбільш поширеним і точним методом фотометричних вимірювань. Основні обмеження методу пов'язані з труднощами приготування еталонних розчинів і обліком впливу, так званих третіх компонентів, тобто компонентів, які знаходяться в пробі, самі не визначаються, але на результат впливають [15].

Метод молярного коефіцієнта поглинання. При роботі за цим методом визначають оптичну гуστину декількох стандартних розчинів A_{cm} для кожного розчину розраховують $\varepsilon = A_{cm} / (lc_{cm})$ і набутого значення ε усереднюють. Потім вимірюють оптичну гуστину аналізованого розчину A_x і розраховують концентрацію c_x за формулою [15]:

$$C_x = A_x / (\varepsilon \cdot l) \quad (2.33)$$

Обмеженням методу є обов'язкове підпорядкування аналізованої системи закону Бугера–Ламберта–Бера, принаймні, в області досліджуваних концентрацій.

Метод добавок. Цей метод застосовують при аналізі розчинів складного складу, оскільки він дозволяє автоматично врахувати вплив «третіх» компонентів. Суть його полягає в наступному. Спочатку визначають оптичну густину A_x аналізованого розчину, що містить визначуваний компонент невідомої концентрації c_x , а потім в аналізований розчин додають відому кількість визначуваного компоненту (c_{cm}) і знов вимірюють оптичну густину A_{x+cm} .

Оптична густина A_x аналізованого розчину згідно рівнянню 2.31 дорівнює:

$$A_x = \varepsilon \cdot l \cdot c_x$$

а оптична густина аналізованого розчину з добавкою стандартного:

$$A_{x+cm} = \varepsilon \cdot l \cdot (c_x + c_{cm})$$

Порівняння цих рівнянь дає:

$$\frac{A_x}{A_{x+cm}} = \frac{c_x}{c_x + c_{cm}}$$

або

$$A_x(c_x + c_{cm}) = A_{x+cm}c_x$$

Звідси знаходимо концентрацію аналізованого розчину:

$$c_x = c_{cm} \frac{A_x}{A_{x+cm} - A_x} \quad (2.34)$$

Концентрацію аналізованої речовини в методі добавок можна знайти також за графіком в координатах $A_{x+cm} = f(c_{cm})$.

Екстракційно-фотометричні методи. Екстракційні методи застосовують в аналітичній хімії дуже широко, причому визначення аналізованого компоненту в екстракті може проводитися як фотометричним, так і будь-яким іншим методом: полярографічним, спектральним і т.д. Разом з тим

існують деякі групи методів екстракцій, в яких фотометричне закінчення є найбільш ефективним, забезпечуючи необхідну швидкість і точність визначення. Ці методи зазвичай називають екстракційно-фотометричними [15].

Вельми поширеною є методика, згідно якої визначуваний мікрокомпонент переводять в розчинну у воді забарвлену сполуку, екстрагують її і екстракт фотометрують. Вміст зазвичай визначають методом градуювального графіка. Така методика дозволяє усунути вплив сторонніх компонентів і збільшує чутливість визначення, оскільки при екстракції відбувається концентрування мікродомішок. Наприклад, визначення домішок феруму в солях кобальту або нікелю проводять екстракцією його тіоціанатних комплексів амільним спиртом.

Забарвлена сполука компонента, що визначається, не обов'язково повинна бути розчинна у воді.

Фотометричне титрування. У методі фотометричного титрування точка еквівалентності визначається за допомогою фотометричних вимірювань. В ході такого титрування вимірюється світлопоглинання розчину. Природно, реалізація цього методу можлива, якщо є відповідний індикатор або хоча б один з компонентів реакції титрування поглинає світло. Наприклад, при титруванні феруму (II) дихроматом крива фотометричного титрування має вигляд, зображений на рис 2.53. До точки еквівалентності оптична густина розчину практично не змінюється, а після точки еквівалентності вона лінійно зростає пропорційно об'єму доданого дихромату. Точку еквівалентності знаходять графічно. Для цього досить мати декілька точок, що характеризують недотитований розчин, і декілька точок для перетитрованого розчину [15].

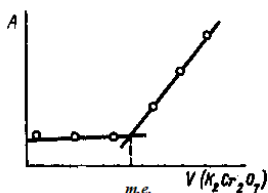


Рис. 2.53. Крива фотометричного титрування феруму (II) дихроматом

При титруванні розбавлених або слабокольорових розчинів крива титрування не має різкого мінімуму. Для знаходження точки еквівалентності в таких системах доводиться застосовувати складніші графічні побудови або спеціальну математичну обробку.

Основною перевагою методу фотометричного титрування є можливість аналізу слабокольорових і розбавлених розчинів, які часто неможливо відтитрувати іншими методами, а також можливість автоматизації самого процесу титрування.

У ході титрування стандартний розчин видавлюється з бюретки 1 поршнем, що приводиться в рух мотором 2 (рис. 2.54). Інтенсивність світла, що пройшло через світлофільтр 6 і розчин 5, фіксується фотоелементом 4, сполученим з мотором через реле 3. При заданому значенні оптичної густини за сигналом фотоелемента реле спрацьовує і вимикає мотор, пов'язаний з поршнем бюретки, припиняючи титрування. Результати аналізу розраховують звичайним шляхом за об'ємом розчину, витраченого на титрування.

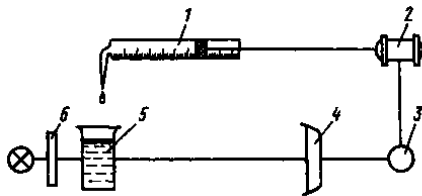


Рис. 2.54. Принципова схема автотитратора:
1 – бюретка, 2 – мотор, 3 – реле, 4 – фотоелемент, 5 – розчин, 6 – світлофільтр

2.4.6. Радіометричні методи аналізу

Радіометричні методи аналізу ґрунтуються на виявленні й вимірюванні як природної, так і штучної радіоактивності.

Для кількісного визначення радіоактивності використовують поняття *абсолютної активності* радіоактивних речовин, яку вимірюють у кюрі, та *питомої активності* - радіоактивності одиниці маси даної речовини, тобто міри відносного вмісту радіонуклідів у досліджуваному зразку, її виражають числом розпадів за хвилину (чи секунду) і вимірюють у беккерелях [16].

Використовуючи природну радіоактивність, кількісно визначають понад 20 хімічних елементів, зокрема уран, торій, радій, актиній. Калій можна визначити у воді в концентрації 0,05 моль/л. Природна радіоактивність лежить в основі пошуку уранових руд за допомогою авіації та супутників.

Радіонукліди застосовують для виявлення пошкоджень у газопроводах, місць витікання води з магістральних колекторів стічних і каналізаційних вод.

Основними перевагами аналітичних методів, основаних на вимірюванні радіоактивного випромінювання, є низький поріг виявлення аналізованого елементу і широка універсальність. Аналіз радіоактивації має абсолютно нижчий поріг виявлення серед всіх інших аналітичних методів (10^{-15} г). Перевагою деяких радіометричних методик є аналіз без руйнування зразка, а методів, основаних на вимірюванні природної радіоактивності, – швидкості аналізу. Цінна особливість радіометричного методу ізотопного розведення полягає в можливості аналізу суміші близьких за хіміко-аналітичними властивостями елементів, таких, як цирконій + гафній, ніобій + тантал і ін. [18].

Додаткові ускладнення в роботі з радіоактивними препаратами обумовлені токсичними властивостями радіоактивного випромінювання, які не викликають негайної реакції організму і тим самим ускладнюють своєчасне застосування необхідних заходів. Це підсилює необхідність

строгого дотримання техніки безпеки при роботі з радіоактивними препаратами. У необхідних випадках робота з радіоактивними речовинами відбувається за допомогою, так званих, маніпуляторів у спеціальних камерах, а сам аналітик залишається в іншому приміщенні, надійно захищеному від дії радіоактивного випромінювання.

Радіометричні і дозиметричні прилади

Для радіометричних вимірювань використовують велику кількість приладів, таких як радіометри «Прип'ять», УМФ-1500, УМФ-2000, РИ-БГ; прилади індивідуального дозиметричного контролю: ДП-22 В, ДП-24; лічильники Гейгера–Мюллера та багато інших [18].

Прилади індивідуального дозиметричного контролю (ІДК) призначені для визначення отриманої людиною дози опромінення за певний період часу у воєнний період і в екстремальних ситуаціях мирного часу. Зберігають і видають їх служби цивільного захисту за місцем роботи.

Усі прилади ІДК поділяються на два види: прямопоказуючі – показання знімаються безпосередньо; без шкали індикації ("сліпі") – показання знімаються на спеціальних пристроях і, як правило, в стаціонарних умовах.

Крім цього, індивідуальні дозиметри поділяються за: методом індикації, типом датчиків, конструктивними особливостями, призначенням, видами реєстрованих випромінювань, доз, діапазоном доз.

Радіометр «УМФ-2000» (рис. 2.55) призначений для вимірювання активності альфа-випромінюючих ізотопів спектрометричним методом за допомогою альфа-бета радіометра "УМФ-2000" і поширює його функціональні можливості. Методика призначена для лабораторних аналізів при проведенні вимірювань проб навколишнього середовища. Вона базується на використанні спектрометричних властивостей "УМФ-2000" і складається у вимірюванні енергетичних спектрів альфа-випромінювання рахункового зразка після радіохімічного селективного виділення радіонуклідів за відповідними методиками з послідуною обробкою на комп'ютері за допомогою програмного забезпечення. В основі методу розрахунку активності альфа-випромінюючих радіонуклідів з використанням спектрограми альфа-випромінювання рахункового зразка лежить модельний метод. Дана методика застосовується для модельного методу. Вона дозволяє визначати вміст високотоксичних альфа-випромінюючих радіонуклідів природного і техногенного походження в об'єктах навколишнього середовища. Діапазон активностей, вимірюються за допомогою даної методики, складає від 10^{-3} до 10^3 Бк на рахунковий зразок або від 10^{-3} до 10^4 Бк/л для водних проб, від 10^{-2} до 10^5 Бк/кг для проб ґрунту і об'єктів навколишнього середовища з похибкою не більше 30 %.

Радіометр вибіркового бета-гамма РИ-БГ. Радіометр вибіркового бета-гамма РИ-БГ призначений для визначення активності бета- і гамма-активних радіонуклідів Ra-226, Cs-137, K-40, Th-232, Sr-90 при одночасному або окремому знаходженні у пробах. Для роботи проби концентрують методом спалювання до отримання золи.



Рис. 2.55. Радіометр «УМФ-2000»

Активаційний метод

Активаційний аналіз

ґрунтується на опроміненні нерадіоактивних елементів нейтронами, протонами та іншими високоенергетичними часточками, внаслідок чого вони набувають радіоактивності.

При опроміненні нейтронами, протонами та іншими частинками високої енергії багато нерадіоактивних елементів стають радіоактивними. Активаційний метод ґрунтується на вимірюванні цієї радіоактивності. Вимірювання проводять приладами (рис. 2.56) для реєстрації радіоактивних випромінювань речовин.

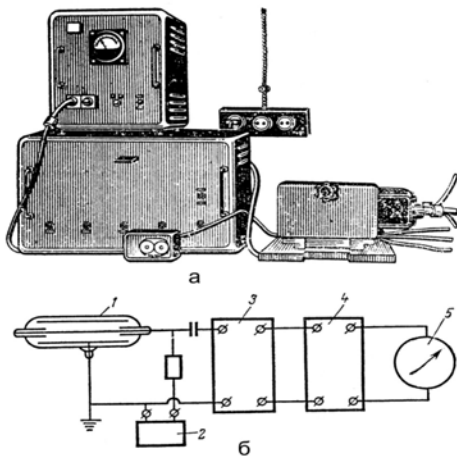


Рис. 2.56. Установка для вимірювання радіоактивних випромінювань:

а – зовнішній вигляд установки; б – схема установки;

1 – газовий лічильник; 2 – високовольтний випрямляч; 3 – підсилювач;
4 – перерахунковий прилад; 5 – електромеханічний лічильник

Головними перевагами методу є його висока чутливість (з його допомогою може бути визначено за сприятливих умов до 10^{-13} – 10^{-15} г речовини), можливість в низці випадків проведення визначення без руйнування зразка, висока вибірковість, можливість одночасного визначення декількох елементів в одній наважці зразка, відсутність поправки контрольного досліджу.

На практиці використовують *відносний метод аналізу*, коли за однакових умов опромінюють досліджуваний зразок і еталон з відомим вмістом визначуваного елемента. Часто зразок після опромінення розчиняють, здійснюють концентрування методами осадження, співосадження, екстракції, хроматографії і визначають активність продуктів розділення.

Метод ізотопного розбавлення полягає у введенні ізотопу елемента, що визначається, в аналізований розчин, що набуває активності, потім цей елемент переводять в осад (екстрагують, хроматографують) і визначають активність розчину після його видалення. За різницею визначають активність осаду (екстракту, елюату) і обчислюють вміст компонента в зразку [16].

2.4.7. Рентгеноспектральний аналіз

Рентгеноспектральний аналіз базується на послабленні інтенсивності рентгенівського випромінювання під час проходження крізь пробу. В рентгенофлуоресцентному аналізі на пробу діє первинне рентгенівське випромінювання, під впливом якого виникає вторинне рентгенівське випромінювання проби, характер якого залежить від якісного та кількісного складу речовини, що аналізується [19].

Так само, як і в емісійній спектроскопії, *якісний аналіз* рентгеноспектральним методом проводять шляхом визначення довжини хвилі ліній, що цікавлять, і їх подальшій ідентифікації. Довжину хвилі рентгенівської лінії в спектрі зазвичай визначають за допомогою відомих опорних ліній, що є своєрідними стандартами. В якості такого стандарту, може бути використана або «основа» проби, як це часто робиться в емісійній спектроскопії, або відома речовина, що спеціально вводиться в аналізовану пробу. Нерідко для цього поряд із спектром аналізованої проби фотографують спектр відомої стандартної речовини. Методика визначення довжини хвилі в цих умовах практично не відрізняється від тієї, яка використовується в емісійній спектроскопії.

Розшифровка рентгенівських спектрів також в принципі не відрізняється від відповідної методики емісійної спектроскопії. Істотно полегшується ця робота завдяки наявності докладних таблиць ліній рентгенівського спектру. Хоча рентгенівські спектри набагато простіше емісійних, що помітно спрощує завдання ідентифікації ліній, все ж таки

визначення їх відповідності тому або іншому елементу залишається далеко не простим. Ускладнення викликають, головним чином, спектри різних порядків, що призводить до накладення ліній. Для надійності визначення знаходять довжину хвилі і оцінюють інтенсивність не однієї, а декількох спектральних ліній. Цілком зрозуміло, що серед них повинна знаходитися найбільш інтенсивна лінія аналізованого елементу (звичайно це K_{α} - або L_{α} -лінія). Чутливість рентгеноспектрального аналізу (межа виявлення) складає в середньому 0,05 - 0,1 %, для деяких елементів (Ni, Cu і ін.) він знижується до 5·10⁻³ %, для інших (наприклад, рідкоземельних елементів) підвищується до 0,1 - 0,2 %.

Рентгеноспектральний метод має ряд істотних переваг перед іншими методами аналізу. Рентгенівські спектри малочутливі до хімічного оточення елементу і практично не залежать від того, у вигляді якої сполуки знаходиться аналізований елемент у пробі. Рентгеноспектральним методом легко виявляються галогени, сульфур та інші елементи, аналіз яких методом емісійної спектроскопії не проводиться. Великою перевагою рентгенофлуорисцентного методу є можливість аналізу зразка без його руйнування, що особливо цінно при аналізі унікальних виробів.

Для проведення *кількісного аналізу* може бути використане як первинне рентгенівське випромінювання, так і вторинне (флуоресцентне). При використанні первинного випромінювання порошкоподібну пробу зазвичай втирають в рифлену поверхню анода. Якщо аналізується металева проба, анодом служить аналізований зразок [16].

Рентгеноспектральний аналіз за вторинним (флуоресцентним) випромінюванням має істотні переваги у порівнянні з аналізом за первинним рентгенівським випромінюванням. Аналіз за флуоресцентним випромінюванням має вищу чутливість, оскільки при цьому відсутній фон безперервного рентгенівського спектру. Важливе значення має також спрощення експериментальної методики, оскільки аналізований зразок знаходиться поза вакуумною системою рентгенівської трубки. Правда, інтенсивність вторинних спектрів менша, ніж первинних, і тому, наприклад, фотографічна реєстрація тут не застосовується. Проте достатньо висока чутливість лічильників рентгенівських квантів забезпечує швидке і точне вимірювання інтенсивності ліній.

Кількісні визначення ґрунтуються на пропорційності між інтенсивністю ліній характеристичного випромінювання і концентрацією елементу в пробі. На абсолютну інтенсивність ліній впливають умови збудження і інші чинники, а також хімічний склад проби, що доводиться враховувати серією спеціальних вимірювань і теоретичними розрахунками. Залежність інтенсивності ліній рентгенівського спектру від концентрації елементу має складніший характер, ніж концентраційна залежність інтенсивності ліній в емісійній спектроскопії.

У методах внутрішнього стандарту порівнюється інтенсивність ліній елементу, який визначається, з лінією стандартного, спеціально введеного в пробу елементу в точно відомій кількості. Порівнювані лінії повинні мати близькі потенціали збудження, тобто близькі довжини хвиль і не дуже сильно розрізнятися за інтенсивністю. Зручним стандартним елементом є сусідній елемент періодичної системи. Відносна інтенсивність ліній значно менше залежить від складу проби, умов отримання і реєстрації спектрів і інших чинників, ніж їх абсолютна інтенсивність. Відношення інтенсивностей ліній елементу, який визначається, і елементу-стандарту передбачається пропорційним їх концентрації [12]:

$$\frac{I_x}{I_{cm}} = k \frac{c_x}{c_{cm}} \quad (2.35)$$

де I_x, I_{cm} – інтенсивності ліній елементів, що визначаються та стандартного;
 c_x, c_{cm} – їх концентрації.

Зважаючи на неможливість точного обліку всіх чинників коефіцієнт визначається емпірично за інтенсивністю ліній стандартних зразків. Рівняння (2.35) є також основою градуувального графіка.

У аналізі за методом зовнішнього стандарту інтенсивність ліній елементу, який визначається, порівнюється з інтенсивністю цієї лінії в спектрах стандартних зразків з відомим вмістом. Відношення інтенсивності ліній приймається рівним відношенню концентрацій елементу. Точні результати виходять за умови, коли склад аналізованої проби і стандартних зразків за основними компонентами достатньо близький, оскільки інтенсивність ліній залежить від загального складу проби, особливо від наявності так званих елементів, що заважають.

Успішно застосовується метод добавок, наприклад, при аналізі лантаніду [16].

Розроблені також методи аналізу, основані на поглинанні рентгенівського випромінювання. У основі визначення лежить метод градуувального графіка.

Рентгеноспектральні методи аналізу мають різноманітні області застосування. У геології, гірській справі, металургії і гідрометалургії цим методом визначають склад мінералів, руди, і продуктів їх переробки – шлаків, концентратів і т. д., встановлюють склад легованих сталей і сплавів, в хімічних галузях промисловості (електрохімії, нафтохімії і т. д.) аналізують початкову сировину і готову продукцію, в ядерній техніці контролюють зміни у складі сповільнювачів, теплоносіїв і т.д. Широко використовуються рентгеноспектральні методи для аналізу кераміки, скла,

пластмас, абразивів, каталізаторів і інших матеріалів складного хімічного складу. Вельми ефективним виявилося застосування рентгеноспектрального флуоресцентного аналізу для контролю за забрудненням навколишнього середовища (визначення вмісту різних елементів в аерозолях, ґрунтах, воді, рослинних і тваринних тканинах і т.д.). Наприклад, в аерозолях визначають до 40 елементів від натрію до плумбуму. Рентгеноспектральний аналіз показав, зокрема, що джерелом забруднення атмосфери кальцієм служить цементна промисловість, плумбумом і бромом - вихлопні гази автомобілів і т.д.

Широке застосування знайшов рентгеноспектральний метод визначення товщини покриттів – тонкого шару, нанесеного на основний матеріал, як, наприклад, цинку на оцинкованому залізі, шару феропорошку на магнітофонній стрічці і т.д. Метод оснований на використанні градувальних графіків, що показують залежність інтенсивності спектральної лінії від товщини покриття. Градувальний графік будується за стандартами з відомою товщиною шару [18].

Дуже ефективним виявилося застосування рентгенівського флуоресцентного методу в аналізі космічних об'єктів. За допомогою спектрометричної апаратури РИМА (рентгенівський ізотопний флуоресцентний метод аналізу), встановленої на «Луноход-1», було визначено вміст основних породотворюючих елементів безпосередньо на поверхні Місяця. Для збудження флуоресцентного випромінювання застосовувалися радіоактивні джерела, що характеризуються високою стабільністю і що не потребують електричної енергії. Як детектор використовувалися пропорційні лічильники. Електричний імпульс лічильника перетворювався і по радіо передавався на Землю.

Широко відомі і вельми важливі застосування рентгенівського випромінювання в багатьох інших областях науки і техніки (визначення структури кристалів, рентгенівська дефектоскопія виробів, діагностика захворювань і т.д.).

Методами рентгеноспектрального аналізу визначають склад різних сплавів, руди, мінералів, цементу, пластмас і багатьох інших виробів, встановлюють характер забруднень навколишнього середовища, аналізують космічні об'єкти і т.д. Він використовується для визначення великого вмісту (десятки відсотків) і невеликих домішок (10^{-2} – 10^{-3} %).

Межа виявлення рентгеноспектральними методами загалом обмежується величинами порядку 10^{-2} – 10^{-3} %. Поєднання з хімічними методами обробки дозволяє його значно знизити. Середня квадратична похибка методів складає приблизно 2 – 5 %, за сприятливих умов вона знижується до $\pm 0,5$ %. Рентгеноспектральний аналіз легко автоматизується.

2.4.8 Люмінесцентний аналіз

Люмінесцентний аналіз ґрунтується на здатності речовин випромінювати світло під дією різних збудників: ультрафіолетового випромінювання або видимого світла (фотолюмінесценція), розламування (тріболюмінесценція), енергії хімічної реакції (хемілюмінесценція), яка дуже поширена в живій природі: світяться окремі види молюсків, ракоподібних, глибоководних риб, червів внаслідок взаємодії кисню з люциферином; ця реакція каталізується ферментом люциферазою, а явище називають біоломінесценцією [20].

Деякі мінерали, наприклад флюорит CaF_2 , світяться при дії на них ультрафіолетового випромінювання, що використовують для безконтактного пошуку корисних копалин, зокрема нафти, виявлення плям нафти і нафтопродуктів на поверхні ґрунту чи водної гладі Світового океану.

Згідно визначенню С. І. Вавілова *люмінесценцією* називають світіння, що надмірне над температурним і володіє тривалістю не менше ніж 10^{-10} с, що перевищує період світлових коливань. Від випромінювання нагрітих тіл вона відрізняється своєю нерівноважністю: люмінесценція практично не використовує теплову енергію випромінюючої системи, тому її часто називають *холодним світлом*. Це визначення відрізняє люмінесценцію також від всіх інших видів нерівноважного світіння – розсіяння і віддзеркалення світла, комбінаційного розсіяння, випромінювання Вавілова–Черенкова і т.д.

Люмінесценція виникає в результаті електронного переходу при поверненні частинок із збудженого стану в нормальний. Таким чином, молекула перетворює поглинену енергію у власне випромінювання. Цим люмінесценція також відрізняється від процесів невластивого випромінювання – розсіяння і віддзеркалення світла. Люмінесцентні речовини можуть знаходитися в будь-якому агрегатному стані [12].

У збуджений стан частинки люмінесцентної речовини можуть переходити під дією світла і тоді люмінесценцію називають *фотолюмінесценцією* (*флуоресценцією* або *фосфорресценцією*), під дією рентгенівського випромінювання – *рентгенолюмінесценцією*, в результаті хімічної реакції – *хемілюмінесценцією* і т.д.

При переході з основного коливального підрівня збудженого синглетного стану на будь-який коливальний підрівень основного електронного стану відбувається випромінювання кванту світла. Цей процес називають *флуоресценцією*.

Так як в залежності від частоти випромінювання частинка переходить в енергетично різні збуджені стани, можна було б чекати зв'язку спектра флуоресценції із спектром збудження джерела. Однак в дійсності ця залежність звичайно не спостерігається. Незалежність спектра флуоресценції від довжини хвилі падаючого світла, в основному, пов'язана

з тим, що збуджені молекули в результаті коливальної релаксації встигають розтратити коливальну енергію за час, значно менший, ніж час життя збудженого стану, і перейти на основний коливальний рівень збудженого електронного стану. Перехід такої системи в незбуджений стан характеризується випусканням одних і тих же квантів світла, тобто спостерігається один і той же спектр флуоресценції. В той же час в деяких випадках це розширює можливості люмінесцентного аналізу, даючи можливість селективного збудження певних сполук.

Інтенсивність люмінесценції I_{λ} пропорційна числу випромінюваних квантів N_{λ} :

$$I_{\lambda} = \chi \cdot N_{\lambda} = \chi \cdot B_{\kappa\lambda} \cdot N_n \quad (2.36)$$

де χ – коефіцієнт пропорційності,

$B_{\kappa\lambda}$ - вихід люмінесценції,

N_n - число поглинених квантів.

Число поглинених квантів N_n пропорційно інтенсивності поглиненого світла:

$$N_n = \chi'(I_0 - I) \quad (2.37)$$

де I_0 – інтенсивність падаючого світла;

I – інтенсивність світла, що пройшло через розчин;

χ' – коефіцієнт пропорційності.

Лінійна залежність інтенсивності люмінесценції від концентрації дотримуватиметься при постійності таких чинників, як квантовий вихід, інтенсивність збудження світла і т.д. Також істотною є умова низької концентрації люмінесціюючої речовини.

Верхня межа концентрації розчину в люмінесцентному аналізі зазвичай не перевищує $10^{-3} - 10^{-4}$ моль/л.

Дуже чутливі люмінесцентні *якісні реакції*, коли додавання деяких органічних реагентів до розчину неорганічних речовин викликає яскраву люмінесценцію. Наприклад, інтенсивну люмінесценцію викликає додавання саліцилової кислоти до розчину солі цинку, що може бути використане для його якісного відкриття. Для виявлення літію і алюмінію люмінесцентним методом запропонований 8-оксихінолін, для відкриття берилію, цирконію і інших елементів використовують морин і т.д. Якісний люмінесцентний аналіз оснований на здатності досліджуваної речовини у відповідних умовах люмінесцювати або, рідше, гасити люмінесценцію.

Виникнення або зникнення люмінесценції зазвичай спостерігається візуально [20].

Перевагою люмінесцентних реакцій є їх виключно низька межа виявлення. Наприклад, яскраво-зелена люмінесценція сполуки літію з 8-оксихіноліном виникає при вмісті 0,5 мкг *Li* в 5 мл, купрум відкривають за яскравою синьою люмінесценцією його сполуки з саліцилалазином при концентрації 0,25 мкг в 5 мл і т.д. Низькою межею виявлення і селективністю володіють і так звані реакції отримання кристалофосфатів (наприклад, реакції утворення перлів бури і фосфатів).

Велике значення має люмінесцентний аналіз в біології і медицині для діагностики захворювань раку, малярії і ін., контролю за якістю лікарських препаратів, аналізу біологічно активних речовин – вітамінів, антибіотиків і т.д.

У сільському господарстві і харчовій промисловості люмінесцентний аналіз використовують для визначення життєздатності насіння, аналізу харчових продуктів. Наприклад, життєздатне насіння дає жовту люмінесценцію, а нежиттєздатні – коричневу. За кольором люмінесценції можна встановити сорт муки: чим більше в ній висівок, тим інтенсивніше свічення. Люмінесценція дозволяє легко виявити початкову стадію загнивання різних овочів і фруктів.

У практиці *кількісного люмінесцентного аналізу* зазвичай застосовується метод градуального графіка. До теперішнього часу розроблені методи кількісного люмінесцентного визначення майже всіх елементів при вмісті в середньому 10^{-5} %.

Великий інтерес викликало застосування люмінесцентних індикаторів в титриметрических методах. Люмінесцентні індикатори (а-нафтиламін, акридин і ін.) змінюють колір або інтенсивність люмінесценції залежно від властивостей учасників реакції, рН розчину або присутності окиснювача. Використовуючи як люмінесцентний індикатор, наприклад, морин, можна з похибкою 5 - 10 % титриметрично визначати алюміній, галій, цирконій і інші елементи при вмісті 1...10 мкг. Купрум можна титрувати флуорексоном у присутності ніколу, кобальту, феруму, мангану і деяких інших елементів в розчинах, що містять 0,01 - 0,1 мкг *Cu*/мл. Застосування люмінесцентних індикаторів дозволило вирішити ряд складних аналітичних завдань, зв'язаних, зокрема, з аналізом каламутних і забарвлених середовищ (фруктові соки, вина і інші напої).

Істотно збільшується інтенсивність, люмінесценції при заморожуванні розчинів. Це явище використовується для кількісного визначення плумбуму, вісмуту і сурми у вигляді галогенідних комплексів. Наприклад, при охолодженні до мінус 196 °С розчин, що містить плумбум у концентрованій *HCl*, дає фіолетову люмінесценцію. Люмінесценція спостерігається також при заморожуванні органічних речовин і комплексів металів з органічними лігандами.

У практиці люмінесцентних методів значне місце займає аналіз виявлення. За люмінесценцію фосфорів і інших речовин виявляють інфрачервоне, ультрафіолетове, рентгенівське і γ -випромінювання, реєструють потоки протонів, нейтронів, електронів, α -частинок. Відомі люмінесцентні способи діагностики різних захворювань. У оптико-механічній промисловості люмінесцентний аналіз виявлення використовують для маркировки різних сортів скла, в гумовій промисловості для контролю складу шихти, в паперовій – для встановлення якості целюлози, в алмазодобувній промисловості за характерним свіченням відбирають алмази і т.д.

Методи люмінесцентного аналізу успішно використовують в аналізі лантанодів, сполук урану і ряду інших елементів. Люмінесцентною здатністю володіють багато органічних сполук: бензол, нафталін і їх численні похідні, біологічно активні речовини (вітаміни, антибіотики, гормони), багато пігментів. Завдяки низькій межі виявлення і простоті вживаної апаратури люмінесцентний аналіз успішно розвивається і є одним з перспективних методів.

Найважливішою особливістю люмінесцентного методу аналізу є його вживаність до визначення мікродомішок. Похибка методу складає 5 - 7 %. Застосовність люмінесцентного аналізу дуже широка. Він може бути використаний для визначення майже будь-якого елементу, багато органічних, біологічно активних і інших речовин.

Сортовий аналіз використовують для визначення якості зерна (свіже і зерно, що псується, світяться по-різному в УФ-променях), різних видів палива, виявлення забруднень, сурогатів, підробок [20].

Тривалий час у більшості екологічних, технологічних, біохімічних лабораторій домінували фотометричні методи. Однак зниження ГДК і необхідність визначення забруднюючих і токсичних речовин у надзвичайно малих концентраціях зумовили широке впровадження люмінесценції, яка має високу селективність, дає змогу працювати з малими об'ємами, що зумовлює її переваги перед фотометричними методами.

Люмінесцентним методом аналізують природні й стічні води, повітря, ґрунт, продукти, визначають нафтопродукти – до 0,005 мг/л, феноли – 0,0005, кадмій – 0,0005, купрум – 0,05, у питній воді – плумбум до концентрацій 0,005 мг/л, бензпірен – 0,00002 мг/л (ГДК цього забруднювача у повітрі населених пунктів – 0,0000001 мг/м³).

У хемілюмінесцентному аналізі використовують суміш: люмінол + пероксид гідрогену (при pH > 8,5), люцигенін + пероксид гідрогену (pH > 9 - виникає блакитна люмінесценція); силіксен + окисник (pH < 5,0, рожева люмінесценція); каталізують ці реакції метали Cr(III), Mo(VI), Hf(IV), Mn(II) та ін. Інтенсивність люмінесценції прямо пропорційна концентрації каталізатора (швидкості хімічної реакції), тому хемілюмінесценцію

застосовують у кінетичних методах аналізу. Метод дає змогу визначати метали в надзвичайно малих кількостях (до 10^{-8} %).

Кількісний хемілюмінесцентний аналіз базується на вимірюванні інтенсивності або кількості виділеного в хімічній реакції світла фотографічним методом та за допомогою хемілюмінесцентних фотометрів. Хемілюмінесцентним методом визначають наявність мастил, каучуку, вітамінів, бітумів. Це один з найчутливіших методів, який дає змогу виявити $10 - 10^{-4}$ мкг/мл речовини. Чутливість (найменша кількість речовини, яку можна виявити певним методом) інструментальних (фізичних та фізико-хімічних методів аналізу) наведена в табл. 2.3 [20].

Таблиця 2.3

Чутливість інструментальних методів аналізу

Метод	Межа виявлення, г	Метод	Межа виявлення, г
Фотометрія	$1 \cdot 10^{-6}$	Флуорометрія	$1 \cdot 10^{-10}$
Полярографія	$1 \cdot 10^{-8}$	Газова хроматографія	$1 \cdot 10^{-11}$
Атомно-абсорбційний спектральний аналіз	$1 \cdot 10^{-10}$	Кінетичний аналіз	$1 \cdot 10^{-11}$
Емісійний спектральний аналіз	$1 \cdot 10^{-10}$	Мас-спектрометрія	$1 \cdot 10^{-12}$
Кулонометрія	$1 \cdot 10^{-10}$	Радіоізотопний аналіз	$1 \cdot 10^{-15}$

2.4.9. Мікроскопія

Принцип роботи світлового мікроскопа. Відомо, що можливості людського ока обмежені природою. Чутливі рецептори зорового нерва у сітківці мають порівняно невеликий діаметр (кілька мікронів), і якщо промені світла від двох точок, розміщених дуже близько одна від одної, потрапляють на один і той же рецептор, то зображення цих об'єктів зливається і око не розрізняє їх як дві точки. Здорове людське око на відстані 25 см від об'єкта формує зображення двох точок останнього роздільно, якщо вони знаходяться на відстані не менше 0,1 мм. Найменша відстань між двома точками, зображення яких око формує окремо, називається розподільчою відстанню. Чим менша вона для певного пристрою, тим більша його розподільча здатність (сі). Для того, щоб збільшити розподільчу здатність ока, люди здавна почали застосовувати збільшувальні скельця (лінзи). Це були відносно прості мікроскопи. Сучасні мікроскопи влаштовані принципово однаково і фактично є моделлю

поліпшеного мікроскопа. Вони складаються з механічної та оптичної частин.

Механічна частина мікроскопа МБР-1 (рис. 2.57) включає основу штативу 1, коробку з мікромеханізмом 2, макрометричний 3 та мікрометричний 4 гвинти, тубусовміщувач 5, моно- чи бінокулярну насадку 6, револьвер для об'єтивів 8, кронштейн конденсора 12. Для переміщення тубуса мікроскоп з обох боків споряджений макрометричним 3 та мікрометричним 4 гвинтами відповідно для грубого та тонкого фокусування. На правій рукоятці мікрогвинта закріплений барабан зі шкалою, розділеною на 50 частин. Ціна однієї поділки шкали барабана становить 0,002 мм, один повний оберт барабана відповідає переміщенню тубуса на 0,1 мм. Загальна величина переміщення тубуса рукояткою макрометричного гвинта становить до 50 мм, а мікрометричним – 2,2 - 2,4 мм. Крайні положення тубуса визначається штрихами, нанесеними на коробці мікромеханізму. На рухомій частині нанесений один штрих, а на нерухомій частині – два, що відповідають двом крайнім положенням тубуса. При обертанні макрометричного та мікрометричного гвинтів за годинниковою стрілкою (якщо дивитися на мікроскоп справа) тубус мікроскопа опускається, проти годинникової стрілки – піднімається. Предметний столик 10 центрується за допомогою спеціальних гвинтів і забезпечує взаємно перпендикулярне переміщення об'єкта [21].

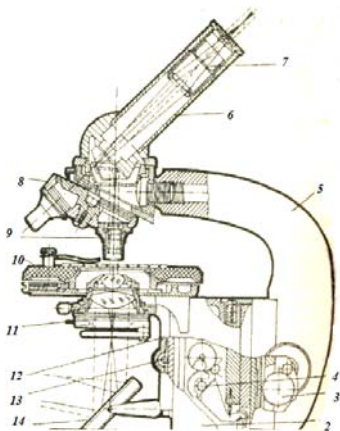


Рис. 2.57. Схема світлопольного мікроскопа МБР-1:

- 1 – штатив, 2 – коробка з мікромеханізмом, 3 – макрометричний гвинт,
- 4 – мікрометричний гвинт, 5 – тубусовміщувач, 6 – моно- чи бінокулярна насадка, 7 – окуляр, 8 – револьвер для об'єтивів, 9 – об'єктив,
- 10 – предметний столик, 11, 13, 14 – освітлювальний пристрій,
- 12 – кронштейн конденсора

Оптична система мікроскопа. Включає окуляр 7, об'єктиви 9 та освітлювальний пристрій (11, 13, 14), призначені для освітлення об'єкта, що розглядається. Головною частиною мікроскопа є об'єктиви, від яких залежать такі основні його якості, як розподільча здатність, власне збільшення і чіткість зображення.

Розподільча здатність об'єктива. У 1873 р. німецький вчений Ернст Аббе опублікував основні ідеї формування зображення в мікроскопі, згідно з якими світло, що проходить через мікроскопічний об'єкт, та світло, що відбивається від об'єкта, зазнають дифракції (обгортання світловими хвилями зустрічних перешкод), яка виражена тим сильніше, чим тонші деталі мікроскопічного об'єкта. Встановивши зв'язок між дифракцією на об'єкті і апертурним кутом мікроскопа – половина отвірного кута, що утворюється крайніми променями світла, які ще можуть потрапити до фронтальної лінзи об'єктива, Аббе вивів формулу розподільчої здатності мікроскопу [21]:

$$d = \lambda / (2n \sin \alpha) \quad (2.38)$$

де d – найменша відстань між деталями об'єкта, що сприймаються роздільно (розподільча здатність);

λ – довжина хвилі світла.

Для виведення $n \cdot \sin \alpha$ Е. Аббе ввів поняття "числова апертура", в якому n означає показник заломлення оптичного середовища, що знаходиться у просторі між досліджуваним об'єктом та фронтальною лінзою об'єктива, а α – апертурний кут об'єктива мікроскопа, який в межах дорівнює 90° , $\sin 90^\circ = 1$. Так була встановлена пропорційна залежність між межею розподілення та довжиною хвилі, а також обернено пропорційна залежність між цією межею та числовою апертурою.

Так Е. Аббе довів, що немає сенсу безмежно підвищувати збільшення світлового мікроскопа. Він підкреслив особливе значення числової апертури для ефективності світлового мікроскопа і те, що розподільчу здатність можна підвищити в результаті використання випромінювання з меншою довжиною хвиль. Простий розрахунок із застосуванням формули Е. Аббе свідчить про те, що при освітленні об'єкта світлом з довжиною хвилі 550 нм, до якого найбільш чутливе око, розподільча здатність мікроскопа для сухої системи (між досліджуваним об'єктом та фронтальною лінзою знаходиться повітря, $n=1$), дорівнює:

$$d_{\text{сх}} = \lambda / (2n \sin \alpha) = 550 / 2 \cdot 1 \cdot 1 \approx 300 \text{ нм}$$

При мікроскопії за допомогою сухої системи світлові промені, проходячи через неоднакові за оптичною щільністю середовища (оптична щільність скла дорівнює 1,52; повітря – 1,0), відхиляються і на межі цих

середовищ розсіюються, не потрапляючи повністю в об'єктив. В результаті поле зору мікроскопа освітлюється недостатньо, що зменшує числову апертуру і знижує розподільчу здатності об'єктива. Її можна збільшити, використовуючи більш сильні джерела освітлення, вмістивши між конденсором та предметним столиком, а також між досліджуванним об'єктом та фронтальною лінзою об'єктива прозору речовину, що має показник заломлення світла, близький до такого для скла. З такою метою використовують оптично прозорі імерсійні рідини: кедрове масло ($n = 1,52$), гліцерин ($n = 1,4$), воду ($n = 1,3$) та ін. Якщо краплю кедрового масла нанести між конденсором і предметним склом і між об'єктом, що знаходиться на предметному склі, і об'єктивом, тоді конденсор – кедрове масло – предметне скло – кедрове масло – фронтальна лінза об'єктива будуть являти собою єдину систему, що не відхиляє світловий промінь, яка називається імерсійною. Розподільча здатність для імерсійної системи дорівнює:

$$d_{im} = \alpha / (2n \sin \alpha) = 550 / 2 \cdot 1,5 \cdot 1 \approx 200_{nm}$$

Знаючи d мікроскопа, можна розрахувати його *корисне збільшення* (K_z), тобто таке збільшення, при якому в зображенні з'являються нові деталі, що до того не проглядалися. Максимальні розміри зображення, які може сприймати око людини – 0,25 мм, а розподільча здатність технічно найбільш досконалого оптичного мікроскопа – 0,002 мм. Враховуючи те, що W_k мікроскопа – це відношення лінійних розмірів зображення до лінійних розмірів об'єкта

$$W_k = 0,25 \text{ мм} / 0,002 \text{ мм} = 1250 \text{ разів (1250X)}$$

Якщо виготовити мікроскоп з більшим збільшенням, що технічно легко реалізувати, то такий мікроскоп не розподілить більше деталей, ніж мікроскоп зі збільшенням 1250X.

Власне збільшення об'єктива знаходиться в оберненій залежності від фокусної відстані фронтальної лінзи (табл. 2.2). Сильні об'єктиви мають фокусну відстань 1,5 - 2,0, середні 5 - 12, слабкі 18 - 25 мм. Біологічні мікроскопи здебільшого оснащені трьома змішаними об'єктивами зі збільшенням 8X, 20X, 40X і 90X. Перші три називають "сухими", оскільки під час їх використання поміж об'єктом і об'єктивом знаходиться повітря, n якого дорівнює 1,0. Об'єктиви зі збільшенням 90X називаються імерсійними (лат. *immersion* – занурювати), оскільки під час роботи їх обов'язково занурюють в імерсійну рідину, яка знаходиться між об'єктивом та об'єктом [21].

Таблиця 2.4

Деякі оптичні параметри об'єктивів світлопольного мікроскопа

Власне збільшення об'єктива	Числова апертура	Фокусна відстань *, мм	Робоча відстань, мм	Діаметр поля зору
8	0,20	18,2	8,53	2,20
20	0,54	8	1,4	1,00
40	0,65	4,3	0,60	0,50
90	1,32	2	0,10	0,05

*

Відстань від передньої поверхні фронтальної лінзи до поверхні зразка.

Чіткість зображення об'єкта, що досліджується, залежить від міри усунення в об'єктивах явищ хроматичної і сферичної абераций. У сучасних мікроскопах аберації усуваються за допомогою *корекційних лінз*. За мірою усунення оптичних дефектів об'єктиви поділяють на ахромати, апохромати і планохромати. В *ахроматах* за допомогою приблизно 6 корекційних лінз частково усунена хроматична аберация. В *апохроматах*, які складаються з 10 чи 12 корекційних лінз сферична і хроматична аберації усунені майже повністю. Об'єктиви, що повністю усувають кривизну поля зору, називають *планохроматами*. Їх використовують при мікрофотографуванні. На корпусі об'єктива гравірують його основні характеристики: власне збільшення і числову апертуру. Крім цих позначок, на корпусі об'єктивів апохроматів пишеться "апохр", на імерсійних – "OI" (об'єктив імерсійний) чи "ВІ" (водна імерсія).

Окуляри мікроскопа, характеристика яких наведена в таблиці 2.5, призначені для розгляду зображення об'єкта, збільшеного за допомогою об'єктива.

Таблиця 2.5

Характеристика деяких окулярів і їх збільшення разом з об'єктивами

Назва окуляру	Збільшення	Фокусна відстань, мм	Лінійне поле зору, мм	Загальне збільшення з об'єктивами, разів		
				8X	40X	90X
Гюйгенса 7X	7	36	18	56	280	630
Гюйгенса 10X	10	25	14	80	400	900
Гюйгенса 15X	15	17	8	120	600	1350

Окуляри збільшують зображення в 5, 7, 10, 15 і 20 разів, про що свідчить цифра, яка вигравіювана на оправі окулярна. Окуляри, що складаються з двох плоско-опуклих лінз (збиральної та зорової), називають простими (окуляри Гюйгенса чи Рамсдена). Окуляри, що містять окрім

збиральної та зорової, кілька корекційних лінз, називають компенсаційними.

На оправі компенсаційних окулярів поряд з позначенням збільшення пишеться "К". Прості окуляри застосовують при роботі з об'єктивами-ахроматами, компенсаційні – з апохроматами. В окулярі може бути вмонтована спеціальна *указка*, за допомогою якої можна звернути увагу дослідника на будь-який об'єкт чи його частину, що знаходяться в полі зору. Для цього переміщують предметний столик таким чином, щоб досліджуваний об'єкт був на кінці указки.

Дзеркало закріплене таким чином, що може повертатися у двох взаємно перпендикулярних площинах. Воно призначене для вловлювання променів світла і їх спрямування на об'єкт чи в конденсор мікроскопа. Одна з відбиваючих поверхонь дзеркала плоска (інтенсивність падаючого світла дорівнює інтенсивності світла відбитого), друга – ввігнута (концентрує відбите світло). Проводячи мікроскопічні дослідження без конденсора при яскравому денному освітленні, використовують плоску, а при штучному – ввігнуту сторону дзеркала. В мікроскопах, з конденсором використовують тільки плоске дзеркало, бо конденсор сам фокусує промені на об'єкті.

Ірисова діафрагма знаходиться перед нижньою лінзою конденсора. За її допомогою регулюють величину світлового пучка, що надходить в конденсор. Конденсор є системою з двох плоско-опуклих лінз, вмонтованих у конічну металеву оправу. Він фокусує промені світла на об'єкті, розміщеному на предметному скельці, що є важливим для одержання його чіткого зображення. Конденсор знаходиться під предметним столиком і може переміщуватися вгору і вниз за допомогою кремальєри. Плоский бік верхньої лінзи конденсора може бути піднятим у верх до упору так, що між верхньою лінзою і предметним скельцем залишається щілина завширшки близько 0,1 мм. Конденсор характеризується апертурою, яка визначається кутом променів, що входять у нього, і для мікроскопа МБР-1 в сухій системі дорівнює 0,95, в імерсійній – 1,2. Числова апертура конденсора повинна відповідати числовій апертурі об'єктива. Внаслідок того, що при роботі з сухими системами числова апертура конденсора більша від числової апертури об'єктива, щоб усунути частину розсіяного світла, потрібно дещо прикрити ірисову діафрагму. При підніманні та опусканні конденсора змінюється ступінь освітлення об'єктива. Чим нижче положення конденсора, тим менша освітленість препарату і навпаки. При роботі з об'єктивом 90X конденсор встановлюють у крайньому верхньому положенні.

При зберіганні та роботі зі світлопольним мікроскопом слід дотримуватися таких правил:

- мікроскоп зберігати закритим (під чохлам чи в ящику);
- переносити мікроскоп можна тільки тримаючи його за тубусотримач. При цьому тримати його необхідно перед собою, не опускаючи вниз, бо з тубусу можуть випасти окуляри;

- перед початком роботи слід перевірити стан оптики і, в разі потреби, протерти її (тільки з зовні) пензликом чи м'якою тканиною;
- розбирати окуляри і об'єктиви категорично забороняється;
- після роботи з імерсійною системою фронтальну лінзу об'єктива ретельно очищують від масла м'якою тканиною, змоченою в бензині, після чого витирають насухо.

- не дозволяється зберігати чи працювати з мікроскопами у присутності кислот чи водяної пари;

- механічні частини, що зазнають тертя, двічі – тричі на рік протирають ксилолом чи бензином і змазують маслом;

- кожен студент має користуватися під час практики тільки одним мікроскопом.

У мікробіології, окрім світлопольної, застосовують й інші види мікроскопії: темнопольну, фазово-контрастну, люмінесцентну, електронну та електронну скануючу [21].

Мікроскопія в темному полі. Призначена для дослідження дуже малих та слабоконтрастних живих об'єктів. За цим методом використовують спеціальний *конденсор темного поля* (10 - 13), центр якого затемнений, тому центральний пучок світлових променів не потрапляє в об'єктив і поле зору мікроскопа стає темним. Об'єкт освітлюється лише променями, що потрапляють на нього під кутом. Розсіюючись на об'єкті, частина променів змінює напрям і потрапляє в об'єктив. Об'єкт стає видимим як точка, що світиться на темному фоні. Метод темного поля дозволяє одержати уявлення про зовнішню форму мікроорганізмів та їх рух.

Фазово-контрастна мікроскопія. Призначена для вивчення живих незабарвлених об'єктів. Метод фазового контрасту ґрунтується на тому, що фазова швидкість світла обернено пропорційна показнику заломлення. Фаза променя, який проходить через об'єкт з цим показником заломлення, ніж у навколишньому середовищі, буде запізнюватись порівняно з фазою того променя, який проходить тільки через середовище. Око не здатне сприймати фазові зміни світла. Тому прозорі, неконтрастні об'єкти при звичайному мікроскопічному дослідженні залишаються невидимими. У фазово-контрастному мікроскопі *спеціальний конденсор* і спеціально влаштований об'єктив регулюють зміни фази світлових хвиль і перетворюють різницю фаз у різницю інтенсивності світла, завдяки чому деталі будови об'єкта стають доступними для ока. Система кілець у конденсорі та об'єктиві відділяють ті промені, які дифрагували (відхилилися) на об'єкті від тих, які не дифрагували. Після того як промені, що дифрагували, проходять через *фазову пластинку об'єктива*, що вносить додатковий зсув за фазою, вони рекомбінуються з променями, що не дифрагували. Саме таким чином вдається різко збільшити контраст клітин чи внутрішньоклітинних структур.

Люмінесцентна (ультрафіолетова, флуоресцентна) мікроскопія. Метод ґрунтується на тому, що деякі структури клітини, опромінені

світловими променями синьо-фіолетової ділянки спектра, починають світитися, випускаючи промені з другою (звичайно більшою) довжиною хвилі. Це явище називається фотолюмінесценцією. Деякі хімічні сполуки (флуорохромати) також поглинають ультрафіолетові промені і частини поглиненої енергії випускається у вигляді світла з великою довжиною хвиль, що належать до видимої частини спектру. Якщо такими речовинами обробити клітини мікроорганізмів чи окремі їх структури, а потім опромінити їх ультрафіолетом, то вони будуть світитися на темному фоні поля зору. Це явище називається флуоресценцією, а метод, в основу якого воно покладене, – флуоресцентною мікроскопією. Особливістю конструкції мікроскопа, що працює в ультрафіолетових променях, є наявність в ньому ртутно-кварцового джерела світла, системи кварцових лінз – конденсора, об'єктива і окуляра, а також системи світлофільтрів – синьо-фіолетового та жовтого. До основних позитивних якостей люмінесцентної мікроскопії варто віднести: більшу розподільчу здатність, ніж у світлопольного, темнопольного і фазово-контрастного мікроскопів; чіткість зображення; високу специфічність; можливість застосування методу для живих та фіксованих клітин і проведення кількісних досліджень.

Електронна мікроскопія. В електронному мікроскопі замість світлових променів використовується пучок електронів, що мають хвильові властивості. Якщо довжина видимого світла, що використовується у світловому мікроскопі, дорівнює середньому 550 нм, то пучки електронів високої енергії (100 кВт) відповідає довжина хвилі, що дорівнює приблизно 0,04 нм, тобто близько 10 тис. разів менша, ніж у видимого світла. Відповідно розподільча здатність і корисне збільшення електронного мікроскопа на кілька порядків вище, ніж у світлового. Пучок електронів рухається в безповітряному просторі від джерела електронів (розжарена вольфрамова нитка) у напрямку до флуоресцентного екрану і спричиняє його рівномірне світіння. Якщо на шляху електронів помістити будь-який об'єкт, то залежно від його щільності електрони будуть більше чи менше затримуватись і відповідні місця на екрані виявляться більш чи менш затемненими. Цей простий принцип роботи сучасного електронного мікроскопа доповнює принцип відхилення електронних променів у магнітному полі подібно до того, як світлові промені відхиляються збільшувальними скляними лінзами.

Скануюча електронна мікроскопія. Скануючий електронний мікроскоп є пристроєм, що працює за зовсім іншим принципом, ніж звичайний електронний мікроскоп, в якому падаючий пучок електронів покриває та просвічує одночасно весь зразок. У скануючому електронному мікроскопі пучок електронів стискається в маленьку пляму, яка оббігає поверхню зразка, покритого товстим шаром золота чи іншого важкого металу. Скануючим пучком електронів з поверхні зразка вибиваються вторинні електрони чи розсіюються падаючі, які потім реєструються за допомогою телевізійних систем. Оскільки кутове співвідношення між

числом електронів, що опускаються, і кутом між поверхнею та падаючим пучком дуже близьке, але не ідентичне до того, яке існує для світла, що відбивається від поверхні об'єкта, то зображення, одержане при реєстрації електронів, дає картини досліджуваних поверхонь клітин. Розподільча здатність мікроскопа такого типу визначається товщиною світлового пучка (електронного зонда), який вдається сформувати діаметром до декількох ангстрем.

Методи дослідження мікроорганізмів у світлопольному мікроскопі. Мікроскопічні дослідження мікроорганізмів проводять у живому чи фіксованому забарвленому стані. Мікроскопію мікробних клітин у живому стані застосовують переважно для вивчення їх розмірів, форми, структури, рухливості, характеру розмноження, впливу на клітину і хімічних подразників. Для цього найчастіше готують препарати "*розчавлена крапля*" і "*висяча крапля*". Мікроорганізми у цих препаратах можна піддавати прижиттєвому забарвленню. Внаслідок того, що більшість барвників, які використовують в мікробіології, токсичні, для прижиттєвого забарвлення мікроорганізмів їх використовують у дуже малих концентраціях – від 0,001 до 0,0001 %. У препараті "*висяча крапля*" мікроорганізми можна спостерігати протягом тривалого часу – тиждень чи більше.

Фіксований забарвлений препарат мікроорганізмів готують у кілька етапів: приготування мазка, висушування його, фіксація та забарвлення. *Мазки* готують на чистих знежирених скельцях (предметних) із мікробних суспензій чи культур, вирощених на щільних поживних середовищах. Якщо необхідно вивчити природне розміщення мікроорганізмів в колоніях, вирощених на поверхні щільного поживного середовища, то готують препарат-відбиток. *Висушують мазки* чи препарати-відбитки при кімнатній температурі, бо висока температура порушує форму мікробних клітин. На наступному етапі *мазок фіксують*. При цьому клітини щільно прикріплюються до поверхні скла, підвищується їх близькість до барвників і, нарешті, клітини гинуть, що важливо при роботі з патогенними мікроорганізмами. Найпростіший та найпоширеніший спосіб фіксації – фіксація жаром – придатний для спостереження за морфологією мікробних клітин, але не вивчення їх будови, бо під дією високих температур структура клітин суттєво змінюється. Окрім жару, фіксацію можна проводити хімічними речовинами (рідинами та парами). Для цього використовують 96 % етиловий спирт (час фіксації 5 - 10 хв.), суміш Никифорова, що складається з абсолютного етилового спирту та ефіру у співвідношенні 1:1 (5 - 10 хв.), безводний метиловий спирт (3 - 5 хв.), ацетон (5 хв.) та ін.

Фіксований препарат *забарвлюють*. Більшість барвників, що застосовують у мікробіологічній практиці, є сполуками, найчастіше похідними бензолу і його гомологів, які одержують або шляхом хімічного синтезу, або з кам'яновугільної смоли.

Вони можуть бути основними, кислими і нейтральними. В лабораторних умовах можна швидко визначити, який характер (кислий чи основний) має водний розчин того чи іншого барвника. Для цього на фільтрувальний папір наносять краплю досліджуваного барвника. Внаслідок того, що фільтрувальний папір заряджений негативно, то при основних властивостях барвника вода розтікається у вигляді безбарвної зони навколо фіксованої плями барвника, при кислих – барвник та вода розтікаються однаково. Основні барвники з'єднуються з речовинами в клітині, що мають кислі властивості, а кислі - речовинами з основними властивостями. У практиці мікробіологічних досліджень частіше використовують основні барвники. Це пояснюється тим, що більшість бактерій несе на поверхні клітини негативний електричний заряд і в їх цитоплазмі переважають речовини з кислими властивостями. Виходячи із близькості клітинних речовин до основних, кислих чи нейтральних барвників, введені відповідно поняття базофілія, ацидофілія та нейтрофілія. Такий розподіл є відносним, бо більшість речовин є амфотерними сполуками і залежно від рН середовища можуть приймати кислі, нейтральні чи основні властивості.

У мікробіологічній практиці частіше застосовують такі барвники: *червоні* – фуксин основний і фуксин кислий, нейтральний червоний, конго червоний, еозин К, еритрозин, індулін спирторозчинний, нігрозин водорозчинний; *сині* – метиленовий блакитний, толуїдиновий блакитний; *зелені* – малахітовий зелений, діамантовий зелений, янус зелений; *фіолетові* – генціан фіолетовий, кристалічний фіолетовий, гематоксилин; *коричневі* – основний коричневий, хризоїдин; *жовті* – пікринова кислота, флуоресцеїн та ін. Використання різних барвників, їх концентрація та тривалість впливу на клітину зумовлюються особливостями структури, що досліджуються, та властивостями барвників.

2.5. Хроматографічний аналіз

Хроматографічний аналіз – метод розподілу, якісного виявлення та кількісного визначення компонентів рідких і газоподібних сумішей, що ґрунтується на різному їх розподілі між рухомою і нерухомою фазами. Важливе місце займає хроматографія і в кількісному аналізі. З цією метою використовують декілька варіантів хроматографії – рідинну, газову, газорідинну, паперову, тонкошарову, йонообмінну та деякі інші [15].

Метод все частіше використовують для аналізу стану довкілля. Саме завдяки йому вдалося швидко виявити стафілококове та мікозне ушкодження ліквідаторів аварії на ЧАЕС.

Методи хроматографічного аналізу поділяються за такими ознаками:

- за агрегатним станом системи, в якій проводиться розподіл суміші на компоненти, - *газова, рідинна і газо-рідинна* хроматографія;

- за механізмом розподілу – *адсорбційна (рідинна, газова), розподільча, йонообмінна, осадова, окисно-відновна, адсорбційно-комплексоутворююча хроматографія*;

- за формою проведення процесу – *колонкова, капілярна, площинна (на папері і тонкошарова)*.

Високоєфективна рідинна хроматографія найбільш вживаний метод аналізу складних органічних проб. В установках рідинної хроматографії (як і в газових) використовують різноманітні детектори: ультрафіолетовий, електрохімічний, детектор з діодною матрицею, флуориметричний. Застосування електрохімічного детектора дає змогу визначати сполуки при їх вмісті 10^{-12} г в 1 мл проби. Найбільшу чутливість при визначенні сполук з малими ГДК (біогенні аміни, поліароматичні вуглеводні, гормони, токсини) має флуориметричний детектор. До речі, хроматографічними методами криміналістика виявляє в організмі алкалоїди, що спричинили отруєння [15].

Газорідинна хроматографія. Має високу чутливість і точність. Набула широкого застосування в аналізі сумішей летких речовин. Основним визначальним моментом тут є робоча температура колонки, при якій проводиться процес хроматографії. Сучасні хроматографи дозволяють проводити аналіз при температурах 250–400 °С, що значно розширює можливості методу і дозволяє аналізувати речовини, що випаровуються при високій температурі.

Методом газорідинної хроматографії визначають склад стічних вод нафтопереробних та хіміко-фармацевтичних підприємств, заводів органічного синтезу.

У випадку газорідинної хроматографії використовується здатність речовин знаходитись у газоподібному стані в газовій фазі і у розчиненому стані в рідині. Нерухомою фазою служить рідина, яка нанесена на тверду фазу – носій, або стінки капілярної трубки, рухомий – газ, який проходить через шар адсорбенту або капілярні трубки. Робоча колонка в цьому методі поміщається в термостат і нагрівається до 200 - 400 °С. Проба речовини вноситься в потік газу, випаровується і разом з потоком газу рухається через колонку, де розділяється на індивідуальні речовини. При виході із колонки спеціальні детектори реєструють присутність речовини і подають сигнал на самописець (рис. 2.58). За місцем розміщення сигналу, який на хроматограмі має вигляд піка, роблять висновок про наявність у суміші тієї чи іншої речовини. Величина площі піку дозволяє зробити висновок про кількість речовини. Цей метод має високу чутливість і вибірковість і знайшов широке застосування при аналізі суміші летких органічних сполук [10].

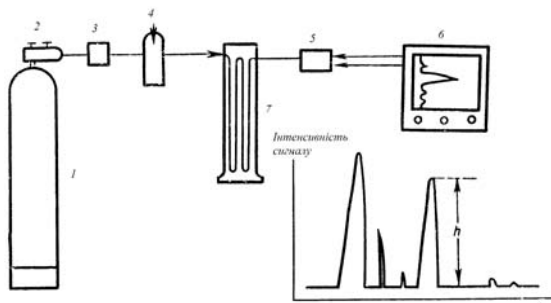


Рис. 2.58. Газорідинна хроматографія:
 1 – газ в балоні; 2 – редуктор; 3 – лічильник витрати газу;
 4 – введення проби; 5 – детектор; 6 – самописець; 7 – термостатована колонка;
 h – висота піку; t – час

Газова хроматографія характеризується високою розподільною здатністю, гнучкістю завдяки застосуванню різних детекторів. Найуживанішим є полум'яно-йонізаційний; для визначення галогеноуглеводнів застосовують детектор електронного захоплення; азото- і фосфоровмісні агрохімічні препарати виявляють за допомогою спеціального N/P-детектора.

Кількісною характеристикою газової та рідинної адсорбційної хроматографії є висота або площа хроматографічного піка, які пропорційні вмісту компонента в досліджуваній суміші.

Прикладом вище сказаного може бути *автоматична газова хроматографія*, яка останнім часом широко застосовується на практиці. За допомогою такої хроматографії проводять аналіз складних газових сумішей.

Дія хроматографів ґрунтується на сорбційній здатності розділення проби газової суміші на окремі компоненти при пропусканні її разом з потоком допоміжного газу (газу-носія) через шар речовини – поглинач (сорбенту) і почерговому вимірюванні кожного компоненту (електричним методом). Застосовують два види хроматографії: адсорбційна і розподільна. У першому випадку розділення газової суміші ґрунтується на різниці адсорбційних властивостей її компонентів і проводиться в колонці, яка заповнена твердим адсорбентом (активоване вугілля, силікагель, алюмогель). У другому випадку розділення компонентів відбувається завдяки різній розчинності окремих газів у рідині (розчиннику), рівномірно нанесеній на інертне тверде тіло (носії), що заповнює колонку. Розчинником звичайно служить дибутилфталат, а носієм – силікагель. В обох випадках газом-носієм є азот або повітря. Адсорбційна хроматографія застосовується для розділення суміші низькокиплячих речовин (H_2 ; CO ; CH_4 і ін.), а розподільна – висококиплячих, таких як етилен, етан та інші.

Принципова схема хроматографа, що ґрунтується на адсорбції, показана на рис. 2.59 [22].

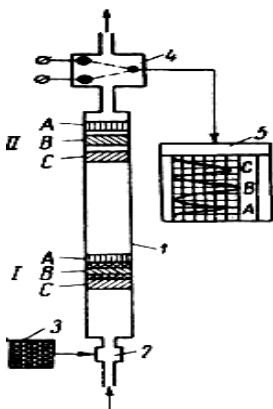


Рис. 2.59. Принципова схема хроматографа, дія якого ґрунтується на адсорбції:

- 1 – розподільна колонка; 2 – дозатор;
3 – проба суміші газів А, В, С;
4 – детектор; 5 – самопишучий прилад

кількісно склад газової суміші за допомогою електричних методів вимірювання. Самопишучий прилад 5, що сполучений з приймачем, відмічає на хроматограмі вміст газів А, В, С горизонтально розміщеними піками відповідної довжини, основи яких лежать на нульовій лінії діаграми приладу.

Площа піка пропорційна концентрації компоненту. Якщо суму площ всіх піків приймати за 100 %, то концентрація компонентів може бути визначена за величиною площ окремих піків, віднесених до всієї площі. При пропусканні газу-носія з постійною швидкістю проходить процес послідовного "змивання" окремих компонентів.

Газовий хроматограф (рис. 2.60) складається з таких основних частин [22]:

- вузла регулювання і вимірювання швидкості потоку газу-носія і системи для його очищення;

У розподільну колонку 1 із сорбентом безперервно пропускають газ-носії. В його потік дозатором 2 періодично вводиться проба досліджуваної газової суміші 3 із досліджуваними компонентами А, В, С, які мають різні сорбційні властивості. Чим більша атомна маса компоненту, тим більший потенціал і час утримування на гранях кристалу – сорбенту. На початковій ділянці колонки зони компонентів А, В, С перекриваються (стан I), але подальший рух колонкою їх розділяє чистими зонами газу-носія (стан II). Першим залишає колонку газ А, який має найменшу сорбційну здатність, а останнім – газ С, який має найбільшу сорбційну здатність. Газовий потік з колонки надходить у приймач (детектор 4), що визначає якісно і

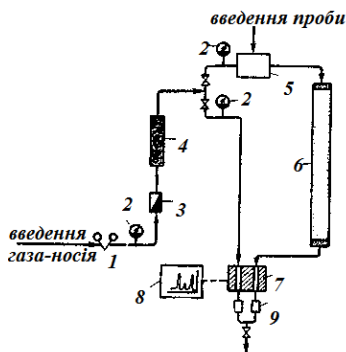


Рис. 2.60. Схема хроматографа:
1 – регулятор тиску; 2 – манометри;
3 – ротаметр; 4 – просувувальна
колонка; 5 – випарник; 6 – хрома-
тографічна колонка; 7 – детектор;
8 – самописець; 9 – конденсаційні
вловлювачі

використовують колонки довжиною до 2 м.

Капілярні колонки є спіралі із скла, поліетилену, частіше, неіржавіючої сталі. Внутрішній діаметр колонки 0,1 - 1,0 мм, довжина 10 - 50 м. Для нанесення нерухомої фази на внутрішню поверхню капіляра рідину розчиняють в леткому неполярному органічному розчиннику і продавлюють розчин через капіляр. Потім розчинник випарюють, продуваючи колонку чистим сухим інертним газом. Товщина шару нерухомої фази складає зазвичай 3 - 5 мкм.

- хроматографічної колонки з термостатом;
- дозатора (шприца), що застосовується для введення проби;
- детектора – приладу для виявлення і запису компонентів, що виходять з колонки.

Приклади газових хроматографів наведено на рис. 2.61.

Хроматографічні колонки. Хроматографічні колонки готують з металевих або скляних трубок відповідних розмірів і надають їм відповідної форми. Колонки бувають прямі, V-, W- подібні або спіральні.

Діаметр аналітичних трубок коливається в межах 3 - 8 мм. Довжина може досягати розмірів від 10 см до 20 м. Найчастіше



Рис. 2.61. Газові хроматографи:
а – двоканальний Agilent 7890, б – одноканальний Agilent 6850

Дозатори. У газо-рідинній хроматографії величина проби коливається від 0,1 до 1 мкл, а в газо-адсорбційній – від 10 до 100 мл. Температура проби повинна бути вище температури колонки і детектора на 50 - 100°C.

Дозатори можуть бути різних типів. Для введення проб газу зазвичай застосовують систему, в якій відбирається відомий об'єм газу. Потім цю систему з'єднують з колонкою, і проба швидко вимивається в колонку. Часто для введення не тільки рідини, а й газів застосовують мікробюретку і медичні шприци.

При застосуванні автоматичних хроматографів пробу рідини попередньо швидко випарюють і у вигляді газу вводять у колонку, тому перед колонкою існує випарник з попереднім підігрівом проби, в якому температура на 30 - 100°C вище температури колонки. Проби твердих речовин вводять у розплавленому стані або розчиненими в якому-небудь розчиннику.

Детектори. Наявність певних речовин в газі-носії визначається за допомогою детекторів, в основу яких покладені фізичні або хімічні методи. Детектор являється одним із важливих вузлів хроматографічної установки.

Найбільш поширеним є детектор для визначення теплопровідності (катарометр).

Реєструючи прилади. Для вимірювання і автоматичного запису сигналів детектора застосовуються чутливі реєструючи прилади. Найчастіше використовуються мілівольтметри із шкалою 0 - 5 або 0 - 10 мВ.

Для роботи зазвичай застосовують хроматограф універсальний УХ-2, УХ-1М; хроматограф лабораторний ХЛ-3, ХЛ-4, ХЛ-7, ГСТЛ-3, ЛХМ-7А (рис. 2.62); хроматограф промисловий ХТП-63, ХТ-63, ХГА-4; газовий хроматограф «Цвет» (рис. 2.63).

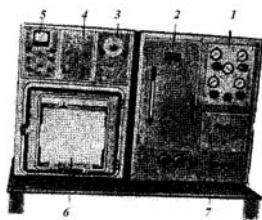


Рис. 2.62. Загальний вигляд хроматографа ЛХМ-7А:

1 – блок підготовки газів; 2 – термостат колонок; 3 – блок регулювання і програмування температури; 4 – блок управління силовими і вимірювальними ланцюгами; 5 – електросиловий блок; 6 – електронний самопишучий потенціометр; 7 – термостат детекторів



Рис. 2.63. Хроматограф «Цвет-800»

Установки для паперової хроматографії

Кількісний склад визначають за площею отриманих на хроматограмі плям, що залежить від кількості речовини за фізичними і фізико-хімічними властивостями (інтенсивність забарвлення) зони плями на хроматограмі (денситометрія); екстрагують зону плями відповідним розчинником і в елюенті визначають речовину одним із методів. Методом тонкошарової хроматографії розділяють амінокислоти і барвники рослин, визначають активність ґрунтової фауни за продукцією амінокислот.

Для паперової хроматографії застосовують спеціальне устаткування. Найпростіша установка є скляний циліндр, в якому поміщають кювету з розчинником, опустивши в неї один кінець смужки фільтрувального паперу. Найчастіше кювету, що містить розчинник, розташовують так, щоб верхній край паперової хроматограми знаходився в цій кюветі, тобто використовують низхідний потік розчинника.

У якості герметичних камер можуть бути використані також скляні акваріуми. Різні камери для отримання паперових хроматограм зображені на рис. 2.64. Камерою для отримання колових хроматограм можуть служити ексикатор або чашка Петрі [22].

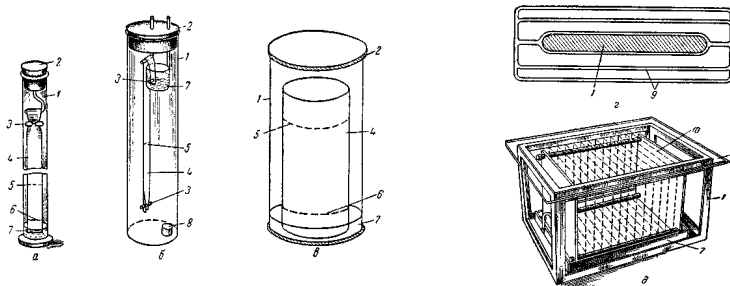


Рис.2.64. Камери для отримання хроматограм на папері:

- а – одновимірної висхідної; б – низхідної на вузькій смужі паперу;
- в – висхідної – на широкій смужі паперу; г – низхідної; д – двовимірної при одночасному аналізі серії окремих проб; 1 – скляний посуд або кювета;
- 2 – кришка; 3 – затиск для паперу; 4 – папір; 5 – фронт розчинника;
- 6 – початкова лінія; 7 – рухомий розчинник; 8 – бокс з нерухомим розчинником; 9 – скляні перекладки; 10 – рамка для листів паперу

Тонкошарова хроматографія (рис. 2.65) проводиться на скляних пластинках розміром 20х20 або 25х25 см, на які наноситься тонкий шар носія. Камерою для хроматографування на закріпленому шарі носія може бути будь-який скляний посуд з плоским дном, що підходить за розміром. Пластинку підтримують у вертикальному положенні за допомогою підставки, зробленої із

скляної палички. Зверху камеру закривають пришліфованою пробкою або склом.



Рис. 2.65. Пластика для тонкошарової хроматографії

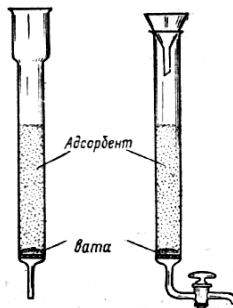


Рис. 2.66. Адсорбційна колонка

При роботі з незакріпленим шаром носія розподіл проводять у скляних кристалізаторах (діаметр 23 - 25 см, висота 6 - 7 см) закритих пришліфованою кришкою. Пластики встановлюють під кутом 15 - 20°C.

В основі кількісної **йонобмінної хроматографії** лежить реакція обміну йонами між розчином і адсорбентом [22]. Використовують йонобмінні смоли (йонобмінники) — катіоніти і аніоніти. Перед проведенням йонобмінної хроматографії йонобмінники переводять у робочу форму. Катіоніти обробляють HCl і переводять в H^+ -форму, здатну до обміну на катіони, а аніоніти обробляють NaOH , отримуючи OH^- -форму, здатну до обміну на аніони. Для цього катіоніти настоюють при помішуванні з 3 % HCl на протязі 12 годин, потім промивають водою. Аніоніти заливають на 12 годин 3 % HCl , промивають водою, обробляють 2 - 4 години 2 % розчином NaOH і знову промивають водою. Приготовленим таким способом сорбентом заповнюють колонку для хроматографії. На дно колонки поміщають ватний тампон або скляну пористу пластинку (рис. 2.67). Колонку заповнюють дистильованою водою, потім змивають з колби сорбент, слідкуючи, щоб між частинками сорбенту не залишилися бульбашки повітря. Коли шар сорбенту досягає висоти 8 - 10 см, заповнення припиняють і зверху його поміщають ватний тампон. Сорбент промивають у колонці водою до нейтральної реакції води, що витікає і починають хроматографію. Попередньо визначають обмінну ємність йонобмінної смоли, що характеризує кількість речовини, здатної до адсорбції одиницею маси (1 г) смоли. Для визначення обмінної ємності через колонку, що містить певну кількість йонобмінника, пропускають розчин будь-якої солі (NaCl , CaCl_2 тощо), відтитровують виділені кислоти або луг і за кількістю розраховують обмінну ємність.

Хроматографування проводять на колонці, пропускаючи через колонку 5 - 10 см³ (точно) аналізованого розчину, зі швидкістю витікання рідини 20 - 25 капель за хвилину. Рідину, що витікає, збирають у колбу. Колонку промивають водою до нейтральної реакції, збираючи промивні води в ту саму колбу. Отриманий розчин піддають титруванню кислотою чи лугом. Кількість титранту, витраченого на титрування, еквівалентна кількості речовини. Наприклад, при аналізі NaCl способом йонообмінної хроматографії в колонку між катіоном і NaCl протікає реакція:



При реакції кількісно виділяється HCl, яку можна визначати титруванням NaOH. Після проведення аналізу йонообмінник регенерують, пропускаючи через катіоніт 3 % HCl, через аніоніт – 2 % NaOH. При цьому відбувається відновлення H⁺ і OH⁻ форм йонообмінників. Сорбенти промивають водою і повторно використовують для аналізу.

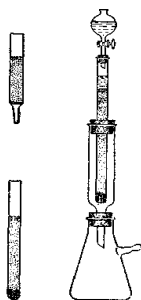


Рис. 2.67. Хроматографічні колонки, які застосовуються в адсорбційно-рідинній хроматографії

Йонообмінну хроматографію використовують для розділення елементів з подібними хімічними властивостями. Так, елюванням розчином HCl з концентрацією 1 моль/л можна розділити катіони натрію і калію. Йонообмінна хроматографія дає змогу після попереднього розділення і послідовного вилучення компонентів суміші з колонки визначити їх вміст фотометричним, титриметричним чи іншим способом.

Цим методом визначають загальну твердість води, вміст катіонів важких металів у воді, ґрунті, донних мулах.

Хроматографічні колонки, які застосовуються в адсорбційно-рідинній хроматографії

Розподіл речовин методом адсорбційно-рідинної хроматографії проводять на хроматографічній колонці, яка є скляна трубка діаметром 5 - 20 мм і висотою 10 - 100 см. На рис. 2.67 показані хроматографічні адсорбційні колонки. Колонку заповнюють адсорбентом, який може бути у вигляді порошку або суспензії порошку в будь-якій рідині [22].

Для прискорення фільтрації при проведенні хроматографічного розподілу застосовують надлишковий тиск.

Методом йонної хроматографії визначають понад 70 аніонів неорганічних і органічних кислот, катіони лужних і лужноземельних металів у воді, продуктах, лікарських препаратах тощо.



Рис. 2.68. Рідинні хроматографи:
а – Agilent 1200, б – Agilent 1290 Infinity

Молекулярно-ситова хроматографія дає змогу розділяти речовини на основі різних розмірів їх молекул. Так можна розділити, наприклад, мономерні й полімерні гідросококомплекси алюмінію, які мають різну токсичність і механізм дії на гідробіонтів у разі їх надлишкової кількості в природних водах.

Питання для самоконтролю

1. Які візуальні ефекти якісного аналізу?
2. Які особливості газовидільних реакцій?
3. Які особливості сплавляння, спалювання та розтирання речовин?
4. Якими методами проводять маскування речовин, що заважають?
5. Як можна видалити з розчини йони, що заважають?
6. Які види адсорбції існують?
7. Які види адсорбентів використовують в аналізі?
8. Як проводять екстракцію з твердих тіл?
9. Які види хроматографії існують? Надайте характеристику схемі мікроскопа МБР-1.
10. Які існують види мікроскопії?
11. Як за допомогою мікроскопа досліджують мікроорганізми?
12. Наведіть вимоги до методів і засобів екоаналітичного контролю.
13. Поясніть різницю між якісними і кількісними методами аналізу.
14. Які є методи кількісного аналізу ?
15. В чому полягає суть титриметричного методу аналізу?
16. В чому полягає суть гравіметричного методу аналізу?
17. В чому полягає суть фотометричних методів аналізу?

18. В чому полягає суть візуальної колориметрії.
19. Поясніть будову і принцип роботи колориметра-нефелометра Дюбоска.
20. В чому полягає суть фотоелектроколориметричного методу аналізу?
21. В чому полягає суть спектрофотометрії?
22. В чому полягає суть рефрактометричного методу аналізу?
23. Поясніть будову і принцип роботи фотоколориметра КФК-2.
24. В чому полягає суть електрохімічних методів аналізу?
25. Поясніть будову і принцип роботи потенціометра.
26. Поясніть будову і принцип роботи полярографічної установки.
27. В чому полягає суть хроматографічних методів аналізу?
28. Поясніть будову і принцип роботи газового і рідинного хроматографа.
29. Поясніть будову особливості емісійного спектрального аналізу.
30. Від чого залежить інтенсивність спектральних ліній?
31. Що відбувається при дії світла на фотопластинку?
32. Дайте загальну характеристику фотоелектричних методів емісійного спектрального аналізу.
33. Дайте характеристику методу полум'яної фотометрії.
34. Які переваги і недоліки полум'яної фотометрії?
35. Поясніть методику полум'яної фотометрії.
36. Яку похибку має даний метод?
37. На якому явищі ґрунтується метод полум'яної фотометрії?
38. Поясніть принцип роботи полум'яного фотометра ПАЖ.
39. Вкажіть джерела збудження в полум'яній фотометрії.
40. На якому явищі ґрунтується метод атомно-абсорбційної спектроскопії?
41. Перечисліть етапи спрощеної схеми атомно-абсорбційного аналізу.
42. Вкажіть переваги і недоліки приладів.
43. Які елементи можна визначати даними приладами?
44. Назвіть основний закон світлопоглинання.
45. Чим характеризується інтенсивність поглинання?
46. Що є основними джерелами світла в абсорбційній спектроскопії?
47. Що виступає в якості приймачів (рецепторів) світла?
48. Які оптимальні умови для фотометричного визначення?
49. Надайте характеристику основним прийомам фотометричних визначень.
50. Де використовуються молекулярно-абсорбційні методи аналізу?
51. Надайте характеристику радіометричним методам аналізу.
52. Які галузі використання радіометричних методів?
53. Надайте характеристику активаційним методам аналізу.
54. У чому полягає суть методу ізотопного розбавлення?
55. Надайте характеристику рентгеноспектральним методам аналізу.
56. Які галузі застосування методу?
57. Вкажіть чутливість методу.
58. Яка похибка методу?
59. Надайте характеристику рентгеноспектральним методам аналізу.
60. Які галузі застосування методу?

Література до розділу 2

1. Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навч. посібник / Масікевич Ю.Г., Гринь С.О., Герецун Г.М. та ін. За ред. проф. Ю.Г. Масікевича. – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – 344 с.
2. Сегеда А. С. Аналітична хімія. Якісний аналіз / А. С. Сегеда. – К.: ЦУЛ, 2002. – 524 с.
3. Основы аналитической химии. В 2 кн. Под ред. Ю.А. Золотова. – М.: Высш. шк., 2004.–Т. 1. – 361 с., Т. 2. – 503 с.
4. Кельнер Р., Мерме Ж., Отто М., Видмер Г.М. Аналитическая химия. Проблемы и подходы. Том 1, 2. Под. ред. Ю.А. Золотова. – Москва: Мир, АСТ, 2004.- Т. 1. – 608 с., Т. 2. – 728 с.
5. Болотов В. В. Аналітична хімія: навч. посіб / В. В. Болотов, О. М. Свечнікова, С. В. Колісник та ін. Під заг. ред. В. В. Болотова. - Х.: Оригінал, 2004. – 479 с.
6. Сегеда А. С. Аналітична хімія. Кількісний аналіз / А. С. Сегеда. – Київ: Фітосоціоцентр, 2006. – 544 с.
7. Більченко М.М. Лабораторний практикум з аналітичної хімії. Кількісний аналіз: навч. посібник. – Суми: Університетська книга, 2013. – 142 с.
8. Васильев В. П. Аналитическая химия : Учеб. для хим.-технол. спец. вузов. В 2 ч. Ч. 1 : Гравиметрический и титриметрический методы анализа. - М. : Дрофа, 2002. – 320 с.
9. Васильев В. П. Аналитическая химия : Учеб. для хим.-технол. спец. вузов: В 2 ч. Ч. 2 : Физико-химические методы анализа. - М. : Дрофа, 2002. – 384 с.
10. Булатов М.И. Практическое руководство по фотометрическим методам анали за / М.И. Булатов. – Л.: Химия, 1986 – 432 с.
11. Отто М. Современные методы аналитической химии. В 2 т.: Т. 1. - М.: Техносфера, 2003. - 416 с.
12. Отто М. Современные методы аналитической химии. В 2 т.: Т. 2. - М.: Техносфера, 2004. - 288 с.
13. Луцевич Д.Д. Аналітична хімія: підручник / Д. Д. Луцевич, А. С. Мороз, О. В. Грибальська. – 2-вид., перероб. і доп. – Київ: Медицина, 2009. – 416 с.
14. Харитонов Ю.Я. Аналитическая химия. Кн. 2. Количественный анализ. Физико-химические (инструментальные методы анализа) / Ю.Я. Харитонов. – М.: Высш. шк., 2001. – 559 с.
15. Пилипенко А.Т. Аналитическая химия: В двух книгах: кн. 1 / А. Т. Пилипенко, И. В. Пятницкий. - М.: Химия, 1990. – 480 с.
16. Пилипенко А.Т. Аналитическая химия: В двух книгах: кн. 1 / А. Т. Пилипенко, И. В. Пятницкий. - М.: Химия, 1990. – 365 с.
17. Шляніна А. В. Практикум з аналітичної хімії: навч. посібник / А. В. Шляніна. – К.: ВСВ «Медицина», 2010. – 144 с.
18. Грабовський В.А. Методи та засоби оцінки стану довкілля: навч. посібник / В.А. Грабовський, Ю.В. Караван, В. Б. Козловський – Львів: Вид. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2005. – 324 с.
19. Скоробагатий Я.П. Фізико-хімічні методи аналізу / Я.П. Скоробагатий. – Львів: Каменяр, 1993. – 164 с.

20. Біофізика. Фізичні методи аналізу та метрологія.: Підручник / За ред. Е.І. Личковського, В.О. Тиманюка. – Вінниця: Нова Книга, 2014. – 464 с.
21. Архіпова Т.Ф. Прикладне матеріалознавство: навчальний посібник. / Т.Ф. Архіпова, А. Ю. Осадчук. –Вінниця : ВНТУ, 2013. – 60 с.
22. Мінаєва В. О. Хроматографічний аналіз: Підручник / В. О. Мінаєва. – Черкаси: Вид. від. ЧНУ ім. Б. Хмельницького, 2013. – 284 с.

Розділ 3. ДОСЛІДЖЕННЯ АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ

3.1. Показники складу та властивостей атмосфери і особливості її забруднення

3.1.1. Будова і склад атмосфери

Атмосфера – зовнішня, газоподібна оболонка планети, яка безпосередньо прилягає до космічного вакууму і як чохол захищає все живе на Землі від згубного впливу космічного випромінювання. Маса атмосфери – одна мільйонна частина від маси Землі. Вона є складовою сферою географічної оболонки Землі.

У вертикальному напрямку атмосфера не однорідна. температура змінюється у 500 разів швидше, ніж у горизонтальному. Тому Всесвітня метеорологічна організація в 1962 р. виділила п'ять основних сфер і чотири проміжні, які названо «паузами», на основні зміни температури [1].

1. *Тропосфера* – приповерхневий шар атмосфери товщиною в середньому 11 км (над полюсами 8–10 км, над екватором – 16–18 км). На неї припадає 3/4 маси всієї атмосфери. Повітря тут перебуває в молекулярному стані. Склад атмосфери (тропосфери): Нітрогену – 78,1 %, Оксигену – 20,9 %, Аргону – 0,95 %, вуглекислого газу – 0,029 %. Решта – водяна пара, пил, дим, сажа та інші домішки. Це азотно-киснева окиснювальна атмосфера. Тропосфера нагрівається від Землі. Найвища температура біля поверхні Землі становить +14,8 °С. З висотою температура повітря знижується в середньому на 0,6 °С на кожні 100 м. У тропосфері дуже інтенсивний вертикальний і горизонтальний рух повітря. Тут сконцентрована основна маса атмосферної води (у вигляді пари, хмар, мряки, туману, кристалів снігу, льоду). Тропосфера – частина життєвого простору для живих організмів, частина біосфери.

Вище розташована *тропопауза* (товщиною в І км) – перехідний шар, в якому немає вертикальних рухів повітря, тут постійна температура – 60-70 °С. Це екран, який захищає біосферу від надмірних витрат тепла в космічний простір.

2. *Стратосфера* – до висоти 50-55 км. У цьому шарі температура повітря з висотою в середньому спочатку не змінюється. Але починаючи з висоти 25 км температура повітря підвищується близько 2,8 °С на кожен кілометр висоти. Тому на верхній межі стратосфери середня річна температура повітря близько 0 °С із можливими відхиленнями в обидва

боки на кілька градусів. В стратосфері спостерігається підвищення вмісту озону і тому її ще називають озоносферою, яка є екраном, що захищає біосферу від довгохвильового (м'якого) ультрафіолетового випромінювання. Максимум озону сконцентровано на висоті 23-25 км. В стратопauзі (на висоті приблизно 50 км) розташований ще один озоновий екран, який захищає біосферу від іонізаційного випромінювання. Водяної пари в стратосфері дуже мало. Але на висоті 23-28 км у високих широтах інколи спостерігаються так звані перламутрові хмари, які складаються з переохолоджених крапель води. Перехідний шар між стратосферою і мезосферою називається *стратопauзою*, який ще вивчений недостатньо.

3. *Мезосфера* – шар атмосфери, що розташований над стратосферою до висоти 85-95 км. Тут температура повітря з висотою знову знижується на 3,5 °C на кожен кілометр висоти. Поблизу верхньої межі мезосфери температура змінюється від -85 до -90 °C. На висоті 82-85 км інколи спостерігаються сріблясті хмари, які складаються з дуже дрібних кристаликів льоду. На висоті 95-100 км у межах мезопauзи розташований шар динамічного стиснення космічного пилу та випаровування метеоритів з виділенням води.

4. *Термосфера* – це шар атмосфери, який розташований над мезопauзою, який простягається до висоти близько 800 км. Температура повітря тут підвищується: на висоті 150 км вона досягає 220-240 К, на висоті 200 км – 500 К, а на верхній межі термосфери – близько 1000 К. Температура підвищується головним чином в результаті засвоєння сонячної радіації киснем, який в результаті цього розкладається на атоми, і характеризує лише кінетичну енергію руху молекул, які рухаються тут з дуже великими швидкостями.

5. *Екзосфера* – це зовнішня частина атмосфери, шар розсіювання, що переходить у так звану земну корону. Швидкість руху частинок газів тут дуже велика, а густина повітря зовсім мала. Частинки газів можуть облітати Землю за еліптичними орбітами і не зустрічатись між собою. У кожному кубічному сантиметрі повітря земної корони є близько тисячі частинок, а в міжпланетному просторі в десять разів менше. Температура повітря в цьому шарі підвищується до 2000 К.

Атмосфера також не однорідна за ступенем концентрації іонів. Шар, розташований на висоті від 100 до 1000-1200 км називають *іоносферою*. Тут спостерігається висока концентрація електронів і позитивних йонів. Це є екран, який взаємодіє з твердим ультрафіолетовим випромінюванням (атоми Оксигену і Нітрогену), захищає від нього і рентгенівського випромінювання біосферу.

Екзосферу з земною короною іноді називають *протоносферою*.

Атмосферне повітря є середовищем безпосереднього існування людей, а атмосферний кисень – умовою їх життя. Без їжі людина може прожити до 2 місяців, без води – тиждень, а без повітря кілька хвилин. Людина за добу споживає 500 л кисню, пропускаючи через легені 10 тис. л (12 кг) повітря, а

їжі і води – лише 1,5-2 кг. Тому не важко уявити значення чистого повітря для нормального життя людини і підтримання її здоров'я.

3.1.2. Джерела та види забруднення атмосфери

Атмосфера завжди містить певну кількість домішок, котрі зумовлюються природними та антропогенними джерелами. До числа домішок, котрі виділяються природними джерелами, відносяться: пил (рослинного, вулканічного, космічного походження, внаслідок ерозії ґрунту, частинки морської солі тощо): туман, дим, гази від лісових та степових пожеж: гази вулканічного походження: різноманітні продукти рослинного, тваринного та мікробіологічного походження. Природні забруднювачі бувають *розподіленими*, наприклад, випадання космічного пилу, або *короткочасними стихійними*, наприклад, лісові та степові пожежі, виверження вулканів тощо. Рівень забруднення атмосфери природними джерелами є фоновим і несуттєво змінюється з плином часу.

Ще п'ятдесят років тому природа досить успішно ліквідовувала різноманітні забруднення, оскільки атмосфера має могутні властивості самоочищення, але нині вона з цим завданням вже не справляється.

Основними джерелами забруднення атмосфери є *природні, промислові і побутові процеси*, їх об'єднують у такі групи [2]:

- забруднювачі природного походження (мінеральні, рослинні, тваринні, мікробіологічні).
- забруднювачі, які утворюються при згорянні палива для потреб промисловості, опалення житлових будинків, при роботі всіх видів транспорту.
- забруднювачі, які утворюються в результаті промислових викидів.
- забруднювачі, зумовлені згорянням і переробкою побутових і промислових відходів.

За останні кілька років в світі спалюється в середньому по 10 млрд. тонн палива на рік. При цьому викидається 22 млрд. тонн вуглекислого газу, 150 млн. тонн діоксиду сульфуру, близько 300 млн. тонн оксиду карбону, 50 млн. тонн оксиду нітрогену, 200-700 млн. тонн пилу і диму та багато інших речовин, з якими надходять в атмосферу шкідливі, хвороботворні, в тому числі канцерогенні та мутагенні речовини.

Найбільш поширеними токсичними речовинами, які забруднюють атмосферу, є: оксид карбону CO, діоксид сульфуру SO₂, оксиди нітрогену NO_x, вуглеводні C_nH_m та пил. Високі концентрації домішок та їх міграція в атмосферному повітрі призводять до утворення більш токсичних речовин (смог, кислоти), або до таких явищ, як парниковий ефект та руйнування озонового шару.

3.1.3. Види та характеристика викидів в атмосферу.

Параметри викидів

Викиди в атмосферу класифікуються:

1) за *агрегатним станом* шкідливих речовин у викидах на *газоподібні і пароподібні* (SO_2 , CO, NO_x , вуглеводні й ін.); *рідкі* (кислоти, луги, розчини солей, розчини рідких металів і солей, органічні сполуки); *тверді* (канцерогенні речовини, Плюмбум і його сполуки, органічний і неорганічний пил, сажа, смолисті речовини та інші);

2) за *масовим викидом* (т/добу) на шість груп: 1 – менше 0,01 вкл.; 2 – 0,01 до 0,1 вкл.; 3-0,1 до 1,0 вкл.; 4-1,0 до 10 вкл.; 5-10 до 100 вкл.; 6 – більше 100.

У залежності від розміру часток (мкм) рідкі викиди поділяються на підгрупи: *супертонкий туман* – до 0,5 вкл.; *тонкодисперсний туман* – 0,5-3; *грубодисперсний туман* – 3-10; *бризки* – більше 10. Тверді викиди поділяються на 4 підгрупи (1 – до 1 вкл.; 2-1 до 10 вкл.; 3-10 до 50 вкл.; 4 – більше 50),

Джерела викидів в атмосферу поділяються на природні і антропогенні [3].

Природні джерела бувають майданними (розподіленими) і діють порівняно короткочасно. Рівень забруднення атмосфери природними джерелами є фоновим і мало змінюється з часом.

Антропогенні (техногенні) джерела забруднення атмосферного повітря представлені, головним чином, викидами промислових підприємств і автотранспорту, відрізняються численністю і різноманіттям видів (рис. 3.1).

Джерела викидів промислових підприємств бувають *стаціонарними* (рис. 3.1, джерела 1-6), коли координата джерела викиду не змінюється в часі, і *пересувними* (нестаціонарними) (рис. 3.1, джерело 7 – автотранспорт).

Джерела викидів в атмосферу підрозділяють на точкові, лінійні і майданні.

Точкові джерела (рис 3.1, джерела 1, 2, 5, 7) – це джерела забруднення, зосереджені в одному місці. До них відносяться димарі, вентиляційні шахти, дахові вентилятори.

Лінійні джерела (рис. 3.1, джерело 3) мають значну довжину. Це аераційні ліхтарі, ряди відкритих вікон, близько розташовані дахові вентилятори. До них можуть бути також віднесені автотраси.

Майданні джерела (рис. 3.1, джерела 4-6) розосереджені по площині промислової площадки підприємства. До майданних джерел відносяться місця складування виробничих і побутових відходів, автостоянки, склади пально-мастильних матеріалів.

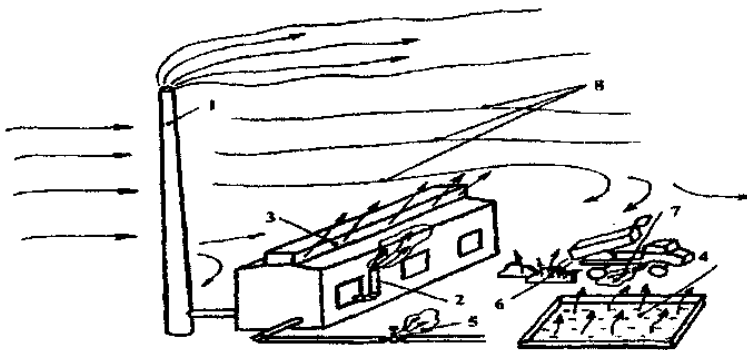


Рис. 3.1. Джерела забруднення атмосфери:

- 1 – високий димар; 2 – низький димар; 3 – аераційний ліхтар цеху;
 4 – випаровування з поверхні басейну; 5 – втрати через нещільності устаткування; 6 – пиління при розвантаженні сипучих матеріалів;
 7 – вихлопна труба автомобіля; 8 – напрямок руху потоків повітря

Кожне з джерел може бути затіненим і незатіненим.

Незатінені (рис. 3.1, джерело 1), чи високі, джерела розташовані в недеформованому потоці вітру. Це димарі й інші джерела, що викидають забруднення на висоту, що перевищує 2,5 висоти розташованих поблизу будинків і інших перешкод.

Затінені джерела (рис. 3.1, джерела 2-7) розташовані в зоні підпору або аеродинамічної тіні чи будинку іншої перешкоди.

Джерела викидів забруднюючих речовин в атмосферу підрозділяють на організовані і неорганізовані.

З *організованого* джерела (рис. 3.1, джерела 1, 2, 7) забруднюючі речовини надходять в атмосферу через спеціально споруджені газоходи, повітроходи і труби.

Неорганізоване джерело виділення забруднюючих речовин (рис. 3.1, джерела 5, 6) утворюється в результаті порушення герметичності устаткування, відсутності або незадовільної роботи устаткування по видаленні пилу і газів, у місцях завантаження, вивантаження чи збереження продукту. До неорганізованих джерел відносять автостоянки, склади паливно-мастильних чи сипучих матеріалів і інші майданні джерела.

За потужністю джерела класифікуються на *потужні* (металургійні, хімічного виробництва, теплоелектростанції), *великі* (котельні, підприємств харчової промисловості, труби пічного опалення), *дрібні*, велика кількість яких може привести до значного забруднення атмосферного повітря.

За температурою вихідних газів: *нагріті* (температура газоповітряної суміші вище 50 °C), *холодні* (нижче 50 °C). За висотою: *низькі* (менше 50 м), *високі* (вище 50 м), *середні* (20-50 м).

Параметри джерел викидів:

1. Вид виробництва.
2. Джерело виділення забруднюючих речовин.
3. Число джерел викидів.
4. Координати розташування джерела.
5. Висота джерела викиду.
6. Діаметр устя труби.
7. Параметри газоповітряної суміші (швидкість, об'єм, температура на виході з джерела).
8. Характеристика газоочисних споруд.

3.1.4. Джерела утворення викидів в атмосферу забруднюючих речовин за галузями промисловості

Теплові електростанції. Очікуване в найближчі десятиліття виснаження запасів нафти і газу ставить перед енергетиками задачу розширення частки використання твердого палива, особливо вугілля і сланців низької якості, запасів яких вистачить на тривалий час.

Ці види палива мають знижену теплотворну здатність, підвищені зольність і вміст Сульфуру.

Звідси випливає, що в енергетиці намічається тенденція збільшення питомих викидів забруднюючих речовин в атмосферу.

При спалюванні вугілля середня запиленість димових газів складає 10-50 г/м³ [4].

Хімічний склад пилу (золи) залежить від родовища вугілля, товщини пласту, вмісту у вугіллі порожньої породи. Пил складається, як правило, з SiO₂, Al₂O₃, Fe₂O₃, CaO, MgO, K₂O, Na₂O і містить мікродомішки сполук Ванадію, Меркурію, Плюмбуму, Арсену, радіоактивні і канцерогенні речовини. Дисперсний склад пилу залежить від способу помелу і марки вугілля. Розмір часток коливається від 5 до 60 мкм.

До складу димових газів входить SO₂, який утворюється в результаті окиснення сірки, що міститься у вугіллі в межах від 0,3 до 8 %. Концентрація SO₂ у димових газах залежить від вмісту Сульфуру у вугіллі, коефіцієнта надлишку повітря в топці котла, технології спалювання і визначається по матеріальному балансу.

Оксиди нітрогену NO_x утворюються при високих температурах у топці котла в результаті взаємодії Нітрогену і Оксигену, що містяться у повітрі. Концентрація NO_x в димових газах залежить від максимальної температури в топці.

Димові гази містять CO, який утворюється в результаті неповного згоряння палива.

При спалюванні *мазуту* запиленість димових газів складає 20-50 мг/м³.

Димові гази містять 80 г, концентрація якого залежить від вмісту Сульфуру в мазуті, що коливається в межах від 0,3 до 2,8 %. Так само, як і при спалюванні вугілля, відбувається утворення і викиди NO_x і CO [4].

При спалюванні *природного газу* викидів золи не відбувається, викиди сполук Сульфуру незначні. Мають місце утворення і викиди CO і NO_x.

Шкідливі домішки продуктів згоряння за походженням класифікують на 3 групи:

- домішки, утворення яких залежить від складу палива: SO₂, зола, V₂O₅;

- домішки, утворення яких залежить від технології спалювання: NO_x, CO, бенз(а)пірен;

- інші джерела, не пов'язані зі спалюванням: пиління золівідвалів, випаровування вуглеводнів при зберіганні і перевезенні рідкого палива.

Видобуток мінеральної сировини. Здійснюється в шахтах або відкритих розробках. Джерелами забруднення атмосфери є терикони, відвали, відкриті розрізи, ділянки навантаження, розвантаження і транспортування сипучих матеріалів. Викиди в атмосферу відбуваються в результаті поверхневого пиління. Тліючі вугільні відвали і терикони виділяють в атмосферу гази, що містять CO, CO₂, SO₂, H₂S, NO_x. При проведенні підризних робіт утворюються пилогазові хмари, які містять пил подрібненої породи, CO, NO_x.

Чорна металургія. Підприємства чорної металургії чинять вкрай негативний вплив на стан атмосферного повітря таких великих міст і промислових центрів України, як Алчевськ, Дніпропетровськ, Донецьк, Запоріжжя, Кривий Ріг, Маріуполь та інші.

Основними джерелами утворення і викидів в атмосферу забруднюючих речовин є такі технологічні процеси: *підготовка сировини (збагачення, агломерація), виробництво коксу, доменне виробництво, виробництво сталі, виробництво прокату* [4].

Частка неорганізованих викидів у загальному обсязі викидів підприємства досягає 10-26%.

Для аглофабрики продуктивністю (10-11)·10³ т/добу кількість агломераційних газів, що викидаються в атмосферу, складає 1,83·10⁶ м³/год., їх запиленість 8-10 г/м³, вміст CO₂ – 4,2%, CO – 0,6-0,9 %, SO₂ – 0,05 %.

У процесі виробництва коксу мають місце викиди в атмосферу коксового газу. Приблизний склад коксового газу (% об.): CO₂ – 1,6-3; O₂ – 0,4-0,8; C_nH_m – 2-2,5; CO – 5-6,5; CH₄ – 24,5-26,5; H₂ – 58-62; N₂ – 2-3,5.

У доменному виробництві мають місце викиди в атмосферу продуктів згоряння з доменної печі (колошникових газів) у процесах завантаження шихти, виплавлення чавуну, охолодження шлаку.

Колосниковий газ містить: пилу до 30 г/м³; CO – 23-40 %; CO₂ – 15-22 %; H₂ – 1,5-6 %; сліди SO₂, H₂S.

У загальному балансі пилогазових викидів сталеплавильних агрегатів на частку мартенівського виробництва сталі приходить 75 % пилу, 85 %

оксидів нітрогену, 90 % Сульфур(IV) оксиду. Запиленість димових газів складає 0,5-2 г/м³.

Застосування кисню для інтенсифікації процесу в печі підвищує запиленість газів, що відходять, до 10-15 г/м³. Пил на 85-88 % складається з оксидів феруму, які є частково продуктами сублімації металу в реакційній зоні ванни, а частково – продуктами механічного віднесення димовими газами крапель розплаву.

Кількість часток < 1 мкм досягає 70-85 %. Зі шкідливих домішок газу містять: CO до 1%, який утворюється в результаті неповного окиснення карбону, що міститься в чавуні; SO₂ – окиснення Сульфуру, що міститься в чавуні; NO_x – окиснення при високих температурах N₂, що міститься в повітрі.

У прокатному виробництві виділення забруднюючих речовин в атмосферу, у порівнянні з іншими цехами заводів чорної металургії, значно менше. Основними джерелами утворення викидів є прокатні стани, машини вогневого зачищення, травильні відділення.

Кольорова металургія. Істотний внесок у забруднення повітряного басейну підприємствами кольорової металургії вносять заводи з виробництва алюмінію. Алюміній виробляють у 2 стадії: *рафінування бокситів* (гірська порода, що складається в основному з гідратів глинозему) *до оксиду Алюмінію* Al₂O₃ (глиноземи); *відновлення оксиду Алюмінію в електролізерах*.

Виробництво глинозему супроводжується виділенням великої кількості запилених газів. Вміст пилу в газах може досягати: у дробарках, млинах – 5-20 г/м³; у сушарках – до 80 г/м³; у випалювальних печах – 20-30 г/м³. Крім пилу, відхідні гази містять: HCl, HF, CO, SO₂.

Електроліз здійснюється в розплаві оксиду алюмінію (при температурі > 658 °C і кріоліту. Необхідний склад електроліту підтримується за рахунок добавок солей Флуору. У ході електролізу мають втрати через термодисоціації кріоліту на його складові: флуориди Na і Al, що частково випаровуються.

Питомий обсяг газів, що відходять, з електролізера може досягати 4-6> 10⁵ м³/т алюмінію.

Питомий викид забруднюючих атмосферу речовин: сполуки Флуору – до 20 кг/т; сполуки Сульфуру – до 10-12 кг/т, смолисті речовини до 11 кг/т; пил – 30-85 кг/т.

Приблизна концентрація шкідливих речовин у газах: HF – 65 мг/м³; сполуки Сульфуру – 40 мг/м³; смола – 55 мг/м³; пил – 100 мг/м³.

Машинобудування. На машинобудівних підприємствах основними джерелами забруднення атмосфери є наступні види виробництва [4]:

- зварювання і теплове різання металу;
- ливарне виробництво;
- механічна обробка металів;
- нанесення лакофарбових покриттів.

При виконанні зварювальних робіт і тепловому різанню металу в повітря виділяється зварювальний аерозоль, у складі якого в залежності від виду зварювання, марок електродів і флюсу містяться оксиди металів

(феруму, мангану, хрому, ванадію, алюмінію, цинку, купруму та ін.) у вигляді твердих часток і газоподібні сполуки (флуористий водень, оксид вуглецю (II), оксиди азоту, озон). Аерозоль, який утворюється, характеризується дрібною дисперсністю. Швидкість розсіювання часток не перевищує 0,1 м/с.

Кількість газів і пилу, що утворюється при зварюванні, характеризується валовими виділеннями в повітря речовин, віднесеними до кг витрачених електродів, а при різанні – до 1 м довжини розрізу відповідно до товщини матеріалу. Питоме виділення в повітря забруднюючих речовин при:

- ручному дуговому зварюванні електродом з покриттям газозахищеного типу (ОМА-2 чи ВСЦ-4а): пилу – 9,2-24 г/кг;
- напівавтоматичному зварюванню сталі: пилу – 7-15 г/кг; HF – 0,53 г/кг;
- газовому різанні листа сталі товщиною 10 мм: пилу – 4,5 г/кг, CO – 2,2 г/кг, NO_x ~ 2,2 г/кг,
- плазменному різанню листа сталі товщиною 10 мм: пилу – 4,1 г/кг; CO – 1,4 г/кг; NO_x ~ 6,8 г/кг.

Основними джерелами забруднення атмосфери в ливарному виробництві є плавильні агрегати, шихтовий двір, ділянки підготовки формувальних і стрижневих сумішей, розливу металу й очищення лиття.

Закриті чавуноливарні вагранки продуктивністю 5-10 т/год. при плавлі чавуну виділяють у середньому на тонну виплавленого металу: пилу 11,5 кг/т; CO – 193 кг/т, SO₂ – 0,4 кг/т, C_mH_n – 0,7 кг/т.

Відкриті чавуноливарні вагранки продуктивністю 2-25 т/год. у середньому виділяють на тонну виплавленого металу: пилу 17-20 кг/т; CO – 185-200 кг/т, SO₂ – 1,3-1,5 кг/т; C_nH_m – 2,1-2,6 кг/т, NO_x – 0,012-0,014 кг/т. Хімічний склад пилу вагранки (%): SiO₂ – 20-50; CaO – 2-12; Al₂O₃ – 0,5-6; MgO – 0,5-4; Fe₂O₃+FeO – 10-36; C – 30-45. Розмір часток пилу знаходиться в межах 5-150 мкм.

При розливі з вагранок у ковші 1 т чавуну в атмосферу виділяється близько 125-130 г CO і 18-22 г графітового пилу.

При розливі чавуну в форми в атмосферу виділяється в середньому 0,7-1,2 кг CO на 1 т виливки.

Питомі виділення на 1 т готової продукції забруднюючих речовин в електродугових печах при виплавці сталі або чавуну складають: пил 7,6-9,9 кг/т; CO – 1,2-1,5 кг/т; NO_x ~ 0,26-0,29 кг/т; Сульфур(IV) оксиду 1,6 г/т, ціаніди – 28,4 г/т, флуориди – 0,56 г/т.

При плавлі нержавіючих, жароміцних і кислототривких сталей питоме виділення пилу в відхідних газах варто збільшити в 1,4-1,5 рази.

При продувці киснем виділення пилу приймається 0,5 кг на 1 м³ кисню.

У процесі готування формувальних сумішей у процесах сушіння, дроблення, помелу і змішування їхніх компонентів виділяється пил до 0,15 кг/т. Додаткове виділення забруднюючих речовин має місце у випадку застосування для сушіння стрижнів і форм рідкого чи твердого палива. При використанні формувальних сумішей холодного твердіння, що містять фенолформальдегідну смолу, виділяються: CO, бензол, фенол, формальдегід,

метанол. З карбамідної смоли виділяються: СО, формальдегід, метан, ціаніди, аміак. Вилучення виливків з піщано-глинистих форм і звільнення їх з відпрацьованих формувальних сумішей проводиться за допомогою спеціального устаткування і супроводжується виділенням пилу, горілої землі й окалини в кількості до 30 кг/т відлитого металу.

Механічна обробка металів (різання й абразивна обробка) супроводжується виділенням в атмосферу пилу, стружки, туманів масел і емульсій. Обсяг викидів визначається виходячи з нормо-годин роботи верстатного парку. Інтенсивність пилоутворення при різанні залежить від виду і потужності встановленого устаткування, швидкості різання, величини подачі інструмента, який ріже, геометричних параметрів інструмента, який ріже, складу матеріалів оброблюваного виробу. Інтенсивність пилоутворення при абразивній обробці залежить від потужності верстата, глибини різання, діаметра шліфувального кола. Розмір часток пилу – 15-60 мкм.

У якості вихідних даних для розрахунку виділення забруднюючих речовин при різних способах нанесення лакофарбового покриття приймаються: фактична чи планова витрата фарбувального матеріалу; частка вмісту в ньому розчинника; частка компонентів лакофарбового матеріалу, які виділяються з нього в процесі фарбування і сушіння.

Вважається, що в процесі формування лакофарбового покриття відбувається практично повний перехід легколеткої частини розчинника в пароподібний стан.

3.2. Організація спостережень за рівнем забруднення атмосфери

3.2.1. Загальні вимоги до організації спостережень

Зростання антропогенного впливу на навколишнє середовище вимагає оволодіння різноплановою і детальною інформацією про нього, яка дає змогу не тільки оцінити реальну ситуацію, а й спрогнозувати стан середовища у перспективі, налагодити раціональну систему природоохоронної діяльності, контролю за станом екосистем.

Організація спостережень передбачає *контроль за поширенням шкідливих домішок як в самій атмосфері, так і між елементами системи «атмосфера – гідросфера – літосфера – біосфера»*. Для цієї діяльності необхідні [5]:

- відомості про наявні та перспективні джерела забруднення атмосфери (з урахуванням розвитку економічних районів);
- характеристика забруднюючих речовин (токсичність, здатність вступати в хімічні реакції з іншими речовинами, здатність до самоочищення);
- гідрометеорологічні дані;

- результати попередніх спостережень за забрудненням атмосфери (експедиційні дослідження);
- дані про рівні забруднення навколишнього природного середовища в сусідніх країнах;
- відомості про транскордонне перенесення шкідливих домішок.

Комплекс завдань, пов'язаних зі збором цієї інформації, виконує спеціальна служба спостережень, яку формують система спостережень і система контролю [6].

Система спостережень забезпечує спостереження за якістю атмосферного повітря в містах, населених пунктах і територіях, розміщених поза зоною впливу конкретних джерел забруднення. Спостереження здійснюють служби Держкомітету гідрометеорології, які надають дані про метеорологічні умови і концентрацію шкідливих речовин. Міністерство охорони здоров'я проводить вибіркові спостереження за рівнем забруднення в місцях проживання населення. Науковий комітет Національної академії наук України організовує авіаційно-космічні спостереження за станом озонового шару і глобальним забрудненням атмосфери. Практикуються екологічні спостереження за окремими підприємствами.

Система контролю здійснює спостереження і контроль за джерелами забруднення, викидами шкідливих речовин в атмосферу. З цією метою Міністерство екології та природних ресурсів організовує спостереження за джерелами промислових викидів в атмосферу та дотриманням норм гранично допустимих викидів, контролює реалізацію заходів з охорони атмосферного повітря, дотримання відповідних вимог при розміщенні, проектуванні, будівництві та введенні в експлуатацію нових підприємств.

При організації спостережень за станом повітря використовують попередні дослідження, які передбачають *обстеження території* (метеорологічні умови, вміст забруднювачів) за допомогою *пересувних лабораторій*, що здійснюють відбір та аналіз проб з метою вивчення розміщення діючих джерел забруднення та перспектив розвитку промисловості.

Після з'ясування наявного та перспективного рівнів забруднення атмосферного повітря *оцінюють зміни концентрацій* домішок у просторі й часі, *розробляють схему розміщення постійних (стаціонарних) постів* спостереження на території міста, *програми їх роботи*. Пост спостережень може надавати інформацію про загальний стан повітряного басейну (якщо він знаходиться поза зоною впливу окремих джерел викидів) і контролювати джерела викидів (якщо він перебуває в зоні впливу джерел викидів). При їх розміщенні пріоритетними є житлові райони з найбільшою щільністю населення, де можливе перевищення встановлених порогових значень гігієнічних показників (ГДК). Робота постів спостережень повинна відповідати таким умовам:

- обов'язковість відображення загального стану повітряного басейну і контроль за джерелами викиду;

- необхідність здійснення спостережень за всіма домішками, концентрації яких перевищують ГДК;

- обов'язковість визначення пилу, діоксиду сульфуру, оксиду карбону та оксидів нітрогену.

Контроль за *радіоактивним забрудненням атмосферного повітря* здійснюється на фоновому рівні, а також у зонах впливу атомних електростанцій та інших джерел можливих викидів радіоактивних речовин. Під час контролю за радіоактивним забрудненням на фоновому рівні використовують фонові станції або спеціальні станції, встановлені на відстані 50-100 км від можливого джерела радіоактивного забруднення. Для моніторингу в радіусі до 25 км використовують мережу контролю і спеціальні пости спостережень, де встановлюють датчики гамма-випромінювання та пристрої для відбору проб і аналізу повітря. У межах санітарно-захисної зони (СЗЗ) утворюють пости дистанційного контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря.

Моніторинг забруднення території на основі *снігомірної зйомки* (спостереження за забрудненням снігового покриву) забезпечує контроль за рівнем забруднення атмосферного повітря в чистих (фонових) районах, містах та інших населених пунктах.

Важливими методами контролювання *транскордонного перенесення* глобальних потоків домішок на великі відстані від місця викиду є система наземних та авіаційних станцій, а також математичні моделі поширення забруднюючих речовин в повітрі. Мережа станцій транскордонного перенесення обладнана системами відбору газу та аерозолів, збору сухих осідань і опадів, аналізу вмісту домішок у відібраних пробах. Інформація надходить у Західно- та Східноєвропейський метеорологічні синтезуючі центри. За ступенем оперативності її поділяють на такі види:

- *екстрена інформація* (містить відомості про різкі зміни рівнів забруднення атмосферного повітря, негайно передається в контролюючі та господарські організації);

- *оперативна інформація* (містить узагальнені результати спостережень за місяць);

- *режимна інформація* (містить дані про середній та найбільший рівні забруднення повітря протягом тривалого часу (як правило, за рік), використовується при плануванні заходів, оцінюванні збитків, завданих народному господарству внаслідок забруднення атмосферного повітря).

Діюча в Україні мережа спостережень за забрудненням атмосферного повітря охоплює *пости ручного відбору проб* повітря й *автоматизовані системи* спостережень та контролю навколишнього середовища (АСКНС). Посты спостережень за забрудненнями можуть бути *стаціонарними, маршрутними та пересувними (підфакельними)*. З постів ручного відбору проби для аналізу передають в хімічні лабораторії. Стаціонарні АСКНС обладнані пристроями для безперервного відбирання та аналізування проб

повітря в заданому режимі й передавання інформації каналами зв'язку в центр управління [6].

Оцінювання забруднення атмосферного повітря в містах України здійснюють за даними спостережень, які проводять у 54 містах на 166 стаціонарних постах та на 2 станціях транскордонного переносу. Порівняно з 1997 р. помічено деяке зниження забруднення атмосферного повітря за більшістю домішок в Україні загалом і в окремих містах (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

**Вміст основних забруднюючих речовин в атмосферному повітрі
за даними спостережень Держкомгідромету**

Речовина	Кількість міст, включених до узагальнення	Середньорічна концентрація, мг/м ³	Максимальна концентрація, мг/м ³	Частка міст (%), де середньорічні концентрації перевищували:			Частка міст (%), де максимальні концентрації перевищували:		
				1 ГДК	5 ГДК	10 ГДК	1 ГДК	5 ГДК	10 ГДК
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Пил	54	0,15	6,1	44	0	0	63	6	2
Сульфур(IV) оксид	52	0,021	0,656	6	0	0	4	0	0
Карбон(II) оксид	48	2,1	32,0	17	0	0	69	4,2	0
Нітроген(IV) оксид	57	0,05	0,94	60	0	0	85	11	2
Нітроген(II) оксид	27	0,03	0,57	7	0	0	7	0	0
Амоніак	23	0,035	0,82	26	0	0	56	0	0
Сульфур гідроген	17	0,003	0,066	ГДК _{с.д.} не встановлена			76	12	0
Фенол	26	0,0038	0,05	46	0	0	77	0	0
Гідроген флуорид	16	0,0046	0,097	37	0	0	44	0	0
Формальдегід	23	0,0066	0,153	70	9	0	44	4	0
Гідроген хлорид	10	0,045	0,87	0	0	0	50	0	0

Для забезпечення ефективності заходів з охорони повітря інформація повинна бути повною і достовірною. Повноту інформації забезпечують достатня кількість контрольованих інгредієнтів, тривалий термін спостережень, раціональне розміщення мережі; достовірність інформації

досягається неухильним дотриманням нормативних вимог. Значною мірою достовірність залежить від однорідності інформації.

Рационально організована система спостережень та контролю за станом атмосферного повітря дає змогу отримати необхідну інформацію про якісний склад повітря в населених пунктах і зонах впливу джерел викидів, про трансдондонні перенесення забруднюючих речовин, виявити території, для яких характерні перевищення ГДК забруднюючих речовин. Наявність достовірних і комплексних даних спостережень є необхідною передумовою для розроблення рекомендацій щодо поліпшення стану атмосфери.

3.2.2. Види постів спостережень

Світові міжнародні та регіональні системи спостережень і контролю за забрудненням атмосферного повітря розвинуті країн організовані відповідно до рекомендацій ООН, які були розроблені при створенні програм моніторингу. Спостереження за станом атмосферного повітря проводять з 70-х років ХХ ст. Системи моніторингу атмосферного повітря різних країн, як правило, відстежують якість повітря та його зміни в критичних аварійних ситуаціях. Перелік забруднюючих речовин, за якими варто здійснювати спостереження, кожна країна визначає самостійно. Подібний підхід до організації системи спостереження за станом атмосферного повітря застосовують у країнах СНД і в Україні.

Закон України «Про охорону атмосферного повітря» (1992 р.) значно розширив функції служб спостереження та контролю за забрудненням атмосфери, які в своїй практиці використовують розрахункові і експериментальні (регулярні спостереження за концентраціями шкідливих домішок) методи. На основі теоретичних та експериментальних досліджень поширення домішок в атмосфері вироблено основні принципи організації мережі спостережень, лабораторного (хімічного) аналізу проб повітря, збирання, оброблення та узагальнення інформації про забруднення.

Інформацію про вміст забруднюючих речовин в повітрі надає мережа служб моніторингу. Відповідальність за її організацію покладена на Держкомгідромет України [6].

Для гігієнічної оцінки ступеню забруднення атмосфери населеного пункту необхідно мати *якісні і кількісні показники*. Ступінь забруднення атмосферного повітря оцінюють за максимально разовими або середньодобовими концентраціями шкідливих речовин. Для контролю за забрудненням атмосферного повітря середньодобові проби відбирають в основному на *стаціонарних постах*, а разові – *під факелами промислових підприємств*. Результати досліджень на стаціонарних постах дають можливість охарактеризувати *дифузне забруднення атмосфери*, а під факелом – *дальність поширення забруднення* атмосферного повітря і виявити максимальне забруднення від підприємства.

Якість повітря в населених пунктах контролюють стаціонарні, маршрутні і пересувні (підфакельні) *пости спостереження*.

Кожен пост незалежно від категорії розміщається на відкритій, провітрюваній з усіх боків площадці з покриттям, що не порошить: асфальті, твердому ґрунті, газоні - і таким чином, щоб були виключені перекручування результатів вимірів наявністю зелених насаджень, будинків і т.д.

Число постів і їхнє розміщення визначається з урахуванням чисельності населення, площі населеного пункту і рельєфу місцевості, а також розвитку промисловості, мережі магістралей з інтенсивним транспортним рухом і їхнім розташуванням по території міста, зосередженості місць відпочинку і курортних зон.

Стаціонарний пост спостереження. Він призначений для регулярного відбору проб повітря з метою подальшого лабораторного аналізу, безперервного реєстрування вмісту забруднюючих речовин автоматичними газоаналізаторами. Мережа стаціонарних постів обладнана приміщеннями типу «ПОСТ» – утепленими дюралевими павільйонами, в яких встановлені комплекти приладів та обладнання для відбору проб повітря і вимірювання метеорологічних параметрів: температури, вологості, швидкості та напрямку вітру. Діючі типи павільйонів «ПОСТ-1», «ПОСТ-2», «ПОСТ-2а» відрізняються продуктивністю та ступенем автоматизації. Найпоширенішими є лабораторії типу «ПОСТ-2».

Лабораторію комплекту типу «ПОСТ-2» використовують для стаціонарних спостережень за рівнем забруднення атмосферного повітря, а також для з'ясування метеорологічних характеристик. Вона забезпечує автоматичне вимірювання та фіксування на діаграмній стрічці концентрацій оксиду карбону і діоксиду сульфур; автоматичний відбір 33 проб повітря для визначення 5 газоподібних домішок, сажі та пилу; ручний відбір 5 проб повітря на вміст газоподібних домішок, сажі і пилу; автоматичне вимірювання і реєстрацію напрямку та швидкості вітру, температури (–50...+50°C), вологості атмосферного повітря (0–100 %); контроль за температурою, вологістю і тиском атмосферного повітря за допомогою переносних приладів.

Комплект її технічних засобів містить:

- металевий каркас (павільйон) із зовнішніми та внутрішніми допоміжними пристроями;
- прилади автоматичного контролю концентрацій забруднюючих речовин: газоаналізатори типу ГМК-3 (для визначення оксиду карбону) і типу ГКП-1 (для діоксиду сульфур);
- групу приладів для автоматичного та ручного відбору проб повітря на вміст газоподібних домішок, сажі та пилу: електроаспіратори типу ЕА-1, ЕА-2, ЕА-2С і автоматичний повітровідбирач «Компонент»;
- групу приладів для автоматичного і ручного контролю метеопараметрів: анеморумбограф типу М63МР, датчики температури і вологості.

Лабораторію «ПОСТ-2» обслуговує оператор, який реєструє значення температури, вологості, тиску. Вона може працювати в безперервному режимі або з перервами при півгодинному обслуговуванні оператором 2-4 рази на добу, одночасно контролюючи вміст у повітрі 2 забруднюючих речовин. За одне обслуговування забезпечується одночасний відбір 38 проб (за автоматичного відбору – 33, ручного – 5 проб). «ПОСТ-2» контролює 7 метеопараметрів (4 – при автоматичному вимірюванні з реєстрацією, 3 – при візуальному). Продуктивність лабораторії за чотириразового обслуговування протягом доби становить 50 тис. проб/год., середній термін служби – 10 років.

Серед стаціонарних постів виокремлюють *опорні стаціонарні пости* (призначені для виявлення довготривалих змін вмісту основних або найбільш поширених забруднюючих речовин) та *неопорні стаціонарні пости* (призначені для спостережень за спеціальними шкідливими речовинами, що характерні для контрольованої місцевості).

Кількість стаціонарних постів визначають залежно від чисельності населення (табл. 3.2), рельєфу місцевості, особливостей промисловості, змін концентрацій забруднюючих речовин.

Таблиця 3.2

Визначення кількості стаціонарних постів

Чисельність населення, тис. осіб.	< 50	50-100	100-200	200-500	500-1000	> 1000-2000	> 2000
Кількість постів, шт.	1	2	3	3-5	5-10	10-15	15-20

Стаціонарні пости спостережень можуть встановлюватись в житловій, промисловій, змішаній зонах та біля автомагістралей.

У населених пунктах встановлюють один стаціонарний або маршрутний пост через кожні 0,5-5 км з урахуванням складності рельєфу і наявності значної кількості джерел забруднення.

При проведенні розширених вивчень стану забруднення атмосфери число стаціонарних постів допускається збільшувати за узгодженням з Міністерством охорони здоров'я України і Державним комітетом України по гідрометеорології.

З метою правильного розташування стаціонарних постів для найбільш повної характеристики стану повітряного середовища в різних районах міста, необхідно попередньо провести такі роботи:

- 1) провести облік джерел забруднення атмосферного повітря в населеному пункті;
- 2) вивчити технологію виробництва по регламенту і виявити джерела забруднення атмосфери;

3) ознайомитися з планом міста, розміщенням на його території промислових підприємств, жилих кварталів, магістралей, найбільш інтенсивного руху транспорту, місцеположення зелених насаджень і водних басейнів;

4) територію міста умовно розділити на зони, які враховують віддаленість житлових кварталів від джерел забруднення;

5) в кожній зоні провести опитування населення про те, в якій мірі розташовані поблизу підприємства або їх група впливає на санітарно-побутові умови життя і самопочуття населення (табл. 3.3, 3.4, 3.5);

6) намітити перелік речовин, які підлягають визначенню в атмосферному повітрі, вибрати методи їх аналізу, підібрати апаратуру;

7) ознайомитися з розою вітрів і метеорологічними особливостями населеного пункту.

Таблиця 3.3

**Форма аналітичної таблиці даних опитування населення,
що враховує скарги на побутові незручності**

Зони, км	Кількість опитаних осіб	Відсоток скарг на незручності			
		Забруднення білизни, одягу, меблів і т.д.	Неможливість провітрити квартиру	Неможливість сушити білизну	Загибель дерев і кімнатних рослин
1.					
2.					
3.					

Таблиця 3.4

Форма аналітичної таблиці

Зони, км	Кількість опитаних осіб	Кількість обстежених, які відмі- чають запах від під- приємств, %	Кількість осіб з числа опитаних, які відчувають неприємний запах, %			
			сильний	слабкий	постійний	періодичний
1.						
2.						
3.						
4.						

Анкета опитування населення

Анкета опитування
про шкідливий вплив диму, пилу, газів

1. Місто _____, вулиця _____, будинок _____
2. Чи доносяться гази, пил сажа (так, ні).
3. Від якого об'єкту?
4. Неприємний запах відчувається (сильний, слабкий, постійно, періодично, не відчувається).
5. Чи відмічаються хворобливі ознаки (кашель, головні болі, запаморочення, нудота, відчуття пилу в очах, не відчувається).
6. Чи впливають промислові гази і пил на дерева, квіти в дворі, в квартирі (так, ні), якої шкоди завдають?
7. Чи забруднюють пил і сажа білизну, одяг, меблі (так, ні)?
8. Чи перешкоджають пил і гази провітрюванню квартири?
9. Чи перешкоджають пил, сажа білизні, яка сохне у дворі?
10. Дата обстеження.

В першу чергу пости потрібно встановлювати в тих житлових районах, де можливі найбільші середні рівні забруднення; в адміністративних районах; в житлових районах з різним типом забудови, а також у парках і зонах відпочинку.

Маршрутний пост спостереження. Він призначений для регулярного відбору проб повітря у фіксованих точках місцевості за допомогою спеціально обладнаної автолабораторії. Маршрут щомісячно змінюється з таким розрахунком, щоб відбір проб повітря у кожному пункті проводився в різний час доби. Наприклад, протягом першого місяця машина об'їжджає пости в порядку зростання номерів, другого – в порядку їх спадання, третього – з середини маршруту до кінця і з початку до середини. Розміщення маршрутних постів повинно бути таким, щоб виявляти максимальні концентрації забруднюючих речовин, які формуються джерелом викиду. Визначаючи місця відбору проб, приймають до уваги висоту джерела викиду (Н) і максимально можливу зону забруднення ним атмосферного повітря (К), яка дорівнює $20Н$. Складають схему, центром якої є джерело викиду, навколо котрого будують кола з радіусами $0,5K$; $1K$; $1,5K$ ($K=20H$, H – висота джерела викиду). У точках перетину кіл з проведеними з центра лініями, що позначають сторони світу, відбирають проби повітря.

Маршрутний пост розміщують в місцях, обраних на основі попереднього дослідження забруднення повітряного середовища міста промисловими викидами, викидами автотранспорту, побутовими й іншими джерелами й умов розсіювання. Ці пости розміщуються в центральній частині населеного пункту, житлових районах з різним типом забудови (у першу чергу, найбільш забруднених), зонах відпочинку, на територіях, що примикають до магістралей інтенсивного руху транспорту.

Підфакельний (пересувний) пост спостереження. Його використовують для відбору проб під димовим факелом з метою виявлення зони його впливу. Ці місця обирають з урахуванням закономірностей поширення забруднюючих речовин в атмосфері. Проби відбирають за переважаючим напрямком вітру на відстанях: 0,2; 0,5; 1; 2; 3; 4; 5; 6; 8; 10; 15; 20 км від джерела забруднення. Допоміжні точки встановлюють у зоні формування максимальної концентрації, на межі санітарної захисної зони (СЗЗ), на відстані СЗЗ + 200 м. На кожному колі по обидві сторони від осі факелу на відстані 1/25 К встановлюють ще по два пости. У зоні максимального забруднення відбирають не менше 60 проб повітря, а в інших зонах – до 25 на висоті 1,5 м від поверхні землі протягом 20-30 хв. не менше як у трьох точках одночасно.

3.2.3. Автоматизовані системи спостереження і контролю за атмосферним повітрям

Автоматизовані системи спостереження і контролю атмосферного повітря (АСКНС-АГ) або (АНКОС-АГ) призначені для автоматизованого збору, обробки і передачі інформації про рівень забруднення атмосферного повітря. Система дозволяє безупинно одержувати інформацію про концентрацію домішок і метеорологічних параметрів у населених пунктах біля великих промислових підприємств. Технічні можливості реєстрації, передачі, зберігання й обробки даних про забруднення атмосферного повітря дозволили розробити основні принципи функціонування автоматизованих систем спостереження за станом атмосферного повітря.

Залежно від характеру та об'єму робіт автоматизованих систем їх поділяють на такі типи [7]:

1. *Промислові системи.* Вони контролюють викиди промислових підприємств, ступінь забруднення промислових майданчиків і прилеглих до них територій. Оснащені датчиками для фіксування характерних інгредієнтів викидів підприємств, а також метеодатчиками, які розміщують з урахуванням шкідливості викидів, рози вітрів, особливостей розміщення житлових масивів. За звичай, такі системи функціонують у структурі підприємств.

2. *Міські системи.* Їх призначено для контролювання рівня забруднення повітря міста викидами підприємств, транспорту, для вимірювання метеопараметрів. Завдяки їх функціонуванню встановлюють розмір забруднення територій з урахуванням сезону року і кліматичних факторів, параметри і частку кожного джерела забруднення, прогнозують небезпечність ситуації. Системи формуються з двох рівнів. На I рівні здійснюють вимірювання концентрацій забруднюючих речовин і деяких метеопараметрів, перетворення вимірюваних значень фізичних величин, реєстрацію цих значень на машинних носіях, формування повідомлень і збереження інформації. На цьому рівні типові автоматичні станції визначають

основні забруднювачі: CO – Карбон (II) оксид (0–160 мг/м³); SO₂ – Сульфур(IV) оксид (0–5 мг/м³); NO₂, NO та суму оксидів Нітрогену (0–7,5 мг/м³); суму вуглеводнів за винятком метану (0–45 мг/м³); O₃ – Озон (0–0,15 мг/м³); метеопараметри: швидкість, напрямок вітру, температуру повітря. Завершується перший рівень передачею даних в центр обробки інформації.

На II рівень інформація надходить від пересувних постів, стаціонарних газоаналітичних лабораторій. На цьому рівні обробляють результати, прогнозують небезпечні ситуації, розраховують необхідні результати і передають споживачам.

Міська система автоматичного спостереження і центр оброблення даних забезпечують систематичне вимірювання заданих параметрів, автоматичний збір інформації з автоматизованих станцій, збирання інформації від неавтоматизованих ланок спостереження, оперативне оцінювання ситуації, короткостроковий прогноз.

Аналіз даних про концентрацію домішок триває не менше 20-30 хв., що відповідає терміну відбору проб в поглинальні прилади. Видавання автоматизованою системою інформації може тривати від кількох хвилин до кількох годин.

У міську систему включені промислові автоматизовані підсистеми.

3. *Регіональні системи.* Переважно вони не мають своїх контрольно-змірювальних станцій, а отримують інформацію з міських і промислових систем. Призначені для статистичної обробки і аналізу даних про забруднення навколишнього природного середовища на значних територіях, на базі яких проводять дослідження та прогнозування, розробляють науково обґрунтовані рекомендації щодо його охорони;

4. *Загальнодержавні системи.* Вони отримують відомості про забруднення та стан атмосферного повітря від регіональних систем, супутників Землі та космічних орбітальних станцій;

5. *Глобальні системи,* їх використовують для досліджень атмосферних змін на основі міжнародних спостережень.

Автоматизовані системи спостереження і контролювання атмосферного повітря різних типів обов'язково оснащені автоматичними системами відбору проб та приладами автоматичного визначення забруднюючих речовин (газоаналізаторами).

До складу системи АНКНС-АГ входять такі технічні засоби:

- павільйон, що конструктивно представляє собою металевий каркас прямокутної форми розміром 2300 x 4700 x 7600 мм;

- щогловий пристрій з комплектом метеодатчиків для виміру швидкості і напрямку вітру, температури, вологості, установлених на даху павільйону;

- пристрої опалення, вентиляції, освітлення, кондиціонування і пожежегасіння;

- газоаналізатори оксиду вуглецю, діоксиду Сульфуру, оксиду, діоксиду і суми оксидів Нітрогену, Озону, суми вуглеводнів без метану;

- пристрій збору й обробки інформації.

Обмін інформацією між системою АНКНС і Центром обробки інформації здійснюється по телефонних каналах загального користування, що комутуються, за допомогою апаратів передачі даних АПД і мультіплексора передачі даних МЦД. АПД, установлені на станціях АНКНС, разом з АПД і МПД Центра обробки інформації утворюють автоматичну централізовану підсистему збору інформації від систем АНКНС, розміщених по місту чи регіону.

Склад технічних засобів центра обробки інформації:

- спеціалізований обчислювальний комплекс;
- мультіплексор передачі даних;
- пульт диспетчера (ПД);
- мнемосхема;
- допоміжне і сервісне устаткування;
- програмне забезпечення (пакети програм первинної і вторинної обробки даних вимірів, банки даних, диспетчерські програми й ін.).

Системи АНКНС-АГ і Центра забезпечують;

- систематичний вимір заданих параметрів атмосферного повітря;
- автоматичний збір інформації зі станцій АНКНС;
- збір інформації від неавтоматизованих ланок спостережень (наприклад, від стаціонарних і пересувних постів);
- оперативну оцінку ситуації за відомим значенням ГДК;
- короткостроковий прогноз рівнів забруднення контрольованих домішок;
- обробку і видачу інформації.

Засоби математичного забезпечення включають наступні основні алгоритми обробки даних:

1) алгоритм первинної обробки (перевірка вірогідності службової інформації про забруднення, приведення інформації до виду, зручного для обробки й ін.);

2) алгоритм статистичної обробки (визначення числових, ймовірностних характеристик параметрів забруднення, метеорологічних параметрів і ін.);

3) алгоритм експрес-інформації про стан забруднення в усіх районах міста в заданий момент часу;

4) алгоритм короткострокового і довгострокового прогнозування забруднення повітря;

5) алгоритм управління, що визначає часовий режим роботи системи, послідовність етапів функціонування, контроль працездатності системи, пріоритет програм обробки даних і ін.

Час усереднення даних про концентрації домішок складає не менш 20-30 хв., що відповідає часу відбору проб у поглинальні прилади. Частота видачі інформації автоматизованої системи може складати від декількох хвилин до декількох годин.

3.3. Вибір проб повітря для визначення концентрацій забруднюючих речовин в атмосферному повітрі

3.3.1. Загальна характеристика проб та пробовідбору

Вибір проб ("пробовідбір") є дуже істотним етапом у технологічному циклі екоаналітичного контролю, тому що результати навіть самого точного (і дорогого) аналізу втрачають усяке значення при неправильно проведеному пробовідборі. Помилки, що виникають унаслідок неправильного відбору проб, надалі виправити, як правило, не вдається. Тому, вірогідність і точність наступного аналізу в значній мірі залежать від правильності вибору способу і старанності проведення відбору проб.

Для одержання достовірної і надійної інформації про вміст забруднюючих речовин пробовідбір повинен здійснюватися так, щоб аналізовані зразки були "репрезентативними" (представницькими) для природних об'єктів. Представницькими прийнято вважати такі проби, в яких вміст обумовлених інгредієнтів не змінюється при відборі проб, їхньому зберіганні і транспортуванні до місця аналізу. Іншими словами, відношення матриці до аналізованих компонентів (інгредієнтів) повинне залишатися постійним як у загальній масі вихідного матеріалу, так і в узятій пробі. Хоча в реальних умовах зміна складу матриці в часі дуже імовірна, наприклад, через перемінний склад води в річці чи флуктуацій складу димових газів промислових підприємств чи автотранспорту.

Біологічні процеси, що протікають в живих організмах, також обумовлюють їхній перемінний склад, що відбивається на вірогідності контролю забруднення внутрішнього середовища досліджуваних організмів. Зміни концентрацій складових частин матриці відбуваються також і в зразках свіжих продуктів харчування. При цьому хімічні перетворення навіть одного компонента зразка проби можуть приводити до зміни відносних концентрацій ЗР і, отже, до неправильних результатів аналізу.

Іноді (при дуже низьких концентраціях ЗР в середовищі) у процесі відбору проб досліджувану речовину приходится відокремлювати від матриці з метою її концентрування. У цьому випадку навмисно не виконується загальна вимога про сталість співвідношення компонентів матриці й аналізованої речовини під час пробовідбору.

Такі процедури (збагачення проби, концентрування досліджуваної ЗР і ін.) особливо корисні при відборі проб повітря, рідше – води, але не можуть бути рекомендовані для матриць складного і невідомого складу (наприклад, ґрунтів).

У таких складних умовах дуже важливий вибір адекватного способу пробовідбору, що визначається агрегатним станом аналізованих речовин і середовищ, а також іншими їхніми фізико-хімічними властивостями. Вибір

способу відбору проби повинні проводити досвідчені, кваліфіковані працівники, найкраще ті, котрі несуть відповідальність за наступний аналіз і оцінку його результатів. Умови, яких необхідно дотримуватись при пробовідборі, настільки різноманітні, що не можна дати докладних рекомендацій для усіх випадків і у відповідності з усіма вимогами. Тому в даному конспекті приводяться лише найбільш важливі загальні принципи і правила.

У будь-якому випадку проба, узята для аналізу, повинна відбивати типові умови місця і часу її відбору. Відбір проби, а також наступне зберігання, транспортування, пробопідготовка й аналітична робота з нею повинні проводитися так, щоб не відбулося помітних змін у вмісті аналізованих компонентів (ЗР) чи у властивостях середовища, що її утримує (тари) [8].

Відповідно до мети аналізу застосовують разовий або серійний пробовідбір. При разовому відборі пробу беруть один раз у визначеному місці і розглядають результат одного аналізу. Цей спосіб застосовується рідко, коли результатів одного аналізу досить для висновку про якість досліджуваного середовища (при сталості його властивостей, наприклад, в глибинних ґрунтових водах чи у випадку первинних польових оцінок). В більшості випадків, коли цього недостатньо, застосовують серійний пробовідбір проб, при якому кожна проба береться в зв'язку з іншими. При аналізі серії проб визначається зміна вмісту компонентів, що досліджуються, з урахуванням їх місця перебування, часу відбору чи обох цих факторів. Таким чином, одержують відповідну кількість результатів, що статистично обробляють і оцінюють. Отримані дані є більш правильними в порівнянні з результатами разового відбору, а їхня точність залежить від числа проб у серії.

Типовим прикладом серійного відбору проб є зональний відбір. При ньому проби, наприклад, води відбирають з різних глибин по вибраному створі водойми. Інший варіант – серійний відбір через визначені проміжки часу.

Особливий тип серійного відбору представляють так звані "погоджені проби", що відбирають у різних місцях за течією ріки чи стічних вод з урахуванням часу проходження води від одного пункту до іншого.

Проби підрозділяються на *прості* і *змішані*. Просту пробу одержують шляхом однократного відбору всієї необхідної кількості зразка аналізованого середовища. Аналіз простої проби дає відомості про склад середовища в даний момент в одному місці. Змішану пробу одержують, поєднуючи прості проби, узяті в тому самому місці через визначені проміжки часу чи відібрані в різних місцях обстежуваного об'єкта. Така проба повинна характеризувати середній склад середовища чи усереднений за часом чи, нарешті, "перехресний" середній склад з урахуванням як місця, так і часу, її одержують змішуванням рівних частин простих проб, узятих через рівні проміжки часу в такій кількості, щоб остаточний об'єм змішаної

проби відповідав вимогам аналізу. Однак, цей простий спосіб придатний тільки в тому випадку, якщо всі точки досліджуваного об'єкта рівноцінні, а його динаміка рівномірна.

Якщо ж це не так, то готують середню пропорційну пробу з різних об'ємів (кількостей) проб, узятих через рівні проміжки часу, чи ж з рівних об'ємів проб, узятих через різні інтервали часу, але таким чином, щоб їхній об'єм чи число відповідали місцевим коливанням (змінам) досліджуваних властивостей. Середня проба тим точніше, чим менші інтервали між окремо узятими складовими її пробами. Найкращий результат усереднення можна одержати, автоматизуючи безупинний відбір проб.

Змішану пробу не рекомендується відбирати за період часу, що перевищує добу, її не можна застосовувати при визначенні компонентів або характеристик середовища, що легко піддаються змінам (наприклад, для води - розчинені гази, рН і т.п.). Такі визначення роблять у кожній складовій проби окремо. Також змішану пробу не можна складати й у тому випадку, якщо характер середовища різко міняється в часі чи так, що окремі складові проби вступають у взаємодію чи змінюється їхній фізичний стан і т.д.

Відбір проб повітря вважається найбільш важким, так у цьому випадку дуже часто приходится використовувати спеціальні (причому іноді дуже складної конструкції) поглинальні прилади (багато хто з них названі іменами їхніх винахідників, наприклад, Зайцева, Яворовського, Полежаєва, Ріхтера й ін.), а також різного роду технічні пристрої – збудники і вимірювачі витрати повітря для активної дозиметрії (аспірації) і ін. Існує спеціальний ГОСТ 17.2.6.01-86 «Охрана природа. Атмосфера. Приборы для отбора проб воздуха населенных пунктов. Общие технические требования», що встановлює загальні технічні вимоги до приладів для відбору проб повітря населених пунктів.

Користуються наступними режимами відбору проб повітря:

1. Разовий відбір проби повітря – триває 20-30 хв.
2. Дискретний відбір – в поглинальний прилад або на фільтр в однакові проміжки часу протягом доби відбирають проби 3-8 раз.
3. Добовий відбір – відбір про повітря в поглинальний розчин або на фільтр постійно.

3.3.2. Пошук місця відбору проб повітря

Місце для первинної оцінки чи відбору проби вибирається у відповідності з цілями аналізу і на підставі уважного всієї наявної попередньої інформації (документації), а також натурного дослідження місцевості чи контрольованого об'єкта, причому повинні враховуватися всі обставини, що могли б вплинути на склад відібраної проби або результат первинної оцінки наявності і рівня забруднення (впливу) [8].

В операцію "пошуку джерела" або місця пробовідбору включається також задача ідентифікації характеру впливу чи забруднюючої речовини (встановлення його природи, розшифровка складу основних компонентів суміші). При відсутності технічної можливості чи необхідності в ідентифікації, вона повинна замінятися більш простою задачею виявлення, тобто підтвердження факту наявності забруднюючої речовини в середовищі. У випадку виявлення шкідливого фізичного фактора доцільно відразу проводити кількісний вимір його рівня.

Ці задачі повинні вирішуватися максимально експресно (тобто за мінімальний проміжок контрольного часу), порівняно з часом пробовідбору. Від швидкості первинної оцінки при виявленні джерела забруднення чи впливу шкідливого фізичного фактору (ФФ) залежить не тільки тривалість (а виходить, і економічність) вищевказаних процедур, але часто і безпека персоналу, що їх проводить (у випадку аналізу "супертосикантів", радіації й ін. особливо шкідливих хімічних речовин і факторів, а також при обстеженні особливо небезпечних виробничих і інших об'єктів). Характер роботи технічного засобу контролю в режимі виявлення по можливості повинний бути слідкуючим (безперервним чи хоча б періодичним, але з мінімальним часом паузи між повторюваними циклами аналізу).

Застосовувані методи і технічні засоби повинні бути здатні виявляти максимально специфічно (тобто вибірково стосовно шуканої ЗР чи ФФ – на фоні домішок, що заважають, чи інших наявних факторів). У випадку ідентифікації вимога про специфічність засобу заміняється вимогою, щоб технічний засіб був селективним, тобто здатним одночасно (чи послідовно) розрізняти в аналізованому середовищі декілька навіть схожих за властивостями речовин (факторів).

Ще однією значимою характеристикою засобу виявлення є його чутливість, тобто здатність фіксувати мінімально можливі концентрації ЗР чи рівні ФФ. Ця властивість методу екоаналітичного контролю поряд зі специфічністю входить у класичну "тріаду" найважливіших властивостей засобу контролю.

Якщо при проведенні процедури виявлення сигнал про наявність ЗР чи ФФ відсутній, необхідно якомога раніше (з метою безпеки й економії часу) прийняти рішення про здійснення контролю в іншому місці за тим же показником (чи перенастроювання засобу – заміні індикаторного елемента на іншу речовину чи фактор).

У випадку рішення задачі ідентифікації, хоча її час і має значення, але головною характеристикою технічного засобу в цьому випадку все ж є його селективність (навіть на шкоду чутливості). Необхідно також відзначити, що дана задача є сьогодні однією з найбільш складних і важко розв'язуваних "на місці". Звичайно ідентифікацію проводять у стаціонарній лабораторії, оснащеної всім арсеналом сучасних технічних засобів.

При неавтоматизованому ("ручному") режимі виявлення, як правило, використовуються портативні ("найпростіші") засоби експресного контролю

(для повітря – це індикаторні трубки, експрес-тести на основі індикаторних папірців чи плівок, інші індикаторні елементи; для води і витяжок із ґрунту – це тести чи тест-комплекти, а також мікро-(міні-) портативні переносні лабораторії з спрощеними (як правило, якісними чи напівкількісними) операціями аналізу.

Для автоматичного виявлення звичайно застосовують малогабаритні сенсори й інші чутливі елементи – пристрої, що володіють властивостями швидкодіючого первинного перетворювача контрольованого параметра навколишнього середовища в аналітичний сигнал (зміна забарвлення, перепад електричного струму, напруги чи іншого фіксованого показника), тобто ті, що являються сигналізаторами. Виконавши задачу виявлення (чи ідентифікації) ЗР, засоби видають інформацію, необхідну для ухвалення рішення про проведення наступної операції – пробовідбору.

Пошук і вибір місця відбору, а також первинної оцінки проб повітря (як і у відношенні інших середовищ) проводять у передбачуваних зонах максимального забруднення навколишнього природного середовища (наприклад, у "факелі" викиду й у зонах його можливого проходження на відстані до об'єкта від сотень метрів до декількох кілометрів, як правило, на висоті 1,5 метра від землі) чи безпосередньо поблизу перебування (скупчення) людей і інших біооб'єктів, для яких даний викид може виявитися шкідливим чи небезпечним.

У робочій зоні проби повітря варто відбирати в місцях постійного чи максимально тривалого перебування людей, при характерних виробничих умовах з урахуванням особливостей технологічного процесу (безупинний, періодичний), кількості (рівня) і фізико-хімічних властивостей, а також класу небезпеки і біологічної дії хімічних забруднюючих речовин, що виділяються, чи фізичних факторів впливу, температури і вологості навколишнього середовища. Вибір місця відбору проб повітря в робочій зоні звичайно більш складний, ніж проб атмосфери в населених місцях або у навколишньому природному середовищі в зв'язку з насиченістю робочого приміщення і промайданчика потенційними джерелами шкідливого впливу (забруднення).

Екоаналітичний і санітарний контроль забруднень повітряного середовища в робочій зоні здійснюють вибірково на окремих робочих місцях, стадіях або операціях, якщо на обстежуваній ділянці (що характеризується сталістю технологічного процесу) досить ідентичне устаткування або однакові робочі місця, на яких виконуються ті самі операції. При цьому відбір проб варто проводити на робочих місцях, розташованих у центрі і по периферії приміщення (відкритого промайданчика з устаткуванням). При виборі точок пробовідбору основну увагу варто приділяти робочим місцям за основними (масовими) професіями.

Місця для відбору проби повітря в робочій зоні вибирають з урахуванням технологічних операцій, при яких можливе найбільше виділення в повітря робочої зони шкідливих речовин, наприклад:

- біля апаратури й агрегатів у період найбільш активних хімічних, термічних і інших процесів в них;

- на ділянках завантаження і вивантаження речовин, затарювання готової продукції;

- на ділянках "внутрішнього" транспортування сировини, напівфабрикатів і продукції;

- на ділянках розмелу і сушіння сипучих, або що порошать матеріалів і речовин; біля найбільш ймовірних джерел виділень при перекачуванні рідин і газів (насосні, компресорні) і ін.;

- на місцях відбору технологічних проб, необхідних для цілей технічного аналізу.

На ділянках, погано вентильованих, необхідно проводити екоаналітичний контроль повітря робочої зони на основних місцях перебування працюючих у період проведення планового ремонту обладнання, якщо ці операції можуть супроводжуватися виділенням шкідливих речовин (факторів), а також у період реконструкції, якщо частина устаткування продовжує експлуатуватися.

Періодичність відбору проб повітря для кожної речовини в кожній вибраній точці встановлюють індивідуально в залежності від терміну перебування персоналу на робочому місці, від характеру контрольованого технологічного процесу. Часто враховують властивості речовин (факторів) і їхньої небезпеки, установлюючи при виробничому контролі таку періодичність відбору й аналізу проб: для 1-го класу – не менше одного разу в 10 днів, для 2-го – не рідше, ніж щомісяця, а для 3-го і 4-го – не менше, ніж один раз у квартал.

При відборі проб повітря обов'язково необхідно знати:

- 1) в якому агрегатному стані знаходиться ЗР в повітрі;
- 2) які речовини супутні тій речовині, яка досліджується;
- 3) короткочасно чи постійно надходить ЗР в повітря.

Проби повітря відбирають аспіраційним способом (пропускаючи повітря через поглинальний прилад з визначеною швидкістю) і способом заповнення посудин обмеженого об'єму. Для дослідження газоподібних домішок придатні обидва способи, а для дослідження аерозольних домішок і пилу – лише аспіраційний.

3.4. Прилади і засоби відбору проб повітря, пилу, аерозолів

Відбір проб повітря є найбільш важкою операцією, адже це вимагає застосування спеціальних приладів (іноді досить складної конструкції), поглинального розчину, а також різного призначення технічних засобів (насоси, витратоміри повітря, інше).

Використовують два методи відбору проб повітря: аспіраційний і відбір проб у різні ємності [8].

Для відбору проб повітря найчастіше застосовують аспіраційний метод, що являє собою протягування забрудненого повітря на місці визначення через спеціальний поглинальний розчин або тверду речовину. Ці речовини здатні поглинати забруднення, зокрема, протягування через рідину називається *барботуванням*. Ці поглиначі завжди знаходяться, в так званому, поглинальному посуді різної форми, конструкції, зокрема рідинні поглинальні склянки мають U-подібну форму. Через системи трубок цей посуд під'єднується спочатку до приладу, що вимірює витрату повітря (л/с або м³/с), а потім до збуджувача повітря (насоса), який протягує це повітря. Останнім часом застосовують так звані аспіратори, які працюючи від джерела живлення, одночасно являють собою і насос та витратомір повітря [9].

Аспірація через рідину найбільш поширений спосіб. Швидкість такого пробовідбору до 30-50 л/хв.. Цей метод відрізняється відносною простотою і економічністю, а також можливістю послідовного дослідження невідомого компоненту в лабораторних умовах. Але є і недоліки:

- низький коефіцієнт концентрування забруднень в поглинальному розчині;
- неможливість отримання представницької проби при наявності в повітрі одночасно кількох забруднюючих речовин.

Крім того, при відборі проб великих об'ємів повітря для аналізу слідів супертоксикантів суттєво зростає систематична похибка, яка пов'язана із випаровуванням поглинального розчину або в результаті втрати забруднюючих речовин внаслідок великих швидкостей аспірації. Для зниження цих похибок застосовують спеціальні розчинники.

Оскільки в повітрі промислових районів міститься кілька сотень різних сполук та ще й у різних агрегатних станах, то універсального пробовідбору не існує. Найбільшу складність викликає відбір проб органічних супертоксикантів, так як вони можуть знаходитися одночасно і в газоподібній і в аерозольній формах. Крім того, вони містяться в дуже малих «слідових» концентраціях. У зв'язку з цим, як правило, застосовують одночасно сорбенти для газової і аерозольної форми. Аерозольна форма потребує застосування фільтрів.

3.4.1. Прилади і засоби для аспіраційного відбору проб повітря, пилу, аерозолів

Електроаспіратор. Цей прилад (рис. 3.2) призначений для протягування повітря через поглинальні речовини (для аспірації) [10].

Прилад складається з електричного насоса, що втягує повітря, чотирьох реометрів, які являють собою скляні трубки – ротаметри, які розградуйовані на швидкість повітря, всередині мають легкі поплавки, які здатні підніматися під тиском протягуючого повітря на певну висоту. Перші два призначені для вимірювання швидкості повітря в межах від 1 до 20 л/хв., а інші два – в межах від 0,1 до 1 л/хв.

У нижній частині ротаметри сполучені із штуцерами, що виходять на передню панель приладу, до яких приєднуються гумовими трубками поглинальні прилади. Одночасно можна поєднати чотири прилади, а отже, відбирати чотири проби повітря одночасно. У верхній частині ротаметрів є вентиля, якими можна регулювати швидкість відбору проб повітря.

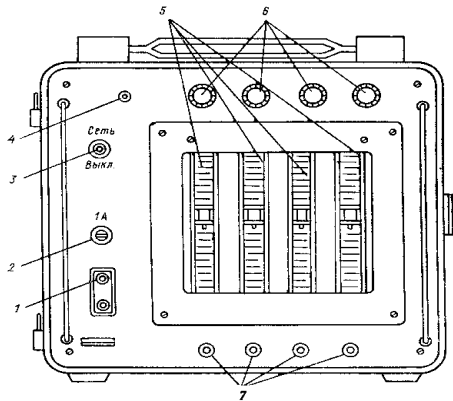


Рис. 3.2. Електроаспіратор:

- 1 – колодка для приєднання електрошнура; 2 – гніздо запобіжника;
- 3 – тумблер для включення і виключення приладу; 4 – запобіжний клапан для запобігання перевантаження електродвигуна і полегшення запуску приладу;
- 5 – ротаметри; 6 – ручка вентилів ротаметрів для регулювання швидкості проходження повітря; 7 – штуцери для приєднання гумових трубок поглинальних приладів.

Принцип дії приладу полягає в тому, що обертання ротора насоса створює розрідження, внаслідок чого засмоктується повітря через нижні штуцери.

Підготовка приладу до роботи полягає в його попередньому заземленні: становлять запобіжний клапан (4) в положення 1 і вентиля ротаметрів відкривають до кінця, після чого тумблером (3) вмикають прилад і обертанням ручок вентилів встановлюють необхідну швидкість відбору проб повітря. Для регулювання швидкості протягування повітря прилад вимикають і до штуцерів приєднують необхідні поглинальні прилади з поглиначами за допомогою гумових трубок. Знову включають прилад і одночасно фіксують час. Весь час спостерігають за тим, щоб верхній край поплавка ротаметрів знаходився на відрегульованій позначці. Після роботи помножують швидкість протягнутого повітря на час протягування і отримують об'єм відібраного повітря в літрах.

Для попередження підігрівання прилад необхідно вимикати після кожної години роботи на 10-15 хв.

Реометри. Служать для визначення обсягу повітря, відібраного для аналізу. Вони бувають рідинні і сухі.

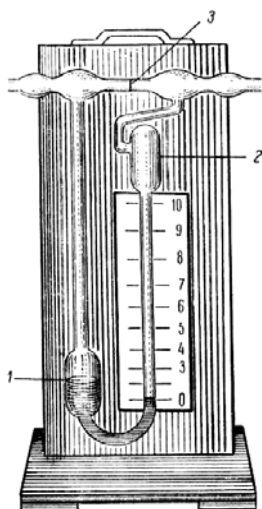


Рис. 3.3. Рідинний реометр:

- 1 – нижнє розширення;
- 2 – верхнє розширення;
- 3 – скляна трубка з діафрагмою

Рідинні реометри (рис. 3.3) слугують для встановлення швидкості руху повітря при відборі проб. Це U-подібні скляні трубки з двома розширеннями в лівій частині трубки внизу і в правій частині зверху. Її верхні коліна сполучені з горизонтальною трубкою, яка має посередині перегородку з отвором, яка називається діафрагмою. U-подібна трубка заповнюється до відмітки «0» на шкалі приладу очищеним газом, густиною $0,82-0,83 \text{ г/см}^3$, або підфарбованою дистильованою водою. Швидкість протягнутого повітря реєструється рівнем рідини в правій частині трубки, на якій є шкала.

Повітря, проходячи по горизонтальній трубці, зустрічає на своєму шляху перешкоду у вигляді діафрагми. У результаті цього в лівому коліні трубки створюється підвищений тиск. За діафрагмою повітря має більш низький тиск, тому в лівому коліні рівень газу знижується, а в правому – підвищується. Зі зміною швидкості руху повітря буде змінюватися різниця рівнів газу в обох колінах. Реометр прикріплюють до штатива зі шкалою, калібрування якої здійснюється за допомогою газових годинників і аспиратора. Оцінки на шкалі показують швидкість руху повітря в літрах за хвилину.

При різних швидкостях руху повітря виникає необхідність у зміні діаметра отвору діафрагми. У цих випадках застосовують рідинні реометри з поворотними діафрагмами. У приладі мається кілька діафрагм, з яких перша відповідає діапазону швидкостей від 1 до 9 л/хв; п'ята – від 60 до 90 л/хв., а інші діафрагми займають проміжне положення. Для переведення показань шкали у величини швидкості в літрах за хвилину до реометрів додаються графіки.

Перевірку герметичності системи здійснюють наступним чином: вхідний отвір поглинального отвору закривають (якщо є патрон, то його теж закривають) і вмикають аспіратор. Якщо система герметична, то рівень рідини у реометрі повинен бути на 0.

Сухі реометри (пневмометри) (рис. 3.4) аналогічні по конструкції реометру, що вмонтований в електричний аспіратор. Реометр являє собою конічну скляну трубку з відводами у верхній і нижній частині. У трубку поміщений легкий поплавць, що піднімається потоком повітря, що рухається. Шкала приладу градуйована в літрах за хвилину [10].

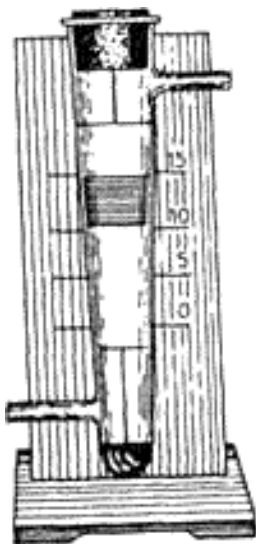


Рис. 3.4. Пневмометр

Поглинальні прилади слугують для поглинання в них різних речовин з повітря, за допомогою поглинальних середовищ. Ці середовища можуть бути рідкі і тверді. Поглинальні прилади застосовують різних модифікацій: U-подібний з пористою пластинкою; Ріхтера; Полежаєва; Зайцева; модернізований Зайцева, Яворського та інші.

Пилосос. Часто для відбору проб повітря використовують пилосос (рис. 3.5). З його середини видаляють внутрішній мішок для збору пилу і на всмоктуючий отвір вставляють гумову трубку з прорізанним отвором для встановлення трубки, на яку надівається гумовий шланг з реометром.

До реометра під'єднується з іншого боку поглинальний прилад. Швидкість протягування повітря можна регулювати затиском, який встановлюється на шланг. Можна одночасно відбирати кілька проб, але для цього перед пилососом встановлюють трубчасте розгалуження.

Найчастіше пилосос застосовують для відбору проб повітря на вміст пилу.

Автомобільний аспіратор конструкції Качора. На спеціальних автомашинах відбір проб повітря на газові і пилові домішки проводиться також по незалежних каналах. Деякі технологічні і технічні особливості аспірації повітря в польових умовах заключається в наступному. Аспірація

повітря для аналізу газових домішок і сажі відбувається за допомогою або двигуна внутрішнього згорання автомобіля або пиłosоса. Якщо немає можливості за допомогою довгого кабелю підключити пиłosос до зовнішнього джерела живлення, застосовують бензоагрегат. На спеціальних машинах встановлюється або автомобільний аспіратор конструкції Качора системи НДІ гігієни (рис. 3.6), або електроаспіратор типу М-114, який при наявності двох блоків ротаметрів забезпечує одночасно відбір восьми проб повітря для визначення вмісту газових домішок і однієї проби для визначення вмісту аерозолів.

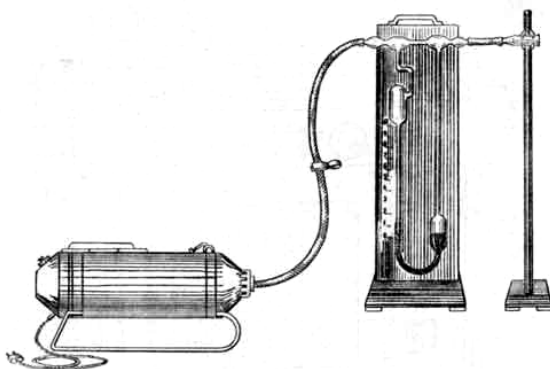


Рис. 3.5. Відбір проб повітря пиłosосом

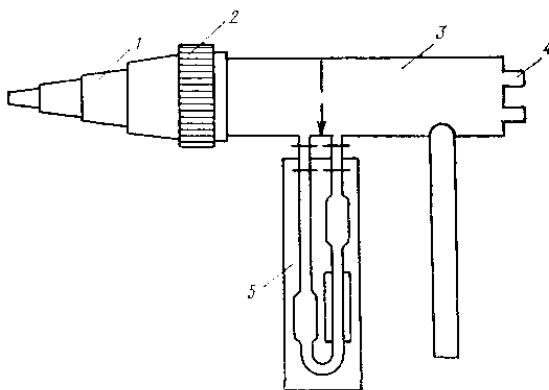


Рис. 3.6 Автомобільний аспіратор:

1 – розбірна конусна насадка; 2 – фільтротримач; 3 – Т-подібна трубка;
4 – рухома заслінка; 5 – реометр

Автомобільний аспіратор встановлюється на виносному штативі з навітряної сторони на висоті 1,5 м від поверхні землі. Насадка аспілятора обов'язково повинна бути направлена в бік набігаючого потоку повітря. Якщо в якості повітряного насоса брати двигун автомобіля, необхідно виключити попадання вихлопних газів на фільтр або інший поглинальний пристрій.

3.4.2. Відбір проб повітря в посудини

Використання цього способу зумовлено значною агресивністю хімічних речовин, які вловлюють з повітря поглинальні пристрої. Проби повітря відбирають у посудини в тих випадках, коли метод аналізу дозволяє обмежитися невеликими обсягами. Для цього використовують різні бутилі, газові піпетки, гумові камери. Відбір проб може здійснюватися декількома способами.

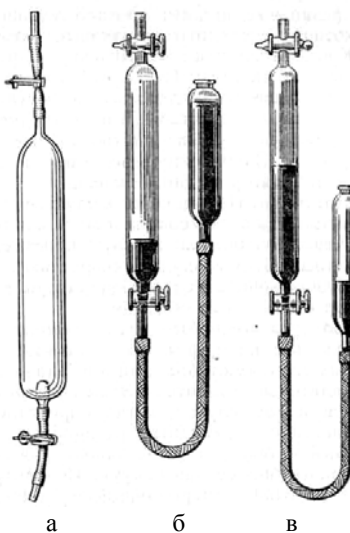


Рис. 3.7. Відбір проб повітря за допомогою газових піпеток:

а – газова піпетка; б – момент витіснення повітря з піпетки;
в – момент утворення в піпетці вакууму

Відбір проб повітря методом виливання полягає в тому, що рідини, нейтральні стосовно визначених речовин, замінюють досліджуванім повітрям. Найбільш часто для відбору повітря використовують газові

піпетки (рис. 3.7, А), які виготовляють з кранами або без кранів (ємністю 100-500 мл). Якщо застосовують газові піпетки без кранів, то на їхні кінці надягають гумові трубочки, у які вставляють скляні палички. Гумові трубочки додатково перекриваються затискачами. Перед відбором проб повітря газові піпетки заповнюють рідиною (рис. 3.7, Б, В) до верхнього крана за допомогою зрівняльної посудини. Потім піпетку переносять у точку відбору проб і, опускаючи зрівняльну посудину, заповнюють досліджуванним повітрям [8].

Для відбору проб використовують також бутилі, закриті каучуковими пробками. У пробки вставляють дві скляні трубки, одна з них доходить до дна бутіля, друга закінчується під пробкою. На зовнішні кінці трубок надягають гумові шланги, які мають затиски, і в отвори вставляють скляні палички. Бутиль заповнюють рідиною і щільно закривають пробкою. При відборі проби повітря рідина повинна виливатися через довгу трубку, а отвір короткої трубки знаходиться в точці відбору.

В деяких випадках використовують бутиль, заповнений рідиною і закритий пробкою. Бутиль відкривають у місці визначення проби, виливають воду, а замість неї надходить необхідне для дослідження повітря.

3.4.3. Відбір проб повітря обмінним способом

Метод застосовується в тих випадках, коли обумовлена речовина не може бути введена в зіткнення з рідиною. При цьому через бутиль або газову піпетку продувають зі швидкістю не менш 2 л/хв 10-кратний об'єм досліджуваного повітря. Для продування повітря використовують респіратори або гумові груші з відомим обсягом.

При відборі разових проб повітря для визначення діоксиду Сульфуру використовують прилад Ріхтера і сорбційну трубку; при відборі діоксиду нітрогену – U-подібну трубку і сорбційну трубку. Під час відбору проб необхідно уникати потрапляння світла на поглинальний прилад. Термін зберігання проб, відібраних в U-подібну трубку, становить не більше 3 діб, а в сорбційні трубки – тиждень. За необхідності отримання інформації про наявність у повітрі окремо діоксиду і оксиду нітрогену між двома поглиначами (U-подібні або сорбційні трубки) встановлюють U-подібну трубку з окиснювачем.

При одночасному відборі проб NO і NO_2 з атмосферного повітря у поглинальний прилад I (рис. 3.8) надходить суміш $\text{NO}+\text{NO}_2$. Там NO_2 адсорбується, а NO надходить в U - подібну трубку, де за допомогою окиснювача переходить в NO_2 . Регулятор вологості, який використовується в U-подібній трубці, забезпечує довгостроковість та ефективність роботи окиснювача, який у процесі роботи змінює колір від жовтого до зеленувато-коричневого, у зв'язку з чим його необхідно своєчасно замінювати [8].

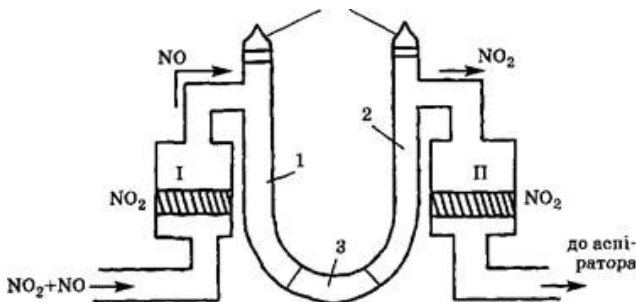


Рис. 3.8. Установка для одночасного відбору проб NO і NO₂ з атмосферного повітря:

I, II – поглиначі NO₂; III – окиснювач NO;
1 – регулятор вологості; 2 – носій з окиснювачем; 3 – скловата

3.4.4. Вакуумний спосіб відбору проб

Вакуумний спосіб є швидким і зручним. Використовують товстостінні бутілі, що закриваються герметично каучуковою пробкою, у яку вставляють скляну трубку, постачену краном, чи закриту гумову трубку з затискачем. Можна користуватися і газовими піпетками, які герметично закриваються. Для створення розрідження застосовують насос Комовського, електронасос, водострумний насос.

У посудинах, призначених для відбору проб, створюється розрідження, рівне 600-700 мм рт. ст., що встановлюється за манометром або вакуумметром (рис. 3.29) [8].

У місці відбору проби посудину відкривають: у силу різниці тисків він заповнюється повітрям, яке необхідно дослідити.

Після відбору проб посудини герметично закривають.

Однак при цьому методі відбору проб у посудинах повного вакууму не створюється. Тому необхідно установити точний об'єм відібраного повітря за формулою:

$$V = \frac{V_c \cdot (B - P)}{760} \quad (3.1)$$

де V – об'єм відібраної проби;

V_c – об'єм посуду;

B – атмосферний тиск;

P – залишковий тиск.

Відбір проб повітря в гумові камери. Проби повітря можна відбирати у футбольні камери, гумові мішки і т.д. Варто враховувати, що в цих випадках

відібране для дослідження повітря не повинне довгостроково зберігатися, тому що через стінки гумових камер може проходити вуглекислий газ, який спотворює склад відібраного повітря. Крім того, цим способом можна користуватися тільки в тому випадку, коли обумовлена речовина не реагує з гумою.

Приведення об'єму повітря до нормальних умов. Для забезпечення точності обчислення результатів аналізу необхідно об'єм відібраного повітря привести до нормальних умов, тобто до температури 0°C і атмосферного тиску 760 мм рт. ст.

Приведення до нормальних умов здійснюють за формулою:

$$V_0 = \frac{V_t \cdot 273 \cdot B}{(273 + t) \cdot 760} \quad (3.2)$$

V_0 – об'єм повітря при нормальних умовах;

V_t – об'єм повітря, визначений при відборі проби;

t – температура повітря при відборі проби;

B – атмосферний тиск при відборі проби. Приведення об'єму повітря до нормальних умов можна зробити за спеціальними таблицями.

Якщо відбір проб здійснюється вакуумним способом, то приведення обсягу повітря до нормальних умов проводять за формулою:

$$V_0 = \frac{V_c \cdot 273 \cdot (B - P)}{(273 + t) \cdot 760}, \quad (3.3)$$

де V_0 – об'єм повітря при нормальних умовах;

V_c – об'єм посудини;

B – атмосферний тиск;

t – температура повітря при видаленні повітря із посудини;

P – залишковий тиск.

Концентрацію речовини в повітрі (X) розраховують за формулою:

$$X = \frac{a \cdot v}{c \cdot V_0}, \quad (3.4)$$

де a – загальний об'єм досліджуваного розчину, мл;

v – кількість речовини, що міститься в аналізованому об'ємі розчину, мкг;

c – об'єм досліджуваного розчину, взятого для аналізу, мл;

V_0 – об'єм досліджуваного повітря, приведений до нормальних умов.

Оптимальний об'єм повітря, необхідний для визначення токсичної суміші, розраховують за формулою:

$$V_0 = \frac{a \cdot V}{c_0 \cdot V_1}, \quad (3.5)$$

де V_0 – об'єм повітря, при 0 °С і нормальному атмосферному тиску;
 a – чутливість визначення речовини в аналізованому об'ємі проби, мкг;
 V – загальний об'єм проби, мл;
 V_1 – об'єм проби, взятої для аналізу, мл;
 C_0 – ГДК аналізованої речовини, мг/м³.

3.4.5. Відбір проб повітря із застосуванням фільтрів

Для уловлювання з повітря високодисперсних аерозолів: димів, туманів, пилу - використовують різні фільтруючі матеріали: паперові і мембранні фільтри, фільтри, що складаються з тонкого волокнистого матеріалу, ФПП-15 (фільтри Петрянова), скляні пористі фільтри різних номерів, скляну чи мінеральну вату. Швидкість руху пилу в ротаметрі не повинна бути меншою від швидкості вітру в місці відбору проби. Залежно від швидкості вітру і швидкості відбору проби вибирають діаметр насадки [9].

При виборі фільтра слід враховувати стійкість матеріалу фільтра відносно речовин, що будуть аналізуватися. Так, наприклад, фільтр АФА-ХП не слід встановлювати для відбору аерозолів кислот і лугів. Фільтри на основі матеріалів типу ФПП, навпаки, стійкі відносно до кислот і лугів, але піддаються впливам парів масел і органічних розчинників. Найбільш доцільно користуватися аналітичними аерозольними фільтрами марки АФА.

Для проведення вагового і хімічного аналізу аерозолів застосовують фільтри з робочою площею 10 см² (АФА-В-10) і 18 см² (АФА-В-18). Фільтри АФА виготовляють у вигляді дисків з перхлорвінілової тканини ФПП зі спресованими краями, вкладених в захисні кільця, що мають виступи з щільного паперу. Ці фільтри поміщають у спеціальні патрони (рис. 3.9).

Фільтри з тканини ФПП мають високу ефективність фільтрації і малий аеродинамічний опір, що дозволяє протягати повітря з великою швидкістю (до 100 л/хв). Крім того, фільтри з цієї тканини не вимагають підсушування до постійної ваги, тому що тканина має водовідштовхувальні властивості. Виключення складають лише ті випадки, коли відбір проб проводився при дуже високій вологості (близько 100 %). У цьому випадку перед зважуванням після відбору проб фільтри поміщають у термостат при температурі 55-60 °С на 20-30 хв. чи в ексікатор не менше ніж на 2 год., потім витримують при кімнатній температурі протягом години. Для хімічного аналізу використовують фільтри АФА-ХА, АФА-ХМ, АФА-ХС.

Фільтри АФА-ХА виготовляють з ацетилцелюлярного фільтруючого матеріалу. Вони дозволяють проводити аналіз методом «мокрого» спалювання.

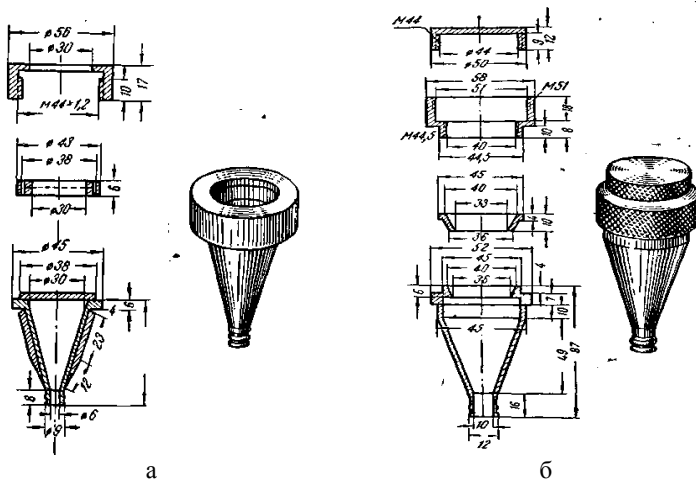


Рис. 3.9. Патрони для паперового та інших фільтрів
а – плексигласовий; б – металічний

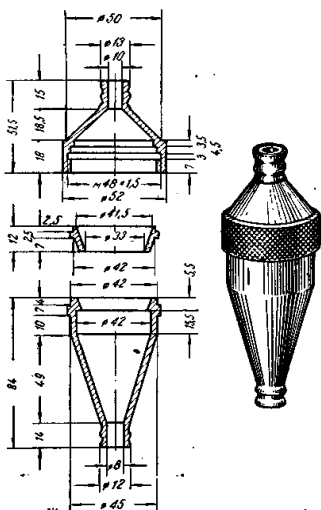


Рис. 3.10. Металевий патрон для відбору проб у повітроході



Рис. 3.11. Лійка із скляним фільтром

Фільтри АФА-ХМ виготовляють з метилметакрилатного фільтруючого матеріалу. Вони дозволяють робити аналіз методом «сухого» спалювання.

Фільтри АФА-ХС виготовлені з полістирольного матеріалу і дають можливість витягати аналізовану речовину з фільтра лугом.

Відбір проб аерозолів проводять також за допомогою фільтруючих пристроїв типу «Тайфун».

Для відбору проб повітря в повітроході зручно використовувати патрон, зображений на рис. 3.10, пористу пластинку впаюють у скляну ліжку (рис. 3.11).

3.5. Технічні засоби контролю стану повітряного середовища

3.5.1. Класифікація технічних засобів контролю стану повітряного середовища

Звичайно відбір дискретних (окремих) проб повітря для подальшого аналізу у хімічних лабораторіях дуже важливий і вони відіграють певну роль у системі спостереження за забрудненням атмосфери. Як правило, дискретні проби відбираються у сім, тринадцять і дев'ятнадцять годин доби. Але ці три виміри не завжди можуть дати повну картину про середньодобове забруднення атмосфери, адже, у проміжках цього часу можуть бути як більші, так і менші значення забруднень. Не можна встановити хід (коливання забруднень), тому на пунктах спостережень за забрудненням атмосферного повітря застосовують газові автоматичні аналізатори (газоаналізатори), які дозволяють ліквідувати недоліки у ручних методах відбору проб повітря.

За традицією, що склалася у вітчизняному приладобудуванні, засоби контролю газоподібних середовищ, у тому числі і атмосферного повітря, поділяються на [11]:

- системи (комплекси);
- прилади;
- інші технічні засоби контролю забруднень (ТЗКЗ) повітряного басейну.

За особливостями повітряного середовища, що аналізується, технічні засоби контролю забруднень (ТЗКЗ) поділяються на:

- ТЗКЗ *атмосфери*;
- ТЗКЗ *повітря населених місць і житлових приміщень*;
- ТЗКЗ *повітря робочої зони і виробничих приміщень*;
- ТЗКЗ *викидів і газоповітряних сумішей*, що потрапляють в атмосферу.

У екоаналітичному контролі частіше всього застосовуються перші три типи засобів, тоді як четвертий тип відносять до технічного контролю виробничих процесів і викидів у атмосферу.

ТЗКЗ атмосфери також традиційно поділяють за ступенем їх автоматизації на:

– *автоматичні газоаналізатори і (або) сигналізатори і неавтоматизовані прилади* (ручні експресні газоаналізатори тощо).

Більшість неавтоматичних газоаналізаторів працюють на основі індикаторних трубок, напівкількісних експрес-тестів, індикаторних білетів, проб, папірців, плівок. Ці засоби більш доступні для громадського користування, адже вони дешеві і прості. Професійно вони використовуються для польового контролю «на місці» для попередніх виявлень забруднення довкілля. Поступово неавтоматичні газоаналізатори витісняються автоматичними.

Найбільш поширені у використанні ТЗКЗ поділяються на:

- промислові газоаналізатори – 40-60 %;
- аналізатори атмосферного повітря – 30-50 %;
- газоаналізатори транспортних викидів – 13-20 %;
- апаратура контролю пилу і диму – 13-20 %;
- інші – 4-5 %.

Аналізатори повітря в основному орієнтовані на контроль оксиду Сульфуру, оксиду Нітрогену, Меркурію, Озону, а також гідрогенсульфуру, амоніаку, вуглеводнів, пилу тощо. Крім цього, в дану групу входять засоби, які фіксують метеопараметри (температуру повітря, швидкість і напрям вітру, тиск, вологість).

Вітчизняні газоаналізатори транспортних викидів, як правило, в комплексі вимірюють оксид карбону (CO) (близько 100 %), діоксид карбону (CO₂) (близько 30 %), оксиди нітрогену і сульфуру (15 %).

Частіше використовують процедури лабораторного аналізу з використанням гостованих та інших офіційних методик виконання вимірювань.

При лабораторному екоаналітичному контролі повітря фонових районів і населених пунктів, а також контролі промислових викидів, в основному, використовується технологія контролю з розподіленими процедурами відбору проб і визначення концентрацій забрудників. При цьому реалізується не менше 130 методик виконання вимірювань кількості забруднюючих речовин такими засобами:

- фотометрами і спектрофотометрами;
- хроматографами;
- атомно-абсорбційними спектрометрами;
- потенціометричними приладами;
- флуориметрами, ін.

3.5.2. Сучасні технічні засоби пошуку джерел забруднення атмосфери

Важливу роль грають прилади пошуку джерел забруднення – так звані *сигналізатори*, які вказують на джерело забруднення, і зокрема, на місця утворення забруднення. Для цього застосовують автоматичні сигналізатори, які при наявності певної концентрації даного забруднення реагують і подають сигнал у відповідній формі (звуковий, світловий тощо).

Для пошуку джерел забруднення можна використовувати і звичайні хімічні засоби, що мають індикаційний характер (індикаторний папір та розчини).

У якості засобу пошуку джерел забруднення, а також для первинної і експресної оцінки забруднення можна використати ручні портативні газоаналізатори типу УГ-2 (універсальний газоаналізатор), який виготовляється в Україні. Цей прилад працює на основі індикаційних трубок, які можуть змінювати забарвлення наповнювача в процесі протягування насосом забрудненого повітря. На кожний вид забруднення є окрема індикаторна трубка.

Переваги таких досліджень: експресність і портативність.

Недоліки: неточність вимірювання і обмежена кількість вимірювань (не всі забруднюючі речовини).

Найбільш ефективним є застосування *автоматизованих системних приладів*. Вони дозволяють інколи відразу ж видавати готовий результат, більш чутливі і точні. Недоліком цих приладів є низька мобільність через стаціонарність приладу та складність в обслуговуванні, що потребує спеціальної професійної підготовки.

До таких автоматизованих приладів відносяться ГМК-3, ГКП-1 та інші, які працюють за різними принципами (оптико-акустичними, хемілюмінесцентними, флуоресцентними тощо). Вони встановлюються на стаціонарних постах забруднення. Газоаналізатори можуть реєструвати забруднення на протязі тривалого часу (наприклад доби), а інформація може видаватися у вигляді запису на діаграмній стрічці.

3.5.3. Газоаналізатори: УГ-2, ГМК-3, ГКП-1, 667ФФ, 645 ХЛ, 623 НН, 652 ХЛ, «Окоmeter»

Універсальний газоаналізатор УГ-2. Універсальний газоаналізатор УГ-2 (рис. 3.12) призначений для вимірювання концентрацій шкідливих газів (парів) у повітрі робочої зони виробничих приміщень [7].

Параметри, при яких можна використовувати газоаналізатор УГ-2:

- межі температур, у яких проводяться вимірювання – 10-30 °С;
- відносна вологість повітря – не більше 90 %;
- атмосферний тиск – 90-104 кПа (680-780 мм. рт. ст.);
- масова частка пилу у повітрі повинна бути не більша 40 мг/м³.

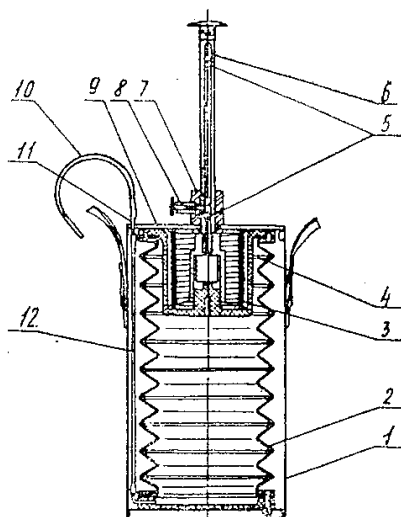


Рис. 3.12 Універсальний газоаналізатор УГ-2:

- 1 – корпус; 2 – сифон; 3 – пружина; 4 – кільце розпірне;
 5 – канавки з двома заглибленнями; 6 – шток; 7 – втулка; 8 – фіксатор;
 9 – плата; 10 – трубка гумова; 11 – штуцер; 12 – трубка гумова

Принцип вимірювання за допомогою газоаналізатора УГ-2 – колористичний. Він ґрунтується на тому, що через спеціально виготовлені індикаторні трубки протягують певні об'єми забрудненого повітря, газів або парів. Висота забарвленого індикаторного порошку прирівнюється з еталоном, за яким визначається концентрація забруднюючих речовин у мг/м^3 (рис. 3.13).



Рис. 3.13. Зразок етикетки вимірювальної шкали для газу, що визначається

Так як вимірювання можуть проводитися за різних умов (тиску, вологості, температури), дані результати прирівнюють до нормальних умов (температура – 273 К, атмосферний тиск – 101,3 кПа (760 мм.рт.ст.), відносна вологість – 60 %, для чого застосовують додатково спеціальну формулу для розрахунків:

$$C_n = C_{t,\varphi,p} \cdot \frac{(273+t) \cdot 101,3}{293 \cdot p} \cdot K, \quad (3.6)$$

де C_n – концентрація забруднюючих речовин при нормальних умовах, мг/м³;

$C_{t,\varphi,p}$ – результат вимірювання концентрації аналізуючого газу (пару) при температурі оточуючого повітря t , °C; відносній вологості φ , %; і атмосферному тиску p , кПа.

K – поправочний коефіцієнт, що враховує вплив температури повітря на показники індикаторних трубок і визначається за спеціальними таблицями та графіками.

Газоаналізатор універсальний призначений для експрес-аналізу повітря, в якому присутні гази CO, CO₂, NO₂, H₂S, Cl₂, CH₄, C₂H₅OH, і органічні похідні бензену (толуол, ксилол).

Прилад УГ-2 застосовується на промислових і сільськогосподарських підприємствах, а також у побуті для контролю забруднюючих речовин в атмосфері.

Автоматичний газоаналізатор ГМК-3. ГМК-3 – автоматичний оптико-акустичний газоаналізатор [9]. Призначений для визначення концентрацій оксиду вуглецю (II) у повітрі при таких умовах: діапазон вимірювань – 40-80 мг/м³. За принциповою схемою (рис. 3.14) ГМК-3 являє собою прилад, який працює за оптико-акустичним методом вимірювань CO. Цей принцип покладений в основу поглинання випромінювання у інфрачервоному діапазоні в приймачі, що являє собою замкнуту камеру, заповнену сумішшю CO і аргону. При поглинанні у приймачі випромінювання, що відповідає спектру CO виникають пульсації температури і тиску, які сприймаються мікрофоном і перетворюються в електричні сигнали. Пульсації тиску виникають внаслідок перетворення випромінювання механічним об'єктом. При цьому амплітуда коливань пропорційна вмісту CO у досліджуваній газовій суміші.

Коефіцієнт поглинання ε визначається з рівняння:

$$\varepsilon = \varepsilon_0 \left(\frac{P}{P_0} \right)^m \left(\frac{T_0}{T} \right)^n, \quad (3.7)$$

де P і T – відповідно тиск і температура;

m , n – коефіцієнти, які залежать від умов вимірювання і аналізованого газу;

T_0 , P_0 , ε_0 – відповідно температура, тиск і коефіцієнт поглинання при нормальних умовах.

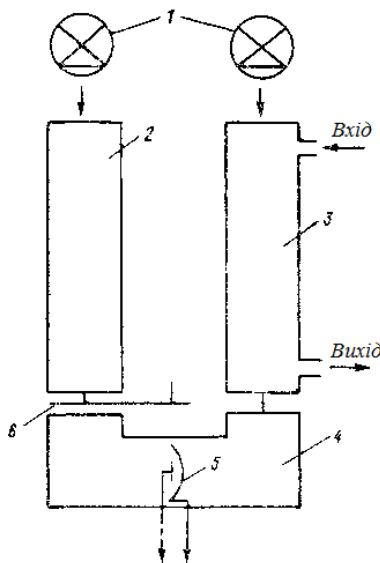


Рис. 3.14. Принципова схема оптико-акустичного газоаналізатора:
1 – джерело випромінювання; 2 – порівняльна кювета; 3 – кювета з аналізованою газовою сумішшю; 4 – оптико-акустичний приймач;
5 – мікрофон; 6 – обтюратор

Так як коефіцієнт поглинання залежить від тиску і температури, то для зменшення похибки, обумовленої впливом температури, внутрішній об'єм газоаналізатора термостатують. На результати вимірювань впливають також CO_2 і вологість, так як їх спектри поглинання перекривають спектри поглинання оксиду карбону (II).

Перед початком вимірювань необхідно:

1) виготовити системи сушки досліджуваного повітря і отримати нульові значення;

2) перевірити вплив пристроїв пробопідготовки і каталізатора на показання газоаналізатора.

З аналізованої газової суміші волога видаляється за допомогою спеціального устаткування – пристрою пробопідготовки (рис. 3.15).

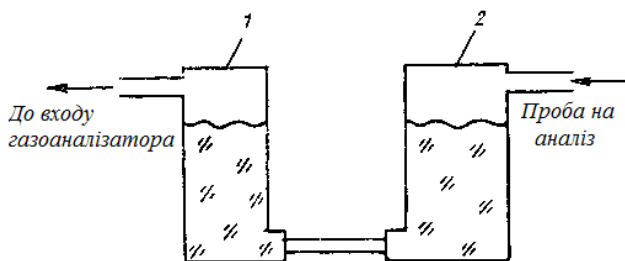


Рис. 3.15. Пристрій пробопідготовки:

1 – скляний резервуар об'ємом 100-150 мл з ангідроном;

2 – скляний резервуар ємністю 200-300 мл

(для дискретних проб або 2000-3000 мл (для безперервної реєстрації))

Для отримання нульової газової суміші допускається замість продувки азотом використовувати фільтруючі коробки від спеціальних протигазів (типу «СО» або «М»), заповнені гопкалітом, які встановлюють між фільтрами 1 і 2. Ці коробки встановлюють на період перевірки нульових показників. Підключення пристроїв пробопідготовки і гопкалітових патронів здійснюється за допомогою поліхлорвінілової трубки.

Необхідно також перевірити герметичність газових систем. Для цього вихід перевіряючої системи закривають заглушкою, а до входу підключають манометр і балон з азотом. У системі створюють тиск близько 29,4 кПа. Якщо на протязі 30 хв перепад тиску не перевищує 0,49 кПа, то система герметична.

Газоаналізатор ГМК-3 може використовуватися як для аналізу дискретних (разових) проб повітря, так і для безперервної реєстрації рівня забруднення атмосферного повітря оксидом карбону.

Аналіз дискретних проб повітря здійснюється в такій послідовності:

1) приєднати до робочої кювети пристрій пробопідготовки, перекрити порівняльну кювету;

2) у цілях отримання нульової газової суміші провести продувку газоаналізатора азотом або повітрям;

3) установити за допомогою ручки «Установка нуля» стрілки реєструючого пристрою на поділці 1-2 мг/м³. Це значення приймається за нульовий показник пристрою;

4) приєднати пробовідбірник з аналізованою пробою;

5) пропустити аналізовану газову суміш на протязі 3-4 хв. через газоаналізатор, провести вимірювання;

6) від'єднати пробовідбірник, пробити робочу кювету нітрогеном або повітрям, попередньо пропущеним через пристрій отримання нульової газової суміші;

7) після повернення стрілки вимірювального пристрою в попереднє нульове положення підключити наступний пробовідбірник;

8) на діаграмній стрічці самописця записати номер аналізованої проби, місце, дату і час її відбору, а також концентрацію оксиду карбону в пробі;

9) розрахувати концентрацію домішок шляхом множення ціни поділки шкали на кількість поділок. Результат округляється до десятих одиниць мг/м^3 і записується на стрічці самописця.

При безперервній роботі газоаналізатора на його діаграмній стрічці записується назва аналізованого газу, вказується номер посту, його місцезнаходження, тип і заводський номер пристрою, швидкість протягування стрічки, дату і час встановлення стрічки. Слід відмітити, що використання ГМК-3 краще в безперервному режимі роботи.

Газоаналізатор ГКП-1. Автоматичний кулонополярографічний газоаналізатор ГКП-1 призначений для визначення у повітрі концентрації діоксиду Сульфуру (SO_2) (рис. 3.16) [9].

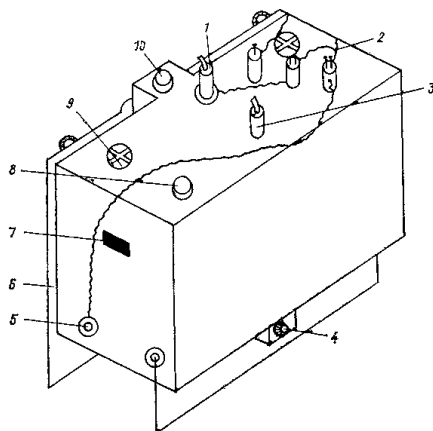


Рис. 3.16. Електрохімічна комірка кулонополярографічного газоаналізатора:

- 1 – вхідний штуцер; 2 – електроди; 3 – штуцер для виходу повітря;
- 4 – відвід для зливу кислоти; 5 – порівняльні електроди; 6 – задня стінка комірки; 7 – верхня позначка рівня кислоти; 8 – камера для запасного електроліту; 9 – вертикальний канал для заливання кислоти і засипання електродної суміші; 10 – канал для засипання йоду

Його основні характеристики:

- діапазон вимірюваних концентрацій – $0,5-10,0 \text{ мг/м}^3$.
- температура навколишнього середовища:
- датчика – $30-50^\circ\text{C}$;

- самописця – 5-40 °С.
- витрата повітря – 50 л/год.

Основним елементом приладу є датчик, який включає такі вузли:

- 1) систему забору і очищення повітря від пилу;
- 2) електрохімічний блок (комірку) із оргскла;
- 3) систему підтримання постійної витрати, яка забезпечує прокачування повітря через електрохімічний блок;
- 4) систему термостатування, яка забезпечує підтримку всередині датчика постійної температури (18-20 °С) в зимових умовах.

Перед початком роботи необхідно перевірити справність приладу.

При вимірюванні бувають випадки, коли чутливість ГКП-1 (зокрема електрохімічного блоку) знижується. У такому випадку для перевірки справності приладу застосовують дозатор діоксиду Сульфуру (рис. 3.17), який дозволяє порівняти показники приладу з показниками контрольного приладу або з показниками хімічного визначення.

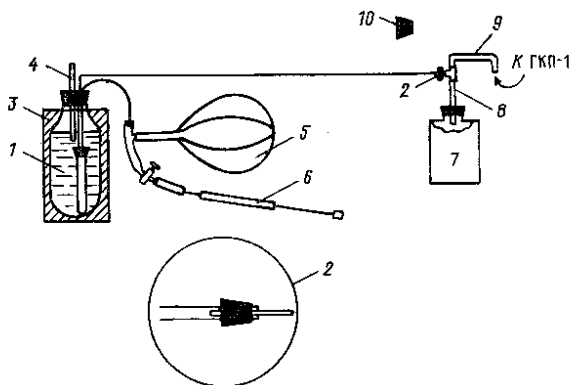


Рис. 3.17. Дозатор Сульфур(IV) оксиду:

- 1 – дифузійна комірка; 2 – дозатор; 3 – термостат; 4 – термометр;
- 5 – джерело стисненого повітря; 6 – ручний насос; 7 – фільтр;
- 8 – газозмішувальна лінія; 9 – з'єднувальна трубка; 10 – заглушка

Шляхом приєднання дозатора до датчика ГКП-1 визначають «0» приладу. Вимірювання за допомогою ГКП-1 концентрації SO_2 записується на спеціальній стандартній стрічці самописця. Для діапазону вимірювань 0 - 10 мг/м^3 ціна поділки на стрічці дорівнює 0,01 мг/м^3 , для діапазону 10 - 100 мг/м^3 - 0,1 мг/м^3 . Щоб обробити результати стрічки самописця її потрібно відрізати. На стрічці записують :

- назву міста;
- номер поста спостереження;
- рік, місяць, число.

Ці дані записуються на початку сітки, що позначає початок доби між ординатами у 24 години або 01 годину.

Операція з обробки стрічки і заповненню журналу аналогічні ГМК-3.

При використанні газоаналізатора ГКП-1 необхідно своєчасне проведення профілактичних робіт:

1. Кожні 2-3 дні проводити зовнішній огляд приладу, контроль нульової лінії. Коректування часу руху стрічки.

2. Один раз на тиждень проводиться дозаправка комірки електролітом, досипання суміші піролізу з вугіллям, перевірка витрати повітря і правильності показань.

3. Один раз у місяць, а літом два рази у місяць, проводять такі операції:

а) промивка допоміжних електродів і засипання свіжої суміші;

б) повна перезарядка комірки і перевірка її фонового струму, перезарядка фільтра грубої очистки, профілактичний ремонт потенціометра.

4. Один раз у квартал проводиться перезарядка фільтра тонкої очистки і промивання зовнішніх і внутрішніх забірних ліній послідовно розчином будь-якого синтетичного миючого засобу, гарячою водою, спиртом, холодною водою.

Газоаналізатор 667 ФФ. Автоматичний газоаналізатор 667 ФФ призначений для забезпечення інструментального контролю за концентрацією SO_2 [8]. В основу роботи газоаналізатора покладений флуоресцентний метод. Суть методу полягає у реєстрації флуоресцентного випромінювання молекул SO_2 внаслідок дії на молекули ультрафіолетового випромінювання. Збудження молекул SO_2 відбувається в спектральній області 220-240 нм, який виділяється за допомогою первинного світлофільтра із спектра випромінювання імпульсної ксенонової лампи ИСК 20-1. У спектральній області 220-240 нм молекули води і оксидів нітрогену не впливають на флуоресценцію. Процес збудження описується формулою:



де h – постійна Планка;

ν_1 – частота коливань збуджуючого випромінювання.

Збуджена молекула переходить в основний стан після випромінювання кванту світла:



де ν_2 – частота коливань випромінювання при флуоресценції в діапазоні довжин хвиль 200-400 нм.

Інтенсивність випромінювання пропорційна концентрації Сульфур(IV) оксиду. Реєстрація флуоресцентного випромінювання молекулами SO_2 здійснюється за допомогою фотоелектричного помножувача (ФЕП) у спектральній області 260-270 нм. Спектри виділяють спеціальними світлофільтрами.

Градуюється газоаналізатор за допомогою вбудованого мікродозатора на основі термостатуючої ампули з рідким SO_2 і атмосферного повітря, очищеного від SO_2 за допомогою спеціального фільтра.

Прилад має спеціальний осушувач газової проби, адже волога, що є у повітрі, викликає часткове гасіння флуоресценції, що призводить до неточних визначень. Висушування відбувається у дифузному осушувачі. Реєстрацію визначень можна проводити за допомогою самописця.

Основні технічні характеристики газоаналізатора 667ФФ01.

1. Діапазони вимірювань масової концентрації – 0-0,5; 0-1,5; 0-5,0 мг/м^3 .

2. Похибка не перевищує $\pm 20 \%$.

3. Час встановлення показників газоаналізатора не більше 240 с.

4. Час прогрівання газоаналізатора не більше 3 год.

Газоаналізатор автоматичний 645 ХЛ. Автоматичний хемілюмінесцентний газоаналізатор 645 ХЛ всіх модифікацій призначений для інструментального контролю оксиду нітрогену NO , діоксиду Нітрогену NO_2 і суми оксидів нітрогену NO_x .

В основу методу покладена реакція озону O_3 з оксидом нітрогену, в результаті якої утворюється діоксид Нітрогену в збудженому стані [10]:



Озон, необхідний для протікання вказаної реакції, утворюється в генераторі озону газоаналізатора з Оксигену, очищеного від пилу і вологи атмосферного повітря при високовольтному розряді.

Із збудженого, діоксид Нітрогену переходить в основний стан, випускаючи енергію інфрачервоного випромінювання, яке знаходиться в області спектра 620-2500 нм з максимумом при 1200 нм.



Приймачем випромінювання являється фотоелектронний помножувач ФЕП. Інтенсивність випромінювання пропорційна кількості взаємодіючих молекул, тобто концентрації оксиду нітрогену.

Першим етапом визначення концентрації діоксиду нітрогену в аналізованій суміші являється відновлення діоксиду нітрогену до оксиду нітрогену в спеціальному конверторі газоаналізатора на каталізаторі, нагрітому до 200 $^{\circ}\text{C}$. У цьому режимі роботи конвертора вимірюється

випромінювання від сумарної концентрації оксидів нітрогену ($\text{NO} + \text{NO}_2$). Потім концентрація діоксиду Нітрогену визначається за різницею електричних сигналів:

$$(\text{NO} + \text{NO}_2) - \text{NO} \rightarrow \text{NO}_2. \quad (3.12)$$

Таким чином, газоаналізатор 645 ХЛ дозволяє по трьох каналах вимірювати концентрації оксиду нітрогену, діоксиду нітрогену і суми оксидів та діоксиду нітрогену.

Основні технічні характеристики газоаналізатора 645ХЛ01:

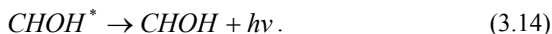
1. Діапазони вимірювань масової концентрації: 0-0,25; 0-0,75; 0-2,5; 0-7,5 мг/м³.
2. Значення похибки для оксиду і діоксиду нітрогену не перевищує $\pm 20 \%$, а для суми оксиду і діоксиду нітрогену $\pm 30 \%$.
3. Час прогріву і виходу газоаналізатора в робочий режим – не більше 3 год.

Газоаналізатори 645 ХЛ можуть працювати у складі автоматичних станцій контролю забруднень атмосферного повітря, а також в автономному режимі в лабораторіях типу ПОСТ та інших лабораторних приміщеннях.

При виконанні вимірювань температура навколишнього середовища повинна бути в інтервалі 10-35 °С.

Обробка стрічок газоаналізатора відбувається у відповідності із загальними вимогами (як для ГМК-3, ГКП-1).

Автоматичний газоаналізатор 652 ХЛ. Автоматичний газоаналізатор 652 ХЛ призначений для інструментального контролю озону. В основу роботи газоаналізатора покладений хемілюмінесцентний метод вимірювання [9]. Суть методу полягає в тому, що реакція етилену C_2H_4 з озоном O_3 супроводжується люмінесценцією:



Детектуючи випромінювання $h\nu$ за допомогою фотоелектронного помножувача, визначають концентрацію озону в аналізованій газовій пробі. Інтенсивність випромінювання пропорційна концентрації озону.

Для отримання максимальної чутливості газоаналізатора в камері, де відбувається реакція взаємодії аналізованого озону з етиленом, за допомогою блоку збуджувача витрати створюється оптимальне розрядження.

Нульовий газ утворюється в самому газоаналізаторі при пропусканні атмосферного повітря через спеціальні фільтри, які очищують його від озону.

При експлуатації приладу необхідно проводити градування газоаналізатора за так званою реперною сумішшю. Для цього в газоаналізаторі 652ХЛ01 вмонтований генератор, призначений для створення строго визначеної концентрації озону. Принцип генерації озону – фотохімічний. Утворення озону відбувається під дією ультрафіолетових променів (УФ) в короткохвильовій області, коли молекули Оксигену повітря дисоціюють на атомний Оксиген:



де $h\nu$ – енергія кванту УФ-випромінювання.

З появою вільних атомів Оксигену проходить реакція синтезу озону при наявності у повітрі інших молекул Оксигену.



де M – будь-яка частинка, яка поглинає енергію співудару.

Основні технічні характеристики газоаналізатора 652ХЛ01:

1. Діапазони вимірювань масової концентрації озону: 0 – 0,05; 0 – 0,15; 0 – 0,5; 0 – 1,5 мг/м³.
2. Значення допустимої основної похибки на всіх діапазонах вимірювань не перевищує $\pm 20 \%$.
3. Значення середнього квадратичного відхилення випадкової похибки не повинна перевищувати $\pm 3 \%$.
4. Час перехідного процесу газоаналізатора не більше 180 с.
5. Час прогрівання і виходу на робочий режим не більше 3 год.

Обробка результатів подібна до попередніх газоаналізаторів.

Автоматичний газоаналізатор 623 НН. Автоматичний газоаналізатор 623 НН призначений для забезпечення інструментального контролю суми вуглеводнів. В основу роботи газоаналізатора покладений полуменево-іонізаційний метод. Концентрація вуглеводнів у повітрі визначається за зміною струму полуменево-іонізаційного детектора (ПІД), який збільшується при введенні у полум'я гідрогену органічних речовин.

Високоомний вимірювальний перетворювач перетворює струм іонізації у вихідну напругу.

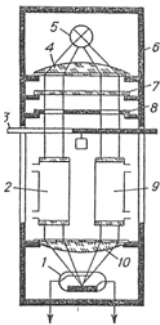
Газоаналізатор виконаний по двоканальній схемі. Потік аналізованого атмосферного повітря ділиться на дві рівні частини. На один ПІД, де реєструється загальна сума вуглеводнів, аналізоване повітря потрапляє без змін. Друга частина потоку проходить через пристрій розподілу вуглеводнів, де відбувається відділення метану від інших вуглеводнів. Другий ПІД реєструє тільки метан. Значення концентрації суми вуглеводнів за виключенням метану знаходять в результаті різниці електричних сигналів з обох датчиків. Відносна чутливість ПІД до деяких вуглеводнів наведена в табл. 3.6.

Відносна чутливість ПД до деяких вуглеводнів

Метан (CH_4)	1
Етилен (C_2H_4)	0,6 – 0,77
Ацетилен (C_2H_2)	0,65 – 0,79
Пропан (C_3H_8)	0,65 – 0,81
Пропілен (C_3H_6)	0,50 – 0,71
Бензол (C_6H_6)	0,65 – 0,82
Толуол ($\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$)	0,53 – 0,74

Обробка результатів подібна до попередніх газоаналізаторів. Даний прилад може визначати метан і суму вуглеводнів: етилен, пропілен, ацетилен, пропан, бензол, толуол.

Газоаналізатор «Okometer». Сконструйований Хуммелем і виготовлений німецькою фірмою "Withof". Принцип роботи газоаналізатора – спектрофотометричний. Прилад "Okometer" ґрунтується на вимірюванні світлопоглинання газами та рідинами в ультрафіолетовій та видимій областях спектру призначений, головним чином, для аналізу відпрацьованих газів NO_2 і т.д. Він представляє собою фотометр змінного світла з двома паралельними ходами променів (рис. 3.18).



До підсилювача

Рис. 3.18 Схема приладу Okometer:
 1–фотоелемент; 2–контрольна кювета; 3–обертаюча сегментна діафрагма; 4–випукла лінза; 5–джерело світла;
 6–циліндрична монтажна труба;
 7–оптичний фільтр; 8–діафрагма з двома отворами;
 9–досліджувана кювета; 10–випукла лінза

Випукла лінза 4 збирає світло, що потрапляє у фотометр в паралельний пучок, який розділяється на два однакових промені діафрагмою з двома отворами. За допомогою обертаючої сегментної діафрагми 3 променям надається протилежна за фазою частота 6,25 Гц. На шляху проходження одного з променів розміщується досліджувана кювета 9, на шляху проходження другого – контрольна кювета 2. Обидва пучки направляються на один і той же фотоелемент 1.

Змінюючи ступінь освітлення фотоелемента в результаті поглинання світла у вимірювальній кюветі, відбувається виникнення змінного струму.

Цей струм посилюється та реєструється. Найменший діапазон вимірювання (чутливість 3 % діапазону), млн.⁻¹:

Cl₂...0-700

NO₂...0-200

SO₂...0-700

O₃...0-2

Hg(пари)...0-0,03

C₆H₆...0-100

3.6. Вимірювання фізичних параметрів атмосфери

3.6.1. Найважливіші параметри атмосфери і визначення метеоумов

Метою метеорологічних спостережень є визначення стану і розвитку фізичних процесів в атмосфері, за умови їхньої взаємодії з підстильною поверхнею, через визначення основних характеристик найважливіших атмосферних явищ та вимірювання метеорологічних величин. Результати спостережень використовують з оперативною метою для підготовки метеорологічних прогнозів і попереджень про несприятливі погодні умови, для узагальнення і накопичення даних про метеорологічний режим відповідної території тощо.

До головних метеорологічних величин, вимірювання яких проводять при комплексних метеорологічних спостереженнях або при проведенні спостережень за забрудненням атмосферного повітря, відносяться напрямок і швидкість вітру, температура повітря, вологість повітря, атмосферний тиск тощо.

Температура є важливим кліматичним фактором і є необхідною умовою при вимірюванні забруднень у повітрі. Важлива кліматична умова – вологість, яка нерівномірно поширюється в атмосфері і горизонтально і вертикально. Вологість впливає на стан забруднення атмосфери пиловими частинками, аерозолями і газоподібними домішками. Велику роль відіграє напрямок і швидкість вітру, від них залежить поширення забруднень в атмосфері і в цілому по території. Важливе значення при екологічних дослідженнях має атмосферний тиск. Розрахунки забруднень у повітрі із застосуванням універсальних лабораторних приладів завжди проводять із врахуванням коефіцієнту, який прирівнює умови визначень до нормальних, а цей коефіцієнт враховує і тиск повітря і температуру. Виходячи з вищевказаного важливим є визначення і температури повітря.

Метеорологія – наука про земну атмосферу як екологічне середовище, її склад і будову, фізичні, хімічні процеси, явища, які в ній відбуваються. Метеорологія також вивчає певні процеси у другому екологічному середовищі – ґрунті, тому що існують певні зв'язки між процесами в атмосфері і в ґрунті. На ряд процесів у ґрунті впливають потоки сонячної енергії, опади тощо. Розуміння цих процесів і явищ в атмосфері і ґрунті

можливо при використанні спеціальних приладів. Метеорологічні прилади на станціях застосовуються для моніторингу за станом атмосфери і ґрунтів.

3.6.2. Прилади для вимірювання напрямку і швидкості вітру

Вітер – рух повітря, що виникає внаслідок різниці температур в атмосфері, а отже і нерівномірності тисків. Вітер характеризується напрямком і швидкістю. Напрямок вітру визначається за румбами. Швидкість вітру визначається в м/с.

При швидкості 5-8 м/с – вітер помірний, при швидкості вище 14 м/с – сильний, 20-30 м/с – шторм, вище 30 м/с – ураган. Сильний вітер у вигляді горловини з вертикальною віссю, що має велику швидкість обертання – *смерч*.

Поривчастість вітру – стрибкоподібні підсилення і послаблення швидкості вітру.

Швидкість та напрямок вітру визначають за допомогою анеморумбометрів, анеморумбографів, анемометрів і флюгерів.

Анеморумбометри широко використовуються в системах збору метеорологічної інформації та інших галузях народного господарства.

Анеморумбометр М63-М1 (рис. 3.19) призначений для дистанційного вимірювання миттєвої, максимальної і середньої швидкостей і напрямку вітру в стаціонарних умовах [13].



Рис. 3.19. Анеморумбометр М63-М1:

а – датчик швидкості і напрямку вітру; б – вимірювальний пульт.

1 – горизонтальний корпус; 2 – хвостове оперення; 3 – повітряний гвинт;
4 – зовнішня трубка; 5 – вертикальний стояк

Анеморумбометр може бути приєднаний до комп'ютеру, що дозволяє видавати результатів вимірювання у вигляді таблиць, графіків, рози вітрів та отримувати інформацію про вітер за будь-який проміжок часу (годину, добу, місяць, рік). Основні технічні характеристики приладу наведені в таблиці 3.7.

Основні технічні характеристики М63-М1

Межі вимірювання і реєстрації: - миттєвої швидкості вітру, м/с - максимальної швидкості вітру, м/с - середньої швидкості, м/с - напрямку вітру, град	1,5-60 3-60 1,2-40 0-360
Похибка вимірювання: - швидкості вітру, м/с - напрямку, град	$\pm(0,5+0,05v)$, де v – швидкість вітру, що вимірюється, м/с ± 10
Поріг чутливості датчика: - за швидкістю вітру, м/с - за напрямком, м/с	0,8 1,2
Датчик експлуатується: - при температурі, град. - відносній вологості, %	+5-+40 до 80

Анеморумбограф М63 МР призначений для вимірювання і реєстрації середньої, миттєвої і максимальної швидкостей та напрямку вітру. Він виконаний на базі електронного автоматичного потенціометра КСП-4 (реєструючий пристрій) та анеморумбометра М63 М1. Принцип його роботи аналогічний принципу роботи анеморумбометра М63 М1.

Анемометр МАРК-60 (рис.3.20). Призначений для вимірювання швидкості (1-60 м/с) та напрямку приземного вітру, автономно або в складі автоматичної метеостанції. Може комплектуватися засобами управління і відображення інформації, а також метеорологічною щоглою [13].



а



б

Рис. 3.20. Анемометр МАРК 60:

а – блок датчиків та вимірювальний блок; б – пульт (приймальний пристрій)

Побудований на датчиках традиційного типу – флюгері і чашковому колесі. Оснащений системою обігріву датчиків для роботи в кліматичних зонах з підвищеною вірогідністю зледеніння.

Флюгер Вільда (рис. 3.21) призначений для визначення напрямку та швидкості вітру в стаціонарних умовах. Його встановлюють на висоті 10-12 м від поверхні землі.

Обладнання приладу ґрунтується на використанні сили тиску повітряного потоку на поверхню дошки, яка розташована перпендикулярно або під кутом до повітряного потоку. Положення дошки, яка відхилена на певний кут під тиском вітру, визначається за штифтами дужки, закріплюють поруч із дошкою.

Напрямок вітру визначається за положенням флюгарки відносно до штифтів, які закріплені на вертикальному стержні під флюгаркою і орієнтовані за сторонами горизонту.

Швидкість вітру до 20 м/с визначають флюгером з легкою “дошкою” (200 грам), а понад 20 м/с – за важкою “дошкою” (800 грам).



Рис. 3.21. Флюгер Вільда



Рис. 3.22. Анемометр механічний (чашковий) МС-13

Швидкість вітру вимірюють спеціальними приладами, які називаються **анемометри**. Це прилади різної конструкції, але за принципом дії майже всі однакові.

Анемометр механічний МС-13 (чашковий) (рис 3.22) призначений для вимірювання середньої швидкості за певний проміжок часу за допомогою секундоміра [13]. Його межа вимірювання 1-20 м/с.

Датчик приладу має чотиричашкову вертушку, яка закріплена до обертаючої в опорах осі. Нижній кінець осі закінчується черв'яком, який зв'язаний із зубчатим редуктором. Число обертів датчика прямо пропорційне середній швидкості вітру. Значення середньої швидкості вітру знаходять за допомогою таблиці або графіка. Включення та зупинка

приладу проводиться за допомогою аретира. Прилад розміщений в корпусі і може кріпитися на штативі за допомогою гвинта.

Анемометр має велику стрілку і невеликий циферблат. Велика стрілка показує одиниці і десятки метрів. Маленькі стрілки (в залежності від їх кількості) показують сотні, тисячі метрів. Кожна маленька стрілка дає право записувати результат однією цифрою, а велика – двозначним числом. З боку циферблату є кнопка аретир або кільце, за допомогою якого вмикається і вимикається лічильник обертів стрілки. Так як показники приладу не збиваються на «0», перед визначенням записують показник великої і маленької стрілок одним числом. Потім розміщують анемометр у необхідному місці і розміщують так, щоб чашки були перпендикулярно до напрямку вітру. Спочатку прилад не вмикають і дають чашкам рівномірно обертатися деякий час. Через 5-10 хв лічильник вмикають, стрілки при цьому зупиняються, а чашки можуть продовжувати обертатися. Записують нове положення стрілок. Різниця між другим показником і першим вимірюванням і вкаже на кількість метрів, що намоталися за даний час роботи приладу. Розділивши отриману кількість метрів на час у секундах отримаємо швидкість руху повітря у м/с.

Анемометр ручний індукційний API-49 (рис 3.23) призначений для вимірювання миттєвої швидкості вітру [13].

Межа вимірювання – 2-30 м/с.



Рис. 3.23. Анемометр ручний індукційний API-49

Дія приладу базується на кутовій швидкості обертання чашкової вертушки за допомогою магнітоіндукційного тахометра. На нижньому кінці осі обертання вертушки закріплена мінутна система, яка вміщує в собі постійний магніт, магнітопровід та температурний компенсатор. У нижній частині корпусу анемометра змонтований перетворювач кутової швидкості у кут повороту стрілки.

Прилад забезпечений ручкою, може бути закріплений на жердині.

Анемометр ручний крильчатий АСО-3 (рис 3.24) призначений для вимірювання середньої швидкості повітря за певний час. Обладнання цього приладу аналогічне обладнанню приладу МС-13 [13].

Обчислити швидкість руху повітря можна скориставшись спеціальною таблицею. Для вимірювання швидкості руху повітря циліндричний резервуар опускають у склянку з гарячою водою, температура якої 60-80 °C і тримають до тих пір, доки спирт не заповнить майже половину верхнього розширення капіляру. Потім прилад виймають з води, насухо витирають і підвішують у місці вимірювання руху повітря.

Віддаючи тепло назовні нагрітий резервуар охолоджується. Спирт з верхнього резервуара переходить у капіляр, а потім і в нижній резервуар. Визначають час (t) протягом якого стовпчик опускається з 38 до 35 °С. визначення проводиться три рази, результати додають і знаходять середнє значення.



Рис. 3.24. Анемометр ручний крильчатий АСО-3

Приблизну оцінку сили вітру можна провести і за видимими проявами (шкала Бофорта) (табл. 3.8).

Таблиця 3.8

Оцінка сили вітру за видимими проявами

Сила вітру, бали	Назва вітру	Прояви дії вітру	Швидкість, км/год.
1	2	3	4
0	Штиль	Дим із димарів піднімається вертикально	0-1
1	Дуже слабкий бриз	Напрямок вітру можна спостерігати за відхиленням стовпів диму, але не за флюгером	1-5
2	Легкий бриз	Рух повітря відчувається обличчям, спостерігається легке тремтіння листків, є реакція флюгера	6-11
3	Малий бриз	Постійно дрижать легкі листки і кінчики гілочок, ворухаться легкі прапорці	12-19
4	Хороший бриз	Вітер ворухить листя і папір на землі, коливаються тонкі гілки	20-28
5	Бриз	Починають коливатися кущі, на озері чи річці з'являються хвилі	29-38
6	Свіжий вітер	Коливаються великі гілки, починають свистіти дроти, важко утримувати парасольку	39-49
7	Сильний вітер	Коливаються цілі дерева, важко рухатися проти вітру	50-61
8	Шквал	Вітер ламає тонкі гілки, дуже важко рухатися проти вітру	62-74

Продовження табл. 3.8

1	2	3	4
9	Сильний шквал	Ламаються товсті гілки, вітер починає пошкоджувати будівлі	75-88
10	Буря	Ламаються дерева, пошкоджує будівлі (покрівлю, тощо)	89-102
11	Сильна буря	Вітер ламає і вивертає товсті дерева, спостерігаються значні пошкодження споруд	103-117
12	Ураган	Масове пошкодження дерев і будівель звичайного проектування	>118

3.6.3. Вимірювання вологості повітря

Вологість повітря залежить від вмісту в ньому водяних парів. Розрізняють абсолютну, максимальну, відносну вологість повітря, точку роси тощо.

Абсолютна вологість – напруга водяних парів, що знаходяться в даний момент у повітрі (виражається у Паскалях (Па)), або кількість водяних парів у грамах, що містяться в 1 м³ повітря в момент дослідження.

Максимальна вологість – напруга водяних парів (Па) при повному насиченні повітря вологою при даній температурі, або кількість водяних парів у грамах, необхідна для повного насичення 1 м³ повітря при даній температурі. Максимальна вологість залежить від температури: чим вища температура – тим більше потрібно водяних парів для повного його насичення. Максимальна вологість при різних температурах наведена у спеціальних таблицях.

Відносна вологість – відношення абсолютної вологості до максимальної, виражена у відсотках.

Дефіцит насичення – різниця між максимальною і абсолютною вологістю.

Точка роси – температура, при якій повітря стає насичене водяним паром. Останній переходить у крапельно-рідкий стан і з'являється роса.

Абсолютну вологість повітря визначають приладами – психрометрами. Вони бувають двох типів:

- статистичні;
- динамічні.

Психрометр статистичний (Августа) (рис 3.25) складається з двох однакових ртутних або спиртових термометрів, умовно позначених «сухим» і «вологим», що закріплені на одній підставці [13]. Кулька вологого термометра обгорнута батистом і знаходиться у скляній посудині з дистильованою водою. Випаровування води з батисту тим більше, чим

сухіше повітря і це випаровування призводить до зниження температури кульки термометра і опускання спиртового стовпчика.

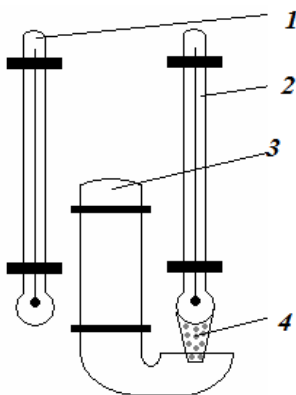


Рис. 3.25. Принципова схема психрометра:

- 1 – сухий термометр,
- 2 – вологий термометр,
- 3 – балон для води,
- 4 – батист

Через 10-15 хв після початку визначення проводять відлік показників термометрів «сухого» і «вологого», і розраховують абсолютну вологість за формулою:

$$A = B - a \cdot (T - T_l) \cdot H \quad (3.17)$$

де A – абсолютна вологість, г/м^3 ;
 B – максимальна напруга водяних парів при температурі «вологого» термометра (визначається за таблицею);

a – психрометричний коефіцієнт. При визначенні вологості повітря $a=0,00074$.

T – показник «сухого» термометра;

T_l – показник «вологого» термометра;

H – атмосферний тиск у момент дослідження.

Знаючи абсолютну вологість

можна визначити і відносну за формулою:

$$x = \frac{A \cdot 100}{B}, \quad (3.18)$$

де x – відносна вологість, %;

A – абсолютна вологість, г/м^3 ;

B – максимальна вологість (визначається за таблицею).

Отриману величину порівнюють із нормативами вологості – для літнього періоду норма – 30%, для всіх інших періодів року – 60-70%.

Умови вимірювання:

- вимірювати в найкоротший термін;
- не допускати впливу інших джерел тепла, руху повітря тощо.

Динамічний аспіраційний психрометр (Асмана) (рис. 3.26) є більш точним приладом [13].

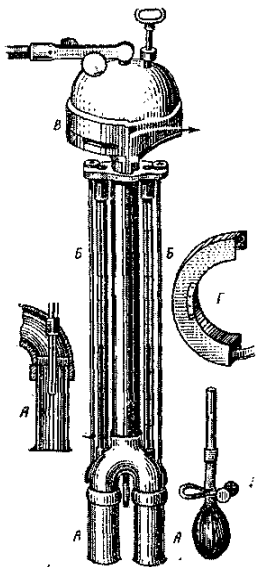


Рис. 3.26. Психрометр аспіраційний (Асмана)

- А – металеві трубки, в яких розташовані резервуари термометрів;
 Б – термометри; В – аспіратор;
 Г – запобіжник від вітру;
 Д – піпетка для змочування вологого термометра

Він змонтований за тим же принципом, що і статистичний, але різниця полягає в тому, що він захищений корпусом від теплової радіації, що дозволяє використовувати його у виробничих умовах (гарячих цехах). Крім того, термометри вмонтовані в металічну трубку, що захищає їх від променевої енергії. У верхній частині є вентилятор, який активно засмоктує повітря і протягує через металеві трубки.

Аспіраційний психрометр за допомогою вентилятора протягує повітря з постійною швидкістю (2 м/с), а тому випаровування на вологому термометрі постійне і рівномірне та в порівнянні із статистичним психрометром випаровування, не залежить від швидкості руху повітря в приміщенні, тому він більш досконалий.

Вимірювання розпочинають через 3-4 хв. після вмикання механізму.

Абсолютну вологість розраховують за формулою:

$$A = f - 0,5(t_1 - t_2) \frac{B}{755}, \quad (3.19)$$

де A – абсолютна вологість;

f – максимальна вологість при температурі «вологого» термометра;

$0,5$ – постійний психрометричний коефіцієнт;

t_1 – температура «сухого» термометра;

t_2 – температура «вологого» термометра;

B – атмосферний тиск у момент спостереження;

755 – середній атмосферний тиск.

Відносну вологість аспіраційним психрометром можна визначити за спеціальною таблицею на перетині ліній, горизонтальних і вертикальних, що вказує на температуру «сухого» термометра (горизонтально) і «вологого» термометра (вертикально).

Знаючи абсолютну вологість можна визначити відносну вологість за вище вказаною формулою.

Волосяний гігрометр (рис. 3.27) [13]. Довгу волосину очищають від жиру будь-яким розчинником. Знежирена волосина чутливо реагує на зміну кількості водяної пари в повітрі: вона видовжується у вологому і скорочується у сухому повітрі. Волосину обводять один раз навколо осі стрілки і на нижній кінець прикріплюють невеликий вантаж. Бажано провести калібрування такого гігрометра за допомогою промислового приладу.

Гігрограф (рис. 3.28) призначений для реєстрації вологості (відносної) на протязі тривалого часу (години, доби) при систематичному спостереженні [13].



Рис. 3.27. Принципова
схема волосяного
гігрометра

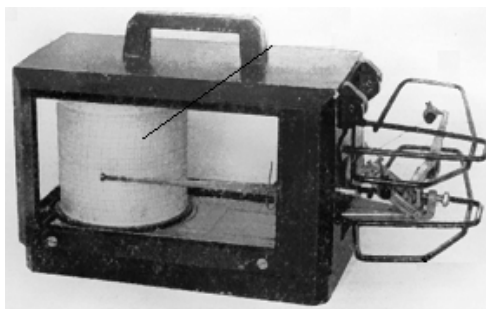


Рис. 3.28. Гігрограф метеорологічний
М-21АС

Він має обертаючий барабан, на який закріплюється паперова стрічка з нанесеними вертикалями і горизонталями. Горизонталі показують час, вертикалі – відносну вологість. На стрічці діаграми виписує рухоме перо самописця, яке змонтоване із спеціальним пристроєм, що реагує на вологість повітря. Воно являю собою пучок волосся довжиною 20 см, що натягнутий на раму. Пучок по середині сполучений крючком, який сполучений із стрілкою пера.

3.6.4. Прилади для вимірювання атмосферного тиску

Значення атмосферного тиску необхідне для розрахунків багатьох величин. Тиск вимірюється в міліметрах ртутного стовпа при температурі 0 °С, нормальний тиск складає 760 мм.рт.ст.

За системою СІ тиск вимірюється в паскалях (Па). 1 Па – це тиск, який створює силу в 1 Н (1Н=0,102 г), що рівномірно розподілений на площі 1 м².

Атмосферний тиск для зручності визначають у гПа (1 гПа=100 Па). Міліметри ртутного стовпа не важко перерахувати у гПа. 1 мм.рт.ст = 1,333 гПа. Є табличні дані, які вказують перерахунки різних станів тиску.

Вимірювання атмосферного тиску здійснюється барометрами та барографами.

Барометри-анероїди являють собою круглу металічну коробку, в середині якої знаходиться металева трубка, яка вигнута підковою і повітря в ній розріджене. При появі тиску кінці цієї трубки наближаються один до одного, а при зниженні тиску кінці розходяться. Це переміщення за допомогою перемикачів передається стрілці, що рухається по шкалі. На шкалі нанесені поділки, що відповідають міліметрам ртутного стовпа.

Існує ще один вид барометрів, у яких сприймаючою частиною є металічна безповітряна коробочка з хвилеподібними стінками. При підвищенні тиску коробочка стискається, а при пониженні – випрямляється. Цей рух через пружину і систему перемикачів передається на стрілку, яка вказує на шкалі тиск.

Відомі такі марки барометрів-анероїдів: барометр МД-49-А, БАММ та інші.

Барометр-анероїд МД-49-А (рис. 3.29) призначений для вимірювання атмосферного тиску в діапазоні вимірювань від 300 до 820 мм рт. ст. [13].

Механізм приладу встановлений в корпус, який змонтований в футлярі на пружинах.

Технічні характеристики барометра МД-49-А:

- діапазон вимірювань – від 300 до 820 мм рт. ст.;
- ціна поділки – 1 мм рт. ст.;
- похибка вимірювання – не більше 0,8 мм рт. ст.;
- робоче положення – горизонтальне.



Рис. 3.29. Барометр-анероїд МД-49-А

Барометр МД-49-А під час роботи повинен бути захищений від прямого сонячного опромінення, різких коливань температури і потрапляння вологи в корпус.

Барометр-анероїд

БАММ-1 (рис. 3.30) призначений для вимірювання атмосферного тиску в наземних умовах в діапазоні температур від 0 до +40 °С та при відносній вологості не більше 80 %. Він є обов'язковим приладом для сертифікованих лабораторій для визначення атмосферного тиску під час дпитів.



Рис. 3.30. Барометр-анероїд БАММ-1

Межа вимірювання – 80-106 кПа (600-800 мм.рт.ст).

Дія приладу основана на властивості анероїдної мембрани деформуватися при зміні атмосферного тиску. Лінійне пересування мембран перетворюється передавальним механізмом у кругове пересування стрілки приладу [12].

Вимірювач атмосферного тиску цифровий БАР (барометр БАР) (рис. 3.31) призначений для вимірювання атмосферного тиску на метеопостах, метеомайданчиках і аеродромах [13]. Може використовуватися як автономний пристрій, а також в складі автоматизованих гідрометеорологічних систем збору інформації тощо.



Рис. 3.31. Барометр БАР (вимірювальний блок):

- 1 – рідкокристалічний індикатор показів; 2 – перемикач одиниць вимірювання тиску; 3 – рознім підключення до комп'ютеру; 4 – рознім живлення

Технічні характеристики:

- діапазон вимірювання атмосферного тиску від 650 до 1080 гПа (489 ... 812 мм рт.ст.);
- абсолютна похибка вимірювань - $\pm 0,3$ гПа (0,2 мм рт. ст.);
- роздільна здатність - 0,01 гПа (0,01 мм рт. Ст.);
- час готовності до роботи - 30 хвилин;
- режим роботи - безперервний, цілодобовий;
- робочий температурний діапазон від 5 до 40 °С.

Для постійної (систематичної) фіксації атмосферного тиску годинами або днями застосовують самопишучий прилад **барограф** (рис. 3.32) [13].

За конструкцією і загальним виглядом він нагадує гігрограф або термограф. Той же обертаючий барабан із паперовою стрічкою, який можна заводити на час обертання: годину; добу. Самопишучий пристрій – перо або стрілка. Але сприймаючою частиною є зовсім інший пристрій, зокрема кілька anerоїдних коробочок сполучених одна з одною. Рух їхніх кришечок передається на стрілку з пером і перо виписує криву лінію на стрічці обертаючого барабана.

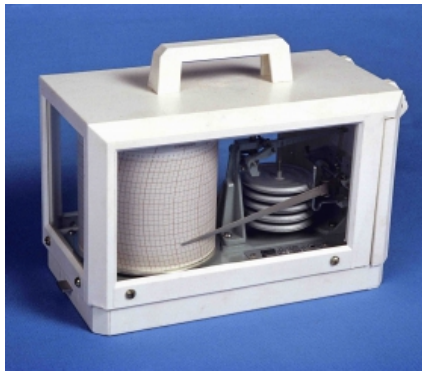


Рис. 3.32. Барограф метеорологічний М-22АН

3.6.5. Прилади для визначення кількості опадів

Дощомір. Для визначення кількості опадів можна використати прозору пляшку з лішкою, верхній діаметр якої має відповідати діаметру пляшки (рис. 3.33). Пляшку слід проградуювати у кубічних міліметрах або в кінці досліду переливати зібрану дощову воду у мірний циліндр. Визначивши об'єм зібраної води, розраховують кількість опадів на одиницю площі.



Рис. 3.33. Схема дощоміра

3.7. Метеорологічні спостереження при відборах проб повітря

3.7.1. Вимірювання швидкості вітру

З огляду на те, що метеорологічні фактори визначають перенесення і розсіювання шкідливих речовин в атмосферному повітрі, відбір проб повітря повинний супроводжуватися спостереженнями за димовими факелами джерел викидів і основних метеорологічних параметрів, до числа яких відносяться: швидкість і напрямок вітру; температура і вологість повітря; атмосферні явища, стан погоди і підстилаючої поверхні.

Результати спостережень записуються в робочий журнал гідрометспостерігача, а оброблені результати – у книжку запису спостережень за забрудненням атмосферного повітря і метеорологічних елементів КЗА-1 [12].

Для характеристики клімату місцевості необхідні відомості про середньомісячні мінімальні і максимальні величини основних метеорологічних елементів за великий проміжок часу (не менше 10 років). До них відносяться температура, відносна вологість, швидкість руху повітря, нижня хмарність. Ці відомості можна одержати в місцевій метеорологічній станції або з кліматичних довідників.

Поряд із середніми показниками важливими є дані про повторюваність (частоту) у визначених градаціях основних метеорологічних елементів або днів, що відрізняються характерними погодними умовами. Так, велике значення має облік на протязі року або місяця частоти ясних, похмурих, дощових, безвітряних днів, вітрів різного напрямку і їхньої швидкості.

Найбільш широко користуються даними про повторюваність метеорологічних елементів при вивченні вітрового режиму місцевості (напрямку і швидкості руху атмосферного повітря). Вітер – це рух

повітряних мас в атмосфері. Він виникає внаслідок нерівномірного розподілу температури і тиску на земній поверхні. Вітер характеризується швидкістю і напрямком, які в більшому чи меншому ступені коливаються. Ці коливання називаються поривчастістю вітру. При швидкостях 5-8 м/с вітер вважається помірним, понад 14 м/с – сильний. Вітер швидкістю 20-30 м/с являє собою шторм, а понад 30 м/с – ураган. Різке короточасне посилення вітру до 20 м/с називається шквалом. Повна затишність, що спостерігається, біля поверхні землі називається штилем.

Напрямок вітру позначають початковими буквами найменування тієї сторони обрію, відкіль рухаються повітряні потоки (Пн – північний, якщо вітер дме з півночі на південь, ПдЗ – південно-західний і т.д.).

Швидкість вітру – це відстань, яку проходить маса повітря в одиницю часу; вимірюють швидкість вітру в м/с чи км/год.; 1 м/с відповідає 3,6 км/год.

Напрямок і швидкість вітру на метеорологічних станціях визначають флюгерами, встановленими не нижче 10 м від поверхні землі. Дані про швидкість вітру на висоті флюгера можна перерахувати на висоту 2 м за формулою:

$$V_2 = V_\phi \cdot K, \quad (3.20)$$

де V_2 – швидкість вітру на висоті 2 м, м/с;

V_ϕ – швидкість вітру на висоті флюгера, м/с;

K – коефіцієнт перерахунку швидкості вітру з висоти флюгера на висоту 2 м.

Графічне зображення повторюваності вітру певного напрямку за якийсь проміжок часу називають *розою вітрів*.

Вимірювання швидкості і напрямку вітру можуть проводитися як за допомогою метеорологічної станції М-49 (рис. 3.34) (наприклад, у лабораторії типу ПОСТ), так і за допомогою спеціальних метеорологічних приладів (вітромірів, анемометрів, флюгерів, вимпелів і ін.). Найбільш просто метеорологічні параметри вимірювати за допомогою станції М-49, що дозволяє визначати також температуру і вологість повітря [12].

Покажчик метеорологічних параметрів є настільним приладом, на передній панелі якого розміщені: покажчик відносної вологості і напрямку вітру, покажчик швидкості вітру і температури; ручки управління (живлення (6 В, 220 В), швидкість вітру (V), установка напруги контролю, напрямок вітру (ϕ), вологість (%), контроль (K) температури (ТВ і ТН)).

Швидкість (м/с) і напрямок (градуси, румби) вітру вимірюють на початку, в середині і наприкінці терміну спостережень. Щоразу реєструють по десять значень показників приладу через 10 с, затративши на кожний відлік параметра, що вимірюється, 100 с. Потім визначається середнє значення відліку (10 вимірювань кожного відліку, підсумовують і ділять на

10). Після цього підсумовують середні значення трьох відліків і ділять на 3. Отриманий показник засвідчує середню швидкість вітру і його середній напрямок у період проведення спостережень (тривалістю 20 хв.).

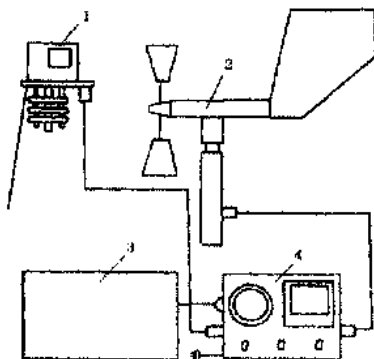


Рис. 3.34. Основні вузли станції М-49:

1 – виносний датчик температури і вологості; 2 – датчики напрямку та швидкості вітру; 3 – блок живлення; 4 – показник метеорологічних параметрів

За відсутності вітру в журналі спостережень у графі «напрямок» пишуть «штиль», а «швидкість» – «0».

Швидкість вітру вимірюють вітроміром або ручним анемометром, їх та інші метеорологічні і пробовідбірні прилади, пристрої закріплюють на тринозі на висоті 2 м від землі. Для визначення швидкості вітру анемометри включають на 10 хв. Початкові й кінцеві значення записують у журнал спостережень КЗА-1. Різницю відліків ділять на 600 і за графіком або таблицею, що додається до приладу, визначають швидкість вітру з точністю до 0,1 м/с (при використанні таблиць така точність досягається за допомогою методу інтерполяції). Напрямок вітру визначають протягом 2 хв. по 16 румбах – напрямках до точок видимого горизонту.

Результати вимірювань, отримані за допомогою станції М-49, вносять в журнал КЗА-1 з точністю щодо швидкості вітру 0,5 м/с, а щодо напрямку – 1°.

Згідно "Методичних вказівок для проведення мікрокліматичних обстежень у період розвідок" анемометричні зйомки можна проводити в різні часи року і доби, але більш зручно – вдень при стійкому напрямку вітру і швидкості не менше 3 м/с в опорній точці на висоті 2 м.

Для точних вимірювань швидкості вітру в стаціонарних і польових умовах використовують динамічні анемометри. Циферблат архівного

механізму має три шкали одиниць, сотень і тисяч. Чашковими анемометрами можна вимірювати швидкість вітру від 1 м/с.

Для вимірювання швидкості вітру в заданому пункті чашковий анемометр, завчасно перевірений у бюро повірки гідрометеорологічної служби, закріплюють вертикально на стійці при закритому механізмі так, щоб циферблат був з підвітряної сторони. У журнал спостереження записують початкове показання лічильника (по всіх трьох шкалах циферблата). Щоб уникнути помилок при записі показань стрілки шкали, що показує сотні і тисячі розподілів, перевіряють по стрілці попередньої шкали. Одночасно аретиром включають механізм анемометра і секундомір (чи записують показання годин, що мають секундну стрілку). Через 10 хв. механізм приладу виключають і записують кінцеве показання лічильника і час експозиції в секундах за загальноприйнятою формою (табл. 3.17).

Таблиця 3.17

Форма запису спостережень і розрахунок швидкості і напрямку вітру

Дата, номер і назва точки спостереження	Час		Відліки після включення, до включення	Різниця у відліках	Число поділок, с	Швидкість вітру, м/с	Напрямок вітру
	включення	виключення					
20.09.05							
1 (вершина)	10 год. 20хв.	10 год. 20хв.	5800 2980	2820	4,7	4,8	Північ
2 (долина)	10 год. 50хв.	10 год. 50хв.	8970 6740	2230	3,7	3,8	Північний схід

Установлюють різницю в показаннях лічильника анемометра між другим і першим відліками, отримане число ділять на час експозиції в с (600 с), обчислюють число розподілів, що приходяться на 1 с. Потім швидкість вітру визначають за графіком, прикладеному до приладу. Для цього на вертикальній осі графіка знаходять число, що відповідає числу розподілів шкали лічильника анемометра в секунду, і проводять горизонтальну рису до перетинання з лінією графіка, з цієї точки ведуть вертикальну пряму до перетинання з горизонтальною віссю. Точка перетинання вертикалі з горизонтальною віссю графіка вказує на шукану швидкість вітру в м/с.

Щоб прискорити обчислення швидкості вітру, що особливо важливо при роботі в польових умовах, за показниками графіка складають таблиці переведу числа розподілів у 1 с у швидкість вітру. Приклад запису показань анемометра приведений у табл. 3.18.

Таблиця 3.18

Приклад запису показань анеометру

Показання стрілок до спостережень	Показання стрілок через 10 хв. після початку спостережень
Велика стрілка, яка показує одиниці і десятки (10)	80
Мала стрілка, яка показує сотні (2)	Між цифрами 6 і 7
Мала стрілка, яка показує тисячі (4)	Між цифрами 5 і 6
Запис: 4210 поділок	Запис: 5680 поділок

Для визначення швидкості слабких рухів атмосферного повітря рекомендують користуватися крильчатим анеометром. Цей прилад більш чутливий, тому що сприймаючою частиною його є коліща з легкими алюмінієвими крилами. Він придатний для вимірювання швидкостей вітру менше 1 м/с. Крильчатий анеометр легко ушкоджується при сильному, особливо рвучкому вітрі, тому ним можна користуватися лише в умовах, коли швидкість руху повітря не перевищить 5 м/с (на озелених територіях, закритих забудованих ділянках, при штилі і т.п.).

Працюючи з крильчатим анеометром, необхідно ретельно слідкувати за тим, щоб напрямок повітряних течій був перпендикулярним площині обертання коліщати. Напрямок руху повітря можна визначити за допомогою легкого вимпела (шовкової смужки, нитки), укріпленого на підставці. Експлуатація крильчатого анеометра і розрахунок швидкості вітру аналогічна вищеповисаним при роботі з чашковим анеометром.

Напрямок слабких вітрів (менш 1 м/с) можна встановити за поширенням диму (багать або димових шашок) чи відхиленню легкого вимпела, зафіксованого по компасу (табл. 3.19).

Таблиця 3.19

Візуальне визначення швидкості вітру

Оцінка вітру	Характеристика вітру	Швидкість по флюгеру, м/с
Дім підіймається прямовисно або прямовисно, листя нерухоме	Штиль	0-1
Напрямок вітру визначається за димом (дим відхиляється, обличчя відчуває вітер)	Слабкий вітер	1-2
Подув вітру добре відчуває обличчя, листя шелестить	Легкий вітер	2-3

В стаціонарних умовах напрямок вітру враховують за допомогою флюгера. Він складається з флюгарки, що вільно обертається на залізному

стрижні. Під дією вітру флюгарка встановлюється таким чином, що кінець її, що є протимагою для іншої частини, указує точку обрію, звідкіля дме вітер. Для визначення цього напрямку під флюгаркою на тому ж стрижні закріплена муфта з 4 або 8 залізними прутками – вказівниками сторін світу.

Кліматична характеристика місцевості по режиму вітру може бути складена тільки по середній розі вітрів, побудованій на підставі даних безупинних спостережень за вітром протягом 5-10 років. Розу вітрів будують за частотою напрямків вітру за 8 румбами (напрямкам). Повторюваність напрямків вітру обчислюють у відсотках від загального числа спостережень за певний відрізок часу (рік, сезон, місяць) без обліку штилів (табл.3.20), користуючись формулою:

$$K = \frac{A}{B} \cdot 100, \quad (3.21)$$

де К – відсоток повторюваності вітру визначеного напрямку;

А – число випадків вітру цього напрямку;

В – число всіх спостережень без штилів (у відсутність вітру).

Таблиця 3.20

Відношення румбів і градусів

Румби	Пн	ПнПнС	ПнС	СПнС	С	СПдС	ПдС	ПдПдС
Градуси	360	22	45	68	90	112	135	158
Румби	Пд	ПдПдЗ	ПдЗ	ЗПдЗ	З	ЗПнЗ	ПнЗ	ПнПнЗ
Градуси	180	202	225	248	270	292	315	338

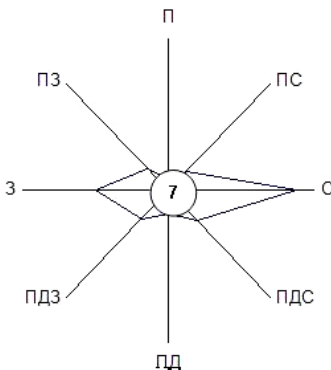


Рис. 3.35 Роза вітрів і відсоток штилів

Відкладаючи по відповідним напрямках в обраному масштабі числа К і з'єднавши кінці відрізків між собою, одержують розу напрямку вітру. По цьому принципі будують розу хуртовини і завірюхи.

Штильні погоди теж виражають у відсотках до загального числа спостережень і в прийнятому масштабі зображують у вигляді круга в центрі рози вітрів (рис. 3.35).

З рис. 3.35 видно, що переважним напрямком вітру є південно-східний, а штиль відповідає 10 %.

Елементи клімату м. Миргорода

1. Середньорічна швидкість вітру – 3,2 м/с;
2. Швидкість вітру, повторюваність якої перевищує 5 % – 9-10 м/с;
3. Середня максимальна температура повітря у липні + 26,7 °С;
4. Середня максимальна температура повітря у січні – 6,6 °С;
5. Повторюваність напрямку вітру і штилів у %.

Пн	ПнЗ	ПнС	С	ПдС	ПдЗ	Пд	З	штиль
12	16	13	13	13	10	10	13	11

3.7.2. Спостереження за димовим факелом і станом погоди

Спостереження за димовим факелом проводяться за найбільшим потужним джерелом. Відзначається колір факелу і його форма в місці виходу з джерела. Форма факелу фіксується візуально і записується шифр факелу (1-3) відповідно до табл. 3.21. Стан погоди оцінюється візуально за характерними ознаками, зазначених у табл. 3.22. У КЗА-1 вносяться відповідні записи і шифри [12].

Таблиця 3.21

Шифр і характеристика факелу

Шифр	Характеристика факелу
1	Факел має нестійкі контури; клуби диму то високо піднімаються, то різко опускаються; спостерігається вдень при позитивному градієнті температури і помірній швидкості вітру
2	Факел піднімається вгору і рівномірно розтікаються в усі сторони; частіше спостерігається в літній період; у денний період може спостерігатися при слабкій швидкості вітру
3	Г-подібна форма факелу: дим при виході з труби виходить спочатку у горизонтальному напрямку або спочатку піднімається вертикально, а потім зміщається по вітру; спостерігається при нульовому або негативному градієнті температури і при штилі

Таблиця 3.22

Характерні ознаки стану погоди

Шифр	Стан погоди, атмосферні явища	Характерні ознаки
1	2	3
0	Ясно	Немає хмар або окремі хмари закривають не більше 2/10 неба; сонце не закрито
1	Мінлива хмарність	Хмари закривають менше 8/10 неба; сонце час від часу закривається хмарами

1	2	3
2	Імла	Помутніння повітря за рахунок зважених часток пилу, диму, гарі. Повітря має синюватий відтінок
3	Серпанок	Слабке помутніння повітря за рахунок перенасичення повітря вологою. Повітря має сіруватий відтінок, горизонтальна видимість більше 1 км
4	Дощ	Опади у виді дрібних капель, їхнє падіння на землю
5	Мряка	непомітне для ока
6	Пилова буря	Погіршення відомості на великій території через пил, піднятий сильною бурею (вітром)
7	Сніг	Опади у вигляді крижаних кристалів
8	Туман	Помутніння атмосфери при горизонтальній відомості менше 1 км
9	Похмуро	Небо закрите хмарами на 8/10 і більше. Сонце не просвічує

Стан поверхні, що підстилає, у радіусі до 100 м від місця спостереження відзначають за наступними градаціями: суха, яка порошить; суха, яка не порошить; волога, мокра, зелена трава, пожовкла трава, сніг.

3.7.3. Визначення температури і вологості атмосферного повітря

Вологість повітря – вміст у ньому водяної пари – є важливою характеристикою погоди і клімату. Вологість повітря вимірюється різними гігрометрами і психрометрами, а температура – термометрами.

Визначення вологості і температури повітря в лабораторіях типу ПОСТ проводиться за допомогою метеостанції М-49 [12]. Для цього за 10 хв. до початку спостережень датчики температури і вологості за допомогою висувної штанги виводять з павільйону ПОСТ на відстань 1,5 м (рукоятка штанги відводиться повністю). Для вимірювання температури перемикач переводять в положення «К» (контроль). За допомогою перемикача стрілка амперметра плавно встановлюється на праву крайню риску шкали, потім перемикач переводять в положення «ТН» або «ТВ» відповідно для плюсових або мінусових температур, що вимірюються, і записують показники верхньої шкали з точністю до 0,5°C.

Для вимірювання вологості перемикач переводять в положення «%» (вологість). За показниками внутрішньої шкали покажчика записують дані з точністю до 1 %.

Вимірювання вологості і температури в лабораторії типу ПОСТ, обладнаною станцією М-49, проводиться 3 рази наприкінці спостережень. Сума трьох вимірів ділиться на три і вноситься поправка на температуру,

узятю з паспорта станції. Результати вимірів записуються в журнал спостережень КЗА-1.

За відсутності станції М-49 чи несправності блоку температури і вологості, можна використовувати аспіраційний психрометр. Перед проведенням вимірів прилад горизонтально підвішують на тринозі на висоті 1,5 м від землі. Психрометр не повинен знаходитися поблизу яких-небудь поверхонь (стіна, дерево, огорожа і т.п.) Підготовлений до проведення спостережень психрометр варто винести з приміщення узимку за 30 хв., а влітку за 15 хв. до початку спостережень.

Вимірювання психрометром проводять протягом 20 хв. тричі: на 10-й, на 12-й і на 14-й хвиликах. За 4 хв. до першого вимірювання вмикають вентилятор психрометра. Після першого вимірювання необхідно знову увімкнути вентилятор. Перед тим (взимку за 30 хв., влітку за 4 хв. до початку спостережень) правий резервуар термометра, обгорнений батистом, змочують дистильованою водою. Для цього беруть гумову грушу з піпеткою, заздалегідь наповнену дистильованою водою, легким її стисканням встановлюють рівень води в піпетці не вище ніж 1 см від її кінчика, і втримують його, закріпивши затискач на трубочці між піпеткою і грушею. Після цього кінчик піпетки вводять повністю у внутрішню трубку захисту правого термометра і змочують батист у його резервуарі. Через деякий час знімають затискач і прибирають надлишки води з внутрішньої трубки. Після цього піпетку прибирають. До значень температури, які показані сухим (лівим) і змоченим (правим) термометрами, вносять поправки з доданого до кожного термометра перевірного свідоцтва, знаходять середні значення і записують в книгу спостережень. За показниками сухого термометра визначають температуру повітря. За даними психрометричних таблиць розраховують значення абсолютної і відносної вологості повітря. Для визначення відносної вологості повітря за показниками психрометра можна використати психрометричний графік, якщо не потрібне значення абсолютної вологості. Під час спостережень узимку необхідно зважати на наявність на батисті переохолодженої води або льоду.

Для зміни батисту (не рідше одного разу на 10 діб) відкручують трубку захисту правого резервуара термометра, виймають металевий екран, знімають з резервуара термометра старий батист, обмивають резервуар термометра дистильованою водою. Змочують новий шматочок батисту і щільно, без складок, обгортають ним резервуар термометра, але так, щоб вище резервуара було 3-4 мм батисту, а подвійний його шар покривав не більше 1/4 поверхні резервуара. Батист прив'язують ниткою спочатку вгорі, а потім внизу. Знизу батист відрізають, щоб він спускався нижче резервуара термометра не більше ніж на 2-3 мм.

Для визначення істинної температури повітря термометри, прикріплені до оправи, варто встановлювати в тіні і на відстані від освітлених сонцем предметів. При впливі на них прямих сонячних променів вони показують

більш високу температуру, ніж має навколишнє повітря, через нагрівання матеріалу оправы.

Більш точні дані про температуру повітря одержують за допомогою аспіраційного термометра, що є складовою частиною психрометра Асмана.

Психрометр аспіраційний великої моделі (Асмана) служить для вимірювання температури і вологості повітря в стаціонарних і польових умовах. Принцип дії психрометра ґрунтується на різниці показань сухого (лівого) і змоченого (правого) термометрів у залежності від вологості навколишнього повітря. Резервуар правого термометра повинний бути обернутий тонкою матерією (батистом в один шар чи марлею), що перед роботою змочують водою.

Термометри аспіратора повинні щорічно перевірятися в бюро перевірки управління гідрометеорологічної служби. Крім того, роботу аспіратора необхідно перевіряти не рідше двох разів на місяць. Для цього пружину механізму заводять до відмовлення (10 оборотів і не більше!) і стежать через спеціальне віконце на ковпаку за обертанням барабана, відзначаючи по секундоміру час одного обороту по рисці, нанесеній на барабан. При справному психрометрі один оборот барабана не повинний перевищувати більше, ніж на 10 с часу, зазначеного в паспорті приладу. При більш значній зміні цієї швидкості прилад необхідно відремонтувати і перевірити в бюро перевірки.

3.7.4. Вимірювання атмосферного тиску

Атмосферний тиск – це гідростатичний тиск, що чиниться атмосферою на всі предмети, що знаходяться в ній. Вимірюється атмосферний тиск за допомогою барометра. Атмосферний тиск виражається в паскалях. За нормальний атмосферний тиск приймають 1013 гПа (760 мм рт. ст.). Біля земної поверхні атмосферний тиск змінюється від точки до точки і в часі. Особливо сильні зміни спостерігаються при виникненні, розвитку і руйнуванні антициклонів (області високого тиску, які повільно рухаються) і циклонів (величезні вихрі, які швидко рухаються і в яких панують знижені тиски). Виявлено сезонний і добовий хід атмосферного тиску, що пов'язаний, головним чином, з добовими змінами температури.

Тиск атмосферного повітря на мережі спостережень і контролю забруднення атмосферного повітря вимірюється за допомогою спеціального барометра моделі МД-49-А [12]. Для уникнення помилок, внаслідок тертя, перед кожним відліком по шкалі необхідно вмикати вібратор на 5-10 хв., а внаслідок паралакса (видимої зміни положення предмета в результаті переміщення ока спостерігача) – відлік здійснювати в момент повного поєднання в одній площині показника стрілки і його відображення на дзеркальній поверхні до кільця шкали. Точність відліку становить до ± 270

гПа. У кожний вимір за барометром повинні бути введені додаткові (шкапова і температурна) поправки з паспорта приладу.

Дані про тиск у термін спостережень можна запитувати також на найближчій метеостанції.

3.7.5. Порядок проведення спостережень

У табл. 3.23 приведена послідовність основних операцій, що рекомендується, при відборі разових проб повітря. Результати спостережень варто записувати в робочий журнал гідрометеспостерігача. Там же повинні відзначатися усі відхилення від нормативних і інструктивних вимог: не включається підігрів повітря в зимовий час, хитлива робота ротаметра (сильно тремтить поплавць) і т.д.. Про несправності повідомляється керівництву, але до усунення неполадок записи ведуться при кожному спостереженні. У робочому журналі гідрометеспостерігача перед кожним новим спостереженням робляться оцінки "відвезені" чи "не відвезені" поглинальні прилади в лабораторію для хімічного аналізу [12].

Таблиця 3.23

Послідовність операцій при відборі разових проб повітря

Послідовність операцій	Час, що планується, строки		
	До початку відбору проб, хв.	Під час відбору проб, хв.	Після відбору проб, хв.
1	2	3	4
Встановити штатив з необхідними приладами (для метеорологічних спостережень і відбору проб повітря поза лабораторією типу «ПОСТ»)	За 30-15		
Витягнути штангу з приладами для визначення вологості і температури повітря за межами «ПОСТу»	За 10		
Оцінити стан погоди і дати характеристику факела	За 5-10		
Провести попереднє визначення швидкості та напрямку вітру	За 5		

Продовження табл. 3.23

1	2	3	4
Вибрати насадку для труби; встановити фільтри, інші поглинальні прилади	За 1-5		
Перевірити і ввімкнути пиłosоси, аспіратори	За 1		
Провести відбір проб повітря		1-20	
Відміряти температуру повітря перед аспіратором	За 1-2	На 10-й	Через 1-2
Провести вимірювання: швидкості і напрямку вітру вологості і температури по М-49 за психрометром		На 1-2-й На 11-й На 18-й На 10-й На 12-й На 14-й На 18-20-й На 5-й	
Вимкнути пиłosос і аспіратори Вимкнути поглинальні прилади, герметизувати їх, перекласти в ящик для транспортування в хімічну лабораторію Закрити штуцери гребінок заглушками Прибрати всі прилади і підготуватись до спостережень в наступний термін Оформити записи спостережень і заповнити книгу КЗА-1			На 1-й На 5-й На 2-й На 5-40-й На 40-70-й

Записи в робочих журналах гідрометеспостерігача дозволяють підвищити ефективність контролю якості результатів спостережень стану атмосферного повітря шляхом відбраковування сумнівних результатів з рядів даних і підвищують відповідальність служб експлуатації і ремонту устаткування, розміщеного в постах спостережень.

3.8. Оцінювання стану атмосферного повітря за результатами спостережень

Статистичні характеристики забруднення атмосфери населених пунктів визначаються на основі систематизації й обробки спостережень.

Середнє арифметичне значення концентрації домішки $\bar{q}_c$ – середньодобові, середньомісячні, середньорічні, середні багаторічні концентрації домішок, які визначаються за даними стаціонарних постів, підфакельних спостережень, по сукупності точок відбору проб міста і групи міст [14]:

$$\bar{q}_c = \sum_{i=1}^n \frac{q_i}{n}, \text{ мг/м}^3, \quad (3.22)$$

де n - число разових концентрацій, виміряних за відповідний період.

Середнє квадратичне відхилення σ результатів вимірів від середнього арифметичного: середньорічних концентрацій на постах від середньорічної і середньої багаторічної концентрації по місту; разових концентрацій від середньорічної концентрації по місту (району); середньорічних концентрацій для міста від середньорічної концентрації для групи міст; максимальних концентрацій домішок для міста за рік від середньої з максимальних концентрацій домішок за рік; разових (середньодобових) концентрацій від середньомісячної і середньорічної, середньомісячної - від середньорічної і середньої багаторічної; середньорічної - від середньої багаторічної:

$$\sigma_i = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (q_i - \bar{q})^2}{(n-1)}}, \text{ мг/м}^3 \quad (3.23)$$

Коефіцієнт варіації, що показує ступінь мінливості концентрацій домішки:

$$V = \frac{\sigma}{q}, \quad (3.24)$$

де q – середня концентрація.

Максимальне значення концентрації домішок. Визначається максимальна з разових, середньомісячних, середньодобових, середньорічних концентрацій з малого числа спостережень, а також максимальна з разових концентрацій за даними підфакельних спостережень.

Вибираються найбільші значення з варіаційного ряду відповідних концентрацій за розглянутий період.

Середня з максимальних концентрацій за рік по групі міст:

$$\bar{q}_m = \frac{1}{L} \sum_1^L q_m, \quad (3.25)$$

де L - кількість розглянутих міст.

Максимальна концентрація домішки з заданою імовірністю її перевищення визначається через припущення логарифмічно нормального розподілу концентрацій домішок в атмосфері для заданої імовірності її перевищення:

$$q_m^p = \bar{q} \exp Z \frac{\sqrt{\ln(1+V^2)}}{\sqrt{1+V^2}}, \quad (3.26)$$

де $\bar{q}$ – середня концентрація; при $P = 0,1\%$ $z = 3,08$; $P = 1\%$ $z = 2,33$; $P = 5\%$ $z = 1,65$.

Фонова концентрація. Фонова концентрація – статистично достовірна максимальна концентрація, C_{ϕ} , мг/м³ [14]. Вона є характеристикою забруднення атмосфери і визначається як значення концентрації, що перевищується не більш, ніж в 5 % випадків від загальної кількості спостережень.

Фонова концентрація характеризує сумарну концентрацію, створювану всіма джерелами, розташованими на даній території.

При відсутності необхідних даних спостережень фонова концентрація може бути визначена розрахунковим шляхом. Визначення C_{ϕ} для кожного посту спостережень проводиться за даними за період від 2 до 5 років.

З метою підвищення вірогідності розрахунку C_{ϕ} необхідно вибрати такий період спостережень, протягом якого істотно не змінювався характер забудови в районі посту спостереження, не відбувалося істотних змін в характеристиках промислових викидів у радіусі 5 км від посту, не мінялося розташування самого посту, а відбір і аналіз проб проводився по тих самих методиках. При цьому, число спостережень протягом року повинно бути не менше 200 по кожній речовині, а загальне число спостережень за обраний період – не менш 800.

Для визначення C_{ϕ} можуть бути використані дані як стаціонарних, так і підфакельних постів спостережень. У результаті обробки даних для кожного посту по всьому масиві результатів спостережень знаходять величини $C_{\phi i}$, де $i = 0; 1; 2; 3; 4$, які відповідають різним градаціям напрямку α і швидкості вітру v (табл. 3.23).

Верхня межа швидкості вітру v^* визначається за умови, що швидкість вітру в даному місці $v > v^*$ зустрічається в 5 % випадків.

Таблиця 3.23

Значення i в залежності від швидкості і напрямку вітру

α	Румби	будь-який	Пн	Сх	Пд	Зх
	десятки градусів	будь-які	32-4	5-13	14-22	23-31
$v, \text{ м/с}$		0-2	3- v^*			
i		0	1	2	3	4

При визначенні для кожної з п'яти градацій швидкості і напрямку вітру значення концентрацій q_k (k – номер концентрації в i -й градації) вписуються в таблицю, після чого визначається число спостережень у кожній градації n_i , яке для подальшої обробки повинне бути не менше 100.

Якщо $n_i < 100$, то значення $C_{\phi i}$ вважається орієнтовним.

Дані підфакельних спостережень групуються за зонами відповідно відстаням від джерела викидів. Кількість спостережень у кожній зоні повинне бути не менше 200. Дані для кожної зони діляться на дві градації по швидкості вітру. При швидкості вітру 0-2 м/с $i = 0$. При швидкостях вітру від 3 до v^* м/с i дорівнює від 1 до 4.

Віддається перевага C_{ϕ} , отриманим по підфакельних вимірах, для тих ділянок міста, де їхні величини більше, ніж C_{ϕ} , розраховані за даними спостережень на стаціонарних постах.

Фоновая концентрація C_{ϕ} може визначатися одним із статистичних розрахункових методів або графічно [14].

Для проведення оцінки величини розходжень C_{ϕ} для п'яти градацій розраховуються значення $\overline{C}$ і $\overline{\overline{C}}$ – відповідно середнє по всіх градаціях і середнє по всіх градаціях значення фонової концентрації, крім $i = 0$:

$$\overline{C} = \frac{\sum_{i=0}^4 C_{\phi i} \cdot n_i}{\sum_{i=0}^4 n_i}, \quad (3.27)$$

де $\overline{C} = \sum_{i=0}^4 C_{\phi i}$ – сума п'яти добутків $C_{\phi i}$ для кожної градації на кількість вимірів у даній градації n_i ;

$$\overline{C} = \frac{\sum_{i=1}^n C_{\phi i} n_i}{\sum_{i=1}^n n_i} . \quad (3.28)$$

Якщо максимальне і мінімальне значення C_{ϕ} при $i = 0; 1; 2; 3; 4$ задовольняють нерівності:

$$|C_{\phi i} - \overline{C}| \leq 0,25\overline{C}, \quad (3.29)$$

то для такого поста в якості C_{ϕ} приймається значення $\overline{C}$ незалежно від напрямку і швидкості вітру.

Якщо умова (3.29) не виконується, але мінімальне і максимальне значення C_{ϕ} при $i = 0; 1; 2; 3; 4$ задовольняють нерівності:

$$|C_{\phi i} - \overline{\overline{C}}| \leq 0,25\overline{\overline{C}}, \quad (3.30)$$

то для даного поста деталізація C_{ϕ} по напрямках вітру не проводиться і в якості $C_{\phi i}$ в градації швидкості вітру 0-2 м/с приймаються значення $C_{\phi 0}$, а в градації швидкості вітру від 3 м/с до v^* – значення $\overline{\overline{C}}$.

Коли дві попередні умови не виконуються, C_{ϕ} представляється п'ятьма значеннями.

Для обліку сумарної шкідливої дії декількох забруднюючих речовин, допускається визначення єдиної величини C_{ϕ} за цими речовинами. При цьому, для кожного пункту спостереження і моменту часу концентрація n речовин приводиться до концентрації найбільш розповсюдженої з них речовини. Наприклад, при сумарній впливу SO_2 і NO_2 :

$$q_{SO_2+NO_2} = \frac{q_{SO_2} + q_{NO_2} \Gamma DK_{SO_2, м.р.}}{\Gamma DK_{NO_2, м.р.}} . \quad (3.31)$$

Подальша обробка результатів проводиться так само, як і у випадку однієї речовини.

При проектуванні промислових підприємств і встановленні ГДВ дані про розподіл фонові концентрації по території населеного пункту представляються в табличній формі.

В окремих випадках можна обмежитися середнім значенням $\overline{C}_{\phi}$ по місту. Для цього обчислюється середнє значення $\overline{C}_{\phi i}$ по місту для кожної градації швидкості і напрямку вітру. Для тих постів, на яких у розглянутій

градації $C_{\phi i}$ відрізняється від середнього по місту менше, ніж на 25 %, воно заміняється на середню по місту величину $\bar{C}_{\phi i}$.

При встановленні ГДВ для реконструйованих чи діючих підприємств виключення із C_{ϕ} внеску підприємства, яке розглядається проводиться за формулою:

$$\begin{aligned} C'_{\phi} &= C_{\phi}(1 - 0,4C/C_{\phi}) && \text{при } C < C_{\phi}; \\ C'_{\phi} &= 0,2C_{\phi} && \text{при } C > C_{\phi}, \end{aligned}$$

де C'_{ϕ} – фоновая концентрація без обліку розглянутого підприємства;

C – максимальна концентрація, створювана підприємством у точці розміщення посту.

3.9. Організація контролю радіаційної безпеки атмосферного повітря

3.9.1. Організація спостережень за радіоактивним забрудненням повітря

При організації пункту систематичних спостережень у зв'язку з глобальними радіоактивними випаданнями з атмосфери, використовуються сили і засоби радіологічної лабораторії або групи обласної санепідемстанції і гідрометеорологічної служби області або району.

У випадку, коли організують пункти систематичних спостережень у зв'язку з викидами радіоактивних газів і аерозолів, а також із спуском радіоактивних стоків, залучаються сили і засоби контрольованого підприємства. Усі роботи з вибору площадки для пунктів систематичних спостережень проводяться спільно з дозиметричною службою контрольованого об'єкта при консультативній допомозі радіологічної лабораторії. Устаткування пунктів систематичного спостереження забезпечується за рахунок контрольованого об'єкту.

Стаціонарний пункт контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря являє собою або стаціонарний павільйон типу ПОСТ, або будиночок розміром 3х3х3 м. Він установлюється, як правило, на спеціально обладнаних гідрометеорологічних станціях (ГМС), обгороджених металевією сіткою з розміром чарунок 10х10 см. Площа обгородженого майданчика складає 5х10 м, а висота сітки – 1,2-1,5 м. Площадка повинна розташовуватися на відстані не менше десяти висот до найближчого будинку і не менш 30 м від доріг. Площадка повинна мати трав'яний покрив. Не допускається висаджування інших рослин, тим більше чагарників і дерев [6].

Земельна ділянка пункту спостережень повинна бути рівною і незатоплюваною під час зливових дощів і весняних повеней. На ньому розміщуються пристрій для відбору проб атмосферних опадів і осадів пилу, спорудження для відбору проб атмосферного повітря, площадка для кріплення інтегруючих дозиметрів реєстрації доз γ -випромінювань, місце для відбору проб ґрунту, рослинного і сніжного покривів.

На території ГМС, не ближче 4 м від будиночка й огорожі, встановлюється марлевий планшет для збору радіоактивних випадань і термолюмінесцентний дозиметр. Установку для відбору проб повітря краще розміщати в спеціальній будці з жалюзі, піднятої над поверхнею землі на 80-100 см. Викид повітря, що пройшов через фільтри установки типу "Тайфун", повинний проводитися обов'язково в протилежну від планшета сторону. Якщо стаціонарний пункт не забезпечений електроживленням (трифазна напруга потужністю 5-10 кВт), то замість фільтруючої установки допускається використання марлевого конуса.

Спостереження за радіоактивністю атмосферного повітря здійснюються систематично цілий рік. Зміна марлі на планшетах і вертикальних екранах, а також фільтрів в установках, проводиться щодня в 7 год. 30 хв. ранку за місцевим декретним часом. З фільтруючих установок фільтри можуть зніматися як через 24 год. - у 7 год. 30 хв, так і через 12 год., тобто два рази на добу. При дворазовому відборі встановлений час роботи установок з 7 год. 30 хв. до 13 год 30 хв. і з 19 год 30 хв. до 1 год 30 хв. Швидкість повітря в установці визначається за допомогою витратомірів УС-125 чи УС-175-12 три рази 3 на добу: у 7 год. 30 хв., 13 год. 30 хв. і 1 год 30 хв.

Відбір проб осадів пилу й атмосферних опадів здійснюється за допомогою кювет розміром 50х50 см і висотою бортів не менше 20 см. У літню пору кювету на 1/3 заповнюють дистильованою водою, а взимку змазують у кілька шарів гліцерином. Для забору проб атмосферного повітря встановлюють вентилятор ЕВ-49 чи іншої марки, що дозволяє пропускати через фільтраційну тканину 10 тис. м³ повітря за 24-48 год. безперервної роботи пристрою. Для виміру γ -випромінювання на висоті 2 м від поверхні землі кріплять чотири термолюмінесцентні дозиметри. Два з них установлюють на 6 міс, а два – на 12 міс.

Проби ґрунтів відбирають два рази на рік з площі 10х20 см на глибини 0-5 і 5-10 см з цілинних ділянок після попереднього зняття з них рослинного покриву. Наприкінці снігостояння на всю товщину сніжного покриву відбирають пробу снігу. На підсобних господарствах населеного пункту досліджують проби нового врожаю і сільськогосподарських продуктів.

Постійний пункт контролю за газоподібними радіоактивними викидами в атмосферу і спуском радіоактивних стоків у відкриті водойми розміщують з урахуванням рози вітрів і дальності поширення забруднень. Крім звичайних досліджень проводять відбір і вивчення проб з водойм

(вода, планктон і донні відкладення). Ведуться спостереження за могильником для рідких радіоактивних відходів. Навколо могильників закладають шурфи на відстані 6-10 м від зовнішньої стінки ємності для рідких радіоактивних відходів. Шурфи обладнують обсадними трубами таким чином, щоб був постійний доступ до водоносного горизонту. Проби із шурфів відбирають раз у квартал для радіохімічного аналізу.

Усі проби, взяті на пункті спостережень, піддають попередній обробці і радіометрії на сумарну β -активність.

Зольні залишки проб з об'єктів навколишнього середовища і харчових продуктів, разом із записами даних їхньої радіометрії, направляють у спеціалізоване відділення обласної СЕС для подальшого вивчення в наступний термін [6]:

1. Аспіраційних і седиментаційних проб – один раз на місяць;
2. Грунту, рослинного покриву, води відкритих водойм, донних відкладень – один раз у квартал;
3. Стічних вод і вод із шурфів (об'єднану пробу) – один раз на місяць за три декади;
4. Харчових продуктів – через місяць після зняття врожаю;
5. Молоко і молочні продукти – щомісяця.

Якщо сумарна β -активність зольних залишків проб зовнішнього середовища в 3-5 разів перевищує звичайні величини, частоту відбору проб збільшують і прискорюють попередню їхню обробку.

При виникненні аварійної ситуації організовується екстрене дозиметричне обстеження зовнішнього середовища і контроль за своєчасним напрямком інформації в обласну радіологічну лабораторію. Проводиться нагляд за виконанням плану ліквідації аварійної ситуації, складеного контрольованим об'єктом відповідно до Тимчасових методичних указівок для розробки заходів щодо захисту населення у випадку аварії ядерних реакторів (№ 872/1 -70).

Багаторічний досвід спостережень за радіоактивною забрудненістю зовнішнього середовища і виробничих приміщень дозволяє вважати, що відбір проб і їхня попередня обробка можуть бути віднесені до робіт III класу. Відповідно до ОСП-72 такі роботи можуть проводитися в приміщеннях, призначених і обладнаних для звичайних хімічних лабораторій.

Роботи з пробами, відібраними на контрольованих об'єктах, проводяться з усіма застереженнями, щоб уникнути радіоактивного забруднення приміщень і одягу працюючих. Тому, що в процесі попередньої обробки проб не виключене виділення летких радіоактивних речовин, виконувати дослідження необхідно у витяжних шафах. Лабораторні столи повинні бути покритими малосорбуючим матеріалом.

3.9.2. Вибір і попередня обробка проб

Відповідно до НРБ-75 основним критерієм при оцінці радіаційної обстановки на території зон контролю і спостереження, служить середньорічна допустима концентрація (СДК). Це – відношення гранично допустимого річного надходження радіоактивних речовин до об'єму повітря або води, які надходять в організм людини на протязі року.

Вибірковий контроль здійснюють органи санітарного надзору. Його потрібно проводити таким чином, щоб отримані дані могли бути використані при оцінюванні радіаційної обстановки. Для цього необхідно враховувати результати досліджень, проведених на стаціонарних пунктах спостереження за радіоактивністю зовнішнього середовища відомчих служб, проводити паралельний відбір проб, застосовувати єдині методичні прийоми при аналізі даних.

При наявності радіоактивних викидів до зовнішнього середовища (атомні реактори, підприємства ядерної індустрії, радіохімічні лабораторії і т.д.) відомчі дозиметричні служби в обов'язковому порядку повинні організувати декілька стаціонарних пунктів для відбору проб атмосферного повітря, осаду пилу і сніжного покриву.

Проби атмосферного повітря, що відбираються аспіраційним шляхом, повинні характеризувати вміст радіоізоопів у повітрі 7-10 днів. Загальний обсяг пропущеного повітря через фільтруючий матеріал повинний складати не менш 20-30 тис.м³. Необхідно враховувати тривалість відбору, середню швидкість пропускання повітря за одиницю часу, площу фільтруючої поверхні. Швидкість фільтрації повинна бути постійною, рівною 10-12 л/хв. на 1 см² фільтраційної тканини. Фільтруючий матеріал висушують при температурі 60 °С. Для визначення сумарної α - і β -активності вирізують стандартних розмірів три зразки по 4,8 см² кожний. Зразки вимірюють на установці ДП-100АДМ на 1-у і 4-у добу після припинення відбору проби повітря.

Озолення проб атмосферного повітря проводять при температурі 400-450 °С. Зольний залишок зважують і пакують у поліетиленовій плівці. Пакет, разом з описанням, вкладають у транспортний пенал і опечатують. В описанні повинні бути зазначені місце і тривалість відбору проби повітря, площа фільтруючої поверхні, кількість пропущеного повітря, маса зольного залишку, а також β -активність зразків фільтраційного матеріалу на 1-й і 4-й дні після припинення відбору проби.

До повідомлення, що направляється в радіологічну лабораторію (групу) обласної СЕС, необхідно докласти виписку з журналу реєстрації активності атмосферного повітря контрольованого підприємства за попередні місяці, починаючи з 1 січня поточного року (по тому стаціонарному пункту, в якому відбиралася проба атмосферного повітря, що направляється на дослідження).

Одночасно з відбором проб атмосферного повітря проводять збір осаду пилу. Для цього на стаціонарному пункті спостереження виставляють 2-3 кювети (50х50х20 см) з експозицією 15 діб. У залежності від часу року кювети заповнюють на 1/3 ємності дистильованою водою (у сухий проміжок) чи змазують товстим шаром гліцерину. Після закінчення терміну експозиції вміст кювет збирають в одну ємність. Кювети обробляють 5 % розчином нітратної кислоти, промивають чистою дистильованою водою. Змиви з кювет також збирають у ємність, що містить основну частину проби. Пробу упарюють до сухого залишку, висушують і озолують при температурі 400-450 °С. Для визначення сумарної β -активності з зольного залишку готують два-три зразка на стандартній підкладці (200 мг на площу підкладки 4,8 см²) і вимірюють на установці ДП-100АДМ. Після вимірювання активності золи зразків з'єднують із загальною масою проби і пакують. Пакет разом з описом поміщають у транспортний пенал і опечатують. В описі повинні бути зазначене місце відбору проби, час початку і закінчення експозиції, кількість використаних кювет і їхні розміри, маса і β -активність зольного залишку. Одночасно направляється для узагальнення й аналізу виписка з журналу реєстрації активності осідаючого пилу контрольованого об'єкта за попередній період року (починаючи з 1 січня поточного року).

Проби снігу відбирають наприкінці періоду снігостояння в межах стаціонарного пункту спостереження. Площадка для виїмки проби снігу повинна складати 0,25 м² (0,5х0,5 м). Поталі води упарюють до сухого залишку, а потім проводять озолення при температурі 400-450 °С. Зольний залишок пакують і поміщають в транспортний пенал разом з описом. В останньому повинні бути приведені наступні відомості: місце і час відбору проби снігу, початок стійкого періоду снігостояння, кількість опадів у вигляді снігу, що випали за період з моменту встановлення снігостояння до відбору проб.

3.9.3. Розрахунок активності зразків зольних залишків і фільтраційної тканини

Визначення α -активності аерозолів на 1 і 4-у добу після відбору проби на фільтраційну тканину проводять на установці ДП-100АДМ. Спочатку визначають α -активність зразка за формулою [15]:

$$\alpha_{a1} = \beta_{\text{атонк}} \cdot n_0, \quad (3.32)$$

де n_0 – активність вимірюваного зразка фільтруючого матеріалу; швидкість рахунка препарату в імпл./хв;

$\beta_{\text{атонк}}$ – перехідний коефіцієнт від швидкості рахунка наважки до радіоактивності в кюрі. Його визначають за формулою:

$$\beta_{\text{атонк}} = 1/\eta \cdot 2,22 \cdot 10^{12}, \text{ кюри/ (імп} \cdot \text{хв.)} \quad (3.33)$$

де $2,22 \cdot 10^{12}$ – перехідний коефіцієнт від числа α -розпадів у хвилину до кюри;

η – ефективність сцинтиляційного датчика при тонкошаровому зразку.

При $\eta = 0,25$ $\beta_{\text{атонк}}$ дорівнює $1,8 \cdot 10^{-12}$ кюри (імп·хв.). Потім визначають концентрацію α -активності в повітрі. Розрахунок проводять за формулою:

$$Q'_\alpha = \frac{a_{\alpha 1} \cdot S}{V \cdot S_1}, \quad (3.34)$$

де Q'_α – активність повітря, кюри/л;

$a_{\alpha 1}$ – активність зразка фільтрувальної тканини площею $4,5 \text{ см}^2$;

S – загальна площа фільтруючої поверхні;

V – кількість повітря, що пройшло через фільтруючий матеріал;

S_1 – площа фільтраційної тканини, узятої для виміру.

Визначення β -активності аерозолів, що нагромадилися на фільтраційному матеріалі, також роблять на установці ДП-100 АДМ (торцевий лічильник). Розрахунок роблять за формулою:

$$Q_\beta = a_\beta \frac{S_1}{S_2 \cdot V}, \quad (3.35)$$

де a_β – β -активність частини вимірюваного фільтра;

Q_β – активність аерозолів повітря, кюри/л;

S_1 – площа фільтра, використаного для відбору проби, см^2 ;

S_2 – площа частини вимірюваного фільтра як зразка, см^2 ;

V – кількість профільтрованих літрів повітря.

a_β розраховують за формулою:

$$a_\beta = f_{\text{морц}} \frac{1}{2,22 \cdot 10^{12}} \cdot n_0, \text{ кюри} \quad (3.36)$$

де n_0 – швидкість рахунка від фільтра-зразка, імп./хв.;

$f_{\text{морц}}$ – коефіцієнт поправки на умови виміру;

$2,22 \cdot 10^{12}$ – числовий коефіцієнт переходу від числа β -розпадів у хвилину до кюри.

Розрахунок активності осаду пилу, який визначається методом кювет, проводиться на 1 км^2 площі.

Виходячи з загальної маси зольного залишку і площі кювети в яку відбирали пробу, визначають масу зольного залишку осідаючого пилу (M) у кг/г за формулою:

$$M = \frac{m_1 \cdot 10^{10}}{S}, \quad (3.37)$$

де m_1 – маса зольного залишку, зібраного в кюветі, г;

S – площа кювети, см²;

10^{10} – кількість см² в км².

Вимірюючи наважку зольного залишку проби осідаючого пилу знаходять питому β -активність золи q кюрі на 1 кг. Спочатку визначають значення $K_{торц}$ для наважки 200 мг (воно дорівнює $3,12 \times 10^9$), а потім $f_{торц}$, за допомогою виміру в стандартних умовах тонкошарового хлориду калію (еталонного препарату).

Маючи дані про швидкість рахунка препарату і чисельних значень $K_{торц}$ і $f_{торц}$, знаходять питому β -активність золи в кюрі/кг.

$$q = K_{торц} \cdot f_{торц} \cdot 10_{зр}, \quad (3.38)$$

де q – питома активність золи, кюрі/кг;

$K_{торц}$ – коефіцієнт для наважки 200 мг;

$f_{торц}$ – коефіцієнт поправки для хлориду калію.

$10_{зр}$ – число імпульсів від зразка зольного залишку масою 200 мг.

Аналогічним чином проводиться розрахунок активності снігового покриву.

Питання для самоконтролю

1. Визначте і охарактеризуйте шари атмосфери.
2. Визначте функції атмосфери.
3. Проаналізуйте джерела забруднення атмосферного повітря.
4. Проведіть класифікацію викидів в атмосферне повітря відповідно до ГОСТу 17.2.1.07-76.
5. Які параметри джерел викидів Ви знаєте?
6. Проаналізуйте вплив кліматичних факторів на розсіювання забруднюючих речовин в атмосферному повітрі. Наведіть приклади.
7. Визначте джерела і номенклатуру забруднюючих речовин для: теплових електростанцій, підприємств видобутку мінеральної сировини, чорної і кольорової металургії, машинобудування.
8. Визначте головні канони пробовідбору.
9. Охарактеризуйте задачі «пошуку джерела» або місця пробовідбору.

10. Проаналізуйте фактори, що визначають вибір місця відбору проб повітря в робочій зоні.
11. Які обов'язкові відомості необхідні при відборі проб повітря?
12. Поясніть послідовність відбору проб атмосферного повітря, використовуючи електроаспіратор.
13. Охарактеризуйте методи відбору проб повітря.
14. Поясніть процес відбору проб повітря із застосуванням фільтрів.
15. Поясніть необхідність приведення до нормальних умов об'єму повітря, що береться для дослідження.
16. Як поділяються засоби контролю газоподібних середовищ?
17. Як поділяються технічні засоби контролю забруднень (ТЗКЗ) повітряного басейну за особливостями аналізуючого повітряного середовища?
18. Пояснити різницю між аналізаторами і сигналізаторами.
19. Пояснити різницю між автоматичними і неавтоматичними газоаналізаторами.
20. Поясніть принцип роботи універсального газоаналізатора УГ-2.
21. Для визначення яких речовин використовують газоаналізатор ГМК-3?
22. Поясніть принципову схему газоаналізатора ГКП-1.
23. У яких цілях використовують газоаналізатори 667 ФФ?
24. Поясніть різницю між газоаналізаторами 645 ХЛ і 652 ХЛ.
25. Поясніть принцип роботи газоаналізатора "Okometer".
26. Охарактеризуйте принцип роботи електромеханічного самописця вітру.
27. Поясніть принцип роботи і будову анеометра. Його призначення.
28. Охарактеризуйте принцип роботи максимального і мінімального термометра.
29. Поясніть призначення психрометра. Які ви знаєте види психрометрів. Їх будова і принцип роботи.
30. Поясніть принцип роботи барометрів.
31. Чим відрізняється барометр від барографа?
32. Поясніть принцип роботи і будову дощоміра. Його призначення.
33. З якою метою проводять метеорологічні спостереження при відборі проб повітря?
34. Охарактеризуйте методику вимірювання швидкості вітру, вологості, температури повітря.
35. Як проводять спостереження за димовим факелом і погодою?
36. Які статистичні характеристики використовують для оцінки забруднення атмосфери?
37. Як визначають фонову концентрацію?
38. Порівняйте функції системи спостереження і системи контролю за станом атмосферного повітря.
39. Охарактеризуйте функції та комплекти лабораторії типу «ПОСТ-2».
40. Для чого призначені стаціонарні, маршрутні, підфакельні пости спостережень?
41. Які фактори визначають кількість стаціонарних постів у населеному пункті?
42. Проаналізуйте основні вимоги до розташування стаціонарних постів.
43. Охарактеризуйте функції маршрутних і пересувних постів спостережень за забрудненням атмосферного повітря.

44. Проаналізуйте спільні і відмінні ознаки програм спостережень на стаціонарних, маршрутних та підфакельних постах спостережень.
45. Визначте призначення автоматизованих систем спостереження і контролю атмосферного повітря.
46. Порівняйте автоматизовані системи в залежності від характеру та обсягу робіт, що проводять на них. Які типи автоматизованих систем спостереження і контролю атмосферного повітря забезпечують отримання ефективних результатів?
47. Охарактеризуйте майданчик розміщення стаціонарного пункту контролю радіоактивного забруднення атмосферного повітря.
48. Опишіть програму спостереження за радіоактивним забрудненням атмосферного повітря.
49. Як провести відбір проб атмосферного повітря, проб пилу і атмосферних опадів на радіоактивне забруднення атмосферного повітря?

Література до розділу 3

1. Олійник Я. Б. Загальне землезнавство: Підручник / Я. Б. Олійник, Р. П. Федорищак, П. Г. Шищенко. – К: Знання-Прес, 2008. – 342 с.
2. Нормування антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище: навч. посібник / Товажнянський Л.Л., Масікевич Ю.Г., Гринь С.О. та ін. За ред. проф. Ю.Г. Масікевича та проф. В.Ф. Моїсєєва – Чернівці: Зелена Буковина, 2005. – 284 с.
3. Шмандій В. М., Клименко М.О., Голік Ю.С., Прищепа А.М., Бахарєв В.С., Харламова О. В. Екологічна безпека: Підручник / В. М. Шмандій, М.О. Клименко, Ю.С. Голік, А.М. Прищепа, В.С. Бахарєв, О.В. Харламова. – Кременчук: КНУ, 2011. – 337 с.
4. Техноекологія: навч. посібник / Масікевич Ю.Г., Гринь Г.І., Солодкий В.Д. та ін. – Чернівці: Зелена Буковина, 2006. – 192 с.
5. Руденко С.С. Костишин С.С., Морозова Т.В. Загальна екологія. Практичний курс: Навчальний посібник у 2 ч. Частина 1. Урбоєкосистеми. – Чернівці: Книги–XXI, 2008. – 342 с.
6. Экология города: Учебник / Под ред. Ф.В. Стольберга. – К.: Либра, 2000. – 464с.
7. Моніторинг довкілля : Підручник / за ред.: В. М. Боголюбова, Т. А. Сафранова.- Херсон: Видавець ФОП Гринь Д.С., 2012. - 530 с.
8. Руководство по контролю загрязнения атмосферы. Руководящий документ. РД. 52.04.186-89. – М., 1991. – 113 с.
9. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навчальний посібник /В.М. Ісаєнко, Г.В. Лисиченко, Т.В. Дудар [та ін.]. – К.: Вид-во Нац. авіа. ун-ту «НАУ-друк» 2009. – 312 с.
10. Набиванець Б.И. Аналітична хімія природного середовища: Підручник / Б.И. Набиванець, В.В. Сухан, Л.В. Калабіна. - К.: Либідь, 1996. - 304 с.

11. Моніторинг якості повітря : Монографія / О.І. Троянський, О.А. Дашковський; Держ. агрокол. ун-т. – Житомир: Волинь, 2004. – 160 с.
12. Клименко М.О. Моніторинг довкілля : підручник / М. О. Клименко, А. М. Прищепа, Н. М. Вознюк. - Київ : Академія, 2006. - 360 с.
13. Настанова гідрометеорологічним станціям і постам. Вип. 3, ч. 1: Метеорологічні спостереження на станціях. – К.: ТОВ НВП «Ніка-Центр», 2011. – 288 с.
14. Посудін Ю. І. Моніторинг довкілля з основами метрології: підручник – К.: Світ, 2012. – 426 с.
15. Радіоекологія: навч. посібник / Горбунов В.В., Товажнянський Л.Л., Гринь Г.І. та ін. За ред. проф. Л.Л. Товажнянського та проф. Ю.Г. Масікевича. – Чернівці: Зелена Буковина, 2003. – 200 с.

Розділ 4. ДОСЛІДЖЕННЯ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД

4.1. Сучасний стан поверхневих вод. Джерела і види їх забруднення

4.1.1. Водні ресурси України

Вода відіграє вирішальну роль у підтриманні життя людини, її наявність і способи використання нерідко визначають долі народів і країн. Особливої гостроти набуває ця проблема на сучасному етапі, оскільки лише невелика частина загальних запасів води – це прісні, придатні для використання в народному господарстві води. Саме вони, зокрема, поверхневі води, зазнають найбільшого антропогенного впливу.

Води поверхневі — води різних водних об'єктів, що знаходяться на земній поверхні [1]. Поверхневі води постійно або тимчасово перебувають на земній поверхні у формі різних водних об'єктів у рідкому (водотоки, водойми) і твердому (льодовики, сніговий покрив) станах.

Найважливішими шляхами переміщення води є загальна циркуляція в атмосфері, морські течії і річковий стік, її безперервний обіг утворює замкнуту систему: океан – атмосфера – суходіл – океан. Циркуляція охоплює усі водні ресурси (річкові, озерні, морські, підземні, волога ґрунту, водяна пара атмосфери та ін.).

Згідно з Водним кодексом України [1] *водні ресурси* складаються з обсягів поверхневих, підземних і морських вод відповідної території. Забезпеченість країни водними ресурсами, наявність суднохідних рік, виходу до морів тощо значною мірою зумовлюють темпи її соціального і економічного розвитку. З цієї точки зору Україна розташована у досить сприятливих умовах: її омивають Чорне та Азовське моря, на території України зареєстровано 71 тис. річок, що мають загальну довжину 243 тис. км. Більшість із них належить до басейнів Чорного та Азовського морів. В Україні є 3 тис. озер із загальною площею водного дзеркала 2 тис. км², 23 тис. ставків та водосховищ, особливо багато їх у районі середнього та нижнього Дніпра. Однак їх наявність не означає, що водні ресурси невичерпні.

Рациональне використання й охорона природних ресурсів – запорука виживання людей. Натепер особливо занепокоєність викликають проблеми водокористування. Загроза полягає не тільки в кількісному зменшенні природних вод, а й у погіршенні їх якості. Тому ця проблема стає загальнодержавною у більшості країн світу, зокрема в Україні.

4.1.2. Хімічне забруднення водойм

Хімічне забруднення води відбувається внаслідок надходження у водойми зі стічними водами шкідливих домішок неорганічного та органічного походження (сполук Арсену, Плюмбуму, Меркурію, Купрум, Кадмію, Хлору, Флуору тощо). Вони поглинаються фітопланктоном і передаються далі харчовим ланцюгом більш високоорганізованим організмам, що супроводжується кумулятивним (лат. *sumulo* – нагромаджую) ефектом, який полягає в прогресуючому збільшенні вмісту шкідливих сполук у кожній наступній ланці харчового ланцюга. Більшість цих домішок є токсичними для мешканців водойм.

Вода стічна – вода, що утворюється у процесі господарсько-побутової і виробничої діяльності (крім шахтної, кар'єрної і дренажної води), а також відведена з забудованої території, на якій вона утворилася внаслідок випадання атмосферних опадів [1].

Згубно впливають на стан водойм стічні води, які містять розчинені органічні речовини або суспензії органічного походження, оскільки сприяють зниженню вмісту кисню у воді.

Особливої шкоди завдають нафта та нафтопродукти, які утворюють на поверхні води плівку, що перешкоджає газообміну між водою і атмосферою та зменшує вміст кисню у воді. Осідаючи на дно водойм, органічні суспензії замулюють його і затримують або повністю припиняють життєдіяльність донних мікроорганізмів, які беруть участь у самоочищенні води. Основними постачальниками органічних речовин у стічні води є підприємства целюлозно-паперової промисловості, нафтопереробні заводи, великі тваринницькі комплекси тощо [2].

Велику кількість органічних сполук, яких раніше не було в природі, містять стоки хімічних підприємств. Більшість з цих речовин біологічно активні, дуже стійкі до біодеградації й важко видаляються зі стоків. Останнім часом особливо згубно діють синтетичні миючі засоби – детергенти, які часто містять Фосфор. Зростання кількості фосфатів у річках, озерах і морях спричинює інтенсивний розвиток синьо-зелених водоростей, «цвітіння» водойм, що супроводжується різким зниженням вмісту у воді кисню, загибеллю риб та інших водних істот. Детергенти ускладнюють роботу каналізаційних споруд, уповільнюють процеси коагуляції під час очищення стічних вод.

Кількість хімічних забруднювачів постійно зростає. Про шкідливу дію деяких з них ще мало відомо, оскільки вони мають пролонгований вплив, тобто шкідливі мутації, генетичні розлади виявляються в наступних поколіннях живих істот.

4.1.3. Фізичне і теплове забруднення водойм

Фізичне забруднення води водойм зумовлює зміни фізичних властивостей – прозорості, радіоактивності, температури тощо. Суспензії (пісок, намул, глинисті частки) потрапляють у водойми здебільшого внаслідок поверхневого змиву дощовими водами із сільськогосподарських полів, особливо тоді, коли розорюються водозахисні смуги вздовж річок, і орні ділянки наближаються до самої межі води. Велику кількість суспензій з діючих підприємств гірничодобувної промисловості зносять у водойми сильні вітри (пил). Тверді частки знижують прозорість води, пригнічують процеси фотосинтезу водних рослин, забивають зябра риб, органи дихання водних тварин, погіршують смакові якості води. Особливу небезпеку для всього живого становлять радіоактивні відходи, які потрапляють у водойми внаслідок викидів з АЕС, з частками золи від працюючих ТЕС тощо. Саме вони найбільше загрожують природним водам і живим організмам. Тому при оцінюванні впливу господарської діяльності на водні ресурси необхідно враховувати не тільки їх кількісні, а й якісні зміни.

Теплове забруднення водойм є окремим видом забруднення гідросфери, яке спричинене спусканням у водойми теплих вод з різних енергетичних установок. Тепло, що надходить з такими водами в ріки й озера, істотно змінює термічний і біологічний режими водойм. Основними тепловими забруднювачами є АЕС. Як свідчать спостереження, у ріках, розташованих нижче діючих ТЕС та АЕС порушуються умови нересту риб, гине зоопланктон, риби уражуються хворобами і паразитами.

4.1.4. Біологічне забруднення водного середовища

Біологічне забруднення водного середовища полягає у надходженні зі стічними водами до водойм різних видів мікроорганізмів, рослин і тварин (віруси, бактерії, грибки, черви) невластивих водній екосистемі, яка забруднюється. Більшість з них хвороботворні для людей, рослин і тварин. Найшкідливішими є комунально-побутові стоки, особливо коли вони надходять у водойми без очищення. Проте, навіть за наявності очисних споруд, певна кількість бактерій, вірусів тощо не затримується фільтрами і потрапляє у водойми. Промисловими біологічними забруднювачами є підприємства шкірообробної промисловості, м'ясокомбінати, цукрові заводи.

Таким чином, сучасний рівень забруднення поверхневих (континентальних) вод визначається комплексом антропогенних факторів-впливів:

- органічні нетоксичні забруднення (сапробізація);
- органічні і мінеральні токсичні забруднення (токсикація);
- мінеральні речовини, які стимулюють зростання водоростей, переважно сполуки фосфору Р та азоту N (евтрофікація);

- кислі дощі (ацидифікація);
- радіонукліди (нуклідизація) [3].

В Україні з 1998 р. спостерігається тенденція до зниження об'ємів забору та використання води, основна причина якої полягає у спаді виробничої діяльності. Вплинуло на їх зменшення також запровадження в країні плати за спеціальне використання прісних водних ресурсів. Найбільше води забирають з басейну Дніпра. Зменшуються об'єми використання води і в системах оборотного та повторно-послідовного водопостачання. Основними споживачами води залишаються промисловість, сільське та житлово-комунальне господарства. Починаючи з 1995 р., щорічно зменшується скид забруднюючих речовин у поверхневі водні об'єкти України, що дещо поліпшило їх якість.

Науково-технічний прогрес, розвиток промисловості вимагають залучення у виробничі цикли усе більшої кількості водних ресурсів у глобальному планетарному масштабі

4.2. Основні завдання й організація системи моніторингу поверхневих вод

4.2.1. *Необхідність створення національної системи моніторингу вод*

Перші оцінки ступеня забрудненості вод були зроблені ще на початку ХХ ст. Вони ґрунтувалися на дослідженні гідробіологічних показників – встановленні вмісту у воді органічних речовин, що розкладаються (так звана система сапробності Кольквітц і Марсона (1908 – 1909 рр.)) і фізико-хімічних показників (класифікація водних об'єктів, розроблена Королівською комісією зі стічних вод в Англії у 1912 р.). Спостереження здійснювались тільки за впливом на водні об'єкти основного на той час джерела забруднення – господарсько-побутових стічних вод.

Необхідність проведення систематичних спостережень за станом поверхневих вод, їх зміною внаслідок дії природних, і особливо антропогенних факторів, була усвідомлена тільки наприкінці 60-х років минулого століття. З цією метою почали створюватись національні системи моніторингу довкілля, складовою яких є система моніторингу поверхневих вод.

За головними структурними ознаками національні системи моніторингу вод в різних країнах належать до трьох типів: *першого* – якщо у країні діє єдина загальнонаціональна мережа гідрологічних і гідрохімічних станцій та постів; *другого* – коли паралельно діють кілька рівноцінних мереж збору інформації, *третього* – у разі, коли пріоритетними є одна-дві мережі контролю якості води, а їх доповнюють регіональні структури. Країнами з першим видом моніторингу вод є Велика Британія, Канада, Нідерланди,

Японія; з другим – Швеція; з третім – США, Україна та деякі інші пострадянські країни.

За кордоном у 1977 р. розпочалися роботи за міжнародною програмою UNEP зі спостережень за станом прісних вод, яка входить до системи глобального моніторингу навколишнього середовища. Систему моніторингу прісних вод формують на 344 станціях (з них 240 – на річках, 43 – на озерах, 61 – на джерелах підземних вод). Станції розташовані у такій спосіб, щоб вести спостереження як на незабруднених, так і на забруднених територіях. Усі дані спостережень акумулюються в Канадському центрі континентальних вод (м. Барлінгтон, провінція Онтаріо) з метою вивчення стану забруднення прісних вод та розроблення світових стандартів чистої води. До цієї програми не приєдналися країни колишнього Радянського Союзу, Східної Європи та Африки.

На основі моніторингових досліджень зроблено загальні висновки щодо забруднення прісних вод світу:

- у слаборозвинутих країнах забруднення води здійснюється, в основному, побутовими водами;
- країни, що розвиваються, максимально забруднюють води стоками усіх видів;
- у розвинутих країнах кількість забруднених вод починає зменшуватися, а пік забруднення припадає на 30-50-і роки ХХ ст.

Функції і завдання моніторингу в СРСР поклалися на загальнодержавну службу спостережень і контролю за рівнем забруднення навколишнього природного середовища, організовану наприкінці 1972 р., проте єдиного управлінського центру національного моніторингу, як і єдиної методичної бази з організації та проведення цих спостережень, створено не було. Саме тому з отриманням Україною статусу незалежної держави постало завдання розробки та впровадження власної державної системи екологічного моніторингу.

4.2.2. Характеристика гідрологічної мережі України

Державний моніторинг вод в Україні здійснювався згідно з «Порядком здійснення державного моніторингу вод», затвердженим Постановою Кабінету Міністрів України № 815 від 20.07.1996 р. (втратив чинності), та «Положенням про державну систему моніторингу навколишнього середовища», затвердженим Постановою Кабінету Міністрів України № 391 від 30.03.1998 р. (в новій редакції від 01.01.2019 р. – «Положення про державну систему моніторингу довкілля»).

Основний обсяг робіт з моніторингу водних об'єктів виконували пункти спостережень гідрометеослужби (табл.4.1), де проводились дослідження гідрометричних і гідрологічних характеристик водотоків та водойм, а також визначалися гідрохімічні та гідробіологічні показники якості поверхневих вод.

Таблиця 4.1

**Розподіл пунктів спостережень гідрометеослужби за
головними річковими басейнами станом на 1.01.2005 р.[4]**

Басейн	Кількість постів					
	рівне- вих	з них вitra- тних	з гідрохімічних поділом роботи			
			I категорії	II категорії	III категорії	IV категорії
Дніпра	109	100	0	1	26	55
Дністра	64	62	0	0	9	17
Південного Бугу	23	22	0	0	6	12
Західного Бугу	10	10	0	0	5	4
Сіверського Донця	36	35	1	0	17	10
Приазов'я	19	19	0	0	5	8
Дунаю	77	56	0	0	8	29
Криму	33	33	0	0	3	21
Межиріччя Дунаю і Дністра	1	1	0	0	0	1
Межиріччя Дністра і Південного Бугу	2	2	0	0	0	2
Разом	374	410	1	1	79	159

Основою розміщення гідрологічних пунктів спостережень був принцип отримання основних характеристик (з визначеною точністю) водного режиму – рівня води і річкового стоку. Кількість і щільність розташування пунктів спостережень визначався природно-кліматичними факторами, а також запитами народного господарства і служби прогнозів.

Пункти гідрологічної мережі розподілені за 10 річковими басейнами України. Найбільше пунктів спостережень за кількісними і якісними показниками розташовано в басейні Дніпра, розвинена мережа спостережень в басейнах Дунаю і Дністра.

Більшість постів виконували спостереження у терміні від 51 до 100 років, трохи менше – від 31 до 50 років (рис 4.1). Отже, періоди спостережень мають достатню тривалість і можуть використовуватись для різних необхідних обчислень.

За останні 25 років відбулися зміни в кількісному складі постів гідрологічної мережі. Так, якщо в 1975 р. нараховувалося 510 гідрологічних постів, з яких на 472 вивчався стоковий режим річок, а на 198 – стік наносів,

тобто твердий стік, то в 1985 р. вивченням елементів гідрологічного режиму рік України займалося 477 постів, із яких 448 вивчали рідкий стік і 204 – твердий стік. Пізніше кількість пунктів спостережень була дещо зменшена у зв'язку з проблемами у загальному економічному становищі країни. Наприкінці 80-х років ХХ ст. відділом гідрології УкрГМЦ були проведені дослідження і виконані розрахунки з метою обґрунтування необхідної кількості реперних (опорних) постів та їх раціонального розміщення. В 1996-1999 рр. в УкрНДГМІ були виконані науково-дослідні роботи по оптимізації мережі гідрологічних спостережень (за твердим і рідким стоком) на річках України.

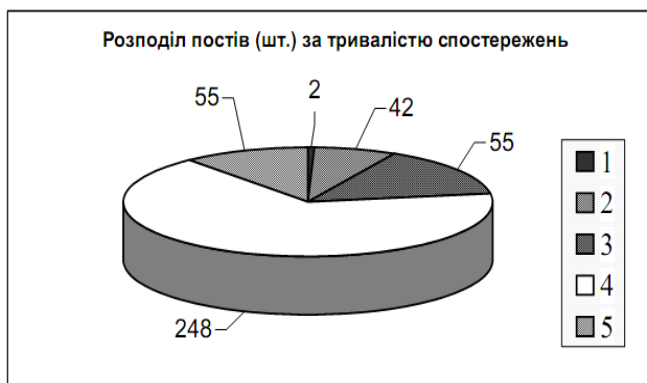


Рис. 4.1. Розподіл гідрологічних постів (шт.) за тривалістю спостережень [3]: 1 – 1-10 років, 2 – 11-30 років, 3 – 31-50 років, 4 – 51-100 років, 5 – більше 100 років

Сучасна гідрологічна мережа України налічує 374 пости, з яких на 339 постах вимірюють витрати води, а на 119 постах вивчають твердий стік (табл. 4.2). Озерна мережа нараховує 60 постів.

Таблиця 4.2

**Динаміка чисельності гідрологічних постів
на річках України за 1975-2005 рр.[3]**

Рік	1975	1985	1995	2005
Кількість гідрологічних постів	510	477	371	374

Слід зазначити, що програми спостережень на гідрологічних станціях і постах регламентовані нормативними документами, які підготовлені ще Державним гідрологічним інститутом (тепер Російський гідрологічний

інститут), Спостереження здійснюються переважно за компонентами сольового складу та металами природних вод. Вміст пріоритетних забруднюючих речовин жодним із суб'єктів моніторингу не проводиться.

Перелік показників, які визначаються суб'єктами моніторингу вод, істотно відрізняється від рекомендованого Водною Рамковою Директивою 2000/60/ЕС (ВРД) [5], яка була прийнята країнами європейського союзу у 2000 році як зведення рекомендацій по комплексному управлінню водними ресурсами, моніторингу та оцінки якості водного середовища, охорони всіх видів вод і охопленням всіх видів впливу на них.

4.3. Принципи організації спостереження і контролю якості поверхневих вод

4.3.1. Основні завдання моніторингу поверхневих вод

Зростаючі темпи розвитку промисловості зумовлюють не лише збільшення об'ємів використання води, а й її забруднення. Якість і кількість загальних запасів води на планеті, особливо прісної, уже зараз є важливою проблемою, а в деяких регіонах ситуація переростає в екологічну катастрофу. Тому контролювання стану водних об'єктів на різних рівнях є необхідною складовою охорони довкілля.

У рамках проекту ООН створена і функціонує глобальна система моніторингу навколишнього середовища (ГСМНС). Її складовою є програма щодо проблем водних ресурсів – ГСМНС/(Вода). Завданнями програми ГСМНС/(Вода) є:

- моніторинг поширення і трансформації забруднюючих речовин у водному середовищі;
- оповіщення про серйозні порушення стану водних об'єктів;
- нагадування урядам про необхідність уживання заходів щодо охорони, відновлення і поліпшення водного середовища [6].

У відповідності до ст. 21 Водного кодексу України [1] *державний моніторинг вод* є складовою частиною державної системи моніторингу навколишнього природного середовища України і здійснюється в порядку, що визначається Кабінетом Міністрів України.

Правові засади щодо діяльності системи державного моніторингу вод України викладені в наступних державних законодавчих документах:

- Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища» № 1268-ІІ від 26.06.1991 р. із змінами;
- Водний кодекс України від 06.06.1995 № 213/95-ВР;
- Положення про державну систему моніторингу довкілля, затверджене Постановою КМУ № 391-98-п від 30.03.1998 р. із змінами,

внесеними згідно з Постановою КМУ № 1763 від 24.09.1999 р. і Постановою КМУ № 528 від 16.05.2001 р.;

- Порядок здійснення державного моніторингу вод, затверджений Постановою КМУ № 758 від 19.09.2018;

- Закон України “Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення” N 2047-VIII від 18.05.2017 р.;

- Порядок розроблення плану управління річковим басейном, затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 18 травня 2017 р. № 336;

- Закон України «Про меліорацію земель» від 14.01.2000 № 1389-XIV;

- інші державні законодавчі акти та укази Президента.

Згідно до «Порядку здійснення державного моніторингу вод» [7] державний моніторинг вод здійснюється з метою забезпечення збирання, обробки, збереження, узагальнення та аналізу інформації про стан водних об’єктів, прогнозування його змін та розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень у галузі використання, охорони вод та відтворення водних ресурсів.

Об’єктами державного моніторингу вод є:

- масиви поверхневих вод (поверхневі водні об’єкти або їх частини), в тому числі прибережні води та зони (території), які підлягають охороні;

- масиви підземних вод (підземні водні об’єкти або їх частини), в тому числі зони (території), які підлягають охороні;

- морські води в межах територіального моря та виключної морської економічної зони України, в тому числі зони (території), які підлягають охороні.

Екологічний стан масиву поверхневих вод визначається за біологічними показниками з використанням гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як "відмінний", "добрий", "задовільний", "поганий" або "дуже поганий".

Хімічний стан масиву поверхневих вод визначається за окремими групами забруднюючих речовин і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як "добрий" або "недосягнення доброго".

Екологічний потенціал штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод визначається за біологічними показниками з використанням гідроморфологічних, хімічних та фізико-хімічних показників і на основі екологічного нормативу якості води класифікується як "добрий", "задовільний", "поганий" або "дуже поганий".

Водна Рамкова Директива ЄС проголошує пріоритет, так званої, «компаративної» оцінки стану поверхневих вод (порівняння отриманих даних з референційними значеннями). Шкала класифікації екологічного

статусу базується на визначенні значень хімічних речовин у недоторканих типоспецифічних (референційних) умовах.

Методика віднесення масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного та хімічного станів масиву поверхневих вод, а також віднесення штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод до одного з класів екологічного потенціалу штучного або істотно зміненого масиву поверхневих вод затверджується центральним органом виконавчої влади, що забезпечує формування державної політики у сфері охорони навколишнього природного середовища.

Моніторинг вод проводиться за двома типами А та Б.

Тип А – для визначення екологічного та хімічного станів масивів поверхневих вод та для планів управління річковими басейнами (ПУРБ) і проводиться:

- для кожного виділеного водного масиву;
- за індивідуальною програмою;
- для всіх категорій поверхневих вод (річки, озера, перехідні, прибережні, штучні та істотно змінені) та підземних вод.

Тип В – для оцінки впливу на водні об'єкти та охорони вод:

- контроль скидів стічних вод;
- моніторинг якості води на питних водозаборах;
- при виникненні надзвичайних ситуацій.

Суб'єктами державного моніторингу вод виступають:

- Мінприроди: загальна координація та організація державного моніторингу;
- Держводагентство: моніторинг для ПУРБ, ведення баз даних, оцінка станів; проведення вимірювань пріоритетних речовин (для екологічного стану);
- Держгеонадра: моніторинг хімічного стану та кількості підземних вод);
- Державна служба України з надзвичайних ситуацій (ДСНС): моніторинг гідроморфологічних, фізико- хімічних, гідробіологічних показників;
- Державне агентство України з управління зоною відчуження (ДАЗВ): моніторинг у зоні відчуження та зоні безумовного (обов'язкового) відселення території, що зазнала радіоактивного забруднення внаслідок Чорнобильської катастрофи).

Суб'єкти, що здійснюють державний соціально-гігієнічний моніторинг, державний нагляд (контроль) за додержанням законодавства про охорону навколишнього природного середовища, санітарного законодавства, законодавства про охорону, використання і відтворення риби та інших водних живих ресурсів (водних біоресурсів), державний контроль за провадженням рибогосподарської діяльності та в галузі охорони, використання та відтворення водних біоресурсів, безоплатно подають суб'єктам державного моніторингу вод дані, одержані за

результатами такого моніторингу або нагляду (контролю), щомісяця до 5 числа.

Залежно від цілей та завдань державного моніторингу вод встановлюються такі процедури:

- процедура діагностичного моніторингу масивів поверхневих та підземних вод;
- процедура операційного моніторингу масивів поверхневих та підземних вод;
- процедура дослідницького моніторингу масивів поверхневих вод.

Діагностичний, операційний та дослідницький моніторинг здійснюється за басейновим принципом.

Діагностичний моніторинг здійснюється для масивів поверхневих та підземних вод з метою:

- доповнення та підтвердження результатів визначення основних антропогенних впливів на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі від точкових і дифузних джерел;
- розроблення програми державного моніторингу вод;
- встановлення референційних умов та оцінки їх довгострокових змін;

– оцінки довгострокових змін, спричинених антропогенним впливом на кількісний і якісний стан поверхневих та підземних вод, у тому числі від точкових і дифузних джерел;

– оцінки довгострокових тенденцій зміни рівня та концентрації забруднюючих речовин у підземних водах внаслідок природних змін та антропогенного впливу на їх стан.

Для масивів поверхневих вод діагностичний моніторинг здійснюється протягом першого року здійснення державного моніторингу вод. Для масивів поверхневих вод, у яких відсутній ризик недосягнення екологічних цілей, діагностичний моніторинг здійснюється додатково протягом четвертого року виконання державного моніторингу вод.

Для масивів підземних вод діагностичний моніторинг здійснюється протягом перших двох років здійснення державного моніторингу вод або більше (у разі потреби).

Операційний моніторинг здійснюється для масивів поверхневих та підземних вод, у яких існує ризик недосягнення екологічних цілей, а також масивів поверхневих та підземних вод, забір води з яких для задоволення питних і побутових потреб населення в середньому протягом року становить більше ніж 100 куб. метрів на добу, з метою:

- визначення екологічного і хімічного стану масивів поверхневих вод та кількісного і хімічного станів масивів підземних вод;
- оцінки змін в екологічному і хімічному стані масивів поверхневих вод (в екологічному потенціалі штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод), а також в кількісному і хімічному стані масивів

підземних вод, що є результатом виконання плану управління річковим басейном;

- виявлення довгострокових тенденцій збільшення концентрацій забруднюючих речовин у масивах підземних вод, зумовлених антропогенним впливом на їх стан.

Операційний моніторинг здійснюється щороку в період між роками здійснення діагностичного моніторингу.

Показники, за якими здійснюється операційний моніторинг, та періодичність їх вимірювання встановлюються з урахуванням результатів діагностичного та дослідницького моніторингу, даних, одержаних в результаті здійснення заходів державного нагляду (контролю) та державного соціально-гігієнічного моніторингу, даних передбаченої законодавством звітності (включаючи державну статистичну звітність), а також даних та інформації щодо об'єктів та видів діяльності, що підлягають оцінці впливу на довкілля згідно із Законом України “Про оцінку впливу на довкілля” [8].

Для водозаборів підземних вод з обсягом видобутку більше ніж 100 куб. метрів на добу в межах зон санітарної охорони та на прилеглих територіях водокористувачі облаштовують локальну мережу спостережних свердловин з метою визначення кількості води та хімічних і фізико-хімічних показників та надання даних спостережень Держгеонадрам.

Дослідницький моніторинг здійснюється для масивів поверхневих вод з метою:

- встановлення причин відхилення від екологічних цілей;
- з'ясування масштабу та наслідків аварійного забруднення вод;
- встановлення причин наявності ризику недосягнення екологічних цілей, виявленого в процесі здійснення діагностичного моніторингу, до початку виконання операційного моніторингу.

Дослідницький моніторинг здійснюється суб'єктами державного моніторингу вод, які самостійно визначають пункти моніторингу, перелік показників та періодичність їх вимірювання.

Результатами здійснення державного моніторингу вод є:

- первинна інформація (дані спостережень), яка надається суб'єктами державного моніторингу вод;
- узагальнені дані, що стосуються певного проміжку часу або певної території;
- оцінка екологічного та хімічного стану масивів поверхневих вод, екологічного потенціалу штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод, кількісного та хімічного стану масивів підземних вод, екологічного стану морських вод та визначення джерел негативного впливу на них;
- прогнози стану вод і його змін;

– науково обґрунтовані рекомендації, необхідні для прийняття управлінських рішень у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів.

На підставі даних та інформації, отриманих в результаті здійснення державного моніторингу масивів поверхневих та підземних вод, визначаються екологічний та хімічний стан масивів поверхневих вод, екологічний потенціал штучних або істотно змінених масивів поверхневих вод, кількісний і хімічний стан масивів підземних вод, з урахуванням чого розробляються плани управління річковими басейнами та оцінюється рівень досягнення екологічних цілей.

Аналіз інформації, отриманої в рамках здійснення державного моніторингу вод, для оцінки стану вод та забезпечення органів виконавчої влади і органів місцевого самоврядування інформацією для прийняття рішень у галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів проводиться:

Мінприроди - у частині державного моніторингу морських вод та на загальнодержавному рівні (щороку);

Держводагентством (у частині державного моніторингу масивів поверхневих вод, включаючи прибережні води);

Держгеонадрами (у частині державного моніторингу масивів підземних вод) - на рівні районів річкових басейнів (щороку).

Прогнозування стану вод та його зміни здійснюється шляхом моделювання кількісних і якісних показників вод з метою розроблення рекомендацій щодо здійснення заходів для запобігання можливим негативним змінам та покращення існуючого стану вод [7].

4.3.2. Принципи організації спостережень за якістю поверхневих вод.

Моніторинг якості поверхневих вод передбачає організацію стаціонарної мережі пунктів спостережень за природним складом і забрудненням поверхневих вод; спеціалізованої мережі пунктів спостережень за забрудненими водними об'єктами; тимчасової експедиційної мережі пунктів спостережень [3, 10, 11]. Мережі спостережень створюють з дотриманням певних вимог:

– надання переваги вивченню і контролю антропогенної дії на поверхневі води;

– систематичність і комплексність спостережень за фізичними, хімічними та біологічними показниками та проведення відповідних гідрологічних вимірів;

– узгодження строків спостережень з характерними гідрологічними ситуаціями;

– визначення показників якості води єдиними методами;

– оперативність одержання інформації про якість води.

Основним принципом організації спостережень є їх комплексність, яка передбачає узгоджену програму робіт з гідрохімії, гідрології, гідробіології та забезпечує моніторинг якості води за фізичними, хімічними, гідробіологічними показниками.

Найважливішим етапом організації робіт є вибір місця розташування пункту спостереження.

Моніторинг забруднення вод проводиться на постійних та тимчасових пунктах спостереження, які розміщують у місцях, де наявний або відсутній вплив господарської діяльності.

Пункт спостереження за якістю поверхневих вод – місце на водоймищі або водотоці, де проводять комплекс робіт для одержання даних про якісні й кількісні характеристики води.

Основними об'єктами, які потребують моніторингу, є:

- місця скиду стічних і дощових вод міст, селищ, сільськогосподарських комплексів; місця скиду стічних вод окремих підприємств, ТЕС, АЕС;
- місця скиду колекторно-дренажних вод, які відводяться зі зрошуваних або осушуваних земель;
- кінцеві створи великих і середніх річок, які впадають в моря, внутрішні водоймища;
- кордони економічних районів, республік, країн, що перетинають транзитні річки;
- кінцеві гідрологічні створи річкових басейнів, за якими складають водогосподарські баланси;
- гирлові зони забруднених приток головної річки.

Для вивчення природних процесів і визначення фонових стану водойм і водотоків пункти спостережень створюють також на ділянках, які не зазнають прямого антропогенного впливу, у тому числі на водоймах і водотоках, розташованих на території державних заповідників і природних національних парків, що є унікальними природними утвореннями [9].

4.3.3. Категорії пунктів спостереження. Особливості розташування

Пункти стаціонарної мережі спостереження поділяють на чотири категорії. *Пункти спостережень першої категорії* розміщують на водотоках і водоймищах, що мають особливо важливе народногосподарське значення, коли існує ймовірність перевищення концентрації певних показників. *Пункти спостереження другої категорії* розташовують на водних об'єктах, які знаходяться в районах промислових міст, селищ з централізованим водопостачанням, у місцях відпочинку населення, в місцях скиду колекторно-дренажних вод з сільськогосподарських полів, на граничних і кінцевих створах рік. *Пункти спостереження третьої*

категорії розміщують на водних об'єктах, що характеризуються помірним або слабким навантаженням (в районах невеликих населених пунктів та промислових підприємств). *Пункти спостереження четвертої категорії* формують на незабруднених водних об'єктах (фонових ділянках).

Пункти спостереження розташовують з урахуванням стану та перспектив використання водних об'єктів на підставі попередніх досліджень, які передбачають:

- збір та аналіз відомостей про водокористувачів, джерела забруднення вод, аварійні скиди забруднюючих речовин, що відбувалися раніше, даних про режимні, фізико-географічні морфометричні ознаки водойми або водотоку;

- обстеження водойми або водотоку та прибережних водоохоронних смуг з метою визначення їх стану, виявлення додаткових джерел забруднення, визначення зон забрудненості та переліку специфічних забруднюючих речовин, виокремлення характерних біотопів.

4.3.4. Розміщення створів контролю

На пунктах спостереження досліджують один або кілька створів.

Ствір пункту спостереження – умовний поперечний переріз водоймища або водотоку, де проводиться комплекс робіт для одержання інформації про якість води.

Створи спостережень розміщують з урахуванням гідрометричних умов і морфологічних особливостей водоймища або водотоку, наявності джерел забруднення, об'єму та складу стічних вод, зокрема зворотних [9].

Вода зворотна – вода, яка повертається за допомогою технічних споруд і господарських засобів до природних ланок кругообігу води (річкової, озерної, морської, літогенної) у вигляді стічної, скидної або дренажної.

На водотоках у разі відсутності організованого скиду зворотних вод, у гирлах забруднених приток, на незабруднених ділянках водотоків, на передгреблевих ділянках річок, на кінцевих ділянках річок і в місцях перетину державного кордону України встановлюють один створ.

На водотоках при наявності організованого скиду зворотних вод встановлюють два і більше створів.

Перший (фоновий) створ рекомендовано розміщувати на відстані 1 км вище від джерела забруднення.

Другий створ призначений для контролю за зміною якості води водотоку поблизу випуску стічних вод, тобто в зоні забруднення. Відповідно до санітарних нормативів бажано розташувати його на відстані 1 км вище від найближчого місця водозабору. На річках, що використовуються для рибогосподарських потреб, цей створ встановлюють на відстані 0,5 км нижче по течії від місця скиду стічних вод, а на водоймищах – 0,5 км в бік найбільш вираженої течії. У містах та селищах, де є численні скиди,

контрольний створ розміщують на відстані *0,5-1 км нижче від останнього колектора*.

Третій створ розміщують у такий спосіб, щоб дані спостережень характеризували якість води, водного потоку загалом, тобто у місці *достатнього змішування* стічних вод з водами річки.

При спостереженнях за водоймою загалом встановлюють не менше трьох створів, по можливості, рівномірно розподілених її акваторією з урахуванням конфігурації берегової лінії. У разі спостережень за окремими ділянками водойми створи розташовують у такий спосіб:

- на водоймах з *інтенсивним водообміном*: один створ вище джерела забруднення і решта створів (не менше двох) нижче джерела забруднення на відстані *0,5 км* від місця скиду зворотних вод та безпосередньо за межею зони забруднення;

- на водоймах з *помірним та уповільненим водообміном* – один створ *поза зоною впливу джерела*, другий створ суміщають зі створом скиду зворотних вод, решту створів (не менше двох) розташовують по обидва боки від останнього на відстані *0,5 км* від місця скиду та безпосередньо за межею зони забрудненості.

4.4 Програми спостережень, терміни проведення гідрохімічних робіт у пунктах спостережень

4.4.1. Програми спостережень і показники, що визначаються

Загальна мета, завдання різних досліджень, типи водотоків, водоймищ зумовлюють кількість і методи аналізів, час відбору проб природних вод.

Відповідно до цього розробляють програми спостережень за гідрологічними та гідрохімічними показниками.

Програма спостережень – теоретично і експериментально визначена оптимальна кількість показників і послідовність досліджень, які дають змогу отримати повну і достовірну інформацію про якість води в певному місці у визначений час. Вибір програми залежить від категорії пункту спостережень. Ці програми поділяють на обов'язкову, скорочену-1, скорочену-2, скорочену-3 (табл. 4.3).

До основних показників, що зумовлюють *швидкість процесу самоочищення водного середовища*, належать: температура (°C), водневий показник рН, концентрація розчиненого кисню (мг/дм³, мг/л), вміст органічних речовин (мг/дм³, мг/л). Контролювання цих показників передбачено всіма програмами [9].

Температура водного середовища є основним регулятором природних процесів у воді. Вона впливає на швидкість хімічних реакцій, функції білків

всередині і між фізіологічними системами та органами тварин, тому її вимірювання обов'язкове.

Таблиця 4.3

Програма спостережень за гідрологічними та гідрохімічними показниками

Програма	Показники
1	2
Обов'язкова	Гідрологічні Витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$) (кількість води, що протікає через живий переріз за одиницю часу), швидкість течії ($\text{м}/\text{с}$) при опорних вимірюваннях витрати на водотоках або рівень води (м) на водоймах; Гідрохімічні Візуальні спостереження Температура ($^{\circ}\text{C}$), кольоровість ($\text{м}/\text{с}$) прозорість (см), запахи (бали) Концентрація розчинених у воді газів – кисню, діоксиду карбону ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація зважених речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Водневий показник рН Окиснювально-відновний потенціал Eh (мВ) Концентрація головних йонів – хлоридних, сульфатних, гідрокарбонатних кальцію, магнію, натрію, калію, сума йонів ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Хімічне споживання кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Біохімічне споживання кисню за 5 діб ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація біогенних елементів – амонійних, нітритних і нітратних йонів, фосфору, феруму загального, силіцію ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація широко розповсюджених забруднюючих речовин – нафтопродуктів, синтетичних поверхнево-активних речовин, легких фенолів, пестицидів і сполук металів
Скорочена 1	Гідрологічні Витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$) на водотоках або рівень води (м) на водоймах Гідрохімічні Візуальні спостереження Температура ($^{\circ}\text{C}$) Концентрація розчиненого кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Питома електропровідність ($\text{См}/\text{см}$)

1	2
Скорочена 2	Гідрологічні Витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$) на водотоках або рівень води (м) на водоймах Гідрохімічні Візуальні спостереження Температура ($^{\circ}\text{C}$) Водневий показник pH Питома електропровідність ($\text{см}/\text{см}^{-1}$) Концентрація зв'язаних речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Хімічне споживання кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Біохімічне споживання кисню за 5 діб ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація двох-трьох забруднюючих речовин, основних для води в даному пункті ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$)
Скорочена 3	Гідрологічні Витрата води ($\text{м}^3/\text{с}$), швидкість течії ($\text{м}/\text{с}$) при опорних вимірах на водотоках або рівень води (м) на водоймах Гідрохімічні Візуальні спостереження Температура ($^{\circ}\text{C}$) Водневий показник pH Концентрація зв'язаних речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація розчиненого кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Хімічне споживання кисню ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Біохімічне споживання кисню за 5 діб ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$) Концентрація всіх забруднюючих воду, в даному пункті спостережень, речовин ($\text{мг}/\text{дм}^3$, $\text{мг}/\text{л}$)

Показник pH визначають як від'ємний логарифм концентрації йонів гідрогену. З його значенням пов'язаний фотосинтез у воді та багато хімічних і фізичних процесів. З'ясування *електропровідності* дає змогу оцінити концентрації деяких електролітів або загальних розчинених твердих частинок.

Обсяг *концентрації розчиненого кисню* є важливим показником, оскільки цей газ виконує основну роль при процесах обміну речовин в живих організмах, а також при утворенні та розчиненні вапна, гнитті органічних речовин.

Концентрація органічних речовин характеризує перебіг хімічних та біологічних процесів у воді.

4.4.2. Частота відбору проб води для аналізу.

Види спостережень за хімічним складом води водоймищ

Режим моніторингу гідрологічних та гідрохімічних показників за обов'язковою програмою спостережень зумовлюється водним режимом ріки. На більшості водотоків відбір проб проводять 7 разів на рік: *під час повені* – на підйомі, максимумі, спаді; *під час літньої межені* – при найменшій витраті та при проходженні дощового паводка, *восени* перед льодоставом та під час *зимової межені*.

Повінь – фаза водного режиму річок, яка характеризується найбільшою водністю, значним, відносно тривалим підвищенням рівня води і спостерігається щороку в один і той же сезон.

Протилежне природі явище – *межень* – спостерігається влітку в мало дощову суху погоду і взимку.

Межень – фаза водного режиму річок, яка характеризується малою водністю, тривалим збереженням низького рівня води і виникає внаслідок зменшення живлення водотоку.

Кількість проб, що відбирається для аналізу за обов'язковою програмою, може змінюватися залежно від особливостей водного режиму окремих водотоків:

- на водотоках з довгим паводком (більше місяця) проби води відбирають на підйомі, максимумі, на початку та наприкінці спаду паводка (8 разів на рік);

- на водотоках зі стійкою літньою межею та слабо вираженим осіннім підйомом води спостереження здійснюють 5-6 разів на рік;

- на тимчасових водотоках кількість спостережень не перевищує 3-4 на рік;

- на водотоках у гірських районах, залежно від типу водотоку, кількість спостережень коливається від 4 до 11.

Гідрохімічну інформацію про озера та водосховища збирають посезонно, тобто 4 рази на рік. Спостереження за хімічним складом води водоймищ поділяють на *стандартні* (обов'язкові) та *спеціальні*.

До *стандартних спостережень* належать регулярні спостереження за хімічним складом води в постійних пунктах, які характеризують стан водоймища за природних умов; регулярні спостереження за рівнем забруднення води в контрольних пунктах, які розміщені в районах найбільших випусків стічних вод.

До *спеціальних спостережень* відносять гідрохімічні зйомки водоймища для оцінки поширення забруднювачів, вивчення процесів самоочищення, визначення запасів речовин в об'єкті, балансових розрахунків.

4.5. Методика відбору проб води. Види проб.

Умови забезпечення правильності оцінки якості води

Правильність оцінки якості води забезпечує виконання таких умов:

- *правильний відбір* проб води належної кількості;
- *репрезентативність проб*, тобто відповідність до поставленого завдання як за якістю та об'ємом, так і за вибраними точками та часом відбору, а також технікою відбору, попередньої обробки, умов зберігання та транспортування.

Проба повинна характеризувати якість води водоймища або водотоку за певний проміжок часу. Ступінь відповідності одиничної проби великий водній масі залежить від низки чинників:

- однорідності відібраної водної маси;
- кількості точок пробовідбору;
- розмірів окремих проб;
- способів відбору проб.

Проби поділяють на прості та змішані.

Прості проби характеризують якість води у певному пункті відбору, відбираються у визначений час у необхідному об'ємі.

Змішані проби об'єднують кілька простих проб з метою характеристики якості води за певний період часу або певної ділянки досліджуваного об'єкта.

Залежно від мети дослідження вдаються до разового або регулярного відбору проб.

Разовий відбір проб застосовують, коли вимірювані параметри несуттєво змінюються в просторі (глибина, акваторія) водоймища і в часі; закономірності зміни параметрів, що визначаються, попередньо відомі; необхідні лише найзагальніші уявлення про якість води у водоймищі.

Регулярний відбір проб означає, що кожную пробу відбирають у часовій і просторовій взаємозалежності з іншими [3, 12].

Відбір проб води повинен відповідати вимогам відомих нормативних документів та державних стандартів (ДСТУ ISO 5667-6:2009, ДСТУ ISO 5667-03, ДСТУ 3920, ДСТУ 3913, ГОСТ 24481 та ін.) [13, 14].

Способи й умови пробовідбору води, в залежності від особливостей водного об'єкта, також можуть змінюватися. Так, у *водотоках* (ріки, струмки й ін.) як прості, так і змішані проби можуть відбиратися одноразово або серійно. До місця відбору серійної за часом проби необхідний легкий доступ протягом усього року, тому що обране місце не рекомендується змінювати. Кожен відбір проби води з потоку повинен бути доповнений виміром витрати по відповідному профілю в момент відбору проби.

Поверхневі проби води можна брати прямо в бутиль, що при необхідності прикріплюють до тичини, яку додатково навантажують і обв'язують мотузкою, спускають у водойму. Це класичний метод ручного

пробовідбору. Але, в залежності від досліджуваної речовини, і такий простий метод може мати свої різновиди.

Наприклад, для визначення розчиненого кисню чи гідрогенсульфуру у воді дуже важливо, щоб проба при відборі була захищена від контакту з атмосферним повітрям. Для цього воду з пробовідбірника переливають у бутель не зверху, через горловину, а через сифонну трубку – знизу (гумовий шланг і лійка з подовженим кінцем), опущену до дна бутля. Після наповнення останнього, воду продовжують наливати так, щоб вона перетікала через край. Бутель закривають пробкою, не залишаючи в ньому пухирців повітря.

Стационарні спостереження на водотоці з незначною глибиною передбачають відбір проб води для хімічного аналізу на стрижні потоку з глибини 0,2-0,5 м. Якщо русло глибоке, а течія слабка, доцільніше брати проби на різних глибинах. Проби переважно відбирають емальованим відром об'ємом 10 л. З відра водою наповнюють посудини для визначення рН, вмісту у воді кисню, CO_2 , фіксують відсоток насичення води киснем, а також наповнюють водою пляшки для визначення біохімічного споживання кисню за 5 діб (BCK_5) і для подальшого аналізу в лабораторії. Проби для визначення концентрацій нафтопродуктів, фенолів, синтетичних поверхнево-активних речовин (СПАР), важких металів, пестицидів відбирають в окремі пляшки.

З *водойми* (водоймища, озера чи ставка) також можливий відбір як простих, так і складних проб. Однак не рекомендується брати середню пробу з водойми, так як, унаслідок можливості наявності значної неоднорідності якості води з різних місць, їхні компоненти можуть вступати у взаємодію, що може зовсім спотворити справжню картину. Тому проби рекомендується відбирати з різних місць і з різних глибин. Зональний пробовідбір повинний здійснюватися в максимально короткий проміжок часу.

З *вододжерел* (джерел, колодязів, свердловин і дренажів), обладнаних штучним водоприймачем, пробу води беруть під поверхню води, а якщо джерело обладнане зливальною трубою або жолобом – безпосередньо з них. Іноді джерело треба попередньо очистити. Роблять це приблизно за день до відбору проб. Дно ключа поглиблюють так, щоб у поглиблення можна було вільно помістити бутель для проб чи інший посуд. Після дощу відбір проб зі свердловин доцільно проводити одночасно з відкачкою, щоб можна було встановити постійну якість води і виявити, чи не забруднюється вона поверхневими водами. Проби води зі свердловин відбирають глибинним пробовідбірником з вузьким перерізом (чи насосом). Варто пам'ятати, що проби зі свердловин, у яких довго стояла вода або верхній отвір яких був недостатньо герметично закритий, ненадійні для аналізу. При відборі проб з колодязя спочатку відкачають з нього воду (якщо колодязь мало або довго не експлуатувався, відкачку ведуть до сталості температури води звичайно протягом не менш 20 хв. або відкачають воду повністю). При цьому стежать

за тим, щоб викачувана вода стікала досить далеко і не могла проникнути назад у колодязь. І тільки після цього приступають до наповнення пробовідборного бутля. Відбір проб води з колодязів краще проводити в літню пору при сухій погоді, коли витрати води і її обмін максимальні. При цьому необхідно враховувати всі незвичайні обставини, наприклад, термін експлуатації колодязя, ремонт, дезінфекцію і т.п.

Консервування необхідне при відборі проб для визначення нестійких компонентів, їх аналізують не пізніше, ніж через 3 дні після відбору. Проби зберігають при температурі 3-5 °С в холодильнику. Взимку при температурі нижче 0 °С відібрану пробу переносять у тепле приміщення, де проводять аналіз.

Попередня обробка, транспортування та зберігання проб повинні проводитися у такий спосіб, щоб склад води *не змінювався*.

4.6. Прилади і засоби відбору проб води та інших рідких середовищ

Проби води відбираються у прилади та пристрої, які поділяються на:

- прилади для відбору проб води;
- пристрої для первинної обробки проб води;
- пристрої для зберігання проб води.

За призначенням прилади для відбору проб води поділяються на

- прилади для відбору поверхневих вод;
- прилади для відбору підземних вод.

За режимом роботи прилади і пристрої пробовідбору підрозділяють (як і засоби аналізу) на автоматичні, напівавтоматичні і ручні [15]. В українській практиці в даний час усе ще використовують, в основному, останні.

4.6.1. Відбір проб води з відкритих водойм і криниць

Для відбору проб води з відкритих водойм і криниць використовують спеціальні пристрої – батометри різних типів або ємності (склянки) [16].

Батометр — прилад для відбору проб води з певної глибини з метою визначення її фізичних властивостей та вмісту розчинених і завислих речовин, а також гідробіонтів.

Батометр (рис. 4.4) повинен відповідати таким вимогам: вода, що проходить крізь нього, не повинна в ньому затримуватися; він повинен щільно закриватися; матеріал пробовідбірника повинен бути хімічно інертний. На практиці широко використовують горизонтальні, перекидні та автоматичні батометри [3].

За допомогою батометра Молчанова проводять відбір проб води для визначення вмісту пестицидів. Відбір проб на значних глибинах (20-30 м) проводиться за допомогою батометра Рутнера.



А



Б



В

Рис. 4.5. Батометри:

А – батометр Молчанова; Б – батометр Рутнера; В – батометр-пляшка

При відсутності батометра для відбоу проби можна використовувати бутель, який монтують у важку металеву оправу (рис. 4.6, Б).

Бутель закривають каучуковою пробкою зі шнуром. Імпровізований батометр опускають на потрібну глибину на жердині або линві і за допомогою шнура витягають пробку та набирають, таким чином, воду для аналізу.

Кожна проба, яка направляється в лабораторію, повинна мати супроводжувальний талон, де вказується:

- 1) назва організації;
- 2) назва джерела води і його місцезнаходження, створ;
- 3) дата і час відбору проби;
- 4) вид проби (точкова, об'єднана);

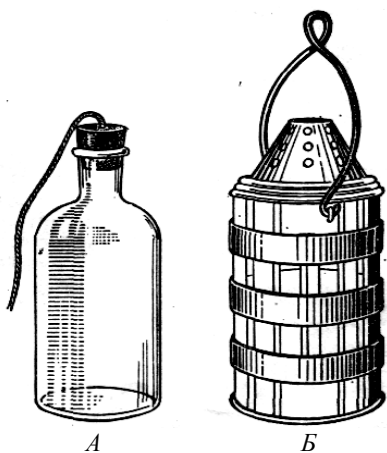


Рис. 4.6. Прилад для відбору проб води:

А – бутель з пробкою;
Б – металевий футляр

- 5) вид пробовідбірника;
- 6) загальний об'єм проби;
- 7) глибина водойми в точці відбору і витрата води;
- 8) фізичні властивості води;
- 9) метод консервації проби;
- 10) посада, місце служби і підпис особи, яка проводила відбір [15].

Для зберігання проб використовують поліетиленовий або скляний посуд. Перед використанням його миють концентрованою кислотою і споліскують водопровідною водою. Основні вимоги до посуду – міцність, стійкість до розчинення, щільність закривання.

4.6.2. Відбір проб води для визначення газів

Проби води для визначення газів відбирають *псевдобатометром* або двома *спареними псевдобатометрами* різних об'ємів, з яких на глибині водойми відсмоктують повітря і набирають воду так, щоб вона двічі-тричі повністю змінилася в склянці меншого об'єму (рис. 4.7). При цьому способі відбору проб води в склянці зовсім не залишається повітря та усувається контакт з повітрям. Аналізують воду з меншої ємності.

Проби води також відбирають у склянки з поліетилену чи боросилікатного скла «пайрекс». Поліетиленовий посуд миють синтетичними мийними засобами, розчином хлоридної кислоти, скляний – хромовою сумішшю, після чого миють спочатку водопровідною, а потім дистильованою водою. Перед відбором проб посуд 2–3 рази промивають водою, яку беруть для досліджень (для достовірності результатів відбирають одночасно по 2 проби). Посуд заповнюють водою вщерть, щоб не залишалася повітря, і закривають пробкою.

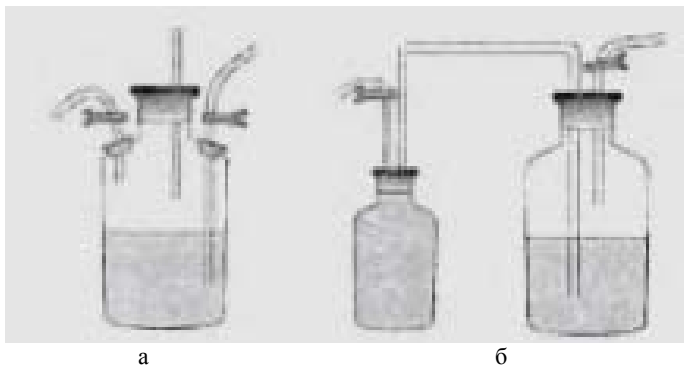


Рис. 4.7. Псевдобатометр (а), два спарені псевдобатометри (б): менший повністю заповнений водою, більший – наполовину

Нині виготовляються спеціалізовані системи для пробовідбору, наприклад, пробовідбірні системи для екологічних досліджень ПЕ 1105 типу переносного батометра, які являють собою вантаж у фторопластовій оболонці з отворами для води, в яких через перехідне кільце загвинчений пробовідбірний бутель. Після заповнення ємності водою пробовідбірна система піднімається на поверхню, бутель виймається із системи, закривається кришкою і доставляється в лабораторію.

Об'єм проби – 0,5 л. Глибина відбору проби: 0,2-2,0 м. Мінімальна глибина водойми – 0,2 м. Пробовідбірна ємність – бутель поліетиленовий або скляний. Маса (з пробєю) – 2,5 кг.

У залежності від програми досліджень, відбирають 1–2 л, а для визначення мікроелементів – до 5–6 л.

4.6.3. Відбір проб стічних вод

Засоби відбору та зберігання проб стічних вод повинні забезпечити постійність складу та властивостей стічних вод в інтервалі часу між відбором проб та їх аналізом.

Стационарне обладнання пробовідбірних комунікацій у місцях відбору має бути проточним постійної дії без запірної арматури, або має бути передбачена можливість його очищення від накопичених домішок.

При високій частоті відбору проб застосовують автоматичні пробовідбірники для отримання об'єднаної (усередненої) проби.

Відбір проб стоячих вод або з відкритих випусків над поверхнею скидання проводять за допомогою пристосувань для дистанційного відбору, у тому числі і ручного типу.

Посуд для відбору, транспортування і зберігання проб повинен бути виготовлений з хімічно стійких матеріалів, а також мати маркування, яке не змивається. Зазвичай застосовують пластиковий посуд. Але існує ряд винятків, коли використовують тільки скляний посуд, наприклад, коли пробу будуть аналізувати на вміст нафтопродуктів, жирів, вуглеводнів, детергентів, пестицидів [17].

4.6.4. Відбір проб питної води

Проби питної води відбирають у хімічно чистий посуд з притертими пробками (корковими або поліетиленовими), виготовлений з міцного, безбарвного хімічно стійкого скла, або в поліетиленовий посуд, який дозволено використовувати для контакту з питною водою [18]. Проби, призначені для аналізу на вміст органічних речовин, відбирають тільки в скляний посуд з притертими пробками.

4.6.5. Відбір проб води для санітарно-мікробіологічного аналізу

Санітарно-мікробіологічний аналіз питної води відповідно до ДСанПіН N 383/1940 "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» [19] повинен здійснюватись у відповідності до методичних вказівок "Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води", затверджених наказом МОЗ України від 3 лютого 2005 р. N 60 [20].

Проби води для санітарно-мікробіологічного аналізу відбирають у стерильний посуд стерильними батометрами; руки перед відбором знезаражують. Посуд відкривають безпосередньо перед відбором, видаляючи пробку разом зі стерильним ковпачком. Під час відбору пробка і горлечко не повинні торкатися нестерильних предметів. Мити посуд не потрібно. Посуд з відібраною пробкою негайно після відбору закривають стерильною пробкою, потім стерильним міцно фіксованим ковпачком. Посуд із пробами води, що підлягають транспортуванню, закривають пробками, які не усмоктують воду (наприклад, притертими скляними, гумовими, ватними, обгорненими фольгою і т.п.).

4.6.6. Відбір проб води для гідробіологічних спостережень

Для кількісного обліку фітопланктону проби відбирають батометрами послідовно з певних горизонтів.

Для якісного обліку фітопланктону проби відбирають планктонною сіткою.

Основним знаряддям лову безхребетних (зообентос) прибережній зоні є шкребок [16].

Живі організми з водних рослин (зообентос) збирають вручну, або ловлять шкребок - різновидом сачка, що має в нижній частині обода заточену металеву пластину шириною 2-3 см, довжиною 25 см. Рама обшивається грубою тканиною, до якої пришивають мішок з млинового газу № 17-19. Шкребок насаджують на палицю довжиною 1,5-2 м. Збір зообентосу з ґрунту проводиться також шкребок. На доступній глибині знімають шар ґрунту і складають у відро. Для відокремлення тварин від ґрунту використовують сачок-промивач.

Відбір проб перифітону з поверхні паль, дамб, мостів здійснюють за допомогою ножа, пінцета, або ложки.

4.7. Вимірювання фізичних параметрів водного середовища

4.7.1. Характеристика найважливіших параметрів водного середовища

Фізичні параметри води є важливими показниками екологічного стану водного середовища. До цих параметрів відносяться: температура, прозорість, кольоровість, вміст розчинених сполук і зважених речовин, швидкість потоку, профіль глибини, характер берегів і дна тощо.

Температура прискорює багато хімічних процесів у воді, змінює газообмін і є причиною скидання теплих вод з ТЕС та АЕС.

Прозорість води впливає на протікання біологічних процесів у водоймах.

Кольоровість є показником того чи іншого забруднення, це саме стосується і запаху. Вже ці візуальні показники можуть вказати на характер забруднення або загальний стан водойми.

4.7.2. Засоби і прилади, методика вимірювання фізичних та органолептичних параметрів водного середовища

Температура. Промислові підприємства, скидаючи теплу воду в природні водойми, створюють теплове забруднення водойм. Особливо це стосується АЕС, які скидають води нагріті до 40-45 °С. Температуру води визначають за допомогою термометрів (спиртових, ртутних). Якщо глибина водойми понад 1 м, то температура визначається через кожен метр глибини. При цьому на глибину понад 1 м термометр потрібно «залінувати», тобто кульку обмазати шаром пластиліну і витримати на глибині кілька хвилин. Лише після цього виймають термометр на поверхню і визначають температуру. Глибину вимірюють шнуром, на якому є поділки, і на кінці якого закріплений термометр і баласт. Ціна поділок термометра – 0,1-0,5 °С.

Температуру вимірюють у місцях скиду стічних вод нижче та вище місця скидання. Температуру вимірюють одночасно із відбором проб води.

Температуру також вимірюють спеціальним водяним термометром, який має корпус із нижньою камерою, в якій розміщується кулька термометра. При підніманні термометра з водойми, вода залишається в цій камері, що дає точний результат.

У водяного термометра є металевий футляр. Кулька цього термометра розміщена в чашці футляра, яка наповнюється водою в момент взяття проби. Чашка захищає резервуар термометра від коливань температур при вийманні його з води на різних рівнях водного джерела і зовнішньої температури. На верхньому кінці футляра є кільце, до якого прикріплюється шнур для занурення термометра у водойму (рис. 4.6).

Можна використовувати термометр, кулька якого обмотана товстим шаром вати.

При вимірюванні температури потрібно уникати вітру, сонячних променів та інших факторів, які можуть впливати на точність результатів.

При визначенні температури термометр у воді потрібно тримати 5–10 хв. У водогінних і насосних устаткуваннях термометр занурюють у струмінь стікаючої води. Температуру визначають через кілька хвилин не виймаючи термометр із струменя.

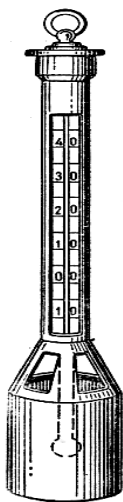


Рис. 4.8.
Водяний
термометр

Каламутність води – це величина обернена прозорості, яка характеризує вміст зважених речовин за їх концентрацією менше 2 мг/л. Її вимірюють за допомогою каламутноміра. Визначення полягає у порівнянні каламутності аналізованої води з еталоном, який готується на основі каоліну. У цьому еталоні частинки каоліну менші 0,05 мм. Синє світло пропускають знизу вгору крізь плоске дно скляних циліндрів з водою при одночасному боковому освітленні їх білим світлом від лампи 300 Вт. На основі сили струму і каламутності (мг/л) можна побудувати градувальну криву.

Швидко і зручно вимірювати каламутність фотоелектричними методами за допомогою турбідиметра.

Фотоелектричними методами користуються лише при концентрації зважених речовин менше 100 мг/л. При більшому вмісті визначення проводять гравіметричним методом. Для цього каламутну воду пропускають через беззольний фільтр «синя стрічка» або мембранні фільтри.

Кольоровість води (для стічних вод – **колір**) визначають, як правило, візуально і тому вона

відноситься до органолептичних показників води (так само як запах, каламутність і прозорість).

Кольоровість може бути причиною забруднень, завислих речовин, цвітіння води тощо. Червонуватий колір – це ознака вмісту заліза, зеленуватий – розмноження синьо-зелених водоростей.

Кольоровість визначають колориметричним методом у градусах, порівнюючи з дихроматно-кобальтовою шкалою кольоровості, яку отримують у результаті змішування двох відповідних розчинів у певних співвідношеннях.

Можна визначати кольоровість не тільки за допомогою звичайного колориметра Дюбоска, а й за допомогою ФЕК, КФК, підбираючи відповідний світлофільтр. Світлофільтри підбираються таким чином, щоб поглинання світла при ньому було максимальне. Потім, використовуючи калібрувальну криву за графіком визначають кольоровість води в градусах.

За правилами скидання стічних вод у водойми природна вода при змішуванні повинна залишатися прозорою в шарі завтовшки 10 см. З цією метою в лабораторії визначають ступінь розбавлення води, за якого колір її шару зазначеної товщини стає непомітним. Для цього на світлий аркуш паперу ставлять три скляних циліндра з плоским дном діаметром 20–25 мм. У перший наливають стічну воду висотою 10 см, у другий – таку ж кількість дистильованої води, у третій – стічну воду, яку поступово розбавляють доти, доки вона при огляді зверху не стане однаковою з дистильованою.

4.7.3. Прилади і системи контролю забруднення водного середовища. Спостереження за станом поверхневих, підземних, морських вод за допомогою комплексних лабораторій

4.7.3.1. Класифікація технічних засобів контролю і дослідження рідких середовищ

Існує кілька класифікацій технічних засобів контролю рідких середовищ, зокрема класифікація приладів для контролю вод:

- для вимірювання концентрації забруднюючих речовин;
- для вимірювання фізико-хімічних параметрів;
- для вимірювання узагальнюючих показників (БСК, ХСК тощо).

Прилади можуть бути поділені на: ***автоматичні та лабораторні аналізатори і сигналізатори.***

За характером досліджуваних рідин прилади поділяються на: ***аналізатори вод, інших рідин***, а також за властивостями, які досліджуються, на: ***аналізатори забрудненості і фізико-хімічних властивостей рідин.***

У підсумковому варіанті найбільш доцільна така класифікація:

- прилади контролю вод питного призначення;

- прилади контролю комунальних вод;
- прилади контролю водойм рибогосподарського призначення;
- прилади контролю для природних джерел води (поверхневі, підземні, морські);
- прилади контролю для стічних вод.

Але найчастіше класифікують прилади за принципом їхньої дії, а далі за типом речовини, яка визначається (фотоколориметри, полярографи, кондуктометри тощо).

Звертаючи увагу на порядок технологічного циклу екоаналітичного контролю у першу чергу застосовуються ті технічні засоби, які призначені для пошуку джерел забруднення вод. Нажаль, таких приладів розроблено дуже мало.

Велика потреба, в так званих експрес-аналізаторах, які повинні бути портативними і простими у використанні. Ряд таких засобів створено як вітчизняною, так і зарубіжною промисловістю.

На другій стадії екоаналітичного контролю важливі засоби відбору проб води. Сюди відносяться різні батометри, бутилі, склянки, насоси з поглинальними патронами тощо.

На третій стадії екоаналітичного циклу важливі засоби підготовки проб води для аналізу. Тут застосовуються загальноживані засоби, такі як центрифуги, сушильні шафи, ексікатори, екстрактори, випарники. За допомогою засобів концентруються, розділяються речовини, підвищується селективність і чутливість майбутнього аналізу.

На четвертій стадії (кількісного вимірювання), так як і у випадках дослідження повітря, застосовують переважно прилади універсального призначення (хроматографи, спектрофотометри, спектрографи, фотоелектроколориметри).

Найчастіше застосовують прилади на основі потенціометрії (рН-метри, йономіри); на основі кондуктометрії (кондуктометри) тощо.

4.7.3.2. Сучасні засоби пошуку джерел забруднення вод

Перша стадія екоаналітичного контролю забруднення вод є пошук джерел забруднення. Нажаль портативних приладів, які б для цього використовувалися в нашій країні не розроблено. Виключенням є фотоколориметр з протічною кюветою «піка», який не може використовуватися у польових умовах. Останнім часом з'являються імпорتنі зразки або переносні лабораторії. Як правило, на сьогодні дослідження проводяться в лабораторних умовах, а цьому передують відбір проб води в необхідних місцях.

На другій стадії аналізу повного циклу необхідно правильно вибрати місце відбору проб. Це залежить від поставленого завдання.

4.7.3.3. Технічні засоби оперативного контролю якості природних вод

Точність, достовірність, комплексність оцінювання забруднень водного середовища забезпечує використання нових, сучасних приладів моніторингу. Останнім часом у всьому світі впроваджуються автоматизовані системи контролю. Вони поки що виконують не всі необхідні функції, однак їх перевагою є безперервність вимірювань.

Автоматизовані системи дають змогу автоматично здійснювати відбір проб води, вимірювання, оброблення та передавання інформації. Прискорення і практично безперервне одержання інформації про якість води за допомогою автоматизованих систем контролю зумовлює необхідність їх широкого використання при моніторингу якості вод суші.

Оперативне контролювання хімічного складу природних вод забезпечує автоматизована система контролю якості води АСЯНС-ВГ (автоматизовані спостереження якості навколишнього середовища – водний горизонт), створена вченими Гідрохімічного інституту Держкомгідромету.

Автоматизована система контролю якості води – комплекс технічних засобів, які вимірюють у часі і просторі фізичні, хімічні і біологічні показники якості води, передають інформацію на центральний пункт управління і попереджають про порушення норм водокористування.

Єдину систему моніторингу формують три рівні – засоби оперативного автоматичного контролю забруднення вод; пересувні і стаціонарні гідрохімічні лабораторії; центр обробки інформації, отриманої від автоматичних станцій, пересувних і стаціонарних лабораторій.

4.7.3.4. Засоби оперативного автоматичного контролю забруднення вод

Їх поділяють на дві групи – *автоматичні станції контролю якості води* (АСКЯВ), або монітори, і *аналізатори*. За їх допомогою визначають низку показників якості води таких, як катіони та аніони, а також мінеральні речовини, специфічні (нафтопродукти, важкі метали, пестициди та ін.) та органічні забруднювачі. У табл. 4.8, 4.9 наведено показники якості води, які можуть бути рекомендовані для автоматичних визначень, а в табл. 4.10 – методи, які використовують для автоматизації аналізу поверхневих вод.

Автоматична станція контролю якості води (АСКЯВ). Це комплексний багатофункціональний пристрій, що дає змогу без участі людини швидко отримувати, опрацьовувати, зберігати і передавати в центр інформацію про фізичні властивості і хімічний склад поверхневих вод. Типовий перелік показників, які визначаються АСКЯВ, наведено в табл. 4.11.

Аналізатори. До них відносять прилади, що дають змогу отримувати дані про хімічний склад води в умовах лабораторій або безпосередньо на місці біля водного об'єкта автоматичним або напівавтоматичним способом.

Таблиця 4.8

**Показники якості поверхневих вод, які можна визначити
автоматичним методом контролю**

Характерні показники	Властивості води та інгредієнти, що вимірюються
Органічні речовини	Сума органічних речовин
Показники екстрфікації	Хлорофіл, сума мікрододоростей, NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+
Специфічні забруднюючі речовини	Нафтопродукти (плівка)
Загальні показники	Температура, електрична провідність, завислі речовини

Таблиця 4.9

**Показники якості води, що рекомендовані
для автоматизованих визначень**

Характерні показники	Властивості води та інгредієнти, що вимірюються
Мінеральні речовини	Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-
Органічні речовини	Загальний органічний карбон, БСК, розчинений кисень
Показники екстрфікації	Первинна продукція та деградація або хлорофіл; розчинений кисень; NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , NH_4^+ , $\text{N}_{\text{заг}}$, $\text{P}_{\text{заг}}$
Показники токсичності	Специфічні біологічні тести (водні організми, ферментативні реакції)
Специфічні забруднюючі речовини	Важкі метали, пестициди, нафтопродукти, феноли, СПАР
Загальні показники	Температура, pH, електрична провідність, окисно-відновний потенціал, завислі речовини

Пересувні гідрохімічні лабораторії (ПГХЛ). Вони забезпечують оперативне контролювання якості води, яке неможливо здійснити за допомогою АСКЯВ, одержують інформацію безпосередньо на водному об'єкті й одночасно доставляють проби для детального аналізу в стаціонарних лабораторіях.

Стаціонарна гідрохімічна лабораторія (СГХЛ). У постійній, непересувній гідрохімічній лабораторії можна робити хімічний аналіз води, визначати багато компонентів її хімічного складу, отримувати ту інформацію про якість води, яку неспроможні надати АСКЯВ і ПГХЛ.

**Методи, які використовуються для автоматизації аналізу
поверхневих вод**

Метод	Показники, що вимірюються
Електрохімічні методи	
Потенціометрія	pH, Eh, Cl ⁻ , F ⁻ , Na ⁺ , NO ₃ ⁻ та ін.
Кулонометрія (кулонометричне титрування)	NH ₄ ⁺ , N _{заг} , As, Se, Sb, U, Se, органічні сполуки
Кондуктометрія (кондуктометричне титрування)	Питома електропровідність, загальна мінералізація, деякі йони (SO ₄ ²⁻ , Cd, Pb, Cu, Sb, Bi, As та ін.), O ₂ (розчинений кисень, первинна продукція та деструкція БСК), органічні речовини (пестициди, феноли)
Полярографія (хроматопотенціометрія)	
Спектрометрія	
Фотоколориметрія	Головні іони (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻), біогенні речовини, важкі метали, феноли, ХСК
УФ-спектроскопія	Загальний органічний карбон
ІЧ-спектрофотометрія	Органічні речовини (лігнін, нафтопродукти та ін.)
Люмінесценція (флуоресценція)	Органічні речовини (гумусові речовини, хлорофіл та продукти його розпаду, нафтопродукти), канцерогенні речовини
Атомна абсорбція	Важкі метали (Cu, Zn, Ni, Co, Fe, Cd, Bi, Hg), лужні та лужноземельні елементи
Рентген-спектрометрія	As, Se, Te, Bi та ін.
Хроматографія	
Газорідинна хроматографія	Органічні речовини (пестициди, вуглеводні, органічні кислоти, аміни та ін.)
Комбіновані органічні речовини	
Хромато-, мас-спектрометрія	Органічні речовини
Газова (колоночна, тонкостінна) хроматографія + (УФ-, ІЧ-, люмінесцентна) спектрометрія	Нафтопродукти
Фотохімічне (хімічне) спалювання + ІЧ-спектрометрія (кулонометрія)	Загальний органічний карбон
Фотохімічне (хімічне) спалювання + фотоколориметрія	Загальний органічний фосфор, загальний органічний нітроген

Таблиця 4.11

**Типовий перелік показників, що визначаються ланками
автоматизованої системи контролю якості води**

Показник	АСКЯВ	ПГХЛ	СГХЛ	Показник	АСКЯВ	ПГХЛ	СГХЛ
1	2	3	4	5	6	7	8
Глибина	+	+		Fe _{зг}	+	+	+
T, °C	+	+		Cu ²⁺	+	+	+
Мутність	+	+		Zn ²⁺		+	+
X	+	+		Cr ³⁺		+	+
pH	+	+		Si ²⁺			+
Eh	+	+		Cd ²⁺	+		+
O ₂	+	+	+	Hg ⁺	+		+
Cl ⁻	+	+	+	Pb ²⁺	+		+
SO ₄ ²⁻			+	Mn ²⁺			+
NO ₃ ⁻	+	+	+	As ³⁺			+
NO ₂ ⁻	+	+	+	SiO ₂	+		+
PO ₄ ⁻	+	+	+	XCK		+	+
HCO ₃ ⁻		+	+	C _{орг}	+	+	+
CO ₃ ²⁻		+	+	N _{орг}		+	+
F ⁻	+	+	+	Жири			+
УФ-світло-пропускання	+			БСК			+
S ²⁻			+	СПАР			+
CN ⁻		+	+	Феноли			+
Na ⁺	+	+	+	Нафто-продукти		+	+
K ⁺	+		+	Сума органічних кислот			+
Ca ²⁺	+		+	Пестициди			+
Mg ²⁺			+	P _{орг}			+
NH ₄ ⁺	+	+	+				

Центр обробки гідрохімічної інформації. Завданням центру є обробка, систематизація і інтерпретація інформації, одержаної від АСКЯВ, ПГХЛ, ГХД, організація зв'язку з усіма ланками АСЯНС-ВГ і споживачами інформації; технічне обслуговування засобів; збирання, перевірка на достовірність, опрацювання, зберігання і надання користувачам різноманітних видів інформації, зокрема, оперативних короткострокових прогнозів стану водного об'єкта.

Кількість спостережень, які здійснюються на різноманітних рівнях АСЯНС-ВГ залежно від поставлених завдань, коливається від 1-4 на місяць до 12 за добу, їх доцільно виконувати в басейнах річок, де є напружений

водний баланс. При цьому АСЯНС-ВГ стають частиною загальної системи управління якістю води, що сприяє оптимізації водоохоронних заходів.

4.7.3.5. Будова і принцип дії автоматичних систем контролю якості води

Практично усі автоматичні системи контролю якості поверхневих вод, як закордонні, так і вітчизняні, діють за однаковим принципом. Система складається з датчикової частини, яка розміщується в різних точках підконтрольного водного середовища, апаратури для передачі інформації і центральної станції для прийому та реєстрації аналогових і цифрових сигналів. Різниця між системами полягає в способі дії та особливостях будови окремих блоків, ступеня автоматизації одержання та оброблення інформації та остаточного результату.

Найпоширенішими є способи розміщення блоку датчиків:

- безпосередньо у водоймі, коли на тросі спускають блок, з'єднаний з приладом, розміщеним на березі. Перевага способу полягає в тому, що інформація надходить у визначену точку без транспортного запізнення та пов'язаних з ним похибок. Однак експлуатація такого блоку затруднена, бо його необхідно часто виймати для очищення від організмів, якими він обростає у воді, та перевірки. Цей метод практично не застосовується на ріках зі складним гідрологічним режимом та в районах із суворим кліматом;

- у нижній частині автоматичної станції в спеціальному відсіку, куди воду подають із заданої точки водоймища зануреним насосом. Цей спосіб конструктивно простіший та надійніший. Його недоліками є транспортне запізнення одержання інформації і похибки внаслідок можливого обростання водними організмами внутрішньої поверхні шланга, яким подають воду. Метод застосовують в більшості закордонних конструкцій.

Для передачі інформації про виміряні параметри на центральну станцію застосовують аналоговий та цифровий методи. Перший метод є зручним та простим в реалізації, другий – забезпечує високу точність, але потребує додаткових витрат на апаратуру перетворення аналогових сигналів на цифрові. Передавати інформацію можна телефоном, телеграфом, радіо та електронною поштою. Реєструють і зберігають інформацію за допомогою самописців, перфораторів, записів на магнітних або електронних носіях. Для управління роботою всіх систем використовують ЕОМ.

В Україні найширше застосовують автоматичну станцію контролю поверхневих вод (АСКПВ) і автоматичну станцію контролю забруднення вод (АСКЗВ-Г).

4.8. Гігієнічні вимоги і контроль за якістю питної води.

Загальні вимоги до відбору проб води господарсько-питного призначення

4.8.1. Гігієнічні вимоги

Завданнями державного моніторингу у сфері питної води та питного водопостачання є збирання і систематизація даних про: джерела питного водопостачання; кількість і якість питної води, обсяги використання питної води і скидання стічних вод, споживачів питної води та підприємства питного водопостачання [21].

Питна вода повинна бути **безпечна в епідемічному відношенні, не шкідлива за хімічним складом** і мати сприятливі **органолептичні властивості** [19]. Будь-які показники якості води повинні характеризувати нешкідливість її хімічного складу і включати нормативи для речовин:

- що зустрічаються в природних водах;
- що додаються до води в процесі обробки, у вигляді реагентів;
- що утворюються в результаті промислового, сільськогосподарського, побутового й іншого забруднення джерел водопостачання.

Якість води визначають її **складом і властивостями** при надходженні у водогінну мережу; у точках водорозбору зовнішньої і внутрішньої водогінної мережі.

Мікробіологічні показники води

Безпеку води в епідемічному відношенні визначають числом **мікроорганізмів і числом бактерій групи кишкових паличок**.

За мікробіологічними показниками питна вода повинна відповідати вимогам, зазначеним у табл. 4.12.

Таблиця 4.12

Мікробіологічні показники питної води

Найменування показника	Норматив
Число мікроорганізмів в 1 мл води, не більше	100
Число бактерій групи кишкових паличок в 1 л води (колі-індекс), не більше	3

Токсикологічні показники води - концентрація хімічних речовин, що зустрічаються в природних водах, які додаються до води в процесі її обробки, не повинні перевищувати нормативів, зазначених у табл. 4.13.

У разі виявлення в питній воді кількох хімічних речовин, які відносять до 1 та 2 класів небезпеки і які мають санітарно-токсикологічні ознаки шкідливості, сума відношень визначених концентрацій кожного з них до їхнього нормативу не повинна перевищувати 1 [22].

Таблиця 4.13

Нормативні концентрації хімічних речовин природних вод

Найменування показника	Норматив
Алюміній залишковий (Al), мг/л, не більше	0,5
Берилій (Be), мг/л, не більше	0,0002
Молібден (Mo), мг/л, не більше	0,25
Арсен (As), мг/л, не більше	0,05
Нітрати (NO_3^-), мг/л, не більше	45,00
Поліакриламід залишковий, мг/л, не більше	2,0
Плюмбум (Pb), мг/л, не більше	0,03
Селен (Se), мг/л, не більше	0,001
Стронцій (Sr), мг/л, не більше	7,0
Флуор (F), мг/л, не більше для кліматичних районів:	
I і II	1,5
III	1,2
IV	0,7
Уран (природний і уран-238), мг/л, не більше	1,7

Органолептичні показники води - концентрації хімічних речовин, що впливають на органолептичні властивості води, які зустрічаються в природних водах або водах та додаються до води в процесі її обробки, не повинні перевищувати нормативів, зазначених у табл. 4.14.

Таблиця 4.14

Нормативні концентрації хімічних речовин, що впливають на органолептичні властивості води

Найменування показника	Норматив
Водневий показник, рН	6,5-8,5
Ферум (Fe), мг/л	0,3
Твердість загальна, мг-екв/л	7,0
Манган (Mn), мг/л	0,1
Купрум (Cu), мг/л	1,0
Поліфосфати залишкові (PO_4^{3-}), мг/л	3,5
Сульфати (SO_4^{2-}), мг/л	500
Сухий залишок, мг/л	1000
Хлориди (Cl^-), мг/л	350
Цинк (Zn), мг/л	5,0

Примітка:

1. Для водопроводів, що подають воду без спеціальної обробки за узгодженням з органами санітарно-епідеміологічної служби допускається: сухий залишок до 1500 мг/л; загальна твердість до 10 мг-екв/л; ферум до 1 мг/л; манган до 0,5 мг/л.

2. Сума концентрацій хлоридів і сульфатів, виражених у частках ГДК кожної з цих речовин окремо, не повинна бути більше 1.

Органолептичні властивості води повинні відповідати вимогам, зазначеним у табл. 4.15.

Таблиця 4.15

Нормативні показники органолептичних властивостей води

Найменування показника	Норматив
Запах при 20 ⁰ С і при нагріванні до 60 ⁰ С, бали	2
Смак і присмак при 20 ⁰ С, бали	2
Кольоровість, градуси	20
Мутність по стандартній шкалі, мг/л	1,5

Примітка. За узгодженням з органами СЕС допускається збільшення кольоровості води до 35⁰С; мутності (в паводковий період) до 2 мг/л.

Вода не повинна містити помітні неозброєним оком *водні організми* і не повинна мати на поверхні *плівку*.

Вміст у питній воді шкідливих речовин, не зазначених у Санітарних нормах, не повинен перевищувати їх граничнодопустимих концентрацій (ГДК), визначених санітарними нормами для поверхневих вод.

При виявленні у воді таких хімічних речовин з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості, що належать до 1 та 2 класів небезпеки, сума відношень виявлених концентрацій у воді до відповідних ГДК не повинна бути більше 1 [22]:

$$\frac{C_1}{ГДК_1} + \frac{C_2}{ГДК_2} + \dots + \frac{C_n}{ГДК_n} \leq 1. \quad (4.1)$$

4.8.2. Контроль за якістю води

Правила вибору джерел й оцінка якості питної води регламентуються ДСТУ 7525:2014, ДСТУ EN 1420-1, EN 1420-1, ГОСТ 2761, ГОСТ 24481.

Підприємства питного водопостачання повинні здійснювати систематичний виробничий контроль за безпечністю та якістю води від місця водозабору до місця її споживання.

Виробничий контроль безпечності та якості питної води здійснюють за програмами повного, скороченого та скороченого періодичного контролю з урахуванням вимог Санітарних норм [22] залежно від підприємства питного водопостачання.

Повний контроль безпечності та якості питної води обов'язково проводиться під час введення в експлуатацію новозбудованих водопроводів, технологічних ліній, після їх реконструкції, капітального ремонту і переобладнання та у разі зміни технології водопідготовки тощо.

Контроль радіаційної безпечності питної води здійснюється у місцях водозаборів один раз на три роки.

На водопроводах з підземним джерелом водопостачання аналіз води протягом першого року експлуатації проводять не менше **чотирьох разів** (по сезонах року), надалі – **не менше одного разу в рік** у найбільш несприятливий період за результатами спостережень першого року.

На водопроводах з поверхневим джерелом водопостачання аналіз води проводять **не менше одного разу на місяць**.

Лабораторно-виробничий контроль якості води перед надходженням у мережу проводять за мікробіологічними, хімічними і органолептичними показниками.

Мікробіологічний аналіз проводять за показниками, зазначених у табл. 4.12.

На водопроводах з підземним джерелом водопостачання повинен проводитися аналіз **при відсутності знезаражування:**

- **не менше одного разу на місяць** – при чисельності населення до 20000 осіб;

- **три рази в тиждень** – при чисельності населення до 50000 осіб;

- **щоденно** – при чисельності населення більше 50000 осіб.

На водопроводах з поверхневим джерелом водопостачання повинен проводитися аналіз:

- **не менше одного разу в тиждень і щодня у весняно-осінній періоди** – при чисельності населення до 10000 осіб;

- **не менше одного разу за добу** – більше 10000 осіб.

При контролі знезаражування води хлором і озоном на водопроводах з підземним і поверхневими джерелами водопостачання концентрацію залишкового хлору і залишкового озону визначають не менше одного разу в годину.

Вміст залишкового хлору у воді після резервуарів чистої води повинно бути в межах, зазначених у табл. 4.16.

Таблиця 4.16

Вміст залишкового хлору у воді після резервуарів чистої води

Хлор залишковий	Концентрація залишкового хлору	Необхідний час контакту хлору з водою, хвилин, 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 більше 0,3 мг/л, контроль проводиться за підпунктом 1, при концентрації вільного хлору менше 0,3 мг/л – за підпунктом 2.

При озонуванні води з метою знезаражування концентрація залишкового озону після камери змішування повинна бути 0,1-0,3 мг/л при забезпеченні часу контакту не менше 12 хв.

Хімічний аналіз води проводять за показниками, зазначеними у табл. 4.13 і 4.14 (за винятком залишкових кількостей реагентів). Перелік показників і частоту відбору проб погоджують з регіональними лабораторними центрами охорони здоров'я з урахуванням місцевих природних і санітарних умов.

Органолептичні показники, зазначені в табл. 4.15, визначають при аналізі всіх проб (за винятком проб на залишковий хлор і озон), що відбираються на водопроводах з підземних і поверхневих джерел.

Лабораторно-виробничий контроль у розподільній мережі проводять за наступними показниками: колі-індекс, загальне число мікроорганізмів у 1 мл³, мутність, кольоровість, запах, смак і присмак води.

При виявленні мікробного забруднення понад допустимі нормативи для виявлення причин забруднення повинний проводитися повторний відбір проб з додатковими дослідженнями на наявність бактерій - показників свіжого фекального забруднення, мінеральних нітрогенвмісних речовин; хлоридів.

Відбір проб у розподільній мережі проводять з вуличних водорозбірних пристроїв, що характеризують якість води в основних магістральних водопровідних лініях, з найбільш підвищених і тупикових ділянок вуличної розподільної мережі. Відбір проб проводять також із кранів внутрішніх водогінних мереж усіх будинків, що мають підкачування, і місцеві водонапірні баки.

Загальна кількість проб для аналізу в зазначених місцях розподільної мережі повинна узгоджуватися з регіональними лабораторними центрами охорони здоров'я і відповідати вимогам табл. 4.17.

Таблиця 4.17

Загальна кількість проб розподільної мережі

Кількість населення, що обслуговується	Мінімальна кількість проб, які відбираються по всій розподільній мережі
До 10 000	2
До 20 000	10
До 50 000	30
До 100 000	100
Більше 100 000	200

У число проб не входять обов'язкові контрольні проби після ремонту і перебудови водопроводу і розподільної мережі.

4.8.3. Основні положення вибору джерел водопостачання

Водні об'єкти, якість води яких відповідає встановленим санітарним вимогам, надаються в першу чергу для господарсько-питного водопостачання.

Придатність джерела для господарсько-питного водопостачання встановлюється на основі:

- *санітарного стану місця розміщення* водозабірних споруджень і прилягаючої території – для підземних джерел водопостачання;
- *санітарного стану місця водозабору* і самого джерела вище і нижче водозабору – для поверхневих джерел водопостачання;
- *якості води джерела* водопостачання;
- *ступеню природної і санітарної надійності* і прогнозу їхнього санітарного стану.

Джерело водопостачання і водозабірні спорудження водопроводу повинні бути захищені від забруднення шляхом організації зон санітарної охорони відповідно до чинного законодавства.

Організація санітарних, гідрогеологічних, гідрологічних і топографічних обстежень проводиться організацією, для якої здійснюється вибір джерела водопостачання.

4.8.4. Програма обстеження джерел водопостачання

Для поверхневих джерел

Гідрологічні і гідрометричні дані (площа басейну живлення водозабору), режим поверхневого стоку, сезонні коливання, максимальні, мінімальні і середні витрати, швидкість і рівень води в місці водозабору, середні терміни льодоставу і розкриття, передбачуваний розмір використовуваної води і його відповідність мінімальній витраті в джерелі.

Загальна санітарна характеристика басейну в тій його частині, що може впливати на якість води у водозаборі:

- характер геологічної будови басейну, ґрунт, рослинність, наявність лісів, оброблюваних земель, населених місць;
- заняття населення, промисли, промислові підприємства (їхнє число, розміри, розташування, характер виробництва);
- причини, що впливають чи можуть впливати на погіршення якості води у водоймі, способи і місця видалення твердих і рідких відходів у районі перебування джерела; наявність побутових, виробничих стоків, що забруднюють водойму, кількість стічних вод, що відводяться ними, спорудження для їхнього очищення і місця їхнього розташування; відстань від місця спуска стоків до водозабору; наявність інших можливих причин забруднення джерела (судноплавство, лісосплав, водопій, зимові звалища на лід, купання, водний спорт і т. д.).

Для водоймищ, крім того, повинні бути зазначені: площа дзеркала й обсяг водоймища; корисний і мертвий обсяг; режим живлення і використання; виробіток води у водоймищі; план водоймища, його максимальна і мінімальна глибина; характер дна і берегів, наявність цвітіння, заростання, замулення; напрямок пануючих вітрів і течій.

Для підземних джерел

Загальна геологічна будова місцевості; гідрогеологічна характеристика пройдених свердловиною порід і водоносних шарів; дані про характер водоносних шарів (піски, гравій, тріщинуваті породи), про експлуатований обрій, про глибину (оцінка) стояння води в свердловині (статичний рівень).

Відомості про передбачуваний басейн живлення водоносних шарів, прийнятих для водопостачання; його характеристика – топографічна, ґрунтова і санітарна; використовуваний чи передбачуваний до використання водоносний обрій і ступінь відповідності його водовіддачі запланованому використанню води; динамічний рівень води при розрахунковій кількості води, що відбирається.

Дані про ступінь проникності шарів, що перекривають водоносний обрій, дані про можливість впливу зони живлення на якість води.

Санітарна характеристика місцевості, що безпосередньо прилягає до свердловин; розташування і відстань від свердловини (колодязя, ключа) до можливих джерел її забруднення; наявність кинутих свердловин, провалів, колодязів, підсмоктувань з інших горизонтів.

Загальні дані

Дані про можливість організації зон санітарної охорони джерела водопостачання; границі зони санітарної охорони за окремими її поясами; при існуючому джерелі – дані про стан зони санітарної охорони.

Дані про необхідність обробки води джерела (знезаражування, освітлення й ін.). Санітарна характеристика існуючої чи передбачуваної конструкції водозабору (водоприймач, свердловина, колодязь, каптаж); ступінь захищеності джерела від проникнення забруднень із зовні, відповідність прийнятих місць, глибини, типи і конструкції водозабору, його призначенню і ступеню забезпечення одержання води можливо кращої, в даних умовах, якості.

Характеристика санітарного і технічного стану водозабору (якщо він вже існує). Дані про суміжні водозабори, що використовують той же басейн живлення (їхнє місце розташування, продуктивність, якість води).

4.8.5. Правила вибору джерел водопостачання

При виборі джерела водопостачання, в першу чергу, повинні бути використані *міжпластові напірні підземні води*. При неможливості використання таких джерел водопостачання варто переходити до інших джерел у порядку зниження їхньої санітарної надійності:

- *міжпластових безнапірних вод*;
- *тріщинно-карстових вод за умови їхній особливо ретельної гідрологічної розвідки і характеристики*;
- *грунтових вод, у тому числі інфільтраційних і штучно поповнюваних*;
- *поверхневих вод (рік, водоймищ, озер, каналів)*.

Дебіт джерела водопостачання (чи сумарний дебіт декількох джерел) повинний відповідати потреби в воді населеного пункту (об'єкта) і перспективі його розвитку.

Якщо вода підземного джерела не відповідає нормативним вимогам за узгодженням з регіональними лабораторними центрами охорони здоров'я – джерело водопостачання може бути використано при умові виконання додаткових заходів, які забезпечують якість питної води вимогам ДСанПіН 2.2.4-171-10.

З можливих джерел водопостачання вибирають лише ті, для яких мається реальна можливість організації зони санітарної охорони.

4.8.6. Дослідження води джерел водопостачання

Дослідження води підземних джерел водопостачання.

Проби води варто відбирати з водоносного горизонту, передбачуваного до експлуатації, а також з тих водоносних об'єктів, які з ним гідравлічно зв'язані, при існуючому водозаборі безпосередньо після насосів першого підйому.

Проби води зі знову споруджених чи довго бездіяльних свердловин, відбирають після тривалої відкачки, виконаний до постійного динамічного рівня й освітлення води при продуктивності, рівної або трохи більше проектної.

Кількість разових проб води з міжпластових напірних водоносних горизонтів – не менше двох, узятих з інтервалом відбору не менше 24 год. для кожного водоносного горизонту окремо. Для інших підземних джерел водопостачання проби відбирають протягом 1 року: у кожен характерний у даному кліматичному районі період, з кожного водоносного об'єкту окремо по дві проби з інтервалом відбору не менше 24 год.

При виявленні сезонних коливань хімічного складу води, для попередження можливого бактеріального забруднення, повинне забезпечуватися її знезаражування.

4.8.7. Дослідження води поверхневих джерел водопостачання

Відбір проб води з поверхневих джерел проводять **на відстані 1 км вище за течією** від передбачуваного місця водозабору, а на непротічних водоймах і водоймищах **на відстані 1 км в обидва боки від водозабору**. При існуючому водозаборі допускається відбір проб безпосередньо після насосів першого підйому.

Кількість разових проб – **не менше 12 у рік**, що відбираються щомісяця.

При несприятливій санітарній і епідемічній обстановці, а також при колі-індексі більше 10000, проводять додаткові дослідження води на патогенні кишкові бактерії і віруси та на показники свіжого фекального забруднення.

4.8.8. Оцінка придатності джерела водопостачання

Оцінка придатності джерела водопостачання проводиться на основі матеріалів, що містять такі дані (табл. 4.18):

- коротку *характеристику населеного пункту* (об'єкту), *ситуаційний план* з нанесенням місця передбачуваного водозабору, *схему* проєктованого централізованого господарсько-питного водопостачання з указівкою максимального добового рівня водоспоживання на розрахункову перспективу, дані про якість води джерел; про можливість *створення зон санітарної охорони*;

- при підземному джерелі водопостачання – *гідрогеологічну характеристику* використовуваного водоносного обр'їу, *наявність і характер перекривних його шарів* і ступеня їх водонепроникнення, *зону живлення, відповідність дебіту джерела* намічуваному водовідбору;

- *статичний і динамічний рівні*, санітарну характеристику місцевості в районі водозабору, існуючі і потенціальні джерела забруднення;

- при поверхневому джерелі водопостачання – *гідрологічні дані мінімальні і середні витрати води, відповідність їх передбачуваному водозабору, санітарну характеристику басейну, розвиток промисловості, наявність і можливість появи джерел побутового, промислового і сільськогосподарського забруднення в районі передбачуваного водозабору.*

Висновок про придатність джерел водопостачання повинний містити дані:

- – про об'єкт водопостачання і санітарну характеристику зазначених до використання джерел водопостачання;

- – про якість води джерел водопостачання і прогноз їхнього стану;

- – про заходи щодо обробки води джерел водопостачання й очікуваної їхньої гігієнічної ефективності з метою доведення якості води до нормативних вимог щодо створення зон санітарної охорони.

**Склад і властивості води поверхневих джерел
господарсько-питного водопостачання**

Показники	Вимоги і норматив
1	2
Зависла речовина	Вміст завислої речовини не повинен збільшуватися більше ніж на 0,25мг/дм ³
Плаваючі домішки	На поверхні водойми не повинно бути плаваючих плівок, плям мінеральних масел та скупчень інших домішок
Запахи, присмаки	Вода не повинна набувати запахи і присмаки інтенсивністю більше 2 балів, які виявляються безпосередньо або при послідовному хлоруванні
Забарвлення	Не повинен виявлятися в стовпчику 20 см
Температура	Літня температура води внаслідок спуску стічних вод не повинна підвищуватися більше ніж на 3 °С порівняно з середньомісячною
Водневий показник	6,5 – 8,5 рН
Мінеральний склад	Не повинен перевищувати за сухим залишком 1000 мг/дм ³ , в тому числі хлоридів - 350 мг/дм ³ , сульфатів - 500 мг/дм ³
Розчинний кисень	Не повинен бути менше 4 мг/дм ³ в будь-який період року в пробі, відібраній о 12 години дня
ХСК	Не повинне перевищувати 15,0 мгО ₂ /дм ³
БСК повне	Не повинне перевищувати при 20 °С
Бактеріальний склад	Вода не повинна містити збудників кишкових захворювань; життєздатних яєць гельмінтів та найпростіших кишкових. Число бактерій групи кишкових полічок (колі-індекс) не більше 10000 в 1000 мл води
Хімічні речовини	Не повинні міститися в концентраціях, що перевищують ГДК або ОДР

4.8.9. Вибір проб питної води

Проби води повинні відбиратися перед надходженням у розподільну мережу, а також у самій мережі.

Обсяг проби встановлюється в залежності від обумовлених інгредієнтів (для повного аналізу – 5 л; для короткого – 2 л).

Проби відбирають у хімічно чистий посуд з притертими пробками (допускаються коркові і поліетиленові пробки), виготовлені з міцного, безбарвного хімічностійкого скла або в поліетиленовий посуд, які дозволено для контакту з питною водою. *Проби, призначені для аналізу на вміст*

органічних речовин, відбирають тільки в скляний посуд з притертими пробками.

Відбір проби проводиться після спуску води протягом не менше 15 хв за наявності відкритого крану.

Перед відбором проби посудина не менше двох разів споліскується водою, що підлягає дослідженню.

Пробу води з наміченої глибини відкритої водойми *відбирають батометром*. Допускається відбір проб води *бутилем*. Бутиль закривають пробкою, до якої прикріплений шнур, і вставляють у важку оправу або до неї підвішують вантаж на тросі (шнурі). Бутиль встановлюють на потрібній глибині, пробку виймають за допомогою шнура. Пробу води з невеликої глибини (особливо взимку) відбирають палицею з прикріпленням до нього бутлем.

Посудина заповнюється водою до верха. Перед закриттям судини пробкою, верхній шар зливається так, щоб під пробкою залишався шар повітря обсягом 5-10 см³. У загальний посуд відбирають пробу на аналіз тільки тих інгредієнтів, що мають тотожні умови консервування і зберігання.

Визначення залишкового хлору, озону і запаху (без нагрівання) проводиться на місці відбору проби.

Для доставки в лабораторію посуд з пробками упаковують у тару, що забезпечує зберігання і захищає від різких перепадів температури.

При відборі проби складається супровідний документ, який додається в копії до аналізу, супровідний документ повинен містити такі відомості:

- а) найменування джерела і його місце розташування;
- б) дата відбору проби та часу відбору;
- в) місце і точка відбору проби: для відкритих водойм – відстань до берега і глибина, з якої відібрана проба води (відстань від поверхні води і дна водойми); для свердловини і колодязів – відмітка устя і дна; тривалість і інтенсивність відкачування, результати контрольних аналізів на хлориди і Ферум (у випадку, коли свердловини тільки будуються);
- г) метеорологічні умови: температура повітря і опади в день відбору проби і опади за попередні 10 днів, а також сила і напрямок вітру (при відборі з відкритої водойми);
- д) температура води при відборі проби;
- є) особливі умови, які можуть впливати на якість води в джерелі;
- ж) мета дослідження води;
- з) місце роботи, посада і підпис особи, яка проводила відбір проби води.

Вода повинна бути досліджена в день відбору. Якщо це неможливо, відібрані проби ставлять для зберігання в холодильник і консервують.

Термін зберігання проб і виконання аналізу не повинен перевищувати 72 год. з моменту відбору. Про тривалість зберігання води робиться оцінка в протоколі аналізу.

ПРОТОКОЛ ДОСЛІДЖЕННЯ ЯКОСТІ ВОДИ ПОВЕРХНЕВИХ ДЖЕРЕЛ ВОДОПОСТАЧАННЯ

Найменування джерела водопостачання _____

Місце відбору проби _____

Найменування водоносного об'єкту _____

Ким відібрана проба (прізвище, посада, організація) _____

Дата (число, година) відбору проби _____ час доставки проби в лабораторію _____

Дата проведення аналізу: початок _____ закінчення _____

Адреса і найменування лабораторії _____

1. Органолептичні показники якості води.

Плаваючі домішки _____

Запах при 20 °С (якісно, бали) _____

Запах при 60 °С (якісно, бали) _____

Забардлення зникає у стовпчику, см _____

Кольоровість за шкалою (градуси) _____

Завислі речовини, мг/дм³ _____

Прозорість (за Снелленом), см _____

Сухий залишок, мг/дм³ _____

Хлориди (Cl⁻), мг/дм³ _____

Сульфати (SO₄²⁻), мг/дм³ _____

Ферум (Fe^{2+,3+}), мг/дм³ _____

Поверхево-активні речовини (СПАР), аніонактивні (сумарно), мг/дм³ _____

Загальна твердість, мг-екв/ дм³ _____

Лужність _____

Водневий показник (рН) _____

БСК_{повн}, мгО₂/дм³ _____

ХСК, мгО₂/дм³ _____

Амоній сольовий (по N), мг/дм³ _____

Нітрити (по N), мг/дм³ _____

2. Показники токсичності хімічних речовин.

Нітрати (по N), мг/дм³ _____

Флуор (F), мг/дм³ _____

3. Мікробіологічні показники води.

Число сапрофітних бактерій у 1 мл _____

Індекс бактурій групи кишкових паличок _____

Аналіз проводили: _____

Висновок (основне) _____

Дата _____ місяць _____ рік _____

4. Додаткові дослідження при відборі на забруднення джерела водопостачання.

Промислові забруднення (які) _____

а) _____ мг/дм³

б) _____ мг/дм³

Забруднення, зв'язані із сільським господарством (які) _____

а) _____ мг/дм³

б) _____ мг/дм³

Збудники кишкових інфекцій (сальмонели, віруси) _____
 Непрямі мікробіологічні показники (Colli, бактерії групи кишкових паличок)

Аналіз проводили _____
 Висновок (основне) _____
 Дата _____ місяць _____ рік _____
 Загальний висновок _____

Способи консервування і умови зберігання питної води наведені в табл. 4.19.

Таблиця 4.19

Способи консервування і умови зберігання питної води

Інгредієнт, що визначається	Об'єм проби, мл	Кількість консерванту	Посуд	Терміни й умови зберігання проби
1	2	3	4	5
Залишковий озон	1000	Не консервують	Скляний	Не зберігають. Визначення проводять в день відбору
Залишковий хлор	500	Те ж	Те ж	Те ж
Запах (без нагрівання)	100	Те ж	Те ж	Те ж
pH	200	Те ж	Скляний чи поліетиле новий	Те ж
Смак, запах при 60°C, кольоровість, мутність	500	Те ж	Скляний	Те ж
Поліакриламід	500	Те ж	Те ж	Те ж
Загальна твердість	250	Те ж	Скляний чи поліетиле новий	Зберігають у холодильнику не більше 72 год. з моменту відбору
Сухий залишок	300	Те ж	Те ж	Те ж
Хлориди	250	Те ж	Те ж	Те ж
Сульфати	500	Те ж	Те ж	Те ж
Флуор	400	Те ж	Поліетил еновий	Те ж

Продовження табл. 4.19

1	2	3	4	5
Поліфосфати	500	2-4 мл хлороформу	Скляний чи поліетиленовий	Зберігають у холодильнику, визначення проводять не пізніше ніж через 24 год. після відбору
Нітрати	200	Те ж	Те ж	Зберігають у холодильнику не більше 72 год. з моменту відбору
Ферум	200	3 мл конц. хлоридної кислоти (густина 1,19 г/см ³) або еквівалентна кількість розбавленої	Те ж	Допускається зберігання при кімнатній температурі не більше 72 год. Рекомендується визначати одразу після визначення нестійких компонентів
Алюміній	100	Те ж	Те ж	Допускається зберігання при кімнатній температурі не більше 72 год.
Купрум	250	Те ж	Те ж	Те ж
Цинк	300	Те ж	Те ж	Те ж
Арсен	300	Те ж	Те ж	Те ж
Стронцій	100	10 мл 10% HNO ₃		
Берилій	2000	3 мл конц. нітратної кислоти (густина 1,41 г/см ³) або еквівалентна кількість розбавленої	Скляний чи поліетиленовий	Допускається зберігання при кімнатній температурі не більше 72 год.
Манган	1000	3 мл конц. нітратної кислоти (густина 1,41 г/см ³) або еквівалентна кількість розбавленої	Скляний чи поліетиленовий	Допускається зберігання при кімнатній температурі не більше 72 год.
Молібден	200	Те ж	Те ж	Те ж
Радій-226	1000	Те ж	Те ж	Те ж
Плюмбум	1000	Те ж	Те ж	Те ж
Селен	500	Те ж	Те ж	Те ж
Стронцій-90	1000	Те ж	Те ж	Те ж
Аргентум	500	Те ж	Те ж	Те ж
Уран	500	Те ж	Те ж	Те ж

4.9. Методи і методика відбору проб стічних вод. Правила контролю складу і властивостей стічних та технологічних вод

4.9.1. Загальні вимоги до відбору проб. Види проб

Відбір проб стічних вод регламентується КНД 211.1.0.009-94 “Гідросфера. Відбір проб для визначення складу та властивостей стічних і технологічних вод” (1995);, ДСТУ ISO 5667-2-2003 “Якість води. Відбирання проб. Частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб”; ДСТУ ISO 5667-3-2001 “Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Настанови щодо зберігання та поводження з пробами”; ДСТУ ISO 5667-10-2005 “Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод”.

Відібрана проба повинна, з найбільш можливою повнотою, *репрезентувати* показники складу та властивостей об'єкту контролю на даний момент або за певний інтервал часу. Способи відбору та зберігання проб мають *забезпечити сталість складу та властивостей об'єкту контролю* в інтервалі часу між відбором проб та їхнім аналізом.

Програма відбору проб (види проб, місця відбору, періодичність, способи відбору, перелік показників, що контролюються та ін.) визначається поставленою метою.

Систематичний відбір проб з метою контролю скидів стічних вод проводиться водокористувачем. *Вибірковий або контрольний* відбір проб застосовують для забезпечення контролю діяльності водокористувачів. Такий відбір проб здійснюють *підрозділи аналітичного контролю органів Мінекобезпеки України на місцях*.

Проби поділяються на **разові та об'єднані** (усереднені). Разові проби використовують місцеві органи Мінекобезпеки України під час контролю складу стічних вод та впливу скидання стічних вод на водні об'єкти з метою **встановлення можливого забруднення і ступеню забрудненості об'єкту контролю**. Таке призначення разових проб відповідає міжнародному стандарту ДСТУ ISO 5667-2:2003.

Разова проба характеризує склад та властивості води у даному місці на момент відбору, її отримують однократним відбором усього, необхідного для аналізу, об'єму води в заданій точці місця відбору.

Об'єднана (усереднена) проба має характеризувати склад та властивості води з урахуванням неоднорідності її кількісних та якісних характеристик у часі, просторі. Об'єднану пробу отримують злиттям декількох разових проб, що були відібрані одночасно в заданих місцях, або одержують об'єднанням разових проб, що взяті в одному місці через задані інтервали часу,

4.9.2. Місця відбору проб, час та частота відбору проб

Місця відбору проб визначають, базуючись на схемі розташування та взаємодії об'єктів контролю з урахуванням їхніх особливостей та мети контролю.

Вода у місці відбору проб повинна добре перемішуватись. Якщо це не виконується, то відбирають проби у різних по глибині місцях з відповідним усередненням за об'ємом.

Місця відбору проб окремих потоків мають бути розташовані **перед ділянками їхнього змішування, поза зонами можливого впливу підпору.**

Проби суміші вод різних потоків слід відбирати у місцях їхнього **повного змішування**, які визначаються розрахунком або експериментально.

Місця відбору проб повинні мати пристрої та стаціонарне обладнання для отримання проби води.

Місця відбору проб для стічних вод, що скидаються у водні об'єкти, мають бути обладнані водокористувачами *засобами реєстрації вимірювання витрат*. Бажано мати *автоматичні пробовідбірні пристрої та засоби вимірювання витрат*.

Час та частоту відбору проб встановлюють у відповідності з метою контролю, з урахуванням особливостей об'єктів контролю, на основі наявних або спеціально одержаних даних щодо неоднорідності складу та властивостей вод об'єкту контролю.

Відбір проб водокористувачем повинен здійснюватись з частотою, що дозволяє контролювати неоднорідність складу або властивостей вод у прийнятих межах з прийнятою ймовірністю (додаток А).

Частоту відбору зменшують до *одного разу* за період контролю, якщо значення показників складу та властивостей вод у заданому місці відбору стабільні за часом та не виходять за встановлені або нормативні значення припустимих розбіжностей величин показників(додаток А).

Якщо значення показника, або групи показників, вийшли за межі встановлених припустимих розходжень, для з'ясування причин розходжень частоту відбору підвищують.

У період очікуваних або наявних змін складу і властивостей вод об'єкту контролю, що сталися у результаті аварії, поєвни, ремонту і т.п., проби відбирають у 2-3 рази частіше, ніж звичайно, з відповідним коригуванням частоти відбору, після стабілізації значень показників, що контролюються.

Час та частоту відбору проб у місцях систематичного відбору періодично коригують з урахуванням одержаних результатів, а також даних, щодо можливих або наявних змін в об'єктах контролю.

4.9.3. Обладнання та способи відбору проб

Обладнання для відбору проб вручну, або автоматично, має відповідати вимогам ДСТУ ISO 5667-2:2003.

Матеріал пробовідбірного обладнання, що контактує з пробою, не повинен змінювати її склад або властивості.

Стаціонарне обладнання пробовідбірних комунікацій у місцях відбору має бути проточним постійної дії без запірної арматури або має бути передбачена можливість його очищення від накопичених домішок.

При високій частоті відбору проб застосовують *автоматичні пробовідбірники* для отримання *об'єднаної (усередненої) проби*.

Об'єм проби при ручному відборі має бути в три рази більшим за об'єм, необхідний для одного визначення усіх показників.

При заповненні посуду пробою слід запобігати сильному перемішуванню, розриву струменя або захоплення повітря пробою.

Відбір проб для визначення завислих речовин, нафтопродуктів, показників БСК та ХСК слід проводити в окремий посуд *одноразовим наповнюванням без переливу*.

Відбір проб стоячих вод, або з відкритих випусків над поверхнею скидання, проводять за допомогою пристосувань для дистанційного відбору, у т.ч. ручного типу.

Особливості відбору проб для визначення конкретних показників надані у відповідних методиках визначення складу та властивостей вод.

4.9.4. Посуд для відбору та зберігання проб. Реєстрація, зберігання та транспортування проб

Посуд для відбору та зберігання проб, а також засоби його герметизації, не повинні призводити до змін складу або властивостей проб. Завданням відбору, зберігання та транспортування проб задовольняє посуд, виготовлений з *хімічно стійких матеріалів*.

Посуд для відбору, зберігання, а також транспортування проб повинен мати маркіровку, що не змивається.

На відібрану пробу (проби) складається супровідний документ (акт, паспорт), в якому має бути наведена така інформація:

- *номер посудини (проби);*
- *назва проби, мета відбору;*
- *вид проби (разова або об'єднана) із зазначенням способу усереднення;*
- *спосіб відбору;*
- *пункт та місце відбору;*
- *дані про обробку проби (фільтрування, відстоювання, консервування тощо);*

- *дата, час та відомості про особу (осіб), яка відбирала пробу.*
Дозволяється вносити в паспорт проби додаткові відомості, що роз'яснюють та уточнюють попередні, у тому числі:

- *витрата води у місці відбору на момент відбору;*
- *показники складу та властивостей, що визначені на місці або у точці відбору;*
- *органолептичні показники та інші.*

Зберігання проб припустиме лише в разі неможливості проведення аналізу відразу після відбору. При цьому необхідно враховувати можливі зміни у складі та властивостях проби.

Для збільшення строку зберігання проби, її консервують, з урахуванням таких вимог:

- консерванти даного компоненту або групи компонентів не мають перешкоджати визначенню інших показників;
- метод консервування проби має бути узгоджений з методикою визначення відповідних показників;
- конкретні засоби консервування та строки зберігання проби приймають у відповідності з методиками виконання вимірювань.

Посуд з пробами, призначений для транспортування, має бути упакований у тару, що забезпечує його непошкодженість.

Проби транспортують з додержанням необхідних заходів безпеки будь-яким видом транспорту, що забезпечує їхню непошкодженість та своєчасну доставку.

4.9.5. Правила контролю складу і властивостей стічних і технологічних вод

Контроль складу і властивостей стічних вод проводиться з метою визначення відповідності їх складу і властивостей вимогам, встановленим при скиданні вод у водні об'єкти чи системи каналізації.

Контроль технологічних вод проводиться з метою визначення відповідності їх складу і властивостей вимогам, встановленим регламентом експлуатації систем зворотного або послідовного водопостачання.

З метою перевірки ефективності роботи очисних споруд проводиться контроль складу і властивостей стічних вод на різних ступенях очистки.

Для оцінки впливу скидання стічних вод на стан природних вод проводиться контроль складу і властивостей вод у водних об'єктах, що приймають стічні води. Скидання стічних вод у водні об'єкти допускається лише за умови дотримання нормативів гранично допустимих концентрацій речовин у воді водних об'єктів.

Контроль складу і властивостей вод поділяється на ***державний та відомчий.***

Державний контроль здійснюється місцевими органами Державної екологічної інспекції Мінекобезпеки України, на яку згідно з Постановою Кабінету Міністрів від 12 листопада 1993 р. № 925 покладено здійснення державного контролю в галузі охорони навколишнього природного середовища і раціонального використання природних ресурсів.

Відомчий контроль здійснюється службами охорони навколишнього природного середовища підприємств-водокористувачів (далі водокористувачі). У разі відсутності такої служби на підприємстві, відомчий контроль може здійснювати інша спеціалізована організація, яка має відповідний дозвіл місцевого органу Мінекобезпеки України

Місцеві органи Державної екологічної інспекції проводять вибірковий контроль складу та властивостей стічних вод та вод водотоків і водойм з метою встановлення достовірності відомчого контролю.

Водокористувачі здійснюють контроль:

- *складу і властивостей стічних вод* і їх відповідності визначеним нормам скидання;

- *складу і властивостей стічних вод* на окремих ланках технологічної схеми очистки і використання вод і їх відповідності технологічним регламентам;

- *складу і властивостей вод водного об'єкту*, до якого скидаються стічні води, і дотримання нормативів якості вод водних об'єктів згідно з встановленим видом водокористування.

Перелік показників складу і властивостей вод, що контролюються, визначається водокористувачем за додатком А згідно з дозволом на спеціальне водокористування і нормативами гранично допустимого скидання забруднюючих речовин з урахуванням особливостей технології виробництва.

В разі стабільності складу і властивостей стічних вод водокористувач має право виконувати контроль за скороченою програмою, включаючи у перелік показників, що контролюються, тільки найбільш характерні для певного виробництва.

Стабільність складу і властивостей стічних вод та перелік показників, що включаються до скороченої програми контролю, визначаються водокористувачем чи на його замову компетентною організацією на підставі аналізу результатів вимірювань достатньо представницького ряду на протязі року.

Контрольні створи на водних об'єктах, де розташовуються місця відбору проб поверхневих вод, встановлюються за додатком В.

Перелік показників, що контролюються, місця і частота відбору проб поверхневих та стічних вод узгоджуються місцевими органами Мінекобезпеки України за пропозиціями водокористувачів.

У разі зміни сировини, технологічного процесу та в інших випадках, що ведуть до зміни складу і властивостей стічних вод, перелік показників,

що контролюються, підлягає відповідному уточненню водокористувачем і додатковому узгодженню місцевими органами Мінекобезпеки України.

На водних об'єктах і в системах водовідведення водокористувачами повинні бути обладнані місця для відбору проб води, в тому числі і за територією підприємства, доступні для працівників контролюючих органів.

Для кожного забруднюючого інгредієнта, що є у водах, водокористувач повинен мати методики виконання вимірювань, що враховують специфіку конкретних вод з описом процедури підготовки проб для аналізу. Галузь розповсюдження методик повинна охоплювати весь діапазон вимірювання концентрацій компоненту, що аналізується.

З метою підвищення ефективності відомчого контролю стічних та технологічних вод рекомендується впровадження автоматизованих пристроїв вимірювання та об'єднання їх в автоматизовані системи, що дозволяють здійснювати централізований контроль та керування скиданням вод.

Результати вимірювань заносяться до журналів, на машинограми чи інші носії інформації.

Водокористувачі подають дані про склад і властивості стічних вод та води водних об'єктів до місцевих органів Мінекобезпеки України за формами і в терміни, визначені Міністерством статистики України.

Місцеві органи Мінекобезпеки України здійснюють оцінку достовірності інформації, що подається водокористувачами.

Згідно з чинним законодавством водокористувач несе відповідальність за повноту і достовірність інформації про склад і обсяг стічних вод, а також про вплив скидання вод на стан водного об'єкту, в який скидаються стічні води.

ДОДАТОК А **(Обов'язковий)**

Перелік гідрологічних показників поверхневих та стічних вод, що контролюються

1. Повна програма передбачає визначення наступних показників:

гідрологічних:

витрати води, м³/год; швидкість течії, м/с (на водотоках); рівень, м (на водоймах);

гідрохімічних:

візуальні спостереження наявності плаваючих домішок та плям на поверхні води;

температура, °С;

кольоровість, градуси;

прозорість, см;

запах, бали;

водневий показник (рН);

концентрація розчиненого кисню у воді, мг/л;

концентрація завислих речовин, мг/л;

мінералізація (сухий залишок), мг/л;
 хімічне споживання кисню, мг/л;
 біохімічне споживання кисню за 5 діб, мг/л;
 концентрація біогенних елементів – іонів амонію, нітритів та нітратів, фосфатів, мг/л;
 концентрація забруднюючих речовин – нафтопродуктів, летких фенолів, іонів та сполук металів, мг/л.

2. Скорочена програма передбачає визначення наступних показників:

гідрологічних:

витрати води, м/с (на водотоках); рівень, м (на водоймах);

гідрохімічних:

візуальні спостереження наявності плаваючих домішок та плям на поверхні води;

температура, °C;

водневий показник (рН);

концентрація розчиненого кисню у воді, мг/л;

концентрація завислих речовин, мг/л;

хімічне споживання кисню, мг/л;

біохімічне споживання кисню за 5 діб, мг/л;

концентрація двох-трьох найбільш характерних забруднюючих речовин, мг/л.

Додаток Б
(обов'язковий)

Таблиця 4.20

Розташування контрольних створів на водних об'єктах

Тип водного об'єкту	Джерела забруднення	Число створів	Розташування створів
Водойма	Організоване скидання стічних вод	Не менше двох	В радіусі 0,5 км від місця скидання стічних вод
Водоток	Організоване скидання стічних вод	Не менше двох	На відстані 0,5 км вище та нижче місця скидання стічних вод

4.10. Гідробіологічні спостереження за якістю води та донними відкладами. Повна і скорочена програми спостережень

4.10.1. Основні гідробіологічні показники якості води

У водному середовищі зосереджені складні комплекси різноманітних хімічних сполук, вплив яких на живі організми відрізняється від дії їх складових. У результаті перетворення забруднюючих речовин, а також їх взаємодії у водному середовищі утворюються хімічні сполуки, які важко піддаються аналізу. Багатьом з них притаманні молекулярна стійкість і висока токсичність з вираженим мутагенним ефектом, тому контроль за забрудненням водного об'єкту лише фізичними та хімічними чинниками недостатній. З 1974 р. здійснюється систематичний моніторинг поверхневих вод за гідробіологічними показниками.

Спостереження за гідробіологічними показниками поверхневих вод здійснюються з метою одержання об'єктивних даних, накопичення яких необхідне для виявлення довготривалих змін у водних екосистемах.

Гідробіологічні показники – кількісні та якісні характеристики різних груп представників водного населення, що використовуються для оцінки еколого-санітарного стану водних екосистем.

Гідробіологічні показники дають змогу:

- визначати екологічний стан водних об'єктів;
- оцінювати якість поверхневих вод як середовища життя організмів, що населяють водоймища, водотоки;
- визначати сумарний ефект дії забруднюючих речовин;
- визначати специфічний хімічний склад води та її походження;
- перевіряти наявність або відсутність повторного забруднення вод;
- виявляти довгострокові зміни, що відбуваються у водних об'єктах.

Вони також є допоміжною інформацією при визначенні умов скиду, характеру та меж поширення стічних вод; при дослідженні біотрансформації забруднюючих речовин; при боротьбі з цвітінням води та заростанням водоймищ вищими рослинами; при проектуванні гідротехнічних споруд тощо.

На сьогоднішній день усереднюючого гідробіологічного показника не існує. Якість води визначають, оцінюючи реакцію гідробіонтів на забруднення. Індикаторами-гідробіонтами є *зообентос*, *перифітон*, *зоопланктон* і *фітопланктон*.

Зообентос – сукупність донних тварин, що живуть на дні або в ґрунті морських і прісних водойм.

Зообентос формують представники майже всіх груп водних організмів – починаючи від найпростіших і закінчуючи рибами. Деякі тварини можуть постійно або тимчасово прикріплюватися до ґрунту, інші – живуть або плавають біля самого дна. Зообентос морів утворюють форамініфери,

губки, кишковопорожнинні, плечоногі, молюски, ракоподібні. У прісних водоймищах він представлений найпростішими, губками, війковими та малоштитковими червами, п'явками, молюсками, ракоподібними.

Стан зообентосу характеризує зміни водного середовища протягом тривалого часу. Вивчення зообентосу, відібраного в різних місцях водоймища, дає змогу одержати інтегральні оцінки якості води та ступеня забруднення донних відкладень.

Перифітон – *поселення водних рослин і тварин на підводних скелях, камінні, річкових суднах, сваях та інших об'єктах.*

Основою перифітону є прикріплені гідробіоти, вусоногі ракоподібні, двостулкові молюски, губки, черви, водорості. Дослідження перифітону використовують для оцінювання усередненої якості води водного об'єкта протягом довготривалого періоду часу, а також встановлення фактів забруднення водного об'єкта (за рахунок накопичення токсикантів) у тому разі, коли в момент спостереження вода уже повністю самоочистилася.

Зоопланктон – *сукупність тварин, що населяють водну товщу та пасивно переносяться течіями.*

У прісноводному зоопланктоні переважають веслоногі, коловертки; у морському – ракоподібні, найпростіші, кишковопорожнинні (медузи, гребневики), крилоногі молюски, яйця та личинки риб. Зоопланктон є достатньо надійним індикатором якості води в малопроточних водоймищах, озерах, водосховищах та ставках. Його досліджують для отримання характеристик якості води в пунктах спостереження за порівняно короткий період часу.

Фітопланктон – *сукупність рослинних організмів, які населяють товщу води морських та прісних водоймищ і пасивно переносяться течіями.*

Морський фітопланктон утворюють переважно діатомові водорості, перідіней і коколітофоріди; прісноводний – діатомові, синьо-зелені та деякі групи зелених водоростей. Фітопланктон характеризує якість водних мас, де проходив його розвиток, тому на водотоках забирають проби фітопланктону, які використовують для одержання інформації про рівень забруднення на ділянках, розміщених за течією вище від пунктів спостережень.

За допомогою аналізування гідробіологічних показників можна встановлювати рівень забруднення водного об'єкта як на окремій досліджуваній ділянці, так і поза нею (вище і нижче пункту спостережень). Вивчаючи вміст мікрозабруднювачів, що накопичилися у тканинах риб, молюсків, водяного моху, на дні озер, водосховищ і рівнинних річок, можна встановити динаміку надходження забруднення до водного об'єкта.

4.10.2. Повна і скорочена програми спостережень

Моніторинг гідробіологічного стану водотоків здійснюють на стаціонарній гідрометричній мережі за програмами, зумовленими категорією пункту спостереження. Комплекс гідробіологічних показників якості поверхневих вод визначається еколого-зональним типом водного об'єкта, складом і об'ємом стічних вод, їх токсичністю, потребами споживачів води. З'ясування гідробіологічних показників обов'язкове для всіх пунктів спостереження. Моніторинг проводять за *скороченою та повною програмами*.

У пунктах I та II категорій спостереження за гідробіологічними показниками рекомендують проводити щомісячно за *скороченою програмою*, щоквартально за *повною програмою*; в пунктах III категорії спостереження проходять щомісячно за *скороченою програмою* тільки у вегетаційний період та щоквартально за *повною програмою*., в пунктах IV категорії спостереження слід проводити щоквартально за *повною програмою*.

Повна програма гідробіологічних спостережень передбачає визначення таких показників:

- **щодо фітопланктону:** загальна кількість клітин (10^3 клітин/см³, клітин/мл); загальна кількість видів; загальна біомаса (мг/дм³, мг/л); кількість основних груп (10^3 клітин/см³, клітин/мл); біомаса основних груп (мг/дм³, мг/л); кількість видів у групі; масові види та види-індикатори сапробності (найменування, частка в загальній кількості, сапробність – насиченість природної води та донних відкладень водойм і водотоків органічними речовинами, здатними розкладатися);

- **щодо зоопланктону:** загальна кількість організмів (екз/м³); загальна кількість видів; загальна біомаса (мг/м³); чисельність основних груп (екз/м³); біомаса основних груп (мг/м³); кількість видів у групі; масові види та види-індикатори сапробності (найменування, частка у загальній кількості, сапробність);

- **щодо зообентосу:** загальна чисельність (екз/м³); загальна кількість видів; загальна біомаса (г/м²); кількість груп за стандартним розбором; кількість видів у групі; чисельність основних груп (екз/м²); біомаса основних груп (мг/м²); масові види та види-індикатори сапробності (найменування, частка в загальній чисельності, сапробність);

- **щодо перифітону:** загальна кількість видів; масові види, частота повторюваності, сапробність; мікробіологічні показники; загальна кількість бактерій (10^6 клітин/см³, клітин/мл).

Скорочена програма спостережень за гідробіологічними показниками охоплює з'ясування таких показників:

- **щодо фітопланктону:** загальна чисельність клітин (10^3 клітин/см³, клітин/мл); загальна кількість видів; масові види та види-індикатори сапробності (найменування, доля в загальній чисельності, сапробність);

щодо зоопланктону: загальна чисельність організмів (екз/м³); загальна кількість видів;

- **щодо зообентосу:** кількість груп за стандартним розбором; кількість видів у групі; чисельність основних груп (екз/м²);

- **щодо перифітону:** загальна кількість видів; масові види, частота повторюваності, сапробність [9, 16].

4.11. Методика відбору проб донних відкладів водних об'єктів

4.11.1. Загальні положення відбору проб донних відкладів

Донні відклади – донні наноси і тверді частинки, що утворилися і осіли на дно водного об'єкту в результаті внутрішньо водоймових фізико-хімічних і біохімічних процесів, які проходять з речовинами як природного, так і техногенного походження.

Донні відклади відбираються для аналізу на забрудненість з метою виявлення **зони поширення** окремих забруднюючих речовин, визначення **характеру, ступеню і глибини проникнення** специфічних забруднюючих речовин в донні відклади, вивчення **закономірностей процесів самоочищення, розрахунку елементів балансу**, для визначення джерел **вторинного забруднення** і обліку впливу **антропогенного фактору**.

Програму відбору складають в залежності від мети дослідження. Проба повинна характеризувати **водний об'єкт або певну частину його за певний проміжок часу**. Об'єм відібраної проби повинен бути достатнім для виконання всіх запланованих аналізів. Програма відбору включає вибір місця, часу, способу відбору, вибір пристрою для відбору, визначає об'єм проби і умови консервації і зберігання. Донні відклади відбирають згідно Державного стандарту ДСТУ ISO 5667-12-2001 [25].

4.11.2. Вимоги до місця відбору проб донних відкладів

Місце відбору вибирають відповідно до мети дослідження і на підставі результатів обстеження місцевості.

У водоймах і водотоках місця відбору проб вибирають з урахуванням розподілу донних відкладів і закономірностей їхнього переміщення. Відбір проб обов'язковий в місцях, у яких донні відклади досягають максимального розвитку (**місця надходження стічних вод, зони підпору бічних притоків і пригребельна частина у водоймищах**), а також у

місцях, де обмін забруднюючими речовинами між водною масою і донними відкладами може характеризуватися екстремальними значеннями (на судновому ході, на ділянках водойм із глибинами до 10 м, при вітровому переміщенні, на перекатах рік і ін.).

На водотоках, при необхідності визначення впливу скидання стічних вод на ступінь забруднення донних відкладів, проби відбирають **вище і нижче місць скидання** стічних вод.

На водотоках зі швидкою течією (коефіцієнт Шезі $C < 40 \frac{M^{0,5}}{c}$) проби

відбирають на ділянках зі сталою динамічною рівновагою між зваженими частками і донними відкладами, де відсутнє змивання останніх. Точки відбору проб встановлюють на швидкісних вертикалях.

Швидкісна вертикаль – умовна лінія від поверхні до дна водного об'єкту, на якому проводиться вимірювання швидкостей течії на різних глибинах. При відсутності зміни типу донних відкладень за гранулометричним складом в межах 6 м смуги проби по ширині ріки відбирають через 1 швидкісну вертикаль. При наявності нерівномірності розподілу крупності часточок по ширині русла проби відбирають на кожній промірній вертикалі (**Промірна вертикаль** – умовна лінія від поверхні до дна водного об'єкту, за якою проводиться вимірювання глибини).

На водоймах проби відбирають у створі водотоків, які їх живлять, у зоні впливу скиду стічних вод, а також у зоні нижнього б'єфа чи гідровузла або в районі витоку річки (каналу) з дослідної водойми.

На морях проби відбирають у шельфовій зоні (у зонах впливу скиду стічних вод відбір проб обов'язковий), а в естуаріях і у відкритому океані (морі) – в репрезентативних точках.

Для оцінки динаміки вмісту забруднюючих речовин в донних відкладах проби відбирають на одній і тій же ділянці дна водного об'єкту, точне місце якого позначають встановленням буйка, забиванням шпунта або визначенням азимуту і відстані від реперної точки на березі.

Донні відкладення водоймищ і ставків відбирають за наступною схемою:

- вивчають облаштування штучно створеного водоймища;
- складають карту-схему, скориставшись проектом або гідрогеологічною картою;
- визначають місце випуску (спуску) стічних вод;
- біля спуску стічних вод відбирають точкові проби з кроком 0,8-1 м на відстані від берега не менше 0,8-1 м;
- далі крок відбору проб збільшують у міру видалення від випуску, але не більше ніж на 500 м;
- оскільки донні відкладення водоймищ і ставків є накопиченою муловою масою і, залежно від міри чистоти ставка, шар мулу може бути різної глибини, необхідно заміряти товщину шару мулу, опускаючи

проградуйовану в сантиметрах жердину або лінійку до упору. Далі, виходячи з глибини, опускають спеціальний пробовідбірник на дно і зачерпуванням відбирають першу пробу;

- відбирають проби пошарово (мінімальна відстань між пошаровими точками відбору – 0,5 м).

Відбір проб пошарово, особливо з глибини важливий, оскільки багато хімічних речовин за своїми фізико-хімічними характеристиками можуть знаходитися, як тільки у верхньому шарі мулу (осідання), так і тільки в нижньому, тому відбір проводити до кінцевої глибини майданчика (до піску або бетонного покриття).

Відразу після відбору заміряють температуру проби осаду, шламів, донних відкладень або активного мулу.

Відібрану точкову пробу грантів, опадів, шламів, донних відкладень або активного мулу переносять з пробовідбірника в спеціально підготовлену ємність, що герметично закривається, об'ємом не менше 500 см³, на яку наклеюють етикетку з вказівкою дати, часу, місця відбору, номеру і температури проби, а також прізвища виконавців.

Схему точок відбору проб з природної водойми без випуску стічних вод наведено на рис. 4.7.

Схему точок відбору проб з водойми з випуском стічних вод наведено на рис. 4.8.

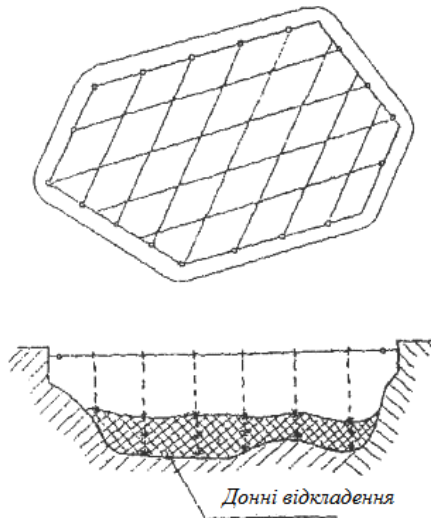


Рис. 4.7. Схема точок відбору проб з природної водойми без випуску стічних вод:

o - точки відбору проб на відстані від берега не менше (0,8 - 1,0) м

+ - + - точки відбору точкових проб з кроком (0,8 - 1,0) м і до 5 м

* - * - точки відбору проб донних відкладень
 Примітка: + ; * - точки відбору проб тільки з використанням човна

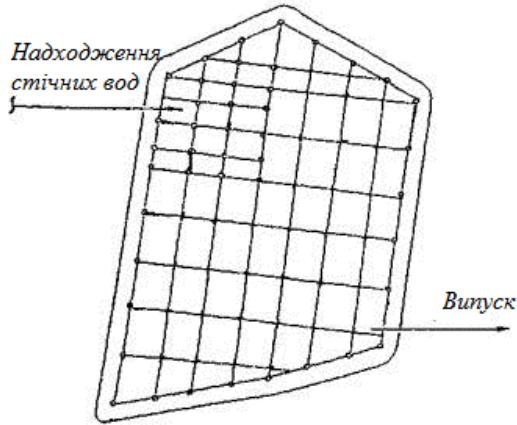


Рис. 4.8 Схема точок відбору проб з водойми з випуском стічних вод:
 o - точки відбору проб на відстані від берега не менше (0,8 - 1,0) м,
 + - + - точки відбору точкових проб з кроком (0,8 - 1,0) м
 і до 5 м (тільки з використанням човна)

На місці відбору складається протокол відбору проб.

Протокол відбору проб донних відкладів

1. Номер посудини для зберігання і консервації проб.
2. Найменування досліджуваного водного об'єкту.
3. Дата і час відбору проби (рік, місяць, число і час).
4. Місце знаходження точки відбору проби.
5. Глибина водного об'єкту в точці відбору проби.
6. Потужність донних відкладів (якщо такі відомості є).
7. Величина проби (об'єм або маса).
8. Найменування проби (точкова, об'єднана).
9. Характеристика донних відкладів.
10. Товщина відібраного шару донних відкладів.
11. Ступінь хвилювання поверхні досліджуваного водного об'єкту
12. Найменування проби (точкова, об'єднана).
13. Результати проведених на місці вимірів: температура води і донних відкладів; величина рН; величина Eh
14. Вид консервування проби.
15. Ким відібрана проба (прізвище, посада, організація).

4.11.3. Прилади і засоби для відбору проб донних відкладів

Для відбору проб застосовують наступні системи пробовідбірників: дночерпачі, щупи, драги, стратометри і трубки різних конструкцій.

У залежності від глибини водного об'єкту, характеру і властивостей донних відкладів застосовують ручний або механізований способи відбору проб, а також вибір приладів. На мілководних ставках з м'якими ґрунтами використовують прилади типу щупа приклади яких наведено на рис. 4.9 – 4.11.

Щуп для відбору проб донних відкладень (рис. 4.11). складається з металевої труби діаметром 8-10 см і довжиною 30-70 см, нижній кінець якої зубцевидно заточений. На верхньому кінці циліндр має дужку, яка прикріплена шарнірами. Це дозволяє відхиляти її при видаленні проби з приладу. До дужки, в її верхній частині, прикріплюється шест, за допомогою якого можна використовувати прилад для збору проб з човна і при значних глибинах водойми.

Трубки і стратометри повинні забезпечувати відбір проб без порушення їх стратифікації і виключати вплив матеріалу пробовідбірника на пробу.

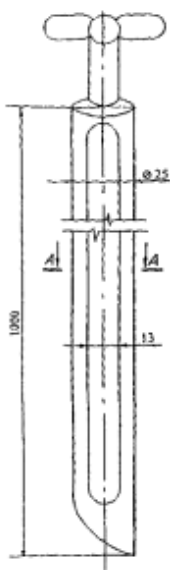


Рис. 4.9. Щуп з повздовжньою щілиною і поворотним пристроєм

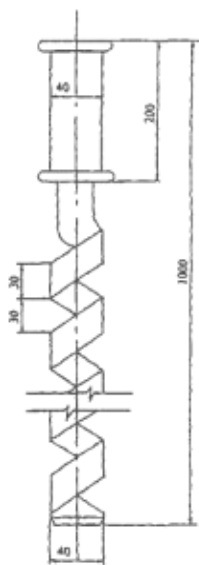
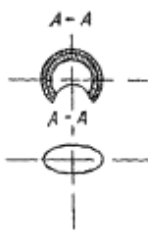


Рис. 4.10. Гвинто-подібний щуп



Рис. 4.11. Щуп для відбору проб донних відкладень

Проби ґрунтів дна можна відбирати *дночерпачами*. Однак, необхідною умовою використання цих приладів є наявність в їх верхній частині кришок, що відкриваються, і дозволяють відібрати поверхневий шар донних відкладень. Дночерпачі зручні тим, що можуть бути використані для роботи на будь-яких ґрунтах і на будь-яких глибинах.

Штанговий безпружинний дночерпач Заболоцького (рис. 4.12 А) робить захват ґрунту за допомогою щічок, краї яких відточені. В верхній частині корпусу є кришки, які легко відкриваються і закриваються. Дночерпач Заболоцького опускають у водойму з відкритими (піднятими) щоками. Для проникнення в ґрунт і захоплення проби слід натиснути на штангу, потім повернути її і знову натиснути. При цьому щоки закриваються і захоплюють ґрунт, після чого прилад піднімають на поверхню і відбирають ґрунт для досліджень.

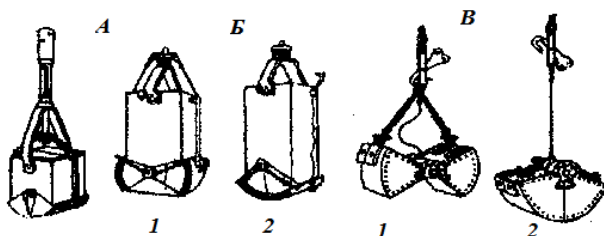


Рис. 4.12. Моделі дночерпачів:

А – штанговий безпружинний дночерпач Заболоцького;

Б – тросовий дночерпач Боруцького;

В – ковшовий дночерпач (1 – відкритий; 2 – закритий)

Тросовий дночерпач Боруцького (рис. 4.12 Б) також опускають у водойму відкритим. Для фіксації приладу в такому положенні щоки його слід підняти, а тросики – одягнути на вільні кінці ричажків спускного апарату. При діставанні дночерпачем ґрунту по спеціальному тросу опускають посильний вантаж, який вдаряє по пружині спускного апарату і звільняє тросики. При цьому щоки дночерпача замикаються, вирізаючи пробу ґрунту.

Ковшовий дночерпач (рис. 4.12 В), при використанні його для мікробіологічних цілей одну із сіток, що є на верхній стороні, слід замінити з'ємною або видвижною пластинкою.

При зберіганні відібраного матеріалу здійснюють операції, що перешкоджають зміні складу проб.

Показники забруднень, що змінюються за невеликий проміжок часу (наприклад, температура, рН, Eh), необхідно визначати *на місці відбору* безпосередньо після відбору проби.

При необхідності застосовують різні консервуючі речовини в залежності від переліку аналізованих забруднюючих речовин і властивостей донних відкладів, проби зберігають в охолодженому (від 0 до мінус 3 °С) чи замороженому (до мінус 20 °С) стані.

Посуд для зберігання проб повинен герметично закриватися. Для зберігання проб можуть бути використані широкогорлі посудини з хімічно стійкого скла або пластмас типу тефлону і поліетилену високого тиску з кришками, що герметично закриваються або термоси.

Посуд для зберігання проб перед заповненням потрібно ретельно підготувати (вимити, висушити, при необхідності заповнити інертним газом і т.д.). При визначенні в пробах нафтопродуктів, хлорорганічних пестицидів, важких металів, СПАР й ін. посуд готують у відповідності з особливостями методів кількісного визначення кожної забруднюючої речовини. Посуд для проб, відібраних для мікробіологічних досліджень, попередньо стерилізують.

Посуд для зберігання і консервації проб повинен мати номери, які не змиваються.

4.12. Оцінювання і прогнозування якості води

4.12.1. Мета оцінювання якості вод

Для вирішення багатьох водоохоронних завдань необхідна узагальнена інформація про стан водних об'єктів, яка дає змогу комплексно оцінювати як ступінь їх забрудненості, так і здатність до самоочищення. Оцінювання і класифікація якості води базуються на системі контрольних показників, з якими порівнюється якість досліджуваної води. Застосовують *одиночні, опосередковані (непрямі) та комплексні оцінки* забрудненості поверхневих вод за гідрохімічними показниками. Саме комплексні оцінки дають точнішу і об'єктивнішу інформацію про якість поверхневих вод.

Комплексне оцінювання забрудненості поверхневих вод – інформація про забруднення або про якість води, виражена за допомогою певних систем показників або обмеженої сукупності характеристик її складу і властивостей, які порівнюються з критеріями якості води чи нормами для певного виду водокористування чи водоспоживання.

Оцінювання проводять не тільки з метою встановлення ступеня забрудненості вод або аналізу придатності їх для певних видів водокористування, а і з метою прогнозування змін її хімічного складу.

Прогнозування якості поверхневих вод – наукова діяльність, спрямована на виявлення і вивчення можливих альтернатив майбутнього розвитку загального стану та змін якісних і кількісних характеристик води.

Прогнозування хімічного складу природних вод має надзвичайно важливе значення для розвитку усіх галузей водогосподарського комплексу, промисловості, сільського господарства, рекреаційних зон, екологічних заходів.

4.12.2. Оцінювання природної якості води в період маловодної фази стоку

Природна якість води річок і озер є тим фоном та основою, на яких відбуваються якісні зміни стану водного об'єкта, спричинені антропогенними діями. Кількісну оцінку хімічних інгредієнтів здійснюють за результатами аналізу одиночних проб води в пунктах гідрометричних вимірів. Дані гідрохімічного аналізу дають змогу одержати відомості про якість води лише в пунктах відбору проб води. Загальну інформацію про якість води недостатньо вивчених рік можна отримати на основі дослідження даних гідрохімічних характеристик місцевого стоку, тобто хімічних інгредієнтів, які утворюються в результаті розчинення неорганічних і органічних сполук у товщі ґрунтів, що утворюють водозбори малих річок. Хімічний склад води великих та середніх рік є наслідком змішування різних за складом вод, які формуються на малих річках.

Досліджуючи природну якість води, звертають увагу також на її генезис (походження), зважаючи на те, що:

- у період повені або суттєвих паводків у ріках переважають води, які формуються на поверхні водозбору та в ґрунтовій товщі;
- на спаді повені, або великих за об'ємом паводків, річкова мережа заповнюється водами ґрунтового походження;
- у період межені в русловій мережі переважають підземні води.

Отже, природна якість води змінюється протягом року. На основі досліджень проводять картування (переведення натурного оригіналу у графічну модель) хімічних характеристик вод різного походження. Це дає змогу отримати інформацію про кількість хімічних інгредієнтів місцевого стоку мало досліджених річок в різні фази водності, а також про їх гідрохімічний режим.

Оскільки малі річки найлегше забруднюються, то для оцінки фонових стану якості води необхідно ретельно аналізувати вихідні дані та не брати до уваги при аналізі стоки із суттєво порушеним гідрохімічним режимом.

При визначенні хімічного складу місцевого стоку малих річок необхідно дотримуватися певних умов:

- поверхня водозбору має бути однорідною за рельєфом, з малими перепадами висоти;
- басейн водотоку повинен бути сформований породами одного літологічного складу і не мати суттєвого притоку підземних вод з-поза меж водозбору;

- ґрунтовий покрив водозбору мусить бути однорідним за ступенем засоленості хлоридами, сульфатами;
- переважуюча рослинність повинна займати 70-75 % площі водозбору;
- формування фаз водності має відчуватися одночасно на всьому водозборі.

Карти складаються за даними середніх багаторічних значень хімічних інгредієнтів, які характерні для певної фази стоку. При аналізі мінералізації та хімічного складу вод дані про мінералізацію позначаються на карті ізолініями. Крок ізоліній залежить від діапазону коливань мінералізації та масштабу карти. Переважно його приймають кратним 10 або 100 мг/л. Дані про хімічний склад води наносять на карту у вигляді значень вмісту аніонів і катіонів, виражених у відсотковому еквіваленті. Межі районів визначають границями коливань значень в відсотковому еквіваленті. В один район переважно об'єднують значення, які відрізняються від середнього по району на 10-15 % .

Крім карт, для оцінки якості природних вод використовують статистичні методи, які базуються на побудові емпіричних кривих та встановленні кореляційних залежностей між різними хімічними інгредієнтами складу води. Математичні розрахунки дають змогу за визначеним показником оцінювати і деякі інші.

4.12.3. Оцінювання якості води в річках і водоймищах в умовах антропогенної дії

При використанні водного об'єкта з конкретною метою необхідно оцінити властивості та склад води з точки зору їх придатності для водокористування, тобто оцінити кількість та якість води. Багаторічні та сезонні коливання річкового стоку і запасів прісних вод у водоймах зумовлюють нерівномірність розподілу в часі обсягу водних ресурсів. Проблеми з водозабезпеченням виникають у маловодні періоди, коли на річках спостерігається різке зменшення витрат води, а на озерах – падіння рівня. Меженний період на річках може продовжуватись протягом літньо-осінньо-зимового періодів, що становить 6-8 місяців. Меженний стік у десятки і навіть сотні разів менший від стоку повені і паводків. Мінімальний стік територією розподіляється дуже нерівномірно. Це лімітує водоспоживання, що разом зі збільшенням об'єму стічних вод зумовлює необхідність комплексного вирішення проблеми водозабезпечення, тому інформація про формування якості води в період низького стоку особливо важлива.

Відповідно до Водного кодексу України оцінка якості води здійснюється на основі *нормативів екологічної безпеки водокористування та екологічних нормативів якості води водних об'єктів*.

4.12.4. Оцінювання якості води на основі нормативів екологічної безпеки водокористування

Діючі нормативи дають змогу оцінити якість води, яка використовується для комунально-побутового, господарсько-питного та рибогосподарського водокористування. До **комунально-побутового** водокористування належить застосування водних об'єктів для купання, занять спортом та відпочинку. **Господарсько-питне** водокористування охоплює використання водних об'єктів як джерел господарсько-питного водопостачання та для водопостачання підприємств харчової промисловості. До **рибогосподарського водокористування** відносять експлуатацію водних об'єктів як середовища існування риб та інших водних організмів. Водні об'єкти рибогосподарського призначення поділяють на **об'єкти вищої категорії** – місця розміщення нерестилищ, масового нагулу та зимувальних ям особливо цінних видів риб та інших промислових водних організмів, а також охоронні зони господарств будь-якого типу для штучного розведення та вирощування риб, інших водних рослин і тварин; **об'єкти першої категорії** – водні об'єкти для збереження і відтворення цінних видів риб, що мають високу чутливість до вмісту кисню та **об'єкти другої категорії** – водні об'єкти, що використовуються для інших водогосподарських цілей. Різні ділянки одного водного об'єкта можуть належати до різних категорій водокористування.

Придатність води для забезпечення народногосподарських потреб визначається через оцінювання її *хімічних, фізичних та біологічних* показників. Ці показники є диференційованими, оскільки вимоги до якості води визначаються видом водокористування. Найбільш жорсткі норми якості води передбачені при використанні її для питних потреб.

Нормативна база оцінки якості води формується на основі загальних вимог до складу та властивостей води і значень гранично допустимих концентрацій речовин у воді водних об'єктів. Загальні вимоги визначають допустимі склад та властивості води, які оцінюються найважливішими *фізичними, бактеріологічними та узагальненими хімічними показниками*. Вони можуть задаватися у вигляді певної величини, зміни значення показника в результаті впливу зовнішніх факторів або у вигляді якісної характеристики показника.

Гранично допустима концентрація (ГДК) – рівень концентрації речовин у воді, за перевищення якого вона вважається непридатною для певного виду водокористування.

Усі речовини у воді за характером негативного впливу поділяють на 5 груп. Кожна група об'єднує речовини однакової ознаки впливу, яку називають *ознакою шкідливості*. Одна і та ж сама речовина у різних концентраціях може спричинювати різні ознаки шкідливості.

Лімітуюча ознака шкідливості (ЛОШ) – ознака шкідливості, яка з'являється при найменшій концентрації речовини.

До I групи віднесені речовини, до яких висуваються загальні вимоги щодо обсягу розчиненого кисню, БСК₅, зважених речовин, водневого показника (рН), мінералізації; ознака шкідливості – **загальносанітарна**. У II групу увійшли речовини із санітарно-токсикологічними лімітуючими ознаками шкідливості: SO₄, Cl, Ca, Mg, Na, K, NO₃, Cr; ознака шкідливості – **санітарно-токсикологічна**. До III групи належать речовини токсикологічної ЛОШ (N – NH₄, N – NO₂, СПАР, Cu, Zn, Ni); ознака шкідливості – **токсикологічна**. До IV групи відносять речовини рибогосподарських ЛОШ: феноли, нафтопродукти; ознака шкідливості – **рибогосподарська**. V група охоплює речовини з органолептичними ЛОШ: Fe_{заг} та ін.; ознака шкідливості – **органолептична**.

Основними факторами, які спричиняють зміни природного складу води, є скиди промислових, комунально-побутових та інших стічних вод, але якість води у водоймах формується під впливом багатьох чинників: надходження та винос хімічних речовин із стічними водами; переміщення та розбавлення забруднень, що надійшли до водойм; хімічні процеси трансформації та взаємодії забруднюючих речовин з природними компонентами води; біохімічних, біологічних, фізико-хімічних і фізичних процесів, що відбуваються у водних середовищах.

Водні маси, до яких надходять стічні води, забруднюються, тобто відбувається процес зміни їх складу та властивостей, який призводить до погіршення якості води. Залежно від інтенсивності впливу стічних вод на водні маси річок або водойм виділяють зони забруднення і зони впливу забруднюючих скидів.

***Зона забруднення** – частина потоку, в якій при надходженні забруднюючих речовин порушуються природні біологічні і біохімічні процеси, а концентрація забруднюючих речовин перевищує прийняті норми за санітарними, рибогосподарськими та іншими показниками.* Ґрунти в цій зоні також забруднені.

***Зона впливу забруднення** – частина потоку, в яку надходять стічні води із зони забруднення або безпосередньо зі скиду, але внаслідок невисокої концентрації забруднюючих речовин або короткотривалого забруднення, в ній зберігається природний перебіг біологічних та біохімічних процесів.*

У забруднених водних об'єктах відбуваються фізико-хімічні та інші процеси, спрямовані на відновлення природного стану вод, тобто їх самоочищення. Основними з них є процеси *розбавлення* (зниження концентрації забруднюючих речовин, які входять до складу стічних вод за рахунок змішування з водою річки або водоймища) та *трансформації* (перетворення) забруднюючих речовин.

Розрахунок розбавлення стічних вод в річці або водоймищі може бути використаний для оцінки всього комплексу явищ, які визначають самоочищення, при введенні числових характеристик фізико-хімічних та біохімічних процесів. Найчастіше застосовують методи обчислення розбавлення, основані на використанні рівнянь турбулентної дифузії. У

результаті розрахунків можна одержати значення максимальної концентрації забруднюючої речовини на будь-якій відстані від місця скиду стічних вод.

Якість води у визначеній точці оцінюють, порівнюючи максимальну концентрацію забруднюючої речовини з її гранично допустимим значенням.

4.12.5. Екологічна оцінка якості поверхневих вод суші та естуаріїв України

Екологічні нормативи якості води для оцінки стану водних об'єктів визначають на основі екологічної класифікації поверхневих вод. Залежно від значень параметрів якості води поверхневі води відносять до певної категорії та класу якості води, які з'ясовують за певною методикою.

В Україні у 1994 р. Міністерством охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки України було розроблено і запроваджено «Екологічну оцінку якості поверхневих вод суші та естуаріїв України» (КНД 211.1.4.010-94) [26]. Цей документ є основою для оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв (ділянок гідросфери, які є перехідними зонами між поверхневими водами суші та морями) України з екологічних позицій і отримання інформації про стан екосистем водних об'єктів.

Екологічна оцінка якості вод – віднесення води до певного класу, категорії згідно з екологічною класифікацією на підставі аналізу значень показників її складу і властивостей.

Екологічна оцінка якості вод дає інформацію про воду як складову водної екосистеми, життєве середовище гідробіонтів і важливу частину природного середовища людини.

Водна екосистема – екологічна система водного об'єкта, в якій нерозривно поєднуються неживе середовище та біота (складний комплекс угруповань і популяцій рослин, тварин, мікроорганізмів).

Екологічну характеристику якості поверхневих вод суші та естуаріїв України надають за екосистемним принципом, її об'єктивність забезпечує широкий комплекс показників, які характеризують абіотичну і біотичну складові водних екосистем.

Екологічна оцінка якості є основою для з'ясування тенденцій її змін в часі і просторі, визначення впливу антропогенного навантаження на екосистеми водних об'єктів, оцінки змін стану водних ресурсів, вирішення економічних і соціальних питань, пов'язаних із забезпеченням охорони довкілля, інформування громадськості, а також оцінювання обсягів впливу людської діяльності на навколишнє середовище, визначення певних водоохоронних регламентів і застережень (стосовно коленого водного об'єкта окремо), планування і здійснення водоохоронних заходів та оцінки їх ефективності.

Комплекс показників для оцінки якості поверхневих вод формують загальні та специфічні показники. Загальні показники, до яких належать показники *сольового складу і трофо-сапробності вод (еколого-санітарні)*, характеризують звичайні властиві водним екосистемам інгредієнти, концентрації яких можуть змінюватися під впливом господарської діяльності. Специфічні показники характеризують вміст у воді забруднюючих речовин *токсичної і радіаційної дії*.

Система оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України охоплює три блоки показників:

- блок показників *сольового складу*;
- блок *трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників*;
- блок *специфічних показників токсичної і радіаційної дії*.

Оцінка сольового складу поверхневих вод передбачає:

1) визначення мінералізації, або галінності (від гр. hals – сіль) вод (табл. 4.2);

2) визначення класу, групи і типу вод за йонним складом (співвідношенням основних йонів) (табл. 4.3);

Таблиця 4.2

Ступінь мінералізації вод, г/дм³

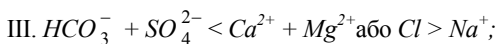
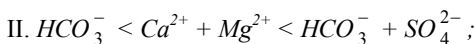
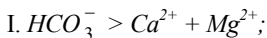
Прісні води				Солонуваті води		Солоні води, %		
Гапогалинні		Олігогалинні		Мезогалинні		Полі-галинні	Евгалинні	Ультра-галинні
β	α	β	α	β	α			
<0,10	0,10-0,50	0,51-0,75	0,76-1,00	1,01-5,00	5,01-18,00	18,01-30,00	30,01-40,00	>40,00

Таблиця 4.3

Класифікація води за йонним складом

Клас	Гідрокарбонатні (С)						Сульфатні (S)						Хлоридні (Cl)					
Група	Ca		Mg		Na		Ca		Mg		Na		Ca		Mg		Na	
Тип	I	II	III	I	II	III	I	II	III	IV	I	II	III	IV	I	II	III	IV

Клас води визначають за переважаючими аніонами, групу – за переважаючими катіонами, тип води – за співвідношенням між йонами (в еквівалентах):



3) оцінку якості прісних вод за вмістом компонентів соляового складу, що відображає ступінь їх антропогенного забруднення хлоридами, сульфатами та іншими йонами (табл. 4.4).

Таблиця 4.4

Оцінка якості прісних вод за вмістом компонентів соляового складу

Показник, мг/дм ³	Категорії якості води							
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Сума йонів	<300	300-500	5001-750	751-900	901-1250	1251-1750	1751-2000	>2000
Хлориди	<25	25-50	51-75	76-100	101-150	151-250	251-500	>500
Сульфати	<25	25-50	51-75	76-100	101-150	151-200	201-400	>400

Екологічна класифікація якості поверхневих вод за *трофосапробіологічними (еколого-санітарними) критеріями* (табл. 4.5) включає такі групи показників:

- 1) *гідрозфізичні* – завислі речовини, прозорість;
- 2) *гідрохімічні* – рН, концентрації нітрогену амонійного, нітритного, нітратного, фосфору фосфатів, розчиненого кисню, перманганатна та біхроматна окисненості (ХСК, БСК);
- 3) *гідробіологічні* – біомаса фітопланктону, індекс самоочищення / самозабруднення (А/К) – відношення величини валової первинної продукції фітопланктону до величини деструкції органічної речовини у планктоні;
- 4) бактеріологічні – чисельність бактеріопланктону та сапрофітних бактерій;
- 5) біоіндикація сапробності – індекси сапробності за системами Пантле-Букка і Гуднайта-Уітлея.

Самозабруднення вод – погіршення їх якості внаслідок функціонування водних екосистем, зокрема надмірного продукування органічної речовини водними рослинами (насамперед фітопланктоном)

Для забезпечення обґрунтованих висновків загальна кількість показників цього блоку повинна бути не менша 10.

Екологічну оцінку якості поверхневих вод суші та естуаріїв України за специфічними показниками *токсичної дії* визначають на підставі наявності і вмісту у воді низки інгредієнтів (Меркурію, Кадмію, Купруму, Цинку, Плюмбуму, Хрому, Нікелю, Арсену, Феруму, Мангану, флуоридів, ціанідів, нафтопродуктів, фенолів (летючі), СПАР, хлорорганічних та фосфорорганічних пестицидів). Оцінку важких металів дають за їх загальним вмістом у воді.

**Бактеріологічні показники із класифікації якості води
(за В. Жулинським із співавт.)**

Чисельність бактеріо- планктону, тис.кл/мл	Чисельність гетеротрофів, тис.кл/мл	Чисельність кишкової палички, тис.кл/мл	Зона сапробності	Розряд
0,3	0,1	0,003	ксеносапробна	гранично чиста
0,3-0,5	0,1-0,5	0,003-0,5	олігомезотрофна, β-олігосапробна	дуже чиста
0,6-1,5	0,6-1,0	0,6-2,0	мезотрофна, α-олігосапробна	цілком чиста
1,6-2,5	1,1-3,0	2,1-6,0	мезоевтрофна, β'-мезосапробна	досить чиста
2,6-5,0	3,1-5,0	6,1-10,0	евтрофна, β''-мезосапробна	слабко забруднена
5,1-7,0	5,1-7,0	11-50	евполітрофна, α-мезосапробна	помірно забруднена
7,1-10,0	7,1-10,0	51-100	політропна, α''-мезосапробна	сильно забруднена
10,1-20,0	10,1-20,0	110-1000	полігіпертрофна, β-полісапробна	досить брудна
>20,0	>20,0	>1000	гіпертрофна, α-полісапробна	гранічно брудна

Оцінку якості поверхневих вод за специфічними показниками *радіаційної дії* виконують за такими показниками: сумарна β-активність, концентрація стронцію-90 та цезію-137.

Конкретні гідрофізичні, гідрохімічні, гідробіологічні та специфічні кількісні показники є елементарними ознаками якості води. Комплексні кількісні ознаки, що побудовані на інтегруванні елементарних ознак, використовуються як узагальнюючі ознаки якості води. На основі елементарних і узагальнюючих ознак визначають класи, категорії та індекси якості води, зони і підзони сапробності, категорії і підкатегорії трофності.

За системою екологічної оцінки якості поверхневих вод суші та естуаріїв України виділяють *сім категорій* якості води, які базуються на узагальнюючих ознаках: I – відмінні; II – добрі; III – досить добрі; IV – задовільні; V – посередні; VI – погані; VII – дуже погані.

Категорії якості води відображають природний стан, а також ступінь антропогенного забруднення поверхневих вод суші. За ступенем забруднення якість води поділяють на такі категорії: I – дуже чиста; II – чиста; III – досить чиста; IV – слабо забруднена; V – помірно забруднена; VI – брудна; VII – дуже брудна.

За трофо-сапробіологічними (еколого-санітарними) показниками вони відповідають певним категоріям трофності і зонам сапробності.

Таблиця 4.6

Класи та категорії якості поверхневих вод суші

Клас якості води	I		II		III		IV	V
Категорія якості води	1	2	3	4	5	6	7	
Назва класів і категорій якості	дуже чисті	чисті		забруднені		брудні	дуже брудні	
	дуже чисті	чисті	достатньо чисті	слабко забруднені	помірно забруднені	брудні	дуже брудні	
Трофність	оліго-трофні	мезотрофні		евтрофні		полі-трофні	гіпер-трофні	
	оліго-мезо-трофні	мезо-трофні	мезо-евтрофні	евтрофні	евполі-трофні	полі-трофні	гіпер-трофні	
Сапробність	олігосапробні		β -мезосапробні		α -мезосапробні		полі-сапробні	
	β -олігосапробні	α -олігосапробні	β' -мезосапробні	β'' -мезосапробні	α' -мезосапробні	α'' -мезосапробні	полі-сапробні	

Основою для екологічної оцінки якості поверхневих вод є таблиці з градаціями величин усіх показників, що відповідають категоріям якості води.

Екологічна оцінка якості води в певному водному об'єкті може бути орієнтовною і ґрунтовною.

Орієнтовна екологічна оцінка є необхідною з розвідувальною (рекогносцирувальною) метою для вироблення попередніх висновків та рішень і з'ясування на основі разових вимірів окремих показників якості води.

Ґрунтова узагальнююча оцінка необхідна для переконливих, відповідальних висновків і рішень. Процедура виконання ґрунтової екологічної оцінки відбувається у чотири послідовні етапи:

1) групування і обробка вихідних даних (результатів систематичного контролю якості води);

2) визначення класів і категорій якості води за окремими показниками;

3) узагальнення оцінок якості води за окремими показниками (вираженими в класах і категоріях) за окремими блоками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води;

4) визначення об'єднаної оцінки якості води для певного водного об'єкта загалом, його окремих ділянок за певний період спостережень.

Вихідні дані, щодо якості води за окремими показниками, групують у просторі і часі, а також у межах трьох блоків. Згруповані показники якості води, тобто вихідні дані, обробляють: обчислюють середньоарифметичні та визначають найгірші (мінімальні чи максимальні) значення. Екстремальні значення показників аналізують з метою з'ясування природних чи антропогенних факторів, які могли їх спричинити, і прийняття рішень про використання чи вилучення цих значень.

Класи і категорії якості води для окремих показників визначають, зіставляючи середні і найгірші (максимальні чи мінімальні) значення показників з критеріями спеціалізованих класифікацій.

Узагальнення оцінок за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконують на основі аналізу показників у межах відповідних блоків. Це узагальнення полягає у визначенні середніх і найгірших значень для трьох блокових індексів якості води:

- середні значення визначають, обчислюючи середній номер категорії за всіма показниками блоку;
- найгірші значення визначають за відносно найгіршим показником (з найбільшим номером категорії) серед всіх показників блоку.

Об'єднану оцінку якості води для певного водного об'єкта загалом чи окремих його ділянок отримують, обчислюючи інтегральний, або екологічний індекс I_E , величина якого дорівнює середньому арифметичному значенню блокових індексів:

$$I_E = (I_1 + I_2 + I_3) / 3, \quad (4.2)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної і радіаційної дії.

Екологічний індекс якості води, як і блокові індекси, обчислюють для середніх і найгірших значень категорій окремо (він може бути дробовим числом). За допомогою екологічного індексу можлива оцінка і зіставлення рівня екологічного благополуччя води за окремими ділянками водних об'єктів, басейнами, регіонами і загалом по Україні, проте, при цьому необхідно користуватися однаковим переліком показників.

Результати екологічної оцінки якості поверхневих вод подають у вигляді таблиць, графіків і карт.

Для водотоків результати доцільно подавати у вигляді *профілю якості води*, на якому показують:

- довжину річки та її приток (в км) від гирла;
- місцезнаходження джерел антропогенної дії;

- контрольні та водомірні пости;
- криву достовірних витрат води вздовж течії ріки;
- значення показників якості води.

Найзручнішим способом подання результатів екологічної оцінки якості води є картографічний. Карта наочно демонструє розподіл забруднення в річці залежно від скидання стоків, впадання приток та процесів самоочищення. Відповідно до потреб розробляють карти, що відображають:

- узагальнену екологічну оцінку якості води;
- якість води за окремими блоками показників;
- якість води за окремими показниками.

Екологічна оцінка якості води може бути зображена на карті для всього водного об'єкта (вздовж всього водотоку чи на всій площі водойми) або ж стосовно конкретних пунктів контролю за допомогою відповідних позначок. Останній спосіб при обмеженому обсязі інформації коректніший.

4.13. Методи прогнозування якості води

Прогнозування якості та кількості води у річці або водоймищі є завершальним етапом моніторингу. Воно полягає у виявленні ймовірних напрямів і результатів розвитку явищ і процесів, оцінці показників, що характеризуватимуть їх у більше або менше віддаленому майбутньому.

Відповідно до темпів розвитку прогнозованого явища та господарського планування, прогнози поділяються на: *оперативні* – до 3 місяців; *короткострокові* – до 1 року; *середньострокові* – 1-5 років; *довгострокові* – 5-20 років; *понаддовгострокові* – більше ніж на 20 років.

При виконанні прогнозу передусім необхідно встановити період завчасності, вибрати водні об'єкти та створи, показники якості води та метод прогнозування. Період завчасності прогнозування залежить від мети прогнозу. Із завчасністю пов'язана точність прогнозування, яка зменшується прямо пропорційно квадрату завчасності. Дані оперативного прогнозу точніші, довгострокового – мають імовірнісний характер.

Завданням прогнозування є виявлення і прогнозування незадовільного стану якості води при зміні гідрометеорологічних умов і аварійних скидах стічних вод. Головною метою прогнозу є завчасне передбачення концентрацій забруднюючої речовини у певному створі чи ділянці річки у вказаний момент часу. Одночасно можна спрогнозувати довжину забрудненої ділянки річки, час добігання забруднених водних мас від місця надходження до контрольного створу, розрахувати відстань до створу повного змішування. Такі прогнози складають для створів практично повного змішування стічних і річкових вод, а також для створів водокористування, якщо вони розміщені у зоні впливу стічних вод чи на ділянці проходження паводка.

Найчастіше для прогнозування застосовують методи *екстраполяції* та методи *моделювання*.

Метод екстраполяції оснований на припущенні про збереження в часі тенденції розвитку процесів, які відбуваються у водних об'єктах в період їх вивчення. За використання цього методу період спостережень має бути довготривалим (не менше, ніж у три рази більшим від прогнозованого періоду), охоплювати багатоводні та маловодні періоди стоку, а характер зміни якості та кількості стоку повинен мати стаціонарний і односпрямований режим. При стрибкоподібних змінах антропогенного навантаження на водний об'єкт екстраполяційний метод практично не використовують. Надійніші прогнози за цим методом одержують при екстраполяції інтегральних кривих зміни кількості стоку під впливом стабільної господарської діяльності.

Метод моделювання ґрунтується на математичному описі або фізичному дослідженні гідродинамічних, фізико-хімічних та інших процесів, які відбуваються у водоймищі або водотоці та враховують закономірності зміни стану водного об'єкта із зміною основних факторів, що визначають цей стан.

Математичні моделі якості води базуються на диференціальних рівняннях з частковими похідними. За їх допомогою можна моделювати умови формування якості та кількості води – імітаційні моделі. Моделювання оптимальних умов стану водного об'єкта з урахуванням навантаження стічними водами проводиться за допомогою оптимізаційних моделей.

Моделі будуються для коротко- і довгострокових прогнозів. При виробленні короткострокових оперативних прогнозів варто застосовувати методи розрахунків, які використовують коефіцієнт дисперсії та неконсервативності, та такі, що дають змогу визначати поле розподілу забруднюючих речовин при скиді стічних вод. За довгострокового прогнозування якості води можна використовувати балансові методи розрахунку, які враховують як витрату стічних вод та водного об'єкта, так і концентрацію забруднюючих речовин.

На вибір математичних моделей для прогнозування якості води впливають наявність вихідних даних та завдання розрахунку. Моделі якості води повинні бути простими в практичному використанні, характеризуватися універсальністю та давати достатньо надійні результати [27].

Отже, господарська діяльність людського суспільства, яка зростає з кожним роком, призводить до виснаження і забруднення поверхневих вод, порушення їх гідрологічного і гідрохімічного режимів. Тому моніторинг поверхневих вод передбачає контролювання, спостереження, оцінювання та прогнозування стану водних об'єктів на майбутнє з метою вивчення динаміки зміни якості води, закономірностей процесів самоочищення, визначення критичних ситуацій. Цей вид моніторингу поширився як складова в системі державного моніторингу і активно застосовується при

дослідженні стану поверхневих вод. На основі отриманої інформації розробляють управлінські рішення для регулювання якості водних ресурсів, їх охорони і раціонального використання.

Питання для самоконтролю

1. Що таке водні ресурси і яка їх роль в природі та житті людини?
2. Проаналізуйте сучасний стан поверхневих вод України.
3. Охарактеризуйте хімічне забруднення води.
4. Проаналізуйте фізичне забруднення води.
5. З'ясуйте сутність і основні завдання моніторингу поверхневих вод.
6. Обґрунтуйте необхідність створення національних систем моніторингу вод.
7. Охарактеризуйте гідрологічну мережу спостережень в Україні.
8. Що є основною метою налагодження системи спостережень та контролю за рівнем забруднення водних об'єктів?
9. З'ясуйте основні об'єкти, які потребують моніторингу поверхневих вод.
10. Визначте категорії пунктів спостереження, мету їх організації.
11. Визначте розташування створів на пунктах спостереження.
12. Визначте показники, за якими проводять гідрологічні, гідрохімічні спостереження?
13. Проаналізуйте спільні і відмінні ознаки обов'язкової, скороченої-1, скороченої-2, скороченої-3 програм спостережень за гідрологічними та гідрохімічними показниками.
14. Охарактеризуйте показники, що визначаються за програмами на пунктах спостереження.
15. Визначте терміни проведення гідрохімічних робіт на пунктах спостереження.
16. Визначте частоту відбору проб води для аналізу.
17. Які види проб води Ви знаєте?
18. Проаналізуйте умови забезпечення правильності оцінки якості води.
19. Охарактеризуйте класифікацію приладів контролю водного середовища.
20. Охарактеризуйте технічні засоби, які застосовують для оперативного контролю якості природних вод.
21. Визначте і охарактеризуйте засоби оперативного автоматичного контролю забруднення вод.
22. Проаналізуйте будову і принцип дії автоматизованих систем контролю якості вод.
23. Охарактеризуйте аналізатори контролю якості вод.
24. Поясніть принцип дії водяного термометра.
25. Якими приладами і як визначити прозорість води?
26. Поясніть різницю між вимірюванням прозорості води диском Секкі і приладом Сніллена.
27. Яким способом визначається запах і смак досліджуваної води?
28. Визначте гігієнічні вимоги до питної води.

29. Охарактеризуйте процедури контролю за якістю питної води.
30. Проаналізуйте програми спостережень джерел водопостачання.
31. Обґрунтуйте правила вибору джерела водопостачання.
32. Визначте розташування пунктів, де проводиться дослідження води поверхневих джерел водопостачання.
33. На основі яких матеріалів проводять оцінку придатності джерел водопостачання?
34. Охарактеризуйте правила відбору проб питної вода.
35. Проаналізуйте показники, на які проби води не консервуються і не зберігаються.
36. З'ясуйте мету оцінювання якості води.
37. Проаналізуйте необхідність та умови проведення оцінки якості води у період маловодної фази стоку.
38. Визначте види водокористування.
39. Визначте випадки, коли водні об'єкти вважаються придатними для господарсько-питного, комунально-побутового водокористування.
40. Визначте випадки, коли водні об'єкти вважаються придатними для рибогосподарського водокористування.
41. Визначте розташування ділянок, де повинні виконуватись норми якості води для водогонів та водойм різного призначення.
42. Охарактеризуйте загальні та специфічні показники для оцінки якості поверхневих вод.
43. Проаналізуйте методи прогнозування якості води.
44. Поясніть принцип роботи і призначення бутилів та батометрів.
45. Охарактеризуйте прилади і методику відбору проб води для різних видів аналізу.
46. З'ясуйте вимоги до місць відбору проб стічних вод, час та частоту відбору.
47. Складіть перелік правил техніки безпеки, які необхідно дотримуватись під час відбору проб стічних вод.
48. Складіть супровідний документ на відібрану пробу стічних вод.
49. Обґрунтуйте необхідність спостережень за гідробіологічними показниками.
50. З'ясуйте поняття зообентосу, перифітону, зоопланктону, фітопланктону.
51. Визначте регулярність проведення спостережень за гідробіологічними показниками, програми цих спостережень.
52. Проаналізуйте відбір проб для гідробіологічних спостережень.
53. Визначте мету відбору проб донних відкладів водних об'єктів, яку інформацію повинна нести відібрана проба?
54. Охарактеризуйте вимоги до місць відбору проб донних відкладів.
55. Проаналізуйте періодичність відбору проб донних відкладів.
56. Визначте пристрої для відбору донних відкладів, дайте коротку характеристику.
57. Проаналізуйте методи прогнозування якості води.
58. З'ясуйте мету оцінювання якості води.
59. Проаналізуйте необхідність та умови проведення оцінки якості води у період маловодної фази стоку.
60. Проаналізуйте необхідність та умови проведення оцінки якості води у період маловодної фази стоку.

61. Визначте види водокористування.
62. Визначте випадки, коли водні об'єкти вважаються придатними для господарсько-питного, комунально-побутового водокористування.
63. Визначте випадки, коли водні об'єкти вважаються придатними для рибогосподарського водокористування.
64. Визначте розташування ділянок, де повинні виконуватись норми якості води для водогонів та водойм різного призначення.
65. Охарактеризуйте загальні та специфічні показники для оцінки якості поверхневих вод.

Література до розділу 4

1. Водний кодекс України (Відомості Верховної Ради України (ВВР), 1995, № 24, ст.189).
2. Лапін В. М. Безпека життєдіяльності людини. Навч. посіб. — 6-те вид., перероб. і доп. — К.:Знання, 2007, — 332 с.
3. Моніторинг довкілля: підручник / Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В.Б. та ін. За ред. В.М. Боголюбова і Т.А. Сафранова. — Херсон: Гринь Д.С., 2012. — 530 с.
4. Курганевич Л.П. Водний кадастр: Навч. посібник. — Львів: Видавничий центр ЛНУ імені Івана Франка, 2007. — 116 с.
5. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. L. 327, 22. 12. 2000. 72 pp
6. «Моніторинг поверхневих вод» для студентів спеціальності 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища» освітній ступінь «бакалавр» усіх форм навчання: Навчальний посібник. — Полтава: ПолтНТУ, 2017. — 82 с.
7. Постанова КМУ № 758 від 19.09.2018 р. «Порядок здійснення державного моніторингу вод».
8. Закон України «Про оцінку впливу на довкілля» (Відомості Верховної Ради (ВВР), 2017, № 29, ст. 315)
9. Керівні нормативні документи (КНД 211.1.1.106 –2003) «Організація та здійснення спостережень за забрудненням поверхневих вод (в системі Мінекоресурсів)» / Білогуров В.П., Бакланова В.Ю., Діяконова С.О. — К.: Мінекоресурсів, 2003. — 70 с.
10. Клименко М.О., Прищепя А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля. Підручник. — Київ: Академія, 2006. — 308 с.
11. Мониторинг и методы контроля окружающей среды: Учеб. пособие в двух частях: Часть 2. Специальная / Ю.А. Афанасьев, С.А. Фомин, В.В. Меньшиков и др. — Москва: МНЭПУ, 2001 — 337 с.
12. Набиванець Б.Й., Сухан В.В., Калабіна Л.В. Аналітична хімія природного середовища.- К.: Либідь, 1996. - 304 с.

13. Торонченко О.М. Навчальний посібник до практичних занять із дисципліни «Екологічна стандартизація, сертифікація та маркування» для студентів спеціальностей 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища» освітнього першого (бакалаврського) рівня вищої освіти усіх форм навчання / О.М. Торонченко, В.В. Рома, Ю.О. Чухліб. – Полтава: ПолтНТУ, 2018. – 114 с.
14. Фомин Г.С. Вода. Контроль химической, бактериальной и радиационной безопасности по международным стандартам. Энциклопедический справочник. – М: ВНИИстандарт Протектор, – 2000. - 848 с.
15. Інструкція з відбору і підготовки проб води та ґрунту для проведення вимірювань в лабораторіях Держводгоспу України (ВНД 33-1.1-17-2001). Київ, державний комітет України по водному господарству, 2001. – 22с. Інтернет ресурс. Режим доступу: <http://ep3.nuwm.edu.ua/2652/1/nd067%20zah.pdf>
16. Про затвердження Інструкції з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами Інтернет ресурс. Режим доступу: <https://zakon.rada.gov.ua/rada/show/v0030388-16>
17. ДСТУ ISO 5667-10:2005 (ISO 5667-10:1992, IDT) Національний стандарт України. Якість води. Відбирання проб. Частина 10. Настанови щодо відбирання проб стічних вод. – К.: Держспоживстандарт України, 2007. – 17 с.
18. ДСТУ 7525:2014. Національний стандарт України. Вода питна. Вимоги та методи контролювання. К.: Мінекономрозвитку України, 2014. – 30 с.
19. ДСанПіН N 383/1940 "Вода питна. Гігієнічні вимоги до якості води централізованого господарсько-питного водопостачання» // Збірник важливих офіційних документів з санітарних і протиепідемічних питань. - К., 1999. - Т. 5, Ч. 3.
20. Методичні вказівки "Санітарно-мікробіологічний контроль якості питної води", затверджені наказом МОЗ України від 3 лютого 2005 р. N 60.
21. Закон України “Про питну воду, питне водопостачання та водовідведення” N 2047-VIII від 18.05.2017 р.

Розділ 5. ДОСЛІДЖЕННЯ СВІТОВОГО ОКЕАНУ

5.1. Джерела та види забруднення океану

Сучасні урбанізація і виробництво сприяють зростанню рівня забруднення вод Світового океану. Щорічно в його води надходить величезна кількість шкідливих речовин, деякі компоненти вже спричиняють великомасштабне забруднення. Забруднення Світового океану призводить до зменшення його біологічної продуктивності, скорочення надходження кисню до світового кругообігу речовин.

Під забрудненням морського середовища мається на увазі «привнесення людиною, прямо чи побічно, речовин або енергії в морське середовище, включаючи естуарії, що призводить чи може призвести до таких згубних наслідків, як завдання шкоди живим ресурсам і життю в морі, небезпека для здоров'я людини, створення перешкод для діяльності на морі, в тому числі для рибальства та інших правомірних видів використання моря, зниження якості використовуваної морської води і погіршення умов відпочинку» [1].

Забруднюючі речовини надходять до Світового океану як природним шляхом, так і внаслідок господарської діяльності людини. Ці види забруднень тісно взаємопов'язані, тобто антропогенні можуть посилювати природні небезпечні явища і навіпаки.

До джерел *природного забруднення* океанів та морів належать:

- річковий стік;
- прямий стік із суші (теригенний стік);
- перенесення забруднюючих речовин через атмосферу.

Джерелами *антропогенного забруднення* Світового океану є:

- безпосередні скиди забруднюючих речовин, зокрема, нафтопродуктів, в океан (переважно на його поверхню), при перевезенні;
- розробка корисних копалин на морському дні;
- аварійні викиди із суден або підводних трубопроводів;
- навмисне поховання шкідливих речовин в морі (дампінг);
- випробовування атомної зброї [2].

Сучасні дослідження забруднення Світового океану свідчать, що річковий і теригенний стоки, а також атмосферне перенесення є основними джерелами забруднення морів. У процесі річкового виносу і стоку із суші забруднюються переважно прибережні води океану, води внутрішніх морів, заток. В антропогенній складовій теригенного і річкового стоків

переважають забруднюючі речовини, які містяться в промислових та комунальних водах, а також у змивах із сільськогосподарських угідь: *важкі метали, біогенні сполуки, пестициди та нафтопродукти*. У поверхневих водах, які надходять до Світового океану, обсяг антропогенного стоку переважно збігається з природним потоком хімічних елементів і їх сполук або навіть перевищує його.

5.1.1. Дампінг. Умови організації і здійснення дампінгу

Дампінг – скид та захоронення (поховання, тобто будь-яке навмисне вилучення відходів або інших матеріалів з суден, літальних апаратів, платформ або інших штучно споруджених в морі конструкцій) [1] відходів у морях і океанах.

Країни, що мають вихід до моря, зловживають морськими захороненнями різних матеріалів і речовин, зокрема ґрунту, бурового шламу, відходів промисловості, будівельного сміття, твердих відходів. Об'єм захоронення становить 10 % від загальної маси забруднюючих речовин, які надходять до Світового океану.

Явище поширилося внаслідок здатності морського середовища переробляти велику кількість органічних і неорганічних речовин. Однак, дампінг спричиняє низку негативних явищ:

- 1) зміна якості води внаслідок надходження речовин, що переходять у розчин;
- 2) швидка втрата Оксигену та поява гідрогенсульфуру внаслідок надходження органічних речовин;
- 3) підвищення мутності води, що спричиняє загибель малорухомих форм бентосу.

Тому при організації і здійсненні дампінгу слід дотримуватися таких умов:

- оцінювання якості, складу і властивостей (фізичних, хімічних, біологічних) матеріалів, що захороняються, їх токсичності, стійкості, здатності до накопичення і біотрансформації у водному середовищі та морських організмах;
- здійснення нейтралізації, знезараження, реутилізації відходів (якщо це можливо);
- вибір районів скиду з урахуванням максимального розбавлення речовин, мінімального поширення їх за межі скиду, позитивного поєднання гідрологічних та гідрофізичних умов;
- забезпечення віддаленості районів скиду від місць нагулу і нересту риб, від місць життя рідкісних та чутливих видів гідробіонтів, від зон відпочинку і господарського використання [3].

5.1.2. Коротка характеристика основних забруднювачів

Найбільш актуальною є проблема хімічного забруднення океану. На основі аналізу даних моніторингу з'ясовано, що основними видами забруднювачів є вуглеводні (сира нафта, нафтопродукти, нафтові вуглеводи); хлоровані вуглеводні (пестициди, поліхлоровані біфеніли); токсичні метали; радіоактивні речовини (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

Найпоширеніші токсичні компоненти великомасштабного забруднення Світового океану

Забруднюючі речовини	Ступінь біологічної небезпеки*	Масштаб поширення
Радіонукліди:		
Стронцій-90	++	Глобальний
Цезій-137	++	Глобальний
Плутоній-238	++	Глобальний
Тритій-144	++	Глобальний
Церій-144	++	Глобальний
Хлорорганічні токсичні:		
ДДТ та його метаболіти	++	Глобальний
Поліхлоровані біфеніли	++	Глобальний
Альдрин	++	Глобальний
Метали:		
Метилмеркурій	++	Глобальний
Кадмій	(+)	Глобальний
Меркурій	++	Глобальний
Плюмбум	(+)	Глобальний
Цинк	+	Локальний
Купрум	+	Регіональний
Хром	(+)	Глобальний
Ферум	(-)	Глобальний
Манган	(-)	Глобальний
Арсен	(+)	Регіональний
Нафта і нафтопродукти	+	Глобальний

* Ступінь біологічної небезпеки для морських організмів: ++ - сильний; + - значний; (+) - слабкий; (-) - незначний.

Найбільш масштабним є забруднення Світового океану нафтою та нафтопродуктами. Поля забруднення нафтовими вуглеводами формуються

в шельфових водах, у районах перевезення нафти, інтенсивного судноплавства і аварій танкерів (табл. 5.2).

За даними космічного моніторингу приблизно чверть Світового океану вкрито тонкою плівкою нафти або забруднено нафтою і нафтопродуктами. Нафтопродукти трапляються в усіх районах безпосереднього забруднення й у відкритих районах океанів. Нафтовою плівкою найбільше вкрита північна тропічна, центральна субтропічна та Канарська водні маси. Залежно від умов середовища та типу нафти, нафтові плівки зберігаються на поверхні від кількох годин до кількох днів, нафтопродукти – від кількох місяців до року.

Таблиця 5.2

Забруднення океану внаслідок найбільших аварій нафтових танкерів

Рік	Назва танкера	Місце аварії	Кількість нафти, що вилилася в море, тис.т
1967	«Торі каньон»	Мис Корнуелл, Англія	123
1976	«Уркіоло»	Узбережжя Іспанії	100
1078	«Амоко Кадіс»	Узбережжя Франції	200
1990	«Екссон Валдіс»	Узбережжя Аляски	40

У водах океанів найчастіше наявні такі хлоровані вуглеводні, як дихлордифенілтрихлоретан (ДДТ) та його похідні гексахлорциклогексан (γ -ГХЦГ) і поліхлорбіфенілі (ПХБ). Розподіл хлорорганічних пестицидів в океані нерівномірний: чергуються зони підвищених, низьких та нульових концентрацій. Локальні ділянки зберігаються не тільки в зонах безпосереднього забруднення, а й у відкритих районах океану, що пояснюється атмосферним перенесенням і динамічним розсіюванням. Хлорорганічні пестициди проникають і в глибини океану. При цьому вміст їх у шарі 0-100 м однорідний, а на глибині 500 м зменшується удвічі. У глибинних водах найпоширеніший ДДТ.

Концентрація синтетичних поверхневоактивних речовин (СПАР) в океанах у середньому становить 27-30 мкг/дм^3 у поверхневому шарі та 8-9 мкг/дм^3 на глибині 500 м. Просторовий розподіл СПАР характеризується локалізацією полів забруднення (більше 100 мкг/дм^3) у шельфових зонах Північної Америки, Західної Європи та Африки. У відкритому океані їх вміст знижується до 20-30 мкг/дм^3 і відзначається нерівномірністю розподілу по акваторії. У глибинних водах спостерігається зменшення вмісту СПАР.

Важкі метали належать до найпоширеніших і дуже токсичних речовин. Для морських екосистем особливо небезпечними є Меркурій, Плюмбум, Кадмій. Надійшовши до морського середовища, Меркурій сполучається із завислими речовинами, органічними агрегатами й осідає на дно. У донних відкладеннях під дією деяких форм мікроорганізмів він переходить у

високотоксичні форми метилованого ртуті, період напіврозпаду якого досягає двох років. Для Ртуті характерна глибинно-поверхнева міграція. Забруднення морської води цією речовиною обмежується прибережними зонами та шельфом. Міграційний потік Ртуті з континентів в океан надходить із річковим стоком і через атмосферу. У морських прибережних водах Північної півкулі середня концентрація Ртуті становить $0,07 \text{ мкг/дм}^3$, переважно він перебуває в шарі 0-500 м. Концентрація Ртуті у водах Світового океану коливається від 0,03 до $0,3 \text{ мкг/дм}^3$ при середньому значенні $0,15 \text{ мкг/дм}^3$.

Океану притаманна природна радіоактивність, спричинена присутністю в морській воді ^{40}K (зумовлює 90 % природної радіоактивності, що становить $18,5 \cdot 10^{21}$ Бк), ^{87}Rb , ^3H , ^{14}C , ізотопів Урану та Торію. Однак, найбільш небезпечними є штучні радіонукліди: Стронцій, Плутоній, Цезій. Сума радіоактивності, збільшена діяльністю людини, сьогодні досягає $5,5 \cdot 10^{19}$ Бк.

Радіоактивні речовини в океан надходять з таких джерел:

- випробування ядерної зброї;
- скид радіоактивних відходів;
- аварії суден з атомними двигунами;
- аварії, пов'язані з використанням, транспортуванням та одержанням радіонуклідів.

Вертикальний розподіл радіонуклідів в океані має складні особливості. Мінімальна концентрація Стронцію, Цезію та Плутонію спостерігається в поверхневому шарі, максимальна – на глибині 100-700 м.

Отже, води Світового океану забруднюються різноманітними шкідливими речовинами антропогенного походження, які мають різні масштаби поширення.

5.1.3. Антропогенна дія забруднювачів моря на різних рівнях: індивідуальному, популяційно-біоценотичному

Загалом антропогенне забруднення зумовлює різні негативні явища, зокрема, накопичення хімічних токсичних речовин в біоті; мікробіологічне забруднення прибережних районів моря; зниження біологічної продуктивності; прогресуючу евтрофікацію; виникнення мутагенезу та канцерогенезу; порушення стійкості екосистем. Небезпечні екологічні наслідки залежать не тільки від рівня забруднення, періоду існування забруднюючих речовин та процесів їх розсіювання і трансформації, а й обумовлені можливістю акумуляції хімічних сполук у морських організмах та передавання їх трофічними (харчовими) ланцюгами.

На живі організми, які формують гідробіотичні екосистеми, найпомітніше впливають біогенні хімічні речовини, пестициди, важкі

метали, галогени. Їх наявність призводить до порушення функціонування біотичної складової морських екосистем.

Реакція морської біоти на дію забруднюючих речовин буває різна: від поступового зменшення розмірів особин, перебудови ензиматичних систем до нездатності розмножуватися, вимирання організмів. Антропогенна дія проявляється на індивідуальному і популяційно-біоценотичному рівнях. Первинні критичні порушення у функціонуванні гідробіонтів під дією забруднюючих речовин виникають на рівні біологічних ефектів (змінюється хімічний склад клітини, характер ферментативних систем, процесів дихання, росту та розмноження, мають місце мутація та канцерогенез, порушується рух та орієнтація в просторі) і морфологічних змін (патологія внутрішніх органів, зміна розмірів організму, поява потворних форм, зміна товщини зябер, порушення біохімічних та фізіологічних процесів).

У районах з несприятливою екологічною ситуацією спостерігаються зміни у структурі і функціонуванні морських біоценозів, що проявляється в наступних процесах:

- зміна біомаси популяцій планктонних і бентосних організмів;
- зменшення родів та угруповань гідробіонтів, поява нехарактерних для морського середовища організмів (наприклад, кишкової палички);
- збільшення середньої біомаси мікроорганізмів, фітопланктону, найпростіших, зоопланктону, бентосу;
- зникнення окремих видів високочутливих морських організмів і поява нових, адаптованих до хімічних умов.

Дія різних забруднюючих речовин на морські організми може значно розрізнятися. Біогени (Нітроген, Фосфор) діють на зябра, печінку, нервову систему, скелет, луску гідробіонтів. Концентрація 1 мг/дм^3 усіх форм Нітрогену (аміачної, нітритної, нітратної) знижує здатність риб зв'язувати Оксиген, з'являються ознаки інтоксикації. Фотосинтез фітопланктону пригнічується на 75-90 % при концентрації хлорорганічних пестицидів (ХОП) $1-10 \text{ мкг/дм}^3$, для зоопланктону вони токсичні в дозах близько 10 мкг/дм^3 . Пестициди завдають різну шкоду: пригнічують фотосинтез рослин і дихання тварин, порушують мембранний обмін, функції нервової системи.

Важкі метали не підлягають біодеградації (руйнуванню) і тому можуть накопичуватися в усіх компонентах екосистем. Найтоксичнішими є йонні форми важких металів. Такі метали, як Манган, Купрум, Цинк, Меркурій, Хром на 65-80 % перебувають в розчиненому стані і засвоюються гідробіонтами. Меркурій та його сполуки в концентраціях $5-10 \text{ мкг/дм}^3$ і більше, призводять до порушення життєдіяльності на ранніх стадіях розвитку риб, знижують швидкість росту. Купрум і його сполуки токсичні для всіх представників водної фауни та флори. Розчинені форми солей Купруму (хлориди, нітрати) токсичні при концентраціях $0,01-0,02 \text{ мг/дм}^3$. Плюмбум та його сполуки пригнічують травні та тканинні ферменти, накопичуються в тканинах великих морських риб та дельфінів. Токсичність Феруму залежить від кислотності води. У лужному середовищі токсичність

зростає, оскільки утворюються гідроксиди Феруму, які осідають на зябрах, закупорюють і роз'їдають їх. Цинк та його сполуки пошкоджують зябра риб, що призводить до їх смерті. Наявність галогенів у морській воді теж зумовлює небажані явища, зокрема, низькі концентрації Хлору і його сполук (до $0,0001 \text{ мг/дм}^3$) викликають погіршення товарної якості риб (каталізатор – феноли). Дія Брому та його сполук протягом 30-70 хв. у дозі 400 мг/дм^3 є смертельною, 100 мг/дм^3 спричиняють загибель організмів через 1-3 год, 10 мг/дм^3 безпечні для риб.

Гідробіонти засвоюють радіонукліди з водного середовища через покривні тканини, зябровий апарат, травний тракт. Асиміляція радіонуклідів відбувається пасивно й активно. Пасивний обмін пов'язаний з вирівнюванням градієнтів концентрації солей у воді та тканинах; активний процес накопичення зумовлений здатністю біологічних мембран поглинати радіонукліди з водного середовища. Навіть якщо ступінь забруднення морського середовища радіонуклідами порівняно невисокий, живі організми уражаються через трофічні зв'язки [4].

Кількість забруднюючих речовин в морських організмах характеризується коефіцієнтом накопичення – відношенням вмісту забруднюючої речовини в організмі до вмісту її в морській воді. Середні коефіцієнти накопичення забруднюючих речовин в планктонних організмах досягають високих значень: плумбуму – до $4 \cdot 10^5$, меркурію – $3,4 \cdot 10^3$, кадмію – $2,1 \cdot 10^4$, ПХБ – $4,0 \cdot 10^4$, бенз(а)пірену – $5,0 \cdot 10^3$.

5.2. Організація спостережень за станом морів і океанів

5.2.1. Завдання спостережень за забрудненням морського середовища

Оцінити сучасний стан якості вод Світового океану можна за допомогою систематичних спостережень. У світі така робота була розпочата у другій половині ХХ ст. В Україні моніторинг стану вод Чорного і Азовського морів почали проводити у 60-х роках ХХ ст. [5].

Теоретичний аспект проблеми охорони вод морів і океанів від забруднення полягає у рекомендаціях по регламентації або повній забороні захоронення відходів людської діяльності у водах Світового океану, відповідно до яких процеси природної утилізації повинні переважати над процесами забруднення і призводити до усунення порушень у морському середовищі та у екологічних системах [6]. Для цього необхідно розв'язати такі завдання:

- проведення систематичних спостережень й оцінювання стану морських вод, визначення впливу забруднення на природні фізико-хімічні і гідробіологічні процеси;

- вивчення шляхів і параметрів поширення та природної утилізації забруднюючих речовин для подальшого визначення можливого режиму їх захоронення у водних об'єктах;

- прогнозування динаміки забруднення вод морів і океанів на найближчу і віддалену перспективи за відомими значеннями скиду відходів, гідрометеорологічними і гідрохімічними умовами;

- розроблення рекомендацій для оптимального режиму скидів у певних ділянках морів і океанів.

Згідно до «Порядку здійснення державного моніторингу вод» [7] об'єктами державного моніторингу вод є

- морські води в межах територіального моря;
- виключна морська економічна зона України, в тому числі зони (території), які підлягають охороні.

Суб'єкти моніторингу:

- *державна гідрометеорологічна служба (ДСНС, яка управляє мережею моніторингу стану прибережних вод, що складається зі станцій моніторингу у місцях скиду стічних вод та науково-дослідних станцій, розташованих на прибережних територіях Чорного та Азовського морів;*

- *державні інспекції охорони Чорного та Азовського морів (Мінприроди) мають власні системи спостережень; до повноважень яких відносяться щомісячні відбори проб та аналіз впливу джерел забруднення, що розташовані на узбережжі; моніторинг скидів з кораблів; забруднення від діяльності з пошуку та видобування нафти, газу і будівельних матеріалів на морському шельфі; нагляд за використанням живих ресурсів моря;*

- *державна санітарно-епідеміологічна служба (МОЗ), яка здійснює моніторинг якості морської води в зонах рекреаційного та оздоровчого водокористування.*

Загальну координацію та організацію моніторингу здійснюватиме Мінприроди.

Моніторинг морських вод здійснюється для територіального моря та виключної морської економічної зони України з метою:

- визначення екологічного стану морських вод;
- встановлення референційних умов для морських вод;
- оцінки прогресу в досягненні встановлених екологічних цілей;
- оцінки тенденцій довгострокових природних та антропогенних змін стану морських вод.

На підставі даних та інформації, отриманих в результаті здійснення державного моніторингу морських вод, визначається їх екологічний стан, розробляється морська стратегія та оцінюється прогрес у досягненні “доброго” екологічного стану морських вод в межах виключної морської економічної зони та територіального моря України.

Прогнозування стану вод та його зміни здійснюється шляхом моделювання кількісних і якісних показників вод з метою розроблення рекомендацій щодо здійснення заходів для запобігання можливим негативним змінам та покращення існуючого стану вод [7].

5.2.2. Розміщення пунктів спостереження за якістю морської води

Правила контролю якості морських вод і гирлового узмор'я річок, включаючи їх замикаючі створи за фізичними, хімічними і гідробіологічними показниками, призначення і розміщення пунктів контролю, програму і періодичність проведення контролю, установлює стандарт ГОСТ 17.1.3.08 [8].

Для організації спостережень за якістю морської води використовують пункти трьох категорій. Категорію пункту спостереження вибирають з урахуванням розміщення та потужності джерел забруднення, а також складу, концентрації забруднюючих речовин, регіональних фізико-географічних умов. Межі контрольованих районів визначають залежно від фізико-географічних особливостей та гідрометеорологічного режиму кожного моря з урахуванням розподілу забруднюючих речовин.

Пункти I категорії призначені для спостереження за якістю води в прибережних районах, які мають важливе народногосподарське значення. Вони розміщуються у районах водокористування населення; у портах і припортових акваторіях; у місцях нересту та сезонного скупчення цінних риб та інших морських організмів; у місцях скиду міських стічних вод і стічних вод промислових та сільськогосподарських комплексів; у районах розробки та транспортування корисних копалин; на гирловому узмор'ї великих річок.

Пункти II категорії призначені для спостереження за якістю води прибережних районів і районів відкритого моря, а також для дослідження сезонної та річної зміни рівня забрудненості морських вод. Вони розташовуються в районах, де надходження забруднюючих речовин проходить за рахунок міграційних процесів.

Пункти III категорії призначені для спостереження за якістю морських вод у районах відкритого моря, для дослідження річної зміни забруднення морських вод і для розрахунку балансу хімічних речовин.

Отже, спостереження за якістю води в пунктах I категорії проводять в місцях скиду забруднюючих речовин, у пунктах II категорії – в забруднених районах морів та океанів, у пунктах III категорії – у відносно чистих водах (фонові спостереження).

На кожному пункті спостереження визначають кількість і місцезнаходження вертикалей та горизонталей з урахуванням розміщення та потужності джерел забруднення, а також складу, концентрації та форми надходження забруднюючих речовин.

Кількість вертикалей у пункті спостереження за якістю води на гирловому узмор'ї визначається його шириною: при ширині гирла менше 100 м – 1 вертикаль, від 100 до 1000 м – 3 вертикалі, більше 1000 м – 5 вертикалей. Одну вертикаль розміщують посередині гирла, а інші – рівномірно по його ширині. Кількість горизонталей визначають залежно від

глибини річки: при глибині річки 1-5 м – горизонти проводять на поверхні та біля дна; при глибині 5-10 м – на поверхні, на половині глибини і біля дна; при глибині річки більше 10 м – на поверхні, через кожні 5 м та біля дна.

В інших ситуаціях кількість горизонталей визначають з урахуванням глибини об'єкта, складу та концентрації забруднюючих речовин. Під час моніторингу морських вод здійснюють спостереження за такими речовинами:

1) нафтовими та хлорованими вуглеводами – на поверхні, на глибинах 5, 10, 20 м і біля дна;

2) за синтетичними поверхнево-активними речовинами та фенолами – на поверхні, на глибині 10 м та біля дна;

3) за важкими металами – на поверхні, на горизонтах 10, 50, 100 м та біля дна.

Додатковим горизонтом при спостереженнях є шар води, де стрибкоподібно змінюється температура [9].

5.2.3. Програми спостережень за якістю морських вод

Достовірність і повноту спостережень забезпечує виконання програм спостережень за якістю морських вод. Вони поділяються на два типи: програми спостережень за фізико-хімічними показниками (табл. 5.3) і програми спостережень за гідробіологічними показниками (табл. 5.4). Програма спостережень за фізико-хімічними показниками охоплює визначення основних фізичних характеристик і концентрацій забруднюючих речовин. Виконання обох програм у комплексі дає змогу отримати максимально точну оцінку якості води. Програма спостережень за якістю морської води за гідробіологічними показниками є доповненням фізико-хімічної програми.

Таблиця 5.3

**Програма спостережень за якістю морських вод
за фізико-хімічними показниками**

Показники	Розмірність	Програма спостережень	
		Повна	Скорочена
1	2	3	4
Нафтові вуглеводні	мг/дм ³	+	+
Розчинений кисень	мг/дм ³	+	+
Водневий показник (рН)		+	+
Візуальні спостереження за станом поверхні		+	+
Хлоровані вуглеводні, у т.ч. пестициди	мкг/дм ³	+	

Продовження табл. 5.3

1	2	3	4
Важкі метали (Hg, Pb, Cd, Cu)	мкг/дм ³	+	
Феноли	мг/дм ³	+	
СПАР	мг/дм ³	+	
Додаткові інгредієнти, специфічні для району спостережень (нітратний азот, кремній та ін.)	мг/дм ³ мкг/дм ³	+	
Солоність води	%	+	
Прозорість води	м	+	
Температура води і повітря	°C	+	
Швидкість і напрямок вітру	м/с	+	

При візуальних спостереженнях відзначають явища, незвичні для досліджуваного району моря, наприклад, плаваючі домішки, плівки, масляні плями; розвиток, накопичення та відмирання водоростей; масовий викид молюсків на берег; підвищення мутності, незвичне забарвлення води.

Залежно від категорії пункту спостереження визначають тип програми та терміни проведення спостережень.

Таблиця 5.4

**Програма спостережень за якістю морських вод
за гідробіологічними показниками**

Показники	Розмірність	Програма спостережень	
		Повна	Скорочена
Зоопланктон: - загальна чисельність організмів; - видовий склад, кількість і список видів; - загальна біомаса; - чисельність основних систематичних груп і видів	екз./м ³	+	+
		+	+
	мг/м ³	+	
	екз./м ³	+	
Фітопланктон: - загальна чисельність клітин; - видовий склад, кількість і список видів; - загальна біомаса; - чисельність основних систематичних груп і видів	кл./дм ³	+	+
		+	+
	г/м ³	+	
	екз./м ³	+	

Продовження табл. 5.4

1	2	3	4
Мікробні показники:			
- загальна чисельність мікроорганізмів;	кл./см ³	+	+
кількість сапрофітних бактерій;	кл./см ³	+	+
- концентрація хлорофілу фітопланктону;	мкг/дм ³	+	+
- загальна біомаса;	мг/дм ³	+	+
- кількісний розподіл індикаторних груп морської мікрофлори (сапрофітні, нафтоокислюючі, ксилорокислюючі, фенолокислюючі, ліполітичні бактерії);		+	
- інтенсивність фотосинтезу фітопланктону.	кл./см ³	+	

У пунктах I категорії спостереження проводять три рази на місяць за фізико-хімічними та гідробіологічними показниками: 1 декада – *скорочена програма*; 2 декада – *повна програма*; 3 декада – *скорочена програма*.

У пунктах II категорії спостереження проводяться 5-6 разів на рік за повною програмою. У пунктах III категорії спостереження проводять 2-4 рази на рік за повною програмою спостережень.

5.3. Оцінювання і контроль нафтових забруднень поверхні океану

Забруднення Світового океану нафтопродуктами є однією з важливих проблем сучасної екології. Контролювання забруднення морських вод цими речовинами здійснюють різними методами.

Нафтопродукти, які розтеклися у вигляді поверхневої плівки, можна виявити і проконтролювати за допомогою дистанційних методів, які дають змогу виявити та оцінити масштаби шкоди, послуговуючись дослідженнями в ультрафіолетовій, видимій та інфрачервоній частинах спектра. Вони поділяються на пасивні та активні методи .

Пасивні методи. Вдаючись до них, вивчають природне випромінювання, відбите або випущене системою «нафта – вода» [10]. Ефективність використання цих методів залежить від випромінювальних і відбивальних характеристик поверхні, температури, параметрів атмосфери, спектрального діапазону спостережень.

Сонячне ультрафіолетове випромінювання, яке падає на поверхню моря, має межі 280-400 нанометрів (нм). Оптичні властивості води і нафти

суттєво відрізняються: коефіцієнт відбивання чистої води становить 1,5 %. сирих нафтопродуктів – 5-6 %, дизельного пального 2-3 %. Для виявлення нафтових плівок за допомогою дослідження цього діапазону використовують спектральні сканувальні системи, відеосистеми, апаратуру з відповідною оптикою та фільтрами.

При спостереженнях з супутників найінформативнішим для виявлення забруднених районів океану є спостереження випромінювання в інтервалі 600-800 нм. Ускладнює спостереження у видимому спектральному діапазоні вплив метеоумов та спектральних особливостей атмосфери.

Вимірювання в інфрачервоному діапазоні ґрунтуються на різниці температур чистої води і покритої нафтовою плівкою або на різних коефіцієнтах випромінювання.

Активні методи. Ці методи дистанційного виявлення забруднень передбачають використання штучного джерела випромінювання. До них належать:

- методи оптичної локації, основані на різних коефіцієнтах відбивання від забрудненої та чистої поверхні;
- методи, які ґрунтуються на вимірюванні флюоресценції плівок нафти за допомогою лідарів (спеціальних приладів) при робочих довжинах хвиль 337, 354, 530 нм.

Обсяг розлитой нафти та товщину плівки можна оцінити за її кольором (табл. 5.5) [6].

Таблиця 5.5

Характеристика нафтових плівок на поверхні води

Зовнішній вигляд	Товщина, мкм	Кількість нафти, л/км ²
Ледь помітна	0,038	44
Срібний відблиск	0,076	88
Сліди забарвлення	0,152	176
Яскраво забарвлені розводи	0,305	352
Тьмяно забарвлені розводи	1,016	1170
Темно забарвлені розводи	2,032	2340

Для контролювання вмісту нафти і нафтопродуктів у стічних водах використовують такі методи:

- *турбідиметричний*, який ґрунтується на зміні здатності нафтомістких вод поглинати світло (прилад реєструє ступінь послаблення світлового потоку, який проходить крізь шар води);
- *люмінесцентний*, основою якого є здатність окремих фракцій нафти під дією ультрафіолетового променя люмінесцювати, що фіксує спеціальний прилад;

– поглинання ультрафіолетового випромінювання окремими фракціями нафти та інфрачервоного випромінювання ($\lambda = 3,4-3,5$) усіма вуглеводами.

В Україні широко застосовують аналізатор сумарного вмісту нафти та нафтопродуктів у стічних водах «Волна-2», а за кордоном – прилад «Осма-32» фірми «Харіба» (Японія).

Використовуючи аналізатори вмісту нафти та нафтопродуктів у стічних водах і дистанційні методи виявлення на поверхні води нафтових плівок, можна оперативнo і ефективно боротися з цим видом забруднення.

Питання для самоконтролю

1. Охарактеризуйте джерела та види забруднення Світового океану.
2. Що таке дампінг? Які вимоги до організації дампінгу є основними?
3. Наведіть приклади негативних явищ, що супроводжують дампінг.
4. За яких умов можливе самоочищення морського середовища?
5. Що таке асиміляційна ємність морського середовища?
6. Чим зумовлюється певна кількість вертикалей та горизонталей у пункті спостереження?
7. Охарактеризуйте систему показників біологічного і геохімічного моніторингу морського середовища.
8. Оцініть екологічний стан Чорного та Азовського морів. Наведіть приклади деградації екосистем цих водних об'єктів і назвіть фактори, що спричиняють цей процес.

Література до розділу 5

1. Конвенція Організації Об'єднаних Націй з морського права (ратифіковано Законом ВВР, 1999, N 31).
2. Техноекологія: навч. посібник / Масікевич Ю.Г., Гринь Г.І., Солодкий В.Д. та ін. – Чернівці: Зелена Буковина, 2006. – 192 с.
3. Клименко М.О., Залеський І.І. Техноекологія: підручник. / М.О. Клименко, І.І. Залеський. - Херсон: ОЛДІ ПЛЮС, 2017 - 348 с.
4. Дудник С.В., Євтушенко М.Ю. Водна токсикологія: основні теоретичні положення та їхнє практичне застосування [Монографія] / С.В.Дудник, М.Ю.Євтушенко. – К.: Вид-во Українського фітосоціологічного центру, 2013. – 297 с.
5. Ісаєнко В.М., Писиченко Г.В., Дудар Т.В. [та ін.] Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навч. посібник. - К.: Вид-во Нац. авіац. ун-ту «НАУ-друку», 2009. - 312 с.
6. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: Підручник. - К.: Аквдемія, 2006. - 359 с.

7. Постанова КМУ № 758 від 19.09.2018 р. «Порядок здійснення державного моніторингу вод».
8. Торонченко О.М. Навчальний Посібник до практичних занять із дисципліни «Екологічна стандартизація, сертифікація та маркування» для студентів спеціальностей 101 «Екологія» та 183 «Технології захисту навколишнього середовища» освітнього першого (бакалаврського) рівня вищої освіти усіх форм навчання / О.М. Торонченко, В.В. Рома, Ю.О. Чухліб. – Полтава: ПолтНТУ, 2018. – 114 с.
9. ГОСТ 17.1.3.08-82 Охрана природы. Гидросфера. Правила контроля качества морских вод.
10. Моніторинг довкілля: підручник / Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В.Б. та ін. За ред. В.М. Боголюбова і Т.А. Сафранова. – Херсон: Грінь Д.С., 2012. – 530 с.
11. Рациональное використання та відновлення водних ресурсів [Монографія] / За заг. ред. Фещенка В.П. – Житомир: Вид - во ЖДУ ім. І. Франка, 2016 – 250 с/.

Розділ 6. ДОСЛІДЖЕННЯ ҐРУНТУ

6.1. Сучасний стан ґрунтового покриття землі і антропогенний вплив на нього

6.1.1. Поняття, будова, склад ґрунту

Суша займає приблизно четверту частину Земної кулі і є осередком людського життя. Наявність ґрунтового покриття зумовила розмаїття рослинного і тваринного світу, він є джерелом корисних копалин, основою сільськогосподарського виробництва. Саме тому ґрунт піддається величезному антропогенному тиску, легко ушкоджується, порушується та відноситься до важко-відновних природних ресурсів.

Ґрунт – окреме природне утворення, формування якого є складним процесом взаємодії п'яти природних факторів ґрунтоутворення: клімату, рельєфу, рослинного і тваринного світу, ґрунтоутворюючих порід, часу.

Головною ознакою, яка відрізняє ґрунти від гірських порід, які формують основну частину літосфери (зовнішня тверда оболонка Землі, що охоплює всю земну кору й частину верхньої мантії і складається з осадових, вивержених і метаморфічних порід), є родючість.

Родючість – здатність ґрунту задовольняти потребу рослин в елементах живлення, воді, забезпечувати кореневі системи достатньою кількістю кисню, тепла для нормальної життєдіяльності.

Для порівняльних оцінок родючості ґрунту за їх природними особливостями (з урахуванням рівнів інтенсифікації землеробства) проводиться бонітування ґрунтів (лат. *Bonitas* – доброякісність) – порівняльне оцінювання родючості ґрунтів за їхніми природними особливостями та продуктивністю при певних рівнях інтенсифікації землеробства, виражене у балах. В Україні цей показник становить від 22-31 балів у дерново-підзолистих піщаних і глинисто-піщаних ґрунтах до 65-100 балів у чорноземах типових. Саме бонітування ґрунтів є однією з найважливіших підвалін головного документа, що визначає основні засади землекористування в Україні.

До складу ґрунту входять:

- *мінеральна основа*, яка становить 50-60 % загального складу (неорганічний компонент, який утворився з материнської породи в результаті вивітрювання);

- *органічна речовина* – до 10 % (утворюється при розкладі мертвих організмів і їх частин (листя, тварини));

- *повітря* – до 15-25 % (знаходиться в порах ґрунту і необхідне для існування кореневої системи рослин);

- *вода* – до 25-35 % (необхідна всім ґрунтовим організмам як розчинник речовин, яких потребують рослини).

Важливим компонентом ґрунту є гумус (перегній) – органічна речовина, що утворилася з решток відмерлих рослин під впливом діяльності мікроорганізмів, які переробляють їх, розкладають, збагачують вуглекислим газом, водою, сполуками Нітрогену та іншими речовинами.

Отже, ґрунт – це природно-історичне утворення, що розвивається, набуває певних ознак і властивостей та закономірно розміщується на земній поверхні. Різноманітність природних умов і ґрунтоутворюючих факторів формує дуже строкату картину ґрунтового покриву Землі. Ґрунти, починаючи від примітивних первинних, що формуються на вивітрений породі, до родючих чорноземів, поширені на суходолі.

6.1.2. Види, типи ґрунтів, їхня характеристика

Види ґрунтів різняться за мінералогічним складом, вмістом гумусу та поживних елементів, родючістю. В Україні налічується понад 38 основних типів ґрунту і кілька тисяч видозмін за еколого-генетичною класифікацією російського ґрунтознавця В. Докучаєва (1846-1903). Існує також міжнародна номенклатура продовольчої і сільськогосподарської організації ООН/ЮНЕСКО, де використовують назви ґрунтів, які характерні для певних країн (чорнозем, підзол, солонець, солончак) і синтезовані назви (придумані для ґрунтів), поширені на кількох континентах (флювісоль, грейсоль, андосоль, каштанозем та ін.).

Тип ґрунту – опорна, основна одиниця систематики ґрунтів, яка об'єднує ґрунти одного типу ґрунтоутворення, подібні за будовою генетичного профілю, процесами мінералізації органіки, біохімічними процесами, розміщенням у схожих природних умовах.

З усіх типів ґрунтів найродючішими є чорноземи (еталон родючості), вони займають до 60 % усіх сільськогосподарських угідь України і розташовані в межах лісостепу і степу. Вміст гумусу в цих ґрунтах становить 4-9 %, їх товщина сягає 1-1,5 м. До 18,5 % площ орних земель припадає на дерново-підзолисті, дернові і сірі лісові ґрунти, які формувалися в умовах надмірної зволоженості, в них мало гумусу, вони переважно кислі, але мають високу природну родючість. Великі площі припадають на бурі лісові і буро-підзолисті ґрунти, поширені в межах лісової смуги вертикальних зон Карпат, Криму, Передкарпаття і Закарпаття, та лучні болотні ґрунти, які трапляються в захисних і північних районах України. Загалом ґрунти України наділені високою природною родючістю.

Ґрунтовий покрив України має виразний зональний характер, з чітким відокремленням найпоширеніших типів.

Дерново-підзолисті та дернові ґрунти поширені у поліській частині України. Вони утворюються переважно на піщаній основі за надмірного зволоження (окремими фрагментами у Західному та Малому Поліссі при неглибокому заляганні крейди трапляються перегнійно-карбонатні ґрунти – так звані рендзини). Усі різновиди ґрунтів цієї групи характеризуються незначним вмістом гумусу, несприятливими водно-фізичними властивостями, зокрема підвищеною кислотністю і низькою родючістю (виняток становлять рендзини, які належать до найродючіших ґрунтових видозмін).

Сірі лісові ґрунти домінують у південних районах Полісся та на північних околицях лісостепу, їх розглядають як перехідні до чорноземів і, залежно від переважаючих умов ґрунтоутворення (лісових або степових), поділяють на ясно-сірі, сірі та темно-сірі підтипи. Сірі ґрунти теж мають незначний вміст гумусу і підвищену кислотність.

Чорноземи простягаються широкою смугою від Карпат до східних кордонів України, охоплюючи основну частину лісостепу і північ степової зони. Формуючись на відкладах лісового комплексу за сприятливих кліматичних умов (достатньо теплих і зволжених), чорноземи відрізняються підвищеним вмістом гумусу (4-9 %) і є найродючішими ґрунтами. Залежно від зміни природних умов (передусім зволоження) сформувалися різні види чорноземів: у Лісостепу домінують чорноземи опідзолені і типові мало- і середньогумусні, у північному Степу – чорноземи звичайні, у центральному Степу – чорноземи південні.

Темно-каштанові ґрунти формуються в сухих умовах південної частини степової зони (перехідні від південних чорноземів до каштанових ґрунтів), у найпосушливіших умовах Присивашся та на окремих ділянках Причорноморської і Приазовської низовин, вони поступаються справжнім каштановим ґрунтам з виразними ознаками солонцюватості.

Солончі та солончаки становлять особливу групу ґрунтів у посушливих степах України. Солончі характеризуються незначною водопроникністю і наявністю ущільненого солонцевого горизонту, сформованого нагромадженням натрієвих солей при інтенсивному капілярному піднятті і наступному випаровуванні мінералізованих ґрунтових вод. Фрагментарне, з інтенсивним засоленням, солончі поступаються справжнім солончакам. Поряд з природними особливостями степу (плоский рельєф, незначна кількість атмосферних опадів, південне випаровування тощо), надмірному засоленню ґрунтів та утворенню солонців і навіть солончаків сприяють нерозважлива господарська діяльність, зокрема непродумана організація зрошувальних робіт.

Буро-лісові (буроземи) та буро-підзолисті ґрунти, які формуються за відносно теплого і достатньо вологого клімату під листяними або хвойними лісами, поширені у гірських районах та передгір'ях українських Карпат і

Криму. Вони вирізняються грудкуватою або горіховою структурою і підвищеною кислотністю.

Лучні та болотні ґрунти, що формуються в умовах значного та надмірного зволоження, поширені у північних та західних регіонах України, де вони характеризуються розвитком процесів оглеєння. Проте трапляються подібні ґрунти і на окремих локаліях лісостепової і навіть степової зон (на заплавах річок, у глибоких ярах, балках та інших депресіях поверхні), де їх утворення супроводжується процесами засолення.

Рівень гумусності ґрунтів теж має зональну залежність. Так, якщо дерново-підзолисті ґрунти Полісся характеризуються невисоким вмістом гумусу (0,7-2,0 %), а у Лісостепу гумусність зростає від 1,0-2,5 % в ясно-сірих ґрунтах до 4,0-6,0 % у чорноземах типових, то в чорноземному Степу кількість гумусу знижується в протилежному напрямку – з півночі на південь – від 6,0 до 1,5 %. Протягом останніх десятиріч в Україні спостерігається стала тенденція до зниження вмісту гумусу в ґрунтах, що пояснюється як природними процесами (насамперед, ерозійно-дефляційними), так і спрацюванням гумусу в процесі інтенсифікації сільськогосподарського виробництва. За даними спостережень, протягом останніх 30 років середньорічні втрати гумусу на Поліссі становлять 0,1 т/га; у Лісостепу – 0,8; у Степу – 0,4 т/га, чим і пояснюється нагальна необхідність реалізації наукових розробок щодо відновлення родючості ґрунтів, запропонованих науковцями і практиками України та з успіхом апробованих у різних природних зонах та на різних ґрунтових відмінах.

У сільському господарстві ґрунт є основним засобом виробництва, важливою ознакою якого є саме родючість. Людина, використовуючи ґрунт, змінює і за допомогою обробітку, внесення добрив, запровадження сівозмін, зрошення тощо. Залежно від способу використання ґрунт може поліпшуватися, ставати більш родючим або навпаки [1].

6.1.3. Загальний баланс земельних ресурсів світу

Зараз однією із основних проблем людства є охорона і раціональне використання земель, тому що до 98 % продуктів харчування населення Землі отримує за рахунок обробітку землі, а за своє існування людство втратило до двох мільярдів гектарів родючих земель.

Земельний фонд становить 13392 млн. га, тобто приблизно чверть всієї поверхні Земної кулі (рис. 6.1).

Земельні ресурси світу поділяють на продуктивні, малопродуктивні та непродуктивні землі. Сільськогосподарські землі займають третю частину земельного фонду. Основним постачальником продуктів харчування є орні землі. Сьогодні можливостей для розширення орних площ практично не залишилося. Навпаки, у багатьох країнах відбувається їх неухильне скорочення за рахунок деградації ґрунтів, опустелювання, а збільшення

обсягу продовольчих ресурсів за останні десятиліття досягнуто за рахунок інтенсифікації сільського господарства. За даними ФАО (FAO – Food and Agriculture organization UN – спеціалізована установа ООН, створена у 1945 р., яка займається питанням продовольчих ресурсів та розвитку сільського і промислового господарств у світі), приблизно половина населення планети не отримує повноцінного харчування, від недоїдання щороку страждає до 800 млн. людей, які проживають в Африці, і Південній Америці, і Південно-Східній Азії, і лише такі країни, як Австралія, Канада, Нова Зеландія, США, ПАР забезпечують своє населення продуктами харчування власного виробництва.

Задля збереження світового земельного фонду необхідно раціонально використовувати продуктивні землі, вживати заходів щодо охорони ґрунтового покриву, боротися з деградацією ґрунтів.

Деградовані ґрунти – ґрунти, що втратили або істотно зменшили свою родючість чи відчутно погіршили окремі властивості під впливом несприятливих природних або антропогенних чинників.

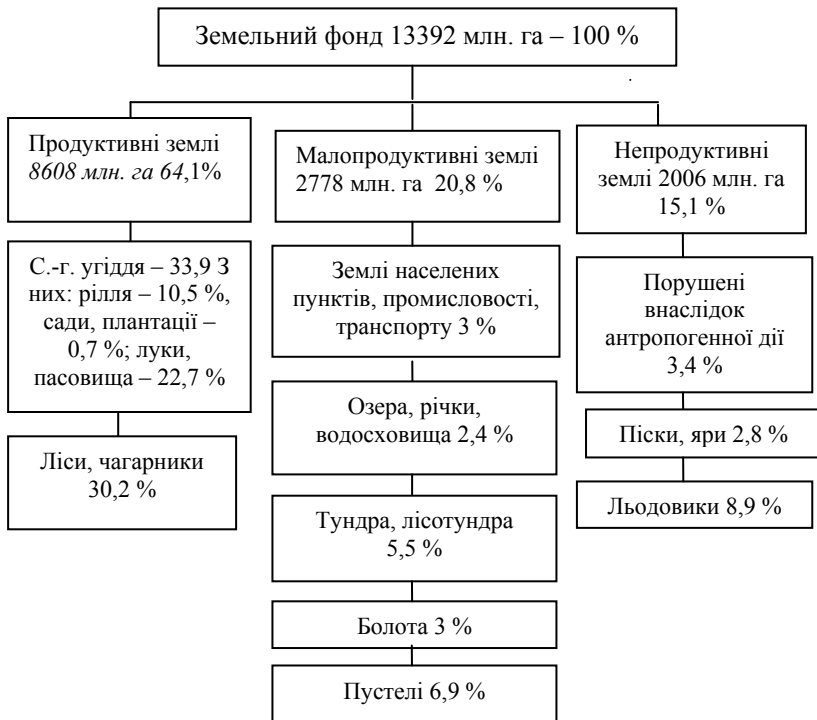


Рис. 6.1. Загальний баланс земельних ресурсів світу [1]

Основними причинами погіршення якості земель є *природні стихійні лиха* (вулкани, землетруси, затоплення) і *антропогенні фактори* (цілеспрямована діяльність людини):

- 1) порушення правил агротехніки та сівозміни;
- 2) вирубування охоронних лісів;
- 3) розорювання схилів;
- 4) неправильне ведення гідротехнічних меліорацій;
- 5) надмірний випас худоби;
- 6) забруднення ґрунтів різними речовинами в результаті сільськогосподарської діяльності;
- 7) безпідставне вилучення сільськогосподарських земель.

Природа у процесі еволюції виробила механізм самовідновлення ґрунтів і оптимального пристосування до несприятливих умов. Сьогодні техногенні навантаження зростають до розмірів, які переважають поріг стійкості ґрунтів. Відновлення природних ресурсів природним шляхом уже неможливе. Оскільки зменшити, або хоча б стабілізувати техногенне навантаження практично неможливо, відбуваються незворотні негативні зміни у стані земельних ресурсів. Наймасштабнішу шкоду земельним ресурсам завдають процеси ґрунтової ерозії, опустелювання, засолення.

Ґрунтова ерозія (лат. *erosio* – роз'їдання) – руйнування та вилучення ґрунтів і підстиляючих материнських порід під дією вітру, атмосферних опадів і спричинених ними схилових потоків, наслідком чого є деградація ґрунтів, забруднення водного і повітряного басейнів.

6.2. Наукові, правові і організаційні засади створення ґрунтового моніторингу

6.2.1. Необхідність здійснення ґрунтового моніторингу, його завдання

Широкомасштабний екологічний моніторинг, як система спостережень, оцінювання та прогнозування досліджуваного об'єкта, завданням якої є розробка раціональних управлінських рішень, дає змогу отримати фактичні дані про стан і динаміку екосистем.

Ґрунтовий моніторинг – важлива складова загального екологічного моніторингу, якому приділяють велику увагу в розвинутих країнах.

Визначення *ґрунтового моніторингу*, або моніторингу земель наведено в ст. 191 Земельного кодексу України [2], згідно з якою моніторинг земель являє собою систему спостережень за станом земель, яка має на меті своєчасне виявлення змін у стані земель, їх оцінки, відвернення та ліквідації наслідків негативних процесів.

За масштабами спостережень та узагальненнями отриманої інформації виділяють *локальний, регіональний і глобальний* види моніторингу ґрунтів. Контролювання їх стану дає змогу отримати дані про середовище або конкретну його складову в зонах активної виробничої діяльності людини.

Потреба у здійсненні моніторингу ґрунтів зумовлена винятковою важливістю підтримки компонента природного середовища, зокрема ґрунтового покриву, в стані, за якого він зберігає здатність до регуляції циклів біофільних елементів як основи життєдіяльності людини та біосфери загалом. В усьому світі антропогенний чинник за останні десятиріччя значно посилив фізичну, фізико-хімічну, біологічну, ерозійну деградацію ґрунтів, забруднення екотоксикантами. Ґрунтовий моніторинг не тільки забезпечує контролювання антропогенних впливів, а й запобігає його негативним наслідкам.

Моніторинг ґрунтів усі розвинуті країни здійснюють на основі рекомендацій Організації Об'єднаних Націй з 60-70 років минулого століття, зважаючи на власні національні особливості. Як правило, ґрунтовий моніторинг проводять у проблемних регіонах.

Системи моніторингу основані на спостереженнях, дослідженнях, оцінюванні, прогнозуванні, оптимізації родючості ґрунтів, урожайності рослинності; особлива увага приділяється ерозії ґрунтів і опустелюванню [1, 3].

Практика розвинутих країн свідчить, що ґрунтово-екологічний моніторинг як складова моніторингу довкілля, дає змогу істотно підвищувати продуктивність ґрунтів, віддачу від засобів індустріалізації, поліпшувати якість сільськогосподарської продукції.

Вперше ведення моніторингу земель в Україні було передбачено Земельним кодексом, прийнятим 18.12.1990 р. № 561-XII. Фактично систематичні спостереження за станом земельних ресурсів розпочали здійснюватися в нашій країні після затвердження постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.1993 р. № 661 Положення про моніторинг земель [3].

Правове регулювання здійснення моніторингу земель відбувається на підставі положень Земельного кодексу України [2]; Закону України «Про охорону навколишнього природного середовища» від 25.06.1991 р. № 1264-XII [5], «Про охорону земель» від 19.06.2003 р. № 962-IV [6], «Про меліорацію земель» від 14.01.2000 р. № 1389-XIV [7], «Про державний контроль за використанням та охороною земель» від 19.06.2003 р. № 963-IV [8], Положенням про моніторинг земель, затвердженим постановою Кабінету Міністрів України від 20.08.1993 р. № 661 [4] та інших нормативних актів.

Згодом відбувається деталізація правового регулювання моніторингу земель [9]. Сьогодні в Україні система спостережень за окремими складовими навколишнього середовища діє в гідрології, метеорології, агрохімії, ґрунтознавстві, лісництві тощо. Однак, системи відомих засобів

моніторингу стану ґрунтового покриву мають низку істотних недоліків: відсутність комплексної організації робіт на державному рівні (розрізненість та методична несумісність, відсутність позавідомчої мережі центрів розробки ґрунтово-екологічної інформації та алгоритмів її опрацювання; застарілість методичного та інформаційного забезпечення робіт на галузевих рівнях, відсутність еталонних зразків тощо).

Оперуючи наявною науковою інформацією про деградаційні процеси і вміст у ґрунті екотоксикантів, неможливо виробити чіткі управлінські рішення як на державному, так і на регіональному рівнях, оскільки вона лише відображає справжню сутність і масштаби природних та антропогенних процесів у ґрунтовому покриві [1, 3].

Відповідно до «Положення про державну систему моніторингу довкілля» [10], моніторинг ґрунтів слід здійснювати за загальнодержавною та регіональними (місцевими) програмами, які визначають спільні дії центральних і місцевих органів виконавчої влади, узгодженні з метою і завданнями щодо охорони навколишнього середовища, екологічної безпеки та раціонального природокористування.

6.2.2. Мета, функції, об'єкти та суб'єкти ґрунтового моніторингу

Земельним кодексом України передбачено проведення моніторингу ґрунтового покриву як основи практичних заходів щодо екологічного оздоровлення ґрунтів.

Такий моніторинг покликаний забезпечити:

- дотримання здатності ґрунтів до регуляції циклів ліофільних елементів;
- контролювання і запобігання негативного розвитку процесів ґрунтоутворення, які проявляються в дегуміфікації, ерозії, переущільненні, підтопленні, засоленні тощо;
- поліпшення родючості ґрунтів, віддачі від меліорації і хімізації та підвищення якості сільськогосподарської продукції;
- розробка критеріїв загальної оцінки сучасного стану ґрунтового покриву.

Процес моніторингу земель включає в себе ряд послідовних стадій, а саме збирання, оброблення, передавання, збереження та аналіз інформації про стан земель, прогнозування їх змін і розроблення науково обґрунтованих рекомендацій для прийняття рішень щодо запобігання негативним змінам стану земель та дотримання вимог екологічної безпеки. Інформація, яка збирається та зберігається у системі моніторингу, використовується органами державної влади та органами місцевого самоврядування для розроблення науково обґрунтованих рекомендацій і в процесі своєчасного прийняття рішень щодо поліпшення охорони земель, а

також дає можливість пред'являти до землевласників та землекористувачів вимоги щодо усунення правопорушень щодо забруднення, виснаження, псування земель.

У зв'язку з цим на законодавчому рівні встановлюється певний порядок проведення моніторингу земель, який передбачає наступне:

- 1) виконання спеціальних зйомок і обстежень земель;
- 2) виявлення негативних факторів, вплив яких потребує здійснення контролю;
- 3) оцінка, прогноз, запобігання впливу негативних процесів.

Залежно від цілей спостережень та територій, які він охоплює, моніторинг земель може бути національним, регіональним та локальним: національний – на всіх землях у межах території України; регіональний – на територіях, що характеризуються єдністю фізико-географічних, екологічних та економічних умов; локальний – на окремих земельних ділянках та в окремих частинах (елементарних структурах) ландшафтно-екологічних комплексів.

Спостереження за станом земель і ґрунтів та вмістом у них забруднювальних речовин здійснюють 6 суб'єктів моніторингу: МНС, Мінприроди, МОЗ, Мінагрополітики, Держкомлісгосп, Держкомзем України [11].

Відповідно до положень ст.ст. 16-18 Закону України «Про охорону земель» [7] та ч. 5 ст. 191 Земельного кодексу України [4] проведення моніторингу земель покладається на Державне агентство земельних ресурсів України за участю центрального органу виконавчої влади, що реалізує державну політику у сфері охорони навколишнього природного середовища, яким є Міністерство екології та природних ресурсів України, а безпосередньо – Державною екологічною інспекцією України.

З огляду на охорону якісного стану земель складовою моніторингу земель є моніторинг родючості ґрунтів. Моніторинг ґрунтів на землях сільськогосподарського призначення проводить Міністерство аграрної політики та продовольства України у взаємодії з іншими виконавцями, а саме: Міністерством екології та природних ресурсів України, Державним агентством земельних ресурсів України, науково-дослідними установами Національної академії аграрних наук України землеохоронного профілю.

Моніторинг ґрунтів на землях сільськогосподарського включає наступне:

- 1) агрохімічне обстеження ґрунтів;
- 2) контроль змін якісного стану ґрунтів;
- 3) агрохімічну паспортизацію земельних ділянок [9].

Об'єктами моніторингу є всі ґрунти земельного фонду незалежно від форм власності на землю, всі види і рівні антропогенного навантаження. Постійними об'єктами контролю є природні об'єкти (ліси, заповідники), еталонні об'єкти високого рівня сільськогосподарського використання ґрунтів (держсортдільниці, варіанти стаціонарних дослідів, поля

господарств, де запроваджено контурно-меліоративну систему землеробства), звичайні господарства.

6.2.3. Структура служби моніторингу ґрунтів

Забезпечує виконання завдань моніторингу ґрунтів низка організацій (рис. 6.2). Відстежують мозаїчність ґрунтового покриття і рівні антропогенних дій в Україні 354 пункти спостереження.

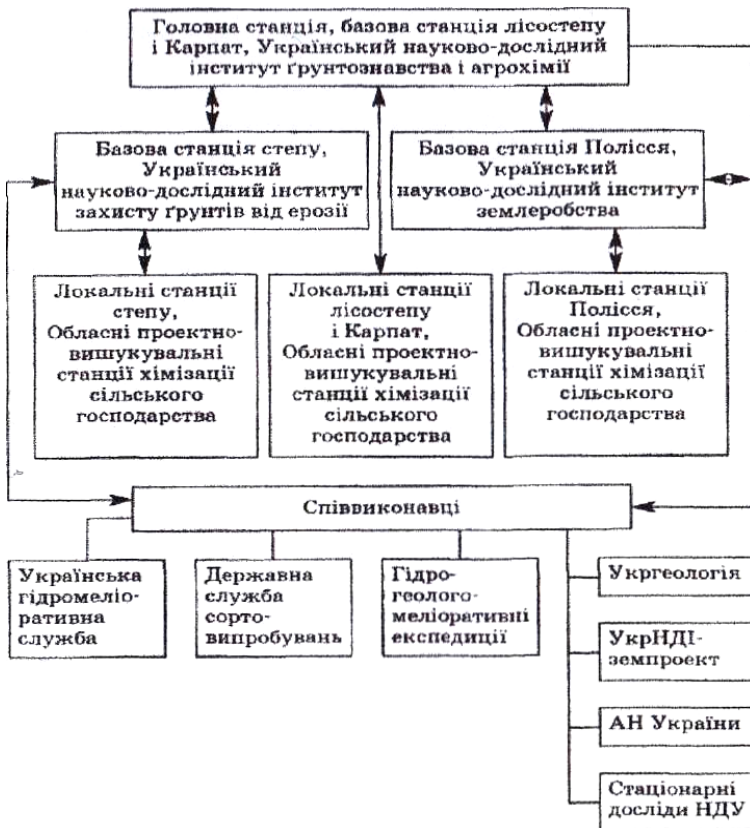


Рис. 6.2. Структура служби моніторингу ґрунтів

Для автоматизованого оброблення даних і надання користувачам необхідної інформації створена головна станція з інформативно-обчислювальним комплексом (при УкрНДІ ґрунтознавства і агрохімії імені

О. Соколовського) та дві базові станції: при УкрНДІ землеробства (Полісська) і при УкрНДІ захисту ґрунтів від ерозії (степова). Експедиційні, польові та аналітичні роботи здійснюють проектно-дослідницькі станції хімізації (локальні станції в ґрунтових провінціях).

Гідрогеологомеліоративні експедиції Держкомітету з водного господарства здійснюють моніторинг ґрунтів меліоративного фонду, іригаційної ерозії; гідрометеостанції забезпечують кліматичною інформацією і оцінюють післядію злив пилових бур; УкрНДІ «Укрземпроект» та його філіали забезпечують вихідну інформацію і контролюють землевикористання; Укргеологія контролює забруднення порід і вод, геологічну та техногенну ерозію. Держсортимережа і дослідні станції надають для моніторингу спеціальні варіанти дослідів.

Обґрунтований вибір пунктів спостережень, їх репрезентативність відповідно до ґрунтово-географічного районування, комплексні спостереження і дослідження, їх координату й узагальнення передбачають науково-організаційні принципи організації ґрунтового моніторингу.

6.3. Організація спостережень і контролю за рівнем забруднення ґрунтів

6.3.1. Основні принципи спостережень за рівнем хімічного забруднення ґрунту

Негативні наслідки антропогенного забруднення ґрунтів проявляються як на регіональному, так і на глобальному рівнях. Тому, розробка програм спостережень за хімічним забрудненням ґрунту є актуальним завданням. Складання таких програм передусім потребує адекватної оцінки сучасного стану ґрунту та прогнозу його змін. Необхідну інформацію отримують за допомогою системи спостережень, яку здійснюють з метою виконання таких завдань:

1. Реєстрація наявного рівня хімічного забруднення ґрунтів; виявлення географічних закономірностей та динаміки тимчасових змін забруднення ґрунтів залежно від їх розміщення та технологічних параметрів джерел забруднення;
2. Прогнозування змін хімічного складу ґрунтів у майбутньому та оцінювання можливих наслідків забруднення ґрунтів;
3. Обґрунтування складу та характеру заходів щодо регулювання можливих негативних наслідків забруднення ґрунтів і заходів, спрямованих на корінне поліпшення забруднених ґрунтів;
4. Забезпечення зацікавлених організацій інформацією про рівень забруднення ґрунтів.

Зміст і характер проведення спостережень за рівнем забруднення ґрунтів та їх картографування у різних (сільських або міських) умовах мають певні особливості.

Залежно від завдань, які необхідно виконати, відокремлюють такі види спостережень:

1. Режимні спостереження (систематичні спостереження за рівнем вмісту хімічних речовин у ґрунтах протягом визначеного часу)

2. Комплексні спостереження (охоплює дослідження процесів міграції забруднюючих речовин у системі «атмосферне повітря» - «ґрунт», «ґрунт - рослина», «ґрунт - вода», «ґрунт - відклади дна»).

3. Вивчення вертикальної міграції забруднюючих речовин в ґрунтах.

4. Спостереження за рівнем забруднення ґрунтів у визначених, відповідно до запитів певних організацій, пунктах.

На підставі спостереження за рівнем забруднення ґрунтів одержують інформацію не тільки про ступінь їх хімічного забруднення, а й з'ясовують тенденції розвитку процесів і прогнозують зміни забруднення під дією різноманітних факторів.

6.3.2. Вибір ділянок спостереження

Перед здійсненням польової програми спостережень за рівнем забруднення ґрунтів у природних і сільськогосподарських ландшафтах необхідно провести планування робіт, тобто визначити приблизну кількість точок відбору ґрунтів, які дадуть основний фізичний матеріал, скласти схему їхнього територіального розміщення, намітити польові маршрути або послідовність обробки площ, установити календарні терміни виконання завдання. Крім цього варто перевірити наявність і якість топографічного матеріалу, а також тематичних карт (ґрунтових, геоботанічних, геологічних, геохімічних і ін.). Необхідно зібрати відомості про джерела забруднення ґрунтів на території (розташування, використовувана сировина, обсяг виробництва, відходи), а також установити зв'язок з установами, що зацікавлені в обстеженнях.

У зв'язку з нерівномірним забрудненням докільля актуальним є закладення стаціонарних майданчиків екологічних досліджень у межах адміністративних районів за трьома методами.

За *першим методом* як основу розміщення сітки стаціонарних майданчиків застосовують розу вітрів, орієнтуючись на 2-3 напрямки. На карту у відповідному масштабі у підвітряному напрямку наносять прямі лінії (протилежні напрямку вітру) з позначенням відстаней від джерела забруднення (0,5, 1, 5, 10, 20, 30, 50 км). У цих точках закладають постійні або тимчасові ділянки екологічних досліджень.

Згідно з *другим методом* майданчики екологічних досліджень розташовують на перетині ліній двокілометрової сітки на ґрунтовій карті.

Відповідно до *третього методу* на ґрунтову карту наносять основний напрямок вітру та проводять радіуси відповідних румбів. Потім окреслюють дуги на віддалі 2, 3, 4, 5 км від джерела забруднення. Віддалі між радіусами повинна бути не більша як 22,5°. У точках перетину радіусів і дуг закладають стаціонарні майданчики або відбирають проби згідно ГОСТ 17.4.4.02.17, ДСТУ 4287:2004, ДСТУ ISO 10381-2:2004.

Як правило, ґрунтові проби відбирають на віддалі 5-50 км від джерела забруднення по осі переносу повітряних мас, за переважаючими напрямками розсіювання викидів. У зонах дії основних автомагістралей проби відбирають в межах 10-200 м, селищних доріг – 5-50 м від дороги. Опорні розрізи закладають на глибині 2 м або до рівня ґрунтових вод, загальні розрізи – до глибини 30 см. Проби сухих ґрунтів відбирають у полотняні щільні мішечки, мокрі – в поліетиленові, які після доставки в лабораторію негайно сушать у приміщенні, що добре провітрюється й аналізують.

Здійснення моніторингу ґрунтів у такий спосіб дає змогу виявити локальні ділянки забруднення ґрунтів і визначити рівень їх забруднення певними хімічними речовинами, встановити джерела забруднення ґрунту, дослідити міграційні особливості шкідливих речовин у ґрунті та розробити комплекс заходів, спрямованих на поліпшення екологічної ситуації [1].

Спостереження за рівнем забруднення ґрунтів в містах і на навколишній території носять характер експедиційних робіт і тому містять у собі всі заходи щодо підготовки до них. Час проведення експедиційних робіт і відбору проб ґрунтів не має значення. Однак, зручніше збір матеріалів проводити в суху пору року, у період збирання врожаю основних сільськогосподарських культур, тобто влітку і на початку осені. При розгорнутих стаціонарних спостереженнях відбір проб проводиться незалежно від часу експедиційних робіт. Повторні спостереження за рівнем забруднення ґрунтів раніше обстежених територій здійснюються через 5-10 років.

При виборі ділянок спостереження на територіях, використовуваних сільським господарством, вихідним робочим документом служить топографічна основа визначеного масштабу (як правило 1:10000). Контури (схема) міста (селищного пункту) чи промислового комплексу розміщуються, як правило, у центрі плану місцевості, який Perezнімається з топографічної основи. З геометричного центра (місто, промисловий комплекс, завод і т.д.) за допомогою циркуля наносяться кола на таких відстанях: 0,2; 0,5; 1,0; 1,5; 2; 3; 4; 5; 8; 10; 20; 30; 50 км, тобто позначається зона можливого забруднення ґрунтів хімічними елементами. Довжина зони забруднення ґрунтів визначається швидкістю і частотою вітрів даного румба (розою вітрів), характером викидів в атмосферу (густиною речовини, дисперсністю часток), висотою труб, рельєфом території, рослинністю і т.д. Значна кількість тонкодисперсних аерозолів і газів, що містять

забруднюючі речовини, залишається в атмосфері, переноситься на великі відстані і надходить у глобальний кругообіг на планеті.

На підготовлений у такий спосіб план місцевості наносяться контури багаторічної рози вітрів по 8-16 румбам. Найдовший вектор, що відповідає найбільшій повторюваності вітрів, відкладається в підвітряний бік; його довжина складає 25-30 см, тобто 25-30 км. Таким чином, у контур, утворений розою вітрів, схематично включається територія найбільшого забруднення важкими металами (рис. 6.3).

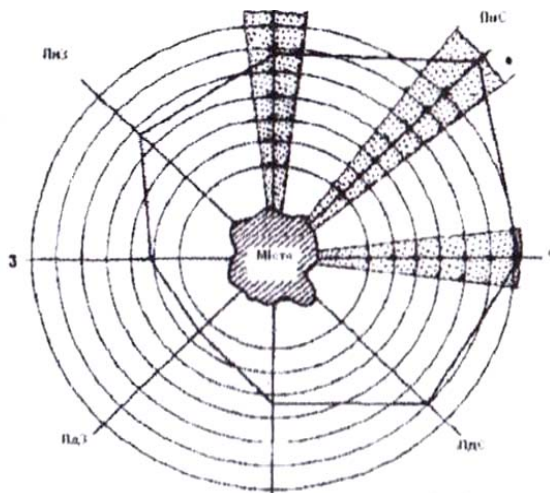


Рис. 6.3. Схема розміщення ключових ділянок при спостереженні за рівнем забруднення ґрунтів навколо промислового центра

У напрямку радіусів будуються сектори шириною 200-300 м поблизу джерел забруднення з поступовим розширенням до 1-3 км; у місцях перетину осей секторів з колами розташовуються ключові ділянки, на них – мережа опорних розрізів, пункти і майданчики відбору проб [12].

6.3.3. Рекогносцирувальне обстеження місцевості

Щоб глибше зрозуміти взаємозв'язок між ґрунтами, природними і господарськими умовами району, проводиться попереднє *рекогносцирувальне обстеження* місцевості. Під час рекогносцировки перевіряються і закріплюються відомості з літератури або інших джерел, формуються особисті погляди і закріплюються в пам'яті багато важливих особливостей об'єкту майбутніх обстежень. Рекогносцирувальні обстеження проводяться маршрутним шляхом, більш-менш докладно в залежності від природної

складності території, ступеня її вивченості, площі і масштабу обстежень. При детальних обстеженнях забруднення ґрунтів навколо одиничного джерела забруднення досить один-два рази перетнути ділянку (рис. 6.4, А). При великих площах (обстеження сільськогосподарських полів, місцевості навколо міст і т.д.) рекогносцирувальне обстеження вимагає значних зусиль і часу, щоб охопити маршрутами місцевість, перетинаючи її за головними орографічними елементами (рис. 6.4, Б).

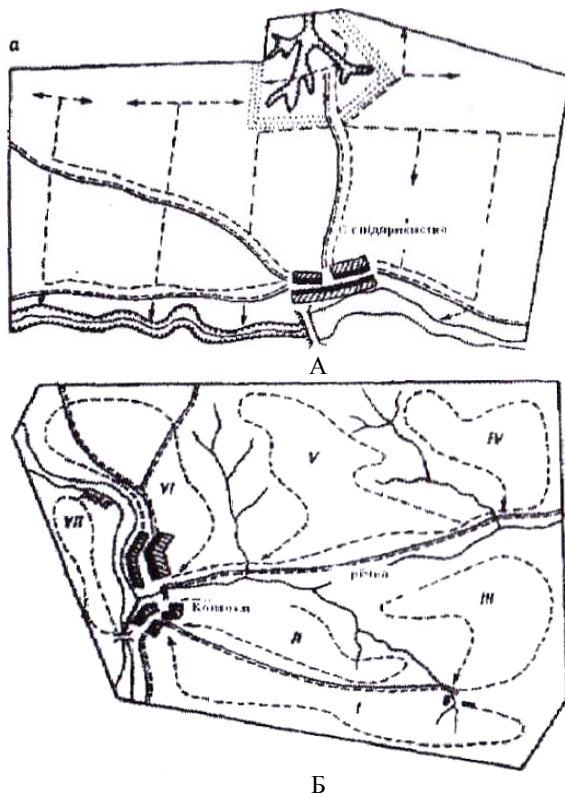


Рис. 6.4. Маршрути рекогносцирувальних обстежень території при спостереженні за рівнем забруднення ґрунтів:
А– при детальних обстеженнях; Б– при обстеженнях на значних площах

У результаті рекогносцировки виявляються основні ландшафтні особливості території, загальні закономірності просторових змін ґрунтового покриву, головні форми ґрунтоутворення й ін. Паралельно йде ознайомлення з місцевим фондовим матеріалом, збираються відомості про

клімат і мікроклімат, про погодні умови останніх років, про захворювання людей, причина яких – підвищений вміст забруднюючих речовин в екосистемі. Деяка витрата робочого часу на рекогносцирувальне обстеження території до початку основних робіт, як правило, окупається економією сил і часу в наступному проведенні польових робіт.

6.3.4. Визначення ключової ділянки

При оцінці ступеня забруднення території забруднюючими речовинами через надзвичайно велику трудомісткість і вартість не завжди потрібна суцільна зйомка забруднених ґрунтів. Доцільніше і економічніше простежити шляхи повітряного і водного забруднення ґрунтів, аналізуючи об'єднані зразки з верхніх шарів ґрунтів із майданчиків. Більш детальне дослідження потрібно проводити на ключових ділянках, розташованих у секторах-радіусах уздовж переважних повітряних потоків.

Ключова ділянка – ділянка (площа 1-10 га), яка характеризує типові поєднання ґрунтових умов і умов рельєфу, рослинності та інших компонентів фізико-географічного середовища.

Основну частку ключових ділянок варто розташовувати в напрямку двох екстремальних променів (румбів) рози вітрів. При нечітко вираженій розі вітрів ділянки повинні характеризувати територію рівномірно в напрямку всіх румбів рози вітрів. Якщо є підстава думати, що міграція забруднюючих речовин пов'язана з водними потоками, то напрямком променів потрібно погоджувати з вектором водної міграції. Загальна кількість ділянок дорівнює 15-20.

Вивчення процесів забруднення ґрунтів на ключових ділянках проводиться значно більш детально, ніж на іншій території; воно вимагає багато часу. Ключові ділянки розміщують на обстежуваній території так, щоб вони характеризували всі можливі ландшафтно-геохімічні умови, розмаїтість генезису, складу і сполучення ґрунтів, типові біоценози і фонові і техногенні ділянки [1].

6.4. Відбір, транспортування і зберігання проб ґрунту

6.4.1. Види проб. Методика відбору проб

Відбір проб проводять для контролю забруднення ґрунтів і оцінки якісного стану ґрунтів. Правила, послідовність і настанови щодо відбору, оброблення та зберігання ґрунту для дослідження аеробних мікробіологічних процесів у лабораторії; методи відбирання і підготовки проб для хімічного, бактеріологічного і гельмінтологічного аналізу встановлюються стандартами ГОСТ 17.4.4.02.17 [13],

ДСТУ 4287:2004 [14], ДСТУ ISO 10381-2:2004 [15], Інструкцією з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами [16], Інструкція з відбору і підготовки проб води та ґрунту для проведення вимірювань в лабораторіях Держводгоспу України (ВНД 33-1.1-17-2001) [17].

Відбір проб для *хімічного, бактеріологічного і гельмінтологічного аналізів* проводять не менше 1 разу на рік. Для контролю забруднення важкими металами відбір проб проводять не менше 1 разу в 3 роки.

Для контролю забруднення ґрунтів *дитячих садків, лікувально-профілактичних установ і зон відпочинку* відбір проб проводять не менше 2 разів у рік – навесні і восени.

При вивченні *динаміки самоочищення* відбір проб проводять протягом першого місяця щотижня, а потім щомісячно на протязі вегетаційного періоду до завершення активної фази самоочищення.

На території, що підлягає контролю, проводять рекогносцирувальні виїзди. За даними рекогносцирувального виїзду і на підставі наявної документації заповнюють паспорт обстежуваної ділянки і роблять опис ґрунтів.

При контролі забруднення ґрунтів підприємствами промисловості пробні ділянки намічають уздовж векторів "рози вітрів".

При неоднорідному рельєфі місцевості пробні ділянки розташовують за елементами рельєфу.

На карти або плани наносять розташування джерела забруднення, пробних майданчиків і місць відбору точкових проб.

Пробні майданчики закладають на ділянках з однорідним ґрунтовим і рослинним покривом, а також з урахуванням господарського використання ґрунтів.

Для контролю забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь, у залежності від характеру джерела забруднення, оброблюваної культури і рельєфу місцевості на кожні 0,5-20,0 га території, закладають не менше *одного пробного майданчика* розміром не менше 10х10 м.

Для контролю санітарного стану ґрунту в зоні впливу промислового джерела забруднення пробні майданчики закладають на площі, рівній 3-кратній величині санітарно-захисної зони.

Для контролю санітарного стану ґрунтів на території розташування дитячих садів, ігрових майданчиків, вигрібних ям, сміттєвих контейнерів і інших об'єктів, що займають невеликі площі, розмір пробного майданчика повинен бути *не більше 5х5 м*.

Відбір проб проводиться з урахування *вертикальної структури, неоднорідності покриву ґрунту, рельєфу і клімату місцевості, а також з урахуванням особливостей забруднюючих речовин чи організмів*.

Відбір проб проводиться на пробних майданчиках, які закладаються так, щоб виключити перекручування результатів аналізів під впливом навколишнього середовища.

При необхідності одержання порівняльних результатів, проби незабруднених і забруднених ґрунтів відбирають в ідентичних природних умовах.

При загальному забрудненні ґрунтів пробні ділянки намічають за координацією сітки, указуючи їхні номери і координати.

Пробні майданчики на ґрунтах, забруднених приблизно рівномірно, намічають за координаційною сіткою з рівними відстанями.

Пробні майданчики на ґрунтах, забруднених приблизно нерівномірно, намічають за координаційною сіткою з нерівномірними відстанями між лініями. Відстані між лініями сітки намічаються з урахуванням відстані від джерела забруднення і переважного напрямку вітру.

При забрудненні ґрунту патогенними організмами і вірусами, що містяться у твердих чи рідких відходах населених пунктів або тваринницьких комплексів, пробні майданчики наносяться на координатну сітку з урахуванням розподілу цих речовин на площі.

При *локальному забрудненні* ґрунтів для визначення пробних майданчиків застосовують систему концентричних кругів, розташованих на диференційованих відстанях від джерела забруднення, указуючи номери кругів і азимут місця відбору проб. У напрямку основного поширення забруднюючих речовин систему концентричних кругів продовжують у вигляді сегмента, розмір якого залежить від ступеня поширення забруднення.

Проби відбирають за профілем з ґрунтових горизонтів шарів з таким розрахунком, щоб у кожному випадку проба була частиною ґрунту, типового для генетичних горизонтів чи шарів даного типу ґрунту.

Точкові проби відбирають на пробному майданчику з одного чи декількох шарів або горизонтів методом «конверта», за діагоналлю або будь-яким іншим способом з таким розрахунком, щоб кожна проба була частиною ґрунту, типовою для генетичних горизонтів або шарів даного типу ґранту.

Точкові проби відбирають ножем або шпателем з прикопок або ґрантовим буром.

Об'єднану пробу складають шляхом змішування точкових проб, відібраних на одному пробному майданчику.

Для хімічного аналізу об'єднану пробу складають не менше, ніж з п'яти точкових проб, узятих з одного пробного майданчика. Маса об'єднаної проби повинна бути не меншою 1 кг.

У залежності від мети дослідження розмір пробного майданчика, кількість і вид проби повинні відповідати зазначеним у табл. 6.1.

При дослідженні забруднень ґрунтів сільськогосподарських угідь патогенними організмами і вірусами проби відбирають з орного горизонту з глибини від 0 до 5 см і від 5 до 20 см.

Розміри пробних майданчиків у залежності від мети дослідження

Мета дослідження	Розмір пробного майданчика, га		Кількість проб
	однорідний ґрунтовий покрив	неоднорідний ґрунтовий покрив	
Визначення вмісту в ґрунті хімічних речовин	Від 1 до 5	Від 0,5 до 1	Не менше однієї об'єднаної проби
Визначення фізичних властивостей і структури ґрунту	Від 1 до 5	Від 0,5 до 1	Від 3 до 5 точкових проб на один ґрунтовий горизонт
Визначення вмісту патогенних організмів і вірусів	Від 0,1 до 0,5	0,1	10 об'єднаних проб, що складаються з 3 точкових проб кожна

При потужності горизонту чи шару понад 40 см відбирають роздільно *не менше 2 проб* з різної глибини.

Моноліти варто відбирати обсягом не менше 100 см³.

Упакування, транспортування і зберігання проб здійснюють у залежності від мети і методу аналізу.

Проби, відібрані для хімічного аналізу, варто упаковувати, транспортувати і зберігати в ємностях з хімічно нейтрального матеріалу.

Проби, призначені для аналізу на вміст летких хімічних речовин, варто поміщати в скляні банки з притертими пробками.

Проби, відібрані для визначення фізичних властивостей ґрунту, повинні зберігати структуру ґрунту. При вмісті кістякової частини ґрунту понад 10 % обсягу поверхню монолітів варто покривати парафіном або іншими захисними матеріалами.

Для контролю забруднення речовинами, які поверхнево розподіляються – *нафта, нафтопродукти, важкі метали* й ін. – точкові проби відбирають пошарові з глибини 0–5 і 5–20 см масою не більше 200 г кожна.

Для контролю забруднення легко мігруючими речовинами точкові проби відбирають за генетичними горизонтами на всю глибину ґрунтового профілю.

При відборі точкових проб і складанні об'єднаної проби, повинна бути виключена можливість їхнього вторинного забруднення.

Точкові проби ґрунту, призначені для визначення *важких металів*, відбирають інструментом, що не містить металів. Перед відбором точкових проб стійку прикопки або поверхню керна варто зачистити ножом з поліетилену або полістиролу пластмасовим шпателем.

Точкові проби ґрунту, призначені для визначення *летких хімічних речовин*, відразу варто помістити у флакон або скляні банки з притертими пробками, заповнивши їх повністю до пробки.

Точкові проби ґрунту, призначені для визначення *пестицидів*, не слід відбирати в поліетиленову чи пластмасову тару.

Для *бактеріологічного аналізу* з одного пробного майданчика складають 10 об'єднаних проб. Кожну об'єднану пробу складають з трьох точкових проб масою від 200 до 250 г кожна, відібраних пошарово з глибини 0–5 і 5–20 см.

Проби ґрунту, призначені для бактеріологічного аналізу, з метою запобігання їхнього вторинного забруднення варто відбирати з дотриманням умов асептики: відбирати стерильним інструментом, перемішувати на стерильній поверхні, поміщати в стерильну тару.

Для *гельмінтологічного аналізу* з кожної пробної площадки беруть одну об'єднану пробу масою 200 г складену з десяти точкових проб масою 20 г кожна, відібраних пошарово з глибини 0–5 і 5–10 см. При необхідності відбір проб проводять з глибоких шарів ґрунту пошарово або за генетичними горизонтами.

Всі *об'єднані проби* повинні бути зареєстровані в журналі і пронумеровані. На кожную пробу повинен бути заповнений супроводжувальний талон, який містить дату, місце, глибину відбору, назву лабораторії, куди направляється проба, речовина, яка повинна бути визначена, прізвище, ім'я, по батькові особи, що відбирала пробу і інші дані, які можуть мати значення при аналізі.

У процесі транспортування і зберігання ґрунтових проб повинні бути вжиті заходи для попередження можливості їхнього вторинного забруднення.

Проби ґрунту для хімічного аналізу висушують до повітряно-сухого стану. Повітряно-сухі проби зберігають у тканинних мішечках, у картонних коробках або у скляній тарі.

Проби ґрунту, призначені для визначення *летких і хімічно нестійких речовин*, доставляють у лабораторію і відразу аналізують.

Проби ґрунту, призначені для *бактеріологічного аналізу*, упаковують у сумки – холодильники і відразу доставляють у лабораторію на аналіз. При неможливості проведення аналізу протягом одного дня проби ґрунту зберігають у холодильнику при температурі від 4 до 5 °С не більш 24 год.

При аналізі на кишкові палички і ентерококи проби ґрунту зберігають у холодильнику не більш 3 діб.

Проби ґрунту, призначені для *гельмінтологічного аналізу*, доставляють у лабораторію на аналіз відразу після відбору. При неможливості негайного проведення аналізу проби зберігають у холодильнику при температурі від 4 до 5 °С.

Для дослідження на яйця біогельмінтів ґрунт без обробки зберігають не більш 7 діб, для дослідження на яйця геогельмінтів – не більше 1 міс. При зберіганні проб для запобігання висихання і розвитку личинок у яйцях геогельмінтів ґрунт зволожують і аерують один раз у тиждень, для чого проби виймають з холодильника і залишають на 3 год. при кімнатній

температурі, зволожують водою в міру втрати вологи і знову поміщають для зберігання в холодильник.

При необхідності зберігання проб ґрунту більше місяця застосовують *консерванти*: ґрунт пересипають у кристалізатор, заливають розчином формаліну з масовою часткою 3 %, приготованим на ізотонічному розчині натрію хлориду з масовою часткою 0,85 % (рідина Барбагалло), чи розчином хлоридної кислоти з масовою часткою 3 %, а потім ставлять у холодильник.

6.4.2. Прилади для відбору проб ґрунту

Точкові проби відбирають спеціальними бурами, особливо в тих випадках, коли виймання проб проводять з глибинних шарів ґрунту. При відсутності бура можна зробити шурф потрібної глибини і обережно відбирати проби зі стінок шурфу.

Шурф – продовгуватий чотирикутник із сторонами приблизно 0,8x1,5x2,0 м, який використовується для відбору проб ґрунту.

При відсутності бура і необхідності взяття проб для хімічного аналізу можна користуватися лопатою.

Для хімічних досліджень зразки ґрунту відбирають у ретельно виміті, виполоскані дистильованою водою, а потім висушені скляні банки з притертими корками або поліетиленові мішечки.

6.5. Засоби екоаналітичного контролю ґрунтів

6.5.1. Класифікація приладів, методів і засобів дослідження ґрунтів

Важлива родина з групи засобів екоаналітичного контролю є родина приладів призначених для аналізу ґрунтів, донних відкладів та інших твердих речовин, мінералів і поверхонь. У порівнянні з аналізаторами рідин і газів, вони поширені в меншій мірі, що зумовлено не так їх необхідністю, як складністю аналізу. Відомо кілька портативних аналізаторів вітчизняного та іноземного виробництва. Це зокрема аналізатори меркурію. Крім того, в геологорозвідці застосовується рентгено-радіометричний газоаналізатор хімічних елементів РПП-105, який ґрунтується на рентгено-флуоресцентному методі аналізу. За літературними даними для масового контролю параметрів ґрунтів практично застосовуються тільки універсальні лабораторні прилади стаціонарного типу. До їх числа входять лабораторні і портативні прилади, які призначені для вимірювання концентрації забруднюючих речовин і прилади для контролю фізико-хімічних, механічних і мікробіологічних параметрів ґрунту. Класифікація цих приладів є традиційною.

На сьогодні відомо і застосовується близько 80 методик дослідження ґрунту за допомогою цих приладів.

Застосування методик з такими приладами (у відсотковому співвідношенні):

- фотометричні прилади – 26 %;
- спектрометричні (ААС або АЕС) – 21 %;
- хроматографічні – 40 %;
- електрохімічні – 11 %;
- титратори – 7 %;
- хроматомасспектрометри – 5 %;
- спектрометри – 2,5 %;
- всі інші – близько 3-4 %.

Ця динаміка показує, що лідерами в дослідженні ґрунтів є все ті ж фотометри, атомні спектрометри і хроматографи, які в сумі складають близько 70 % від усіх кількісних вимірювань.

Не дивлячись на те, що в ґрунті знаходиться велика кількість елементів, визначається їх значно менше, ніж у повітрі і у воді. Так, в переліку досліджень елементів визначають 108 елементів і їх значень ГДК і 70 елементів з ОДК і ще додаткових 6 величин ОДК речовин у ґрунті, що в сумі становить близько 180 нормованих речовин. В основному, це різні пестициди (їх приблизно 140), мінеральні добрива (біля 10), 10 важких металів (Pb, Cd, Hg, Cu, Cr, Ni, Co, Mn, Zn, V, As, Sb), деякі неорганічні аніони (нітрати, сульфати, фосфати, хлориди, флуориди), сульфур і гідрогенсульфур, а також більше 10 органічних сполук, які не відносяться до числа отрутохімікатів (ацетальдегід, бензин, бензол, ізопропілбензол, ксилол, стирол, толуол, формальдегід).

Для дослідження ґрунту найчастіше використовуються засоби вимірювання універсального призначення (лабораторні прилади). Це ті прилади, які в основному застосовуються і для аналізу рідин. Але є і специфічні.

Основні засоби вимірювання:

- фотометри;
- флуориметри;
- спектрофотометри;
- хроматографи;
- атомно-абсорбційні спектрометри;
- емісійні спектрометри;
- прилади на основі електрохімічних методів аналізу (вольтамперометри, йоніметри, полярографи).

Застосовуються звичайні засоби хімічної лабораторії:

- аналітичні ваги;
- хімічний посуд;
- реактиви [18, 19].

6.5.2. Засоби експрес-вимірювання вологості, температури, рН ґрунту

Нейтронний вологомір ВНП-1. Принцип дії цього приладу оснований на здатності атомів водню уповільнювати рух швидких нейтронів, переводячи їх у ранг повільних. В складі приладу – електронний цифровий вимірювальний блок з індикатором на рідких кристалах і датчик, суміщений в одному корпусі з джерелом швидких нейтронів. Для повторних вимірювань в одній і тій же точці поля необхідно пробурити свердловину на глибину 1-1,5 м і вставити в неї стаціонарну обсадну металеву, або пластмасову трубу, щоб закріпити стінки і попередити осипання ґрунту. Внутрішній діаметр труби повинен бути таким, щоб дозволяв легко рухатись датчику ВНП-1 при неодноразовому переміщенні його на різні рівні за глибиною.

Технічні дані ВНП-1 (рис. 6.5.) такі:

- діапазон вимірювання вологості становить $0,05\text{--}0,5 \text{ г/см}^3$ (або 5–50 %),
- похибка вимірювання – $0,025 \text{ г/см}^3$ (або 2,5 %).

Загальна вага комплекту без обсадних труб 5 кг.

Задум засновників цього методу був такий: вода складається з двох атомів водню і одного атому кисню; якщо занурити датчик приладу в ґрунт і потім виміряти енергію нейтронів, уповільнених атомами водню, то на базі цих даних можна дуже точно визначити вміст води в ґрунті. Спочатку

при впровадженні цього методу навіть вважалось, що це ідеальний метод, розрахований якраз на такі об'єкти, як ґрунт. Однак, як пізніше з'ясувалось, при цьому не було враховано багато супутніх факторів, які вносять суттєві помилки при визначенні вологості ґрунту цим методом.

Перш за все, атоми водню входять не тільки до складу води, але й до складу органічної частини ґрунту (гумусу, перегнилих і не перегнилих решток рослин, органічних добрив та мікрофлори). Органічна фракція ґрунту, за літературними даними, може досягати 20 відсотків від всієї маси ґрунту. Таким чином, при абсолютній вологості ґрунту в 20 %, максимальна похибка може сягати 100 % тільки за рахунок неврахування органіки і мікрофлори.

По-друге, сфера дії нейтронного методу має радіус 30 см. Це означає, що

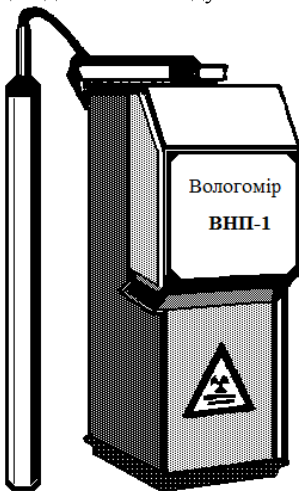


Рис. 6.5. Нейтронний вологомір ВНП-1

ним можна виміряти концентрацію повільних нейтронів у сфері діаметром 60 см (тобто в шарі ґрунту висотою 60 см), а це в свою чергу означає, що у верхніх шарах ґрунту 0-10 і 0-20 см цим методом визначати вологість просто не можливо. При зануренні датчика на глибину 10 см прилад ВНП-1 завжди показує нуль, навіть при повному насиченні ґрунту водою, а на глибині 20 см дані вологості ґрунту мають в 1,5-2 рази менші значення в порівнянні з глибиною 30 см. Це явище пов'язане з тим, що на глибинах до 20 см сфера дії нейтронного методу включає також не тільки ґрунт, але й повітря, де концентрація атомів водню в одиниці об'єму значно нижча, ніж у ґрунті (див. рис. 6.6).

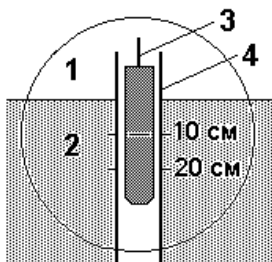


Рис. 6.6. Датчик ВНП-1 на глибині 10 см:
1 – повітря, 2 – ґрунт, 3 – датчик-зонд приладу ВНП-1, 4 – обсадна труба

Тому ВНП-1 рекомендують застосовувати починаючи з глибини не менше 30 см. Це суттєвий недолік даного методу, бо вологість орного шару ґрунту найбільш мінлива, а інформація про неї найбільш необхідна.

По-третє, потреба закладання на полях обсадних труб створює певні незручності для господарників. Такі труби могли б стояти на полях з колосовими культурами і травами в період між останнім обробітком (боронуванням посівів, підкормкою, тощо) і збиранням. Щодо просапних культур, то тут період, коли обсадні труби можуть знаходитись на полі ще короткий. В той же час, термостатно-ваговий метод гідрометстанції використовують весь вегетаційний період і навіть частково зимою.

Окрім того, похибки цього методу, як і будь-якого іншого, пов'язані також з неврахуванням щільності, температури, механічного і хімічного складу ґрунту, інших факторів.

Прилад “Агротестер”. В основу цього приладу (рис. 6.7) покладено метод вимірювання комплексного опору ґрунту в змінному електричному полі (так званий кондуктометричний метод). Він складається з цифрового електронного вимірювального блоку на світлодіодах і датчика-бура. Датчик “Агротестера” влаштовано так, що дві круглі шнекоподібні лопатні служать і засобом занурення датчика на задану глибину і засобом вимірювання, тобто конденсатором, в якому середовищем між обкладинками-лопатнями є

грунт. Вага комплексу 6 кг. Споживає він 1,5 Ват електроенергії від автономного блоку живлення на акумуляторах.



Рис. 6.7. Зовнішній вигляд приладу “Агротестер”

Прилад “Агротестер” має ту основну перевагу над ВНП-1, що він значно краще пристосований до технології землеробства. Для його використання не потрібно закладати в ґрунт стаціонарні обсадні труби. Датчик “Агротестера” занурюється в ґрунт і виймається після завершення вимірювань і поле вільне для проведення наступних робіт, пов’язаних з сівбою (посадкою) культур і доглядом за ними. Цінним є також і те, що датчик “Агротестера” з телескопічною трубою кріпиться до вимірювального пристрою і становить з ним єдине ціле, що створює додаткові зручності при користуванні приладом у полі. Однак, сам “Агротестер” і метод, використаний при цьому для визначення вологості ґрунту мають певні недоліки. Перш за все, метод

вимірювання комплексного опору ґрунту Z на двох частотах і використання відношення показань приладу на високих до показань на низьких частотах виявився недостатньо ефективним.

Прилад “Агротестер” має декілька недоліків, серед яких треба, особливо, відзначити те, що через надто великі розміри шнекоподібних лопатнів, датчик фізично не можна занурити глибше 20 см.

Вимірювач параметрів ґрунтів ВПГ-1 (ИПП-1). В приладі ВПГ-1 використано принцип вимірювання комплексної електропровідності Y в змінному струмі низької частоти (до 10 кГц). Основні його технічні дані такі: діапазон вимірювання вологості ґрунту 2-40 % від сухої маси ґрунту; діапазон вимірювання температури ґрунту - $0...+50^{\circ}\text{C}$; Середньоквадратичне відхилення від даних ТВ-методу 2,5 %. Маса вимірювального пристрою – 2 кг, маса датчика – 1, 5 кг; споживає прилад 70 мВт від батареї типу “Крона” напругою 9 В. В комплект приладу входять вимірювальний пристрій на базі звичайного мікроамперметра, датчик-свердло і з’єднувальний шнур між ними (див. рис. 6.8). Прилад створено в УкрНДГМІ.

На відміну від методик вимірювань, яку застосовано в приладах ВНП-1 і “Агротестер”, для визначення вологості ґрунту за допомогою ВПГ-1 була розроблена спеціальна методика, за якою перед використанням приладу необхідно проградувати на даному ґрунті і визначити так звані градувальні коефіцієнти. В методиці вимірювань приладом ВПГ-1 також передбачена компенсація температурної похибки шляхом введення поправок на температуру T , виміряної тим же ВПГ-1 на тій же глибині, що і Y , чого також не передбачалось в методиках ВНП-1 і “Агротестера”.

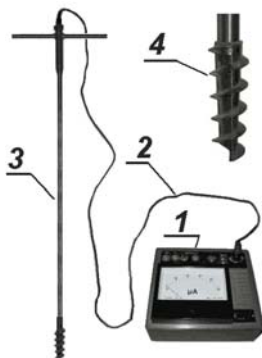


Рис. 6.8. Вимірювач параметрів ґрунтів ВПГ-1:

- 1 – вимірювальний блок вологості і температури; 2 – з’єднувальний шнур;
3 – датчик-свердло; 4 – чутливі до вологості і температури елементи датчика у збільшеному вигляді

Датчик ВПГ-1 має певні переваги перед датчиком “Агротестера”. У останнього чутливі шнекоподібні елементи мають великий розмір. Датчик ВПГ-1 в декілька разів менший діаметром. Завдяки цьому, свердло ВПГ-1 легше занурюється на глибину до 1 м, ніж датчик “Агротестера”, який, за свідченням агрометеорологів, фізично неможливо заглибити далі 20 см навіть на легких ґрунтах [20].

6.6. Контроль забруднення ґрунтів пестицидами, шкідливими промисловими відходами

6.6.1. Контроль ґрунтів, донних осадів, твердих речовин і матеріалів

При проведенні ґрунтового моніторингу визначають вологість, вміст гумусу, обмінну здатність ґрунтового вбирного комплексу, рН, забруднення нітратами, пестицидами, нафтопродуктами важкими металами, активність ґрунтової фауни, яка має надзвичайно важливе значення у формуванні ґрунту і забезпечення його родючості, хімічний склад, залягання ґрунтових вод.

Виділяють такі види спостережень за рівнем забруднення ґрунту:

- а) системні спостереження за рівнем вмісту хімічних речовин в ґрунтах на протязі визначеного часу;
- б) комплексні спостереження, що включають в себе дослідження процесів міграції забруднюючих речовин в системі атмосферне повітря-ґрунти, ґрунт-рослини, ґрунт-вода, ґрунт-донні відкладення;

в) вивчення вертикальної міграції забруднюючих речовин в ґрунті за профілем;

г) спостереження за рівнем забруднення ґрунтів у відповідних пунктах, зазначених у відповідності за станом тих або інших організмів.

Забруднення ґрунтового покриву міста залежить від розміщення накопичувачів промислових і побутових відходів та шлаків, шкідливих викидів об'єктів промисловості, енергетики і транспорту в атмосферу, розповсюдження пестицидів.

Геохімічні дослідження повітря, ґрунту, донних відкладів, води проводиться з деякими узагальненнями.

1. Відбір проб ґрунту найчастіше здійснюється „по конверту” розміром 5х5м, глибина відбору проб в кутах і центрі конверта вибирається з урахуванням необхідності ярусного вивчення забруднення ґрунту. Середня вага об'єднаної проби повинна складати 300-400 г.

2. Опробування донних відкладень здійснюється по мережі, що відповідає масштабу робіт і залежить від параметрів річки. Для виявлення можливого забруднення донних осаджень береться проба 1-1,5 кг. Техногенні відкладення рекомендується спробувати в інтервалі глибин від 0 до 1 м.

3. Опробування атмосферних опадів у вигляді дощу і снігу здійснюється для вивчення забруднення атмосфери, яке викликає в результаті осадження забруднюючих речовин відповідне забруднення ґрунтів.

Більш точні показники дає аналіз снігу. Відбір проб здійснюється за допомогою проходження снігового шурфу на всю глибину снігового покриву.

Вага проби 13-15кг.

Питома маса забруднюючих речовин, що надходять від атмосфери на земну поверхню визначається залежністю:

$$P_n = 365 \cdot \frac{P_o}{s \cdot t} \quad (6.1)$$

P_n – питома навантаження мінеральної речовини в мг/м² за рік чи кг/км²;

P_o – вага твердої складової в пробі чи сумарна вага елемента в твердій і рідкій складовій проби;

S – площа шурфа;

T – час сталого снігового покриву, дні.

Екологічний контроль забруднення ґрунтів звичайно орієнтується на визначенні таких компонентів, які відносяться до:

- 1-го класу небезпеки – As, Hg, Se, Pb, P, Be, Tl.

- 2-го класу небезпеки – B, Co, Ni, Mo, Cu, Cr, Sb.

- 3-го класу небезпеки – Ba, W, Sr.

При екологічних дослідженнях необхідно чітко розмежовувати підходи до вивчення забрудненості ґрунтів промислово-міських агломерацій, с/г угідь і ґрунтів, на території населених пунктів.

1 група – забрудненість ґрунтів промислово-міських агломерацій.

Забруднення ґрунтового покриву міста залежить від розміщення накопичувачів промислових і побутових відходів та шлаків, шкідливих викидів об'єктів промисловості, енергетики і транспорту в атмосферу, розповсюдження пестицидів.

2 група – забрудненість с/г, лісових та інших угідь.

Для контролю забруднення ґрунтів в залежності від характеру джерела забруднення, вирощуваної культури і рельєфу місцевості на кожні 0,5-20 га території закладають не менше одного пробного майданчика розміром 10х10 м.

Для контролю санітарного стану ґрунтів на території розташування дитячих садків, гральних майданчиків та інших об'єктів, що займають невеликі площі, розмір пробного майданчика повинен бути не більше, ніж 5х5 м.

Оцінка ступеню небезпеки забруднення ґрунту хімічними речовинами виконується з урахуванням коефіцієнту переходу «ґрунт-рослинність», «ґрунт-мікроорганізми», «ґрунт-ґрунтові води», «ґрунт-атмосферне повітря».

6.6.2. Контроль забруднення ґрунтів пестицидами

У даний час існують визначені правила і методи відбору проб ґрунтів для визначення мікрокілківностей пестицидів і гербіцидів [21, 22].

Пестициди різних видів, які широко застосовують для боротьби із шкідниками, бур'янами та хворобами сільськогосподарських рослин на полях, завдають значної шкоди довкіллю.

При підготовці до спостережень і контролю за забрудненням ґрунтів у польових умовах, як правило, вивчається наявний матеріал про фізико-географічні умови об'єкта дослідження, здійснюється детальне ознайомлення з інформацією про тривалість застосування пестицидів у господарствах досліджуваного об'єкта, виявляються, так звані, вибіркові господарства з найбільш інтенсивним (за обсягом) застосуванням протягом останніх 5-7 років, аналізуються матеріали про врожайність сільськогосподарських культур і т.д..

Дослідження забруднення ґрунтів пестицидами проводиться на *постійних і тимчасових* пунктах спостереження. Постійні пункти створюються в різних господарствах району обстежень не менше ніж на 5-річний період. Чисельність постійних пунктів залежить від кількості і розмірів господарств. Крім вибіркових господарств, до постійних пунктів

відносяться території молокозаводів, м'ясокомбінатів, елеваторів, плодоовочевих баз, птахоферм, рибгоспів і лісгоспів і т.д. З метою оцінки фонового забруднення ґрунтів пестицидами вибираються ділянки, вилучені від сільськогосподарського і промислового виробництва, що знаходяться в "буферній зоні" заповідників. На тимчасових пунктах спостереження і контроль за забрудненням ґрунтів пестицидами здійснюється протягом одного вегетаційного періоду або року.

Як правило, у кожному господарстві обстежуються 8-10 полів під основними культурами. У кожній області щорічно потрібно обстежувати кілька господарств, рівномірно розподілених по території (не менше 2). Для оцінки забруднення ґрунтів інсектицидами, гербіцидами, фунгіцидами, дефоліантами й іншими пестицидами, ґрунти відбираються 2 рази в рік: навесні після сівби і восени після збирання врожаю. При встановленні багаторічної динаміки залишкових кількостей пестицидів у ґрунтах або ж міграції їх у системі ґрунту-рослини спостереження проводяться не менше 6 разів у рік (фонові – перед посівом, 2-4 рази під час вегетації культур і 1-2 рази в період збирання врожаю).

Для оцінки майданного забруднення ґрунтів пестицидами звичайно складається вихідна проба ґрунту, в яку входять 25-30 проб, відібраних у полі по діагоналі ґрунтовим буром, що занурюється в ґрунт на глибину орного шару (0-20 см). Ґрунт, який потрапив у пробу з підорного шару, видаляється. Маса ґрунту, відібрана буром, складає 15-20 г. Відбір проб ґрунту можна робити і лопатою. Якщо спостереження за забрудненням ґрунтів пестицидами проводиться в садах, то кожна проба відбирається на відстані 1 м від стовбура дерева. Проби-виїмки, з яких складається вихідна проба, повинні бути близькі між собою за забарвленням, структурі, механічному складу т.д.

З метою вивчення вертикальної міграції пестицидів, як правило, закладаються ґрунтові розрізи, розміри (глибина) яких залежать від потужності ґрунтів. Під ґрунтовим розрізом варто розуміти глибокі шурфи, що перетинають усю серію ґрунтових горизонтів і розташовані у верхній частині підґрунтя, тобто незмінні або слабко змінні материнські породи.

Звіт про стан забруднення ґрунтів пестицидами (довідка й огляд) складається з декількох розділів. Вступ містить відомості за регіонами: назва і кількість обстежених господарств і принципи їхнього вибору; частка обстеженої території в районі; загальна кількість проб і кількість проаналізованих проб; вид робіт: тимчасові і режимні спостереження; аналітичні роботи (внутрішній і зовнішній контроль і т.д.).

У спеціальних таблицях приводяться відомості про застосування пестицидів в обстежуваних господарствах за звітний і попередні роки. Дається коротка характеристика ґрунтів, клімату, рельєфу, рослинності, загальна метеорологічна характеристика.

Дані про рівні забруднення ґрунту пестицидами представляються в таблицях для кожного пестициду окремо, вони повинні характеризувати:

середній вміст залишкових кількостей пестицидів, кількість проб і сезон відбору; випадки виявлення пестицидів у кількостях, що представляють визначені частки ГДК, у цілому за районом обстеження за культурами; господарства, у ґрунті яких вміст пестицидів перевищує гранично допустиме.

Відомості про аналітичні роботи також представляються у виді таблиць, де приводяться дані внутрішнього контролю правильності і відтворюваності результатів аналізу.

Наприкінці звіту приводяться основні результати і висновки, а також відомості про використання інформації, що представляється, іншими організаціями.

Інформація містить дані про середні і максимальні рівні вмісту металу в ґрунтах окремих зон на різній відстані від джерела забруднення (0-1; 1,1-5,0; 5,0-20,0; 21-50 км). В окремих таблицях представляються дані про середні і максимальні рівні вмісту металів у ґрунтах у радіусі 20 км із розбивкою по роках і про випадки перевищення допустимого вмісту свинцю в ґрунті.

Поряд з цим, представляються результати внутрішнього контролю визначення вмісту металів у ґрунті, карто - схема розташування пунктів відбору проб ґрунтів, карти забруднення ґрунтів, ґрунтово-геоморфологічні профілі, а також графіки, що ілюструють розподіл важких металів у ґрунтових горизонтах.

З кожним роком площі ґрунтів, придатних для сільського господарства, скорочуються. Неправильне землекористування, забруднення промисловими, сільськогосподарськими і побутовими відходами посилили деградаційні процеси в ґрунті. З метою отримання систематичної об'єктивної інформації про зміни стану ґрунту, виявлення їх причин і тенденцій розвитку, оптимізації впливу людини на ґрунтовий покрив формують систему моніторингу стану ґрунтів. Його здійснюють за допомогою відповідних служб на визначених об'єктах контролю, він є найдоцільнішою системою науково-інформаційного забезпечення природоохоронних і управлінських рішень [12].

6.6.3. Контроль забруднення ґрунтів шкідливими речовинами промислових підприємств

Ґрунтовий моніторинг – це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель із метою організації управління їх продуктивністю. Він є складовою частиною екологічного моніторингу і входить до системи моніторингу суміжних середовищ і біосфери в цілому.

Стан ґрунтів достовірно діагностується при наявності такої інформації: зміни структури ґрунтового покриття, трансформації земельних угідь, оцінки темпів зміни основних властивостей ґрунтів, оцінки

інтенсивності прояву ерозії, показників меліоративного стану і, нарешті, оцінки ефективної родючості земель.

Перелік польових і лабораторних аналітичних робіт залежить від мінімально достатньої кількості показників. Періодичність досліджень залежить від динаміки показників у природних і антропогенних умовах. Один повний тур моніторингу триває 5 років.

Спостереження ведуться наземними і дистанційними засобами. Відпрацювання кореляційних зв'язків між наземними і дистанційними методами здійснюється на спеціальних полігонах. У методиці слід передбачити сучасне математичне забезпечення, включаючи принципи створення банку даних, автоматизовані системи обробки і видачі інформації, способи поточного і довготривалого прогнозів.

При виборі місць відбору проб ґрунту і їх первинної оцінки звичайно враховують два головних параметра:

1) розмір елементарної ділянки, з якої відбирають змішану пробу ґрунту, яка відображає середній рівень забруднення ґрунту;

2) «ключову» ділянку, що являється найменшою геоморфологічною одиницею ландшафту, яка в достатній мірі відображає генезис властивостей ґрунту. В межах ключової ділянки виділяють «елементарні ділянки», розміри яких залежать від відстані до джерела забруднення ґрунту. Крім того, вибирають також «робочу ділянку», з якої відбирають проби ґрунтів для змішаної проби ґрунту.

6.7. Оцінка забруднення ґрунтів за даними спостережень

6.7.1. Оцінка ступеня забрудненості ґрунту хімічними речовинами

Результати гігієнічних досліджень ґрунтів, забруднених важкими металами, нафтопродуктами й іншими речовинами, дозволяють оцінювати ступінь небезпеки забруднення ґрунту цими токсикантами за рівнем їхнього можливого впливу на системи "ґрунт-рослина", "ґрунти-мікроорганізми, біологічна активність", "ґрунт-ґрунтові води", "ґрунт-атмосферне повітря" і на здоров'я людини.

З гігієнічних позицій небезпека забруднення ґрунту хімічними речовинами визначається рівнем його можливого негативного впливу на контактуючі середовища (вода, повітря), харчові продукти і безпосередньо на людину, а також на біологічну активність ґрунту і процеси його самоочищення.

Основним критерієм гігієнічної оцінки небезпеки забруднення ґрунту шкідливими речовинами є ГДК хімічних речовин у ґрунті.

Для оцінки небезпеки забруднення ґрунтів вибір хімічних речовин – показників забруднення – проводиться з урахуванням:

- специфіки джерел забруднення, які визначають комплекс хімічних елементів, що беруть участь у забрудненні ґрунтів досліджуваного регіону (див. табл. 6.2);

- пріоритетності забрудників у відповідності зі списком ГДК хімічних речовин у ґрунті і інших класах небезпеки;

- характером землекористування.

Якщо немає можливості врахувати весь комплекс хімічних речовин, що забруднюють ґрунт, оцінку проводять за найбільшими токсичними речовинами, тобто тих, що відносяться до більш високого класу небезпеки.

При відсутності в документах класу небезпеки хімічних речовин, пріоритетних для ґрунтів обстежуваного району, інший клас небезпеки J може бути визначений за формулою:

$$J = \lg \frac{A \cdot S}{\alpha \cdot M \cdot (ГДК)}, \quad (6.5)$$

де A – атомна маса відповідного елемента;

S – розчинність у воді хімічної сполуки, мг/л;

M – молекулярна маса хімічної сполуки, в яку входить даний елемент;

A – середнє арифметичне з шести ГДК хімічних речовин у різних харчових продуктах (м'ясо, риба, молоко, хліб, овочі, фрукти).

У загальному плані при оцінці небезпеки забруднення ґрунтів хімічними речовинами варто враховувати таке:

– небезпека забруднення тим більше, чим вище фактичні рівні вмісту контрольованих речовин у ґрунті (C) у порівнянні з ГДК;

– небезпека забруднення тим більше, чим вище клас небезпеки контрольованих речовин;

– при оцінці небезпеки забруднення будь-яким токсикантом варто враховувати буферність ґрунту, яка впливає на рухливість хімічних елементів, що визначає їхній вплив на контактуючі середовища.

Оцінка рівня хімічного забруднення ґрунтів, як індикаторів несприятливого впливу на здоров'я населення, проводиться за показниками, розробленими при геохімічних і геогігієнічних дослідженнях навколишнього середовища міста. Такими показниками є: коефіцієнт концентрації хімічної речовини K_c і сумарний показник забруднення Z_c , що дорівнює сумі коефіцієнта концентрації хімічних елементів:

$$Z_c = \sum_i^n K_{c_i} - (n-1), \quad (6.6)$$

де K_{c_i} – коефіцієнт концентрації i – го елемента в пробі;

n – число елементів суми.

За значенням сумарного показника забруднення Z_c розроблена шкала (Ю. Саст і Б. Равич), що відображає небезпеку забруднення ґрунтів для здоров'я людини. Згідно з цією шкалою:

- 1) припустимий ступінь забруднення ($Z_c < 16$);
- 2) помірний ступінь забруднення ($Z_c = 16-32$);
- 3) небезпечний ступінь забруднення ($Z_c = 32-128$);
- 4) надзвичайно небезпечний ступінь забруднення ($Z_c > 128$).

При мінімальному значенні Z_c (< 16) небезпеки не виникає, спостерігається низький рівень захворюваності дітей і мінімальна частота функціональних відхилень.

При середніх значеннях Z_c , (16-32) ситуація помірно небезпечна. Збільшується захворюваність дітей. Сумарна захворюваність досягає 15%.

При $Z_c = 32-64$ ситуація характеризується як небезпечна. Зростає захворюваність дітей на хронічні хвороби, порушується діяльність серцево-судинної системи. Сумарна захворюваність досягає 40%.

При значеннях Z_c від 32-64 до 128 екологічна ситуація характеризується як надзвичайно небезпечна. Збільшення загальної захворюваності, числа дітей, які часто хворіють, дітей із хронічними захворюваннями, порушеннями функціонального стану серцево-судинної системи

При значеннях Z_c (>128) настає екологічне лихо, захворюваність перевищує 70 %, спостерігається порушення репродуктивної функції жінок, зростає смертність.

6.7.2. Гігієнічна оцінка ґрунтів сільського господарства

Оцінка небезпеки забруднення ґрунтів, що використовуються для сільського господарства, заснована на транслокаційному показнику, найважливішому при обґрунтуванні ГДК хімічних речовин у ґрунті. Це обумовлено тим, що:

- з продуктами харчування рослинного походження в організм людини надходить у середньому 70% шкідливих хімічних речовин;
- рівень транслокації визначає рівень нагромадження токсикантів у продуктах харчування, впливає на їхню якість.

Небезпека забруднення ґрунтів, які використовують для сільського господарства, визначається відповідно до даних, приведених в табл. 6.3. Існуюча різниця допустимих рівнів вмісту хімічних речовин за різними показниками шкідливості й основні положення диференціальної оцінки ступеня небезпеки забруднених ґрунтів дозволяють дати рекомендації для практичного використання забруднених ґрунтів.

Таблиця 6.3

Принципова схема оцінки ґрунтів сільськогосподарського використання, забруднених хімічними речовинами

Клас небезпеки	Ступінь забруднення	Характеристика забруднення	Можливе використання території	Заходи, що пропонуються
I	Припустимий	Вміст хімічних речовин у ґрунті перевищує фонове, але не вище ГДК	Використання під будь-які культури	Контроль рівня впливу джерел забруднення ґрунту і доступності токсикантів для рослин (вапнування, внесення органічних добрив і т.п.)
II	Помірно небезпечний	Вміст хімічних речовин у ґрунті перевищує їх ГДК при лімітуючому загальному санітарному, міграційному водному і повітряному показниках шкідливості, але нижче допустимого рівня за транслокаційним показником	Використання під будь-які культури за умови контролю їхньої якості	Аналогічні заходам категорії I. При наявності речовин з лімітуючим міграційним водним або повітряним показником, контроль вмісту цих речовин у зоні дихання сільськогосподарських робітників і у воді місцевих джерел
III	Високо небезпечний	Вміст хімічних речовин у ґрунті перевищує їх ГДК при лімітуючому транслокаційному показнику шкідливості	Використання під технічні культури. Використання під сільськогосподарські культури обмежене обліком рослин-концентраторів	Крім заходів, зазначених для категорії I, обов'язковий контроль за вмістом токсикантів у рослинах - продуктах харчування і кормах. При необхідності вирощування рослин - продуктів харчування рекомендується їх перемішувати з продуктами, вирощеними на чистому ґрунті. Обмеження використання зеленої маси на корм худобі з урахуванням рослин-концентраторів

Продовження табл.6.3

1	2	3	4	5
IV	Надзвичайно небезпечне	Вміст хімічних речовин перевищує ГДК у ґрунті за всіма показниками шкідливості	Під технічні культури. Лісозахисні смуги	Заходи щодо зниження рівня забруднення і зв'язування токсикантів у ґрунті. Контроль за вмістом токсиканта в зоні дихання сільськогосподарських робітників і у воді місцевих вододжерел

6.7.3. Гігієнічна оцінка ґрунтів населених пунктів

Оцінка небезпеки забруднення ґрунту населених пунктів визначається:

- епідеміологічною значимістю забрудненого хімічними речовинами ґрунту;
- роллю забрудненого ґрунту як джерела вторинного забруднення приземного шару атмосферного повітря і при його безпосередньому контакті з людиною;
- значимістю ступеня забруднення ґрунту в якості індикатора забруднення атмосферного повітря.

Санітарний стан ґрунтів оцінюється за чотирма напрямками:

1. *Санітарні фізико-хімічні дослідження* (переважно для ґрунтових фільтратів), що включають визначення: відношення загального нітрогену до органічного, кислотності, біохімічного споживання кисню, окисненості, сухого залишку сульфатів і хлоридів і т.п.

2. *Санітарні фізико-хімічні дослідження* (переважно для ґрунтових фільтратів), що включають визначення: відношення загального нітрогену до органічного, кислотності, біохімічного споживання кисню, окисненості, сухого залишку сульфатів і хлоридів і т.п.

3. *Санітарно-ентомологічні дослідження*, які включають облік чисельності синантропних мух (ті, що знайшли біля житла людини особливо сприятливі для себе умови життя) у всіх фазах їхнього розвитку (дорослі, личинки, лялечки) у приміщеннях, на відкритому повітрі, у ґрунті і відходах.

4. *Санітарно-гельмінтологічні дослідження* з метою визначення числа яєць гельмінтів, що паразитують в органах людини, у місцях, часто відвідуваних населенням (табл. 6.4).

5. *Санітарно – бактеріологічні дослідження* – найбільш докладні і здійснювані за програмами повного, короткого і спеціального аналізів. При

цих дослідженнях визначають, насамперед, присутність бактерій кишкової групи (наприклад, за допомогою колі-титру). Спеціальні аналізи проводять з метою виявлення представників дизентерійної і тифозної (паратифозної) груп.

Таблиця 6.4

Категорії забруднення ґрунту за комплексними характеристиками

Категорія забрудненості ґрунту	Показники забруднення		
	колі-титр	Кількість яєць гельмінтів на 1 кг ґрунту	Кількість личинок і лялечок мух на 0,25 м ² поверхні
Чистий	>1	0	0
Мало забруднений	1-0,01	до 10	одиниці
Забруднений	0,01- 0,001	11-100	10-25
Сильно забруднений	<0,001	Понад 100	25

Темпи самоочищення ґрунту найбільш низькі в порівнянні з іншими, більш рухливими середовищами. Вони залежать від стану ґрунту, кліматичних умов, виду і масштабу забруднення. Забруднення може зберігатися на місці протягом тривалого часу, якщо його не переміщують чи цілеспрямовано воно не змивається з полів водою.

У зв'язку з цим велике санітарне значення мають процеси самоочищення ґрунту, що відбуваються в результаті біохімічних реакцій, здійснюваних ґрунтовими організмами. Ці реакції забезпечують гуміфікацію (розкладання рослини їх речовин) і мінералізацію органічних сполук.

Засміченість ґрунтів сапрофітними (що харчуються за рахунок готових органічних речовин) мікроорганізмами іноді може служити індикатором забруднення їх органічними речовинами.

Показником санітарного стану ґрунтів (їхнього забруднення органічними і біологічними компонентами) може служити вміст у них бактерій і актиноміцетів (мікроскопічних променистих грибків, близьких до бактерій, які іноді викликають захворювання тварин і людини актиномікозом).

Виявлений також зв'язок між забрудненням ґрунту та наявністю в ньому бактерій кишкової палички. Термін життя патогенної мікрофлори в ґрунті і побутових відходах наведений в таблиці 6.5.

Максимальна виживаємість у ґрунті бактерій черевного тифу складає 3 місяці, палички сибірської виразки – 36 місяців. Із зниженням температури і при наявності органічних сполук тривалість існування патогенної мікрофлори в ґрунтах підвищується. Ця обставина призводить до

поширення її в зовнішньому середовищі і є справжньою загрозою для населення поширенням епідемії.

Таблиця 6.5

Період життя патогенних мікроорганізмів

Збудник	Термін виживання в забрудниках, дні		
	Ґрунт	Кухонні відходи	Сміття
Палички черевного тифу	2 - 3	4	42
Туберкульозна паличка	10-13	—	—
Палички сибірської виразка	—	—	80
Дизентерійна паличка	—	5	24
Паличка паратифу	—	24	107

Для характеристики процесу самоочищення ґрунтів важливі такі *хімічні показники*, як вміст аміаку, нітритів, органічного нітрогену, за якими можна оцінити витрати чи синтез органічного елементу в ґрунті. Забруднення визначається співвідношенням кількості ґрунтового білкового азоту до органічного («санітарне число»). Характеристики забруднення ґрунту згідно «санітарного числа» наведені в таблиці 6.6.

Таблиця 6.6

Показники забрудненості ґрунту за «санітарним числом»

Характеристика ґрунту	«Санітарне число»
Чистий	0,98-1,00
Слабко забруднений	0,85-0,98
Забруднений	0,70-0,80
Сильно забруднений	<0,70

Незважаючи на встановлені обмеження антропогенного забруднення ґрунтів, погіршення їх якості продовжується. Особливо гостро постала проблема забруднення ґрунтів в районах розташування промислових підприємств та проблема твердих промислових і побутових відходів. Непоодинокі випадки формування індустріальних пустель, а під складування промислових і побутових відходів відводяться значні території. При цьому, проходить не тільки вилучення земель із користування, але і їх забруднення.

Питання для самоконтролю

1. Охарактеризуйте сучасний стан ґрунтового покриву Землі.
2. Чому збереження земельного фонду є однією з основних умов життя на Землі?
3. Проаналізуйте основні причини погіршення якості земель.
4. Визначте особливості ґрунтового покриву в Україні.
5. Охарактеризуйте поведінку основних забруднюючих речовин у ґрунті.
6. Які основні завдання та мета ґрунтового моніторингу?
7. Чим визначається необхідність проведення моніторингу ґрунтів?
8. Охарактеризуйте об'єкти ґрунтового моніторингу.
9. Як проводиться контроль ґрунтів, донних осадів, твердих речовин і матеріалів?
10. Які вимоги щодо організації спостережень і контролю за забрудненням ґрунтів пестицидами є основними?
11. Яка особливість відбору вихідної проби ґрунту, що відбирається для оцінки майданного забруднення ґрунтів пестицидами.
12. Визначте операції відбору та підготовки до аналізу проб ґрунту на вміст пестицидів.
13. На яких територіях перевіряють ґрунти на вміст пестицидів?
14. Поясніть особливість контролю за забрудненням ґрунтів пестицидами.
15. Які дані містить звіт про стан забруднення ґрунтів пестицидами?
16. У чому особливість контролю за забрудненням ґрунтів шкідливими речовинами промислових підприємств?
17. Визначте характеристики ступеня забрудненості ґрунту.
18. Якими показниками характеризується ступінь стійкості ґрунтів до хімічних забруднень?
19. Проаналізуйте фактори, які необхідно враховувати при оцінці небезпеки забруднення ґрунту.
20. Охарактеризуйте напрямки оцінки санітарного стану ґрунтів.
21. Які прилади і засоби використовують для дослідження ґрунтів?
22. Які прилади найчастіше використовуються для дослідження кількісного вмісту речовин у ґрунті згідно даних статистики?
23. Якими приладами і як можна провести експрес-контроль ґрунтів?
24. За якими основними принципами здійснюють спостереження за рівнем хімічного забруднення ґрунту?
25. За допомогою якого методу закладають стаціонарні майданчики для дослідження рівня забруднення ґрунтів у межах адміністративного району?
26. Яка пора року найсприятливіша для проведення експедиційних робіт і відбору проб ґрунту? Обґрунтуйте.
27. Які елементи необхідно нанести на план місцевості перед проведенням спостережень за хімічним забрудненням ґрунту?
28. Визначте зміст рекогносцирувального обстеження.
29. Які особливості закладання ґрунтово-геоморфологічних профілів? На яких глибинах найдоцільніше відбирати проби ґрунту на важкі метали?

30. Проаналізуйте відомості, що повинні бути вказаними в супровідному талоні при проведенні спостережень за забрудненням ґрунту.
31. На основі якої інформації складаються карти забруднення ґрунтів?
32. Як провести оцінку і картографування ступеня забруднення ґрунтів?
33. Визначте загальні положення підготовки до відбору проб ґрунту.
34. Яку систему застосовують для визначення пробних майданчиків при локальному забрудненні ґрунтів?
35. Визначте різницю між точковою і об'єднаною пробами.
36. Охарактеризуйте особливості відбору проб ґрунту, призначених для визначення важких металів, пестицидів, нафтопродуктів, летких речовин.
37. Визначте особливості відбору, упакування, транспортування та зберігання проб ґрунту для бактеріологічного та гельмінтологічного аналізу.
38. Як провести підготовку проб ґрунту для аналізу?
39. Проаналізуйте загальні вимоги до методів визначення ЗР в ґрунті.
40. Охарактеризуйте методологічні положення проведення дослідження ґрунтів населених пунктів.

Література до розділу 6

1. Вольвач О. В. Агроекологічний моніторинг: Конспект лекцій. – Одеса: Екологія, 2011. – 118с.
2. Земельний кодекс України: Закон України від 25 жовтня 2001 р. № 2768-III / Верховна Рада України // Відомості Верховної Ради України. – 2002. – № 3-4. – Ст. 27. – (Бібліотека офіційних видань).
3. Рома В.В., Степова О.В., Навчальний посібник для вивчення дисципліни «Моніторинг довкілля» для студентів напряму підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» освітньо-кваліфікаційного рівня «бакалавр». – Полтава: ПолтНТУ, 2016. – 117 с.
4. Положення про моніторинг земель, затверджене постановою Кабінету Міністрів України від 20 серпня 1993 р. № 661 / Кабінет Міністрів України // ЗП України. – 1994. – № 1. – Ст. 5. – (Бібліотека офіційних видань).
5. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України від 25 червня 1991 р. № 1264-XII / Верховна Рада України // Відомості Верховної Ради України. – 1991. – № 41. – Ст. 546. – (Бібліотека офіційних видань).
6. Про охорону земель: Закон України від 19 червня 2003 р. № 962-IV / Верховна Рада України // Відомості Верховної Ради України. – 2003. – № 39. – Ст. 349. – (Бібліотека офіційних видань).
7. Про меліорацію земель: Закон України від 14 січня 2000 р. № 1389-XIV / Верховна Рада України // Відомості Верховної Ради України. – 2000. – № 11. – Ст. 90. – (Бібліотека офіційних видань).
8. Про державний контроль за використанням та охороною земель: Закон України від 19 червня 2003 р. № 963-IV / Верховна Рада України //

- Відомості Верховної Ради України. – 2003. – № 39. – Ст. 350. – (Бібліотека офіційних видань).
9. Оверковська Т. К.. Моніторинг земель України: правові аспекти / Т. К. Оверковська // Юридичний вісник, 2015. – № 1 (34). – с. 125-128.
 10. Постанова Кабінету Міністрів України «Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля» від 30.03.98 р № 391.
 11. Моніторинг довкілля: підручник / Боголюбов В.М., Клименко М.О., Мокін В.Б. та ін. За ред. В.М. Боголюбова і Т.А. Сафранова. – Херсон: Гринь Д.С., 2012. – 530 с.
 12. Клименко М.О., Прищепа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: Підручник. - К.: Аквдемія, 2006. - 359 с.
 13. ГОСТ 17.4.4.02 2017 Охрана природы ПОЧВЫ Методы отбора и подготовки проб для химического, бактериологического, гельминтологического анализа Москва Стандартиформ 2018 – 10 с.
 14. Якість ґрунту. Відбирання проб ДСТУ 4287:2004 Київ: Держспоживстандарт України, 2005. – 9 с.
 15. Якість ґрунту. Відбирання проб, частина 2. Настанови щодо методів відбирання проб (ISO 10381-2:2002, IDT) ДСТУ ISO 10381-2:2004 Київ: Держспоживстандарт України, 2006. – 56 с.
 16. Інструкція з відбору і підготовки проб води та ґрунту для проведення вимірювань в лабораторіях Держводгоспу України (ВНД 33-1.1-17-2001). – Київ, державний комітет України по водному господарству, 2001. – 22 с. Інтернет-ресурс. Режим доступу: <http://ep3.nuwm.edu.ua/2652/1/nd067%20zah.pdf>.
 17. Наказ 19.01.2016 № 30 «Про затвердження Інструкції з відбирання, підготовки проб води і ґрунту для хімічного та гідробіологічного аналізу гідрометеорологічними станціями і постами».
 18. Мониторинг и методы контроля окружающей среды: Учеб. пособие в двух частях : Ч. 2. Специальная / Ю. А. Афанасьев, С. А. Фомин, . В. Меньшиков и др. — М. : Изд-во МНЭПУ, 2001. —337 с.
 19. Набиванець Б.Й., Сухан В.В., Калабіна Л.В. Аналітична хімія природного середовища.- К.: Либідь, 1996. - 304 с.
 20. Методи і засоби агрометеорологічних вимірювань параметрів ґрунтів. Інтернет-ресурс. Режим доступу: <https://uhmi.org.ua/tozr/agro/>
 21. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / За ред. С.М.Рижука, М.В.Лісового, Д.М.Бенцаровського. – К., 2003. – 64 с.
 22. Фомин Г.С., Фомин А.Г. Почва. Контроль качества и экологической безопасности по международным стандартам. Справочник. – М.: «Протектор», 2000, 304 с

Розділ 7. КОНТРОЛЬ ФІЗИЧНИХ ПАРАМЕТРІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА. КОНТРОЛЬ ВМІСТУ КАНЦЕРОГЕННИХ РЕЧОВИН

7.1. Радіометричні спостереження за станом навколишнього середовища. Прилади для визначення вмісту радіонуклідів

НРБУ-97 є основним державним документом, що встановлює систему радіаційно-гігієнічних регламентів для забезпечення прийнятих рівнів опромінення як для окремої людини, так і для суспільства взагалі [1].

Визначення вмісту радіонуклідів проводять спектрометричним методом за допомогою таких приладів як СЕБ-01, РИ-БГ, СЕГ-05 та радіохімічним методом за допомогою УМФ 1500. Фотографії та характеристики приладів наведені нижче:

Спектрометр енергій бета-випромінювань сцинтиляційний СЕБ-01-150 (рис.7.1). Прилад, який дозволяє контролювати одночасно Sr^{90} , Cs^{137} , K^{40} в досліджуваному зразку без використання методів радіохімічного або фізичного концентрування.



Рис. 7.1 Спектрометр енергій бета-випромінювань сцинтиляційний СЕБ-01-150

Спектрометр енергій бета-випромінювання СЕБ-01-150 призначений для вимірювання активності бета-випромінюючих радіонуклідів в пробах об'єктів навколишнього середовища, продуктах харчування, воді, радіоактивних розчинах, в повітряних фільтрах, в зразкових джерелах бета-випромінювання.

Використання методів концентрування радіонуклідів істотно підвищує чутливість методу. Можливо роздільне визначення Sr^{90} та Y^{90} , що дозволяє проводити вимірювання рахункових зразків одразу після радіохімічного виділення Sr^{90} , не чекаючи стану рівноваги (2 тижні). Спектрометр призначений для використання в радіологічних відділах ветлабораторій та СЕС, на АЕС, в медичних закладах, в геології та інших областях.

Спектрометр енергій бета-випромінювання СЕБ-01 призначений для визначення активності (питомої активності) $\text{Sr}^{90} + \text{Y}^{90}$ (в рівновазі), Cs^{137} , K^{40} у взірцях об'єктів оточуючого середовища. При роботі з СЕБ-01 використовується "Методика визначення активності бета-випромінюючих радіонуклідів в лічильних взірцях продуктів харчування та інших пробах оточуючого середовища за допомогою сцинтиляційних бета-спектрметрів" [2].

Радіометр «УМФ-2000» (рис.7.2) призначений для вимірювання активності альфа-випромінюючих ізотопів спектрометричним методом за допомогою альфа-бета радіометра "УМФ-2000" і поширює його функціональні можливості.



Рис.7.2 Радіометр «УМФ-2000»

Методика призначена для лабораторних аналізів при проведенні вимірювань проб навколишнього середовища. Вона базується на використанні спектрометричних властивостей "УМФ-2000" і складається у вимірюванні енергетичних спектрів альфа-випромінювання рахункового зразку після радіохімічного селективного виділення радіонуклідів за відповідними методиками з

послідуною обробкою на комп'ютері за допомогою програмного забезпечення. В основі методу розрахунку активності альфа-випромінюючих радіонуклідів з використанням спектрограми альфа-випромінювання рахункового зразка лежить модельний метод. Дана методика застосовується для модельного методу. Вона дозволяє визначати вміст високотоксичних альфа-випромінюючих радіонуклідів природного і техногенного походження в об'єктах навколишнього середовища. Діапазон активності, вимірюваних за допомогою даної методики, складає від 10^{-3} Бк до 10^3 Бк на рахунковий зразок або від 10^{-3} до 10^4 Бк/л для водних проб, від 10^{-2} до $2 \cdot 10^{-1}$ до 10^5 Бк/кг для проб ґрунту і об'єктів навколишнього середовища з похибкою не більше 30 %.

Модернізована установка малого фону УМФ -150. Модернізація дозволяє: зменшити фон установки в 3-4 рази; підвищити чутливість установки; виміряти проби альфа-випромінюючих нуклідів; зменшити поріг

за енергією реєструючих бета-частинок до 20 кеВ; працювати при напрузі поживної сітки від 150 до 250 В.

Радіометр вибіркового бета-гамма РИ-БГ Радіометр вибіркового бета-гамма РИ-БГ призначений для визначення активності бета- і гамма-активних радіонуклідів Ra-226, Cs-137, K-40, Th-232, Sr-90 при одночасному або окремому знаходженні у пробах. Для роботи проби концентрують методом спалювання до отримання золи.

Гамма-спектрометр польовий малогабаритний СЕГ-05 Гамма-спектрометр польовий малогабаритний СЕГ-05 призначений для гамма-спектрометричного аналізу об'єктів оточуючого середовища (грунту, води, харчових продуктів, сільгосппродуктів і т.д.) на вміст гамма-активних радіонуклідів.

Радіометр «Прип'ять» бета-гамма випромінювання РКС-20.03 (рис.7.3) має наступні основні технічні характеристики.

1. Радіометр призначений для контролю радіаційного стану в місцях проживання, перебування і роботи населення. За допомогою радіометра можна виміряти:

- величину зовнішнього гамма-фону;
- забруднення радіоактивними речовинами житлових і виробничих приміщень, будівель і споруд, предметів побуту, одягу, прилеглої території, поверхні ґрунту, транспортних засобів;
- вміст радіоактивних речовин у продуктах харчування.

2. Діапазон вимірювань потужності експозиційної дози γ -випромінювання від 0,01 до 20,00 мР/год і потужності еквівалентної дози γ -випромінювання від 0,1 до 200,0 мЗв/год.

3. Діапазон вимірювань щільності потоку β -випромінювань від 10 до $20,00 \cdot 10^3$ част/(хв. $\cdot$ см²).

4. Діапазон вимірювань питомої активності від $1 \cdot 10^{-7}$ до $2 \cdot 10^{-5}$ Кі/кг.

5. Границі допустимої основної відносної похибки ± 25 %.

6. Енергетична залежність в діапазоні енергії реєструемого γ -випромінювання від 0,05 до 0,66 МеВ ± 25 %, в діапазоні енергії від 0,66 до 3,0 МеВ $+40 \dots -25$ %.

7. Границі допустимої додаткової похибки, визваної зміною температури навколишнього середовища на 10 °С від границь діапазону (20 ± 5) °С, ± 10 %.

8. Границі допустимої додаткової похибки, визваної зміною напруги живлення від границь діапазону ($8,0 \pm 0,8$) В у діапазоні від 4,7 до 12 В, не більше 10 %.

9. Час встановлення робочого режиму не більше 5 с.

10. Час встановлення показників при вимірюванні:

- потужність дози і щільність потоку – 20 або 200 с;
- питомої активності – 10 або 100 хв.

11. Живлення:

- від батареї „Корунд”;

- від зовнішнього джерела постійної напруги від 4,7 до 12 В.

12. Струм споживання при напруженні живлення 8,0 В не більше 10 мА.

13. Габаритні розміри радіометра 146x73x37 мм.

14. Маса радіометра не більше 0,3 кг.

15. Умови експлуатації:

- температура навколишнього повітря від 10 до 35 °С;

- верхнє значення відносної вологості 75 % при 30 °С і більш низьких температурах без конденсації вологи.

Допускається робота радіометра протягом короткого проміжку часу (не більше 10 хв) при температурі від -10 до +40 °С і відносній вологості до 95 % при температурі 30 °С.



7.3. Радіометр
«Прип'ять»

Прилади індивідуального дозиметричного контролю (ІДК) призначені для визначення отриманої людиною дози опромінення за певний період часу у воєнний період і в екстремальних ситуаціях мирного часу. Зберігають і видають їх служби цивільного захисту за місцем роботи.

Всі прилади ІДК поділяються на два види: прямопоказуючі – показання знімаються безпосередньо; без шкали індикації ("сліпі") – показання знімаються на спеціальних пристроях і, як правило, в стаціонарних умовах [3, 4].

Крім цього, індивідуальні дозиметри поділяються за: методом індикації, типом датчиків, конструктивними особливостями, призначенням, видами реєстрованих випромінювань, доз, діапазоном доз.

Комплект індивідуальних дозиметрів ДП-22В і ДП-24 (рис. 7.4.) призначений для вимірювання доз гамма-випромінювань, отриманих людьми за час перебування на зараженій місцевості або при роботі з радіоактивними речовинами [5]. Комплект ДП-24 складається із зарядного пристрою ЗД-5, дозиметрів ДКП-50-А.

Дозиметр кишеньковий прямопоказуючий ДКП-50-А забезпечує вимірювання індивідуальних доз у діапазоні від 2 до 50 Р при потужності дози від 0,5 до 200 Р/год.

Зарядка дозиметрів проводиться від зарядного пристрою комплекту ЗД-5 або іншого джерела постійної напруги, яке має плавне регулювання в межах від 180 до 250 В при температурі від -40° до +50 °С. Саморозрядка дозиметра за нормальних умов не перебільшує двох поділок за добу.

Дозиметр ДКП-50-А потребує бережного поводження: не можна допускати ударів, падіння. Для зручності користування дозиметр має форму авторучки і носять його в кишені одягу.

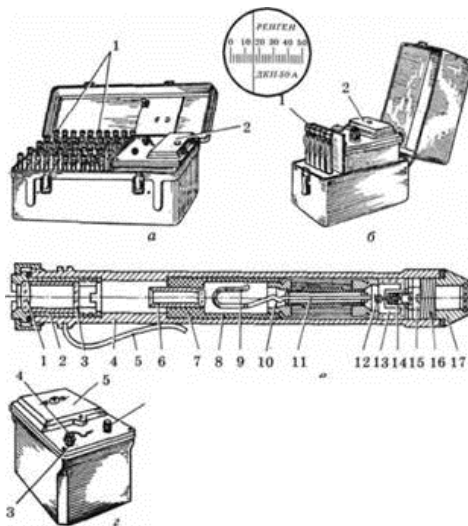


Рис. 7.4. Комплект індивідуальних дозиметрів:

- а – ДП-22-В; б – ДП-24; в – дозиметр ДКП-50-А; 1 – лінза; 2 – окуляр;
 3 – шкала; 4 – корпус; 5 – тримач; 6 – об'єктив; 7 – втулка; 8 – іонізаційна
 камера; 9 – нитка електроскопа; 10 – конденсатор; 11 – внутрішній електрод;
 12 – контакт; 13 – обмежувач; 14 – діафрагма; 15 – кільце; 16 – гайка;
 17 – захисний ковпачок; г – зарядний пристрій ЗД-5; 3 – зарядне гніздо;
 4 – ковпачок зарядного гнізда; 5 – кришка відсіку живлення;
 б – ручка потенціометра

Циліндричний корпус 7, виготовлений із дюралюмінію, є зовнішнім електродом системи "камера-конденсатор". Малогабаритна йонізаційна камера 6 виготовлена зі струмопровідного преспорошку. Місткість камери $1,8 \text{ см}^3$. Зарядний потенціал камери 180-250 В. Конденсатор 10 ємністю 500 пф. Внутрішній електрод виготовлений з алюмінієвого дроту і в місці кріплення має U-подібну форму. Нитка 14 електроскопа кріпиться до U-подібного електрода. Електроскоп платинується методом розпилення, утворюючи тонкопровідну систему з великою механічною стійкістю.

Відліковий мікроскоп складається з окуляра 2 (закріпленого гайкою), об'єктива 3 з втулкою 4, шкали 15. Шкала має 25 поділок. Ціна поділки 2 Р. Зарядна частина дозиметра включає обмежувач і діафрагму 16 з контактом.

Натискуючи на дозиметр у зарядному гнізді, контакт замикає ланцюг: стержень зарядного гнізда — контакт — внутрішній електрод. Після виймання дозиметра із зарядного гнізда під дією пружних властивостей діафрагми, контакт повертається в початкове положення, запобігаючи розрядці конденсатора через обмежувач. Зарядна частина герметизується

діафрагмою з прокладкою і гайкою з кільцем. Для захисту дозиметра від забруднення його корпус закритий захисним ковпачком, який при зарядці дозиметра відгвинчується. Для кріплення дозиметра до одягу на корпусі є тримач. Зарядний пристрій призначений для зарядки дозиметрів. У корпусі ЗД-5 розміщені: перетворювач напруги, випрямляч високої напруги, потенціометр-регулятор напруги, лампочка для підсвічування зарядного гнізда, мікровимикач і елементи живлення. На верхній панелі пристрою знаходяться зарядне гніздо з ковпачком, кришка відсіку живлення і ручка потенціометра. Живлення здійснюється від двох елементів типу 1,6 ПМЦ-У-8, які забезпечують безперервну роботу приладу не менше 30 год при струмі споживання 200 мА.

Під час впливу гамма-випромінювання на заряджений дозиметр у робочому об'ємі камери виникає іонізуючий струм. Іонізуючий струм зменшує початковий заряд конденсатора і камери, а також потенціал внутрішнього електрода. Зміна потенціалу, який вимірюється електроскопом, пропорційна експозиційній дозі γ -випромінювання. Зміна потенціалу внутрішнього електрода призводить до зменшення сил електростатичного відштовхування між візирною ниткою і тримачем електроскопа. Візирна нитка зближується з тримачем, а відображення її переміщується по шкалі відлікового пристрою. Якщо тримати дозиметр проти світла і спостерігати через окуляр за ниткою, можна визначити отриману експозиційну дозу опромінення.

Заряджають дозиметр ДКП-50-А перед виходом у район радіоактивного забруднення. Для цього необхідно:

- відгвинтити захисний ковпачок дозиметра і захисний ковпачок зарядного гнізда ЗД-5; ручку потенціометра зарядного пристрою повернути вліво до упору;
- дозиметр вставити в зарядне гніздо зарядного пристрою, в цей час включаються підсвічування зарядного гнізда і висока напруга;
- спостерігаючи в окуляр, злегка натиснути на дозиметр і, повертаючи ручку потенціометра вправо, встановити чорну нитку в полі дозиметра на нульову поділку шкали, після цього вийняти дозиметр із зарядного гнізда і загвинтити ковпачок дозиметра і зарядного гнізда.

Дозиметр заряджений на 50 Р. Так само заряджають решту дозиметрів. Дози опромінення в рентгенах визначають по шкалі безпосередньо в осередках забруднення особи, які отримали дозиметри. Показання видні з боку тримача дозиметра через окуляр при спрямуванні оглядового скла на будь-яке джерело світла.

7.2. Вимірювання рівня шумового забруднення

7.2.1. Терміни і визначення

Термінологія шуму прийнята відповідно до ДСН 3.3.6.037-99 [6].

Шум – одна із форм хвильового (фізичного) забруднення довкілля, адаптація організмів до якого практично не можлива.

Постійний шум – шум, рівень звуку якого змінюється в часі не більше, ніж на 5 дБА при вимірюванні на тимчасовій характеристиці "повільно" шумоміра.

Непостійний шум – шум, рівень звуку якого змінюється в часі більше ніж на 5 дБА при вимірах на тимчасовій характеристиці "повільно" шумоміра.

Коливальний шум – непостійний шум, рівень звуку якого безупинно змінюється в часі.

Переривчастий шум – непостійний шум, рівень звуку якого періодично різко падає до рівня фоновому шуму, причому тривалість інтервалів, протягом яких рівень звуку залишається постійним і перевищуючим рівень фоновому шуму, складає 1 с і більше.

Імпульсний шум – непостійний шум, що складається з одного чи декількох звукових імпульсів, кожен тривалістю менш 1 с, при цьому рівні звуку, дБА, вимірювані при включенні тимчасових характеристик "повільно" і "імпульс" шумоміра, відрізняються не менш, ніж на 7 дБА.

Еквівалентний (за енергією) рівень звуку $L_{Аекв}$, дБА – величина, яка визначається за формулами 1-3:

$$L_{Аекв} = 10 \lg \left[\frac{1}{T_m} \int_0^{T_m} \left(\frac{P_A(t)}{P_0} \right) dt \right], \quad (7.1)$$

де $P_A(t)$ – звуковий тиск, що змінюється в часі, вимірюється при включенні частоті характеристики «А» вимірювальної апаратури, Па;

P_0 – граничне значення звукового тиску, рівне $2 \cdot 10^{-5}$ Па;

T_m – тривалість виміру шуму, хв.

$$L_{Аекв} = 10 \lg \left[\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N 10^{0,1L_{Ai}} \right], \quad (7.2)$$

де L_{Ai} – вимірювальні рівні звуку, дБА;

N – загальне число вимірів звуку.

$$L_{Аекв} = 10 \lg \left[\frac{1}{100} \sum_{i=1}^N f_i \cdot 10^{0,1L_i} \right], \quad (7.3)$$

де L_i – середній рівень звуку в i -ому інтервалі рівнів звуку, дБА

f_i – частка числа вимірів в i -ому інтервалі рівнів звуку від загальної кількості вимірів, %

N – число інтервалів рівнів звуку.

Ширина інтервалів рівнів звуку повинна бути менше чи дорівнювати 5 дБА. Середній рівень звуку L_i , в i -ому інтервалі рівнів звуку визначається за формулою:

$$L_i = \frac{L_H + L_B}{2}, \quad (7.4)$$

де L_H – нижня межа інтервалу рівнів звуку, дБА;

L_B – верхня межа інтервалу рівнів звуку, дБА.

Еквівалентний (за енергією) рівень звуку $L_{\text{Аекв}}$ за час оцінки шуму T – величина, яка визначається за формулою

$$L_{\text{Аекв}} = 101g \left[\frac{1}{\sum_{i=1}^k T_{mj}} \sum_{j=1}^k T_{mj} \cdot 10^{0,1L_{\text{Аекв}} T_{mj}} \right], \quad (7.5)$$

де $L_{\text{Аекв}}$ – еквівалентний (по енергії) рівень звуку кожного виміру шуму за час оцінки шуму T , дБА;

T_{mj} – тривалість кожного виміру шуму, хв.; k – число вимірів шуму за час оцінки шуму T .

Постійний шум варто оцінювати рівнем звуку, дБА. Допускається доповнювати оцінку постійного шуму рівнями звукового тиску, дБ, в октавних смугах з середньгеометричними частотами 63, 125, 250, 500, 1000, 2000, 4000 і 8000 Гц (октавними рівнями звукового тиску).

Непостійний (коливальний у часі, переривчастий і імпульсний) шум необхідно оцінювати еквівалентним рівнем звуку $L_{\text{екв}}$, дБА.

Непостійний шум на селітебній території, а також шум у приміщеннях житлових і громадських будинків від джерел шуму, що знаходяться в будинках (наприклад інженерного, санітарно-технічного устаткування і т.д.), варто додатково оцінювати максимальним рівнем звуку $L_{\text{Аmax}}$ [5].

7.2.2. Умови вимірювання шуму

Класифікацію виробничих акустичних коливань, методи гігієнічної оцінки виробничого шуму, ультразвук та інфразвук, апарати, які нормуються, та їх допустимі величини, вимоги до вимірювань на робочих

місцях встановлюють «Санітарні норми виробничого шуму, ультразвуку та інфразвуку» [6].

Час оцінки шуму T на селітебній території потрібно вимірювати вдень – протягом 8 год., уночі – безупинно протягом 0,5 год. (у найбільш гучні періоди доби).

Тривалість виміру шуму T_t треба встановлювати в залежності від характеру шуму.

Тривалість виміру **постійного шуму** повинна складати не менш 3 хв. У кожній точці повинно бути зроблено не менш 3 вимірів рівнів звуку (октавних рівнів звукового тиску).

Вимір **непостійного шуму** доречніше проводити в періоди часу оцінки шуму T , що охоплюють усі типові зміни шумового режиму в місці оцінки. Тривалість кожного виміру непостійного шуму T_t у кожній точці повинна складати не менш 30 хв.

Вимір **переривчастого шуму**, рівні звуку якого залишаються постійними в інтервалах тривалістю 30 хв. і більше, необхідно проводити протягом повного циклу характерної дії переривчастого шуму в денний чи нічний час.

Відлік рівнів звуку переривчастого шуму, рівні звуку якого залишаються постійними в інтервалах тривалістю менше 0,5 хв., а також коливного в часі й імпульсного шуму, потрібно робити з інтервалами від 5 до 6 с. У кожній точці за період виміру шуму T_m повинно бути зроблено 360 вимірювань рівнів звуку.

Відлік рівнів звуку переривчастого шуму, рівні звуку якого залишаються постійними в інтервалах тривалістю 0,5 хв. і більше, варто робити в кожному з цих інтервалів, а також у паузах між ними.

Тривалість інтервалів, протягом яких рівні звуку переривчастого шуму залишаються постійними, і пауз між ними належить хронометрувати з точністю до 0,1 хв.

Вимір шуму на селітебній території варто проводити: на майданчиках відпочинку мікрорайонів і груп житлових будинків, майданчиках дитячих дошкільних установ і ділянках шкіл, територіях лікарень і санаторіїв – не менш ніж у трьох точках, розташованих на найближчій до джерела шуму межі майданчиків (поза звукової тіні) на висоті 1,2-1,5 м від рівня поверхні майданчиків; на території, що безпосередньо прилягає до житлових будинків і будинків лікарень, санаторіїв, дитячих дошкільних установ і шкіл – не менше ніж у трьох точках, розташованих на відстані 2 м від огорожувальних конструкцій будинків, на висоті 1,2-1,5 м від рівня поверхні території і, при необхідності, на рівні середини вікон. Вікна будинків у цьому випадку повинні бути зачинені.

У випадку, коли джерела шуму знаходяться в приміщенні (наприклад, промислового цеху), квартирки, фрамуги й інші вентиляційні прорізи цього приміщення повинні бути при вимірі шуму на селітебній території відчинені, якщо це передбачається умовами експлуатації.

При проведенні виміру шуму апаратура не повинна піддаватися впливу вібрації, магнітних і електричних полів, радіоактивного випромінювання й інших несприятливих факторів, які впливають на результати виміру.

Вимір шуму на селітебній території не повинен проводитися під час випадання атмосферних опадів і при швидкості вітру більше 5 м/с. При швидкості вітру понад 1 до 5 м/с застосовується екран для захисту вимірювального мікрофона від вітру.

7.2.3. Прилади для вимірювання шуму

Вимірювання шуму в октавних смугах або рівня шуму проводиться за допомогою шумоміра, який відповідає діючим вимогам Держстандарту України і має посвідчення про перевірку.

Вимірювання еквівалентних рівнів шуму слід проводити інтегруючими шумомірами та шумоінтеграторами.

Допускається використовувати індивідуальні дозиметри шуму з параметром еквівалентності $q = 3$ - число децибел, що додаються до рівня шуму, при зменшенні часу його дії у 2 рази для збереження тієї ж дози шуму.

Прилади повинні бути перевірені в органах Держстандарту. Апаратура, призначена для виміру шуму, повинна мати діюче посвідчення про державну чи відомчу перевірку. Калібровку апаратури необхідно проводити до і після проведення виміру шуму відповідно до заводських інструкцій з експлуатації приладів. Ліпші такі способи калібрування, при яких проводиться перевірка всієї вимірювальної системи з вимірювальним мікрофоном.

7.2.4. Правила вимірювання шуму

Вимірювальний мікрофон направляється у бік основного джерела шуму і виставляється не менш, ніж на 0,5 м від оператора, який проводить вимір. Перемикач частотної характеристики вимірювальної апаратури при проведенні виміру рівнів звуку встановлюють у положення "А", а при проведенні виміру октавних рівнів звукового тиску – відповідно до інструкцій до цих приладів. Перемикач тимчасової характеристики вимірювальної апаратури встановлюють у положення "повільно" при вимірі постійного і переривчастого шуму, у положення "швидко" при вимірі коливного в часі шуму й у положення "імпульс" при вимірі імпульсного шуму. Значення рівнів звуку (октавних рівнів звукового тиску) постійного і переривчастого шуму фіксують за середніми показниками при коливанні стрілки приладу. Значення рівнів звуку коливного в часі й імпульсного шумів знімають за показниками стрілки приладу в момент відліку. Значення

рівнів звуку (октавних рівнів звукового тиску) записують зі шкали приладу з точністю до 1 дБА (дБ).

7.2.5. Обробка результатів вимірювання

Результат виміру шуму відповідає 1-му класу точності у випадку, якщо вимір проводився за допомогою шумомірів 0 чи 1-го класів точності зі смуговими фільтрами 1 і 2-го класів точності і не застосовувався візуальний відлік при вимірюванні непостійного шуму.

Результат виміру шуму відповідає 2-му класу точності у випадку, якщо вимір проводився за допомогою шумомірів 2-го класу точності і смугових фільтрів 3-го класу точності застосовується візуальний відлік при вимірі непостійного шуму.

З нормативними значеннями порівнюють результати виміру шуму в тій точці приміщення або території, де отримані найбільші значення вимірюваних рівнів звуку (октавних рівнів звукового тиску).

Санітарні норми шуму для територій різного господарського призначення наведені у табл. 7.1 [7].

Таблиця 7.1

Санітарні норми шуму для територій різних типів господарського призначення

Території	Еквівалентний рівень шуму, дБ		Максимальний рівень шуму, дБ	
	із 7-ї до 23-ї години	із 23-ї до 7-ї години	із 7-ї до 23-ї години	із 23-ї до 7-ї години
Селітебні зони населених місць	55	45	70	60
Зони житлової забудови, що реконструюється	60	50	70	60
Території житлової забудови поблизу аеропортів	65	55	75	55
Зони масового відпочинку і туризму	50	35-40	85	75
Санітарно-курортні зони	40-45	30-35	60	50
Території заповідників і заказників	до 25	До 20	50	45

При оцінці рівнів шуму слід звернути окрему увагу на їх вплив на людину (табл. 7.2). Доза 150 дБ є для людини смертельною.

Таблиця 7.2

**Шкала впливу шуму від різних джерел на організм людини
в залежності від інтенсивності, дБ**

<i>Рівень шуму</i>	Інтенсивність шуму	Характеристика впливу
<i>1</i>	<i>2</i>	<i>3</i>
<i>Недопустимі рівні шуму</i>	150	Смертельно для людини
	130	Поява больового відчуття, сильний негативний вплив на здоров'я
	120	Гучна музика (рок-ансамблі), рев реактивних літаків, постріли гармат, робота відбійних молотків на близьких відстанях (25 - 30 м)
	110	Значно шкодить слухові й здоров'ю при тривалому впливі
	100	Шум поїздів метро, дробильних машин і потужних пресів на виробництвах, автомобільні сирени, вуличний шум при інтенсивному русі транспорту
	90 80	Товарний поїзд, вантажний автотранспорт (на відстані 30 – 50 м), будильники, пылесосы, компресори, ревіння трибун на стадіонах
<i>Допустимі рівні шуму</i>	70 60	Автомобільний рух на трасах, друкарські бюро, шум на вокзалах, в універмагах
	50 40	Малоінтенсивний вуличний рух, розмова кількох осіб
	20	Шелест листя дерев
	10	Дихання людини

7.3. Контроль вмісту канцерогенних речовин у навколишньому середовищі

7.3.1 Підготовка посуду і органічних розчинників, відбір і обробка проб

Канцерогенними для людини речовинами (факторами) є речовини (фактори), які зумовлюють утворення у людини злоякісних та доброякісних пухлин. Небезпека конкретних речовин чи факторів залежить від рівнів та тривалості дії на людину, а також наявності супутніх чинників, спроможних модифікувати ефект їх впливу [8].

У даний час відома значна кількість канцерогенних сполук органічної і неорганічної природи. До них відносяться ароматичні поліциклічні і

гетероциклічні вуглеводні, ароматичні аміни, аміноазосполуки, нітрозаміни, арсен, нікель, хром, азбест і багато інших.

Найбільш часто в навколишньому середовищі людини зустрічаються канцерогенні поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ).

Повсюдний характер їхнього поширення обумовлений широким споживанням вугілля, нафти, газу, зростанням виробництва по термічній і каталітичній переробці горючих копалин, розвитком автомобільного транспорту й ін.

Група канцерогенних ПАР включає ряд сполук: бенз(а)пірен, бенз(ghi)перілен, бенз(а)антрацен, дибенз(ah)антрацен, 1,2,4,5-дибензпірен, 3,4, 9,10-дибензпірен і ін. З них бенз(а)пірен є найбільш розповсюдженим забрудником атмосфери, води і ґрунту і в даний час вважається своєрідним індикатором вмісту канцерогенних ПАР в навколишньому середовищі. Виявлення бенз(а)пірену свідчить також про присутність інших канцерогенних вуглеводнів цієї групи. У системі гігієнічних заходів щодо профілактики злоякісних новоутворень (ракових захворювань), індикація канцерогенних речовин у навколишньому середовищі здобуває важливе значення [9].

Важливою умовою, що гарантує правильність проведення досліджень на канцерогенні вуглеводні, є чистота посуду і реактивів, використовуваних у ході аналізу.

Підготовка посуду включає його ретельне миття, багатогодинне замочування у свіжоприготованому хромпіку з наступним відмиванням водопровідною водою, ополіскуванням дистильованою водою й обов'язковий контроль перед вживанням на відсутність люмінесценції під ультрафіолетовим світлом.

Посуд, неодноразово використовуваний при визначенні канцерогенних речовин, обробляють концентрованою сульфатною кислотою, дуже забруднений посуд піддають дворазовій обробці, потім відмивають водопровідною водою, обполіскують дистильованою й обов'язково контролюють перед вживанням на відсутність люмінесценції під ультрафіолетовим світлом.

Особливе значення має правильне очищення органічних розчинників. Більшість з них одержують із продуктів термічної переробки горючих копалин і тому, як правило, вони містять канцерогенні вуглеводні, звичайно в межах 0,01 – 0,001 мкг/л. Використання значних обсягів таких розчинників для обробки проб, особливо тих, котрі містять малі кількості канцерогену, може приводити до одержання помилкових результатів.

Для екстрагування канцерогенних вуглеводнів з досліджуваних матеріалів найбільш часто застосовуються бензол (температура кипіння – 80 °С), петролейний ефір (фракція – 40-70 °С і фракція 70-100 °С), сульфатний ефір (температура кипіння – 34,6 °С), циклогексан (температура кипіння – 83,3 °С), н-гексан (температура кипіння – 78,7 °С).

Для очищення розчинника від канцерогенних вуглеводнів, може бути достатньо (у залежності від якості його) однократної перегонки на водяній бані при відповідній температурі. Однак, як показав досвід, однократна дистиляція деяких розчинників, зокрема бензолу і циклогексану, повністю не звільняє їх від бенз(а)пірену. Тому, для більш глибокої очистки, доцільно застосувати обробку розчинників активованим вугіллям. У перегнаний розчинник додають активоване вугілля з розрахунку 10-20г/л. Придатні вугілля різних марок (БАУ, КАД-йодний, АГ-3, СКТ). Періодично два-три рази на добу розчинник перемішують. Період адсорбції складає 2-5дб. Потім розчинник необхідно відфільтрувати і дослідити на чистоту. Після фільтрації роблять відгін 500 мл очищеного розчинника до об'єму 10-20 мл, потім розчинник упарюють на водяній бані і виконують спектрально-люмінесцентний аналіз залишку, розчиненого в н-гексан і при температурі рідкого азоту.

7.3.2. Аспіраційні методи відбору проб повітряних забруднень

Канцерогенні вуглеводні – речовини, що володіють високими кумулятивними властивостями. Ефект впливу їх може виявитися через тривалі періоди часу (десятки років). У зв'язку з цим, для систематичного контролю за вмістом канцерогенних вуглеводнів в атмосферному повітрі необхідно досліджувати як середньодобові, так і середньорічні концентрації. Вивчення середньорічних концентрацій особливо важливе для визначення кількісного зв'язку між забрудненням атмосферного повітря канцерогенними вуглеводнями і показниками захворюваності населення зловісними новоутвореннями.

З метою дослідження дифузійного забруднення атмосферного повітря населених місць канцерогенними вуглеводнями, проводять стаціонарні спостереження. Кількість і розміщення стаціонарних пунктів визначається розмірами міста, його санітарною ситуацією, у тому числі кількістю, характером і розміщенням промислових, енергетичних, транспортних джерел, особливостей планування і забудови міста. При цьому важливо дотримуватися принципу репрезентативності вибраних стаціонарних пунктів як для характеристики окремих районів, так і населеного пункту в цілому. Так, в умовах малих і середніх міст рекомендується організувати 3-4 стаціонарних пункти (у житлових районах центральної частини міста і на його периферії, поблизу промислових об'єктів, на автомагістралі, у парковій зоні). У великих містах кількість стаціонарних пунктів варто збільшити до 8-10 (у житлових районах з найбільш характерними типами планування і забудови, у районах, що примикають до промислових підприємств, на основних видах транспортних магістралей, у парковій зоні).

Для оцінки забруднення атмосферного повітря визначають середньодобові концентрації бенз(а)пірену. Протягом доби відбирають 2-4

проби (по 6 год. чи 12 год. кожна) у залежності від інтенсивності забруднення повітря. Проби аналізують або кожен окремо, коли необхідно одержати представлення про добову динаміку зміни концентрацій, або усі разом для визначення середньодобової концентрації.

З метою з'ясування динаміки зміни концентрацій канцерогену протягом року й обчислення середньорічних показників, необхідно проводити зазначені дослідження не менше 2 разів на тиждень на протязі року. Дослідження на транспортних магістралях міста можна виконувати 1 раз у сезон, але при цьому варто відбирати не менше 4 проб за добу по 2-4 год. кожен (з метою визначення добової динаміки зміни концентрації канцерогену в залежності від інтенсивності транспортного руху).

Для відбору проб атмосферних забруднень застосовують високооб'ємні електроаспіраційні установки, що забезпечують надійність роботи при цілодобових дослідженнях.

Для уловлювання пилу, у тому числі мілкодисперсного, який адсорбує основну частину бенз(а)пірену, який є присутнім в атмосферному повітрі, відбір проб ведуть на тканинні фільтри ФПП-15 чи ФПА-15 діаметром 30 см. За умовами подальшої обробки (екстракція смолистих речовин бензолом), перевагу слід надавати тканині ФПА-15.

При відборі проб атмосферних забруднень необхідно систематично (не рідше, ніж з 3-годинним інтервалом) реєструвати основні метеорологічні показники (напрямок і швидкість вітру, температуру і вологість повітря), а також відзначати стан погоди, наявність ґрунтового пилу й ін. У деяких випадках можна користуватися даними пунктів спостереження міської гідрометеослужби. Стаціонарні пункти для відбору проб атмосферного повітря організують з підвітряної сторони від досліджуваного підприємства на границі санітарно-захисної зони і більш далеких відстанях з розривом в 1 км між пунктами. Кількість пунктів повинна бути не менше 3-4, це дає можливість обробити отримані результати математично і використовувати їх для прогнозування. Віддаленість пунктів відбору проб залежить від мети дослідження і визначається розміщенням існуючих і запланованих житлових районів, умовами розсіювання викидів від досліджуваного джерела (висота викидів, особливості рельєфу місцевості, метеумови і т.і). Пункти відбору проб розташовують на відкритих, добре провітрюваних територіях з покриттям, що не порошить, удаліні від сторонніх джерел забруднення (не менше 500 м від димарів ТЕЦ, котелень, не менше 100 м від транспортних магістралей).

Відбір проб атмосферних забруднень проводять безперервно протягом доби з застосуванням високооб'ємного електроаспіратора ЕРВ-49 чи інших установок. Зміну фільтрів на установках ведуть з урахуванням часу, протягом якого пункт знаходиться в підвітряному чи навітряному положенні по відношенню до підприємства, але не менше, ніж через 3-4 год. Це дає можливість визначити у кожному з пунктів спостереження максимальні (у факелі викидів) і мінімальні концентрації (при навітряному

положенні пункту відбору), а також розрахувати середньодобовий вміст канцерогену. Проби повітря відбирають одночасно у всіх пунктах спостереження; тривалість відбору проб у кожному пункті повинна бути не менше 10 днів. Усі дослідження супроводжують реєстрацією основних метеорологічних факторів [10].

При вивченні ролі автотранспорту в забрудненні повітряного середовища канцерогенними вуглеводнями відбір проб проводять одночасно в найбільш характерних точках – біля автомагістралі, перед фасадом будинків, у глибині житлової забудови. Тривалість відбору кожної проби складає від 2 до 4 год. у залежності від інтенсивності забруднення.

Відбір проб ведуть 4 рази за добу (у ранковий і вечірній «піки» транспортного руху, у денний і нічний час), паралельно реєструють інтенсивність транспортного потоку й основні метеорологічні фактори.

Якщо необхідно досліджувати технологічні гази або викиди промислових підприємств на канцерогенні вуглеводні, для відбору проб використовують систему, що складається з забірної трубки, що вводиться в газовий потік (з дотриманням правил відбору проб із газоходів), матеріалу чи поглиначу, що затримує ПАР, аспіраційної установки з вимірником кількості газу. В якості матеріалу для затримання ПАР можна застосувати тканинний фільтр ФПП-15 або ФПА-15, вставлений у спеціальний патрон. Швидкість просмоктування газів через фільтр складає 20 л/хв. з цією ж метою можна використовувати рідкі поглиначі – бензол або циклогексан, які очищені і проконтрольовані описаним вище способом. Поглинальна система складається з 4 склянок Дрекслея, оснащених пористими пластинками, що поліпшують умови барботування газу через розчинник. Швидкість аспірації газу через систему, заповнену розчинником, не повинна перевищувати 5 л/хв., а загальний об'єм відібраних газів може бути 0,1-1 м³ (у залежності від складу газів).

Гарячі гази відбирають після попереднього охолодження до температури 30-40°C. Для цього їх пропускають через скляний холодильник з водяним охолодженням або склянку Дрекслея, занурену в лід; конденсат, що утворюється, також використовують для аналізу.

При проведенні досліджень на відкритих промислових майданчиках або в умовах виробничих приміщень, використовують аспіраційний метод, застосовуваний для відбору проб атмосферних забруднень. Тривалість відбору проб визначається характером викидів і може коливатися від декількох хвилин до декількох годин.

7.3.3. Відбір проб повітряних забрудників методом збирання осідаючого пилу

Седиментаційні методи вивчення канцерогенних вуглеводнів в атмосферному повітрі (пило-осадовий метод, метод снігових проб), що

широко використовувалися раніше, у даний час мають обмежене застосування. Ці методи дозволяють одержати лише непрямі дані про забруднення повітряного басейну канцерогенними сполуками, оскільки крупнодисперсні фракції атмосферного пилу, які піддаються процесу седиментації, практично не надходять в організм людини. Крім того, ці фракції адсорбують значно менші кількості бенз(а)пірену, ніж мілккодисперсні фракції пилу, який є в повітрі.

Пило-осадовий метод (на додаток до аспіраційного) доцільно використовувати при спостереженні за забрудненням повітряного басейну протягом тривалого періоду часу (наприклад, протягом року). Дані цього дослідження важливі також для визначення кількості канцерогенних вуглеводнів, що надходять з атмосферного повітря в ґрунт [11].

Для відбору проб застосовуються скляний посуд з діаметром отвору 15-18 см, висотою 25-28 см. Банки встановлюють на рівні 2-2,5 м над поверхнею землі на заритих стовпах. Для кращого утримання осідаючого пилу в посудину наливають дистильовану воду до рівня не менше 1 см. Експоновані банки варто замінювати кожні 7-10 днів. Осілий пил ретельно змивають дистильованою водою і фільтрують. Опади, отримані в одній точці протягом місяця, підсумовують і піддають фізико-хімічному аналізу.

Кількість пилу, смолистих речовин, канцерогенних вуглеводнів (X) у $\text{г}/(\text{мкг}\cdot\text{м}^2)$, що випала за добу, розраховують за формулою:

$$X = \frac{A \cdot 10000}{B \cdot B}, \quad (7.1)$$

де А – маса осаду пилу, смолистих речовин у г, канцерогенних вуглеводнів у мкг;

В – площа посудини в см^2 ,

В – число днів експозиції.

Питання для самоконтролю

1. Які Ви знаєте радіометричні і дозиметричні прилади ?
2. Поясніть принцип роботи спектрометра енергій бета випромінювань сцинтиляційного СЕБ-01-150.
3. Для чого використовується Радіометр «УМФ-2000»?
4. Поясніть характеристики і порядок роботи радіометра «Прип'ять».
5. За якими принципами поділяються індивідуальні дозиметри?
6. 1.Що таке шум?
7. 2.Визначте умови вимірювання шуму.
8. 3.Сформулюйте правила вимірювання шуму.
9. 4.За допомогою яких нормативів проводять оцінку результатів вимірювання шуму?

10. Які канцерогенні сполуки органічного і неорганічного походження Ви знаєте?
11. Поясніть необхідність систем контролю вмісту канцерогенних вуглеводнів в атмосферному повітрі.
12. Проаналізуйте фактори, що впливають на частоту відбору проб на канцерогенні вуглеводні.
13. Охарактеризуйте методи відбору проб повітря на канцерогенні вуглеводні.
14. Які методи застосовують для дослідження стічних вод на канцерогенні вуглеводні?

Література до розділу 7

1. Основи радіобіології та радіоекології: Навч. посіб. 3-тє видання. – К.: «Хай-Тек Прес», 2010. - 320 с.
2. С. Левчук. Довідник по основних методах визначення активності радіонуклідів. – К., 2016. – Електронний ресурс. Режим доступу: <http://uiar.org.ua/Dovidnyk.pdf>
3. Наказ МНС України про затвердження Інструкції про організацію індивідуального дозиметричного контролю в органах управління та підрозділах МНС від 21.02.2007 N 85 (офіційний сайт ДСНС України www.mns.gov.ua).
4. Наказ Міністерства охорони здоров'я від 02.02.2005 N 54 "Про затвердження державних санітарних правил "Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України", зареєстрований у Міністерстві юстиції України 20 травня 2005 р. за N 552/10832.
5. . Стеблюк М.І. Цивільна оборона та цивільний захист: Підручник/ 2-ге вид., переробл. – К.: Знання, 2010. – 487 с.
6. ДСН 3.3.6.037-99 Санітарні норми виробничого шуму, ультразвуку та інфразвуку. МОЗ України, Постанова №37 від 01.12.99.
7. Клименко М.О., Прищєпа А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: Підручник. - К.: Академія, 2006. - 359 с.
8. Наказ Міністерства охорони здоров'я про затвердження гігієнічного нормативу "Перелік речовин, продуктів, виробничих процесів, побутових та природних факторів, канцерогенних для людини" від 02.02.2005 N 54.
9. Моніторинг довкілля: Підручник. – Том 2. / Запольський А.К., Войницький А.П., Пількевич І.А., Малярчук П.М., Багмет А.П., Парфєнюк Г.І. – Кам'янець-Подільський: ПП «Медобори-2006», 2012. - 360 с.
10. Моніторинг і методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: навчальний посібник /В.М. Ісаєнко, Г.В. Лисиченко, Т.В. Дудар [та ін.]. – К.: Вид-во Нац. авіа. ун-ту «НАУ-друк» 2009. – 312 с.
11. Набиванець Б.И. Аналітична хімія природного середовища: Підручник / Б.И. Набиванець, В.В. Сухан, Л.В. Калабіна. - К.: Либідь, 1996. - 304 с.

Розділ 8. БІОМОНІТОРИНГ СТАНУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

8.1. Дослідження стану довкілля на основі с постережень поведінки рослин і тварин. Переваги біомоніторингу

Системи моніторингу, побудовані на основі дослідження поведінки рослин і тварин, дають змогу оцінити біологічні ефекти від впливу забруднення повітря, їх просторовий розподіл, можливе нагромадження на значних територіях [1].

У деяких видів рослин і тварин змінюються особливості розвитку (швидкість росту, процес цвітіння, утворення плодів, інтенсивність забарвлення та ін.) у відповідь на різні подразнюючі фактори. Ці властивості людство помітило уже давно і використовувало для практичних потреб. У зв'язку із загальною екологізацією різних наукових напрямів, людського мислення загалом методи біоіндикації усе частіше використовують сучасні науковці, зокрема, і при проведенні моніторингу навколишнього середовища.

Моніторинг біологічних ефектів під впливом різних забруднювачів довкілля використовують у локальному, регіональному та національному масштабах.

Біоіндикація (грец. *bios* – життя і лат. *indico* – вказую) – оперативний моніторинг навколишнього середовища на основі спостережень за станом і поведінкою біологічних об'єктів (рослин, тварин та ін.).

Цей метод дедалі поширюється, оскільки має такі переваги:

- вимірювання сумарного ефекту зовнішнього впливу;
- вивчення впливу забруднення на рослини і тварин;
- визначення впливу у просторі й часі; можливість застосовувати

профілактичні засоби.

Користуючись інструментальними методами дослідження, можна визначити характеристики повітря, води і ґрунту, але лише на момент відбору проб. Однак лишайники, наприклад, здатні накопичувати радіоактивні елементи, мікроелементи, вміст радіонуклідів у них може бути у 10 разів вищий, ніж у трав'янистих рослинах. Лишайники нагромаджують газоподібні й тверді речовини з атмосфери практично постійно і необмежено. Тому, відстежуючи процеси їх накопичення (відсутності), можна оцінити рівень забруднення середовища. Наприклад, біоіндикатором

водного середовища може бути фітопланктон. Його надмірний розвиток спричиняє евтрофікацію водоймищ – підвищення рівня первинної продукції, зумовлене збільшенням концентрації біогенних елементів, нітрогену та фосфору, що призводить до загибелі риби внаслідок накопичення надмірної кількості нітрогену і фосфору, які різко прискорюють розвиток рослин.

У дніпровській воді виявлені черепашки, які раніше існували тільки у лиманних водоймах Чорноморського узбережжя, що свідчить про різке підвищення за останні роки вмісту солей у Дніпрі. Локальними індикаторами прісних ґрунтових вод у західних лиманах та сухих руслах північного і західного Казахстану є угруповання мезофільних злаків (мезофіти – рослини, які проростають при середньому зволоженні, помірно тепловому режимі і достатній забезпеченості мінеральним живленням); постійними індикаторами засолених ґрунтів в західній Туркменії слугують галофіти (солестійкі) [2].

8.2. Рослини-індикатори і рослини-монітори

За особливостями реакції на вплив забруднювачів, рослини поділяють на рослини-індикатори й рослини-монітори.

Рослина-індикатор – рослина, у якої ознаки ушкодження виявляються при впливі фітотоксичної концентрації забруднюючих речовин або їх суміші. Рослина-індикатор є хімічним сенсором, який може виявити в повітрі присутність забруднюючої речовини, але спостереження за нею не дають змоги отримати дані про її кількість.

Індикаторами можуть бути такі рослини, які акумулюють у тканинах забруднюючу речовину або продукти метаболізму, утворені внаслідок взаємодії рослини із зовнішніми чинниками: важкими металами (Плюмбум і Кадмій), газоподібними речовинами, такими як фтористий водень (HF) або сульфат (SO_4^{2-}). Внаслідок їх дії у рослин можуть змінюватись параметри розвитку: швидкість і якість росту і дозрівання, цвітіння, утворення плодів і насіння, процесів розмноження; знижуватися продуктивність і врожайність. Кожний параметр окремо або їх комплекс можна використати, щоб визначити наявність забруднюючих речовин у повітрі і (за допомогою проведення дослідів) у контрольованих умовах для того, щоб зіставити ознаки ушкодження або зміни у стані рослини з наявністю певної забруднюючої речовини або їх суміші. Такі дослідження засвідчили, наприклад, що тютюн дуже чутливий до дії озону і реагує характерними ушкодженнями. Також виявлено, що кількість зав'язі і врожайність помідорів значно зменшуються при хронічному впливі на цю рослину озону у низьких концентраціях. У соснових бобів за дії певних доз SO_2 з'являються небажані ознаки, змінюються швидкість росту і врожайність.

Лишайники і мохи відомі як накопичувачі забруднюючих речовин, переважно важких металів, які ці рослини можуть акумулювати у кількостях, що значно перевищують їх концентрацію в навколишньому середовищі.

Отже, поява у рослин типової ознаки ушкодження вказує на наявність у повітрі забруднюючої речовини або їх суміші.

Зважаючи на важливість кількісної оцінки, особливо інформативними є організми, які у певний спосіб реагують саме на кількість забруднювача у довкіллі, тобто рослини-монітори.

Рослина-монітор – рослина, за ознаками ушкодження на якій можна отримати інформацію про кількість забруднюючих речовин або їх суміші у довкіллі. Звичайно, з цією метою використовують різноманітні прилади. Однак, прилади коштують дуже дорого, для їх роботи необхідні живлення, калібрування, спостереження за функціонуванням. Іноді вони надто чутливі і непридатні для роботи в умовах суворого клімату. На відміну від них, рослини дешеві, легко відновлюються, швидко розмножуються і по-різному реагують на вплив, даючи змогу вибрати одну або кілька найхарактерніших реакцій для певного дослідження. Можна також використати недовговічні (трав'яні) рослини, які оновлюються кожного сезону чи кілька разів протягом одного вегетаційного періоду, або дерев'яні рослини (дерева, кущі), котрі можна висадити на потрібних ділянках і використовувати як індикатори протягом довгого періоду [2, 3].

Для того щоб індикатор став монітором, тобто міг інформувати про якісні і кількісні характеристики забруднювача, необхідно визначити і використати залежності між реакцією рослин на забруднення і концентрацією цієї речовини в навколишньому середовищі. Для цього використовують три основні способи:

- зіставлення ступеня ушкодження, спричиненого забруднюючою речовиною, із відомою концентрацією забруднюючої речовини у довкіллі;
- використання рослини як живого колектора (накопичувача забруднюючих речовин);
- вимірювання кількості забруднюючої речовини або метаболітів (новоутворених речовин), які з'явилися в рослинних тканинах після дії забруднювача, і зіставлення отриманих значень з концентрацією забруднюючої речовини в повітрі.

Оскільки внаслідок притаманної рослинам змінності, види і сорти рослин по-різному реагують на вплив негативних факторів, слід відбирати ті рослини, реакція яких передбачувана. Такими є мохи, папороті, голо- і покритонасінневі, які використовують як біоіндикатори і (або) біомонітори.

Отже, моніторинг природних популяцій можна поєднувати із розведенням та селекцією з метою отримання чутливих до впливу забруднюючих речовин рослин з передбачуваними реакціями. Можливе виведення нових видів рослин, придатних для моніторингу забруднення повітря.

При проведенні дослідів з метою моніторингу довкілля, вивчають ознаки ушкодження рослин, зміни їх в рості та розмноженні, зниження врожайності або продуктивності, а також зміни ареалів поширення різних видів. Однак, такі реакції також значною мірою залежать від віку рослин, факторів довкілля та способів обробітку ґрунту. Тип ґрунту, вміст в ньому мінеральних речовин, відносна вологість, топографічні та метеорологічні умови впливають на тип реакції, на дію певної концентрації або дози будь-якої забруднюючої речовини або їх суміш. У зв'язку із змінністю рослин навіть на території певної популяції при здійсненні моніторингу, необхідно використовувати багато різних рослин і розмішувати їх у такий спосіб, щоб вони підлягали максимальному впливу вітрів [4].

8.3. Оцінювання реакції рослин на забруднення

У польових умовах необхідний ретельний відбір рослин для встановлення залежності «доза – відповідна реакція». Якщо рослина реагує на вплив ушкодженням листків, зміною темпів росту, врожайності, слід експериментально з'ясувати, як вона реагує на різні дози однієї і тієї ж речовини або суміші.

Ушкодження листя можна аналізувати за допомогою серії фотознімків методом прямих порівнянь знімків ураженого листя з контрольними знімками листя рослин, які зазнали впливу відомих концентрацій забруднюючих речовин в лабораторних умовах. Поділ досліджуваної ділянки з великою кількістю рослин на квадрати дає змогу виразити кількісно дані про пошкодження листя, з'ясувавши кількість їх ушкоджень; ступінь ушкодження; чисельність ушкоджень на одиницю поверхні. За допомогою лінійних графіків можна відобразити залежності ушкодження листя від періоду дії та дози забруднюючої речовини. Ці криві можна порівняти з кривими «доза – відповідна реакція», отриманими в лабораторних умовах. У такий спосіб можна визначити якісний склад повітря протягом певного періоду і встановити вид забруднюючої речовини або склад суміші.

Певний метод кількісної оцінки обирають залежно від рослинного матеріалу, забруднюючої речовини та вимірюваних параметрів, які потребують дослідження. Ступінь ушкодження листя трав'янистих рослин з'ясовують візуально, визначаючи площу (у відсотках) ушкодженої поверхні листя. У разі спостереження за хвойними рослинами оцінюють довжину голок, їх колір і форму, вік хвої, кількість ушкоджених голок на гілці (у відсотках).

Результати спостережень можна об'єднати в дві групи: площа ушкодженої листової поверхні (у відсотках); площа нових ушкоджень кожної рослини за визначений період часу.

Якщо рівень забруднення визначається за обсягом поглинання забруднюючої речовини, з'ясовують кількість забруднюючої речовини або кількість метаболітів, спричинених забруднювачем. Вміст сульфату в тканинах слід зіставити з концентрацією SO_2 в навколишньому середовищі, фтору – із концентрацією HF . Для порівняння результатів різних досліджень необхідна стандартизація методів збирання та оброблення рослинного матеріалу і приладів, які використовуються.

Рослини-колектори можна успішно використовувати для моніторингу важких металів. Наприклад, мох *Hypnum cupressiforme* здатний поглинати такі важкі метали, як Цинк, Плюмбум, Кадмій, Нікель, Купрум та Манган. Метали не тільки накопичуються в листі лишайників, а й поглинаються їх тілом та акумулюються в тканинах. Висушивши, зваживши і здійснивши хімічний аналіз тканини зібраних рослин, можна визначити кількість поглинутого металу. Змінюючи проміжки часу між зборами рослин, можна зіставити вміст металу в їх тканинах із концентрацією металу в повітрі.

Лишайники можна використовувати для контролю вмісту SO_2 в навколишньому середовищі. Здатність до акумуляції SO_2 залежить від виду цих рослин. Поєднання методів інструментального моніторингу із спостереженнями за лишайниками дасть змогу встановити залежність між їх ростом і концентрацією SO_2 в довкіллі. Швидкість росту і колір лишайника вказують на присутність або відсутність SO_2 і його приблизну концентрацію в повітряних масах. Цей метод використовують при моніторингу SO_2 в Англії, Ірландії, Канаді, Франції, Швеції та США [4].

8.4. Відбір і підготовка біологічних матеріалів для біомоніторингу

Отримання достовірних, повних і точних даних за допомогою біоіндикації можливе лише у разі точного дотримання низки вимог. Так, при виборі рослини для використання її в ролі біомонітора необхідно дотримуватися таких умов:

- наявність у рослини вираженої реакції на вплив забруднюючої речовини, тобто помітних ознак ушкодження, змін швидкості росту, морфологічних змін, порушень цвітіння, змін продуктивності або врожайності;

- відбір рослин, невибагливих до умов вирощування і догляду;

- відбір рослин, які мало піддаються впливу шкідників та хвороб.

Отримання усереднених зразків матеріалів рослинного походження (сформованих з 5-6 разових проб) є складним завданням, що потребує правильного обрання місця, способу і часу. Рослинні зразки слід збирати на достатньо великій відстані від будівель, доріг і джерел забруднюючих речовин. Досліджувану ділянку умовно розділяють на кілька квадратів, з

кожного рівномірно відбирають рослинний матеріал (листя, стебла, кору) в необхідній кількості. Пробу рослин (цілі чи окремі частини) збирають у першій половині дня за сухої погоди. На ранніх стадіях розвитку (2-3 листки) у ній має бути не менше 10 рослин з одного гектара; для гречки, гороху, зернових – 25-30; у високорослих рослин беруть нижні, добре розвинуті листки (не менше 50 рослин). Проба повинна бути репрезентативною, тобто забезпечувати відповідність її хімічного складу хімічному складові аналізованого матеріалу (наприклад, кількість рослинного матеріалу квітів – 300 г, подрібненого листя і трави – 200 г, трави – 400-600 г, кори і коренів – 600-650 г).

Паралельно з відбором проб проводять біологічний облік відібраних рослин (висота рослин, кількість пагонів на одній рослині, фази розвитку).

Аналізи рослинних зразків проводять відразу, або зберігають їх у холодильнику.

Призначений для аналізу рослинний матеріал передусім очищують від піску, землі та інших механічних домішок. Після цього листки, плоди і насіння обов'язково просушують до повітряно-сухого стану (крім випадків, коли необхідно зробити аналіз рослинного зразка у сирому вигляді), пробу гомогенізують (подрібнюють). Сирі рослинні матеріали подрібнюють у міксері або іншому гомогенізаторі, використовуючи чистий скляний посуд і зроблене з нержавіючої сталі дробильне обладнання. Інтенсивної вентиляції зразка при гомогенізації треба уникати, бо це може призвести до втрат деяких компонентів, особливо тих, які легко окиснюються.

Сухі і висушені продукти (зерно, насіння) подрібнюють спеціальними млинками, іноді просівають ситом із визначеними розмірами отворів, щоб отримати потрібну зернистість. Зразки біологічного походження перед аналізом, зазвичай, мінералізують сухим (спалювання органічної речовини за вільного доступу повітря, в результаті чого залишаються мінеральні елементи переважно у вигляді оксидів металів) або вологим (озолювання органічної речовини розчинами кислот, внаслідок чого утворюється розчин з мінеральними речовинами) методами. Щоб при сухій мінералізації (озоленні) не втратити летючі компоненти, рослинний зразок нагрівають до температури не вище 450 °С. Оскільки при цьому у більшості випадків не вдається повністю позбутися органічних компонентів, до золи додають концентровану нітратну кислоту і випарюють насухо. Для позбавлення від решток карбону використовують метод випарювання із хлоридною кислотою на піщаній бані. Елементи мінерального залишку визначають за допомогою певних хімічних реакцій.

У деяких випадках застосовують метод мінералізації зразка вологим способом за допомогою таких речовин, як нітратна кислота, нітратна кислота і хлоридна кислота з добавкою перекису водню, сульфатна кислота і хлоридна кислота. У досліджувану пробу доливають суміші кислот, залишають на певний період до обуглення рослинної маси. Після цього розчин підігрівують на слабкому вогні 5-7 хв. до утворення

однорідної коричнево-бурої маси, температуру озолення підвищують і продовжують його підігрівати. Повне озолення триває 15-20 хв. Після його закінчення розчин охолоджують, розбавляють дистильованою водою і визначають потрібні елементи, застосовуючи характерні для того чи іншого елемента хімічні реакції.

Отже, головною умовою достовірності результатів біомоніторингу є правильний відбір рослинної проби, її підготовка до аналізу та проведення самого аналізу [4].

8.5. Біомоніторинг ґрунтів і водних ресурсів

8.5.1. Рослинні індикатори хімічного складу ґрунту

На основі екологічної характеристики організмів, тобто їх реакцій на вплив факторів середовища, виокремлюють *еврибіонти* — види з широкою адаптаційною здатністю, які можуть жити при різних значеннях фактора, і *стенобіонти* — види з низькою адаптаційною здатністю, життєдіяльність яких обмежена вузьким діапазоном змін певного фактора. Саме стенобіонти (організми або їх угруповання), життєві функції яких тісно корелюють з певними чинниками середовища, використовують для біоіндикації ґрунту і водних ресурсів. Ними можуть бути рослини, тварини, мікроорганізми, гриби.

На основі дослідження рослинного покриву можна визначити основні складові ґрунтів (рухомі сполуки основних елементів живлення рослин Ca, N₂, P, S, K, Mg), оскільки певні види рослин домінують у місцевостях з відповідним складом ґрунту. Наприклад, нітрофіти (нітрогенолюби) можна вважати надійними індикаторами ґрунту, збагаченого нітрогеном, до них відносять берест, черемху, бузину. Найбільше їх росте на землях з підвищеним вмістом нітратів, дуже рідко вони трапляються на бідних нітрогеном землях. Домінування різних рослин - галофітів (солестійких) пов'язано з засоленістю ґрунтів різними йонами. Певні види рослин відображають якісний склад катіонів у поглинаючому комплексі ґрунту.

Фітоіндикацію широко застосовують при визначенні *кислотності ґрунтів*. Так, на дуже кислих ґрунтах (pH = 3-4,5) ростуть крайні ацидофіли (надають перевагу кислим ґрунтам), до яких належать сфагнум, плавун булавовидний; на кислих ґрунтах (pH = 4,5-6,0) — помірні ацидофіли (калюжниця болотна, їдкий і повзучий жовтець); на слабокислих ґрунтах (pH = 5,0-6,7) — слабкі ацидофіли (медунка, купина багатоквітова, анемона жовтецева) [1, 2, 5].

Біоіндикація дає змогу оцінити не тільки хімічний склад ґрунту, а й наявність і склад ґрунтових вод.

8.5.2. Рослинні індикатори глибини рівня та хімічного складу ґрунтових вод

Рослини, які дають змогу визначити глибину залягання ґрунтових вод, називають *гідроіндикаторами* [6, 7]. Ця здатність зумовлена максимальною глибиною проникнення їх кореневих систем. Отримати точні гідроекологічні характеристики дають змогу дослідження сукупності гідроіндикаторів. Наприклад, формація *Tamarix ramosissima* росте на землях, де глибина залягання ґрунтових вод становить 0,5-0,7 м, а їх мінералізація – 3-15 г/л.

Про глибину залягання ґрунтових вод свідчать також діаметри кущів гідроіндикаторів, наприклад, рослин *Tamarix ramosissima*. Дослідження рослинних індикаторів одночасно з аналізом ландшафту дає змогу детально визначити рівень ґрунтових вод.

Рослинність точніше відображає глибину близьких до поверхні ґрунтових вод.

Водопостачання постійних гідроіндикаторів в аридних зонах відбувається за рахунок ґрунтових вод, тому вони помітно реагують на зміни мінералізації води. Індикаторами прісних вод служать глікофільні фреофіти і мезофіти (види *Populus*, *Salix*, *T. alba* та ін.).

Глікофільні види з ознаками ксерофітизму (рослини, що живуть у засушливих місцевостях, кактуси, агави, заяча капуста) ростуть на солонуватих водах. Фреофіти з ознаками галофітизму поширеніші там, де вода помірно солона, фреофіти з вираженим галофітизмом – у місцевостях, де вода солона.

Оцінити мінералізацію ґрунтових вод дає змогу вивчення показників гідроіндикаторів та індикаторів засолених ґрунтів у комплексі.

Рослинність відображає вміст кисню, органічних речовин, закисного феруму, твердість та інші властивості, що визначають питну якість ґрунтових вод. Наприклад, ґрунтові води, що живлять вільхово-вербові рослини, насичені гідрогенсульфуром, містять сполуки феруму, збагачені органічними речовинами і зовсім не придатні для вживання.

8.5.3. Біоіндикація забрудненої води

Склад і стан рослинності може вказати на наявність забруднювачів води в межах різноманітних промислових комплексів [8].

Наявність і розподіл водоростей є надійним показником забруднення і санітарного стану вод у морях, ріках та озерах. Деякі види водоростей зникають при наближенні до джерел забруднення, а інші (наприклад, *Ulva lactuca*) поширені за підвищеного забруднення вод. У місцях витoku стічних вод залишається лише бідна флора полісапробіонтних водоростей, що

витримують велику концентрацію органічних речовин у воді і тому є індикаторами дуже забруднених вод.

Водорості бентосу є ще *точнішими індикаторами* санітарного стану морських вод. У бухтах Чорного моря в чистих водах живуть десятки видів діатомей, що зникають в міру забруднення води. При слабкому забрудненні з'являються полісапробіонтні діатомеї (мелозірі та ін.) На максимальне забруднення води вказує масовий розвиток *Melosira moniliformis*.

Виявити присутність небезпечної забруднюючої речовини у водоймі можна за допомогою проявів її токсичного ефекту на рибах (табл. 8.1).

Таблиця 8.1

Деякі зовнішні ознаки отруєння риб

Токсиканти	Ознаки отруєння
1	2
Хлор	Вражені зябра та віковий епітелій. Кінчики зябер світлі. При загибелі – швидкі обертальні рухи
Важкі метали	Товста слизова оболонка тіла і зябер. На зябрах і шкірі – відклади гідроксидів відповідних солей
Фосфор	Вириччування очей
Аміак та солі амонію	Судоми, віялоподібні обертальні рухи, розширення плавників, зяброва кровотеча, рот зімкнутий. Риба тоне хвостом донизу
Залізо та його солі	На зяберних пелюстках бурий наліт гідроксиду феруму
Флуор	Водянка, вириччування очей
Купрум	Тіло вкрите голубуватим слизом
СПАР	Ураження шкіри та плавників з наступним їх руйнуванням. Зябра яскраво-червоні, запалені

Встановлено, що найбільша чутливість дефіциту кисню збігається з чутливістю до органічного забруднення. Щодо стійкості до органічних забруднень і дефіциту кисню розрізняють такі індикаторні групи організмів: *полісапроби* – організми, які витримують сильний ступінь дефіциту кисню (личинки комара *Chaoborus*, мухи-бджоловидки *Fristalis tenax*); *мезосапроби* – організми, що витримують лише середній ступінь забруднення (інфузорія парамеція, карась, короп, лин); *олігосапроби* – організми, які витримують лише слабкий ступінь забруднення, вимогливі до кисню (форель, багато личинок мошок). Потреба у кисні в різних груп риб неоднакова: у форелі – висока, яка становить 7-11 см³/л; у піскаря, коблика – середня (5-7 см³/л); у плотви, йоржа – низька (4 см³/л); у коропа, лина – наднизька (0,5 см³/л).

Отже, рослини, тварини та їх угруповання представляють перспективну галузь біоіндикації через високу чутливість до змін довкілля, що відбуваються під впливом антропогенних чинників. За допомогою рослин і їх угруповань оцінюють дію та наслідки антропогенних впливів:

порушення природних ландшафтів, забруднення повітря, водного середовища та ґрунтів; обґрунтовують заходи з організації екологічного моніторингу.

8.6. Відбір проб тваринного походження

На відміну від проб природних об'єктів до відбору проб *тваринного походження* (їх ще часто називають "біологічними"), в яких передбачається наявність слідових кількостей забруднюючих речовин, пред'являють особливі, додаткові вимоги. Важливо, щоб проба була репрезентативною для всього досліджуваного організму (людини або тварини). Наприклад, у пробах крові, узятих з різних органів, часто виявляються істотні розходження. З цієї причини необхідно особливо точно вказувати умови відбору проб, у тому числі і місце відбору в організмі. Варто також враховувати й особливості біології досліджуваних видів, стадію їхнього розвитку і ступінь контактів із природним середовищем.

Проби тканин можуть відбиратися окремо для кожної з особин, як це рекомендується при обстеженні великих тварин і людини, або усереднюватися в один зразок, що нерідко роблять, наприклад, при відборі проб і аналізі крові немовлят на вміст діоксинів. На аналізі усереднених зразків тканин птахів одного виду, оснований моніторинг забруднення природного середовища хлорорганічними сполуками в США. Кожен зразок включає 10 тушок шпаків, які добуваються в 139 місцях 48 штатів країни.

З метою зберігання тканин в умовах, що гарантують сталість складу у відношенні компонентів, що визначаються, пробу відразу ж *заморожують* і зберігають до аналізу при низьких температурах (до 80°C). Застосовують і інші методи фіксації біологічного матеріалів, наприклад, у формаліні. Іноді тканини перед заморожуванням гомогенізують. Заморожені зразки добре зберігаються тривалий період і можуть знаходитися в такому стані багато років.

Методики відбору проб тваринного походження в якості "*видів-індикаторів*" для оцінки забруднення природних середовищ рекомендують такі: хижі ссавці – *вовк, лисиця, песець, соболь*; риби – *щука, окунь*, двостулкові молюски – *перлівниці, беззубки*. У випадку виявлення в них небезпечних концентрацій ЗР відбирають проби тканин і інших тварин, у тому числі масових мисливських видів (зайців, оленів, кабанів і ін.).

Відбір проб ссавців проводиться в зимовий період. Від свіжої туші *великої тварини* (вовк, лисиця й ін.) відрізають шматок *м'язової тканини* (100 г) і жиру (50 г), а від невеликого хижака (соболя, куниці й ін.) – нижню половину тушки без хвоста. Ще більш дрібні особи (до 300 г) беруться в пробу цілком. В один сезон досить відібрати біологічний матеріал від 5-7 особин одного виду. Зразки зберігаються в замороженому стані до аналізу.

Молюсків збирають з розташованих в обстежуваному районі водойм: водоймищ, ставків, озер, рік, струмків (бажано по одній пробі з кожної водойми). Кожна проба повинна містити особи одного виду: по 5-8 екземплярів *статевозрілих тварин* (40-80 мм) із загальною вагою, без раковин, не менше 50 г. Відібраних молюсків поміщають на фільтрувальний папір і після видалення раковин загортають у фольгу або кальку (неприпустиме використання поліетиленових пакетів). Проби також зберігаються до аналізу замороженими. Раковини збирають і аналізують окремо. Якщо обстежується одна водойма, то проби відбирають з п'яти створів, розташованих у різних місцях цієї водойми.

Для відбору проб тканин риб, їх виловлюють у літній період. Відбирають *п'ять екземплярів дорослих статевозрілих щук або окунів* (якщо цих видів немає, то інших хижаків, що живуть у досліджуваній водоймі). Для визначення віку *вимірюється довжина риби і знімається луска*, яку упаковують окремо. Відбираються проби м'язів з боків і хвоста риби, а також ікра або молоки. Наважку проби (близько 100 г) загортають у фольгу або кальку і поміщають у скляну банку. Зразки зберігаються і транспортуються в замороженому стані. Іноді для контролю за вмістом забруднюючих речовин в воді в місцях скидання стічних вод виловлюють придонних риб (короп, лящ). У цьому випадку бажано в тих же місцях відібрати для обстеження і молюсків. Дрібну рибу рекомендується відбирати цілими тушками (у великих беруть лише середню частину).

Особливої уваги вимагають процедури *відбору крові*. Зразки варто відбирати в ємності з хімічно стійкого скла з дотриманням необхідних запобіжних заходів. Для запобігання забруднення тканинною рідиною і гемолізу істотно, щоб відбиралися проби тільки крові, що вільно витікає. На склад зразка впливає і положення людини (чи іншої великої тварини) у ході відбору проби. У положенні "лежачи" позаклітинна рідина спрямовується в кровоносні судини, розбавляючи тим самим білки плазми крові. При цьому зміни концентрації компонентів можуть досягати 20 % і давати помилкові результати аналізу. У більшості випадків рекомендується зберігати проби при +4°C (для летких сполук при -20 °C). При необхідності збереження проб тривалий час, виникає проблема їхньої стабільності внаслідок процесів коагуляції. Оскільки негомогенність, викликана коагуляцією, може бути серйозним джерелом помилок, то до проби крові слід негайно додати певну кількість антикоагулянту. Істотно, що антикоагулянт не повинен містити ЗР. Надійним способом одержання правильних результатів є застосування ліофільного сушіння зразків.

Відбір *замороженого чи охолодженого м'яса* роблять з однорідної партії. Проби м'яса (без жиру) від туш беруть шматками масою не менше 200 г в області шийних хребців, лопатки, стегна, м'язів спини. Загальна маса проби 1-2 кг. У такій же кількості відбирають і зразки досліджуваних субпродуктів. Кожен зразок упаковують в пергамент або фольгу і зберігають до аналізу в замороженому стані. При відборі проб м'яса птаха з

кожної партії відбирають по три тушки Аналогічно відбирають і м'ясо кроликів. При необхідності проби поміщають у холодильник і заморожують.

Проби молока беруть після ретельного перемішування, домагаючись повної однорідності і не допускаючи сильного спінювання. Із серії точкових проб складають об'єднану – об'ємом близько 1 л. Посуд, в який поміщають проби молока, повинен бути хімічно стійким і закриватися кришкою. До початку аналізу проби варто зберігати при температурі від +2 до +8°C. При тривалому зберіганні молоко заморожують.

Питання для самоконтролю

1. Визначте переваги методу біоіндикації над інструментальними методами оцінки стану природного середовища
2. З'ясуйте сутність біоіндикації.
3. Які забруднюючі речовини, що впливають на рослинний покрив, є основними, а які другорядними?
4. Що спільного є у рослин-індикаторів і рослин-моніторів? Чим вони різняться?
5. Які рослини найчастіше використовуються як біомонітори і чому?
6. Проаналізуйте реакції рослин на забруднення.
7. Визначте рослинні індикатори хімічного складу ґрунту.
8. Які рослинні індикатори глибини рівня та хімічного окладу ґрунтових вод Ви знаєте?
9. Охарактеризуйте біоіндикатори забруднення води в водних об'єктах.
10. Проаналізуйте операції відбору проб тваринного походження.

Література до розділу 8

1. Клименко М.О., Прищепя А.М., Вознюк Н.М. Моніторинг довкілля: Підручник. - К.: Аквдемія, 2006. - 359 с.
2. Приходько М.М. Моніторинг довкілля. Конспект лекцій. – Івано-Франківськ: ІФНТУНГ, 2010. – 68 с.
3. Рома В.В., Степова О.В. Навчальний посібник для вивчення дисципліни «Моніторинг довкілля» для студентів напряму підготовки 6.040106 «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування» освітньо-кваліфікаційного рівня «бакалавр» – Полтава: ПолтНТУ, 2016. – 117 с.
4. Ольхович О.П., Мусієнко М.М. Фітоіндикація та фітомоніторинг. – Київ: Фітосоціоцентр, 2005. – 93 с/
5. Агроєкологія: Навчальний посібник / О.Ф.Смаглій, А.Т.Кардашов, П.В. Літвак та ін. - Київ: Вища освіта, 2006. - 671 с.

6. Оцінка екологічного стану водойм методами біоіндикації. Перші кроки до оцінки якості води. / Г. Карпова, Л. Зуб, В. Мельничук, Г. Проців – Бережани, 2010. – 32 с.
7. Мисейко Г.Н. Биологический анализ качества пресных вод / Мисейко Г.Н., Безсмертных Д.М., Тушкова Г.И. Под ред. Г.Н. Мисейко. – Барнаул: Изд-во АГУ, 2001. – 201 с.
8. Гродзинський Д.М., Шиліна Ю.В., Куцоконь Н.К. та ін. Застосування рослинних тестсистем для оцінки комбінованої дії факторів різної природи. Київ: Фітосоціоцентр, 2006. - 60 с.

Навчальне видання

ГРИНЬ Григорій Іванович
МОХОНЬКО Вікторія Іванівна
СУВОРІН Олександр Вікторович
КУЗНЕСЦОВ Павло Володимирович
ГРИНЬ Світлана Олександрівна
ОЖЕРЕДОВА Марина Анатоліївна
КОШОВЕЦЬ Микола Володимирович
ЗУБЦОВ Євген Іванович
ПОНОМАРЬОВ Володимир Олександрович
КРАВЧЕНКО Інна Василівна
АЗАРОВ Микола Іванович

МЕТОДИ ВИМІРЮВАННЯ ПАРАМЕТРІВ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Підручник

Українською мовою

Підписано до друку 13.02.2019.

Формат 60x84 ¹/₁₆. Папір типогр. Гарнітура Times.

Друк офсетний. Умов. друк. арк. 24,4. Обл.-вид. арк. 25,2.

Тираж 100 екз. Вид. № 3213. Заказ № 9. Ціна договірна.

Видавництво Східноукраїнського національного університету
імені Володимира Даля

Свідectво про реєстрацію: серія ДК № 1620 від 18.12.2003 р.

Адреса університета: просп. Центральний 59-а

м. Северодонецьк, 93400, Україна

e-mail: vidavnictvoSNU.ua@gmail.com.

Надруковано:

Відділ технічного обслуговування СНУ ім. В. Даля

Адреса: просп. Центральний 59-а

м. Северодонецьк, 93400