

ЗВІТ JRC ПРО ПОЛІТИКУ В ГАЛУЗІ НАУКИ

Довідковий звіт Об'єднаного дослідницького центру Європейської Комісії (JRC) щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED

Директива щодо промислових викидів 2010/75/EU (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю)

Томас Брінкманн, Ральф Бот,
Б'янка Марія Скалет, Серж Рудьє,
Луїс Дельгадо Санчо

2018



Довідковий звіт Об'єднаного
дослідницького центру
Європейської Комісії (JRC) щодо
моніторингу викидів у повітря та
воду від установок, що
підпадають під дію Директиви
IED

Директива щодо промислових викидів
2010/75/EU
Комплексне запобігання та контроль
забруднень

Автори:

Томас Брінкманн (Thomas Brinkmann)
Ральф Бот (Ralf Both)
Б'янка Марія Скалет (Bianca Maria Scalet)
Серж Рудьє (Serge Roudier)
Луїс Дельгадо Санчо (Luis Delgado Sancho)

2018

Ця публікація є звітом про політику в галузі науки, створеним Об'єднаним дослідницьким центром (JRC), службою науки та знань Європейської Комісії. Мета звіту полягає у забезпеченні заснованої на фактичних даних наукової підтримки у процесі розробки європейської політики. Результати наукової діяльності, відображені у цій праці, не відтворюють політичну позицію Європейської Комісії. Ні Європейська Комісія, ні будь-яка особа, яка діє від імені Комісії, не несе відповідальності за використання матеріалів цієї публікації.

Контактна інформація

Назва: Європейське бюро з комплексного запобігання та контролю забруднень (IPPC)
Адреса: Об'єднаний дослідницький центр, виставковий центр Едіфіціо Експо (Edificio Expo), кальє Інка Гарсіласо (с/ Inca Garcilaso), 3, Севілья, E-41092, Іспанія
Ел. пошта: JRC-B5-EIPPCB@ec.europa.eu
Тел.: +34 95 4488 284

Науковий центр JRC

<https://ec.europa.eu/jrc>

Правове застереження

Згідно з Рішенням Європейської комісії від 12 грудня 2011 щодо повторного використання документів Європейської комісії (2011/833/EU), поточний Довідковий документ з найкращих доступних технологій та методів управління (BREF) підлягає вільному повторному використанню, окрім частин, на які поширюються будь-які права третіх сторін, що можуть бути присутні у документі (як-от зображення, таблиці, дані, текстовий матеріал або подібні матеріали, права на які потрібно окремо придбати у їх відповідних правовласників для подальшого використання). Європейська комісія не несе відповідальності за будь-які наслідки, що випливають із повторного використання цієї публікації. Будь-яке повторне використання дозволене лише за умови визнання джерела та відсутності спотворення початкового значення чи основної думки.

JRC112164

EUR 29261 EN

PDF ISBN 978-92-79-86853-5 ISSN 1831-9424 doi:10.2760/344197

Люксембург: Центр публікацій Європейського Союзу, 2018

© Європейський Союз, 2018

Посилання на цей звіт: Томас Брінкманн, Ральф Бот, Б'янка Марія Скалет, Серж Рудьє, Луїс Дельгадо Санчо; *Довідковий звіт Об'єданого дослідницького центру Європейської Комісії (JRC) щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED*; EUR 29261 EN; doi 10.2760/344197

Усі зображення © Європейський Союз, 2018, окрім випадків, коли є посилання на інше джерело. Зображення на обкладинці надано (зліва направо, зверху вниз): 1. Взяття проб води: © Державне агентство з охорони довкілля Федеральної землі Північний Рейн-Вестфалія – Клаус Зелент (Klaus Selent); 2. Робітник, що дивиться на димову трубу: © ЄС; 3. Іонний хроматограф: © JRC; 4. Аналітична лабораторія – дослідник з піпеткою та пробіркою: © fotolia.com – Ромоло Тавані (Romolo Tavani); 5. Автоматизована багатоколонкова система очищення зразків з довкілля для аналізу на діоксини, поліхлоридні біфеніли (ПХБ) та інші стійкі органічні забруднювачі (СОЗ): © JRC.

Назва Довідковий звіт Об'єданого дослідницького центру Європейської Комісії (JRC) щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED

Анотація

Моніторинг викидів у повітря та воду – важливий елемент запобігання та зниження рівня забруднення довкілля промисловими об'єктами, а також забезпечення високого ступеня захисту довкілля загалом. Отже, Директива 2010/75/ЄС про промислові викиди (IED) розглядає питання моніторингу викидів у різних випадках.

У цьому Довідковому звіті JRC з моніторингу (ROM) узагальнюється інформація щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED, і містяться практичні рекомендації щодо застосування найкращих доступних технік (НДТМ) і висновки щодо моніторингу з метою надання уповноваженим органам влади допомоги з визначення вимог моніторингу у дозволах, що надаються промисловим об'єктам, що підпадають під дію IED.

Крім того, за допомогою інформації та рекомендацій, що містяться в цьому документі, технічні робочі групи (TRG) можуть зробити висновки щодо НДТМ під час укладання і перегляду довідкових документів щодо НДТМ (BREF).

Подяки

Цей Довідковий звіт JRC з моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED (ROM), був розроблений Європейським бюро з комплексного запобігання та контролю забруднень (EIPPCB) при Об'єднаному дослідницькому центрі Європейської комісії (JRC) під наглядом Сержа Рудьє (Голова EIPPCB) та Луїса Дельгадо (Керівника підрозділу циркулярної економіки та лідерства у промисловому секторі).

Автори ROM з EIPPCB – Томас Брінкманн, Ральф Бот і Б'янка-Марія Скалет.

Цей документ було розроблено EIPPCB на основі:

1. Довідкового документа щодо загальних принципів моніторингу (MON REF [3, COM 2003]), що його замінює цей документ;
2. загальнодоступної інформації з моніторингу викидів, зокрема стандартів EN;
3. досвіду, здобутого шляхом обміну інформацією між країнами-членами ЄС. відповідними галузями промисловості, неурядовими організаціями, що сприяють захисту довкілля, та Комісією згідно зі статтею 13 Директиви про промислові викиди (IED) [24, EU 2010]; і
4. обміну інформацією у Групі експертів з моніторингу (MEG), заснованій з метою складення цього документа.

Особливо активну роль в обміні інформацією відіграли такі члени MEG:

- країни-члени ЄС: Австрія, Бельгія, Чеська Республіка, Данія, Фінляндія, Франція, Німеччина, Греція, Ірландія, Нідерланди, Іспанія, Швеція та Великобританія;
- промислові асоціації: British Glass, Cefic, CEMBUREAU, Cerame-Unie, CEWEP, CONCAWE, ESWET, EuLA, EURELECTRIC, EUROFER, Eurometaux, ECGA/EUROMINES;
- неурядова організація, що сприяє захисту довкілля: Європейське екологічне бюро (ЕЕВ);
- Європейський комітет зі стандартизації (CEN): технічні комітети CEN/TC 230 «Аналіз води» і CEN/TC 264 «Якість повітря».

Участь у розробці та рецензуванні цього документа взяв увесь колектив EIPPCB.

Цей документ належить до серії запланованих документів, що перелічені нижче (на момент написання розроблені такі документи):

Довідковий документ з найкращих доступних технологій та методів управління	Код
Керамічне виробництво	CER
Загальні системи переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі	CWW
Викиди зі складів	EFS
Енергоефективність	ENE
Обробка чорних металів	FMP
Харчова, питна та молочна промисловість	FDM
Промислові системи охолодження	ICS
Інтенсивне птахівництво та свинарство	IRPP
Виробництво заліза та сталі	IS
Великі спалювальні установки	LCP
Великосерійна неорганічно-хімічна промисловість – виробництво аміаку, кислот та добрив	LVIC-AAF
Великосерійна неорганічно-хімічна промисловість – виробництво твердих та інших речовин	LVIC-S
Утилізація хвостів та відвалів у гірничодобувній діяльності	MTWR
Виробництво скла	GLS
Виробництво хімічної продукції тонкого органічного синтезу	OFC
Кольорова металургія	NFM
Виробництво цементу, вапна та оксиду магнію	CLM
Хлорно-лужне виробництво	CAK
Виробництво великомасштабних органічних хімічних речовин	LVOC
Виробництво полімерів	POL
Виробництво целюлозної маси, паперу та картону	PP
Виробництво неорганічних хімічних речовин спеціального призначення	SIC
Виробництво деревних плит	WBP
Переробка нафти і газу	REF
Бойні та переробка побічних продуктів тваринної промисловості	SA
Ковальська та ливарна промисловість	SF
Поверхнева обробка металів та пластмас	STM
Поверхнева обробка за допомогою органічних розчинників	STS
Дублення шкіри та шкір	TAN
Текстильна промисловість	TXT
Спалювання відходів	WI
Галузі переробки відходів	WT
Довідковий документ	
Економічні та міжсередовищні наслідки	ECM
<i>Моніторинг викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED</i>	<i>ROM</i>

Електронні версії ескізних та остаточно оформлених документів наявні у відкритому доступі, їх можна завантажити з сайту <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/>.

ПЕРЕДМОВА

У 2012 році Європейська комісія вирішила розробити Довідковий звіт JRC з моніторингу (ROM) у рамках Директиви про промислові викиди (IED) [24, EU 2010]. ROM розроблено на базі Довідкового документа щодо загальних принципів моніторингу (MON REF [3, COM 2003]), ухваленого Комісією в липні 2003 року в рамках Директиви про комплексне запобігання і контроль забруднень (IPPC) (96/61/ЄС) (у подальшому скасованої та заміненої Директивою 2008/1/ЄС).

ROM замінює MON REF, проте не охоплює всіх питань, що розглядаються в останньому, зокрема питання оцінки відповідності.

У ROM наводиться загальна поширена інформація, зібрана Європейським бюро IPPC з різних джерел, зокрема міжнародних та національних стандартів, наукових публікацій. Деякі країни-члени ЄС зробили окремий внесок у вигляді власного узагальненого досвіду моніторингу. Усю зібрану інформацію, крім інформації, захищеної авторським правом, надали Групі експертів з моніторингу (MEG) для обміну думками. Усі внески читачів будуть з вдячністю враховані.

ROM не тлумачить IED [24, EU 2010]. Згідно зі статтею 16(1) IED, вимоги до моніторингу в дозволах мають базуватись на висновках щодо моніторингу, описаних у висновках щодо НДТМ. В межах цього підходу ROM можна використовувати як довідковий документ для сприяння послідовному застосуванню висновків щодо НДТМ та Директиви, що містить додаткові рекомендації щодо стандартів, стратегій та практичних методів моніторингу.

Мета цього документа – інформування осіб, які беруть участь у реалізації Директиви, щодо загальних аспектів моніторингу викидів, а також зведення інформації щодо моніторингу, яка може бути корисною під час укладання та перегляду BREF та відповідних висновків щодо НДТМ.

Оскільки методи моніторингу з часом змінюються, документ переглядатиметься і в міру потреби оновлюватиметься. Усі коментарі та пропозиції надсилати до Європейського бюро з комплексного запобігання та контролю забруднень на адресу:

Європейська комісія
Об'єднаний дослідницький центр
Директорат В. Інновації та зростання
Підрозділ циркулярної економіки та лідерства у промисловому секторі
Європейське бюро з комплексного запобігання та контролю забруднень (IPPC)
Виставковий центр Едіфісіо Експо
кальє Інка Гарсіласо, 3
Севілья, Е-41092, Іспанія
Телефон: +34 95 4488 284
Факс: +34 95 4488 426
Ел. пошта: jrc-b5-eippcb@ec.europa.eu
Веб-сайт: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu>

Довідковий звіт Об'єднаного дослідницького центру Європейської Комісії (JRC) щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED

ПЕРЕДМОВА	i
1 ВСТУП	1
2 МЕТА І СФЕРА ЗАСТОСУВАННЯ	3
3 ЗАГАЛЬНІ АСПЕКТИ МОНІТОРИНГУ	5
3.1 ВИЗНАЧЕННЯ.....	5
3.2 ІМОВІРНІ ЦІЛІ МОНІТОРИНГУ	6
3.3 ЗАГАЛЬНІ ПІДХОДИ ДО ВИБОРУ РЕЖИМУ МОНІТОРИНГУ	7
3.3.1 Огляд.....	7
3.3.2 Підхід, що ґрунтується на оцінюванні ризиків.....	7
3.3.3 Прямі вимірювання і опосередковані методи.....	10
3.3.3.1 Огляд.....	10
3.3.3.2 Прямі вимірювання.....	11
3.3.3.2.1 Регулярні вимірювання.....	11
3.3.3.2.1.1 Безперервні вимірювання.....	11
3.3.3.2.1.2 Періодичні вимірювання.....	11
3.3.3.2.1.3 Безперервні та періодичні вимірювання.....	12
3.3.3.2.2 Програмні вимірювання.....	12
3.3.3.3 Опосередковані методи.....	12
3.3.3.3.1 Сурогатні параметри.....	12
3.3.3.3.2 Масовий баланс.....	14
3.3.3.3.3 Коефіцієнти викидів.....	15
3.3.3.3.4 Інші розрахунки.....	16
3.4 КОНТРОЛЬ ЯКОСТІ.....	17
3.4.1 Огляд.....	17
3.4.2 Кваліфікація персоналу та лабораторії.....	17
3.4.3 Стандартизовані методи.....	19
3.4.4 Обробка даних.....	21
3.4.4.1 Огляд.....	21
3.4.4.2 Усереднення результатів вимірювань.....	21
3.4.4.3 Невизначеність вимірювання.....	23
3.4.4.4 Межа виявлення і межа кількісного визначення.....	26
3.4.4.5 Викиди.....	28
3.5 НОРМАЛЬНІ І ВІДМІННІ ВІД НОРМАЛЬНИХ УМОВИ ЕКСПЛУАТАЦІЇ – ВІДПОВІДНІ УМОВИ ВИМІРЮВАННЯ.....	30
4 МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ У ПОВІТРЯ	33
4.1 ОГЛЯД.....	33
4.2 РЕЧОВИНИ, ЩО ЗАБРУДНЮЮТЬ ПОВІТРЯ	34
4.3 БЕЗПЕРЕРВНІ/ПЕРІОДИЧНІ ВИМІРЮВАННЯ.....	35
4.3.1 Безперервні та періодичні вимірювання.....	35
4.3.2 Безперервні вимірювання.....	37
4.3.2.1 Загальні європейські стандарти.....	37
4.3.2.2 Контроль якості.....	38
4.3.2.2.1 Сертифікація.....	38
4.3.2.2.2 Експлуатаційний контроль якості.....	39
4.3.2.3 Місце, секція, переріз і точка вимірювання/відбору проб.....	40
4.3.2.4 Аналіз.....	41
4.3.2.4.1 Екстракційні та неекстракційні АВС.....	41

4.3.2.4.2	Методи вимірювання сертифікованими АВС	42
4.3.2.4.3	Безперервні вимірювання ртуті	43
4.3.2.5	Референтні/стандартні умови	43
4.3.2.5.1	Огляд	43
4.3.2.5.2	Особливі міркування щодо безперервних вимірювань	44
4.3.2.6	Обробка даних	44
4.3.2.7	Складання звітів	45
4.3.2.8	Укладання і перегляд BREF	45
4.3.3	Періодичні вимірювання	46
4.3.3.1	Загальні європейські стандарти	46
4.3.3.2	Контроль якості	47
4.3.3.2.1	Сертифікація	47
4.3.3.2.2	Експлуатаційний контроль якості	47
4.3.3.3	Ціль та план вимірювання	47
4.3.3.4	Умови експлуатації	48
4.3.3.5	Місце, секція і переріз вимірювання/відбору проб	48
4.3.3.6	Точка вимірювання/відбору проб	49
4.3.3.7	Кількість окремих вимірювань	50
4.3.3.8	Час проведення і тривалість окремих вимірювань	50
4.3.3.9	Частота вимірювань	51
4.3.3.10	Аналіз	52
4.3.3.10.1	Огляд	52
4.3.3.10.2	Аміак	52
4.3.3.10.3	Чадний газ	52
4.3.3.10.4	Пил	53
4.3.3.10.5	Формальдегід	53
4.3.3.10.6	Газоподібні хлориди/фториди і HCl/HF	53
4.3.3.10.7	Інші газоподібні органічні сполуки	54
4.3.3.10.8	Ртуть та її сполуки	54
4.3.3.10.9	Метали та їх сполуки	55
4.3.3.10.10	Метан	55
4.3.3.10.11	Оксиди азоту	55
4.3.3.10.12	Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ)	55
4.3.3.10.13	ПХДД/ПХДФ і діоксиноподібні ПХБ	56
4.3.3.10.14	Оксиди сірки	57
4.3.3.10.15	Загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС)	57
4.3.3.11	Референтні/стандартні умови	59
4.3.3.12	Обробка даних	59
4.3.3.13	Складання звітів	59
4.3.3.14	Укладання і перегляд BREF	60
4.4	ОПОСЕРЕДКОВАНІ МЕТОДИ	62
4.4.1	Приклади сурогатних параметрів	62
4.4.1.1	Огляд	62
4.4.1.2	Системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS)	62
4.4.2	Аналіз палива	63
4.4.3	Укладання і перегляд BREF	63
4.5	ДИФУЗНІ ВИКИДИ	66
4.5.1	Огляд	66
4.5.2	Визначення	66
4.5.3	Європейські стандарти	68
4.5.4	Інші методи	69
4.5.4.1	Вимірювання в джерелі	69
4.5.4.2	Методи дистанційного вимірювання	69
4.5.4.2.1	Дистанційне оптичне зондування	69

4.5.4.2.2	Інші методи дистанційного вимірювання	70
4.5.4.3	Розрахунки та оцінки	71
4.5.5	Укладання і перегляд BREF	71
4.6	ЗАПАХ	72
4.6.1	Огляд	72
4.6.2	Визначення	72
4.6.3	Європейські стандарти	73
4.6.3.1	Огляд	73
4.6.3.2	Динамічна ольфактометрія	74
4.6.3.3	Метод решітки	75
4.6.3.4	Метод шлейфу	75
4.6.4	Інші методи	75
4.6.4.1	Огляд	75
4.6.4.2	Приклади застосування моніторингу запахів у країнах-членах	76
4.6.4.3	Моніторинг запахів експертними групами	76
4.6.4.4	Опитування населення щодо запахів	77
4.6.4.5	Електронні сенсорні системи	77
4.6.5	Укладання і перегляд BREF	78
4.7	БІОМОНІТОРИНГ	79
4.7.1	Огляд	79
4.7.2	Визначення	79
4.7.3	Європейські стандарти	79
4.7.4	Інші методи	80
4.7.5	Укладання і перегляд BREF	80
4.8	ВИТРАТИ	81
5	МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ У ВОДУ	83
5.1	ОГЛЯД	83
5.2	РЕЧОВИНИ, ЩО ЗАБРУДНЮЮТЬ ВОДУ	84
5.3	БЕЗПЕРЕРВНІ/ПЕРІОДИЧНІ ВИМІРЮВАННЯ	85
5.3.1	Загальні європейські стандарти	85
5.3.2	Режими моніторингу	86
5.3.3	Безперервні та періодичні вимірювання	87
5.3.4	Безперервні вимірювання	89
5.3.4.1	Параметри води, крім витрати стічних вод	89
5.3.4.2	Витрата стічних вод	90
5.3.5	Періодичні вимірювання	91
5.3.5.1	Огляд	91
5.3.5.2	Ціль та план вимірювання	91
5.3.5.3	Місце і точка вимірювання/відбору проб	93
5.3.5.4	Типи проб	93
5.3.5.4.1	Усреднені проби	93
5.3.5.4.2	Точкові проби	94
5.3.5.5	Устаткування для відбору проб	95
5.3.5.5.1	Контейнер для проб	95
5.3.5.5.2	Ручні пристрої для відбору проб	96
5.3.5.5.3	Автоматичні пристрої для відбору проб	96
5.3.5.6	Частота вимірювання/відбору проб	97
5.3.5.7	Обробка і зберігання проб	98
5.3.5.8	Аналіз	99
5.3.5.8.1	Огляд	99
5.3.5.8.2	Органічні галогени, що абсорбуються (АОХ)	100
5.3.5.8.3	Амонійний азот (NH ₄ -N)	101
5.3.5.8.4	Біохімічна потреба в кисні (БПК _n)	101

5.3.5.8.5	Хімічна потреба в кисні (ХПК)/Загальний органічний вуглець (ЗОВ)	102
5.3.5.8.6	Хром (VI)	103
5.3.5.8.7	Ціанід	103
5.3.5.8.8	Вуглеводневий нафтовий індекс (НОІ)	104
5.3.5.8.9	Ртуть	104
5.3.5.8.10	Метали та інші елементи	105
5.3.5.8.11	Фенольний індекс	106
5.3.5.8.12	Сульфіди	106
5.3.5.8.13	Загальний азот (ЗА)/Загальний неорганічний азот (N _{неорг})/Загальний азот за К'ельдалем (ЗАК)	107
5.3.5.8.14	Загальний фосфор (ЗФ)	107
5.3.5.8.15	Загальний вміст зваженої твердої речовини (ЗЗТР)	108
5.3.5.8.16	Тест-системи	109
5.3.6	Обробка даних	110
5.3.7	Складання звітів	111
5.3.8	Укладання і перегляд BREF	112
5.4	СУРОГАТНІ ПАРАМЕТРИ	114
5.4.1	Приклади сурогатних параметрів	114
5.4.2	Укладання і перегляд BREF	115
5.5	ТЕСТИ НА ТОКСИЧНІСТЬ І КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА СТІЧНИХ ВОД	116
5.5.1	Тести на токсичність	116
5.5.1.1	Огляд	116
5.5.1.2	Європейські стандарти	117
5.5.1.3	Обробка даних і складання звітів	121
5.5.2	Комплексна оцінка стічних вод	122
5.5.3	Укладання і перегляд BREF	123
5.6	ВИТРАТИ	125
6	ЗАКЛЮЧНІ ЗАУВАЖЕННЯ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО МАЙБУТНЬОЇ РОБОТИ	127
7	ДОДАТКИ	129
A.1.	СТАНДАРТИ ТА МЕТОДИ ВИМІРЮВАННЯ ВИКИДІВ У ПОВІТРЯ	129
A.2.	СТАНДАРТИ ЩОДО ВИМІРЮВАННЯ ВИКИДІВ У ВОДУ	135
A.3.	ПРИКЛАДИ ГРАНИЧНИХ ЗНАЧЕНЬ МАСОВОЇ ВИТРАТИ ДЛЯ БЕЗПЕРЕРВНОГО ВИМІРЮВАННЯ ВИКИДІВ У ПОВІТРЯ	142
A.4.	КОЕФІЦІЄНТИ ТОКСИЧНОЇ ЕКВІВАЛЕНТНОСТІ ДЛЯ ПХДД/ПХДФ	143
A.5.	ДАНІ ЩОДО ВИТРАТ НА МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ У ПОВІТРЯ	145
A.6.	ПРИКЛАДИ РОЗРАХУНКУ СЕРЕДНЬОЗВАЖЕНИХ КОНЦЕНТРАЦІЙ ТА СЕРЕДНЬОГО ПИТОМОГО НАВАНТАЖЕННЯ У СТІЧНИХ ВОДАХ	153
	СЛОВНИК ТЕРМІНІВ	157
I.	Коди країн	157
II.	Грошові одиниці	157
III.	Префікси одиниць вимірювання	158
IV.	Одиниці вимірювання	158
V.	Хімічні елементи	159
VI.	Хімічні формули, які часто використовуються у цьому документі	160
VII.	Акроніми	162
	ПОСИЛАННЯ	167

Перелік рисунків

Рис. 3.1.	Режим моніторингу залежно від ризику перевищення граничних значень викидів (ГЗВ).....	9
Рис. 3.2.	Приклади зміни рівнів викидів з часом.....	31
Рис. 4.1.	Приклад пристрою для екстракційного відбору проб	41
Рис. 4.2.	Методика відбору проб, описана в стандарті EN 15259:2007.....	49
Рис. 4.3.	Приклад кондиційованого корпусу для АВС	82
Рис. 5.1.	Приклади контейнерів для проб	95
Рис. 5.2.	Приклад ковша для відбору проб з ручкою	96
Рис. 5.3.	Приклад автоматичного пристрою для відбору проб	97
Рис. 5.4.	Приклад зберігання проб.....	98
Рис. 5.5.	Приклад аналізатора АОХ.....	100
Рис. 5.6.	Приклад оптичного емісійного спектрометра з індуктивно зв'язаною плазмою.....	105
Рис. 5.7.	Приклад тест-системи зі спектрофотометром.....	109
Рис. 5.8.	Тест на токсичність ряски	119
Рис. 5.9.	Тест на токсичність <i>Daphnia</i>	120
Рис. 5.10.	Тест на токсичність ікри смугастого даніо	120

Перелік таблиць

Таблиця 3.1.	Приклад факторів ризику, що впливають на ймовірність перевищення ГЗВ і наслідки перевищення ГЗВ для викидів у воду	8
Таблиця 3.2.	Приклади періодів усереднення, визначених у висновках щодо НДТМ.....	22
Таблиця 3.3.	Максимально допустимі розширені невизначеності СРМ	24
Таблиця 3.4.	Максимально допустимі розширені невизначеності АВС для великих установок згоряння і установок (сумісного) спалювання відходів (Додаток V і VI до Директиви IED).....	25
Таблиця 4.1.	Приклади визначень речовин, що забруднюють повітря.....	34
Таблиця 4.2.	Важливі характеристики безперервних і періодичних вимірювань	35
Таблиця 4.3.	Загальні європейські стандарти щодо безперервного вимірювання викидів у повітря	37
Таблиця 4.4.	Методи вимірювання найпоширеніших речовин, що забруднюють повітря, сертифікованими АВС	42
Таблиця 4.5.	Загальні європейські стандарти і технічні специфікації щодо періодичного вимірювання викидів у повітря	46
Таблиця 4.6.	Європейські стандарти щодо моніторингу дифузних і спонтанних викидів	68
Таблиця 4.7.	Європейські стандарти щодо вимірювання запахів	73
Таблиця 4.8.	Європейські стандарти щодо біомоніторингу з використанням рослин	79
Таблиця 5.1.	Приклади визначень забруднювальних речовин у воді	84
Таблиця 5.2.	Загальні європейські стандарти і технічні специфікації щодо моніторингу викидів у воду	85
Таблиця 5.3.	Огляд типів вимірювання та відбору проб з метою моніторингу викидів у воду	86
Таблиця 5.4.	Важливі характеристики безперервних і періодичних вимірювань	88
Таблиця 5.5.	Європейські стандарти щодо тестів на токсичність	118
Таблиця 6.1.	Основні етапи розробки Довідкового звіту JRC з моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED (ROM).....	127
Таблиця 7.1.	Спеціальні стандарти щодо періодичного вимірювання викидів у повітря.....	129
Таблиця 7.2.	Методи вимірювання викидів у повітря сертифікованими АВС	133
Таблиця 7.3.	Спеціальні стандарти щодо вимірювання викидів у воду	135
Таблиця 7.4.	Приклади граничних значень масової витрати для безперервного вимірювання викидів у повітря	142
Таблиця 7.5.	Коефіцієнти токсичної еквівалентності для ПХДД/ПХДФ	143
Таблиця 7.6.	Дані щодо витрат на моніторинг викидів димових газів у різних галузях промисловості Великобританії, надані операторами установок	145
Таблиця 7.7.	Дані щодо витрат на безперервні вимірювання викидів димових газів у Великобританії, надані виробниками та постачальниками вимірювальних приладів	148
Таблиця 7.8.	Дані щодо витрат на періодичні вимірювання викидів димових газів у Великобританії, надані дослідницькими лабораторіями	152
Таблиця 7.9.	Розрахунок середньомісячних значень параметрів, що вимірюються щодня – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження ХСК на місяць за відносно стабільних значень витрати.....	153
Таблиця 7.10.	Розрахунок середньомісячних значень параметрів, що вимірюються щодня – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження ХСК на місяць за мінливих значень витрати	154
Таблиця 7.11.	Розрахунок середніх значень параметрів, що вимірюються періодично – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження АОХ за відносно стабільних значень витрати – для зразків, зібраних протягом року	155

1 ВСТУП

Моніторинг викидів у повітря та воду – важливий елемент запобігання та зниження рівня забруднення довкілля промисловими об'єктами, а також забезпечення високого ступеня захисту довкілля загалом. Отже, Директива про промислові викиди (IED) [24, EU 2010] розглядає питання моніторингу викидів у різних випадках, зокрема:

- У висновках щодо НДТМ розглядаються рівні викидів, пов'язані з найкращими доступними техніками (НДТМ), і пов'язаний з цим моніторинг (Директива IED, стаття 3(12)).
- Обмін інформацією щодо НДТМ з метою укладання і перегляду BREF має стосуватися використовуваних технік і пов'язаного з цим моніторингу (Директива IED, стаття 13(2)(b)).
- Дозволи мають містити належні вимоги до моніторингу викидів (Директива IED, стаття 14(1)(c) і (d)).
- Вимоги до моніторингу мають, у застосовних випадках, ґрунтуватися на висновках щодо моніторингу, що їх описано у висновках щодо НДТМ (Директива IED, стаття 16(1)).
- Компетентний орган має забезпечити доступ громадськості до результатів моніторингу викидів, що його вимагають умови дозволу і проводить компетентний орган (Директива IED, стаття 24(3)(b)).

У цьому Довідковому звіті JRC з моніторингу (ROM) узагальнюється інформація щодо моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED, і містяться практичні рекомендації щодо застосування НДТМ і висновки щодо моніторингу з метою надання уповноваженим органам влади допомоги з визначення вимог моніторингу у дозволах, що надаються установкам, що підпадають під дію директиви IED. Крім того, за допомогою інформації та рекомендацій, що містяться в цьому документі, технічні робочі групи (TRG) можуть зробити висновки щодо НДТМ під час укладання і перегляду BREF.

2 МЕТА І СФЕРА ЗАСТОСУВАННЯ

Мета Довідкового звіту JRC з моніторингу (ROM) є подвійною:

- надавати уповноваженим органам влади й операторам інформацію щодо загальних питань моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED;
- зводити інформацію щодо моніторингу викидів, яку можуть використовувати члени ТРГ, включно з Європейським бюро IPPC, під час роботи над BREF та висновками щодо НДТМ.

У цьому документі, зокрема, розглядаються питання, що стосуються моніторингу викидів у зв'язку зі статтями 14(1)(c) і 16 Директиви IED.

У цьому документі розглядаються загальні принципи та інші важливі питання щодо моніторингу викидів, а також пов'язані з ним параметри, на яких ґрунтується вибір підходу та частоти моніторингу, а також методів збирання, обробки даних моніторингу та звітності. Мета документа – сприяти точності, надійності, репрезентативності та зіставності даних моніторингу викидів від промислових установок.

У звіті розглядаються такі питання:

- загальні аспекти моніторингу:
 - цілі моніторингу;
 - підходи до моніторингу, включно з прямими вимірюваннями та опосередкованими методами;
 - контроль якості, включно з вимогами до кваліфікації персоналу та лабораторії, застосування стандартів EN, ISO та інших стандартів, а також невизначеністю вимірювання;
 - підходи до моніторингу в умовах, що відхиляються від нормальних умов експлуатації;
- моніторинг викидів у повітря (включно з запахами, дифузними та спонтанними викидами, біомоніторингом) та воду (включно з тестами на токсичність), а саме:
 - планування вимірювань;
 - частота вимірювань;
 - методи безперервного та періодичного вимірювання;
 - вимірювання, вираження та документування периферійних параметрів/референтних величин;
 - обробка даних;
 - звітність;
 - витрати на моніторинг;
 - моніторинг опосередкованими методами (сурогатні параметри, масовий баланс і системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS)).

У цьому звіті **не розглядаються** такі питання:

- Моніторинг технологічного процесу: моніторинг параметрів технологічного процесу з метою контролю виробничого процесу. У разі потреби це питання розглядається у галузевих BREF.
- Моніторинг відходів, окрім стічних вод і відхідних газів.
- Детальна інформація щодо методів моніторингу.
- Міркування щодо моніторингу в конкретних галузях промисловості: у разі потреби галузеві аспекти розглядаються в галузевих BREF.
- Моніторинг парникових газів у межах європейської системи торгівлі квотами на викиди парникових газів (СТВ): це питання розглядається в Регламенті Комісії (ЄС) № 601/2012 стосовно моніторингу та звітності щодо викидів парникових газів згідно з Директивою 2003/87/ЄС Європейського Парламенту і Ради [130, EU 2012].

- Звітування згідно з Європейським реєстром викидів і перенесення забруднювачів (E-PRTR): це питання розглядається у Керівному документі щодо реалізації E-PRTR [131, COM 2006].
- Моніторинг споживання (енергії, води, сировини тощо).
- Моніторинг якості довкілля, наприклад якості навколишнього повітря або поверхневих вод.
- Інспектування установок.
- Оцінка відповідності граничним значенням викидів (ГЗВ).

3 ЗАГАЛЬНІ АСПЕКТИ МОНІТОРИНГУ

3.1 Визначення

Моніторинг у цьому документі означає систематичний контроль за змінами певних хімічних та фізичних характеристик викидів. Моніторинг ґрунтується на повторюваних вимірюваннях або спостереженнях, що виконуються з належною частотою згідно з задокументованими погодженими методиками з метою одержання бажаної інформації про викиди. Ця інформація охоплює як прості візуальні спостереження (наприклад, видимі викиди у повітря з дверей, фланців та клапанів, зміна кольору викиду), так і точні цифрові дані (наприклад, вміст або навантаження забруднювальною речовиною).

Моніторинг не обов'язково означає вимірювання, попри те, що в загальному вжитку ці терміни часто є взаємозамінними. У цьому документі ці терміни мають такі значення:

- Вимірювання означає комплекс дій з метою визначення кількісного значення, а отже передбачає отримання окремого кількісного результату.
- Моніторинг може включати в себе вимірювання значення конкретного параметра, а також подальший контроль змін цього значення (з метою утримання істинного значення параметра в потрібних межах). У окремих випадках моніторинг може стосуватися простого контролю якісного параметра без цифрового значення, тобто не охоплює вимірювання. Крім того, моніторинг може поєднувати в собі вимірювання та розрахунки (див. розділ 3.3.3.3).

3.2 Імовірні цілі моніторингу

Моніторинг має різноманітні цілі, зокрема:

- оцінювання відповідності вимогам дозволів;
- пошук оптимального балансу між технологічним виходом, енергоефективністю, вхідним об'ємом ресурсів та рівнем викидів;
- аналіз причин певних типів динаміки викидів (наприклад, виявлення причин змін обсягів викидів за нормальних умов експлуатації та за умов експлуатації, відмінних від нормальних);
- прогнозування динаміки викидів від установки, наприклад внаслідок реконструкції, порушення режиму експлуатації або розширення виробничих потужностей;
- перевірка робочих характеристик систем для зниження викидів;
- визначення відносних внесків різних джерел у загальному об'ємі викидів;
- виконання вимірювань в межах перевірок безпеки;
- подання даних про викиди до спеціальних реєстрів (місцевих, національних та міжнародних, наприклад E-PRTR);
- надання даних для оцінювання негативного впливу на довкілля (з метою включення в моделі, карти навантаження забруднювальними речовинами, розгляду скарг тощо);
- встановлення або стягнення екологічних зборів і/або податків.

Оператори і уповноважені органи влади мають чітко зрозуміти цілі моніторингу, перш ніж розпочати процес моніторингу. Крім того, цілі та система моніторингу мають бути зрозумілими для залучених третіх осіб, включно з підрядниками, наприклад акредитованими дослідницькими лабораторіями, та інших ймовірних користувачів даних моніторингу (наприклад, органів з планування землекористування, зацікавлених груп громадськості та органів центрального державного управління). Цілі мають бути чітко заявлені і мають враховуватися у плані моніторингу та звітах щодо результатів моніторингу (див. розділи 4.3 і 5.3).

Чітко визначена ціль моніторингу, належний план моніторингу, що ґрунтується на стандартизованих методиках (наприклад, на стандартах EN), і система контролю якості, що відповідає стандарту EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017] тощо, гарантують отримання точних, надійних, репрезентативних і зіставних даних моніторингу.

Дані моніторингу можна використовувати під час укладання та перегляду BREF, зокрема для визначення НДТМ і рівнів екологічних показників, пов'язаних з НДТМ (РЕП НДТМ), включно з рівнями викидів, пов'язаними з НДТМ (РВ НДТМ). Щоб забезпечити належне оцінювання ефективності технік, загалом потрібен великий обсяг даних, зібраних протягом тривалого періоду (наприклад, за декілька років). Це гарантуватиме, що зібрані дані є репрезентативними.

3.3 Загальні підходи до вибору режиму моніторингу

3.3.1 Огляд

Існують різні підходи до моніторингу конкретного параметра, проте деякі з них можуть виявитися непридатними для певних ситуацій. Підходи загалом ділять на дві групи: прямі вимірювання (див. розділ 3.3.3.2) і опосередковані методи (див. розділ 3.3.3.3).

Підхід або комбінація підходів до моніторингу має забезпечити баланс між доступністю методу, точністю, надійністю, репрезентативністю та зіставністю результатів, ступенем достовірності, витратами та перевагами для довкілля.

Вибір параметра (параметрів), що потребує моніторингу, залежить від технологічного процесу, сировини, палива та інших речовин, що використовуються, ключових питань охорони довкілля і технік запобігання чи зменшення викидів. Для ліпшої ефективності для моніторингу варто обрати параметр, що також слугує для контролю роботи установки. Частота моніторингу обраного параметра значною мірою залежить від потреб, ризиків для довкілля та обраного підходу до моніторингу [139, Saarinen 1999].

Моніторинг викидів має забезпечувати достатню інформацію щодо зміни об'ємів викидів у часі. Для цього здійснюється моніторинг не лише конкретних забруднювальних речовин, а й інших параметрів, які можна використовувати для характеризувати викидів, наприклад референтних умов (температура, тиск тощо; див. розділи 4.3.2.5 і 4.3.3.11), потужності потоку повітря та води, вхідної сировини та виробничого навантаження. Зазвичай кількість параметрів моніторингу перевищує кількість, зазначену в дозволі або у висновках з НДТМ для галузі промисловості, про яку йдеться. Усі параметри, що описують викиди та пов'язані з ними обставини, зазначаються в плані вимірювань або відбору проб і мають входити до протоколу з вимірювань.

Для вибору оптимального режиму моніторингу можна застосувати підхід, що ґрунтується на оцінюванні ризиків, описаний у наступному розділі, особливо у випадках, коли режим моніторингу ще не визначено у чинних законах та нормах.

3.3.2 Підхід, що ґрунтується на оцінюванні ризиків

Передова практика полягає в оцінюванні сукупного ризику, що його становлять (ймовірні) викиди в довкілля від установки, і зіставленні з цим ризиком частоти та обсягу режиму моніторингу. Щоб визначити ці аспекти програми моніторингу, можна розглянути і поєднати декілька окремих факторів ризику. Їх можна оцінити, наприклад, як незначні, значні або граничнодопустимі. Після цього можна розглянути вимоги до моніторингу, від мінімальних для незначного ризику до комплексних для граничнодопустимого ризику. Приклади факторів ризику, на які варто зважати [2, IMPEL 2001]:

- розмір і тип установки, що можуть визначати її вплив на довкілля;
- складність джерел забруднення (кількість і різноманітність, характеристики джерел (наприклад, невеликі джерела забруднення, спрямовані викиди, залпові викиди));
- складність технологічного процесу, що може збільшити кількість потенційних несправностей;
- частота перемикання процесів, особливо у багатоцільових хімічних установках;
- ймовірні небезпеки, спричинені типом та кількістю вхідної сировини та палива;
- ймовірні наслідки для довкілля та здоров'я людей, спричинені викидами, враховуючи типи й темпи викидів забруднювальних речовин, а також імовірний вихід з ладу обладнання для зниження викидів;
- стабільність викидів;

- наближеність джерела викидів до чутливих екологічних реципієнтів;
- присутність небезпечних природних факторів (геологічних, гідрологічних, метеорологічних або морських);
- результати роботи установки та керування нею в минулому;
- ступінь стурбованості громадськості, особливо щодо спірних установок.

Приклад розподілу цих факторів за ступенем ризику наведено в таблиці 3.1. Окремі фактори ризику діляться на дві групи, що визначають імовірність події та її наслідки.

Таблиця 3.1. Приклад факторів ризику, що впливають на ймовірність перевищення ГЗВ і наслідки перевищення ГЗВ для викидів у воду

Фактор ризику	Ступінь ризику		
	Низький	Середній	Високий
Фактори ризику, що впливають на ймовірність перевищення ГЗВ			
Кількість окремих джерел викидів	Одне	Декілька (2-5)	Багато (> 5)
Стійкість умов експлуатації	Стійкі	Іноді нестійкі	Нестійкі
Буферна здатність очисних споруд	Достатня для додання збоїв	Обмежена	Відсутня
Очисна здатність джерела у разі наднормативних викидів	Здатне усувати залпові викиди (за рахунок стехіометричної реакції, збільшеного розміру, допоміжного очищення)	Обмежена здатність	Відсутня здатність
Ймовірність механічної несправності внаслідок корозії	Відсутня або незначна корозія	Нормальна корозія, передбачена проектом	Умови корозії досі присутні
Обсяги виробництва продукції	Спеціалізоване одиничне виробництво	Обмежена кількість сортів продукції	Велика кількість сортів продукції, багатоцільова установка
Запаси небезпечних речовин	Відсутні або зумовлені потребами виробництва	Значні (порівняно з ГЗВ)	Великі запаси
Максимально можливе навантаження викиду (тобто вміст × потужність потоку)	Значно нижче ГЗВ	Наближене до ГЗВ	Значно вище ГЗВ
Фактори ризику, що впливають на наслідки перевищення ГЗВ			
Тривалість імовірного виходу з ладу	Коротка (< 1 год.)	Середня (1 год. – 1 день)	Довга (> 1 дня)
Гострий вплив речовин(и)	Відсутній	Ймовірний	Дуже ймовірний
Місцезнаходження установки	Промисловий район	Безпечна відстань між промисловим та житловим районами	Поруч із житловим районом
Коефіцієнт розбавлення в приймальній водоймі	Високий (наприклад, понад 1000)	Нормальний	Низький (наприклад, менше 10)
<i>Джерело: [3. COM 2003]</i>			

Під час оцінювання ризику потрібно враховувати місцеві умови, включно з факторами ризику, не зазначеними в таблиці 3.1. Остаточна оцінка ймовірності або наслідків має ґрунтуватися не на одному факторі, а на їх поєднанні, і має враховувати особливі вимоги законодавства, що діють у країні-члені ЄС або в регіоні.

Результати оцінювання цих факторів у подальшому можна об'єднувати, оформивши у вигляді простого графіка, на якому відображено ймовірність перевищення ГЗВ залежно від наслідків перевищення ГЗВ (рис. 3.1). Те, як поєднувати фактори, вирішують

індивідуально, так, щоб надати більшої ваги найсуттєвішим факторам. Місцезнаходження результату в таблиці ризиків, зображеній на рис. 3.1, визначає умови режиму моніторингу нормального перебігу технологічного процесу [3, COM 2003].

Ймовірність	Висока	3	4	4
	Середня	2	3	4
	Низька	1	2	3
		Низька	Середня	Висока
		Тяжкість наслідків		

1 – Нерегулярний
 2 – Регулярний
 3 – Частий
 4 – Інтенсивний

Рис. 3.1. Режим моніторингу залежно від ризику перевищення граничних значень викидів (ГЗВ)

Режими моніторингу викидів у воду на базі періодичних поточозалежних усереднених проб за добу або точкових проб, відповідно (див. розділ 5.3.5), є такими [3, COM 2003]:

1. **Нерегулярний** – від чотирьох разів на рік до одного разу на місяць.
2. **Регулярний (аж до частого)** – від одного разу на місяць до одного разу на тиждень і/або точкові проби в особливих випадках.
3. **(Регулярний аж до) частого** – від одного разу на тиждень до одного разу на день і/або точкові проби в особливих випадках.
4. **Інтенсивний** – один раз на день, постійно або з високою частотою (у разі потреби – 3–24 точкових проби на день).

Якщо йдеться про викиди в повітря, підхід, описаний у таблиці 3.1, потрібно адаптувати, врахувавши типові фактори, наприклад пропускну здатність і функціонування системи для зниження викидів, ймовірність дифузних викидів, а також ризик аварій, що спричиняють неочікувані викиди. Відповідно, режими моніторингу викидів у повітря також потрібно адаптувати. Розрізняють такі режими:

1. **Нерегулярний** – періодичні вимірювання від одного разу на 3 роки до одного разу на рік, що ймовірно супроводжуються орієнтовним моніторингом, що здійснюється у проміжку між вимірюваннями.
2. **Від регулярного (аж до частого)** – періодичні вимірювання від одного до двох разів на рік, що ймовірно супроводжуються орієнтовним моніторингом, що здійснюється у проміжку між вимірюваннями.
3. **(Від регулярного аж до) частого** – безперервні або періодичні вимірювання (декілька разів на рік).
4. **Інтенсивний** – безперервні вимірювання за наявності АВС.

У розділі 4.3 детально описано безперервні та періодичні вимірювання викидів у повітря та процес пов'язаного з ними орієнтовного моніторингу.

Приклад чинного підходу, що ґрунтується на оцінюванні ризиків, можна знайти в Нідерландських нормах викидів у повітря. Цей підхід базується на збільшенні викидів у разі відмови техніки зниження викидів або заходу, інтегрованого у технологічний процес, що виражається як викид у разі відмови. Шкода від викиду, що додатково відбувається у разі відмови техніки зниження викидів або заходу, інтегрованого у технологічний процес, виражається як контрольна величина масової витрати. Ця величина залежить від системи класифікації і буде різною для різних речовин залежно від ступеня їх шкоди для довкілля. Поділивши значення викиду в разі відмови (г/год) на контрольну величину масової витрати (г/год), можна визначити коефіцієнт відмов F . Коефіцієнт відмов F – це показник тяжкості відмови техніки зниження викидів, а отже, обчисливши коефіцієнт відмов F , можна визначити режим моніторингу і його жорсткість. Можна застосовувати різні режими моніторингу з різним ступенем жорсткості, а саме [4, NL 2012]:

- пов'язані з викидами параметри, що являють собою величини, що піддаються вимірюванню, прямо чи опосередковано пов'язані з викидами, що потребують оцінювання;
- періодичні вимірювання;
- безперервні вимірювання.

3.3.3 Прямі вимірювання і опосередковані методи

3.3.3.1 Огляд

Для моніторингу конкретного параметра можна застосувати кілька підходів [2, IMPEL 2001]:

- прямі вимірювання (див. розділ 3.3.3.2);
 - безперервні вимірювання (див. розділ 3.3.3.2.1.1);
 - періодичні вимірювання (див. розділ 3.3.3.2.1.2);
 - програмні вимірювання (див. розділ 3.3.3.2.2);
- опосередковані методи (див. розділ 3.3.3.3):
 - сурогатні параметри (див. розділ 3.3.3.3.1);
 - масовий баланс (див. розділ 3.3.3.3.2);
 - коефіцієнти викидів (див. розділ 3.3.3.3.3);
 - інші розрахунки (див. розділ 3.3.3.3.4).

Загалом варто віддавати перевагу прямим вимірюванням (точне кількісне визначення сполук, що викидаються), передусім тому, що такі вимірювання є більш однозначними, хоча й не завжди точними. Втім, у випадках коли прямі вимірювання є складними, дорогими і/або недоцільними, варто застосовувати інші методи. Наприклад, якщо сурогатні параметри дають змогу не гірше оцінити фактичні викиди, ніж пряме вимірювання, краще застосовувати перший метод у зв'язку з його простотою та ощадністю. У кожній ситуації потребу та додаткові переваги прямих вимірювань зіставляють з можливістю спрощеної перевірки шляхом застосування сурогатних параметрів та інших методів (наприклад, масового балансу).

У разі застосування інших методів потрібно регулярно встановлювати, демонструвати і надійно фіксувати зв'язок між методом, що застосовується, і параметром, що вимірюється.

У багатьох випадках Директива IED і національні норми встановлюють вимоги щодо підходу до моніторингу, який варто застосовувати для конкретної установки, наприклад обов'язкове використання пов'язаних стандартів або вимогу щодо безперервних вимірювань. Крім того, положення щодо моніторингу загалом входять до висновків з НДТМ, які, згідно зі статтею 14(3) Директиви IED, використовуються як довідкове джерело для встановлення умов надання дозволів.

Під час вибору підходу до моніторингу потрібно брати до уваги таке:

- Придатність для використання за призначенням, тобто чи придатний метод для досягнення цілей (див. розділ 3.2)?

- Вимоги законодавства, тобто чи відповідає метод вимогам європейського або національного законодавства?
- Матеріально-технічна база і висококваліфіковані кадри, тобто чи наявні матеріально-технічна база і висококваліфікований персонал для належного застосування методу, наприклад кваліфікована лабораторія з належним технічним оснащенням і досвідченим персоналом (див. розділ 3.4.2)?

В окремих випадках, певний підхід до моніторингу може бути не доступним для конкретного параметру, що потребує моніторингу. Вибір підходу залежить від різних факторів, зокрема й характеру та кількості викидів, ймовірності та наслідків перевищення ГЗВ (пояснюється в розділі 3.3.2), потрібного ступеня точності, витрат, простоти, швидкості та надійності.

3.3.3.2 Прямі вимірювання

3.3.3.2.1 Регулярні вимірювання

3.3.3.2.1.1 Безперервні вимірювання

Зазвичай розглядають два типи технік безперервного вимірювання (детальну інформацію див. у розділах 4.3.2 і 5.3.4) [3, COM 2003]:

- Стационарні контрольно-вимірювальні прилади з безперервним відліком для використання в технологічному контурі (або в потоці). Прилади цього типу не потребують взяття проб для аналізу і зазвичай затверджуються для конкретних варіантів застосування. Використовують прилади двох варіантів конструкції: вимірювальний блок розміщений у каналі, трубі або власне в потоці, або ж передавач і приймач розміщені один навпроти іншого ззовні димової труби. Надзвичайно важливо забезпечити регулярне технічне обслуговування і калібрування цього типу приладів.
- Стационарні контрольно-вимірювальні прилади з безперервним відліком для використання поза потоком (або екстракційні). Прилади цього типу безперервно відбирають проби з потоку вздовж пробовідбірної лінії і передають їх на вимірювальну станцію, де відбувається безперервний аналіз проб. Вимірювальна станція може знаходитись на значній віддалі від потоку, а отже, потрібно дбати про збереження цілісності проб уздовж пробовідбірної лінії. Обладнання цього типу потребує попередньої обробки проб.

3.3.3.2.1.2 Періодичні вимірювання

Зазвичай розглядають такі типи технік періодичного вимірювання (детальну інформацію див. у розділах 4.3.3 і 5.3.5) [3, COM 2003]:

- Переносні контрольно-вимірювальні прилади, призначені для серій вимірювань. Прилади цього типу переносяться і встановлюються на місці вимірювання. Зазвичай у придатний вимірювальний отвір вводять зонд для вимірювання в технологічному контурі або відбору проб потоку та їх аналізу поза потоком. Прилади цього типу призначені для перевірки вмісту речовини у викидах, а також для калібрування іншого моніторингового обладнання.
- Лабораторний аналіз проб, узятих стаціонарними пристроями для відбору проб поза потоком. Ці пристрої безперервно відбирають проби в контейнери. Частина проби з контейнера аналізують у лабораторії, визначивши середній вміст в сукупному об'ємі проби в контейнері. Об'єм проби може бути пропорційним часу або потоку, і має бути достатнім для техніки вимірювання, що застосовується.
- Лабораторний аналіз точкових проб. Точкова проба – це проба, що береться в точці відбору у певний час через певний проміжок часу. Пробу аналізують у лабораторії, визначивши середнє значення для періоду відбору проб, що відповідає часу, в який було відібрано пробу. Об'єм проби має бути достатнім для техніки вимірювання, що застосовується.

3.3.3.2.1.3 Безперервні та періодичні вимірювання

Перевага технік безперервного вимірювання над техніками періодичного вимірювання полягає в тому, що перші забезпечують більшу кількість даних, що полегшує статистичний аналіз, і дають змогу виділити періоди з відмінними умовами експлуатації. Водночас безперервне вимірювання має й недоліки, наприклад, засоби безперервного вимірювання потрібно регулярно калібрувати з використанням стандартних референтних методів. Переваги та недоліки методів безперервного та періодичного вимірювання, а також рекомендації з їх застосування детально розглядаються в розділах 4.3 і 5.3.

3.3.3.2.2 Програмні вимірювання

Особливим типом вимірювання є програмні вимірювання, що проводяться у разі потреби чи зацікавленості в отриманні більш вичерпних даних, аніж зазвичай можна отримати шляхом поточного моніторингу, що переважно проводиться з метою оцінювання відповідності. Програмні вимірювання зазвичай охоплюють відносно деталізовані та інколи масштабні та коштовні вимірювання, які недоцільно проводити на регулярній основі [2, IMPEL 2001].

Ситуації, в яких можна проводити програмні вимірювання [2, IMPEL 2001], [3, COM 2003]:

- очікується впровадження нової техніки вимірювання, що потребує затвердження;
- потрібно дослідити параметр, що коливається, щоб виявити головні причини коливання або оцінити можливості зі звуження діапазону коливання;
- потрібно визначити сурогатний параметр і встановити його співвідношення з параметрами технологічного процесу та іншими значеннями викидів;
- окрім звичайного вимірювання сумарного параметру, потрібно визначити або охарактеризувати сполуки/речовини, фактично присутні у складі викиду;
- потрібно оцінити негативний вплив викиду на довкілля шляхом аналізу на екотоксичність;
- леткі органічні сполуки потрібно проаналізувати щодо запаху;
- потрібно оцінити невизначеність вимірювання;
- потрібно розпочати новий технологічний процес, не маючи знань про характер викидів;
- потрібно провести попереднє дослідження для розробки або вдосконалення технік запобігання або зниження викидів (очисних систем);
- потрібно визначити сукупні викиди (речовини) з декількох джерел (різних типів та характеристик);
- потрібно визначити відносний внесок джерела забруднення в сукупному об'ємі викидів (випаровувані джерела викидів);
- потрібно дослідити причинно-наслідковий зв'язок.

3.3.3.3 Опосередковані методи

3.3.3.3.1 Сурогатні параметри

Сурогатні параметри – це величини, що піддаються вимірюванню або обчисленню і можуть бути тісно пов'язані, прямо чи опосередковано, з традиційним прямим вимірюванням забруднювальних речовин, а отже, піддаються моніторингу і з практичних міркувань можуть застосовуватись замість прямих значень для забруднювальних речовин [2, IMPEL 2001]. Застосування сурогатних параметрів, як окремо, так і в поєднанні, а також у поєднанні з прямими вимірюваннями, може забезпечити створення достатньо об'єктивну картину характеру та кількості викидів [3, COM 2003].

Сурогатні параметри зазвичай легко й точно вимірюються або обчислюються і здатні позначати різні аспекти технологічного процесу – пропускну здатність, споживання енергії, значення температури, об'єм решток (води, повітря, твердих відходів), вмісту речовини у викидах (наприклад, загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС) як сурогатний параметр для органічних розчинників) тощо. Сурогатний параметр може вказувати, чи

перебуває інший параметр у межах бажаного діапазону, за умови, що сурогатний параметр і сам лишається в межах певного діапазону [3, COM 2003]. В окремих випадках досягти надійніших результатів можна, поєднавши сурогатний параметр із прямими вимірюваннями.

Щоразу, коли для пошуку значення іншого потрібного параметра пропонується сурогатний параметр, потрібно чітко встановити, продемонструвати і задокументувати зв'язок між сурогатним і шуканим параметрами (наприклад, провівши програмні вимірювання, описані в розділі 3.3.3.2.2). Крім того, існує потреба у відстеженні оцінки параметра на базі сурогатного параметра [3, COM 2003].

Сурогатний параметр можна застосовувати з метою моніторингу лише за умови, що [2, IMPEL 2001], [3, COM 2003]:

- він тісно та стабільно пов'язаний з забруднювальною речовиною, що піддається вимірюванню;
- його моніторинг є більш ощадним або простішим, ніж прямі вимірювання, або забезпечує більш повторювану інформацію;
- він здатен бути пов'язаним з конкретними граничними значеннями;
- умови експлуатації, в яких здійснюється моніторинг сурогатних параметрів, відповідають умовам, у яких потрібно проводити прямі вимірювання;
- його застосування загалом ґрунтується на достатньому обсязі даних і підтверджується ними; з цього випливає, що додаткова невизначеність, пов'язана з сурогатним параметром, є незначною і не враховується під час ухвалення регуляторними органами рішень;
- його достатньою мірою описано, включно з регулярним оцінюванням і подальшим контролем.

Головні **переваги** застосування сурогатних параметрів [2, IMPEL 2001], [3, COM 2003]:

- прості та надійні вимірювання (розрахунки);
- нижчі витрати;
- вища частота моніторингу за тих самих або нижчих витрат;
- більша кількість точок вимірювання (відбору проб) за тих самих або нижчих витрат;
- в окремих випадках – вища точність порівняно з прямими вимірюваннями;
- можливість виявляти умови експлуатації, відмінні від нормальних (наприклад, зміни температури згоряння з метою сигналізації ймовірного збільшення викидів діоксинів);
- менше завад для перебігу технологічного процесу порівняно з прямими вимірюваннями;
- більша універсальність (наприклад, вимірювання температури може дати змогу оцінити декілька аспектів, зокрема енергоефективність, викиди забруднювальних речовин, перебіг технологічного процесу і контроль сировини);
- відновлення пошкоджених даних моніторингу викидів.

Головні **недоліки** застосування сурогатних параметрів [2, IMPEL 2001], [3, COM 2003]:

- потенційно більш вибагливе калібрування порівняно з прямими вимірюваннями;
- обмежуються радше відносними значеннями, аніж абсолютними;
- достовірність параметрів потенційно обмежена певним діапазоном робочих умов;
- потенційно нижча довіра громадськості порівняно з прямими вимірюваннями;
- в окремих випадках – нижча точність порівняно з прямими вимірюваннями;
- потенційна непридатність для цілей правового характеру.

На основі ступеня зв'язку між шуканим параметром викиду і сурогатним параметром виділяють різні категорії сурогатних параметрів (див. розділи 4.4 і 5.4) [3, COM 2003]:

- Кількісні сурогатні параметри надають достовірну кількісну картину викиду і здатні замінювати собою прямі вимірювання.
- Якісні сурогатні параметри надають достовірну якісну інформацію щодо складу викиду.
- Орієнтовні сурогатні параметри надають інформацію щодо роботи установки або перебігу технологічного процесу, а отже, створюють орієнтовну картину викиду.

Межа між цими категоріями сурогатних параметрів досить нечітка.

Моніторинг сурогатних параметрів здійснюють періодично або безперервно.

Приклади сурогатних параметрів різних категорій наведено в розділах 4.4.1 і 5.4.1. Окремим видом сурогатних параметрів є біологічні методи випробування. До них належить біомоніторинг з метою визначення впливу на живі організми забруднювальних речовин, що переносяться повітрям, включно з негативним впливом промисловості (див. розділ 4.7), і тести на токсичність з метою оцінювання ймовірної шкоди стічних вод (див. розділ 5.5).

3.3.3.3.2 Масовий баланс

Масовий баланс можна використовувати для оцінювання викидів у довкілля від установки, технологічного процесу або окремої одиниці обладнання. Процедура обчислення масового балансу зазвичай враховує витрати, накопичення, вихід, а також генерування або руйнування речовини, що досліджується; різниця пояснюється як викид у довкілля [141, AU 1999].

Застосування методу обчислення масового балансу найбільше розкриває свій потенціал у таких випадках:

- викиди за обсягами відповідають витратам або виходу речовини;
- кількісні показники речовини (витрата, вихід, переміщення, накопичення) можна легко обчислити протягом визначеного проміжку часу.

У разі перетворення частини речовини, що витрачається (наприклад, перетворення вхідної сировини під час хімічного процесу), або якщо викид виникає внаслідок процесу трансформації, метод обчислення масового балансу застосувати складніше. У цих випадках натомість варто обчислити баланс хімічних елементів [141, AU 1999].

Якщо для моніторингу, пов'язаного з РЕП НДТМ або з ГЗВ, зазначеним у дозволі, застосовується метод обчислення масового балансу, потрібно мати достатній об'єм даних, що свідчать про застосовність запропонованого масового балансу.

Згідно з [141, AU 1999], під час оцінювання викидів за масовим балансом можна застосовувати таке просте рівняння:

Загальна маса витрат у технологічному процесі = накопичення + загальна маса виходу технологічного процесу

Застосувавши це рівняння в контексті установки, процесу або одиниці обладнання, його можна переписати в такому вигляді:

Витрати = продукція + переміщення + накопичення + викиди

Де:

- Витрати = усі вхідні матеріали, що використовуються в технологічному процесі;
- Продукція = Продукти та матеріали (наприклад, побічні продукти), що виходять з установки;
- Переміщення = речовини, що викидаються до каналізації, речовини, що скидаються на звалища, і речовини, що вивозяться з установки для руйнування, обробки, переробки, повторної обробки, відновлення або очищення;
- Накопичення = матеріали, накопичені в межах технологічного процесу;
- Викиди = викиди в повітря, воду, ґрунт і підземні води; охоплюють регламентні та аварійні викиди, а також розливи.

Незважаючи на те, що обчислення масового балансу видається однозначним методом оцінювання викидів, потрібно добре знати пов'язані невизначеності. Отже, масовий баланс можна застосовувати на практиці лише за умови, що визначено точні об'єми витрат і виходу. Неточність, пов'язана з відстеженням окремого матеріалу та іншими видами діяльності на кожному етапі поводження з матеріалом, може призводити до значних відхилень значень сукупних викидів з установки. Найдрібніша помилка на будь-якому етапі процесу може істотно вплинути на розрахункові показники викидів. Наприклад, дрібні помилки в даних або параметрах розрахунку, включно з розрахунком масових елементів для обчислення рівняння масового балансу, потенційно можуть призвести до великих помилок у остаточній оцінці. Крім того, під час відбору проб вхідних і/або вихідних матеріалів до виникнення невизначеності призведе і невикористання репрезентативних проб. В окремих випадках невизначеність може піддаватися кількісному визначенню; у цьому разі з її допомогою можна визначити, чи придатні значення для використання за призначенням [3, COM 2003].

До прикладів застосування масового балансу належать аналіз палива (див. розділ 4.4.2) і плани управління розчинниками (див. розділ 4.5.4.3).

Навіть у разі, якщо не можна застосовувати метод обчислення масового балансу для оцінювання викидів, у деяких випадках він може бути корисним інструментом для кращого розуміння рівнів викидів і споживання, наприклад балансу ртуті в установці з виробництва хлору та лугу з ртутними ваннами [140, COM 2014].

3.3.3.3 Коефіцієнти викидів

Коефіцієнти викидів – це числа, які можна множити на показник активності (наприклад, обсяги виробництва, споживання води, кількість тварин) з метою оцінювання викидів від установки. Їх застосовують виходячи з припущення, що всі (агро-)промислові агрегати однієї лінійки мають аналогічний характер викидів. Коефіцієнти викидів широко використовуються для визначення об'ємів викидів від дрібних установок, особливо для тваринництва. Крім того, їх часто застосовують для визначення дифузних викидів (наприклад, див. BREF з виробництва заліза та сталі (IS BREF) [142, COM 2012] і переробки нафти і газу (REF BREF) [143, COM 2015]).

Коефіцієнти викидів загалом отримують шляхом випробування сукупності аналогічного технологічного обладнання (наприклад, котлів, що працюють на певному виді палива) або етапів технологічного процесу у певній галузі (агро-)промисловості. Ці дані можна використовувати для встановлення взаємозв'язку між кількістю матеріалу, що виділяється, та загальною мірою на шкалі активності (наприклад, коефіцієнти викидів для котлів загалом ґрунтуються на кількості спожитого палива або на тепловій потужності котла) [141, AU 1999]. В умовах відсутності іншої інформації для оцінювання викидів можна використовувати стандартні коефіцієнти викидів (наприклад, дані з довідкової літератури) (наприклад, доступні різні коефіцієнти викидів для одиниць аміаку або одиниць запаху, що виділяються на стійло для різних видів тварин).

Коефіцієнти викидів потребують показників активності, що поєднуються з коефіцієнтом з метою визначення інтенсивності викиду. Загальна формула має такий вигляд:

$$\text{Інтенсивність викиду} = \text{Коефіцієнт викиду} \times \text{Показник активності}$$

(маса на одиницю часу) (маса на одиницю пропуск. здат-ті) (пропуск. здат-ть на одиницю часу)

Для різних одиниць може знадобитися застосувати відповідні коефіцієнти перерахунку. Наприклад, якщо коефіцієнт викиду виражається у кг забруднювальної речовини/м³ спаленого палива, тоді потрібний показник активності виражатиметься у м³ спаленого палива/год, що дає розрахунковий викид у кг забруднювальної речовини/год.

У стандарті EN ISO 11771:2010 [5, CEN 2010] описано загальний метод визначення і повідомлення усереднених за часом масових викидів (тобто інтенсивності викидів) конкретних установок або сімейства установок (або поширеного типу джерела), з використанням даних, зібраних під час вимірювань, і шляхом встановлення:

- інтенсивності викидів шляхом одночасного вимірювання концентрації та потоку газу за допомогою стандартизованих ручних або автоматичних методів, а також оцінки невизначеності вимірювання;
- усередненої за часом інтенсивності викидів з використанням динамічних рядів значень інтенсивності викидів, їх невизначеності, а також визначення розширеної невизначеності середнього значення;
- усереднених за часом коефіцієнтів викидів для конкретної установки або сімейства установок та пов'язаної з ними невизначеності;
- системи управління якістю для допомоги в процесі контролю та перевірки якості запасів.

Коефіцієнти викидів нерідко виводять з метою реєстрації викидів. Одержати їх можна з різних джерел (наприклад, Європейська програма моніторингу та оцінки (ЄПМО)/ЄЕП [6, ЕЕА 2013], Перелік основних факторів викидів забруднювальних речовин у повітря, складений Агентством з охорони довкілля США (US EPA AP-42) [7, US EPA 2013] або стандарт VDI 3790, частина 3:2010 [8, VDI 2010]). Зазвичай коефіцієнти викидів виражаються як маса речовини, що викидається, поділена на одиницю маси, об'єму, відстані, теплоту згоряння палива або тривалість активності з викидання речовини (наприклад, кілограми діоксиду сірки, що викидається, на тонну спаленого палива).

Основний критерій, що впливає на вибір коефіцієнта викидів – це ступінь подібності обладнання або технологічного процесу, обраних під час застосування коефіцієнта, до обладнання або технологічного процесу, для яких було отримано коефіцієнт.

Коефіцієнти викидів, отримані шляхом вимірювання у межах конкретного технологічного процесу, іноді можна застосовувати для оцінювання викидів від інших установок. Якщо на підприємстві здійснюється декілька технологічних процесів, аналогічних за характером та обсягом, а викиди вимірюються лише для одного з них, то отриманий коефіцієнт викидів можна застосувати до аналогічних джерел для позначення зіставної ситуації.

3.3.3.4 Інші розрахунки

Для оцінювання викидів промислових технологічних процесів можна використовувати теоретичні та комплексні рівняння, або моделі. Оцінювання можна виконати шляхом обчислень на базі фізико-хімічних властивостей речовини (наприклад, тиску пари) і фізико-хімічних зв'язків (наприклад, рівняння Клапейрона).

Для застосування моделей і пов'язаних з ними розрахунків потрібно мати всі відповідні вхідні дані. Зазвичай моделі забезпечують задовільну оцінку:

- якщо базуються на обґрунтованих припущеннях, що продемонстровано попередніми перевітками;
- якщо мають істотно нижчу невизначеність;
- якщо разом з ними представлено придатні результати аналізу чутливості;
- якщо сфера застосування моделі відповідає досліджуваному випадку;
- якщо вхідні дані є надійними і характерними для умов установки.

Прикладом подібного розрахунку є оцінка викидів метану зі звалищ, що базується на затуханні першого порядку органічної речовини в анаеробних умовах [266, IPCC 2006].

3.4 Контроль якості

3.4.1 Огляд

Головним аспектом моніторингу є якість даних. Для оцінювання та порівняння ефективності технік контролю викидів, ухвалення рішень щодо допустимих рівнів викидів, запобігання аваріям тощо потрібно мати достовірні дані. Отже, критично важливим для всіх рівнів ланцюга генерування даних і для будь-якого типу моніторингу є контроль якості.

Починаючи з 2005 року, в нормативно-правову базу і систему стандартизації методів вимірювання було внесено декілька змін, що мали істотний вплив на контроль якості вимірювань і якість отриманих даних. У квітні 2009 року було започатковано Європейську кооперацію з акредитації (ЕА) [9, ЕА 2013] згідно з Регламентом № 756/2008 [10, ЕС 2008], що вимагає від країн-членів ЄС до 1 січня 2010 року запровадити уніфіковані органи та систему акредитації, якщо їх досі в них немає. Акредитація забезпечує загальноприйняте тлумачення стандартів та, серед іншого, охоплює лабораторії з випробування (вимірювання) і калібрування повітря та води. Лабораторіями можуть керувати оператори установок, органи влади і треті особи (консультанти, експерти тощо), але усі вони мають відповідати однаковим вимогам.

Згідно з європейським стандартом EN ISO/IEC 17025:2017 з акредитації дослідницьких лабораторій, кожна лабораторія має застосовувати перевірену систему управління якістю. Цей стандарт поширюється також на валідацію методів, обробку даних, оцінювання невизначеності вимірювання і подання звітів з результатів. Застосування правил, наведених у стандарті EN ISO/IEC 17025:2017, гарантує, що в акредитованих лабораторіях буде забезпечено певний рівень контролю якості та результатів, які ті надають [1, CEN 2017].

Що стосується невизначеності вимірювання, стандарт EN ISO/IEC 17025:2017 посилається на Настанову з вираження невизначеності вимірювання [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. Згідно з цією Настановою, існує європейський стандарт з визначення невизначеності вимірювання якості повітря, включно з вимірюваннями викидів зі стаціонарних джерел (EN ISO 20988:2007 [12, CEN 2007]).

У наступних розділах описуються головні принципи контролю якості.

3.4.2 Кваліфікація персоналу та лабораторії

Стандарт EN ISO/IEC 17025:2017 визначає загальні вимоги до компетентності дослідницьких і калібрувальних лабораторій за допомогою стандартних методів, нестандартних методів і методів, розроблених самою лабораторією. Лабораторії, що виконують вимоги стандарту, мають запровадити систему управління, що гарантуватиме належну якість результатів вимірювання. Крім того, стандарт містить технічні вимоги до персоналу, технічних засобів та обладнання, методів вимірювання та калібрування, простежуваності результатів вимірювань, відбору зразків та звітності [1, CEN 2017].

Згідно зі стандартом EN ISO/IEC 17025:2017, весь лабораторний персонал має діяти неупереджено і бути компетентним [1, CEN 2017]. Деякі країни-члени (наприклад, Бельгія (Фландрія) [14, BE (Flanders) 2010]) запровадили додаткові керівні принципи або стандарти, що вимагають надання детальнішої інформації та критеріїв застосування стандарту EN ISO/IEC 17025 і також охоплюють кваліфікацію персоналу і застосування стандарту EN ISO/IEC 17024:2012 [15, CEN 2012]. Щоб аналізувати викиди, потрібно знати різноманітні техніки та методи, включно з робочими процесами, внаслідок яких виникають викиди, і техніками зменшення викидів. Для підтвердження достатнього рівня знань з різних технічних галузей, серед іншого, використовують перевірки та протоколи вимірювань.

У деяких країнах-членах визначають різні рівні кваліфікації персоналу, що співвідносяться з потрібним досвідом і вміннями. Наприклад, у Великобританії використовуються терміни «практикант» (trainee, молодший персонал без досвіду роботи), лаборант (technician, рівень 1) і керівник (team leader, рівень 2). Рівень знань і досвіду для кожного подальшого рівня зростає. Персонал рівнів 1 і 2 складає формальні іспити і одержує свідоцтва [17, MCERTS 2011], [18, MCERTS 2016].

У інших країнах-членах передбачено вимоги щодо комплектування лабораторій персоналом. Наприклад, у Німеччині лабораторії, що виявляють у повітрі забруднювальні речовини зі стаціонарних джерел, мають комплектуватися щонайменше одним керівником, щонайменше одним заступником керівника і компетентним лабораторним персоналом (щонайменше дві особи). Кваліфікацію цих осіб оцінюють під час (повторного) акредитування і регулярних перевірок, що проводяться органом з акредитації [19, VDI 2011].

Стандарт EN ISO/IEC 17025:2017 також вимагає від лабораторій брати участь у міжлабораторних порівняннях та перевірках кваліфікації [1, CEN 2017]. Загальні вимоги щодо розробки та реалізації програм перевірки кваліфікації, а також щодо компетентності розробників цих програм наведено в стандарті EN ISO/IEC 17043:2010 [20, CEN 2010].

Дотримання процедури акредитації та виконання всіх її вимог – складне завдання, що потребує чималих зусиль. Для оцінки виконання вимог проводиться розгорнута процедура, спершу на етапі початкової акредитації, а потім під час повної повторної акредитації що 4–5 років. У проміжках між повторною акредитацією проводяться перевірки за жорстким графіком, включно з виїзними перевірками щороку або що два роки (максимальна кількість – три перевірки) через фіксовані проміжки часу [21, UKAS 2013], [22, DAkKS 2015].

Неакредитована лабораторія може забезпечувати не менш якісні результати вимірювань, ніж акредитована. Втім, якщо результати сумнівні, неакредитована лабораторія муситиме підтверджувати зіставність і достовірність методів, які застосовувала, навіть якщо її діяльність відповідає європейським стандартам. Для акредитованих лабораторій це підтвердження й так здійснюється систематично в прозорий спосіб під час процедури акредитації, тож довести зіставність і достовірність можна будь-якої миті. Зокрема, що стосується оцінки відповідності, більшість країн-членів ЄС погоджується з результатами вимірювань лише за умови, що їх проводила акредитована лабораторія.

Керувати лабораторіями, акредитованими згідно з вимогами стандарту EN ISO/IEC 17025:2017, можуть оператори установок, органи влади і треті особи (консультанти, експерти тощо), за умови, що вони дотримуються принципів неупередженості [1, CEN 2017].

Вимірювання викидів у повітря переважно виконують сторонні лабораторії, а вимірюваннями викидів у воду займаються в першу чергу оператори установок. Це пояснюється кількома факторами, які описано далі.

У разі викидів у воду ключові вимірювані параметри довкілля зазвичай ті самі, що й ключові параметри контролю обладнання для зниження викидів. Украй важливо вимірювати їх, щоб оптимізувати експлуатацію установки очищення стічних вод. З цією метою оператори установок зазвичай тримають власні аналітичні лабораторії. Крім того, брати проби стічних вод відносно нескладно, якщо порівнювати з відбором проб відпрацьованих газів, а результати вимірювань також можна використовувати для відображення кількості забруднювальних речовин, що викидаються в довкілля.

У разі викидів у повітря ключові вимірювані параметри для контролю технологічного процесу і/або обладнання для зниження викидів загалом відрізняються від ключових параметрів довкілля (крім рівня CO у процесах згоряння або NO_x для селективного каталітичного відновлення (СКВ) чи селективного некаталітичного відновлення (СНКВ)). Крім того, вимірювати викиди в повітря, включно з відбором проб і визначенням периферійних параметрів/референтних величин, значно складніше, ніж викиди у воду. Загалом для цього потрібне складне, дороге обладнання для відбору проб, окремо від аналітичної апаратури, що використовується для вимірювань на місцях. З цих міркувань поширеними є вимірювання викидів у повітря, що переважно здійснюються сторонніми (акредитованими) особами. Йдеться, зокрема, про періодичні вимірювання і калібрування обладнання для безперервних вимірювань.

У Великобританії діє спеціальна програма оцінювання поточного контролю операторів (OMA – Operator Monitoring Assessment) щодо викидів у повітря [23, MCERTS 2013] і воду [132, MCERTS 2013] з промислових установок, на які поширюється дія Регламенту

про екологічні дозволи, з метою посилення контролю над заходами операторів з поточного самоконтролю. Схему ОМА, зокрема, застосовує Агентство з охорони довкілля з метою оцінювання якості та достовірності заходів з поточного самоконтролю операторів (включно з заходами, що вживаються від імені операторів підрядниками), що їх передбачає відповідний дозвіл, а також з метою визначення недоліків поточного контролю і ймовірних напрямків поліпшення.

Використання даних, наданих акредитованими лабораторіями, також надає переваги під час укладання та перегляду BREF, що містять масиви даних, ймовірні розходження між якими буває складно пояснити. Отже, акредитація може слугувати додатковим критерієм оцінювання якості даних. Дані, надані акредитованими лабораторіями, які проходять регулярні перевірки і беруть участь у програмах перевірки кваліфікації, фактично є більш надійними, ніж дані від неакредитованих лабораторій.

3.4.3 Стандартизовані методи

Згідно з Директивою 98/34/ЄС, до європейських органів зі стандартизації належать CEN (Європейський комітет зі стандартизації), CENELEC (Європейський комітет з електротехнічної стандартизації) і ETSI (Європейський інститут телекомунікаційних стандартів) [25, EC 1998]. У підготовці та внесенні змін до європейських стандартів (EN) беруть участь державні органи зі стандартизації 33 країн-учасниць, включно з усіма країнами-членами ЄС.

Усі європейські стандарти, розроблені CEN, потрібно без змін впровадити у національні правові системи як національні стандарти. А будь-які національні стандарти, що не відповідають європейським, мають бути скасовані. Так створюється гармонізована основа для методів вимірювання в усій Європі. Застосування цих стандартів під час акредитування лабораторій гарантує, що ці лабораторії дотримуються цих стандартів у своїй діяльності і застосовують їх у гармонізований спосіб.

Стандарти з вимірювання викидів у повітря та воду перелічено в додатках А.1 і А.2, відповідно.

Пріоритет європейських стандартів з моніторингу викидів у контексті Директиви IED відображено у статті 70 щодо установок з виробництва діоксиду титану, в частині 3 Додатка V щодо великих установок згоряння і в частині 6 Додатка VI щодо установок (сумісного-) спалювання відходів: «Моніторинг здійснюють відповідно до стандартів CEN або, якщо стандарти CEN відсутні, стандартів ISO, національних або інших міжнародних стандартів, які забезпечують надання даних еквівалентної наукової якості».

Цю ієрархію стандартів було обрано з метою формулювання НДТМ щодо моніторингу у багатьох ухвалених висновках з НДТМ: «НДТМ полягає в моніторингу викидів у (...) згідно з вимогами європейських стандартів. У разі відсутності європейського стандарту, НДТМ передбачає застосування стандартів ISO, національних або інших міжнародних стандартів, що забезпечують надання даних еквівалентної наукової якості».

Розробка європейських стандартів передбачає валідацію протягом процесу стандартизації, яку описано в Керівних принципах 13 CEN з методів випробувань на вплив довкілля [26, CEN 2008]. Валідація – це демонстрація придатності принципу вимірювання для досягнення цілей вимірювання. Йдеться про визначення та уточнення експлуатаційних характеристик, що їх має дотримуватися користувач методу. Процес валідації охоплює лабораторні та польові випробування, що проводяться різними європейськими дослідницькими лабораторіями на промислових установках у різних країнах Європи.

Другорядний пріоритет у Директиві IED надається стандартам ISO, національним чи іншим міжнародним стандартам. Процес розробки стандартів ISO не завжди аналогічний процесу розробки європейських стандартів, проте в багатьох випадках, особливо щодо аналізу води, стандарти ISO ухвалюють як європейські стандарти без змін.

Технічну співпрацю між ISO та CEN, включно з умовами щодо паралельного ухвалення стандартів, було офіційно закріплено у 1999 році у Віденській угоді [144, ISO та CEN 2016]. Процес розробки національних або інших міжнародних стандартів також може

відрізнятися від процесу розробки європейських стандартів. На противагу європейським стандартам, вищезазначені стандарти можуть не охоплювати досвід і вимоги щодо якості окремих країн-членів.

Стандарт EN ISO/IEC 17025:2017 передбачає валідацію нестандартних методів, методів, розроблених лабораторіями, і стандартних методів, що застосовуються за межами передбаченої сфери застосування або до яких було внесено зміни. Під час валідації оцінюють експлуатаційні характеристики (наприклад, діапазон вимірювань), а також достовірність і точність результатів. Зазвичай цей процес охоплює визначення невизначеності вимірювання, межі виявлення, селективності методу, лінійності, повторюваності і/або відтворюваності, стійкості до зовнішніх впливів і/або поперечної чутливості до небажаних впливів матриці проб/випробуваних об'єктів [1, CEN 2017]. Судження щодо наукової якості результатів вимірювань ґрунтуються на аналізі зазначених експлуатаційних характеристик.

Деякі європейські стандарти, наприклад CEN/TS 15674:2007 щодо вимірювання викидів у повітря (див. розділ 4.3.3.1) [76, CEN 2007] і CEN/TS 16800:2015 щодо вимірювання викидів у воду (див. розділ 5.3.1) [264, CEN 2015], містять вказівки з валідації методів.

Стандарт EN 14793:2017 визначає процедуру валідації методів вимірювання викидів у повітря, мета якої – визначити, чи можна використовувати альтернативний метод (AM) замість стандартного референтного методу (CPM) [27, CEN 2017]. Для аналізу води станом на 2017 рік аналогічних європейських стандартів не існувало. Втім, стандарти ISO/TS 16489:2006 і DIN 38402-71:2002 описують статистичні процедури випробування еквівалентності результатів, отриманих із застосуванням двох різних аналітичних методів [263, ISO 2006] [43, DIN 2002].

Національні вимоги щодо оцінки відповідності низки країн-членів, наприклад Німеччини [28, DE UBA 2008], [29, DE 2014], Ірландії [16, IE EPA 2017], Нідерландів [30, NL InfoMil 2012], Польщі [31, PL 2012] та Великобританії [32, MCERTS 2016], [33, SEPA 2011], [34, MCERTS 2017], переважно ґрунтуються на застосуванні стандартизованих методів, зокрема європейських стандартів.

Орієнтовні та спрощені методи випробування рідко використовуються для оцінки відповідності. Втім, в окремих випадках доцільно застосовувати ці методи на додачу до стандартизованих. Крім того, доцільно їх застосовувати, якщо достатньо лише зазначити кількість викидів, наприклад у проміжку між періодичними вимірюваннями, що здійснюються з метою оцінки відповідності.

Ще один важливий чинник, що може впливати на застосування стандартизованих методів, – потенційний ризик для довкілля, пов'язаний із забруднювальною речовиною, у поєднанні з місцезнаходженням установки. Якщо через присутність чутливих екологічних реципієнтів у місцевості зростають ризики для довкілля, доцільно завжди застосовувати стандартизовані методи, щоб забезпечити вищий рівень прозорості та достовірності і, ймовірно, досягти вищого рівня схвалення результатів громадськістю або в межах судових розглядів, за умови, що застосовувати стандартизовані методи досі не вимагалось законами, нормами та дозволами.

На практиці не всі вимірювання стосуються оцінки відповідності. Наприклад, у разі вимірювання ключових параметрів технологічного процесу стандартизовані методи застосовувати не обов'язково. Сам оператор установки вирішує, який рівень достовірності, повторюваності та відтворюваності результатів йому потрібен (якщо інше не вимагається конкретними нормативно-правовими актами).

Отже, уніфіковане застосування європейських стандартів гарантує отримання зіставних, достовірних та відтворюваних результатів вимірювань в усіх країнах Європи, особливо за умови, що європейські стандарти застосовують акредитовані лабораторії, що регулярно проходять перевірки і беруть участь у програмах перевірки кваліфікації. Стандарти ISO та національні стандарти дозволяється застосовувати за умови, що вони гарантують надання даних еквівалентної наукової якості. Доцільність застосування спрощених орієнтовних методів є дуже обмеженою.

3.4.4 Обробка даних

3.4.4.1 Огляд

Під час оцінювання та порівняння даних моніторингу важливо володіти інформацією про те, як здійснювалась обробка результатів вимірювань. Вирішальне значення має інформація про усереднення результатів вимірювань (див. розділ 3.4.4.2) і невизначеність вимірювання, пов'язану з цими результатами (див. розділ 3.4.4.3). Крім того, під час оцінювання даних потрібно брати до уваги експлуатаційні характеристики аналітичного методу, наприклад межу виявлення і межу кількісного визначення (див. розділ 3.4.4.4), а також викиди, їх виявлення і обробку (див. розділ 3.4.4.5).

3.4.4.2 Усереднення результатів вимірювань

Після кожної серії вимірювань постають питання щодо способів усереднення результатів вимірювань або узагальнення даних. Вибір способів передусім залежить від частоти вимірювань (безперервні чи періодичні) і від режиму оцінки відповідності, що застосовується.

Для підбиття підсумків **безперервних вимірювань** очевидно, що потрібно застосувати узагальнення. Залежно від проміжку часу і кількості перевірених значень, результат вимірювань може являти собою середнє значення за півгодини, годину, добу, місяць або рік. У деяких випадках перевірку виконують до усереднення результатів вимірювання (наприклад, врахувавши невизначеність вимірювання (див. розділ 3.4.4.3) або усунувши викиди (див. розділ 3.4.4.5)). Якщо перевірених результатів достатньо, результат вважається таким, що характеризує робочі умови, що розглядаються.

Результат **періодичних вимірювань** – це середнє значення для періоду відбору проб (наприклад, 30 хвилин для вимірювань викидів у повітря (див. розділ 4.3.3.8) або 24 години для вимірювання викидів у воду (див. розділ 5.3.5.4.1)). Визначення кількості проб, достатньої для визначення репрезентативного середньодобового, середньомісячного або середньорічного значення, – дуже складне завдання, що передбачає врахування багатьох критеріїв.

Залежно від цілі періодичних вимірювань, доцільним може виявитись не усереднювати дані в реальному часі, надані переносними автоматичними аналізаторами (наприклад, з метою калібрування стаціонарних систем або для оцінювання технологічного контролю).

У більшості випадків неможливо гарантувати репрезентативність результатів лише за кількістю відібраних проб. Потрібно враховувати інші припущення (див. розділи 4.3.3 і 5.3.5). Якщо проби взято в чітко визначених, керованих нормальних робочих умовах, то загалом можна припустити, що результати вимірювань є репрезентативними для цих умов.

Існують різні підходи до усереднення результатів безперервних і періодичних вимірювань, залежно від вимог законодавства і природного середовища. Періоди усереднення коливаються в діапазоні від 10 хвилин, 30 хвилин, 1 години і 24 годин аж до одного року. Зокрема, середньомісячні або середньорічні результати безперервних вимірювань викидів у повітря можуть ґрунтуватись на середніх значеннях для 10 хвилин, 30 хвилин, 1 години або 1 доби.

Щоб запобігти хибному тлумаченню результатів моніторингу, потрібно застосовувати чіткі, недвозначні визначення. У таблиці 3.2 містяться приклади періодів усереднення, що використовуються або можуть використовуватись у висновках щодо НДТМ або дозволах. Визначення потрібно змінювати залежно від специфіки BREF, що розробляється/переглядається, або залежно від умов надання дозволу.

Таблиця 3.2. Приклади періодів усереднення, визначених у висновках щодо НДТМ

Період усереднення		Визначення
Викиди у повітря		
a	Середньодобовий	Середнє значення за період 24 години для чинних середніх значень за 30 хвилин або 1 годину, отриманих шляхом безперервних вимірювань ⁽¹⁾
b	Середньомісячний/ середньорічний	Середнє значення, розраховане на основі середніх значень за 10 хвилин, 30 хвилин, 1 годину або 1 добу, отриманих шляхом безперервних вимірювань протягом місяця/року ⁽¹⁾
c	Середнє значення для періоду відбору проб	Середня значення щонайменше за 30 хвилин, отримане під час періодичних вимірювань ⁽²⁾
d	Середньодобове/ середньомісячне/ середньорічне значення ⁽³⁾ , виражене як питоме навантаження	Середнє значення для періоду тривалістю 1 добу/місяць/рік, виражене як маса речовин, що викидаються, на одиницю маси продуктів/матеріалів, що виробляються або обробляються
Викиди у воду		
e	Середньодобовий	Середнє значення для періоду тривалістю 24 години, отримане для періодичної потокозалежної усередненої проби
f	Середньомісячний/ середньорічний	Середнє значення ⁽⁴⁾ , розраховане на основі всіх середньодобових значень, отриманих протягом 1 місяця/року
g	Середнє значення для проб, отриманих протягом 1 місяця	Середнє значення ⁽⁴⁾ щонайменше для чотирьох (тобто щонайменше однієї проби на тиждень) періодичних потокозалежних усереднених проб за добу, відібраних протягом 1 місяця
h	Середнє значення для проб, отриманих протягом 1 року	Середнє значення ⁽⁴⁾ щонайменше для 12 (тобто щонайменше однієї проби на місяць) періодичних потокозалежних усереднених проб за добу, відібраних протягом 1 року
i	Середньодобове/середньомісячне/середньорічне значення ⁽³⁾ , виражене як питоме навантаження	Середнє значення для періоду тривалістю 1 добу/місяць/рік, виражене як маса речовин, що викидаються, на одиницю маси продуктів/матеріалів, що виробляються або обробляються
⁽¹⁾ Середні значення для безперервних вимірювань, згідно зі стандартом EN 14181:2014, вимірювання за допомогою стаціонарної автоматизованої вимірювальної системи (АВС), встановленої на об'єкті, що виконує безперервний моніторинг викидів або вимірювання периферійних параметрів [36, CEN 2014]. ⁽²⁾ Середні значення для періодичних вимірювань, згідно зі стандартом EN 15259:2007, визначення вимірюваної величини з певним інтервалом [45, CEN 2007]. ⁽³⁾ Період усереднення питомого навантаження і мінімальної частоти моніторингу визначають згідно з вимогами конкретної галузі промисловості. ⁽⁴⁾ Середньозважене значення з урахуванням щоденних значень витрати.		

Існує два практичних підходи до оцінювання результатів періодичних вимірювань.

У деяких країнах-членах ЄС (наприклад, у Німеччині, Великобританії) кожен результат вимірювання оцінюють окремо. Аналогічна процедура застосовується в частині 8 Додатка VI до Директиви IED для викидів важких металів і поліхлоридних дібензопарадіоксинів (ПХДД) та дібензофуранів (ПХДФ) з установок (сумісного) спалювання відходів у повітря [24, EU 2010]. Той самий підхід застосовується і в Директиві 91/271/ЄЕС щодо очищення міських стічних вод для оцінювання усереднених проб за добу; крім того, в цій Директиві визначається «максимально дозволена кількість проб, що не відповідають нормі» [35, EEC 1991].

У інших країнах-членах (наприклад, у Італії, Нідерландах) використовують середні значення для всіх окремих вимірювань, що виконуються періодично (наприклад, три послідовних вимірювання викидів у повітря). Усереднення результатів окремих вимірювань застосовується і в частині 8 Додатка VII до Директиви IED для викидів у повітря органічних сполук, спричинених використанням органічних розчинників у певних видах діяльності та на деяких промислових об'єктах, [24, EU 2010].

Усереднення результатів окремих вимірювань може потребувати визначення додаткових питань, зокрема, як діяти зі значеннями, нижчими від межі виявлення/кількісного визначення (див. розділ 3.4.4.4), або як враховувати невизначеність вимірювання (див. розділ 3.4.4.3). Наприклад, у Нідерландах сукупну невизначеність вимірювання потрібно ділити на \sqrt{n} , перш ніж віднімати від розрахованого середнього значення для n вимірювань [4, NL 2012].

3.4.4.3 Невизначеність вимірювання

Настанова з вираження невизначеності вимірювання (GUM), опублікована Об'єднаним комітетом з настанов у метрології (JCGM), визначає загальні правила оцінювання та вираження невизначеності вимірювання, призначені для застосування до широкого спектру вимірювань [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. У стандарті EN ISO/IEC 17025:2017 застосовується поняття невизначеності вимірювання з посиланням на GUM [1, CEN 2017], що містить таке визначення: «параметр, пов'язаний з результатами вимірювань, який характеризує розсіяння значень, що можуть бути обґрунтовано приписані вимірюваній величині» [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008]. Стандарт EN ISO 20988:2007 застосовує загальні рекомендації GUM до умов вимірювання якості повітря, включно з вимірюваннями викидів зі стаціонарних джерел [12, CEN 2007]. Для оцінювання невизначеності вимірювання в галузі аналізу води часто застосовують Настанову Європейського товариства з аналітичної хімії (Eurachem)/Міжнародного співробітництва з простежуваності вимірювань в аналітичній хімії (CITAC), розроблену на основі GUM [269, Eurachem/CITAC 2012].

У різних стандартах загалом розрізняють три види невизначеності вимірювання [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008], [12, CEN 2007], [265, INERIS 2016], [269, Eurachem/CITAC 2012]:

- **Стандартна невизначеність** – це невизначеність результату вимірювання, виражена через середньоквадратичне відхилення.
- **Сумарна стандартна невизначеність** – це стандартна невизначеність результату вимірювання у випадку, коли цей результат було отримано на основі значень низки інших вхідних величин. Дорівнює додатному квадратному кореню суми членів, що являють собою дисперсії або коваріацію інших величин, зважених залежно від коливання результату вимірювання у разі змін у цих величинах.
- **Розширена невизначеність**, також відома як загальна невизначеність, – це інтервал, у межах якого ймовірно перебуває більша частина розподілу значень, які обґрунтовано можуть бути приписані вимірюваній величині. Розширену невизначеність отримують шляхом множення сумарної стандартної невизначеності на коефіцієнт охоплення. У більшості випадків обирають коефіцієнт охоплення $k = 1,96$ з рівнем довіри 95 %.

У кожному (новому) європейському стандарті щодо методів вимірювання має застосовуватись невизначеність вимірювання [26, CEN 2008]. Кожна акредитована лабораторія, що застосовує ці стандарти, має визначити власну методику, що описує, як саме застосовується невизначеність, і має дотримуватись цієї методики для вираження результатів вимірювання [1, CEN 2017].

Отже, кожна (акредитована) лабораторія має бути здатна назвати розрахункову невизначеність для кожного результату вимірювання згідно з пов'язаними стандартами (наприклад, європейськими стандартами) чи директивами. Розрахункову невизначеність часто застосовують під час оцінювання відповідності.

Сумарна невизначеність вимірювання визначається низкою чинників:

- кваліфікація персоналу і людський чинник;
- лабораторні технічні засоби і умови довкілля;
- методи випробування і калібрування, валідація методів;
- використовуване обладнання і програмне забезпечення;
- простежуваність результатів вимірювань;
- план, порядок і процес відбору проб;
- транспортування і поводження зі зразками для випробування і калібрування.

Під час розрахунку невизначеності вимірювання ці чинники враховують у різні способи. Згідно зі стандартом EN ISO 20988:2007, невизначеність вимірювання для викидів у повітря можна визначити у прямий спосіб, у межах єдиного експерименту, або в непрямий спосіб, шляхом поєднання різних експериментальних планів. Якщо обрано прямий підхід, то всі чинники, що можуть спричинити коливання результату відхилення, досліджують у межах єдиного експерименту, охопивши весь ланцюг генерування даних

із усіма проміжними кроками. У такий спосіб безпосередньо визначають розширену невизначеність – інтервал, у межах якого перебуває результат вимірювання. Типовий приклад прямого підходу – використання незалежних парних вимірювань із двома окремими системами відбору проб і аналізу. У межах непрямого підходу коливання оцінюють окремо для конкретних проміжних кроків застосовуваного методу вимірювання (див. також зазначені вище чинники). Для обчислення невизначеності вимірювання використовують аналітичне рівняння («рівняння моделі методу»), що поєднує в собі всі проміжні кроки. Нарешті, шляхом непрямого підходу визначають сумарну невизначеність, яку потрібно помножити на коефіцієнт охоплення, щоб отримати розширену невизначеність. Настанова GUM передусім зосереджена на непрямому підході, але не виключає й прямого підходу [11, JCGM 2008], [79, ISO 2008], [12, CEN 2007], [37, VDI 2009].

Прикладом прямого підходу є внутрішньолабораторне порівняння, коли персонал різних лабораторій за допомогою різного обладнання одночасно вимірює ту саму речовину/параметр. Порівняно з GUM, ця модель охоплює також невизначеності, пов'язані з відбором проб, обладнанням (наприклад, системою збору та обробки даних) та людським чинником. Втім, чинники впливу відрізняються меншою мірою або не відрізняються взагалі. Внутрішньолабораторні порівняння для викидів у повітря виконувались на спеціально розроблених випробувальних стендах. Досвід показує, що невизначеність вимірювання, отримана шляхом внутрішньолабораторних порівнянь, загалом є вищою, ніж невизначеність, отримана із застосуванням підходу GUM [265, INERIS 2016].

Вимоги щодо максимально допустимих невизначеностей вимірювання можна знайти у стандартах і нормативно-законодавчих актах. У цьому контексті стандарт EN ISO 14956:2002 містить настанови з оцінки придатності методики вимірювання викидів у навколишнє повітря і викидів димових газів шляхом порівняння з потрібним значенням невизначеності вимірювання [268, CEN 2002].

Для деяких стандартних референтних методів (CPM) визначено максимально допустимі розширені невизначеності вимірювання викидів у повітря (таблиця 3.3).

Таблиця 3.3. Максимально допустимі розширені невизначеності CPM

Параметр/речовина	Стандарт	Максимально допустима розширена невизначеність CPM ⁽¹⁾
Чадний газ (CO)	EN 15058:2017	± 6,0 %
Пил	EN 13284-1:2017	± 20,0 %
Газоподібні хлориди	EN 1911:2010	± 30,0 %
Оксиди азоту (NO _x)	EN 14792:2017	± 10,0 %
Кисень (O ₂)	EN 14789:2017	± 6,0 % ⁽²⁾
Оксиди сірки (SO _x)	EN 14791:2017	± 20,0 %
Водяна пара	EN 14790:2017	± 20,0 %

(¹) Розширена невизначеність пов'язана з коефіцієнтом охоплення $k = 1,96$ і рівнем довіри 95 %. Розрахунок виконується в перерахунку на суху речовину (окрім водяної пари) і до застосування поправки на опорний вміст кисню. Щодо кисню і води невизначеність застосовується до вимірюваного значення і виражається як процент від цього значення; у іншому випадку невизначеність застосовується на рівні ГЗВ і виражається як процент від цього ГЗВ.

(²) Або 0,3 % як об'ємна концентрація.

NB: н/в = не визначено.

Джерело: [71, CEN 2010], [72, CEN 2017], [73, CEN 2017], [74, CEN 2017], [75, CEN 2017], [181, CEN 2017], [193, CEN 2017], [265, INERIS 2016]

Для безперервних вимірювань викидів у повітря невизначеність визначаються у два етапи. Що стосується сертифікації обладнання, стандарт EN 15267-3:2007 вимагає, щоб сумарна невизначеність автоматизованих вимірювальних систем (ABC) була щонайменше на 25 % меншою, ніж максимально допустима невизначеність. Це забезпечить достатній запас для складової невизначеності, пов'язаної з окремо встановленою ABC (див. також розділ 4.3.2.2.1 щодо рівня контролю якості 1 (QAL1)) [66, CEN 2007]. Якщо обладнання працює, невизначеність вимірювання визначають згідно зі стандартом EN 14181:2014 через мінливість, тобто середньоквадратичне відхилення відмінностей між паралельними вимірюваннями для CPM і ABC (див. розділ

4.3.2.2.2 щодо QAL2) [36, CEN 2014].

Приклади максимально допустимих невизначеностей, що містяться в нормативно-правових актах, наведено в Директиві IED, що встановлює вимоги щодо вимірювання викидів у повітря від великих установок згорання (Додаток V, частина 3, пункт 9) і установок (сумісного) спалювання відходів (Додаток VI, частина 6, пункт 1.3) за допомогою ABC (таблиця 3.4) [24, EU 2010]. Директива IED посиляється на значення з рівнем довіри 95 %, які, згідно зі стандартом EN 14181:2014, відповідають розширеній невизначеності [36, CEN 2014].

Таблиця 3.4. Максимально допустимі розширені невизначеності ABC для великих установок згорання і установок (сумісного) спалювання відходів (Додаток V і VI до Директиви IED)

Параметр/речовина	Максимально допустима розширена невизначеність ABC ⁽¹⁾	
	Великі спалювальні установки	Установки спалювання відходів
Чадний газ (CO)	10 %	10 %
Пил	30 %	30 %
Хлороводень (HCl)	н/з	40 %
Фтороводень (HF)	н/з	40 %
Оксиди азоту (NO _x)	20 %	20 %
Діоксид сірки (SO ₂)	20 %	20 %
ЗЛОС	н/з	30 %

⁽¹⁾ Розширена невизначеність пов'язана з коефіцієнтом охоплення $k = 1,96$ і рівнем довіри 95 %. Застосовується до рівнів ГЗВ, наведених у додатках V (місячні ГЗВ) і VI (добові ГЗВ) до Директиви IED, і виражається як процент від цих ГЗВ.
NB: н/з = не застосовується.
Джерело: [24, EU 2010]

З метою оцінки відповідності розширену невизначеність можна враховувати для кожного результату вимірювання або для середнього значення всіх результатів до порівняння значення (значень) з ГЗВ, зазначеним у дозволі. У країнах-членах діють різні підходи до цього порівняння. Найпоширенішим підходом до порівняння для викидів у повітря є віднімання від результату невизначеності вимірювання і використання отриманого значення для подальшого оцінювання. Загалом рекомендується описати, чи (в який спосіб) враховується невизначеність вимірювання.

У Директиві IED враховується невизначеність вимірювання для викидів у повітря від великих установок згорання (Додаток V, частина 3, пункт 10) і установок (сумісного) спалювання відходів (Додаток VI, частина 8, пункт 1.2). У обох випадках підтвержені середні значення розраховують шляхом віднімання від вимірених середніх значень рівня довіри 95 % (тобто розширеної невизначеності) [24, EU 2010].

У разі віднімання невизначеності вимірювання можна отримати від'ємний результат. Отже, доцільно описати, як варто поводитися з такими даними. Наприклад, згідно з Австрійським приписом щодо вимірювання викидів у повітря з котлів і газових турбін, підтвержені середні значення (наприклад, середні значення за 30 хвилин, отримані шляхом віднімання невизначеності вимірювання), які є від'ємними, потрібно задати рівним нулю [42, AT 2011].

Загалом **відносна** невизначеність вимірювання, виражена як процент від виміряного значення, зростає в міру зниження рівнів викидів [265, INERIS 2016].

У розділі 5.4.7.2 Виконавчого рішення Комісії 2012/119/ЄС щодо збору даних і розробки BREF йдеться про те, що невизначеність вимірювання (якщо актуально) потрібно зазначати, подаючи дані про викиди під час збору даних. Крім того, в розділі 3.3 зазначено, що для визначення РЕП НДТМ, включно з РВ НДТМ, можна використовувати округлені значення: це дасть змогу врахувати технічні питання на кшталт невизначеності вимірювання [39, EU 2012]. Водночас, у висновках щодо НДТМ РЕП НДТМ зазвичай виражають без зазначення невизначеності вимірювання. Втім, отриману під час збору даних інформацію щодо невизначеності вимірювання можна зазначати у BREF (для прикладу, див. BREF для великих спалювальних установок (LCP BREF) [277, COM 2017]).

3.4.4.4 Межа виявлення і межа кількісного визначення

Лабораторії, що дотримуються вимог стандарту EN ISO/IEC 17025:2017, зобов'язані забезпечити валідацію нестандартних методів, методів, розроблених самою лабораторією, і стандартних методів, що застосовуються за межами їх імовірної сфери застосування, або модифікованих на інших підставах, а також визначити їх експлуатаційні характеристики [1, CEN 2017]. Валідація зазвичай охоплює визначення межі виявлення (LoD) і межі кількісного визначення (LoQ).

Станом на 2017 рік загального європейського стандарту або специфікації, що визначали б LoD або LoQ у сфері аналізу води, не існувало. Водночас, Директива 2009/90/ЄС, що встановлює технічні вимоги до хімічного аналізу та моніторингу стану води згідно з Водною рамковою директивою ЄС, містить таке визначення [40, EC 2009]:

- **Межа виявлення** – це вихідний сигнал або значення концентрації, у разі перевищення якого можна впевнено стверджувати, що проба відрізняється від холостої проби, яка не містить шуканого складника.
- **Межа кількісного визначення** – це зафіксована величина, кратна межі виявлення, за концентрації шуканого складника, яку можна визначити з прийнятним ступенем достовірності й точності. Межу кількісного визначення можна розрахувати з використанням придатного стандарту чи проби, а також отримати за найнижчою точкою на калібрувальній кривій, не враховуючи холостої проби.

Попри те, що Директива 2009/90/ЄС не охоплює моніторинг промислових стічних вод, вищезазначені визначення можна застосовувати і в цьому контексті.

Стандарт EN 14793:2017 містить подібне, але більш загальне визначення для вимірювання викидів у повітря [27, CEN 2017]:

- **Межа виявлення** – це найнижча концентрація вимірюваної величини, яку можна виявити, але не визначити кількісно, в умовах експерименту, описаних для методу.
- **Межа кількісного значення** – це найнижча концентрація вимірюваної величини, яку можна кількісно визначити в умовах експерименту, описаних для методу.

Більш детальні технічні умови наведено в окремих стандартах (наприклад, EN 1948-3:2006 для вимірювання викидів ПХДД/ПХДФ у повітря зі стаціонарних джерел [41, CEN 2006]).

Використовується ще декілька синонімічних термінів – «межа визначення», «межа застосування», «межа подання даних» або «межа доказовості», проте всі вони переважно використовуються у значенні межі кількісного визначення (LoQ).

Будь-які методи вимірювання, що застосовуються, мусять мати придатні значення LoD/LoQ для рівня викидів, що потребує вимірювання. У багатьох випадках LoD має не перевищувати 10 % від ГЗВ, щоб гарантувати значення LoQ, нижче ГЗВ. Деякі країни-члени встановили більш жорсткі експлуатаційні вимоги. Зокрема, у Франції LoQ має бути нижчим, ніж 10 % від ГЗВ [133, FR 2013].

Прикладом європейських вимог у галузі аналізу води є Директива 2009/90/ЄС щодо хімічного аналізу та моніторингу стану води згідно з Водною рамковою директивою ЄС, яка, втім, не є актуальною для викидів з установок, на які поширюється дія Директиви ІЕД. Згідно з цією Директивою, LoQ для всіх методів аналізу має бути рівною або нижчою, ніж 30 % від актуальних норм якості довкілля [40, EC 2009].

LoD і LoQ значною мірою залежать від експлуатаційних показників лабораторії і ймовірних модифікацій чи адаптації до конкретних умов. Приміром, можна адаптувати час відбору проб для періодичних вимірювань і/або обрати метод аналізу для забезпечення прийнятного значення LoQ.

Отже, важливо, щоб разом з результатами вимірювань повідомлялися значення LoD і, бажано, LoQ. У такий спосіб можна забезпечити оптимальне використання даних під час оцінювання результатів вимірювання.

У цьому контексті в розділі 5.4.7.2 Висновкового рішення Комісії 2012/119/ЄС щодо збору даних і розробки BREF зазначено, що LoD і LoQ потрібно наводити як довідкову інформацію, що супроводжує дані з викидів під час збору даних. Крім того, у розділі 3.3 вищезгаданого Рішення йдеться про те, що якщо неможливо чітко визначити нижній кінець діапазону (наприклад, якщо дані, що повідомляються, наближені до значення LoD), допускається використовувати вираз типу «< X до Y» [39, EU 2012].

Якщо значення LoQ невідоме або не повідомляється, його можна розрахувати як величину, кратну LoD, наприклад, помноживши LoD, задане у актуальному стандарті (EN), на три. Водночас бажано застосовувати експлуатаційні характеристики методу, типові для конкретної лабораторії.

З метою усереднення результатів вимірювання потрібно визначити спосіб урахування значень, нижчих від LoD та LoQ. Це передбачає й оцінювання того, чи є забруднювальна речовина, що вимірюється, актуальною для досліджуваної установки, а отже, чи може вона бути присутньою у викиді. Якщо вся доступна інформація свідчить про те, що забруднювальна речовина не викидається, то потреби вимірювати її вміст або повідомляти будь-які дані про неї немає. Якщо ж є свідчення, що забруднювальна речовина може викидатися, навіть якщо наразі її не виявлено, потрібно повідомити дані про неї, виразивши значення LoD і LoQ.

Існують різні способи однозначно обробляти значення нижче LoD і LoQ:

- У статті 5 Директиви 2009/90/ЄС щодо хімічного аналізу та моніторингу стану води згідно з Водною рамковою директивою ЄС визначено такі правила з розрахунку середніх значень [40, EC 2009]:
 - Якщо кількості фізико-хімічних або хімічних вимірюваних величин у пробі нижчі від межі кількісного визначення, то результати вимірювання потрібно встановити на рівні половини значення цієї межі кількісного визначення для розрахунку середніх значень.
 - Якщо розраховане середнє значення результатів вимірювання, про яке йдеться у пункті 1, нижче від межі кількісного визначення, то значення потрібно позначати як таке, що «менше від межі кількісного визначення».
 - Пункт 1 не поширюється на вимірювані значення, що являють собою загальні суми для заданої групи фізико-хімічних параметрів або хімічних вимірюваних речовин, включно з метаболітами, продуктами розпаду та продуктами реакцій. У цих випадках результати, нижчі від межі кількісного визначення для окремих речовин, задають рівними нулю.
- У Данії підхід Директиви 2009/90/ЄС щодо моніторингу промислових стічних вод було змінено, щоб не випускати корисної інформації щодо забруднювальних речовин у дуже малих концентраціях (наприклад, органічних забруднювальних речовин у мікроконцентраціях) [38, DK EPA 2012]:
 - Якщо менше 10 % усіх проб містять концентрації забруднювальних речовин, нижчі від межі LoD, то середнє значення не вираховують.
 - Якщо понад 10 %, але менше 50 % проб містять концентрації забруднювальних речовин, вищі від межі LoD, то під час розрахунку середнього значення результат вимірювання для всіх значень, нижчих від межі виявлення, задають рівним нулю.
 - Якщо 50 % або більше проб містять концентрації забруднювальних речовин, вищі від межі LoD, то під час розрахунку середнього значення результат вимірювання для всіх значень, нижчих від межі виявлення, задають рівним половині значення межі виявлення.
- Для цілей повідомлення даних до Шотландського реєстру викидів забруднювальних речовин, результати вимірювань потрібно задавати рівними нулю, якщо багатократні результати для певної забруднювальної речовини нижчі

від межі LoD і якщо відсутні інші причини вважати, що забруднювальна речовина присутня у викидах. Якщо ж існують причини вважати, що забруднювальна речовина присутня у викидах, то результати вимірювання потрібно брати рівними половині значення LoD. Якщо деякі значення перевищують LoD, а деякі нижчі від цієї межі, то значення, що перевищують LoD, потрібно враховувати як вимірювані значення, окрім випадків, якщо можна довести, що вимірювання містять помилки, а показання, нижчі від LoD, потрібно брати рівними половині значення LoD [33, SEPA 2011].

- У Франції для сумування й усереднення результатів вимірювання викидів у повітря окремий результат беруть рівним половині значення LoQ для концентрацій, нижчих від LoQ, і рівним нулю для концентрацій, нижчих від LoD [133, FR 2013].

У інших країнах-членах можуть діяти інші підходи до врахування значень LoD і/або LoQ під час усереднення результатів вимірювань. Отже, під час повідомлення результатів завжди доцільно зазначати підхід, що застосовується. Це стосується й середніх даних щодо викидів, наданих з метою укладання та перегляду BREF.

У відповідних випадках доцільно чітко зазначати в дозволі умови обробки результатів зі значеннями, нижчими від LoD і LoQ, якщо в національних нормах не зазначено інше. Особливе значення це має у зв'язку з ГЗВ, вираженими як розраховані середні значення, якщо значення LoQ лише дещо нижче від ГЗВ, оскільки обраний підхід може впливати на остаточний результат і на подальшу оцінку відповідності.

3.4.4.5 Викиди

У стандарті ISO 5725-1:1994 викид визначено як елемент сукупності значень, несумісний з рештою елементів цієї сукупності [271, ISO 1994]. Стандарт CEN/TR 15983:2010 містить аналогічне визначення для вимірювання викидів у повітря, згідно з яким викид, також іменованій недійсною точкою даних, – це результат вимірювання, що перебуває на ненормальній відстані від інших значень у сукупності даних, а отже, з малим ступенем імовірності є достовірною точкою даних. Стандарт CEN/TR 15983:2010 було відкликано [272, CEN 2010].

У цьому документі (ROM) викиди розуміються як недійсні точки даних, недійсність яких закладена у вимірюванні.

У контексті моніторингу викидів у повітря та воду потрібно розрізняти два випадки. Викиди можуть виникати у рядах пар даних під час порівняння результатів, отриманих за допомогою двох різних методів вимірювання, а також у рядах даних вимірювання у разі застосування того самого методу [273, CEWEP and ESWET 2016].

Під час порівняння результатів двох різних методів вимірювання зазвичай застосовують критерій Грабса – статистичний тест для визначення викидів (наприклад, для викидів у повітря за стандартом EN 14793:2017 [27, CEN 2017] і для викидів у воду за стандартом DIN 38402-71:2002 [43, DIN 2002]). Стандарт EN 14181:2014 також передбачає перевірку викидів під час процедури QAL2 (див. розділ 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014]. Зокрема, настанову з визначення викидів з метою дотримання вимог EN 14181:2014 містить Стислий посібник з моніторингу 14 [44, MCERTS 2012]. Критерій Грабса ґрунтується на припущенні про нормальний розподіл сукупності даних. Отже, перш ніж застосовувати критерій, це припущення потрібно перевірити [274, NIST/SEMATECH 2017].

Йдеться про те, щоб визначити, чи пов'язане ненормальне значення у ряді даних вимірювання з винятковими викидами, а чи є воно викидним значенням, що пояснюється помилками під час вимірювання [273, CEWEP і ESWET 2016]. Зважаючи на те, що умови експлуатації установки зазвичай не є розподіленими [273, CEWEP і ESWET 2016], самого статистичного критерію недостатньо для визначення викидів.

Важливим кроком виявлення викиду є детальний аналіз умов експлуатації. Інші способи ідентифікації потенційних викидів можуть охоплювати перевірку всіх концентрацій

порівняно з попередніми та подальшими результатами спостережень і порівняно з даними дозволу, а також, імовірно, врахування викидів протягом попередніх періодів моніторингу [3, СОМ 2003].

Перевірку зазвичай виконує кваліфікований персонал, хоча можна застосовувати і автоматизовані процедури. Втім, сильні коливання значень під час спостережень має розглядати кваліфікований оператор баз даних [3, СОМ 2003].

Як правило, відхилення результатів, коли неможливо визначити фактичну причину ненормальних значень, спричинене помилками під час відбору та аналізу проб. У цьому випадку можна повідомити лабораторію, щодо даних якої є сумніви, про потребу в ревізії її експлуатаційних параметрів і даних моніторингу [3, СОМ 2003].

Якщо ненормальне значення пояснюється помилкою під час вимірювання (тобто, є викидом згідно з описом вище), його можна вилучити з розрахунку середніх концентрацій тощо і, нарешті, чітко відрізнити від даних, що на момент подання стосуються нормальних і відмінних від нормальних умов експлуатації.

Підстави для визначення викидів, а також фактичні дані потрібно завжди повідомляти уповноваженим органам влади, зокрема й під час збору даних з метою укладання та перегляду BREF.

3.5 Нормальні і відмінні від нормальних умови експлуатації – відповідні умови вимірювання

У статті 3(13) Директиви IED рівні викидів, пов'язані з найкращими доступними техніками (РВ НДТМ), визначено як діапазон рівнів викидів, отриманий за нормальних умов експлуатації (НУЕ) з використанням найкращої доступної техніки чи поєднання найкращих доступних технік, як описано у висновках щодо НДТМ, виражений як середнє значення за певний період часу, за визначених референтних умов. Крім того, у статті 15(3) зазначено, що компетентний орган встановлює ГЗВ, які забезпечують, щоб викиди, за нормальних умов експлуатації, не перевищували РВ НДТМ. У статті 14(1)(f) наведено приклади умов, відмінних від нормальних умов експлуатації (УВНУЕ), як-от операції пуску та зупинки, протікання, несправності, раптові зупинки та остаточне припинення операцій [24, EU 2010]. Умови з прикладу вище можуть виникати внаслідок звичайних і надзвичайних, а також планових і позапланових подій.

Отже, під час надання чи оновлення дозволів потрібно уважно враховувати умови експлуатації. Крім того, в розділі 2.3.7.2.4 Виконавчого рішення Комісії 2012/119/ЄС зазначається, що дані щодо викидів і споживання, що використовуються для укладання чи перегляду BREF, мають містити детальні дані щодо відповідних умов експлуатації [39, EU 2012].

Зв'язок РВ НДТМ з НУЕ не означає, що в Директиві IED, дозволах і висновках з НДТМ не можуть визначитися положення щодо викидів за УВНУЕ. Насправді, у статті 14(1)(f) Директиви IED йдеться про те, що дозволи мають містити заходи, пов'язані з УВНУЕ. Ще один приклад наведено у частині 3, пункт 2 Додатка VI до Директиви IED щодо установок зі спалювання відходів. Тут йдеться про те, що «за жодних обставин» не можна перевищувати певне ГЗВ для сумарної концентрації пилу за будь-яких умов експлуатації [24, EU 2010]. А у розділі 3.1 Виконавчого рішення Комісії 2012/119/ЄС зазначається, що висновки з НДТМ мають враховувати УВНУЕ, якщо ці умови вважаються такими, що викликають стурбованість у зв'язку з питаннями захисту довкілля [39, EU 2012]. УВНУЕ потрібно обов'язково враховувати, якщо у зв'язку з ними вочевидь можна очікувати негативні наслідки для довкілля, наприклад, ймовірні викиди токсичних речовин або високих концентрацій речовин із сильним запахом поруч із житловими районами.

З метою класифікації результатів вимірювання, пов'язаних з НУЕ або УВНУЕ умови експлуатації потрібно зафіксувати у протоколі вимірювань, разом з контекстною інформацією щодо викидів (наприклад, референтними умовами), і чітко пов'язати з конкретними значеннями, за умови, що цьому не заважає складність досліджуваного джерела (джерел). З цього випливає, що різні НУЕ ідентифікують залежно від того, чи впливають вони на викиди (наприклад, різні технологічні режими під час виробництва, різна сировина та паливо, робота установки за певного навантаження або потужності, серійна обробка та випуск).

Якщо є потреба в усередненні значень, то до розрахунку потрібно включати лише значення, що однозначно пов'язані з зіставними НУЕ або УВНУЕ.

Результати моніторингу безперервних вимірювань мають охоплювати як НУЕ, так і УВНУЕ. Отже, критерії класифікації різних умов експлуатації установки потрібно визначати заздалегідь, щоб можна було окремо усереднювати значення для НУЕ і, у разі потреби, для УВНУЕ, за умови, що результати перебувають у межах визначеного діапазону (калібрування). Це гарантуватиме зв'язок повідомлених середніх значень лише з зіставними умовами експлуатації.

Що ж до періодичних вимірювань, то умови експлуатації потрібно враховувати вже під час визначення плану вимірювань [45, CEN 2007], [46, CEN 2006]. Якщо присутні різні НУЕ з істотними відмінностями в рівнях викидів, рекомендується виконувати періодичні вимірювання, репрезентативні для цих різних НУЕ, або принаймні для НУЕ з

найвищим очікуваним рівнем викидів (див. Також розділи 4.3.3.4 і 5.3.5.2). Те, чи потрібно виконувати періодичні вимірювання для УВНУЕ, залежить від конкретної ситуації та очікуваного рівня викидів. Забезпечення репрезентативних періодичних вимірювань за УВНУЕ може виявитись непростим завданням, особливо у разі нештатних ситуацій.

На рис. 3.2 наведено приклади (А, В, С і D) того, як рівні викидів змінюються з часом, де горизонтальна вісь (вісь x) представляє час, а вертикальна (вісь y) – рівень викидів.

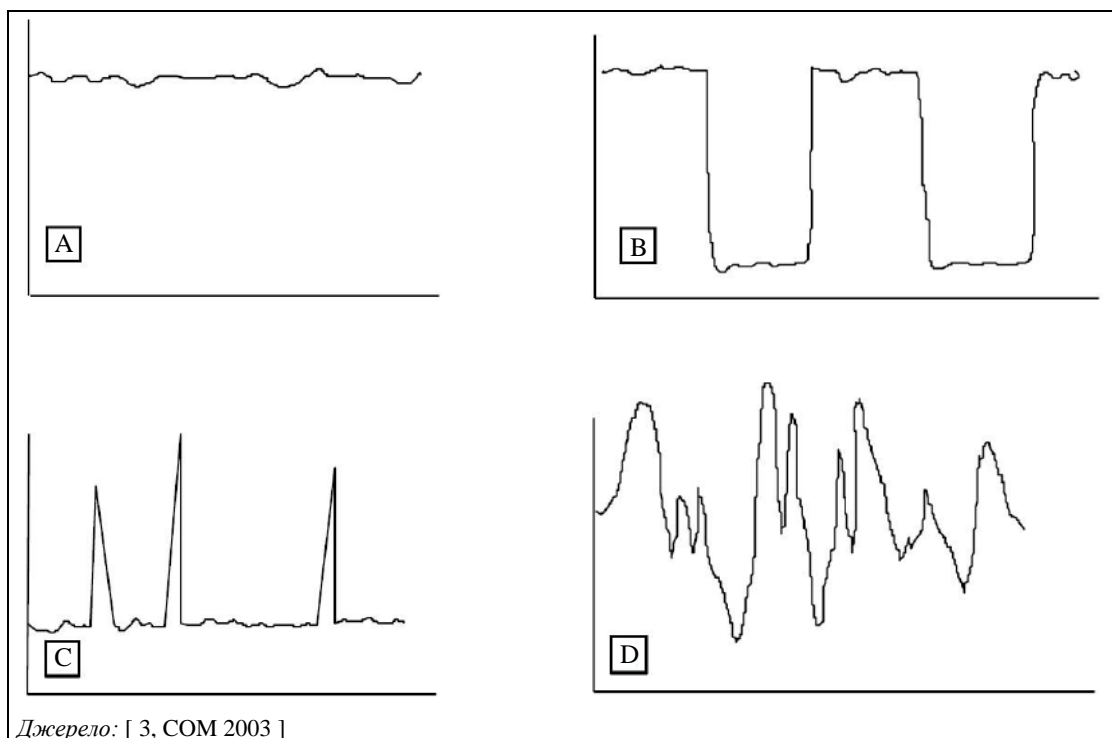


Рис. 3.2. Приклади зміни рівнів викидів з часом

НУЕ і УВНУЕ, а також пов'язаний з ними режим моніторингу у прикладах на рис. 3.2 можна узагальнити так:

- **Технологічний процес А** – це дуже стійкий технологічний процес. Можна припустити, що в ньому переважають НУЕ. Результати вимірювань будуть незмінними незалежно від часу проведення. Достатньо проводити періодичні вимірювання з мінімальною частотою. Якщо очікуване значення наближене до ГЗВ, доцільно проводити безперервні вимірювання, якщо цього вже не вимагають Директива ІЕД або національне законодавство.
- **Технологічний процес В** є прикладом зі змінними, та все ж стійкими високими та низькими рівнями викидів, що характерні для циклічних та періодичних технологічних процесів. Можна припустити, що весь процес представляє НУЕ з двома окремими рівнями викидів. Обраний підхід до моніторингу залежатиме від тривалості окремих фаз викидів, а також від конкретних вимог дозволу. Шляхом безперервних вимірювань нескладно кількісно виразити сукупний середній рівень викидів або рівень викидів кожної фази. Якщо ж виконуються періодичні вимірювання, то потрібно заздалегідь уточнити, чи варто визначати сукупний середній рівень викидів (наприклад, для оцінки навантажень), а чи окремо рівень викидів для кожної фази. Доцільним може виявитись виконувати вимірювання протягом двох різних фаз викидів або, залежно від ситуації, вимірювати викиди лише протягом фази з найвищим

очікуваним рівнем викидів.

Відповідно, значення РЕП НДТМ і/або ГЗВ можуть відображати цю ситуацію з викидами, тож потрібно обрати відповідний режим моніторингу.

- **Технологічний процес С** – це відносно стійкий процес із періодичними нетривалими, проте високими піковими викидами. Аналогічна ситуація може передбачати регулярні піки, що завжди відбуваються після певного заходу, наприклад пуску процесу після вихідних.
У цих ситуаціях потрібно визначити, які умови спричинили піки – НУЕ чи УВНУЕ. Крім того, визначаючи вимоги до моніторингу, потрібно враховувати частку піків у сукупних викидах, а також потенційні наслідки для довкілля.
Безперервні вимірювання охоплюють піки та проміжні періоди, даючи змогу провести межу між НУЕ і УВНУЕ. Проте, залежно від тривалості піків, достатніми можуть бути й періодичні вимірювання за стійких умов і навіть нерегулярні вимірювання у пікові періоди. Для цього може знадобитися скоротити періоди відбору проб. Те, чи потрібно відображати піки у висновках з НДТМ і/або в дозволах, залежить від актуальності викидів і від кваліфікації умов як НУЕ чи УВНУЕ.
- **Технологічний процес D** – це процес із високим ступенем мінливості, що, втім, імовірно відображає НУЕ. Здається, що розрізнити НУЕ і УВНУЕ складно, проте, розглянувши процес, можна ідентифікувати УВНУЕ.

Якщо викид повністю відбувся за НУЕ, потрібно оцінити його частку в сукупному об'ємі викидів установки. Якщо ця частка значна, то єдиним способом охопити всі коливання викидів є проведення безперервних вимірювань.

Малоймовірно, що у технологічному процесі цього типу використовуватимуться періодичні вимірювання викидів. Лише якщо частка в сукупному об'ємі викидів установки дуже низька або якщо, незважаючи на коливання, очікується, що рівні викидів будуть незмінно нижчими від ГЗВ, доцільним може бути план вимірювання, що гарантує проведення вимірювань протягом періодів з найвищими рівнями викидів.

Значення РЕП НДТМ і/або ГЗВ для подібного процесу мають відображати особливі умови і мають бути пов'язані з відповідним режимом моніторингу.

Як зазначалося вище, на режим моніторингу впливатимуть різні умови експлуатації та характер викидів. Детальнішу інформацію див. у розділі 4 (викиди у повітря) і у розділі 5 (викиди у воду).

4 МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ У ПОВІТРЯ

4.1 Огляд

У цій главі розглядається моніторинг викидів у повітря, включно з інформацією про:

- речовини, що забруднюють повітря (див. розділ 4.2);
- безперервні/періодичні вимірювання (див. розділ 4.3);
- сурогатні параметри (див. розділ 4.4);
- дифузні викиди (див. розділ 4.5);
- запах (див. розділ 4.6);
- біомоніторинг (див. розділ 4.7);
- витрати (див. розділ 4.8);

Загальні аспекти моніторингу описано у главі 3.

4.2 Речовини, що забруднюють повітря

У таблиці 4.1 містяться приклади визначень речовин, що забруднюють повітря, які використовуються або можуть використовуватись у висновках щодо НДТМ або дозволах. Визначення потрібно змінювати залежно від специфіки BREF, що розробляється/переглядається, або залежно від умов надання дозволу.

Таблиця 4.1. Приклади визначень речовин, що забруднюють повітря

Параметр/речовина	Визначення
CO	Чадний газ
Пил	Загальний вміст твердих частинок (у повітрі)
Газоподібні хлориди	Газоподібні хлориди у перерахунку на HCl
Газоподібні фториди	Газоподібні фториди у перерахунку на HF
H ₂ S	Сірководень
Ртуть та її сполуки	Сумарний об'єм ртуті та її сполук у перерахунку на Hg
NH ₃	Аміак
NO	Моноксид азоту
NO ₂	Діоксид азоту
NO _x	Сумарний об'єм монооксиду азоту (NO) та діоксиду азоту (NO ₂) у перерахунку на NO ₂
Концентрація запаху	Кількість європейських одиниць запаху (о _{UE}) на 1 м ³ за стандартних умов, виміряна методом динамічної ольфактометрії згідно зі стандартом EN 13725 [52, CEN 2003]
ПХБ	Поліхлоровані біфеніли
ПХДД/ПХДФ	Поліхлоридні дибензопарадіоксини/дибензофурани
SO ₂	Діоксид сірки
SO _x	Сумарний об'єм діоксиду сірки (SO ₂), триоксиду сірки (SO ₃) та аерозолів сірчаної кислоти у перерахунку на SO ₂
ЗЛОС	Загальні леткі органічні сполуки вуглецю у перерахунку на С
ЛОС	Летка органічна сполука; визначається в Директиві 2010/75/ЄС [24, EU 2010] як будь-яка органічна сполука, а також фракція креозоту, що має за 293,15 К тиск пари 0,01 кПа або більше чи має відповідну леткість за певних умов використання

Інформація щодо конкретних аспектів моніторингу найбільш поширених речовин, що забруднюють повітря, включно з принципами вимірювання, міститься в розділі 4.3.2.4 (безперервні вимірювання) і в розділі 4.3.3.10 (періодичні вимірювання).

4.3 Безперервні/періодичні вимірювання

4.3.1 Безперервні та періодичні вимірювання

Безперервні вимірювання здійснюються за допомогою стаціонарної автоматизованої вимірювальної системи (АВС), встановленої на об'єкті для безперервного моніторингу викидів ([36, CEN 2014]). Періодичне вимірювання – це визначення вимірюваної величини з певним інтервалом ([45, CEN 2007]).

У таблиці 4.2 наведено огляд важливих характеристик безперервних і періодичних вимірювань, а також їх недоліків та переваг.

Таблиця 4.2. Важливі характеристики безперервних і періодичних вимірювань

Характеристика	Безперервні вимірювання	Періодичні вимірювання
Період відбору проб	Вимірювання охоплює весь або майже весь час, протягом якого відбувається викид речовин	Зрізи довгострокового характеру викидів
Швидкість	Майже завжди результати в реальному часі	Результати в реальному часі, якщо використовуються автоматичні аналізатори; із затримкою, якщо використовується ручний метод з лабораторним кінцевим методом
Усереднення результатів	Результати збираються безперервно і можуть усереднюватись протягом заданого періоду часу, наприклад 30 хв, 1 год або 24 год	Результати протягом періоду відбору проб, як правило, від 30 хв до кількох годин
Калібрування і простежуваність	АВС потребує калібрування порівняно зі стандартним референтним методом (СРМ) ⁽²⁾ і коригування згідно з атестованими зразками порівняння протягом інтервалу між ТО	Для періодичних вимірювань можна використовувати стандартні референтні методи (як ручні, так і автоматизовані)
Акредитація	Контроль якості калібрування і технічного обслуговування АВС згідно зі стандартами EN 14181:2014 [36, CEN 2014] і EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]	Контроль якості періодичних вимірювань згідно зі стандартом EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]
Сертифікація обладнання	Доступна сертифікація обладнання (див. розділ 4.3.2.2.1)	Доступна сертифікація переносного обладнання
Капітальні витрати ⁽¹⁾	Вищі, ніж витрати на обладнання для періодичного моніторингу	Нижчі, ніж витрати на АВС
Експлуатаційні витрати ⁽¹⁾	Як правило, вищі, ніж витрати на періодичні вимірювання, особливо якщо охоплюють рівень QAL2, QAL3, AST тощо (див. розділ 4.3.2.2.2)	Як правило, нижчі, ніж витрати на АВС

⁽¹⁾ Детальну інформацію про витрати лив. у розділі 4.8 і Додатку А.5.
⁽²⁾ Альтернативний метод (АМ) калібрування можна застосовувати, якщо було доведено його еквівалентність згідно зі стандартом EN 14793:2017 [27, CEN 2017].
Джерело: [34, MCERTS 2017].

Окрім таблиці 4.2, для вибору між безперервними та періодичними вимірюваннями можна врахувати такі аспекти [3, COM 2003]:

- значення викиду для довкілля;
- ризик для довкілля, пов'язаний з перевищенням ГЗВ (див. розділ 3.3.1);
- коливання рівнів викидів, особливо якщо ті наближені до ГЗВ (див. розділ 3.5);
- вимоги законодавства (наприклад, національного законодавства, Директиви IED, висновків з НДТМ);
- місцеві умови (наприклад, норми якості повітря);
- доступність і надійність обладнання (наприклад, безперервні вимірювання можуть виявитись недоцільними за певних обставин, як-от високий рівень водних випарів або вмісту пилу у відхідних газах);
- передбачена невизначеність вимірювання;
- потреба у безперервному моніторингу і/або контролі умов експлуатації, включно з системами очищення газових викидів;
- сприйняття громадськістю.

У Директиві IED передбачено безперервні вимірювання для певних видів діяльності, зокрема в частині 3 Додатка V для великих установок згорання із сукупною розрахунковою тепловою потужністю 100 МВт або більше (наприклад, для вимірювання концентрацій SO₂, NO_x і пилу) і частині 6 Додатка VI для установок зі спалювання відходів (наприклад, для вимірювання NO_x, за умови встановлення ГЗВ, а також СО, сумарного пилу, ЗОВ, HCl, HF і SO₂). В обох випадках Директива IED містить положення, що визначають обставини, за яких безперервні вимірювання можна замінити періодичними [24, EU 2010].

У деяких країнах-членах (наприклад, у Бельгії (Фландрія) [57, BE (Flanders) 2014], Данії [58, DK 2002], Франції [60, FR 2016], Німеччині [61, DE 2002] та Португалії [137, PT 1993]), для визначення потреби в безперервних вимірюваннях застосовуються порогові значення загальної масової витрати. Загалом припускається, що якщо ці порогові значення не перевищено, достатньо проводити періодичні вимірювання, крім випадків, коли умови в окремому випадку потребують іншого підходу. Приклади порогових значень масової витрати для найпоширеніших забруднювальних речовин наведено в Додатку А.3, таблиці 7.4.

У інших країнах-членах (наприклад, у Нідерландах і Великобританії) застосовується підхід на основі оцінки ризиків. Згідно з ним підґрунтям для проведення безперервних вимірювань або контролю витоків фільтрів є зростання рівнів викидів унаслідок збою обладнання для зниження викидів [4, NL 2012].

Порогове значення масової витрати для установок і видів діяльності, що передбачають використання органічних розчинників, також визначено в частині 6 Додатка VII до Директиви IED: Канали, до яких приєднане очисне обладнання, та з яких в кінцевій точці скидання виходить у середньому понад 10 кг/год. викидів ЗОВ, підлягають безперервному моніторингу [24, EU 2010].

Рішення висновків з НДТМ щодо моніторингу у BREF базуються на практиках у галузях промисловості, про які йдеться, і наданій інформації. Вищезгадані аспекти та приклади можуть допомогти обрати доцільний тип моніторингу – безперервний або періодичний.

4.3.2 Безперервні вимірювання

4.3.2.1 Загальні європейські стандарти

У таблиці 4.3 перелічено загальні європейські стандарти щодо безперервного вимірювання викидів у повітря. Один стандарт також пов'язаний з вимірюваннями навколишнього повітря.

Щодо загального застосування європейських стандартів та інших стандартизованих методів див. розділ 3.4.3.

Таблиця 4.3. Загальні європейські стандарти щодо безперервного вимірювання викидів у повітря

Стандарт	Заголовок
EN ISO 9169:2006	Якість повітря. Визначення та встановлення робочих характеристик автоматичної системи вимірювання (ISO 9169:2006)
EN 14181:2014	Викиди стаціонарних джерел. Забезпечення якості автоматизованих вимірювальних систем
EN 15259:2007	Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Вимоги до вибору вимірювальних секцій та місць вимірювань, цілі та плану вимірювань і складання звіту
EN 15267-1:2009	Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 1. Основні положення
EN 15267-2:2009	Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 2. Первинна оцінка системи керування якістю виробника ABC та постсертифікаційний нагляд за процесом виробництва
EN 15267-3:2007	Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 3. Технічні вимоги та методи випробування автоматичних вимірювальних систем для контролювання викидів від стаціонарних джерел

Стандарт **EN ISO 9169:2006** містить визначення та методи встановлення робочих характеристик ABC для вимірювань навколишнього повітря та викидів димових газів. Випробування проводяться за стабільних лабораторних умов або за польових умов. Дія стандарту поширюється на вимірювальні системи, в яких можна використовувати декілька зразків порівняння з допустимими значеннями з відомою невизначеністю для вимірюваної величини, у межах сфери застосування [267, CEN 2006].

Стандарт **EN 14181:2014** містить визначення процедур забезпечення якості ABC, що експлуатуються, а саме калібрування та валідації на рівні контролю якості 2 (QAL2), поточного контролю якості під час експлуатації на рівні QAL3 і щорічного наглядового випробування (AST) (див. розділ 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014]. У поєднанні з цим стандартом діють і більш специфічні європейські стандарти щодо ABC для конкретних забруднювальних речовин/параметрів, як-от пил [62, CEN 2017], ртуть [232, CEN 2005] і метан [233, CEN 2010], а також швидкість і об'ємна витрата [234, CEN 2013].

Стандарт **EN 15259:2007** поширюється переважно на періодичні вимірювання викидів, але також визначає процедуру вибору оптимальної точки відбору проб для ABC (див. розділ 4.3.2.3) [45, CEN 2007].

У стандарті **EN 15267, частини 1–3**, описано порядок сертифікації ABC, також відомої як оцінка відповідності, для рівня контролю якості 1 (QAL1). Сертифікація виконується перед встановленням ABC біля джерела викидів (див. розділ 4.3.2.2.1) [64, CEN 2009] [65, CEN 2009] [66, CEN 2007].

У 2017 році робоча група Технічного комітету CEN/TC 264 «Якість повітря» працювала над розробкою серії нових європейських стандартів з контролю якості даних, одержаних за допомогою систем збору та обробки даних від ABC, що використовуються для моніторингу викидів зі стаціонарних джерел. Очікується, що ці європейські стандарти визначатимуть вимоги до обробки даних та складання звітів (частина 1), до систем збору та обробки даних (частина 2), а також до випробувань експлуатаційних показників і сертифікації систем збору та обробки даних (частина 3) [78, CEN 2017].

4.3.2.2 Контроль якості

4.3.2.2.1 Сертифікація

QAL1 – це процедура, що визначається у стандарті EN 15267, частини 1–3, і згадується у стандарті EN 14181:2014. Її мета – засвідчити, що ABC є придатною для своєї мети, **перед** встановленням на об'єкті [36, CEN 2014]:

- Стандарт EN 15267-1:2009 визначає загальні положення, включно з загальними процедурами та вимогами сертифікації [64, CEN 2009].
- Стандарт EN 15267-2:2009 визначає вимоги до системи управління якістю виробника, первинної оцінки виробничого контролю виробника і безперервного нагляду за наслідками подальших конструктивних змін на робочі характеристики сертифікованої ABC [65, CEN 2009].
- Стандарт EN 15267-3:2007 визначає технічні вимоги та методи випробування ABC [66, CEN 2007].

Випробування на придатність рівня QAL1 – це комплексна процедура, що складається з двох етапів: лабораторні та польові випробування [28, DE UBA 2008], [66, CEN 2007]. Виробники вимірювальної апаратури, як правило, доручають проведення випробувань на придатність з метою проходження сертифікації третім особам. У 2017 році випробування на придатність у Європі проводили або координували такі організації:

- Система сертифікації Агентства з охорони довкілля Англії та Уельсу (Великобританія) для вимірювального обладнання (MCERTS);
- TÜV Rheinland і Німецьке федеральне агентство охорони довкілля (UBA).

Випробування на придатність охоплюють **діапазон сертифікації**, тобто діапазон значень, для якого здійснюється сертифікація ABC. Діапазон сертифікації пов'язаний з ГЗВ, що містяться у відповідних директивах ЄС для технологічних процесів, для моніторингу яких використовуватиметься ABC. Наприклад, у стандарті EN 15267-3:2007 зазначено, що діапазон сертифікації не має перевищувати денне ГЗВ для установок спалювання відходів більше, ніж у 1,5 рази, а денне ГЗВ для великих установок згорання – більше, ніж у 2,5 рази [66, CEN 2007], [67, MCERTS 2015]. У разі зміни ГЗВ наявна ABC більше не відповідатиме вимогам до діапазону сертифікації. Як правило, у цьому випадку потрібно провести оцінювання, щоб засвідчити, чи ABC досі відповідає своїй меті.

Сертифікована ABC відповідає низці нормативних показників, включно з максимальною розширеною невизначеністю згідно з вимогами додатків V і VI до Директиви IED. Згідно зі стандартом EN 15267-3:2007, сумарна невизначеність має бути щонайменше на 25 % меншою, ніж максимально допустима невизначеність. Лише так можна досягти достатнього запасу для складової невизначеності, пов'язаної з окремо встановленою ABC, і успішно пройти випробування рівнів QAL2 і QAL3 за стандартом EN 14181:2014 (див. розділ 4.3.2.2.2). Крім того, згідно з цим стандартом, межі кількісного визначення пилу та газоподібних сполук (крім кисню), визначені під час лабораторних випробувань, становлять $\leq 8\%$ від верхньої межі діапазону сертифікації [66, CEN 2007].

Старіші ABC (наприклад, виготовлені до 2007 року), ймовірно, не відповідатимуть критеріям EN 15267 [256, CONCAWE 2013].

Доступні сертифіковані ABC для вимірювання забруднювальних речовин і периферійних параметрів викидів у повітря, перелічених у Додатку А.1 (таблиця 7.2).

Дані щодо викидів, отримані шляхом безперервного вимірювання, потребують зберігання та подальшої обробки. Для цього використовують різноманітні системи, проте явну перевагу віддають автоматичним пристроям реєстрації даних, які також, імовірно, здатні взаємодіяти з віддаленим центральним процесором. Доступні також сертифіковані цифрові системи передавання та оцінювання даних [129, DE UBA і TÜV 2018], [138, MCERTS 2018], що не були включені до таблиці 7.2.

Стандарт EN 15859:2010 містить технічні вимоги та методи випробування для сертифікації автоматичних моніторів пилоуловлювальних установок. Цей стандарт передбачає два типи моніторів пилоуловлювальних установок [63, CEN 2010]:

- монітор фільтрів пилю, який можна калібрувати в одиницях масової концентрації (наприклад, у мг/м³) і застосовувати для контролю уловлювання пилю;
- монітор витоку пилю з фільтрів, що показує зміну рівнів викидів або зміни амплітуди пилових імпульсів під час очищення.

Монітори для безперервного вимірювання пилю, сертифіковані за стандартом EN 15859:2010, можна застосовувати у разі потреби лише в якісному моніторингу пилоуловлювальних установок, як альтернативу до дорожчих кількісних АВС, навіть якщо вимірювання, що здійснюються цими моніторами, відповідають не всім вимогам стандарту EN 14181:2014.

Вихідний сигнал монітора витоку (див. вище) можна використовувати як орієнтовний сурогатний параметр (див. розділ 4.4.1.1).

4.3.2.2.2 Експлуатаційний контроль якості

Стандарт EN 14181:2014 описує процедури для рівнів контролю якості QAL2 і QAL3, а також щорічного наглядного випробування (AST) для АВС, що експлуатується [36, CEN 2014].

QAL2, згідно з визначенням у EN 14181:2014, охоплює дослідницькі лабораторії, що пройшли акредитацію (див. розділи 3.4.1 і 3.4.2) або були безпосередньо затверджені уповноваженим органом влади. Випробування рівня QAL2 проводять **після** встановлення АВС. Калібрувальну залежність визначають на основі результатів вимірювань реальних викидів, виконаних паралельно з АВС і стандартним референтним методом (СРМ). Коливання значень, виміряних АВС, пізніше порівнюють з максимально допустимою невизначеністю вимірювання [36, CEN 2014].

СРМ визначаються у спеціальних європейських стандартах (див. Додаток А.1, таблиця 7.2). Альтернативний метод (АМ) можна застосовувати, якщо було доведено його еквівалентність згідно зі стандартом EN 14793:2017 [27, CEN 2017].

Процедуру QAL2 проводять періодично, щонайменше раз на 5 років. Згідно з вимогами законодавства, уповноваженого органу влади або після внесення істотних змін до АВС чи технологічного процесу/умов експлуатації може знадобитися проводити цю процедуру частіше. QAL2 передбачає щонайменше 15 паралельних вимірювань за допомогою АВС і СРМ (або АМ) за нормальних умов експлуатації. Згідно зі стандартом EN 14181:2014, калібрувальну залежність не можна визначити лише на основі зразків порівняння, оскільки вони не здатні достатньою мірою відтворити матрицю відхідних газів. Вимірювання, рівномірно розподілені щонайменше через кожні 3 дні і впродовж кожного дня вимірювання, загалом тривають 4 тижні. Концентрації під час калібрування загалом мають максимально коливатися в межах нормальних умов експлуатації установки. Якщо нормальні умови експлуатації включають у себе чіткі режими експлуатації (наприклад, використання різних видів палива, виробництво різної продукції), то потрібно перевірити, чи немає потреби у додатковому калібруванні [36, CEN 2014].

Процедура QAL2 ґрунтується на вимірюваннях реальних викидів, а отже, кінцевий **діапазон калібрування** відрізняється від діапазону сертифікації (наприклад, може бути нижчим або вищим). Стандарт EN 14181:2014 містить положення, що визначають, наскільки може бути перевищено достовірний діапазон калібрування порівняно з найвищим значенням, виміряним під час калібрування. **Діапазон вимірювання** – це діапазон, у межах якого АВС перебуває в режимі експлуатації. Національні уповноважені органи влади, як правило, вимагають, щоб діапазон вимірювання включав у себе максимальні короткострокові ГЗВ. Діапазон вимірювання може відрізнитися від діапазону сертифікації (наприклад, може бути нижчим або вищим). Згідно зі стандартом EN 14181:2014, для вимірювань, що виходять за межі достовірного діапазону калібрування, потрібно екстраполювати калібрувальну криву. Якщо, в умовах викидів, що виходять за межі діапазону калібрування установки, потрібно забезпечити вищу достовірність робочих характеристик АВС на рівні ГЗВ, то під час калібрування потрібно використовувати зразки порівняння, щоб підтвердити придатність лінійної екстраполяції [36, CEN 2014].

Якщо рівні викидів наближені до межі кількісного визначення, калібрувати ABC загалом стає складно. У 2016 році Національний інститут промислового середовища і ризиків (INERIS) повідомив про випадки, в яких «хмари» точок даних призвели до побудови калібрувальних прямих з низькими коефіцієнтами регресії або навіть з від'ємним нахилом [265, INERIS 2016]. Зважаючи на те, що можливості змінювати умови експлуатації установок часто обмежені, стандарт EN 14181:2014 забезпечує можливість використання зразків порівняння в умовах обмежених варіацій результатів паралельних вимірювань і у разі, якщо виміряні концентрації значно нижчі, ніж ГЗВ [36, CEN 2014]. Втім, для вимірювань пилу зразки порівняння відсутні [265, INERIS 2016]. Варіанти дій у подібних випадках описано у Технічних рекомендаціях Агентства з охорони довкілля Англії та Уельсу [67, MCERTS 2015].

QAL3, згідно з визначенням у стандарті EN 14181:2014, означає регулярну процедуру контролю якості, що дає змогу підтримувати і засвідчувати належний рівень якості роботи ABC за нормальних умов експлуатації. Відповідальність за впровадження і проведення процедури QAL3 несе оператор установки. На відміну від рівнів QAL1 і QAL2, QAL3 не потребує, щоб процедуру проводила акредитована або затверджена лабораторія. Процедура QAL3 має на меті гарантувати збереження того самого робочого стану ABC, що й на момент встановлення та калібрування під час процедури QAL2. Для цього потрібно підтвердити, що дрейф і прецизійність, визначені під час сертифікації (тобто QAL1), лишаються під контролем [36, CEN 2014].

Процедура QAL3 потребує виконання регулярних і, в ідеалі, частих вимірювань на нульовому рівні і в точках на межі діапазону з використанням зразків порівняння з відомими кількістю та якістю. За допомогою контрольних карт будують графік залежності показань на нульовому рівні та в точках на межі діапазону вимірювань від часу. Залежно від типу контрольної карти, дрейф і прецизійність ABC визначають разом або окремо. Це дає змогу визначити, коли виникає потреба в регулюванні або технічному обслуговуванні (ТО) (наприклад, для виробника) [36, CEN 2014].

Процедуру QAL3 потрібно повторювати з частотою щонайменше раз на інтервал між ТО, що визначається під час сертифікації (тобто QAL1), – як правило, від 8 днів до 1 місяця. Для деяких ABC визначають значно довші інтервали між ТО (наприклад, від 3 до 6 місяців). Це забезпечує переваги на кшталт перевіреної довгострокової стійкості і вищої доступності для моніторингу, оскільки вимірювання діапазону може бути пов'язане зі значною витратою часу [36, CEN 2014].

AST (щорічне наглядове випробування) охоплює дослідницькі лабораторії, що пройшли акредитацію (див. розділи 3.4.1 і 3.4.2) або були безпосередньо затверджені уповноваженим органом влади. Кожну ABC випробовують щороку, щоб переконатися, що (i) вона функціонує як треба, з незмінними робочими характеристиками, і що (ii) параметри її калібрування не змінились відтоді, як їх було визначено (тобто, під час випробувань рівня QAL2). Загалом AST включає в себе функціональне випробування і принаймні 5 паралельних вимірювань з використанням ABC і СРМ (або АМ). Виміряні дані використовують для випробування мінливості і калібрувальної залежності ABC [36, CEN 2014].

4.3.2.3 Місце, секція, переріз і точка вимірювання/відбору проб

Часто використовувані терміни [45, CEN 2007], [102, MCERTS 2016]:

- **Місце вимірювання/відбору проб:** місце біля газоходу для відхідних газів у ділянці вимірювального перерізу (перерізів), в якому виконуються вимірювання або відбір проб. Включає в себе конструкції і технічне обладнання, наприклад робочі платформи, вимірювальні отвори і джерела живлення.
- **Секція вимірювання/відбору проб:** ділянка газоходу для відхідних газів, що включає в себе вимірювальний переріз(и), а також вхідну та вихідну ділянки секції.
- **Переріз (площина) вимірювання/відбору проб:** площина, перпендикулярна осі газоходу в місці вимірювання проб.
- **Точка вимірювання/відбору проб:** місце в перерізі вимірювання газоходу для відхідних газів, в якому безпосередньо виконується вимірювання або відбувається відбір зразка з потоку.

Згідно зі стандартом EN 14181:2014, робоча платформа АВС має бути легко доступною, чистою, добре провітрюватись і освітлюватись, а також відповідати вимогам стандарту EN 15259:2007. Якщо робоча платформа відкрита атмосферним впливам, потрібно забезпечити належний захист персоналу і обладнання [36, CEN 2014]. Згідно зі стандартом EN 15259:2007, робоча платформа має бути достатньої вантажопідйомності і має забезпечувати достатньо місця (зокрема, за площею та висотою) для керування АВС [45, CEN 2007].

Безперервні вимірювання зазвичай обмежуються вимірюванням/відбором проб у одній точці або вздовж однієї лінії прямої видимості. Стандарт EN 15259:2007 вимагає розміщувати ці точки вимірювання/відбору проб в місцях, де можна забезпечити **репрезентативне** вимірювання/відбір проб викиду. Для цього у стандарті передбачено процедуру визначення найкращої доступної точки вимірювання/відбору проб на основі сітки вимірювань (див. також розділ 4.3.3.6) [45, CEN 2007].

4.3.2.4 Аналіз

4.3.2.4.1 Екстракційні та неекстракційні АВС

Загалом для безперервного вимірювання викидів використовують два типи АВС: екстракційні та неекстракційні. Для вимірювання більшості параметрів, перелічених у таблиці 7.2, можна використовувати обидва типи АВС.

У **екстракційних АВС** проба газу відбирається системою відбору проб з головного потоку газу і надсилається у вимірювальний пристрій, фізично відділений від точки відбору (рис. 4.1). Потрібно використовувати додатне обладнання для відбору проб, але, у разі потреби, можна виконувати спеціальну обробку проби з потоку газу. Шлях відбору проби загалом має бути якомога коротшим: це забезпечує коротший час реагування і дає змогу запобігти втраті проб. Усі пробовідбірні лінії та компоненти вимірювального пристрою виготовлено з додатного матеріалу; з одного боку, це запобігає корозії, а з іншого – виникненню реакцій між матеріалами і вимірюваною речовиною. Зонди, фільтри та трубопроводи для проб газу, аж до охолоджувача проб газу (якщо його використовують для виділення конденсату), нагрівають до температури, що перевищує температуру точки роси [28, DE UBA 2008].



Джерело: [253, INERCO 2012]

Рис. 4.1. Приклад пристрою для екстракційного відбору проб

У **неекстракційних АВС** вимірювальний пристрій встановлюють уперек димової труби у газовому потоці або його частині (вимірювання за місцем). Отже, немає потреби в екстракційному відборі проб. У теорії, неекстракційні АВС менш стійкі до дії небажаного впливу інших компонентів відхідних газів порівняно з екстракційними АВС, оскільки зазвичай майже або взагалі не передбачають попередню обробку проби. Наприклад, у разі високої вологості в потоці відхідних газів бажано використовувати екстракційні АВС. У зв'язку з тим, що вимірювання виконуються в умовах підвищеної вологості і за робочої температури у димовій трубі, це потрібно враховувати під час обробки даних.

4.3.2.4.2 Методи вимірювання сертифікованими АВС

Методи вимірювання найпоширеніших речовин, що забруднюють повітря, сертифікованими АВС узагальнено в таблиці 4.4. Детальну інформацію можна знайти в Додатку А.1 (таблиця 7.2).

Таблиця 4.4. Методи вимірювання найпоширеніших речовин, що забруднюють повітря, сертифікованими АВС

Забруднююча речовина	Методи моніторингу	Зауваження
Аміак (NH ₃)	FTIR, NDIR з ГФК, TDL	Стандарт ISO 17179:2016 визначає основоположну структуру та найважливіші експлуатаційні характеристики автоматизованих вимірювальних систем (АВС) для вимірювання аміаку [262, ISO 2016].
Чадний газ (CO)	FTIR, NDIR	—
Пил	Світлове блокування або розсіяння, триоб'єктричний ефект (електризування зонда, зумовлене частинками пилу)	Стандарт EN 13284-2:2017 визначає особливі вимоги до контролю якості АВС для вимірювання пилу [62, CEN 2017]. Станом на 2017 рік не існувало сертифікованих АВС для безперервного вимірювання гранулометричного складу.
Хлороводень (HCl)	FTIR, NDIR з ГФК, TDL	У 2012 році Європейська комісія доручила CEN підготувати новий європейський стандарт щодо вимірювання газоподібного хлороводню за допомогою автоматичних методів, включно з особливими вимогами до контролю якості [250, COM 2012].
Фтороводень (HF)	FTIR, TDL	—
Метан (CH ₄)	FID, FTIR, NDIR	Стандарт EN ISO 25140:2010 визначає принцип, основні технічні вимоги та особливі вимоги до контролю якості щодо АВС для вимірювання метану [233, CEN 2010].
Ртуть (Hg)	AAS, DOAS	Стандарт EN 14884:2000 визначає особливі вимоги до контролю якості АВС для вимірювання сумарного вмісту газоподібної ртуті [232, CEN 2005]. Детальну інформацію про безперервні вимірювання ртуті див. у розділі 4.3.2.4.3.
Метали та їх сполуки	—	Доступні лише сертифіковані АВС для вимірювання ртуті (Hg).
Оксиди азоту (NO _x)	Хемілюмінесценція, FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Також доступні АВС для окремого вимірювання NO і NO ₂ .
Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ)	—	Станом на 2017 рік сертифікованих АВС не існувало.
ПХДД/ПХДФ і діоксиноподібні ПХБ	—	Станом на 2017 рік сертифіковані системи доступні лише для безперервного відбору проб у ізокінетичних умовах.
Діоксид сірки (SO ₂)	FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	—
Оксиди сірки (SO _x)	—	Станом на 2017 рік сертифікованих АВС не існувало. Стандартний спосіб – безперервне вимірювання SO ₂ і застосування поправного коефіцієнта, що враховує частку триоксиду сірки та аерозолів сірчаної кислоти. Поправний коефіцієнт можна визначити шляхом періодичних вимірювань SO _x , наприклад на момент калібрування пристрою для безперервного вимірювання.
Загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС)	FID	Для безперервних вимірювань не використовують PID у зв'язку з високим ступенем мінливості коефіцієнтів чутливості і складністю попередньої обробки проб [231, MCERTS 2016].

NB: AAS = атомно-абсорбційна спектроскопія; DOAS = диференційна оптична абсорбційна спектроскопія; FID = полум'яно-іонізаційне детектування; FTIR = інфрачервона спектроскопія з перетворенням Фур'є; ГФК = газопідчилювальна корекція; NDIR = недисперсійна інфрачервона спектроскопія; NDUV = недисперсійна ультрафіолетова спектроскопія; PID = фотоіонізаційний детектор; TDL = абсорбційна спектроскопія на основі налаштованого діодного лазера.

Джерело: [104, MCERTS 2018], [129, DE UBA і TÜV 2018]

4.3.2.4.3 Безперервні вимірювання ртуті

Безперервні вимірювання сумарної газоподібної ртуті ґрунтуються на екстракційному відборі проб газу, фільтруванні, перетворенні, ймовірно амальгамуванні та вимірюванні (наприклад, методом атомно-абсорбційної спектроскопії (AAS) або атомно-флуоресцентної спектроскопії (AFS)). Особливу роль відіграє попередня обробка проб газу, оскільки методами AAS і AFS можна виявити лише металеву ртуть. Отже, безпосередньо перед аналізом інші леткі сполуки ртуті, переважно хлориди ртуті ($\text{Hg}_2\text{Cl}_2/\text{HgCl}_2$), відновлюють до металевої ртуті. Для цього виконують мокре хімічне відновлення (наприклад, за допомогою розчину хлористого олова) або сухе відновлення за допомогою синтезувальних конвертерів за низьких (близько 250 °C) або високих (близько 700 °C) температур. Ртуть зі зв'язаними частинками не включають до кінцевих результатів [198, Boneß and Greiter 2011], [199, UNEP 2015], [220, Laudal 2015].

Зважаючи на те, що вимірювання вмісту відхідних газів потребують більш досконалої попередньої обробки проб і, що їх, ймовірно, варто виконувати за концентрацій від < 1 мкг/м³ до 10 мкг/м³, до АВС застосовуються порівняно високі вимоги [198, Boneß and Greiter 2011].

4.3.2.5 Референтні/стандартні умови

4.3.2.5.1 Огляд

Згідно з визначенням у статті 3(13) Директиви IED, РВ НДТМ пов'язані з визначеними референтними умовами; втім, IED не містить визначення терміну «референтні умови» [24, EU 2010]. Стандарт EN 14181:2014 містить таке визначення стандартних умов: це умови, відносно яких потрібно стандартизувати виміряні значення, щоб підтвердити їх відповідність ГЗВ [36, CEN 2014].

У контексті Директиви IED і BREF терміни «референтні умови» і «стандартні умови» часто використовуються в однаковому значенні, а отже, є взаємозамінними. Як правило, це означає, що виміряні концентрації викидів після віднімання вмісту водяної пари перераховують за температури 273,15 К і тиску 101,3 кПа (а отже, перераховують на сухий газ). У багатьох випадках стандартні умови включають у себе опорний вміст кисню (наприклад, для димових газів від процесів згоряння або спалювання).

У контекстах, що не стосуються Директиви IED, можуть застосовуватись інші визначення термінів «референтні/стандартні умови». Наприклад, згідно з визначенням IUPAC (Міжнародного союзу фундаментальної та прикладної хімії), стандартні умови стосуються лише температури (273,15 К) і тиску (100 кПа) [275, IUPAC 2017].

З метою порівняння рівнів викидів у повітря загалом потрібно перерахувати їх відносно стандартних умов. У більшості випадків ідеться про поправку на температуру, тиск і вміст водяної пари.

Поправку на вміст кисню зазвичай вносять для процесів згоряння та спалювання, щоб врахувати розведення відхідного газу повітрям горіння. Опорний вміст залежить від технологічного процесу/сектора. З іншого боку, для рівнів викидів у відхідних газах від процесів, не пов'язаних зі згорянням, загалом не роблять поправку на опорний вміст кисню. До прикладів належать РВ НДТМ для викидів хлору та діоксиду хлору у BREF щодо хлорно-лужного виробництва (CAK BREF) [140, COM 2014], для викидів від видів діяльності, не пов'язаних з печами, у BREF щодо виробництва цементу, вапна та оксиду магнію (CLM BREF) [183, COM 2013], для викидів від видів діяльності, не пов'язаних з плавленням, у BREF щодо виробництва скла (GLS BREF) [182, COM 2013], а також для викидів з джерел, відмінних від сушарок для деревостружкових плит і орієнтовано-стружкових плит, описаних у BREF щодо виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016].

Рівні викидів з термічних окиснювачів для обробки потоків відхідних газів, що не містять кисню, можна обґрунтовано віднести до опорного вмісту кисню, тоді як у разі потоків газів з високим вмістом кисню або насичених повітрям ця практика зазвичай є недоцільною. У останньому випадку кількість допоміжного палива, що додається з

метою досягнення мінімальної температури реакції для ефективного руйнування забруднювальної речовини, дуже мала. Залежно від рівня попереднього нагрівання відхідних газів, це спричинить настільки високий залишковий вміст кисню, що знадобиться застосувати великі значення поправних коефіцієнтів (наприклад, > 10), навіть якщо задано високий опорний вміст кисню (наприклад, з об'ємною часткою 11 %) [276, VDI 2014].

Деякі документи містять інформацію про розрахунки, які потрібно виконати для перетворення виміряної масової концентрації і виміряного об'єму димових газів у перерахунок на стандартні умови [30, NL InfoMil 2012], [34, MCERTS 2017], [45, CEN 2007]. Рівняння для розрахунку концентрації викидів за опорного вмісту кисню надано у Директиві IED і в багатьох висновках з НДТМ [24, EU 2010]:

Рівняння 4.1:
$$E_R = \frac{21 - O_R}{21 - O_M} \times E_M$$

Де E_R = концентрація викидів у перерахунку на опорний вміст кисню O_R ;
 O_R = опорний вміст кисню (об'ємна частка, %);
 E_M = виміряна концентрація викидів;
 O_M = виміряний вміст кисню (об'ємна частка, %).

З цього рівняння випливає, що похибки виміряного вмісту кисню O_M більш істотно вплинуть на кінцеву концентрацію викидів за опорного вмісту кисню E_R за вищого виміряного вмісту кисню O_M .

Інші умови – температура, тиск, вміст кисню і водяної пари – не впливають на результат розрахунку інтенсивності викидів, наприклад у кг/год, за умови що масова концентрація (наприклад, у мг/м³) і об'ємна витрата (наприклад, у м³/год) виражаються за аналогічних умов. Отже, виконувати перетворення в перерахунок на стандартні умови для розрахунку інтенсивності викидів не потрібно [34, MCERTS 2017], [45, CEN 2007].

4.3.2.5.2 Особливі міркування щодо безперервних вимірювань

Як зазначалось у розділі 4.3.2.5.1 вище, безперервне вимірювання забруднювальної речовини часто потребує одночасного безперервного вимірювання периферійних параметрів, що також іменуються референтними величинами, – температура, тиск, вміст кисню і вміст водяної пари (для прикладу див. додатки V і VI IED [24, EU 2010]). У стандарті EN 14181:2014 периферійна ABC визначається як ABC, що використовується для збору даних, потрібних для перетворення виміряного ABC значення в перерахунок на стандартні умови. Невизначеність вимірювання периферійної ABC обумовлює невизначеність вимірювання забруднювальної речовини, яку вимірюють за допомогою ABC [36, CEN 2014].

4.3.2.6 Обробка даних

ABC надає оперативні дані. Час реагування варіюється в діапазоні від 5 секунд аж до 200 секунд для твердих частинок і газоподібних сполук, окрім NH₃, HCl і HF, час реагування для яких може сягати аж 400 секунд [66, CEN 2007]. У стандарті EN 14181:2014 час реагування визначається як проміжок часу від моменту раптової зміни значення вхідної величини, яку вимірює ABC, до моменту, з якого значення вихідної величини гарантовано підтримується на рівні понад 90 % від правильного значення вхідної величини [36, CEN 2014].

Як правило, періоди усереднення тривають від 10 до 60 хвилин, залежно від вимог дозволу. Найчастіше розраховують середні значення за 30 хвилин або за 1 годину. У той самий спосіб виконують усереднення даних периферійних вимірювань (наприклад, вмісту кисню, водяної пари), а середні значення концентрацій забруднювальних речовин за 30 хвилин або за 1 годину перетворюють у перерахунок на відповідні стандартні умови (див. розділ 4.3.2.5).

У деяких випадках від стандартизованих результатів за 30 хвилин або за 1 годину віднімають невизначеність вимірювання, щоб отримати підтвержені середні значення. Від'ємні підтвержені середні значення зазвичай враховують рівними нулю (див. розділ 3.4.4.3). На основі цих підтверджених середніх значень можна розрахувати інші середні значення, наприклад за добу, місяць або рік, і використовувати їх для подальшого оцінювання.

4.3.2.7 Складання звітів

Типовий протокол вимірювань включає в себе:

- результати калібрування (протокол випробування QAL2) і щорічного наглядного випробування (протокол AST) ABC, згідно зі стандартом EN 14181:2014 (див. розділ 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014];
- результати вимірювання, включно з референтними умовами (температура, вміст кисню, водяної пари, тиск) і умовами експлуатації.

Подавати протоколи вимірювань доцільно щодня, щомісяця і/або щороку, залежно від конкретних вимог дозволу. Щоденні і/або щомісячні звіти мають містити достатню кількість довідкової інформації для укладання річного звіту. Зокрема, для повної оцінки добових/місячних/річних викидів рекомендується включити у звіт щонайменше такі дані:

- дані стосовно щоденних умов експлуатації і часу, протягом якого тривають нормальні умови експлуатації і умови, відмінні від нормальних умов експлуатації;
- середні значення за 30 хвилин/1 годину, стандартизовані середні значення за 30 хвилин/1 годину і підтвержені середні значення за 30 хвилин/1 годину за конкретний день (або за будь-який інший період усереднення);
- щільність розподілу середніх значень за 30 хвилин/1 годину, добу і/або місяць протягом календарного року;
- результати вимірювання у перерахунку на особливі умови (експлуатації) з зазначенням події;
- результати вимірювання, що виходять за межі достовірного діапазону калібрування, і дані, пов'язані з достовірністю калібрувальної залежності;
- дата і тривалість збоїв електроживлення ABC;
- дата і тривалість періодів випробування і технічного обслуговування ABC.

За певних обставин результати вимірювання/звіти оприлюднюються, зокрема згідно з вимогами статті 24(3)(b) Директиви IED [24, EU 2010].

4.3.2.8 Укладання і перегляд BREF

Під час збору даних для укладання або перегляду BREF, як правило, не надаються повні масиви даних (наприклад, усі середні значення за 30 хв/1 год). Натомість, збір даних зазвичай охоплює значущі середні значення (денні, місячні і/або річні), невизначеність вимірювання (див. розділ 3.4.4.3), мінімальні та максимальні значення і 95-й/97-й процентиль (якщо є) разом з однозначною інформацією щодо умов експлуатації, що дає змогу розрізнити нормальні умови експлуатації та умови, відмінні від нормальних умов експлуатації.

Детальну інформацію про збір даних і довідкову інформацію, що супроводжує дані щодо викидів див. у «Настанові з BREF» [39, EU 2012].

4.3.3 Періодичні вимірювання

4.3.3.1 Загальні європейські стандарти

У таблиці 4.5 перелічено загальні європейські стандарти і технічні специфікації щодо періодичного вимірювання викидів у повітря. Деякі з них також пов'язані з вимірюваннями навколишнього повітря. Спеціальні стандарти щодо вимірювання викидів у повітря перелічено в Додатку А.1 (таблиця 7.1).

Щодо загального застосування європейських стандартів та інших стандартних методів див. розділ 3.4.3.

Таблиця 4.5. Загальні європейські стандарти і технічні специфікації щодо періодичного вимірювання викидів у повітря

Стандарт	Заголовок
EN 14793:2017	Викиди стаціонарних джерел. Демонстрація еквівалентності альтернативного методу референтному методу
EN 15259:2007	Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Вимоги до вибору вимірювальних секцій та місць вимірювань, цілі та плану вимірювань і складання звіту
EN 15267-4:2017	Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 4. Технічні вимоги та методи випробування автоматичних вимірювальних систем для періодичного вимірювання викидів від стаціонарних джерел
CEN/TS 15674:2007	Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Настанови з розробки стандартизованих методів вимірювань

Стандарт **EN 14793:2017** визначає процедуру валідації, що продемонструє, чи можна використовувати замість стандартного референтного методу (СРМ) альтернативний метод (АМ), щоб визначити ту саму вимірювану величину. Стандарт визначає засоби статистичного аналізу та різні критерії оцінки АМ [27, CEN 2017].

Стандарт **EN 15259:2007** поширюється на періодичні вимірювання викидів із застосуванням ручних або автоматизованих референтних методів з метою одержання достовірних, зіставних і репрезентативних результатів. Стандарт визначає вимоги щодо цілі та плану вимірювання (див. розділ 4.3.3.3), місць, секцій, перерізів і точок вимірювання (див. розділи 4.3.3.5 і 4.3.3.6), щодо кількості, часу проведення і тривалості окремих вимірювань (див. розділи 4.3.3.7 і 4.3.3.8), а також складання звітів (див. розділ 4.3.3.13) [45, CEN 2007].

Стандарт **EN 15267-4:2017** визначає загальні технічні вимоги та методи випробування переносних автоматичних вимірювальних систем (П-АВС) (див. розділ 4.3.3.2.1) [257, CEN 2017].

Стандарт **CEN/TS 15674:2007** містить рекомендації та визначає вимоги щодо розробки стандартних референтних методів вимірювання викидів зі стаціонарних джерел [76, CEN 2007].

4.3.3.2 Контроль якості

4.3.3.2.1 Сертифікація

Станом на 2017 рік сертифікація обладнання виконувалась лише для переносних автоматичних вимірювальних систем (П-АВС). Стандарт EN 15267-4:2017 поширюється на П-АВС для періодичного вимірювання викидів зі стаціонарних джерел. П-АВС ґрунтуються на техніках вимірювання, визначених стандартним референтним методом (СРМ) або альтернативним методом (АМ). Випробування експлуатаційних показників П-АВС виконуються так само, що й для стаціонарних АВС згідно з EN 15267-3:2007 (див. Розділ 4.3.2.2.1). Якщо АВС призначена для стаціонарного і переносного застосування, ці випробування можна поєднати [[257, CEN 2017](#)].

4.3.3.2.2 Експлуатаційний контроль якості

Актуальний стандарт з експлуатаційного контролю якості – EN ISO/IEC 17025:2017 [[1, CEN 2017](#)].

4.3.3.3 Ціль та план вимірювання

Ціль вимірювання визначається замовником і охоплює передбачений обсяг робіт. Згідно зі стандартом EN 15259:2007, ціль вимірювання визначає [[45, CEN 2007](#)]:

- мету вимірювань;
- дату та час проведення вимірювань;
- умови експлуатації, в яких проводяться вимірювання (нормальні умови експлуатації (НУЕ) і/або умови, відмінні від нормальних умов експлуатації (УВНУЕ), якщо їх визначено заздалегідь);
- місце вимірювання;
- вимірювані величини (тобто забруднювальні речовини і референтні величини) і очікувані значення;
- компетентність дослідницької лабораторії.

Ціль вимірювання може також визначати методи вимірювання, що використовуватимуться, і вимоги до невизначеності вимірювання [[45, CEN 2007](#)].

План вимірювання, складений дослідницькою лабораторією, враховує ці міркування і окреслює процедуру для досягнення цілі вимірювання. Згідно зі стандартом EN 15259:2007, план вимірювання визначає низку питань, деякі з яких також входять до цілі вимірювання [[45, CEN 2007](#)]:

- дату та час проведення вимірювань;
- умови експлуатації, в яких проводяться вимірювання (див. розділ 4.3.3.4);
- місця та секції вимірювання (див. розділ 4.3.3.5);
- точки вимірювання (див. розділ 4.3.3.6);
- кількість окремих вимірювань (див. розділ 4.3.3.7);
- час проведення і тривалість окремих вимірювань (див. розділ 4.3.3.8);
- вимірювані величини (тобто забруднювальні речовини і референтні величини);
- методи вимірювання (див. розділ 4.3.3.10);
- керівник, обов'язковий і допоміжний персонал для проведення вимірювань;
- звітність (див. розділ 4.3.3.13).

У разі потреби рекомендується також оцінити технічну обґрунтованість цілі вимірювання з урахуванням НУЕ і ймовірних УВНУЕ. План вимірювання має гарантувати, що, залежно від цілі вимірювання, чітко визначено умови експлуатації, а саме НУЕ чи УВНУЕ, і що вжито заходів, щоб забезпечити ці умови під час вимірювань.

4.3.3.4 Умови експлуатації

З метою оцінки відповідності вимірювання часто виконують за умов експлуатації, що розглядаються, з найвищим рівнем викидів (як правило, НУЕ). Найвищий рівень викидів характеризується найвищою масовою витратою викидів, що не завжди відповідає максимальній концентрації забруднювальної речовини. Залежно від умов дозволу, ціль вимірювання може стосуватися концентрації або масової витрати, або ж обох показників. Найвищий рівень викидів зазвичай відповідає максимальній (дозволеній) продуктивності установки. Втім, на очікувані обсяги викидів також впливають тип і склад матеріалів, що подаються в установку. Крім того, динаміка викидів окремих забруднювальних речовин, залежно від умов, може розвиватися в різних напрямках (наприклад, CO і NO_x у процесах згоряння) [45, CEN 2007].

Щоб виявити умови, пов'язані з найвищим рівнем викидів, рекомендується скористатись такими можливостями [45, CEN 2007]:

- експертні обговорення з оператором установки і, у разі потреби, з уповноваженими органами влади;
- відвідування установки і місць вимірювання;
- знання типу установки і відповідної динаміки викидів на основі вимірювань, що раніше виконувались на установці, про яку йдеться, або на аналогічних установках;
- знання наукової літератури (наприклад, коефіцієнтів викидів).

У деяких випадках технічні обмеження можуть заважати роботі установки з найвищим рівнем викидів (наприклад, обмеження, встановлені оператором енергосистеми для установок згоряння комбінованого циклу) [255, EURELECTRIC 2013].

4.3.3.5 Місце, секція і переріз вимірювання/відбору проб

Визначення місць, секцій, перерізів і точок вимірювання/відбору проб наведено в розділі 4.3.2.3.

Згідно зі стандартом EN 15259:2007, місця та секції вимірювання мають забезпечувати відбір репрезентативних проб відхідного газу і давати змогу вимірювати розподіл забруднювальних речовин і референтних величин. Останні також відомі як периферійні параметри. У місці вимірювання має забезпечуватись легкий доступ до точок відбору проб для стандартного обладнання для відбору проб, наприклад з платформи для безпечної та ефективної роботи персоналу, що проводить вимірювання [45, CEN 2007].

Крім того, у вимірювальному перерізі мають бути присутні визначені умови потоку, а саме стабільний профіль однорідного потоку газу без утворення завихрення і зворотних потоків. За таких умов швидкість відхідного газу і масова концентрація вимірюваної величини будуть репрезентативними. Згідно зі стандартом EN 15259:2007, вимірювальний переріз має перебувати в ділянці газоходу, в якій можна очікувати присутність однорідного потоку газу та концентрації викидів. Вимога щодо однорідності потоку загалом виконується, якщо вимірювальний переріз перебуває [45, CEN 2007]:

- якомога нижче чи вище за потоком від джерел збурення газу, що можуть спричинити зміну напрямку газового потоку (коліна, вентилятори, не повністю закриті засувки тощо);
- у прямій ділянці газоходу довжиною не менше п'яти гідравлічних діаметрів до вимірювального перерізу і двох гідравлічних діаметрів після вимірювального перерізу, а також не менше п'яти гідравлічних діаметрів від верху вертикальної

- труби (гідравлічний діаметр – це чотирикратне відношення площі вимірювального перерізу до периметру вимірювального перерізу); і
- в ділянці газоходу сталого форми та площі поперечного перерізу.

4.3.3.6 Точка вимірювання/відбору проб

З метою забезпечення репрезентативного вимірювання/відбору проб стандарт EN 15259:2007 вимагає доповнити положення щодо вимірювального перерізу (див. попередній розділ 4.3.3.5) положенням про методику відбору проб. Методика відбору проб включає в себе дерево рішень для вибору (а) точок для репрезентативного вимірювання/відбору проб (рис. 4.2) [45, CEN 2007]:

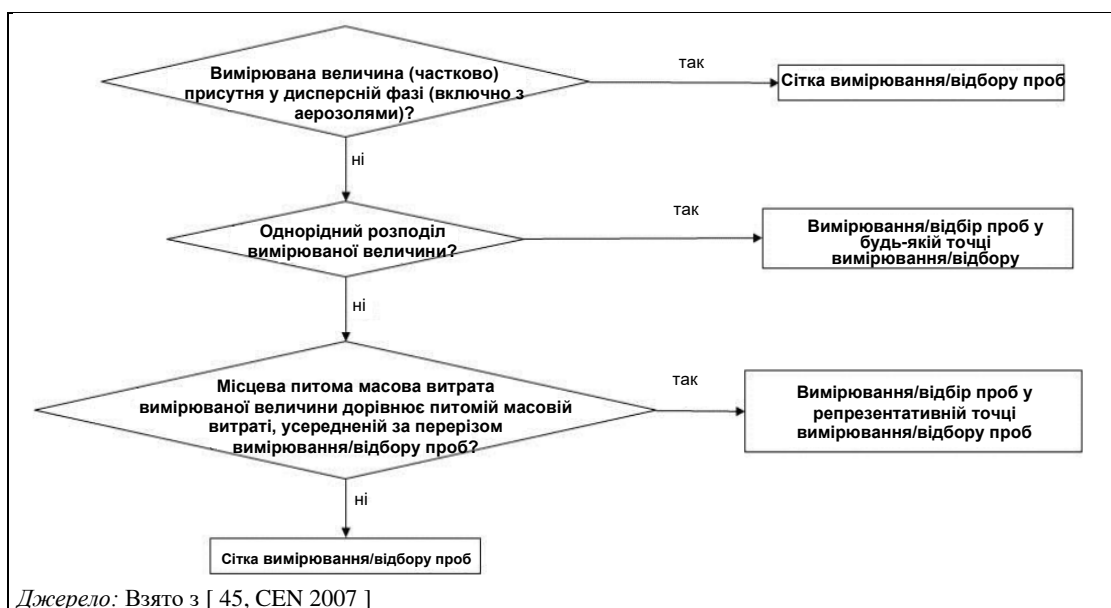


Рис. 4.2. Методика відбору проб, описана в стандарті EN 15259:2007

Сітка вимірювання/відбору проб означає визначення значення вимірюваної величини в заданій сітці точок вимірювання/відбору проб у перерізі вимірювання/відбору проб. Вимагається для забруднювальних речовин, присутніх як у дисперсній, так і в газоподібній фазі (наприклад, метали і ПХДД/ПХДФ). Йдеться також про забруднювальні речовини, присутні водночас у аерозольній і газоподібній фазах (наприклад, хлороводень) [45, CEN 2007].

Щодо газоподібних сполук і витрати потоку стандарт EN 15259:2007 вимагає проводити випробування на однорідність з метою підтвердження концентрації/профілю витрати потоку у вимірювальному перерізі для відхідних газів. Це випробування зазвичай проводять одноразово шляхом визначення вимірюваної величини у заданій сітці точок вимірювання/відбору проб і одночасно в одній точці вимірювання/відбору проб. У стандарті EN 15259:2007 описано порядок визначення кількості точок вимірювання/відбору проб, розміщення точок і тривалості відбору проб у кожній точці сітки вимірювання/відбору проб. Залежно від результату випробування на однорідність, виконують подальше вимірювання/відбір проб у будь-якій точці вимірювання/відбору проб, у репрезентативній точці вимірювання/відбору проб або в сітці точок вимірювання/відбору проб (рис. 4.2) [45, CEN 2007].

Сітку вимірювань також застосовують для визначення репрезентативної точки вимірювання/відбору проб для АВС (див. розділ 4.3.2.3) [45, CEN 2007].

Репрезентативне вимірювання/відбір проб твердих частинок і аерозолів потрібно виконувати в **ізокінетичному режимі відбору проб** за витрати газу на рівні, на якому швидкість і напрямок потоку газу, що входить у пробовідбірну насадку, дорівнюють швидкості і напрямку потоку відхідного газу в точці відбору проб [45, CEN 2007], [75, CEN 2017]. Якщо витрата газу під час відбору проб надто низька, певний відсоток дрібніших частинок не вдасться відібрати, але більша кількість великих частинок потрапить у пробовідбірну насадку. Як наслідок, можна отримати завищену оцінку концентрації пилу. Якщо ж витрата газу під час відбору проб надто висока, можна буде відібрати більшу кількість дрібних частинок порівняно з початковим гранулометричним складом. Як наслідок, можна отримати занижену оцінку концентрації пилу [30, NL InfoMil 2012], [34, MCERTS 2017].

Відбір проб загалом потрібно виконувати, не змінюючи складу відхідного газу (наприклад, запобігати конденсації вологи або фільтрації твердих частинок) і/або потрібно перетворити пробу, щоб отримати більш стійку форму. З цього, зокрема, випливає, що конструкція пристрою для відбору проб має передбачати:

- нагрівання, щоб запобігти конденсації;
- охолодження, щоб сприяти поглинанню;
- різні значення витрати потоку газу під час відбору проб;
- можливість вимірювання відібраного об'єму газу в сухому і вологому стані (наприклад, під час вимірювання запахів).

Крім того, не можна змінювати склад проби під час транспортування та зберігання.

4.3.3.7 Кількість окремих вимірювань

Кількість окремих послідовних вимірювань у серії визначають згідно з ціллю вимірювання і у зв'язку зі стабільністю викидів. Під час вимірювання стабільних викидів рекомендується відбирати щонайменше три послідовних проби в межах однієї серії вимірювань. Якщо викиди нестабільні, то для досягнення цілі вимірювання кількість проб можна збільшити [45, CEN 2007]. Залежно від умов дозволу і відповідного усереднення (див. розділ 3.4.4.2), ймовірно, достатньо виконати три вимірювання з довшим періодом відбору проб (наприклад, 2–3 години), щоб виміряти репрезентативне середнє значення для нестабільного викиду.

Як правило, застосовні нормативно-правові акти і дозвіл визначають мінімальну кількість окремих вимірювань у межах однієї серії вимірювань.

У деяких країнах-членах мінімальна кількість окремих вимірювань залежить від наближеності результату вимірювання до ГЗВ. Наприклад, у Франції мінімальну кількість окремих вимірювань у межах однієї серії можна скоротити з трьох до однієї, якщо результати трьох попередніх серій вимірювань були на 20 % нижчими, ніж ГЗВ [133, FR 2013].

4.3.3.8 Час проведення і тривалість окремих вимірювань

Час проведення і тривалість вимірювань викидів визначають у плані вимірювань згідно з ціллю вимірювань [45, CEN 2007]. Найчастіше відбір проб триває 30 хвилин, але може тривати й 60 хвилин. Втім, цей час також залежить від типу забруднювальної речовини і від характеру викидів технологічного процесу.

Тривалість відбору проб залежить від маси забруднювальної речовини, яку потрібно відібрати для подальшого вимірювання. Саме тому деякі європейські стандарти містять положення, згідно з яким тривалість відбору проб залежить від очікуваної концентрації забруднювальної речовини у відхідному газі, а також від діапазону вимірювання аналітичного методу, що його використовує лабораторія, включно з межею виявлення (див. розділ 3.4.4.4). Отже, під час вибору тривалості відбору проб важливо враховувати експлуатаційні характеристики аналітичного методу. Як наслідок, відбір проб може тривати довше, ніж зазвичай.

Стандарт EN 15259:2007 визначає три категорії технологічних процесів для вибору найзручніших часу проведення і тривалості відбору проб [45, CEN 2007]:

- безперервні процеси зі сталим характером викидів;
- безперервні процеси з характером викидів, що змінюється в часі;
- процеси в масі (наприклад, серійні процеси або процеси завантаження).

Безперервні процеси зі сталим характером викидів характеризуються тим, що властивості палива і сировини, що використовуються під час процесу, а також умови експлуатації є практично незмінними. Отже, характер викидів є відносно незмінним протягом тривалого періоду часу. Тому вимірювання викидів можна виконувати в будь-який момент часу. До типових безперервних процесів належать процеси на установках згоряння, що використовують фіксований вид(и) палива, сушильних установках, асфальтобетонних підприємствах, підприємствах з барабанною піччю, а також підприємствах з дробильними установками і класифікаторами [45, CEN 2007].

Безперервні процеси з характером викидів, що змінюється в часі, характеризуються тим, що незважаючи на досить постійну подачу матеріалу, етапи процесу, що відбуваються періодично, можуть впливати на характер викидів. Тому під час вибору часу проведення вимірювань викидів потрібно детально аналізувати ці умови, щоб врахувати зміни характеру викидів у часі. До типових безперервних процесів з факторами, що змінюються в часі, належать процесу випалювання під час виробництва цегли (наприклад, під час завантаження візка тунельної печі) і виробництва скла у регенеративних ваннах-печах [45, CEN 2007].

Процеси в масі переважно характеризуються тим, що характер викидів контролюється або може бути контролюватися за рахунок робочих операцій, що залежать від матеріалу і/або періоду часу. Під час вибору часу проведення вимірювань викидів потрібно враховувати ці обставини. Особливо у випадку дуже короткочасних викидів потрібно виконувати перевірку для виявлення потенційної можливості об'єднання кількох випадків викидів під час одного відбору проб з метою забезпечення оцінки робочого стану установки. Приклади типових процесів у масі можна знайти в хімічній промисловості, на підприємствах з виплавки кольорових металів, під час виробництва сталі, а також у текстильній промисловості [45, CEN 2007].

4.3.3.9 Частота вимірювань

План вимірювань (див. опис вище) загалом стосується однієї або кількох серій вимірювань, кожна з яких складається щонайменше з трьох послідовних вимірювань, що проводяться у певну дату і час. Крім того, рекомендується визначити проміжки часу, протягом яких потрібно проводити періодичні вимірювання (частота вимірювань). На практиці загалом застосовуються такі варіанти частоти проведення серій вимірювань, що складаються щонайменше з трьох послідовних вимірювань, з урахуванням витрат і ймовірних негативних наслідків для довкілля (див. розділ 3.3.1):

- **Раз або двічі на рік:** це типова частота для НУЕ, беручи до уваги, що згідно з Директивою IED звіти в уповноважені органи влади потрібно подавати щороку. Крім того, у проміжках між прямими вимірюваннями рекомендується застосовувати опосередковані методи, щоб пересвідчитись, що у цих проміжках не відбулося різкої зміни рівнів викидів.
- **Що три роки:** це належна частота, якщо можна довести, що протягом кількох років (наприклад, 5 років) рівень викидів у НУЕ був явно нижчим від ГЗВ, або якщо вимірювання виконується з іншою метою (наприклад, для визначення навантаження викидів з метою звітності). Низьку частоту вимірювань застосовують, якщо не очікується, що рівні викидів зростуть у зв'язку зі зміною НУЕ технологічного процесу. Зокрема, в цих випадках доцільно застосовувати опосередковані методи, щоб пересвідчитись, що у проміжках між прямими вимірюваннями не відбулося різкої зміни рівнів викидів у повітря.

- **Вища частота** (наприклад, щотижня, щомісяця, що два місяці, щоквартально): вища частота вимагається у випадках, коли очікуються високі рівні викидів, ніж за НУЕ, наприклад, у зв'язку з виникненням УВНУЕ або під час введення в експлуатацію (виведення з експлуатації). У цих випадках висока частота моніторингу має зберігатися, доки не буде досягнуто прийняттого рівня викидів для НУЕ.

Планування періодичних вимірювань на об'єктах, на яких часто відбуваються нештатні пуски та зупинки (наприклад, на електростанціях з обмеженим часом роботи протягом року, що залежить від попиту на електроенергію) – непросте завдання [255, EURELECTRIC 2013]. У цьому контексті, згідно з BREF для великих спалювальних установок (LCP BREF), зазначені варіанти частоти вимірювань є недоцільними, якщо об'єкт доводиться запускати лише з метою вимірювання викидів [277, COM 2017].

4.3.3.10 Аналіз

4.3.3.10.1 Огляд

З метою проведення періодичних вимірювань з джерела викидів відбирають пробу відхідного газу і аналізують забруднювальну речовину в реальному часі за допомогою переносних пристроїв контролю або поміщають пробу в рідкий абсорбент, на фільтр або твердий абсорбент, і пізніше аналізують рідку або тверду пробу в лабораторії. Отже, порядок збору, зберігання і транспортування проб має критичне значення для отримання достовірного результату вимірювання.

Наступні розділи містять інформацію щодо конкретних аспектів моніторингу найпоширеніших забруднювальних речовин, включно з загальними положеннями вимірювання. Перелік спеціальних стандартів і методів вимірювання викидів у повітря, а також інформацію про діапазони та межі вимірювання наведено в Додатку А.1 (таблиця 7.1).

4.3.3.10.2 Аміак

РВ НДТМ для викидів аміаку в повітря визначено у кількох висновках з НДТМ (наприклад, у BREF щодо виробництва цементу, вапна та оксиду магнію (CLM BREF) [183, COM 2013], виробництва скла (GLS BREF) [182, COM 2013], галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2017], виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF) [160, COM 2015], а також переробки нафти та газу (REF BREF) [143, COM 2015]). Втім, станом на 2017 рік відсутні європейські стандарти щодо вимірювання рівнів аміаку у викидах димових газів [59, CEN 2018]. Європейська Комісія визначила розробку такого стандарту як нову діяльність у щорічній робочій програмі Європейського Союзу зі стандартизації на 2018 рік [293, COM 2017].

Приклади застосовних національних і галузевих стандартів наведено в Додатку А.1 (таблиця 7.1). Крім того, у 2018 році було опубліковано проект міжнародного стандарту ISO/DIS 21877. З метою визначення відбирають відомий об'єм проби відхідного газу, далі фільтрують і пропускають через розчин абсорбенту (розведена сірчана кислота). Якщо відхідний газ містить краплі вологи, то відбір проб виконують у ізокінетичному режимі. Отриманий вміст аміаку в розчині абсорбенту визначають шляхом аналізу води. Цей метод використовують для вимірювання всіх сполук, що за температури під час відбору проб є леткими і після розкладання у розчині абсорбенту утворюють аміак [270, ISO 2018].

4.3.3.10.3 Чадний газ

Стандарт EN 15058:2017 передбачає стандартний референтний метод (СРМ) вимірювання вмісту чадного газу методом недисперсійної інфрачервоної спектроскопії (NDIR). Впливи інших поглинальних газів, води і вуглекислого газу, а також нестабільність і дрейф детектора пригнічують, наприклад шляхом виконання вимірювань за певної довжини хвилі, використання подвійних датчиків і/або застосування газофільтрувальної корекції (ГФК) [72, CEN 2017].

4.3.3.10.4 Пил

СРМ з вимірювання вмісту пилу описано в стандарті EN 13284-1:2017. Метод ґрунтується на відборі проб у ізокінетичному режимі (див. розділ 4.3.3.6), фільтрації через плоский фільтр і гравіметричному вимірюванні. Відкладення до фільтра в обладнанні для відбору проб також відбирають і зважують. Відбір проб виконують за прийнятної температури, щоб звести до мінімуму впливи нетермостійкого пилу (наприклад, за температури в димовій трубі або принаймні за рекомендованої температури 160 °C). Вимірювання вміст пилу у відхідних газах, насичених водяною парою, виконується складніше, ніж у сухих відхідних газах, і призводить до отримання вищих значень LoD [75, CEN 2017].

Щоб краще охарактеризувати негативний вплив загальних викидів пилу на довкілля, рекомендується або й вимагається визначити гранулометричний склад пилу, зокрема PM_{10} і $PM_{2,5}$. Це характеризування, ймовірно, доведеться повторювати щоразу, як процес, пов'язаний з утворенням викидів пилу, зазнаватиме значних змін (наприклад, у разі зміни палива, сировини, каталізаторів тощо).

Метод вимірювання згідно зі стандартом EN ISO 23210:2009 передбачає одночасне визначення вмісту PM_{10} і $PM_{2,5}$ у викидах відхідних газів. Метод ґрунтується на використанні двоступінчастого каскадного імпактора для розподілу частинок пилу на три групи з аеродинамічним діаметром, що перевищує 10 мкм, 10–2,5 мкм і меншим, ніж 2,5 мкм. Розділені частинки вловлюються пластинами і фільтрами тонкого очищення, а пізніше їх кількість визначається методом гравіметричного вимірювання. Гранулометричний склад неможливо визначити, якщо відхідний газ насичений водяною парою від крапель [69, CEN 2009].

4.3.3.10.5 Формальдегід

РВ НДТМ для викидів формальдегіду в повітря визначено в деяких висновках з НДТМ (наприклад, у BREF щодо виробництва скла (GLS BREF) [182, COM 2013] і виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016]). Втім, станом на 2017 рік жодних європейських та міжнародних стандартів щодо вимірювання вмісту формальдегіду у викидах димових газів не існувало [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Отже, Європейська Комісія визначила розробку такого стандарту як нову діяльність у щорічній робочій програмі Європейського Союзу зі стандартизації на 2016 рік [222, COM 2016].

Приклади застосованих національних і галузевих стандартів наведено в Додатку А.1 (таблиця 7.1) і у WBP BREF [195, COM 2016]. Різні стандарти містять кардинально різні положення щодо відбору проб і аналітичних вимірювань. Дослідження, проведене у 2014 році лабораторією Eurofins (Італія) для Європейської федерації виробників листових деревних матеріалів (European Panel Federation), виявило, що відмінності в методиках можуть призвести до істотних відмінностей у результатах вимірювання. Для формальдегіду характерними є розчинність у краплях води і зв'язування з частинками. Отже, метод відбору проб відхідних газів, що містять аерозолі чи пил (у ізокінетичних або відмінних від ізокінетичних умовах), істотно впливає на результат вимірювання. Впливати на результат можуть і інші чинники, як-от нагрівання фільтра/зонду і промивання зонду [196, EPF and Eurofins Italy 2014]. З цих міркувань висновки з НДТМ у WBP BREF визначають декілька особливостей відбору проб для вимірювання вмісту формальдегіду [195, COM 2016].

4.3.3.10.6 Газоподібні хлориди/фториди і HCl/HF

Стандарти EN 1911:2010 і ISO 15713:2006 описують СРМ з вимірювання газоподібних хлоридів і фторидів, відповідно. У обох випадках відбирають відомий об'єм проби відхідного газу, далі фільтрують і пропускають через розчин абсорбенту (воду). Вміст хлориду/фториду визначають шляхом аналізу води. Ці методи використовують для вимірювання всіх хлоровмісних/фторовмісних сполук, що за температури під час фільтрування є леткими і після реакції з водою утворюють розчинні хлоридвмісні/фторидвмісні сполуки [71, CEN 2010], [180, ISO 2006]. Майже всі хлориди/фториди утворюються з HCl/HF, відповідно. Втім, у деяких випадках на

результат вимірювання можуть впливати й інші газоподібні галогенові сполуки, наприклад елементарний хлор (Cl₂).

Європейська Комісія визначила розробку стандарту з вимірювання фтороводню або загальних газоподібних фторидів як нову діяльність у щорічній робочій програмі Європейського Союзу зі стандартизації на 2018 рік [293, COM 2017].

Характер відхідного газу, вимоги нормативно-правових актів або дозволу можуть зумовлювати вимірювання HCl/HF або газоподібних хлоридів/фторидів. Наприклад, у Додатку VI до Директиви IED щодо установок спалювання відходів згадуються HCl/HF [24, EU 2010]. З іншого боку, деякі РВ НДТМ, визначені у висновках з НДТМ, стосуються газоподібних хлоридів/фторидів (наприклад, див. BREF щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF) [142, COM 2013], виробництва скла (GLS BREF) [182, COM 2013], галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2017], і виробництва цементу, вапна та оксиду магнезю (CLM BREF) [183, COM 2013]).

4.3.3.10.7 Інші газоподібні органічні сполуки

У стандарті CEN/TS 13649:2014 описано методика визначення окремих газоподібних органічних сполук. Стандарт визначає процедури відбору проб шляхом абсорбування на сорбентах, підготовки проби шляхом екстракції за допомогою розчинників або термодесорбції, а також аналізу методом газової хроматографії [283, CEN 2014].

4.3.3.10.8 Ртуть та її сполуки

СРМ з вимірювання сумарного вмісту ртуті описано в стандарті EN 13211:2001. Відомий об'єм проб відхідного газу відбирають у ізокінетичних умовах (або у інший спосіб, якщо вміст ртуті в пилі або краплях < 1 мкг/м³), фільтрують і пропускають через розчин абсорбенту. Фільтр переробляють. Дигестат фільтра і розчин абсорбенту аналізують методом атомно-абсорбційної спектроскопії (AAS) (див. розділ 5.3.5.8.9). Результат аналізу – це вміст ртуті та її сполук, незалежно від стану (газоподібних, розчинених у краплях, твердих, абсорбованих на частинках) [197, CEN 2001].

У зв'язку зі складнощами, що супроводжують безперервні вимірювання ртуті (див. розділ 4.3.2.4.3), протягом останніх років з'явився альтернативний метод – відбір проб за допомогою сорбційної пастки. Відомі об'єми проби відхідного газу за прийнятного рівня витрати відбирають у пастки з сорбційними середовищами. Як правило, відбирають паралельні проби за допомогою зондів, які вводять у газовий потік. Сорбційний матеріал переважно містить галогенізований вуглець. Після завершення періоду відбору проб сорбційні пастки вручну замінюють, використані пастки аналізують традиційними методами аналізу води або за допомогою малих установок термодесорбції. Стандартні сорбційні пастки призначені для вимірювання вмісту газоподібної ртуті, але можуть вловлювати і тверді частинки з вмістом ртуті. Ці частинки аналізують і додають вимірний вміст ртуті до вмісту ртуті, зв'язаної з шаром вуглецю, щоб отримати сумарний вміст ртуті. Проте відбір проб виконується не в ізокінетичному режимі, а отже, є недостатньо точним для вимірювання ртуті зі зв'язаними частинками. Порівняно з обладнанням для безперервних вимірювань, сорбційні пастки простіше встановлювати і використовувати. За невисокої частоти вимірювань цей метод ще й буде дешевшим. Сорбційні пастки забезпечують безперервний відбір проб з високою чутливістю та точністю в широкому діапазоні концентрацій [199, UNEP 2015], [221, Senior 2015].

У BREF щодо великих спалювальних установок (LCP BREF) йдеться про те, що безперервний відбір проб у поєднанні з повторюваним аналізом інтегрованих за часом проб, тобто стандартним методом моніторингу за допомогою сорбційних пасток, можна використовувати як альтернативу безперервним вимірюванням [277, COM 2017].

Втім, станом на 2017 рік жодних європейських та міжнародних стандартів щодо вимірювання вмісту ртуті за допомогою сорбційних пасток не існувало [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Європейська Комісія визначила розробку такого стандарту як нову діяльність у щорічній робочій програмі Європейського Союзу зі стандартизації на 2016 рік [222, COM 2016]. У Сполучених Штатах метод 30В передбачає використання сорбційних пасток для вимірювання викидів ртуті з установок спалювання вугілля [223, US EPA 2014]. Пов'язані контрольні показники описано в технічній специфікації 12В [224, US EPA 2014].

4.3.3.10.9 Метали та їх сполуки

Стандарт EN 14385:2004 описує порядок визначення масової концентрації напівметалів сурми (Sb) та миш'яку (As), а також металів кадмію (Cd), хрому (Cr), кобальту (Co), міді (Cu), свинцю (Pb), марганцю (Mn), нікелю (Ni), талію (Tl) та ванадію (V). Відомий об'єм проби відхідного газу відбирають у ізокінетичних умовах, фільтрують і пропускають через розчин абсорбенту. Фільтр, розчин абсорбенту і промивальні розчини відбирають для аналізу. Фільтр переробляють. Нарешті, рідкі проби аналізують, наприклад методом мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS), оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-OES) або ААС (див. розділ 5.3.5.8.10). Результат охоплює всі металовмісні сполуки, незалежно від їх стану (газоподібні, розчинені у краплях, тверді або абсорбовані на частинках [47, CEN 2004]).

4.3.3.10.10 Метан

Стандарт EN ISO 25139:2011 описує СРМ для вимірювання вмісту метану. Пробу газу відбирають з газоходу для відхідних газів, фільтрують і поміщають у газовий хроматограф (ГХ). Після розділення в насадковій або капілярній колонці визначають вміст метану методом полум'яно-іонізаційного детектування (FID) [217, CEN 2011].

4.3.3.10.11 Оксиди азоту

NO_x визначають як сумарний об'єм монооксиду азоту (NO) та діоксиду азоту (NO_2) у перерахунку на NO_2 . Оксиди азоту в димових газах з традиційних установок згоряння містять понад 95 % NO. Решта оксидів азоту переважно складаються з NO_2 . У інших технологічних процесах відношення NO до NO_x може відрізнитися і можуть бути присутні інші оксиди азоту [193, CEN 2017].

СРМ для вимірювання вмісту NO_x , описаний у стандарті EN 14792:2017, ґрунтується на хемілюмінесцентному детекторному аналізі. У реакційній камері аналізатора змішують пробу газу з озоном, що в реакції з NO утворює NO_2 . NO_2 , утворений під час цієї реакції, випромінює світло, інтенсивність якого пропорційна вмісту NO. Випромінювання пропускають через селективний світлофільтр і за допомогою фотомножника перетворюють на електричний сигнал. Для визначення вмісту NO_x пробу газу пропускають через перетворювач, у якому NO_2 відновлюється до NO, і аналізують останній у спосіб, описаний вище. Після цього вираховують вміст NO_2 на основі різниці між вмістом NO_x і значенням, визначеним для NO (перш ніж пробу газу пропустили через перетворювач). Якщо використовується двопроменевий аналізатор, вміст NO і NO_x визначають одночасно. У однопроменевому аналізаторі до реакційної камери по черзі запускають неочищений газ і газ, пропущений через перетворювач, що відновлює NO_2 до NO. Отже, вміст NO і NO_x визначають по черзі [193, CEN 2017].

4.3.3.10.12 Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ)

Станом на 2017 рік існувало два міжнародних стандарти з вимірювання вмісту ПАВ, але не існувало жодного європейського стандарту [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. У стандарті ISO 11338-1:2003 описується відбір проб методом з використанням фільтра/холодильника/адсорбера, що нагрівається, методом розведення або методом з використанням зонду/адсорбера, що охолоджується. Усі три методи ґрунтуються на ізокінетичних умовах відбору проб [218, ISO 2003]. Стандарт ISO 11338-2:2003 описує процедури підготовки та очищення проб для визначення вмісту ПАВ методом високоефективної рідинної хроматографії (ВЕРХ) за допомогою спектрофотометричного і флуоресцентного детектування або методом газової хроматографії з мас-спектрометричним детектуванням (ГХ-МС) [219, ISO 2003].

У атмосфері ПАВ, що складаються з чотирьох і більше кілець, часто абсорбуються твердими частинками, тоді як ПАВ, що складаються з двох-чотирьох кілець, перебувають у газоподібному стані. Розподіл ПАВ, присутніх у відхідних газах, між

газовою та твердою фазами залежить від багатьох чинників: температури, маси та розміру твердих частинок і вологості, а також від типу та вмісту ПАВ [219, ISO 2003].

Токсичність, а особливо канцерогенність ПАВ, значною мірою залежить від конкретної речовини. Одним з найбільш токсичних ПАВ вважається бензо[*a*]пірен, що іноді використовується як індикатор загального вмісту ПАВ у відхідних газах. Зокрема, цей підхід використовується у BREF щодо галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2017], а також у Німеччині [61, DE 2002]. Як варіант, можна застосувати концепцію коефіцієнтів еквівалентності токсичної дії, як для ПХДД/ПХДФ (див. розділ 4.3.3.10.13) [225, Safe 1998], [226, Jung et al. 2010], [227, MDH 2016]. Цей підхід використовують, наприклад, у Данії [58, DK 2002].

4.3.3.10.13 ПХДД/ПХДФ і діоксиноподібні ПХБ

Вимірювання вмісту ПХДД/ПХДФ і діоксиноподібних ПХБ розглядається у низці європейських стандартів. У стандарті EN 1948-1:2006 описується порядок відбору проб у ізокінетичних умовах методом з використанням фільтра/холодильника, методом розведення або методом з використанням зонду, що охолоджується [49, CEN 2006]. Стандарт EN 1948-2:2006 охоплює подальше екстрагування і очищення проб [70, CEN 2006]. Нарешті, у стандартах EN 1948-3:2006 і EN 1948-4:2010 розглядається виявлення і кількісне визначення вмісту ПХДД/ПХДФ і діоксиноподібних ПХБ, відповідно, методом ГХ-МС з ізотопним розбавленням [41, CEN 2006], [51, CEN 2010].

На додачу до цих стандартів, у технічних вимогах CEN/TS 1948-5:2015 описується довгостроковий відбір проб ПХДД/ПХДФ і ПХБ. Подібно до методу з використанням сорбційних пасток для вимірювання вмісту ртуті (див. розділ 4.3.3.10.8), довгостроковий відбір проб має на меті визначення середнього вмісту вимірюваних речовин протягом тривалого періоду, як правило, протягом 4 тижнів. CEN/TS 1948-5 ґрунтується на тих самих принципах відбору проб, що й стандарт EN 1948-1 [216, CEN 2015]. Європейська Комісія визначила валідацію цих технічних вимог як нову діяльність у щорічній робочій програмі Європейського Союзу зі стандартизації на 2015 рік [222, COM 2016].

Стандартна тривалість відбору проб для вимірювання ПХДД/ПХДФ – від 6 до 8 годин [24, EU 2010], [49, CEN 2006].

Згідно з Додатком VI до Директиви ІЕД щодо установок спалювання відходів і зі стандартом EN 1948-1:2006, результати вимірювання вмісту ПХДД/ПХДФ виражаються в одиницях нг МТЕ/м³, де МТЕ означає міжнародний токсичний еквівалент, отриманий шляхом застосування міжнародних коефіцієнтів токсичної еквівалентності (М-КТЕ; також іменовані міжнародними коефіцієнтами еквівалентності токсичної дії). Ці коефіцієнти вказують на токсичність окремого конгенера ПХДД або ПХДФ порівняно з токсичною дією 2,3,7,8-ТХДД – конгенера з найвищою токсичністю. У Директиві ІЕД визначено М-КТЕ для 17 конгенерів ПХДД/ПХДФ, включно з 2,3,7,8-ТХДД [24, EU 2010], [49, CEN 2006].

Якщо потрібно включити в розгляд діоксиноподібні ПХБ, тоді доцільно використовувати одиницю нг ВООЗ-МТЕ/м³, застосовуючи коефіцієнти токсичної еквівалентності, надані Всесвітньою організацією охорони здоров'я (ВООЗ-КТЕ; також іменовані коефіцієнтами еквівалентності токсичної дії ВООЗ), що, на додачу до М-КТЕ, включають у себе коефіцієнти токсичної еквівалентності для 12 діоксиноподібних ПХБ. Ще одна відмінність між двома концепціями полягає в тому, що для кількох ПХДД/ПХДФ значення ВООЗ-КТЕ відрізняються від М-КТЕ [50, Van den Berg et al. 2006], [51, CEN 2010].

Коефіцієнти токсичної еквівалентності перелічено в Додатку А.4 (таблиця 7.5).

4.3.3.10.14 Оксиди сірки

SO_x визначають як сумарний об'єм діоксиду сірки (SO₂), триоксиду сірки (SO₃) та аерозолів сірчаної кислоти (H₂SO₄) у перерахунку на SO₂. SO₂ є оксидом сірки, що переважно використовується в більшості джерел промислових викидів (як правило, > 90 %).

СРМ з вимірювання вмісту SO₂ описано в стандарті EN 14791:2017. Відомий об'єм проби відхідних газів відбирають, фільтрують і пропускають через розчин абсорбенту, що містить перекис водню для окислення SO₂ до сульфату. Останній визначають методом іонообмінної хроматографії або титрування. SO₃ входить до результату вимірювання, оскільки аналогічно абсорбується і окислюється до сульфату [181, CEN 2017]. Отже, стандарт фактично визначає вимірювання SO_x.

З початку 2017 року діють технічні вимоги щодо інструментальної методики відбору проб і визначення вмісту газоподібного діоксиду сірки у викидах димових газів. Технічні вимоги CEN/TS 17021:2017 стосуються періодичних вимірювань і калібрування стаціонарних АВС, встановлених на димових трубах, для надання регуляторним органам та з іншою метою. Технічні вимоги не передбачають конкретної методики, проте встановлюють вимоги до характеристик аналізатора і відповідної системи для відбору проб, а отже, для всієї системи вимірювання – переносної автоматичної вимірювальної системи (П-АВС). Фактичні вимірювання можуть ґрунтуватися на різних методиках, включно з ІЧ або УФ абсорбцією, УФ флуоресценцією або використанням електрохімічних елементів [211, CEN 2017].

Характер відхідного газу, вимоги нормативно-правових актів або дозволу можуть зумовлювати вимірювання SO₂ або SO_x. Наприклад, у Додатку V щодо великих установок згоряння і Додатку VI щодо установок спалювання відходів Директиви IED йдеться про вимірювання вмісту SO₂ [24, EU 2010]. Деякі РВ НДТМ, визначені у висновках з НДТМ, також стосуються SO₂ (наприклад, у BREF щодо галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2017], виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF) [160, COM 2015], і переробки нафти та газу (REF BREF) [143, COM 2015]), проте інші значення стосуються SO_x (наприклад, у BREF щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF) [142, COM 2013], виробництва скла (GLS BREF) [182, COM 2013], і виробництва цементу, вапна та оксиду магнію (CLM BREF) [183, COM 2013]).

У окремих випадках вміст SO_x у викидах визначають шляхом аналізу палива (див. розділ 4.4.2).

4.3.3.10.15 Загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС)

У стандарті EN 12619:2013 ЗЛОС визначено як загальний об'єм усіх газоподібних і пароподібних органічних сполук у перерахунку на загальний вуглець. Вимірювання виконують методом FID з системою очищення проб газу, що запобігає забрудненню твердими частинками і/або утворенню конденсації всередині приладу. Вуглеводні вищого порядку, що потрапляють до аналізатора у твердому стані, фільтрують і не враховують під час подальших вимірювань. Незважаючи на те, що в Додатку VI щодо установок спалювання відходів і Додатку VII щодо об'єктів і видів діяльності, в яких використовують органічні розчинники, Директиви IED йдеться про вимірювання загального органічного вуглецю (ЗОВ), аналізатор FID фактично не вимірює органічні сполуки, зв'язані з частинками. Згідно зі стандартом EN 12619:2013, ця практика є загально прийнятою в галузі і застосовується уповноваженими органами влади [48, CEN 2013].

FID-детектор дисоціює органічно зв'язані атоми вуглецю на іони у водневому полум'ї; вимірюється значення струму іонізації. Перевага методу FID полягає в тому, що він демонструє незначний вплив низки неорганічних сполук (наприклад, CO, CO₂, NO і H₂O). Водночас, вміст кисню впливає на сигнал, тож калібрування виконують за вмісту кисню, аналогічного вмісту кисню у відхідних газах. Чутливість FID-детекторів переважно залежить від кількості атомів вуглецю, а також від молекулярної структури (одинарні або подвійні зв'язки, кількість і характер гетероатомів, довжина ланцюга і кільцева структура). Наприклад, FID-детектори, як правило, менш чутливі до кисневмісних органічних сполук порівняно з чистими вуглеводнями, що мають ту саму кількість атомів вуглецю на молекулу [48, CEN 2013], [231, MCERTS 2016].

Коефіцієнт чутливості детектора – це залежність особливостей конструкції детектора від скоригованих умов експлуатації. Стандарт EN 12619:2013 передбачає калібрування за допомогою пропану (C_3H_8), з коефіцієнтом чутливості 1,00 та з урахуванням кількості атомів вуглецю (наприклад, три). Щоб визначити вміст окремої сполуки (сполук) у відхідних газах, що містять одну або декілька органічних сполук у сталих пропорціях, коефіцієнти чутливості потрібно задати заздалегідь [48, CEN 2013].

Значення ЗЛОС у відхідних газах від **процесів, не пов'язаних зі згорянням** (наприклад, внаслідок використання органічних розчинників), можна виміряти за допомогою методу, описаного у стандарті EN ISO 13199:2012. Відібрану пробу відхідного газу фільтрують і розділяють на два потоки. Перший потік пропускають через каталітичний перетворювач для повного окиснення органічних сполук до CO_2 , а потім виконують вимірювання методом NDIR. Другий потік одразу спрямовують у аналізатор NDIR для вимірювання вмісту CO_2 . Різниця між вмістом CO_2 у двох потоках відповідає вмісту CO_2 від органічних сполук. До переваг порівняно з методом FID належать безпечність (відсутність полум'я, відсутність водню), однакові коефіцієнти чутливості детектора до окремих органічних сполук з однаковою кількістю атомів вуглецю, а також відсутність впливу кисню [194, CEN 2012]. З іншого боку, вимірювання вмісту ЗЛОС на основі каталітичного окиснення мають два недоліки: ймовірність отруєння каталізаторів і не завжди повне перетворення органічних сполук на CO_2 [231, MCERTS 2016].

Як варіант, для вимірювання вмісту органічних сполук можна використовувати фотоіонізаційні детектори (PID). PID-детектори працюють за тим самим принципом, що й FID-детектори, за винятком того, що для іонізації в них використовується ультрафіолетове світло. Як і для FID-детекторів, чутливість залежить від кількості атомів вуглецю і від молекулярної структури. Крім того, чутливість PID-детекторів також залежить від типу ультрафіолетової лампи. Наприклад, коефіцієнти відносної чутливості до бутанолу для ламп 9,8 eV, 10,6 eV і 11,7 eV становлять, відповідно, 1, 15 і 50 [192, Honeywell 2004].

FID і PID-детектори мають різні коефіцієнти чутливості і потребують калібрування різними газами. Отже, результати аналізу **не є зіставними**. Загалом, FID-детектори більше реагують на довжину вуглецевого ланцюга, а PID-детектори – на функціональні групи. Наприклад, FID-детектор демонструє відносно однакову чутливість до пропану, ізопропанолу та ацетону (з незначним спаданням у цьому порядку [230, Dietz 1967], оскільки всі ці сполуки мають по три атоми вуглецю. Водночас PID-детектор не надто чутливий до пропану, помірно чутливий до ізопропанолу і дуже чутливий до ацетону. Відносний порядок спадання чутливості має такий вигляд [192, Honeywell 2004]:

- FID-детектори: ароматичні речовини, довголанцюгові сполуки > коротколанцюгові сполуки (метан) > галогенізовані сполуки.
- PID-детектори: ароматичні речовини, йодовані сполуки > олефіни, кетони, ефіри, аміни, сполуки сірки > складні ефіри, альдегіди, алкоголі, аліфатичні вуглеводні > хлористі аліфатичні вуглеводні, етан > метан (відсутність реакції).

PID-детектори зазвичай не реагують на метан, а отже, фактично вимірюють вміст летких органічних сполук неметанового ряду (ЛОСНМ). FID-детектори вимірюють вміст ЗЛОС, включно з метаном, але додавши метанатор, їх можна так, щоб вони вимірювали ЛОСНМ [190, Wilford 2006].

На відміну від FID-детекторів, PID-детектори мають простішу, вибухозахищену конструкцію (без водневого полум'я), а отже, їх можна використовувати з переносними приладами (див. розділ 4.5.3). PID-детектори здатні виявляти значно нижчий вміст органічних сполук порівняно з FID-детекторами; водночас останні є більш лінійними у діапазонах з вищим вмістом сполук. Крім того, на FID-детектори загалом не діє волога [190, Wilford 2006], [192, Honeywell 2004].

Станом на 2017 рік жодних європейських та міжнародних стандартів щодо вимірювання вмісту органічних сполук у викидах димових газів за допомогою PID-детекторів не існувало [59, CEN 2018], [112, ISO 2018].

Характер відхідного газу (наприклад, чи містить він метан), вимоги нормативно-правових актів або дозволу можуть зумовлювати вимірювання ЗЛОС або ЛОСНМ. Як зазначено вище, додатки VI і VII до Директиви IED стосуються ЗОВ, а отже, і ЗЛОС [24, EU 2010]. Крім того, деякі РВ НДТМ, визначені у висновках з НДТМ, стосуються ЗОВ або ЗЛОС (наприклад, у BREF щодо галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2017] та виробництва цементу, вапна та оксиду магнію (CLM BREF) [183, COM 2013]). Втім, РВ НДТМ у висновках з НДТМ у BREF щодо переробки нафти і газу (REF BREF) стосуються ЛОСНМ [143, COM 2015]. Окремий випадок можна знайти у висновках з НДТМ у BREF щодо виробництва деревних плит (WBP BREF), де РВ НДТМ загалом стосуються ЗЛОС, але вміст метану віднімається у разі викидів (частково) від сушарок, що працюють на природному газі або зрідженому нафтовому газі. Метою віднімання є розрізнення джерел викидів (від процесу сушіння або від нагрівача) [195, COM 2016]. У реєстрі E-PRTR згадуються значення ЛОСНМ [147, EC 2006]).

4.3.3.11 Референтні/стандартні умови

Загальну інформацію щодо референтних/стандартних умов див. у розділі 4.3.2.5.1.

Періодичні вимірювання вмісту забруднювальної речовини зазвичай потребують одночасного вимірювання референтних величин, також іменованих периферійними параметрами. Діють європейські стандарти з періодичного вимірювання вмісту кисню і водяної пари [73, CEN 2017], [74, CEN 2017]. Крім того, з метою калібрування ABC згідно з СРМ під час процедури QAL2 потрібно виконати вимірювання референтних величин (див. Розділ 4.3.2.2.2) [36, CEN 2014].

На вимірювання концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії поширюються особливі умови стандартів (тобто температура 293,15 К без поправки на вміст водяної пари; див. розділ 4.6.3.2).

4.3.3.12 Обробка даних

Результати вимірювань перетворюють у перерахунку на відповідні стандартні умови (див. розділи 4.3.2.5 і 4.3.3.11) [45, CEN 2007].

Способи усереднення результатів періодичних вимірювань передусім залежать від кількості окремих вимірювань на серію, частоти вимірювань і режиму оцінки відповідності (див. розділ 3.4.4.2).

У окремих випадках від вимірних значень віднімають невизначеність вимірювання (див. розділ 3.4.4.3).

4.3.3.13 Складання звітів

Протокол вимірювань має містити прозорий і вичерпний звіт про місце та спосіб проведення вимірювань. Протокол має бути досить детальним, щоб можна було шляхом розрахунків перейти від кінцевих результатів до початкових даних і умов експлуатації [45, CEN 2007]. У кількох країнах-членах визначено стандартні формати протоколів вимірювань для подання в регуляторні органи, які, втім, не мусять мати аналогічний зміст і рівень деталізації. Щоб забезпечити порівняння результатів вимірювань на загальноєвропейському рівні, рекомендується враховувати щонайменше вимоги стандарту EN 15259:2007 (див. нижче).

Згідно зі стандартом EN 15259:2007, протокол вимірювання викидів має включати в себе принаймні такі пункти [45, CEN 2007]:

- загальні положення, включно з ПІБ оператора, адресою об'єкту, назвою і адресою дослідницької лабораторії;
- опис проекту шляхом визначення цілі (цілей) вимірювань;
- опис об'єкту (установки) і матеріалів, що обробляються;
- ідентифікація місця та секції вимірювання;

- ідентифікація методів вимірювання і обладнання згідно з окремими стандартами щодо вимірюваних забруднювальних речовин і референтних величин;
- умови виробничого процесу під час вимірювань, включно з описом установок очищення відхідних газів;
- ідентифікація відхилень від плану вимірювань;
- рекомендації з оцінювання і використання вихідних даних з метою перевірки;
- результати вимірювань та інші дані, потрібні для інтерпретації результатів вимірювань, включно з датою (година, день, місяць і рік) відбору проб і невизначеністю вимірювання;
- методи розрахунку, наприклад перетворення даних у перерахунку на особливі стандартні умови;
- представлення результатів вимірювань.

Будь-які відхилення від європейських стандартів (наприклад, EN 15259:2007) і від плану вимірювань мають бути обґрунтовані та описані у протоколі вимірювань [45, CEN 2007].

Кожен європейський стандарт містить розділ про те, як потрібно вказувати в протоколі метод вимірювання і робочих характеристик і як представляти результати вимірювань [76, CEN 2007].

Крім того, кожна дослідницька лабораторія використовує спеціальні матеріали щодо вимірювань, що містять більш детальну інформацію для цілей внутрішньої документації. Ці матеріали, зокрема, мають забезпечувати відстеження зберігання та обробки кожної проби від точки вимірювання до моменту аналізу проби, включно з обробкою даних і документацією результатів.

За певних обставин результати вимірювання/звіти оприлюднюються, зокрема згідно з вимогами статті 24(3)(b) Директиви IED [24, EU 2010].

4.3.3.14 Укладання і перегляд BREF

Під час збору даних для укладання або перегляду BREF, як правило, не надаються повні протоколи періодичних вимірювань. Натомість, збір даних, як правило, охоплює результати окремих вимірювань, невизначеність вимірювання, тривалість відбору проб, референтні умови, кількість послідовних вимірювань у межах однієї серії і частоту вимірювань, разом з однозначною інформацією щодо умов експлуатації, що дає змогу розрізнити нормальні умови експлуатації та умови, відмінні від нормальних умов експлуатації.

Якщо повідомляються також усереднені значення, тоді потрібно вказати й важливі для оцінки даних кількості окремих вимірювань, мінімальні та максимальні значення і спосіб врахування значень LoD/LoQ.

На основі наданих даних, у разі потреби, визначають НДТМ і РЕП НДТМ. Для РЕП НДТМ потрібно визначити відповідний режим моніторингу. У 2017 році у висновках з НДТМ широко використовувались такі загальні умови проведення періодичних вимірювань:

- референтні умови (температура 273,15 К, тиск 101,3 кПа, сухий газ, визначений вміст кисню);
- тривалість відбору проб не менше 30 хвилин;
- щонайменше три послідовних вимірювання в межах однієї серії;
- частота вимірювання не менше, ніж щороку (двічі на рік);
- вимірювання проводяться в періоди з найвищим рівнем викидів за нормальних умов експлуатації.

Залежно від галузі промисловості й забруднювальної речовини, потрібно обрати режим моніторингу періодичних вимірювань. До прикладів належать особливі стандартні умови вимірювання концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії за

температури 293,15 К без поправки на вміст водяної пари (див. розділ 4.6.3.2) або збільшена тривалість відбору проб для вимірювання вмісту ПХДД/ПХДФ (див. розділ 4.3.3.10.13). Крім того, в окремих випадках доцільно проводити більше трьох послідовних вимірювань і застосовувати нижчу або вищу частоту вимірювань.

Детальну інформацію про збір даних і довідкову інформацію, що супроводжує дані щодо викидів див. у «Настанові з BREF» [39, EU 2012].

4.4 Опосередковані методи

4.4.1 Приклади сурогатних параметрів

4.4.1.1 Огляд

Загальні аспекти сурогатних параметрів, включно з розмежуванням між кількісними, якісними та орієнтовними сурогатними параметрами, описано в розділі 3.3.3.3.1.

Приклади **кількісних сурогатних параметрів** [3, COM 2003]:

- ЗЛОС замість окремих органічних сполук (див. розділ 4.3.3.10.15);
- витрата палива і склад палива для визначення витрати димових газів печі (наприклад, згідно з EN ISO 16911-1:2013 [254, CEN 2013]);
- системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS), що ґрунтуються на комбінації сурогатних параметрів (див. розділ 4.4.1.2).

Приклади **якісних сурогатних параметрів** [3, COM 2003]:

- вміст пилу замість вмісту окремих металів та їх сполук;
- вміст пилу замість PM₁₀ або PM_{2,5}.

Приклади **орієнтовних сурогатних параметрів** [3, COM 2003]:

- температура відхідного газу з конденсатора замість ЗЛОС;
- перепад тиску, витрата, рН і вологість біологічного фільтра замість запаху;
- температура згоряння і час перебування (або витрата) термічного окиснювача замість окиснюваних сполук;
- температура каталізатора і час перебування (або витрата) каталітичного окиснювача замість окиснюваних сполук;
- витрата, напруга та кількість вилученого пилу з електростатичного фільтра замість концентрації пилу;
- витрата і температура відхідного газу, витрата й тиск промивальної рідини, а також перепад тиску мокрого скрубера замість сполук, що потребують очищення;
- вихідний сигнал монітора витоку (наприклад, згідно з EN 15859:2010 [64, CEN 2009]) для рукавного фільтра (див. розділ 4.3.2.2.1) замість вмісту пилу.

4.4.1.2 Системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS)

Системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS) – це системи, що використовуються для визначення концентрацій викидів забруднювальної речовини на підставі зв'язку з низкою характеристичних параметрів технологічного процесу, що піддаються безперервному моніторингу (витрата паливного газу, відношення «повітря-паливо» тощо), і даних щодо якості палива та сировини (наприклад, вмісту сірки) джерела викидів.

PEMS поєднують до 25 параметрів і обчислюють на їх основі концентрації викидів забруднювальної речовини. Калібрувати ці системи шляхом прямих вимірювань складно, оскільки калібрування виконується і підтверджується в широкому діапазоні робочих умов. Втім, перевага їх полягає в тому, що вони дають змогу визначати кінцеві концентрації викидів безперервно без застосування АВС. У будь-якому разі, PEMS має пройти перевірку на придатність для конкретного процесу.

У 2017 році CEN опублікував остаточну версію технічних вимог щодо оцінки придатності та контролю якості PEMS для визначення викидів стаціонарних джерел [292, CEN 2017]. Очікується, що технічні вимоги буде опубліковано у 2018 році.

Настанови NTA 7379:2014 (Нідерланди) містять рекомендації з впровадження і контролю якості PEMS [77, NEN 2014].

4.4.2 Аналіз палива

Аналіз палива – приклад визначення масового балансу (див. розділ 3.3.3.3.2). Залежно від галузі промисловості, його можна застосовувати для прогнозування викидів SO₂, металів та інших речовин на основі застосування законів збереження, за умови, що відоме значення масової витрати палива. Вихідне рівняння для розрахунків викидів згідно з аналізом палива має такий вигляд [13, AU 2012]:

$$\text{Рівняння 4.2: } E = Q \times c/100 \times (M_W/M_{WE}) \times t \times (100 - R)$$

де E = річне навантаження хімічних сполук, що викидаються (кг/рік);
 Q = масова витрата палива (кг/год);
 c = концентрація елементарної забруднювальної речовини в паливі (% за вагою);
 M_W = молекулярна вага хімічних сполук, що викидаються (г/моль);
 M_{WE} = елементарна вага забруднювальної речовини в паливі (г/моль);
 t = час роботи (год/рік);
 R = коефіцієнт збереження (% за вагою), тобто масова частка елементарної забруднювальної речовини, що лишається в процесі згоряння (наприклад, у вигляді золи).

4.4.3 Укладання і перегляд BREF

За винятком кількісного сурогатного параметра ЗЛОС, опосередковані методи частіше використовують у висновках з НДТМ щодо викидів у воду, ніж у висновках з НДТМ щодо викидів у повітря (див. розділ 5.4.2). Приклади:

- BREF щодо виробництва скла (GLS BREF): у пунктах 7(iii) і 7(viii) довідкового документа з НДТМ зазначається, що НДТМ полягає у використанні сурогатних параметрів, що забезпечує належну роботу очисної системи у проміжках між періодичними вимірюваннями, включно з вимірюваннями викидів пилу, NO_x і SO₂. Приклади сурогатних параметрів – сировина, температура, водопостачання, напруга, видалення пилу та частота обертів вентилятора [182, COM 2013].
- BREF щодо інтенсивного птахівництва та свинарства (IRPP BREF): масовий баланс згадується у довідковому документі з НДТМ 25 як імовірний спосіб моніторингу викидів аміаку в повітря [284, COM 2017].
- BREF щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF): довідковий документ з НДТМ 46 щодо зниження дифузних викидів коксових батарей використовує як сурогатний параметр контроль видимих викидів з усіх дверцят [142, COM 2013].
- BREF щодо переробки нафти та газу (REF BREF): у довідковому документі з НДТМ 4 з моніторингу викидів у повітря згадуються опосередковані методи. До них належать оцінки на основі комбінованих вимірювань сурогатних параметрів (наприклад, вмісту O₂, вмісту сірки або азоту у сировині/паливі), розрахунки і періодичні вимірювання викидів димових газів. Згадуються також аналіз палива і PEMS. Безперервні вимірювання вмісту SO₂ в установках згоряння з номінальною тепловою потужністю > 50 МВт і установках каталітичного крекінгу можна замінити на розрахунки на основі вимірювань вмісту сірки в паливі або сировині (шляхом аналізу палива), якщо можна довести, що ці розрахунки забезпечать еквівалентний рівень достовірності. Крім того, безперервні вимірювання вмісту SO₂ в установках регенерації сірки (УРС) можна замінити на безперервний матеріальний баланс або інший придатний метод моніторингу параметрів технологічного процесу, за умови, що вимірювання продуктивності УРС базується на випробуваннях експлуатаційних показників установки, що проводяться періодично (наприклад, що два роки) [143, COM 2015].
- BREF щодо виробництва деревних плит (WBP BREF): у довідковому документі з НДТМ 15 йдеться про те, що НДТМ полягає в моніторингу відповідних сурогатних параметрів. До сурогатних параметрів для скрубберів можуть належати витрата і температура газу, зовнішній вигляд викидів, а також витрата і температура води, а для електростатичних фільтрів – перепад напруги [195,

COM 2016].

Вимірювання перепаду тиску в рукавному фільтрі, як зазначено у різних BREF (наприклад, у BREF щодо галузей кольорової металургії (NFM BREF) [229, COM 2014], дублення шкір та шкір (TAN BREF) [179, COM 2013] і виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016]) надає інформацію про якість роботи очисного механізму (тобто, чи чисті і чи не засмічені фільтри, що своєю чергою впливає на споживання енергії). Втім, у разі несправності фільтра перепаду тиску, що піддавався б вимірюванню, не відбувається, а отже, ніщо не свідчить про збільшення викидів [246. UK 2013].

4.5 Дифузні викиди

4.5.1 Огляд

Кількісне визначення сукупних викидів установки часто передбачає оцінювання рівня дифузних викидів, а також спонтанних викидів (див. визначення у розділі 4.5.2), які ймовірно можуть становити значну частку сукупних викидів і відчутно впливати на довкілля. Іноді дифузні викиди можуть спричиняти економічні наслідки для установки. З цих міркувань дозволи і висновки з НДТМ, якщо потрібно і доцільно, містять положення, що визначають належний порядок моніторингу та зниження цих викидів [3, СОМ 2003].

Кількісне визначення дифузних викидів – непросте і загалом потребує значних трудових і фінансових витрат. Доступні методики вимірювання можуть бути пов'язані з відносно високою невизначеністю вимірювання, а отже, ймовірно з низьким рівнем достовірності результатів. Крім того, у зв'язку з широким переліком імовірних джерел, оцінювання загальної кількості дифузних викидів може бути більш витратним, ніж точкові вимірювання викидів [3, СОМ 2003].

На додачу до наступних розділів, BREF щодо переробки нафти і газу (REF BREF) містить детальну інформацію про моніторинг дифузних викидів ЛОС від переробних заводів [143, СОМ 2015].

4.5.2 Визначення

Різні джерела дають різні визначення дифузних і спонтанних викидів:

- у главі 5 Директиви ІЕД щодо об'єктів і видів діяльності, в яких використовують органічні розчинники, спонтанні викиди визначено як «будь-які викиди, що не належать до відхідних газів, летких органічних сполук у повітря, ґрунт і води, а також розчинників, які містяться у будь-яких продуктах». Відхідні гази визначено як «остаточний газоподібний відхід, що містить леткі органічні сполуки чи інші забрудники, з димової башти або очисного обладнання у повітря» [24, ЕУ 2010].
- У стандарті EN 15445:2008 леткі викиди пилу визначаються як «неконтрольовані викиди пилу в атмосферу внаслідок дифузних викидів»; також у стандарті наводяться приклади летких викидів пилу: пил з відвалів, рознесений вітром, пил з цехів і після обробки сухих насипних продуктів, а також пил, вторинно піднятий транспортними засобами. Визначення дифузних викидів відсутнє [247, СЕН 2008].
- У стандарті EN 15446:2008 леткі викиди визначаються як «викиди в атмосферу внаслідок втрати герметичності елементом обладнання, що має бути герметичним».

Дифузні та леткі (спонтанні) викиди в цьому документі мають такі тлумачення [3, СОМ 2003], [143, СОМ 2015], [154, СОМ 2016]:

- **Дифузні викиди:** ненапрявлені викиди в довкілля. Термін «викиди» зазвичай стосується летких або пилоподібних сполук. Джерела дифузних викидів можуть бути точковими, лінійними, поверхневими або об'ємними. Приклади: складські споруди під час завантаження/розвантаження, системи зберігання твердих речовин під відкритим небом, сепаратозбірники нафтопереробних заводів, заслінки на коксових заводах і електролізери в установках з виробництва хлору та лугу. Множинні викиди всередині будівель зазвичай вважають дифузними викидами.
- **Леткі викиди:** дифузні викиди з точкових джерел. Леткі викиди – це підвид дифузних викидів, що зазвичай виникають внаслідок протікання обладнання.

4.5.3 Європейські стандарти

У таблиці 4.6 перелічено європейські стандарти щодо моніторингу дифузних і спонтанних викидів.

Таблиця 4.6. Європейські стандарти щодо моніторингу дифузних і спонтанних викидів

Стандарт	Заголовок
EN 15445:2008	Леткі та дифузні викиди, загальні для промисловості. Кваліфікація джерел легкої пилу шляхом моделювання зворотної дисперсії
EN 15446:2008	Леткі та дифузні викиди, загальні для промисловості. Вимірювання летких викидів у формі пари з обладнання і труб, що протікають
EN 16253:2013	Якість повітря. Атмосферні вимірювання біля поверхні землі шляхом диференційної оптичної абсорбційної спектроскопії. Навколишнє повітря і вимірювання дифузних викидів

У стандарті **EN 15445:2008** описується метод моделювання зворотної дисперсії з метою кваліфікації інтенсивності дифузних викидів пилу з промислових установок або об'єктів. Цей метод базується на розрахунках з використанням дисперсійної моделі і визначенні експериментальної моделі для відбору проб. До уваги беруться експлуатаційні дані, наприклад кількість, висота і ширина джерел дифузних викидів пилу, результати вимірювань вмісту пилу в навколишньому повітрі, дистанції відбору проб між джерелами викидів і місцями відбору проб, а також метеорологічні дані. Стандарт не передбачає кількісного визначення інтенсивності викидів пилу в абсолютних цифрах, але містить інструменти для ідентифікації актуальних джерел викидів і впровадження заходів із запобігання та зниження викидів. У стандарті EN 15445:2008 зазначається, що його не можна використовувати для оцінки відповідності або для порівняння різних установок з однієї галузі промисловості [247, CEN 2008].

Стандарт **EN 15446:2008** охоплює вимірювання спонтанних (летких) викидів летких органічних сполук (ЛОС) технологічного обладнання. ЛОС – це всі сполуки, в яких принаймні 20 % за вагою демонструють тиск пари понад 0,3 кПа за температури 20 °С. Метод, що часто називають «методом пошуку теч», базується на використанні переносних інструментів (течощукачів) для пошуку витоків ЛОС з окремих джерел. Допускається використання різних детекторів (наприклад, на основі каталітичного окиснення, інфрачервоної абсорбції, полум'яної іонізації або фотоіонізації), за умови, що детектор відповідає технічним вимогам стандарту. Серед іншого, у стандарті EN 15446:2008 описується процедура оцінювання інтенсивності викидів з окремих джерел і загальних викидів з установки протягом заданого звітного періоду (як правило, 1 рік) з використанням набору кореляцій [248, CEN 2008]. Метод пошуку теч часто застосовують у програмах пошуку та усунення теч (LDAR) [143, COM 2015], [154, COM 2016].

У стандарті **EN 16253:2013** описується порядок застосування активної диференційної оптичної абсорбційної спектроскопії (DOAS) з джерелом безперервного випромінювання для визначення вмісту газоподібних сполук (NO₂, SO₂, O₃, Hg, бензолу, толуолу, ксилолу та інших ЛОС) у навколишньому повітрі або в дифузних викидах. Системи DOAS забезпечують прямі вимірювання з великою кількістю складових і ґрунтуються на поглинанні світла ближньої УФ, видимої і/або ближньої ІЧ області спектру газоподібними сполуками вздовж відкритої траси між джерелом випромінювання і спектрометром. Вимірювання виконується за довжин хвилі від 250 нм до 2500 нм і високої спектральної роздільної здатності 0,1–1 нм. У зв'язку з тим, що замість абсолютної абсорбції застосовується диференційна абсорбція, на результати не впливають абсорбція і розсіяння під дією частинок або крапель. DOAS можна застосовувати як альтернативну методику вимірювання, на якій можуть базуватися оцінки викидів у випадках, коли не вдається повноцінно застосувати прямі вимірювання для моніторингу дифузних викидів, зокрема викидів з невеликих джерел забруднення, з очисних споруд для стічних вод і з витоків у виробничих приміщеннях або у трубопроводах [249, CEN 2013].

Окрім вищезгаданих європейських стандартів, у випадках, коли прямі вимірювання виконуються в джерелі дифузних викидів, можна застосовувати стандарт EN 15259:2007, зокрема його положення щодо складання планів та звітів [45, CEN 2007].

У 2012 році Європейська Комісія доручила CEN підготувати новий європейський стандарт з кількісного визначення дифузних і летких викидів ЛОС у повітря, зокрема тих, що виникають під час зберігання, переміщення та обробки (завантаження/розвантаження) цих сполук [251, COM 2012]. У 2017 році тривала розробка Технічним комітетом CEN/TC 264 «Якість повітря» стандарту щодо оптичного виявлення газу (OGI) (див. розділ 4.5.4.1), лідар диференційної абсорбції (DIAL) і сонячного спектрального потоку (SOF) (див. розділ 4.5.4.2.1), а також методів розрахунку/оцінки (див. розділ 4.5.4.3) [78, CEN 2017].

4.5.4 Інші методи

4.5.4.1 Вимірювання в джерелі

Прямі вимірювання

Прямі вимірювання ґрунтуються на вимірюванні об'ємного потоку і концентрації у визначених репрезентативних частинах області джерела викидів, наприклад під кожухом, у аеродинамічній трубі або біля отворів зали (вікон, засувки, башточок на даху) [235, VDI 2005], [236, VDI 2011].

Пошук теч

Метод пошуку теч описано у стандарті EN 15446:2008 [248, CEN 2008] (див. розділ 4.5.3).

Оптичне виявлення газу

Для оптичного виявлення газу (OGI) використовують малоформатні легкі ручні ІЧ камери, що візуалізують витоки газу в реальному часі у вигляді «димув» на відеореєстраторі і створюють нормальне зображення обладнання, що розглядається. Цю методику переважно застосовують для простого, швидкого виявлення значних теч ЛОС, наприклад з технологічного обладнання, арматури резервуара, фланців і дренажів трубопроводів. Активні системи OGI працюють на основі зворотного розсіяння променя ІЧ лазера від обладнання та його середовища, а пасивні системи OGI – на основі природного ІЧ випромінювання обладнання та його середовища [143, COM 2015].

Перевагою OGI є здатність виявляти течі під ізоляцією і відобразити на відстані, що дає змогу виявити викиди ЛОС від обладнання, не доступні для методу пошуку теч. Втім, чутливість систем OGI порівняно з традиційними течешукачами є нижчою. Метод OGI добре знаходить алкани і гірше – ароматичні сполуки. Метод OGI часто застосовують у програмах пошуку та усунення теч (LDAR) [143, COM 2015], [154, COM 2016]. Останні дослідження свідчать, що OGI за певних обставин також можна застосовувати для кількісного визначення інтенсивності викидів вуглеводнів [237, CONCAWE 2017].

Настанови NTA 8399:2015 (Нідерланди) містять рекомендації з виявлення дифузних викидів ЛОС за допомогою пасивних систем OGI [134, NEN 2015].

OGI також можна застосовувати для виявлення спонтанних викидів неорганічних сполук – аміаку, діоксиду хлору, закису азоту, діоксиду сірки, гексафториду сірки тощо.

4.5.4.2 Методи дистанційного вимірювання

4.5.4.2.1 Дистанційне оптичне зондування

Методи дистанційного оптичного зондування (ORS) – особливий тип методів дистанційного вимірювання, що виконуються на відстані від точки або області, в якій відбувається викид забруднювальної речовини. Методи ORS призначені для вимірювання концентрацій забруднювальних речовин за рахунок взаємодії з електромагнітним випромінюванням (світла в УФ, видимій або ІЧ області спектру). Окремі методи призначені для вимірювання однієї-двох сполук (наприклад, TDL), інші – для одночасного вимірювання кількох сполук (наприклад, UV-DOAS); є також методи, що використовуються для одночасного вимірювання великої кількості сполук (наприклад, FTIR). У поєднанні з метеорологічними даними, методи ORS дають змогу виконувати розрахунок інтенсивності викидів забруднювальних речовин у напрямку потоку від джерел дифузних викидів [136, US EPA 2011].

Застосовують декілька методів ORS [136, US EPA 2011], [143, COM 2015], [154, COM 2016]:

- DOAS (диференційна оптична абсорбційна спектроскопія): Метод DOAS описано у стандарті EN 16253:2013 [249, CEN 2013] (див. розділ 4.5.3).
- FTIR-спектрометри і налаштовувані діодні лазери (TDL) аналогічні DOAS, оскільки також базуються на поглинанні світла забруднювальною речовиною (речовинами). Відмінність полягає в тому, що FTIR-спектрометри реєструють інтенсивність світла у широкому діапазоні ІЧ спектру за допомогою перетворення Фур'є, а в TDL довжина хвилі лазера налаштовується у вибраній смузі абсорбції забруднювальної речовини [136, US EPA 2011].
- DIAL (лідар диференційної абсорбції): метод DIAL використовує лазери, спрямовані в атмосферу, для вимірювання вмісту аерозолів, пилу та газоподібних сполук. Просторові концентрації забруднювальних речовин отримують з відображеного або зворотнорозсіяного випромінювання за двох довжин хвилі: в межах і за межами смуги абсорбції забруднювальної речовини (речовин). Останню використовують для вимірювання розсіювання фонового світла. Відношення інтенсивності зворотнорозсіяного випромінювання за двох довжин хвилі вимірюють, а тоді поєднують з затримкою відображеного сигналу. Цей відношення використовують для визначення концентрації забруднювальної речовини (речовин), а значення затримки – для визначення місцеположення. Вимірювання зворотнорозсіяного випромінювання під різними кутами від джерела дає змогу обробити дані і продемонструвати форму двовимірної шлейфу викиду [136, US EPA 2011].

Головна перевага методу DIAL порівняно з іншими методами ORS полягає в його здатності визначати просторові концентрації забруднювальних речовин [136, US EPA 2011]. Крім того, за допомогою DIAL можна виконувати комплексні вимірювання дифузних викидів, об'єми яких можуть знижуватись у разі застосування інших методів [135, Chambers et al. 2008], [252, Robinson et al. 2011]. Водночас кількість довжин хвиль, згенерованих лазером, обмежена, а отже, обмежена і кількість забруднювальних речовин, які можна відстежувати за допомогою цього методу. Крім того, застосування методу DIAL пов'язане зі значними витратами [136, US EPA 2011].

- SOF (сонячний спектральний потік): SOF – це пасивний метод ORS, в якому ширококутовим джерелом випромінювання слугує сонце. Система SOF складається з трьох компонентів: спектрометра, що вимірює сонячне випромінювання (як правило, FTIR-спектрометр), пристрою стеження за Сонцем, що забезпечує сталу орієнтацію приладів відносно зеніту, і датчика GPS для точного визначення місцезнаходження відносно газового шлейфу. Систему SOF встановлюють на пересувний засіб, що рухається заданим географічним маршрутом, перетинає напрямком вітру і проходить крізь шлейфи викидів [136, US EPA 2011].

4.5.4.2.2 Інші методи дистанційного вимірювання

Індикаторні гази

Цей метод полягає у випуску індикаторного газу в різних заданих точках чи ділянках на різній висоті над поверхнею установки. Після цього вимірюють концентрації забруднювальної речовини (наприклад, ЛОС) і індикаторного газу в напрямку потоку від установки за допомогою переносних приладів, наприклад, на основі ORS. Інтенсивність викидів можна оцінити на основі простих допущень щодо потоку в майже стаціонарних умовах, а також із розрахунку незначних атмосферних реакцій або осадження газів між точками витоку і точками відбору проб [3, COM 2003], [136, US EPA 2011].

Вимірювання якості навколишнього повітря

Якісний моніторинг дифузних викидів можна виконати шляхом вимірювання якості навколишнього повітря в напрямку потоку від установки (наприклад, шляхом дифузійного відбору проб або аналізу мокрих та сухих осадів) і подальшої оцінки

виділення дифузних викидів з часом, за умови, що їх можна відрізнити від фонових концентрацій та від викидів з інших джерел [3, COM 2003].

Моделювання зворотної дисперсії (RDM)

Метод RDM полягає в оцінюванні викидів з джерела або установки на основі даних щодо якості повітря, вимірюваного в напрямку потоку, і метеорологічних даних. Поширеною практикою для охоплення всіх потенційних джерел викидів є здійснення моніторингу в декількох точках. Цей підхід не включає в себе вимірювання викидів з великим шлейфом. Також за допомогою цього методу складно визначити (точне) місцезнаходження витoku [3, COM 2003]. Метод RDM для визначення вмісту пилу описано в стандарті EN 15445:2008 [247, CEN 2008] (див. розділ 4.5.3).

Біомоніторинг

Метод біомоніторингу описано в розділі 4.7.

4.5.4.3 Розрахунки та оцінки

Масовий баланс

Масовий баланс описано в розділі 3.3.3.3.2. План управління розчинниками згідно з частиною 7 Додатка VIII до Директиви IED (щодо об'єктів і видів діяльності, в яких використовують органічні розчинники) – приклад застосування масового балансу для кількісного визначення дифузних викидів органічних сполук [24, EU 2010].

Коефіцієнти і/або кореляції викидів

Викиди з резервуарів, викиди під час операцій завантаження та розвантаження, очищення стічних вод і викиди з систем водяного охолодження часто розраховують на основі загальних коефіцієнтів і/або кореляцій [3, COM 2003]. Коефіцієнти викидів описано в розділі 3.3.3.3.3.

4.5.5 Укладання і перегляд BREF

Станом на 2017 рік декілька BREF містили опис НДТМ з моніторингу дифузних викидів:

- BREF щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF): у довідковому документі з НДТМ 16 йдеться про те, що НДТМ полягає у визначенні порядку зростання дифузних викидів зі значущих джерел. Перевагу бажано віддавати прямим вимірюванням, а не опосередкованим методам чи оцінкам на основі розрахунків з використанням коефіцієнтів викидів [142, COM 2013].
- BREF щодо переробки нафти та газу (REF BREF): у довідковому документі з НДТМ 6 описано НДТМ, що полягає у моніторингу дифузних викидів ЛОС у повітря з усього об'єкту за допомогою трьох методів: пошуку теч, OGI і розрахунку викидів на основі коефіцієнтів викидів. Крім того, корисною допоміжною технікою може стати візуалізація і кількісне визначення викидів об'єкту шляхом періодичних програмних вимірювань за допомогою методів на основі оптичної абсорбції (DIAL або SOF) [143, COM 2015].
- BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF): у довідковому документі з НДТМ 5 описано НДТМ, що полягає у періодичному моніторингу дифузних викидів ЛОС у повітря зі значущих джерел за допомогою поєднання пошуку теч, OGI і розрахунку викидів на основі коефіцієнтів викидів. Корисною допоміжною технікою у разі обробки великих об'ємів ЛОС може стати візуалізація і кількісне визначення викидів установки шляхом періодичних програмних вимірювань за допомогою методів на основі оптичної абсорбції (DIAL або SOF) [154, COM 2016].

Якщо у BREF згадуються дифузні та спонтанні (леткі) викиди, доцільно надати чітке визначення цих термінів (див. розділ 4.5.2).

4.6 Запах

4.6.1 Огляд

Емісія неприємних запахів можлива в кількох галузях (агро)промисловості, зокрема в інтенсивному тваринництві, харчовій промисловості, чорній металургії, хімічній промисловості і переробці відходів (стічних вод). Неприємні запахи виникають з напрямлених або, частіше, дифузних джерел. Газоподібні викиди можуть містити речовини з сильним запахом, що сприймається нюховою системою людини. Це можуть бути як неорганічні (сірководень або аміак), так і органічні речовини (вуглеводні, сполуки сірки (наприклад, меркаптани) чи аміни).

Залежно від місцезнаходження установки, викид речовини з сильним запахом можуть відчути жителі сусідніх районів, які почнуть скаржитись на неприємні запахи. Як наслідок, може виникнути потреба в моніторингу неприємних запахів і (якщо можна ідентифікувати джерело) в заходах з їх усунення.

Неприємні запахи сприймаються органами нюху в чотирьох вимірах [52, CEN 2003]:

- можливість виявлення: мінімальна концентрація, за якої можна виявити запах;
- інтенсивність: сила запаху, що сприймається органами чуття;
- якість: як саме пахне викид;
- гедонічний тон: приємність/неприємність запаху.

Запах викиду складається з запахів кількох хімічних речовин. Аналіз лише однієї хімічної речовини у більшості випадків не забезпечить повний опис та кількісне визначення неприємного запаху, а отже, може призвести до значного заниження результатів. Отже, для вимірювання запахів використовують рецептори людини.

Втім, ідентифікація основних пахучих речовин може знадобитись і для вибору методик із запобігання або зниження викидів пахучих речовин [133, FR 2013].

Для кількісного та якісного моніторингу запахів використовують декілька прямих і опосередкованих методів. У наступних розділах йдеться про параметри опису запахів (наприклад, концентрацію запаху, інтенсивність запаху та гедонічний тон) і деякі поширені в Європі методи вимірювання викидів пахучих речовин.

4.6.2 Визначення

В актуальних європейських стандартах використовуються такі терміни та визначення:

- **Виявлення запаху:** усвідомлення відчуття внаслідок достатньої стимуляції нюхової системи [52, CEN 2003], [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].
- **Поріг виявлення:** концентрація одоранту, що має ймовірність 50 % бути виявленою в умовах випробування [52, CEN 2003]. У разі досягнення порогу виявлення одорант може сприйматися, але не розпізнаватися людиною [85, CEN 2016]. Кожна хімічна речовина має свій характерний поріг виявлення запаху. Поріг виявлення запаху для суміші хімічних речовин неможливо оцінити на основі порогів виявлення окремих речовин [246, UK 2013].
- **Тип запаху:** запах, який можна розрізнити і віднести до конкретної установки або джерела. Типи запахів визначають спеціально для проведення опитувань. Одна установка може бути джерелом запахів різних типів, а декілька установок – джерелом одного типу запаху [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].
- **Розпізнавання запаху:** відчуття запаху, що забезпечує достовірну ідентифікацію типу запаху [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].

- **Поріг розпізнавання:** концентрація одоранту, що має ймовірність 50 % бути розпізнаною в умовах випробування [52, CEN 2003].
- **Європейська одиниця запаху (о_Е):** кількість одоранту (одорантів), яка, будучи випаруваною в 1 м³ нейтрального газу за стандартних умов, спричинює фізіологічний відгук у членів експертної групи (поріг виявлення), еквівалентний відгуку, що його спричинює одна європейська опорна маса запаху (ЕОМЗ), випарувана в 1 м³ нейтрального газу за стандартних умов [52, CEN 2003].
- **Європейська опорна маса запаху (ЕОМЗ):** прийняте опорне значення для європейської одиниці запаху, рівне визначеній масі атестованого стандартного зразка. Одна ЕОМЗ еквівалентна 123 мкг *n*-бутанолу, що, будучи випаруваним у 1 м³ нейтрального газу, дає концентрацію 0,040 мкмоль/моль [52, CEN 2003].
- **Концентрація запаху:** Кількість європейських одиниць запаху (о_Е) на 1 м³ за стандартних умов, виміряна методом динамічної ольфактометрії згідно зі стандартом EN 13725 [52, CEN 2003].
- **Інтенсивність запаху:** сила відчуття запаху, спричинена нюховим подразником. Інтенсивність запаху можна описати за 5-бальною шкалою від 0 (запах відсутній) до 6 (дуже сильний запах) [56, UK 2011], [80, VDI 1992]. Відношення між подразником і інтенсивністю запаху, що відчувається, є логарифмічним. А отже, відношення між концентрацією запаху та його інтенсивністю є нелінійним, і можуть існувати різні відношення для різних (сумішей) одорантів. Окрім концентрації, на інтенсивність запаху впливають якість запаху і гедонічний тон [52, CEN 2003].
- **Гедонічний тон:** ступінь, до якого запах сприймається як приємний або неприємний [85, CEN 2016], [86, CEN 2016]. Шкала вимірювання гедонічного тону варіюється в діапазоні від +4 для дуже приємних запахів (наприклад, запаху випічки) до -4 для дуже неприємних запахів (наприклад, запаху гнилої плоті) [56, UK 2011], [81, VDI 1994]. За межами лабораторії гедонічний тон сприймається суто індивідуально [93, DEFRA 2010].
- **Експозиція запаху:** контакт людини з запахом певного типу, кількісно виражений як кількість одоранту (одорантів), що вдихається у конкретний момент. Зважаючи на те, що за межею порогу виявлення запахи не впливають на людину, експозицію розпізнаваних запахів можна визначити як частоту виникнення концентрацій, що перевищують певну концентрацію запаху (поріг розпізнавання) [85, CEN 2016], [86, CEN 2016].

4.6.3 Європейські стандарти

4.6.3.1 Огляд

У таблиці 4.7 наведено перелік європейських стандартів з вимірювання запахів.

Таблиця 4.7. Європейські стандарти щодо вимірювання запахів

Стандарт	Заголовок
EN 13725:2003	Якість повітря. Визначення концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії
EN 16841-1:2016	Навколишнє повітря. Визначення запаху на місці за допомогою контролю на місці. Частина 1. Метод решітки
EN 16841-2:2016	Навколишнє повітря. Визначення запаху на місці за допомогою контролю на місці. Частина 2. Метод шлейфу

Метод динамічної ольфактометрії можна застосовувати для контролю джерела. Цей метод забезпечує визначення інтенсивності запахів [52, CEN 2003]. Метод решітки дає змогу виміряти вплив запаху (виражений як частота появи запаху протягом 1 години) [85, CEN 2016], а метод шлейфу дає змогу визначити профіль шлейфу [86, CEN 2016]. Ці методи детальніше описано в наступних розділах.

4.6.3.2 Динамічна ольфактометрія

Стандарт **EN 13725:2003** визначає метод об'єктивного визначення концентрації запаху в газовій пробі за допомогою динамічної ольфактометрії за участю експертів. Результати вимірювань виражаються в європейських одиницях запаху на 1 м^3 (ou_E/m^3). У стандарті описано методологію визначення інтенсивності емісії запахів з точкових джерел, поверхневих джерел з вихідними потоками і поверхневих джерел без вихідних потоків [[52, CEN 2003](#)].

Стандарт широко застосовується в Європі (зокрема, у Бельгії (Фландрія) [[14, BE \(Flanders\) 2010](#)], Франції [[53, INERIS 2013](#)], Німеччині [[54, DE 2008](#)], [[89, VDI 2015](#)], Нідерландах [[55, NEN 2012](#)] та Великобританії [[56, UK 2011](#)], [[87, MCERTS 2015](#)]), і входить до обсягу акредитації дослідницьких лабораторій.

Вимірювання концентрацій запахів зазвичай є особливим випадком періодичних вимірювань викидів. Отже, застосовуються загальні європейські стандарти з періодичних вимірювань, зокрема EN 15259:2007 [[45, CEN 2007](#)] (див. розділ 4.3.3.1).

Використовують дві методики відбору проб: динамічний відбір для прямої ольфактометрії, що передбачає пряму подачу проби через систему труб до ольфактометра, і більш поширений відбір проб для відкладеної ольфактометрії, під час якого пробу відбирають і передають у спеціальному контейнері до місця проведення аналізу. Перевага динамічного відбору проб полягає в тому, що мінімальний проміжок часу між відбором проби та вимірюванням істотно скорочує ризик зміни складу проби з часом. Недоліком цього методу є потреба в наявності вентильованих приміщень, щоб ізолювати учасників групи експертів від сторонніх запахів у зовнішньому середовищі. Цю вимогу складно виконати; зазвичай доводиться використовувати дуже довгі пробовідбірні лінії, а це може спричинити зміну складу проби (наприклад, у зв'язку з конденсацією, абсорбцією чи потрапляння повітря). Натомість під час відкладеної ольфактометрії зростає точність вимірювання, оскільки експерти перебувають у найкращих можливих умовах [[52, CEN 2003](#)], [[87, MCERTS 2015](#)].

Під час відкладеної ольфактометрії відбір проб відбувається так само, як і під час інших періодичних вимірювань речовин, що забруднюють повітря (див. розділ 4.3.3). Рекомендована тривалість відбору становить 30 хвилин; виконується щонайменше три послідовних вимірювання. Найпоширеніша система відбору проб виконана за «принципом легені», коли мішок для відбору проби розміщують у жорсткому контейнері. Після цього за допомогою вакуумного насоса з контейнера видаляють повітря, а мішок наповнюється пробною об'ємом, що дорівнює об'єму, видаленому з контейнера під дією тиску. Під час цих дій потрібно не допускати контакту проби з насосом [[52, CEN 2003](#)], [[87, MCERTS 2015](#)], [[90, VDI 2011](#)].

Надзвичайно важливо зберігати цілісність проби під час обробки, зберігання і транспортування. Для цього [[52, CEN 2003](#)]:

- матеріали, що контактують з пробною, мають бути без запаху;
- у разі потреби виконати попереднє розбавлення проби азотом, щоб запобігти конденсації, абсорбції та хімічному перетворенню проби;
- виконати підготовку мішка для проб, наповнивши його пробною газу і знову спорожнивши.

Максимальна тривалість зберігання згідно зі стандартом EN 13725:2003 становить 30 годин. На практиці рекомендується виконати ольфактометричне вимірювання якомога швидше [[52, CEN 2003](#)]. У Німеччині потрібно доводити, що концентрація запаху в пробах не змінилась, якщо час зберігання перевищив 6 годин [[90, VDI 2011](#)]. У Великобританії [[87, MCERTS 2015](#)] та Німеччині [[90, VDI 2011](#)] існують додаткові настанови з відбору проб для ольфактометричних вимірювань згідно зі стандартом EN 13725:2003.

Для фактичних вимірювань пробу розбавляють в ольфактометрі нейтральним газом у визначеному відношенні і надають потік розбавленого газу групі експертів щонайменше з чотирьох спеціально відібраних, підготовлених учасників. Концентрацію запаху

вимірюють шляхом визначення коефіцієнта розбавлення, за якого буде досягнуто порогу виявлення, за якого концентрація запаху за визначенням становить 1 оуЕ/м^3 . Отже, концентрація запаху в пробі виражається як величина, кратна 1 оуЕ/м^3 за стандартних умов. На відміну від інших періодичних вимірювань, стандартні умови ольфактометрії стосуються кімнатної температури (293,15 К), нормального атмосферного тиску (101,3 кПа) і вологості. Ці параметри стосуються як ольфактометричних вимірювань, так і газових потоків викидів. Умови було обрано за згодою і відображають типові умови сприйняття запаху [52, CEN 2003].

Окрім відбору проб і вимірювання, стандарт EN 13725:2003 також визначає вимоги до реєстрації даних, розрахунків, складання звітів і контролю якості [52, CEN 2003].

4.6.3.3 Метод решітки

У стандарті **EN 16841-1:2016** описується метод решітки для визначення рівня експозиції запаху в навколишньому повітрі у визначеному районі, що оцінюється. Цей метод передбачає визначення частотного розподілу експозиції запаху протягом достатньо тривалого періоду (6 або 12 місяців), що характеризує метеорологічні умови в цій зоні, групою кваліфікованих експертів. Джерела одоранту, що вивчається, можуть перебувати в межах або за межами району, що оцінюється. [85, CEN 2016].

Параметр, що вимірюється членами експертної групи – «частота виникнення запаху протягом 1 години». Це відношення позитивних результатів випробування (кількість годин, протягом яких присутній запах) до загальної кількості результатів випробування для площі, що оцінюється (в особливих випадках – для точки вимірювання). Частота виникнення запаху протягом години – це показник експозиції запаху. Її можна використовувати для оцінки експозиції розпізнаваного запаху, що походить з одного або багатьох специфічних джерел, що діють у районі, що розглядається, незалежно від типу викидів – напрямлених або дифузних [85, CEN 2016].

Якщо типи запахів реєструються окремо, тоді існує можливість ідентифікувати конкретне джерело серед кількох установок з різними типами запахів. Втім, якщо кілька установок є джерелом запаху одного типу, визначити саме ту, яка є джерелом запаху цього разу, значно складніше. Для цього знадобиться проаналізувати дані вимірювань вітру [85, CEN 2016].

4.6.3.4 Метод шлейфу

У стандарті **EN 16841-2:2016** описується метод шлейфу для визначення дальності поширення розпізнаваних запахів з конкретного джерела шляхом прямих польових спостережень членів групи експертів за визначених метеорологічних умов (конкретні напрямки вітру, швидкість вітру та турбулентність граничного шару) [86, CEN 2016].

Профіль шлейфу запаху описують за точками, в яких відбувається перехід від відсутності до наявності розпізнаваного запаху. Форму шлейфу відображають ламаною лінією гладкої інтерполяції, що проходить через точки переходу, місцезнаходження джерела і найвіддаленіших точок, яких сягає шлейф [86, CEN 2016].

Як правило, результати використовують для визначення ймовірного профілю потенційної експозиції розпізнаваних запахів або для оцінки загальної інтенсивності викидів методом моделювання зворотної дисперсії. Вимірювання профілю шлейфа слугує відправною точкою для оцінки інтенсивності викидів з дифузних джерел запаху, якщо недоцільно виконувати відбір проб біля джерела [86, CEN 2016].

4.6.4 Інші методи

4.6.4.1 Огляд

У різних країнах-членах використовуються різні методи моніторингу запахів. У розділі 4.6.4.2 описано два приклади цих методів. Крім того, низку методів моніторингу стандартизовано на національному рівні. Ці методи передбачають роботу груп експертів (див. розділ 4.6.4.3) або опитування (див. розділ 4.6.4.4). Принципи та обмеження використання електронних сенсорних систем описано в розділі 4.6.4.5.

4.6.4.2 Приклади застосування моніторингу запахів у країнах-членах

У Ірландії застосовується процедура, що передбачає послідовний систематичний підхід до оцінювання запахів на об'єкті і поруч з установками, ліцензованими Агентством з охорони довкілля (ЕРА) Ірландії, з використанням спеціального «Листка обліку польових досліджень запахів» [124, ІЕ ЕРА 2010].

У Англії застосовується декілька методів моніторингу для оцінювання запаху: випробування шляхом вдихання (для перевірки навколишнього повітря на об'єкті та за його межами); метеорологічний моніторинг; аналіз скарг; щоденники запахів; замітники хімічних речовин або сурогатні технологічні параметри; моніторинг викидів; точкові проби, що аналізуються шляхом ольфактометричних вимірювань згідно зі стандартом EN 13725:2003 [56, UK 2011], [93, DEFRA 2010].

4.6.4.3 Моніторинг запахів експертними групами

Приклади національних стандартів з моніторингу запахів із залученням груп експертів:

- У стандарті **NF X43-103:1996** описується метод визначення інтенсивності запаху проби шляхом порівняння з опорною шкалою, яку визначають на основі послідовних серій розбавлень чистої речовини, наприклад *n*-бутанолу. Вимірювання виконується експертною групою з 6–8 членів. Для польових вимірювань в районах поруч із (агро-)промисловими об'єктами визначають точки вимірювання на основі відстаней впливу від установки та напрямку і швидкості вітру. Під час вимірювань реєструють метеорологічні умови. Інтенсивність сприйняття запаху можна пов'язати з установкою, що розглядається (розподіл інтенсивності запаху) [82, AFNOR 1996], [123, ADEME 2009].
- У стандартах **VDI 3882, частина 1:1992** і **VDI 3882, частина 2:1994** описується застосування методу динамічної ольфактометрії для визначення інтенсивності та гедонічного тону запаху, відповідно [80, VDI 1992], [81, VDI 1994]. Порівняно з вимірюванням концентрацій запаху, ці методи потребують залучення більшої кількості експертів, яким потрібно надавати ширший діапазон концентрацій запахів. Це може спричинити тяжке забруднення системи розбавлення ольфактометра. Крім того, потрібно пам'ятати, що надпорогові концентрації запаху можуть спровокувати звикання. Отже, ці методи пов'язані з вищими витратами порівняно з вимірюванням концентрацій запаху і рідко застосовуються в реальних умовах [91, Both 2013], [246, UK 2013].
- Стандарт **VDI 3940, частина 3:2010** передбачає визначення інтенсивності та гедонічного тону запаху в польових умовах. Цей метод переважно застосовують одночасно з методом решітки або шлейфу (див. розділи 4.6.3.3 і 4.6.3.4). Передбачається залучення групи спеціально відібраних підготовлених експертів [83, VDI 2010].
- У стандарті **VDI 3940, частина 4:2010** описується метод профілю полярності для визначення гедонічного тону проб запаху або запахів, що сприймаються у навколишньому повітрі на основі пар протилежностей. У цей спосіб можна чітко визначити приємні запахи («аромати») та неприємні запахи («сморід»). Передбачається залучення групи спеціально відібраних підготовлених експертів [84, VDI 2010].
- Стандарт **VDI 3940, частина 5:2013** містить подальші інструкції та приклади застосування стандартів VDI 3940, частина 3:2010 і VDI 3940, частина 4:2010 [92, VDI 2013].

4.6.4.4 Опитування населення щодо запахів

Приклади національних стандартів з проведення опитування населення щодо запахів:

- У стандарті **VDI 3883, частина 1:2015** описується метод опитування за допомогою запитальників, що дає змогу визначити фактичне або ймовірне невдоволення внаслідок експозиції запаху в житлових районах. У кожному районі проведення опитування, залежно від мети опитування, обирають мінімальну кількість домогосподарств і опитують по одній особі на кожне домогосподарство. Результати мають об'єктивно визначити рівень невдоволення резидентів запахом, надаючи можливість кількісної оцінки [238, VDI 2015].
- У стандарті **VDI 3883, частина 2:1993** описується метод опитування з метою визначення поточного невдоволення запахом шляхом опитування місцевих добровольців. Респондентів багаторазово опитують щодо короточасного сприйняття запаху та просять оцінити ступінь свого невдоволення. Використовують листівки-запитальники або проводять телефонне опитування. Результати за тривалий період часу використовують для кількісного визначення ступеня невдоволення запахами у районі опитування [239, VDI 1993].

Мета обох методів, описаних у стандартах VDI 3883, полягає в оцінюванні ступеня невдоволення жителів запахами в навколишньому повітрі, а не в оцінюванні емісії запахів. Порівнявши результати вимірювання методом решітки та дисперсійного моделювання, можна визначити певні кореляції.

Інші типи опитувань (наприклад, «щоденники запахів») призначені для реєстрації та аналізу скарг щодо запахів від жителів конкретних районів, а також отримання додаткової інформації щодо запаху, що сприймається [56, UK 2011], [93, DEFRA 2010]. Інформація зі скарг щодо запахів може безпосередньо свідчити про невдоволення, проте зібрану інформацію важливо уважно інтерпретувати, оскільки причиною скарг не завжди є запах, що сприймається. З іншого боку, відсутність скарг щодо запахів не завжди означає, що в районі відсутні неприємні запахи [238, VDI 2015].

4.6.4.5 Електронні сенсорні системи

Електронні сенсорні системи, також відомі як «електронні носи» або «е-носи», – це сенсорні системи, призначені для аналізу різних газів з метою виявлення газоподібних сполук [55, NEN 2012]. На відміну від системи нюху людини, ці сенсори здатні сприймати гази з запахом і без запаху. Отже, електронні сенсори вирізняються ширшим спектром чутливості, ніж людський ніс; ширина спектру залежить від типу сенсора, що використовується.

Електронні сенсори складаються з трьох компонентів: пробовідбірної системи, блока детектування і блока обробки даних. **Пробовідбірна система** забезпечує отримання повітряного прошарку з леткими сполуками, що вводиться в **блок детектування**, в якому розміщується група детекторів (як правило, 6 штук). Детектори по-різному реагують на леткі речовини. Переважно використовують групи детекторів, що реагують у разі контакту з речовиною: адсорбція летких сполук поверхнею детектора спричиняє фізичні зміни детектора. Типові детектори – метало-оксидні напівпровідники, електропровідні полімери, кварцові мікроваги та поверхневі акустичні хвилі. **Блок обробки даних** реєструє реакції детекторів, що використовуються як вхідні дані для обробки. Виконується загальний аналіз сукупності сигналів від детекторів на основі статистичних моделей [126, INERIS 2009], [127, Peris et al. 2009].

Для підготовки електронних сенсорних систем проби паралельно аналізують методом ольфактометрії та за допомогою електронної сенсорної системи. По-перше, це дає змогу створити якісну базу еталонних зразків для розпізнавання вмісту газу (тобто запаху), а по-друге, розробити математичну модель для перетворення первинних даних детекторів на концентрації запахів. Як правило, для цього виконують достатню кількість паралельних вимірювань. Електронний ніс, «натренований» вимірювати конкретні джерела, не можна використовувати для моніторингу інших джерел або інших установок: для цього його потрібно знову «тренувати».

Крім того, залежно від пахучих сполук, що досліджуються як джерела запаху, «тренувати» сенсорні системи з метою визначення ймовірної кореляції між сигналами детекторів і запахом може бути складно або й узагалі неможливо з достатньою точністю [126, INERIS 2009].

Електронні сенсорні системи, як правило, застосовують для напівякісного або напівкількісного контролю характеристик матеріалу/продукту або технологічного процесу, що потребує визначення змін складу газу, включно з якісним контролем систем зниження викидів.

Станом на 2017 рік не існувало жодного європейського або міжнародного стандарту щодо застосування електронних сенсорних систем [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]. Технічна угода NTA 9055 (Нідерланди) містить вимоги щодо застосування електронного моніторингу стану навколишнього повітря [125, NEN 2012].

4.6.5 Укладання і перегляд BREF

Вплив неприємних запахів залежить від багатьох чинників, включно з відстанню від реципієнта, місцевих метеорологічних умов, типу джерела, типу запаху, індивідуального сприйняття, гедонічного тону та інтенсивності емісії.

Зважаючи на ці чинники, висновки з НДТМ загалом зосереджені на техніках запобігання або зниження неприємних запахів (наприклад, у BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF) [154, COM 2016], виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF) [160, COM 2015], виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016], і дублення шкір та шкір (TAN BREF) [179, COM 2013]).

У кількох випадках також визначаються НДТМ з моніторингу запаху (наприклад, у BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF) [154, COM 2016] та виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016]).

У 2017 році ТРГ з перегляду BREF щодо переробки відходів (WT BREF) постановила визначити РВ НДТМ для неприємних запахів унаслідок біологічної переробки відходів як альтернативу РВ НДТМ для викидів аміаку [280, COM 2017].

4.7 Біомоніторинг

4.7.1 Огляд

Біомоніторинг означає використання біологічних систем для моніторингу змін стану довкілля в просторі та часі. Біомоніторинг може доповнювати прямі вимірювання викидів і/або дисперсійне моделювання, оскільки демонструє ймовірні біологічні впливи, особливо в умовах викидів, що не піддаються прямим вимірюванням. У контексті Директиви IED біомоніторинг можна застосовувати для оцінювання впливу промислових викидів, наприклад у межах процесу надання дозволів або контролю [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].

4.7.2 Визначення

В актуальних європейських стандартах використовуються такі терміни та визначення:

- **біоіндикатор** – це організм, частина організму або спільнота організмів (біоценоз), що використовується для індикації впливів на довкілля. До біоіндикаторів належать біоаккумулятори та індикатори відповіді [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Біоаккумулятор** – це організм, що може слугувати індикатором станів довкілля та їх зміни за рахунок акумулювання речовин, присутніх у довкіллі (повітрі, воді чи ґрунті) на рівні поверхні і/або під поверхнею [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Індикатор відгуку**, також іменованій індикатором впливу, – це організм, що здатен слугувати індикатором станів довкілля та їх зміни за рахунок демонстрації певних симптомів (молекулярних, біохімічних, клітинних, фізіологічних, анатомічних або морфологічних) або за рахунок присутності/відсутності в екосистемі [240, CEN 2014], [241, CEN 2014], [242, CEN 2016].
- **Активний біомоніторинг** означає зумисний вплив у польових умовах з використанням стандартної методики [242, CEN 2016].
- **Пасивний біомоніторинг** означає відбір проб на місці і/або спостереження за обраними біоіндикаторами, що наразі присутні або раніше були присутні в довкіллі [242, CEN 2016].

4.7.3 Європейські стандарти

У таблиці 4.8 наведено перелік європейських стандартів з біомоніторингу з використанням рослин.

Таблиця 4.8. Європейські стандарти щодо біомоніторингу з використанням рослин

Стандарт	Заголовок
EN 16413:2014	Навколишнє повітря. Біомоніторинг з використанням лишайників. Оцінка різноманітності епіфітних лишайників
EN 16414:2014	Навколишнє повітря. Біомоніторинг з використанням мохів. Акумулювання атмосферних забрудників у мохах, зібраних на місці: від збору до приготування зразків
EN 16789:2016	Навколишнє повітря. Біомоніторинг за допомогою вищих рослин. Метод стандартизованого впливу на тютюн

У стандарті **EN 16413:2014** описується метод оцінки різноманітності епіфітних лишайників. Стандарт передбачає нормативну базу для оцінки впливу антропогенних чинників, зокрема для оцінки впливу забруднення атмосфери. У зв'язку з використанням наявної популяції епіфітних лишайників може знадобитися врахувати регіональні характеристики лишайників та місцеві умови. Методика не передбачає оцінку впливу викидів у повітря з конкретного джерела чи установки; втім, результати можуть свідчити про загальну якість навколишнього повітря [240, CEN 2014].

У стандарті **EN 16414:2014** описується протокол відбору проб і підготовки зразків мохів на місці з метою моніторингу біоаккумулятивного потенціалу речовин, що забруднюють атмосферу. Розглядаються всі кроки від моменту відбору проб мохів до остаточної підготовки до аналізу. Цей стандарт можна застосовувати для ідентифікації і локалізації одного або кількох джерел вимірювання, а також моніторингу фонових рівнів забруднення [241, CEN 2014].

У стандарті **EN 16789:2016** описується визначення впливу приземного шару озону на види тютюну у певному середовищі. Стандарт описує процедуру розробки і використання системи для піддавання цих рослин впливу навколишнього повітря. Також описано процедуру оцінки пошкодження листків. Багатократний вплив на тютюн з різних джерел дає змогу визначити часопросторовий розподіл наслідків впливу озону [242, CEN 2016].

У 2017 році робоча група Технічного комітету CEN/TC 264 «Якість повітря» працювала над новим європейським стандартом щодо визначення якості повітря за допомогою стандартизованого впливу на траву [78, CEN 2017].

4.7.4 Інші методи

У деяких країнах-членах використовуються інші методи біомоніторингу з використанням інших рослин для активного (наприклад, гладіолусів, канадської сосни, листової капусти) і пасивного біомоніторингу (відбір проб листя кормової трави, кукурудзи, садових овочів та голок, на місці). Деякі з цих методів дають змогу визначити якість навколишнього повітря у зв'язку з конкретними джерелами промислових викидів (e.g. [94, VDI 2004], [95, VDI 2014]), проте для всіх згаданих методів біомоніторингу потрібно виконувати дослідження біля джерела (наприклад, вимірювання викидів) і/або дисперсійне моделювання.

4.7.5 Укладання і перегляд BREF

У зв'язку з тим, що методи біомоніторингу не передбачають прямого кількісного визначення викидів, їх застосування для укладання і перегляду BREF обмежено.

4.8 Витрати

Якісна інформація щодо витрат на моніторинг викидів у повітря міститься у кількох розділах цієї глави, наприклад, у зв'язку з різними режимами моніторингу (див. розділ 4.3.1) і різною частотою періодичних вимірювань (див. розділ 4.3.3.9).

Крім того, у грудні 2012 року Асоціація випробування джерел Великої Британії (UK Source Testing Association), членами якої є дослідницькі лабораторії, оператори заводів та установок, виробники приладів і регулюючі органи, провела дослідження з метою збору інформації щодо витрат на моніторинг викидів димових газів з установок, на які поширюється дія Директиви IED, у Великобританії. Отримані дані у вигляді трьох таблиць можна переглянути в Додатку А.5.

Витрати в таблиці 7.6 – це приклади, надані операторами з різних галузей промисловості (наприклад, операторами установок спалювання вугілля, установок спалювання відходів, цементних заводів), що охоплюють періодичні вимірювання і безперервні вимірювання за допомогою АВС (у відповідних випадках). Витрати на періодичні вимірювання охоплюють весь технологічний процес, а отже складання плану вимірювань, час, витрачений на проведення інструктажу з техніки безпеки на об'єкті, і складання звіту. Витрати на безперервні вимірювання розділені на капітальні витрати (придбання, встановлення та інші статті) і експлуатаційні витрати (технічне обслуговування, ремонт і калібрування, випробування рівня QAL2 і AST) [68, UK STA 2012]. Витрати на будівельні роботи (наприклад, встановлення платформи) не включено до переліку [245, Cefic and CONCAWE 2013].

Витрати, наведені в таблиці 7.7, були надані різними виробниками і постачальниками приладів, що працюють у Європі та за її межами. Незважаючи на те, що ці витрати надано для Великобританії, очікується, що аналогічні витрати характерні для всієї Європи. Витрати, наведені в таблиці 7.8, були надані дослідницькими лабораторіями, що виконують періодичні вимірювання за допомогою референтних методів. До таблиці включено витрати на одиничні випробування, випробування у трьох паралельних дослідах і випробування рівня QAL2 [68, UK STA 2012].

Витрати на димову трубу або на вид діяльності з моніторингу для різних об'єктів зазвичай є різними. Це пов'язано з кількома чинниками [68, UK STA 2012]:

- Характер параметрів:
 - Витрати на АВС значною мірою залежать від параметрів, що вимірюються. Наприклад, вимірювання параметрів для установок спалювання відходів пов'язані з більшими витратами порівняно з іншими об'єктами у зв'язку з кількістю та складністю аналізаторів.
 - Особливості технологічного процесу можуть зумовлювати вимірювання додаткових параметрів, наприклад вмісту аміаку в разі застосування селективного каталітичного відновлення (СКВ) і/або селективного некаталітичного відновлення (СНКВ). А отже, потрібно застосовувати аналізатор на основі стандартних зразків газів, дорожчий, ніж інші варіанти обладнання.
- Економія, зумовлена збільшенням масштабу:
 - Дослідницькі лабораторії і оператори установок часто поєднують калібрування АВС (QAL2/AST) з штатними періодичними вимірюваннями з метою оцінки відповідності.
 - Постачальники АВС можуть пропонувати знижки у разі встановлення декількох систем.
 - Окрім вимірювання рівнів викидів або калібрування АВС можна застосовувати й інші види періодичних вимірювань. Наприклад, оператори установок спалювання вугілля з системою десульфуризації димових газів

можуть потребувати визначення ефективності видалення, що передбачає вимірювання на вході та виході з установки.

- Місце вимірювання/відбору проб:
 - заходи з моніторингу в приміщенні з підйомачем зазвичай дешевші, ніж вимірювання за межами приміщення з доступом за допомогою вертикальної драбини.
 - Екстракційні АВС часто потрібно встановлювати в кондиціонованому приміщенні (рис. 4.3).
 - Чим більша відстань між точкою відбору проб і системою аналізу, тим більшими будуть витрати на матеріали та встановлення у зв'язку з довжиною пробовідбірних ліній, особливо якщо їх потрібно обігрівати. Отже, витрати для установки з кількома аналогічними точками відбору проб (наприклад, кілька димових труб установки згоряння) будуть меншими, якщо точки відбору розміщені поруч.
 - Встановлення платформи на високій димовій трубі може спричинити значні додаткові витрати [245, Cefic and CONCAWE 2013].



Джерело: [253, INERCO 2012]

Рис. 4.3. Приклад кондиційованого корпусу для АВС

Витрати, пов'язані з вимірюванням запахів, описаним у розділі 4.6, залежать передусім від залучення експертів та оплати їхньої праці. Для вимірювання концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії потрібно залучити групу з чотирьох експертів (див. розділ 4.6.3.2). Досвід Німеччини демонструє, що, залежно від відбору проб і від продуктивності та здатності експертів зосереджуватися, очікувані витрати на день вимірювання для 10–20 проб коливаються в діапазоні від 2500 до 5000 євро. Витрати на застосування методу решітки, описані в розділі 4.6.3.3, залежать передусім від площі району, що оцінюється, і кількості ділянок вимірювання. Як свідчить досвід Німеччини, витрати за період вимірювання тривалістю 6 місяців варіюються від 10 000 до 15 000 євро [91, Both 2013].

5 МОНІТОРИНГ ВИКИДІВ У ВОДУ

5.1 Огляд

У цій главі розглядається моніторинг викидів у воду, включно з інформацією про:

- речовини, що забруднюють воду (див. розділ 5.2);
- безперервні/періодичні вимірювання (див. розділ 5.3);
- сурогатні параметри (див. розділ 5.4);
- тести на токсичність і комплексна оцінка стічних вод (див. розділ 5.5);
- витрати (див. розділ 5.6);

Загальні аспекти моніторингу описано у главі 3.

5.2 Речовини, що забруднюють воду

У таблиці 5.1 містяться приклади визначень речовин, що забруднюють воду, які використовуються або можуть використовуватись у висновках щодо НДТМ або дозволах. Визначення потрібно змінювати залежно від специфіки BREF, що розробляється/переглядається, або залежно від умов надання дозволу.

Таблиця 5.1. Приклади визначень забруднювальних речовин у воді

Параметр/речовина	Визначення
Органічні галогени, що абсорбуються (АОХ)	До органічних галогенів, що абсорбуються, в перерахунку на Cl, належать органічні хлор, бром і йод, що абсорбуються
Амонійний азот (NH ₄ -N)	Амонійний азот у перерахунку на N включає в себе вільний аміак і амоній (NH ₄ -N)
Біохімічна потреба в кисні (БПК _n)	Кількість кисню, потрібна для біохімічного окиснення органічної речовини до вуглекислого газу через n днів. БПК – це показник масової концентрації органічних сполук, що піддаються біологічному розкладанню
Хімічна потреба в кисні (ХПК)	Кількість кисню, потрібна для загального окиснення органічної речовини до вуглекислого газу. ХПК – це показник масової концентрації органічних сполук
Вільний хлор	Вільний хлор у перерахунку на Cl ₂ включає в себе розчинений елементарний хлор, гіпохлорит, гіпохлористу кислоту, розчинений елементарний бром, гіпоброміт і гіпобромову кислоту
Вуглеводневий нафтовий індекс (НОІ)	Вуглеводневий нафтовий індекс охоплює всі сполуки, що екстрагуються за допомогою вуглеводневого розчинника (включно з довголанцюговими або розгалуженими аліфатичними, аліциклічними, ароматичними або алкілзаміщеними ароматичними вуглеводнями) і вимірюються згідно зі стандартом EN 9377-2:2000 [97, CEN 2000]
Ртуть	Сумарний об'єм ртуті та її сполук у перерахунку на Hg
Фенольний індекс	Сумарний об'єм фенольних сполук у перерахунку на фенол, що вимірюється згідно зі стандартом EN ISO 14402:1999 [98, CEN 1999]
Сульфіди, що легко вивільнюються	Сумарний об'єм розчинених сульфідів і нерозчинених сульфідів, які легко вивільнюються під дією підкислення, в перерахунку на S ²⁻
Загальний неорганічний азот (N _{неорг})	Загальний вміст неорганічного азоту в перерахунку на N, що включає в себе вільний аміак і амоній (NH ₄ -N), нітрит (NO ₂ -N) і нітрат (NO ₃ -N)
Загальний азот за К'ельдалем (ЗАК)	Загальний вміст азоту за К'ельдалем в перерахунку на N, що включає в себе вільний аміак і амоній (NH ₄ -N) і органічні сполуки азоту
Загальний азот (ЗА)	Загальний вміст азоту в перерахунку на N, що включає в себе вільний аміак і амоній (NH ₄ -N), нітрит (NO ₂ -N), нітрат (NO ₃ -N) і органічні сполуки азоту
Загальний органічний вуглець (ЗОВ)	Загальний вміст органічного вуглецю в перерахунку на C, що включає в себе всі органічні сполуки
Загальний фосфор (ЗФ)	Загальний вміст фосфору в перерахунку на P, що включає в себе всі органічні та неорганічні сполуки фосфору, розчинені або зв'язані частинками
Загальний вміст зваженої твердої речовини (ЗЗТР)	Масова концентрація всіх зважених твердих речовин, виміряна шляхом фільтрації через скловолоконні фільтри та методом гравіметричного вимірювання.

Визначення викидів у воду охоплює вимірювання одиничних речовин, а також (переважно) вимірювання сумарних параметрів. Сумарні параметри – це кількісні сурогатні параметри (див. розділи 3.3.3.3.1 і 5.4).

У деяких випадках може виникати потреба в аналізі одиничних речовин, значущих для конкретної галузі промисловості, наприклад певних металів та інших шкідливих речовин. Ця потреба може бути зумовлена результатами моніторингу в контексті інших нормативно-правових актів, наприклад Водної рамкової директиви ЄС.

Розділ 5.3.5.8 містять інформацію щодо конкретних аспектів моніторингу найпоширеніших речовин, що забруднюють воду, включно з загальними положеннями вимірювання.

5.3 Безперервні/періодичні вимірювання

5.3.1 Загальні європейські стандарти

У таблиці 5.2 наведено перелік загальних європейських стандартів і технічних специфікацій щодо моніторингу викидів у воду. Більшість з них стосуються періодичних вимірювань і можуть частково стосуватися безперервних вимірювань викидів у воду (EN ISO 5667-1:2006), а стандарт EN ISO 15839:2006 стосується лише безперервного моніторингу в реальному часі. Спеціальні стандарти щодо вимірювання викидів у воду перелічено в Додатку А.2.

Щодо загального застосування європейських стандартів та інших стандартних методів див. розділ 3.4.3.

Таблиця 5.2. Загальні європейські стандарти і технічні специфікації щодо моніторингу викидів у воду

Стандарт	Заголовок
EN 1085:2007	Очищення стічних вод. Словник
EN ISO 5667-1:2006	Якість води. Відбирання проб. Частина 1. Настанови щодо проекту програм відбирання проб (ISO 5667-1:2006)
EN ISO 5667-3:2012	Якість води. Відбирання проб. Частина 3. Зберігання та обробка проб води (ISO 5667-3:2012)
EN ISO 5667-14:2016	Якість води. Відбирання проб. Частина 14. Настанови щодо забезпечення якості під час відбирання та обробки проб природних вод
EN ISO 5667-16:2017	Якість води. Відбирання проб. Частина 16. Настанови з біотестування проб (ISO 5667-16:2017)
EN ISO 15839:2006	Якість води. Датчики та устаткування для аналізування води. Технічні вимоги та випробування характеристик (ISO 15839:2003)
EN 16479:2014	Якість води. Функціональні вимоги та методи випробування відповідності обладнання для моніторингу води. Автоматичні пристрої для відбирання проб (пробовідбірники) води та стічних вод
CEN/TS 16800:2015	Настанови з валідації фізико-хімічних методів аналізу

Стандарт **EN 1085:2007** встановлює стандартизовану термінологію в галузі очищення стічних вод трьома офіційними мовами CEN (німецькою, англійською та французькою). Основна увага стандарту приділяється очищенню стічних вод, а отже містить не всі визначення, що стосуються аналізу води, але є корисним для загального розуміння термінів, що стосуються очищення стічних вод [149, CEN 2007].

Стандарт **EN ISO 5667-1:2006** містить загальні принципи та рекомендації щодо розробки програм та методів відбору проб для всіх аспектів відбору проб води (включно зі стічними водами, мулом та донними відкладеннями). Крім того, цей стандарт стосується часу та частоти відбору проб, і містить посилання на вимірювання потоку [46, CEN 2006].

Стандарт **EN ISO 5667-3:2012** встановлює загальні вимоги до відбору проб, попередньої обробки, консервування, обробки, транспортування та зберігання всіх проб води, зокрема й проб для біологічних аналізів. Цю частину стандарту EN ISO 5667 особливо доцільно використовувати, якщо точкові або усереднені проби неможливо проаналізувати на місці, а натомість потрібно транспортувати до лабораторії для аналізу, що зазвичай і відбувається. Він містить детальну інформацію про методики консервування проб, типи контейнерів для проб, умови зберігання та максимальний час зберігання для кожного параметра/речовини. Стандарт EN ISO 5667-3:2012 доповнює інші, більш конкретні стандарти щодо вимірювання [128, CEN 2012].

Стандарт **EN ISO 5667-14:2016** визначає процедури забезпечення та контролю якості і містить додаткові вказівки щодо ручного відбору проб. У стандарті описуються ймовірні джерела помилок відбору проб (тобто матеріали, методи, персонал, довкілля, а також консервування і транспортування проб) та способи мінімізації цих помилок [285, CEN 2016].

Стандарт **EN ISO 5667-16:2017** описує конкретні положення щодо відбору та попередньої обробки проб, що стосуються тестів на токсичність [150, CEN 2017].

Стандарт **EN ISO 15839:2006** визначає процедури функціональних випробувань датчиків та аналітичного устаткування для безперервних вимірювань якості води, що застосовуються в лабораторії та на місцях [106, CEN 2006]. Стандарт передбачає будівництво випробувальних стендів, а отже, не призначений для кінцевих користувачів обладнання.

Стандарт **EN 16479:2014** визначає загальні вимоги, функціональні вимоги та методи випробування відповідності автоматичних пристроїв для відбирання проб (пробовідбірників) води та стічних вод з каналів чи посудин атмосферного тиску протягом тривалих проміжків часу з метою відбирання дискретних або усереднених періодичних часозалежних, явищезалежних або потокозалежних проб [151, CEN 2014].

Стандарт **CEN/TS 16800:2015** описує підхід щодо перевірки фізико-хімічних аналітичних методів для екологічних матриць. Настанова стосується як розробки та валідації методів на рівні окремих лабораторій (внутрішньолабораторна валідація), так і валідації методів на рівні кількох лабораторій (міжлабораторна валідація). Ці технічні вимоги стосуються перевірки широкого спектру фізико-хімічних аналітичних методів кількісного аналізу води (включно з поверхневими, підземними, стічними водами та осадом). Аналітичні методи для інших екологічних матриць (грунту, мулу, відходів та біоти) можна валідувати в аналогічний спосіб [264, CEN 2015].

Станом на 2017 рік не існувало загальних європейських стандартів щодо відбору проб стічних вод, але існував один міжнародний (ISO) стандарт і декілька національних стандартів. Стандарт ISO 5667-10:1992 містить детальні дані щодо відбору проб побутових та промислових стічних вод, тобто дані щодо розробки програм та методів відбору проб, включно з питаннями безпеки. Стандарт розглядає стічні води в усіх формах. Відбір проб випадкових розливів не розглядається, хоча описані методи можна у певних випадках застосовувати й до розливів [152, ISO 1992].

5.3.2 Режими моніторингу

Стандарт EN ISO 5667-1:2006 містить настанови щодо вимірювання та відбору проб, розрізняє безперервні та періодичні вимірювання, безперервний та періодичний відбір проб, а також усереднені та точкові проби [46, CEN 2006].

У таблиці 5.3 наведено огляд різних типів вимірювань та відбору проб.

Таблиця 5.3. Огляд типів вимірювання та відбору проб з метою моніторингу викидів у воду

Безперервні вимірювання (в реальному часі)		
Тип відбору проб		Тип проби
Безперервний	Пряме вимірювання в потоці стічних вод без екстракції	Без дискретних проб
	Часозалежне екстрагування	
	Потокозалежне екстрагування	
Періодичне вимірювання (аналіз кожної окремої проби)		
Тип відбору проб		Тип проби
Безперервний	Часозалежне екстрагування	Дискретні проби за короткі проміжки часу або усереднені проби за тривалі проміжки часу (наприклад, 24 год)
	Потокозалежне екстрагування	
Періодичний	Часозалежне екстрагування	Точкові проби
	Миттєве екстрагування	

У разі **безперервних вимірювань (у реальному часі)** не беруть дискретних проб. Вимірювальні пристрої розташовують безпосередньо в потоці стічних вод або окремо, за умови, що проби відбиратимуться безперервно (**безперервний відбір** часозалежних або потокозалежних усереднених проб) і відкачуватимуться у пристрій.

У разі **періодичних вимірювань** проби можна відбирати безперервно або періодично:

- У разі **безперервного відбору** проби відбирають безперервно за фіксованої або змінної витрати. Якщо витрата під час відбору проб безперервно коригується відносно витрати стічних вод (потокозалежність), то проби є репрезентативними за якістю об'ємної води. Це вимагає або безперервного вимірювання витрати в реальному часі, або достатньої кількості дискретних проб за відповідний проміжок часу, що дає змогу визначити зміни складу стічних вод. Цей метод найбільш придатний для взяття репрезентативних проб скидів стічних вод, коли істотно різняться витрата та концентрація шуканого параметра. Водночас цей метод може бути пов'язаний з більшими витратами, зокрема, залежно від кількості проб, що потребують аналізу. Отже застосовувати його варто лише у надзвичайних випадках.
- У разі **періодичного відбору** проби відбирають через різні проміжки часу, як правило, залежно від часу або об'ємної витрати стічних вод. Як приклад можна навести **відбір потокозалежних проб**, коли для кожного визначеного об'єму скиду стічних вод відбирають визначений об'єм проби.

Розрізняють такі типи проб для періодичних вимірювань [152, ISO 1992]:

- Безумовно, найчастіше використовують **усереднені проби**. Їх отримують шляхом змішування відповідних пропорцій періодично (або безперервно) відібраних проб. Шляхом аналізу усереднених проб отримують середні зведені дані. Отже, перш ніж об'єднувати проби, потрібно переконатися, чи бажані такі дані та чи шуканий параметр(и) суттєво не змінюється протягом періоду відбору проб. Припускається, що цей тип проб стосується переважно промислових стічних вод. Усереднені проби переважно відбирають з метою зменшення обсягу аналізу.
- **Точкові проби** – це дискретні проби, що відбираються через випадкові проміжки часу. Як правило, вони не пов'язані з об'ємом скиду стічних вод. Використання цього типу проб залежить від параметра, його варіацій та матриці стічних вод у промисловому секторі.

Детальну інформацію щодо безперервних вимірювань (у реальному часі) див. у розділі 5.3.4; інформацію щодо періодичних вимірювань за допомогою усереднених і точкових проб див. у розділі 5.3.5.

5.3.3 Безперервні та періодичні вимірювання

Безперервні та періодичні вимірювання застосовують для вимірювання декількох параметрів води. Окремі параметри (рН, температура і помутніння) зазвичай вимірюють безперервно, оскільки результати вимірювань використовуються для контролю технологічного процесу і забезпечують належну роботу очисних споруд. У таблиці 5.4 наведено огляд важливих характеристик безперервних і періодичних вимірювань, а також їх недоліків та переваг.

Таблиця 5.4. Важливі характеристики безперервних і періодичних вимірювань

Характеристика	Безперервні вимірювання	Періодичні вимірювання
Період відбору проб	Вимірювання охоплює весь або майже весь час, протягом якого відбувається викид речовин	Охоплення залежить від плану відбору проб (детальну інформацію див. у розділі 5.3.5.2)
Швидкість	Майже завжди виведення результатів у реальному часі	Результати в реальному часі, якщо використовуються переносні аналізатори; відкладені результати, якщо аналіз виконується в лабораторії
Стабільність	Датчики можуть бути нестійкими до забруднення (окрім випадків, якщо встановлено систему автоматичного очищення)	Перед аналізом потрібно забезпечити цілісність проби
Доступність	Доступне для обмеженої кількості вимірюваних величин	Доступний широкий вибір методів
Стандартизація	Обмежена кількість стандартизованих методів	Доступні стандартизовані методи з визначеними функціональними вимогами
Усереднення результатів	Результати збираються безперервно і піддаються усередненню, наприклад для проміжку 1 год або 24 год	Результати реєструються протягом визначеного періоду відбору проб, наприклад як усереднені проби за 24 години (середньодобові) або як точкові проби
Акредитація	Не застосовується через відсутність стандартизованих методів	Акредитація згідно зі стандартом EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017]
Сертифікація обладнання	Сертифікація вимірювального обладнання виконується лише у Великобританії (MCERTS) і лише для обмеженої кількості вимірюваних величин	Сертифікація обладнання для відбору проб виконується лише у Великобританії (MCERTS). Станом на 2017 рік сертифікація лабораторного обладнання не виконувалась
Інвестиційні витрати	Як правило, вищі, ніж для еквівалентного методу періодичного вимірювання	Як правило, нижчі, ніж для еквівалентного методу безперервного вимірювання

Джерело: [103, MCERTS 2017]

Як згадувалось у таблиці 5.4, безперервні вимірювання (в реальному часі) майже завжди передбачають виведення результатів у реальному часі, а отже, потрібно визначити період усереднення. Типовий період усереднення – наприклад, одна година, дві години або 24 години (середньодобові значення).

Періодичні вимірювання також спрямовані на отримання репрезентативних результатів за визначений проміжок часу, наприклад один день. Проби відбирають періодично або безперервно, лишаючи їх дискретними або безпосередньо змішуючи проби за визначений проміжок часу, наприклад за добу, а потім аналізують. Типовим прикладом періодичних вимірювань є відбір потокозалежних усереднених проб за 24 години, щоб отримати середнє значення за добу. Відбір потокозалежних усереднених проб потребує безперервного вимірювання витрати води у точці відбору проб (детальну інформацію щодо вимірювання витрати див. у розділі 5.3.4.2).

Рішення на користь безперервного вимірювання параметрів води передусім залежить від:

- потреби контролювати мінливі та/або надмірні скиди стічних вод;
- нестабільності параметра під час відбору, транспортування та зберігання проб (наприклад, летких сполук);
- очікуваного впливу скидів стічних вод на довкілля з урахуванням місцевих умов;
- потреби в моніторингу та контролі експлуатаційних характеристик очисних споруд та, ймовірно, негайному реагуванні відповідно до отриманих даних (наприклад, фізико-хімічних параметрів);
- наявності та надійності вимірювального обладнання, залежно від галузі промисловості та від скидів стічних вод;

- конкретних вимог галузі промисловості і/або конкретних обставин установки;
- витрат на безперервні вимірювання (економічна доцільність).

Параметр, що майже завжди вимірюється безперервно – об’ємна витрата скиду стічних вод (див. розділ 5.3.4.2).

У деяких країнах-членах для визначення режиму моніторингу застосовується порогове значення масової витрати. Наприклад, у Франції виконують добові вимірювання поточозалежних усереднених проб за 24 години для низки параметрів води, включно з ХПК, ЗЗТР, БПК₅, АОХ, вмістом ртуті, кадмію та кількох органічних сполук, у випадку перевищення певного порогового значення масової витрати [60, FR 2016, стаття 60]. У Нідерландах порогові значення масової витрати використовуються у кількох дозволах. Вибір визначається конкретними параметрами скиду (короткі пікові скиди, стічні води, розведені охолоджувальною водою) [105, NL 2013]. Загалом передбачається, що нижче конкретних порогових значень масової витрати достатньою є нижча частота вимірювання, крім випадків, коли умови в окремому випадку потребують іншого підходу.

Як згадується у таблиці 5.4, сертифікацію вимірювального обладнання виконують лише у Великій Британії. У інших країнах-членах, наприклад у Нідерландах та Франції, обладнання для відбору проб має відповідати вимогам національних стандартів, а відповідність стандартам контролюється уповноваженими органами.

5.3.4 Безперервні вимірювання

5.3.4.1 Параметри води, крім витрати стічних вод

На практиці безперервні вимірювання проводяться переважно за допомогою датчиків, безпосередньо розташованих у потоці стічних вод або окремо, в які відкачується проба. Під час вимірювання деяких параметрів, наприклад ЗОВ, прилади забезпечують безперервний серійний процес: дискретна проба відбирається зі стоків та аналізується, після чого процес починається знову.

Стандарт EN ISO 15839:2006 визначає датчики та аналітичне устаткування для безперервного аналізу в реальному часі як автоматизовані вимірювальні прилади, які постійно (або з заданою частотою) подають вихідний сигнал, пропорційний значенню однієї або кількох вимірюваних речовин у розчині, який вони вимірюють [106, CEN 2006].

Приклади параметрів води, що піддаються безперервному моніторингу [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992], [296, Genthe and Pliner 2015], [297, ASTM 2017]:

- рН, розчинений кисень та електропровідність шляхом прямого електрохімічного вимірювання;
- нітрати та аміак за допомогою іон-специфічних електродів;
- метали за допомогою методу анодної інверсійної вольтамперометрії;
- вміст аміаку, фосфату, загального фосфору (ЗФ) і заліза методом спектрофотометрії;
- ЗОВ шляхом спалювання і методом ІЧ спектрометрії;
- загальна потреба в кисні (ЗПК) шляхом спалювання і подальшого вимірювання споживання кисню;
- помутніння.

Стандарт EN ISO 15839:2006 для датчиків/устаткування для аналізу в реальному часі описує [106, CEN 2006]:

- визначення експлуатаційних характеристик (лінійність, межі виявлення та кількісного визначення, повторюваність) у лабораторії;
- визначення експлуатаційних характеристик (час відгуку, час затримки, час зростання і час спадання) в умовах експлуатації.

Загалом важливо виконувати регулярне калібрування та обслуговування устаткування безперервного вимірювання, щоб забезпечити отримання результатів належної якості з мінімальними втратами даних у разі поломки. Потрібно запровадити та регулярно проводити процедури технічного обслуговування та калібрування. Залежно від

характеристик стічних вод, для забезпечення належної роботи системи можуть знадобитися щоденне або щотижневе обслуговування та калібрування.

У письмовому графіку можна описати операції технічного обслуговування та калібрування, включно з особою, відповідальною за операцію (наприклад, оператор, виробник або акредитована лабораторія). У межах системи контролю якості потрібно вести облік усіх заходів з технічного обслуговування та калібрування.

Для більшості приладів для безперервного вимірювання процедури технічного обслуговування та калібрування наведено в інструкціях виробника. Часто виробникам доцільно самим установлювати, вводити в експлуатацію, обслуговувати та калібрувати свої пристрої.

Як зазначається у таблиці 5.4, у Великій Британії існує система сертифікації обладнання, що охоплює технічні вимоги та методи випробування обладнання для безперервного моніторингу води [107, MCERTS 2010].

5.3.4.2 Витрата стічних вод

Для ефективного моніторингу скидів стічних вод потрібні знання щодо масової витрати окремих речовин та сумарних параметрів. Для цього поєднують дані вимірювання витрати (об'єм/час) з концентраціями забруднювальних речовин (маса/об'єм). Невизначеності, пов'язані з вимірюванням витрати, можуть істотно впливати на розрахунок навантажень викидів. Крім того, дані вимірювання витрати потрібні для роботи автоматичних пристроїв для відбирання проб. Тому витрату стічних вод часто вимірюють безперервно.

Використовують різноманітне устаткування та компонування устаткування для вимірювання витрати. Існує декілька європейських, міжнародних та національних стандартів щодо вимірювання витрати в каналах і трубопроводах. Устаткування можна розділити на три окремі групи [38, DK EPA 2012]:

- витратоміри для відкритих каналів;
- витратоміри для частково заповнених трубопроводів;
- витратоміри для заповнених трубопроводів, що часто перебувають під тиском.

Потік у відкритому каналі визначають як потік у каналі, в якому поверхня рідини контактує з атмосферою (вільна поверхня). Форма каналу та рівень рідини визначають поперечний переріз потоку. Витрату у відкритому каналі можна виміряти за допомогою комбінації первинного пристрою (структура, що обмежує витрату і спричиняє зміну рівня рідини пропорційно до витрати) та вторинного пристрою (вимірює коливання рівня рідини, спричинене первинним пристроєм). Співвідношення між рівнем рідини та витратою залежить від форми та розмірів первинного пристрою і розраховується за допомогою відомого рівняння. Типові первинні пристрої – переливи та лотки. Перелив – калібрована перешкода або перегородка встановлена у відкритому каналі, через яку переливається рідина, часто крізь отвір особливої форми. Лоток – перешкода в каналі особливої форми, що змінює переріз та ухил каналу. Типові вторинні вимірювальні прилади – поплавці, ємнісні зонди, ультразвукові датчики та барботажні пристрої [153, British Columbia 2003].

У частково заповнених трубопроводах потрібно виміряти площу поперечного перерізу потоку та середню швидкість витрати. Витрату стічних вод (наприклад, у м³/год) розраховують шляхом множення площі поперечного перерізу на швидкість витрати. Методи на основі площі перерізу та швидкості витрати також можна використовувати для відкритих каналів. Площу поперечного перерізу визначають шляхом вимірювання рівня рідини, наприклад за допомогою перетворювача тиску, а потім шляхом обчислення площі на основі діаметра труби. Швидкість витрати можна визначити за допомогою різних методик, наприклад за допомогою доплерівського витратоміру, що випромінює високочастотні звукові хвилі, які відбиваються від бульбашок повітря та зважених частинок у стічних водах. На основі зміни частоти відбитих звукових хвиль обчислюють швидкість витрати [38, DK EPA 2012], [153, British Columbia 2003].

До поширених пристроїв для вимірювання витрати стічних вод у закритій трубі належать електромагнітні витратоміри та доплерівські витратоміри. Вимірювання витрати в закритій трубі, як правило, більш точне, ніж у системах з відкритим каналом. Зазвичай вимірювальне обладнання встановлюють у будь-якому положенні, але найкраща практика – встановлювати їх на трубі, якою стічні води течуть вгору. Це запобігає частковому заповненню труб та потрапляння у трубопроводи розсіяного повітря. Коли в системі з закритою трубою використовується доплерівський витратомір, датчик зазвичай встановлюють на зовнішній стінці труби. В електромагнітних витратомірах стічні води перпендикулярно проходять крізь магнітне поле та індують напругу між електродами, розміщеними в трубі, та магнітним полем, пропорційну швидкості витрати в трубі. Витрату стічних вод обчислюють шляхом множення середньої витрати та площі поперечного перерізу труби, що працює під тиском. У продажу доступний широкий діапазон категорій і розмірів електромагнітних витратомірів [38, DK EPA 2012].

Як зазначається у таблиці 5.4, у Великобританії діє система сертифікації, що включає в себе технічні вимоги та методи вимірювання для витратомірів води [108, MCERTS 2013]. Крім того, у Великобританії діє стандарт щодо контролю споруд для моніторингу витрати [109, MCERTS 2014].

5.3.5 Періодичні вимірювання

5.3.5.1 Огляд

Періодичне вимірювання – це визначення вимірюваної величини з певним інтервалом. Як правило, періодичні вимірювання базуються на періодичному відборі проб через фіксовані проміжки залежно від часу, об'єму або витрати з подальшим аналізом досліджуваних параметрів у лабораторії (на об'єкті, за межами об'єкта). Цей процес включає в себе обробку, зберігання та транспортування проб залежно від вимог подальшого аналізу.

Що стосується моніторингу викидів у воду, то за відбір проб і за аналіз часто відповідає різний персонал, але і перші, й другі мусять мати ґрунтовні знання та досвід у сфері відповідальності, щоб забезпечити достовірні та зіставні результати. Положення щодо відбору проб містяться в стандарті EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017].

Загальні європейські стандарти з моніторингу викидів у воду описано в розділі 5.3.1. Європейські стандарти щодо аналізу конкретних забруднювальних речовин та сумарних параметрів наведено в Додатку А.2 разом з додатковою інформацією. Європейські стандарти доступні не для всіх параметрів (наприклад, ХПК) і не для всіх типів води (стічних вод). Тому застосовується широкий спектр інших стандартів, наприклад міжнародні стандарти (ISO), національні стандарти, нестандартні методи та методи, розроблені лабораторіями (див. розділ 3.4.3).

5.3.5.2 Ціль та план вимірювання

Мета плану вимірювань – забезпечити достатню кількість вимірювань викидів для заданої мети вимірювання (наприклад, для визначення середніх концентрацій за визначений період або найвищих концентрацій викидів за нормальних умов експлуатації). Для цього потрібен у першу чергу репрезентативний відбір проб стічних вод, якість яких зазвичай змінюється з часом. План відбору проб може входити до плану вимірювань; іноді його називають програмою відбору проб (наприклад, у стандарті EN ISO 5667-1). План відбору проб враховує зміни, що можуть виникати за нормальних умов експлуатації та за умов, відмінних від нормальних умов експлуатації, які можуть включати в себе сезонні та добові цикли, цикли робочих тижнів, випадкові або короточасні події, а також довготривалі події та тенденції [46, CEN 2006].

План вимірювання включає в себе, зокрема, чіткий опис таких пунктів:

- ціль вимірювання, включно з зазначенням вимірюваних величин;
- збір даних для чіткого опису умов експлуатації;
- ділянка та точка відбору проб (див. розділ 5.3.5.3);
- метод відбору проб, включно з устаткуванням для відбору проб (див. розділи 5.3.5.4 і 5.3.5.5);
- об'єм стічних вод, що його має представляти відбір проб;
- збір даних щодо витрати стічних вод та інших параметрів, якщо доцільно (температура, рН тощо);
- час і частота відбору проб (див. розділ 5.3.5.6);
- попередня обробка і консервування проб (див. розділ 5.3.5.7);
- обробка і зберігання проб (див. розділ 5.3.5.7);
- лабораторні вимірювання (див. розділ 5.3.5.8);
- обробка даних (див. розділ 5.3.6);
- заходи з контролю якості;
- складання документації та звітів (див. розділ 5.3.7).

План вимірювання може бути поділений на план відбору проб та план аналізу, наприклад, якщо відбір проб та аналіз проводяться різними лабораторіями. У будь-якому випадку потрібно враховувати вимоги до відбору проб згідно з застосованим аналітичним методом, а також обмеження внаслідок відбору проб.

У випадку автоматичних пристроїв для відбору проб, призначених для стаціонарного встановлення, достатньо скласти один план вимірювання (і відбору проб), перш ніж встановити пристрій, а потім лише оновити його після внесення відповідних змін на очисній споруді або у вимірювальній системі. Для точкових проб план потрібно оновлювати для кожної програми відбору проб.

У наступних параграфах наведено приклади особливих умов, які можуть вплинути на кінцевий скид стічних вод, а отже, їх потрібно відобразити у плані вимірювання [38, DK EPA 2012].

Зміни у виробництві або **запуску нових установок** можуть спричинити негайне короткострокове збільшення або зменшення викидів. За допомогою переносного обладнання для відбору проб легко запровадити тимчасовий відбір проб і реєстрацію скидів.

Під час спеціальних **виробничих кампаній**, наприклад у сезон збору врожаю для галузей, що виробляють овочі та похідну продукцію, часто відбувається збільшення викидів. У ці періоди може знадобитися частіше здійснювати відбір проб (наприклад, раз на день або на тиждень, а не раз на місяць) та оцінку навантаження на основі фактичної витрати стічних вод.

Серійне виробництво може потребувати відбору (точкових) проб остаточного скиду стічних вод або після проходження партії через бак-усереднювач, якщо ці партії визначають характер викидів. Якщо проби відбирають з бака, потрібно добре перемішати їх, щоб забезпечити однорідність усього об'єму. Якщо змішувати проби складно і неминучими є незмішані ділянки, наприклад, якщо бак дуже великий, доцільно взяти кілька підпроб і змішати їх перед аналізом.

Виведення установки з експлуатації може потребувати спеціально розробленого плану вимірювання з урахуванням різних, імовірно нових потоків стічних вод.

Зовнішні ділянки та склади, де можливе зберігання без навісу (наприклад, у металургії або виробництві деревних плит), можуть призвести до забруднення поверхневих стоків, особливо у разі надзвичайних погодних умов (наприклад, сильні зливи). Потокозалежні усереднені проби поверхневих стоків відбирати складно, але вони дають змогу визначити навантаження з цих ділянок.

У разі **аварій або поломок** з непередбачуваними скидами забруднювальних речовин корисно скласти план дій у надзвичайних ситуаціях для вимірювань та реєстрації концентрацій та навантажень, щоб мати змогу оцінити ймовірний вплив на приймальну водойму. План вимірювання також важливий, коли потрібна швидка реалізація заходів зі зменшення шкоди довкіллю (наприклад, закриття, тимчасове очищення забруднених стічних вод, ліквідація розливів забруднювальних речовин).

5.3.5.3 Місце і точка вимірювання/відбору проб

Місце вимірювання/відбору проб, також відоме як ділянка вимірювання/відбору проб, – це ділянка в потоці стічних вод для проведення вимірювань або відбору проб. **Точка вимірювання/відбору проб** – це точка в потоці стічних вод, в якій безпосередньо відбувається збір даних вимірювань або відбір проби [152, ISO 1992].

Місце розташування точки (точок) відбору проб потрібно обирати так, щоб проба з нього була репрезентативною для скиду стічних вод. Рекомендується точно описати та позначити точку відбору проб на технологічній схемі і, якщо можливо, доповнити фотографіями, щоб полегшити пошук точного місця.

Для вибору точки відбору проб можна скористатись такими рекомендаціями [38, DK EPA 2012], [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992]:

- точка відбору в трубі або каналі має розміщуватись значно нижче за течією від останнього притоку, щоб гарантувати повне перемішування двох потоків;
- стічні води в точці відбору проб потрібно добре перемішати (бурхливий потік), щоб запобігти розшаруванню та осіданню частинок;
- точки відбору проб потрібно розміщувати подалі від стінок і дна, щоб запобігти забрудненню проби осадами або біоплівками;
- на точку відбору проб не мають впливати рециркуляційні внутрішні потоки;
- точку відбору проб не можна розміщувати перед перегородкою, оскільки в цих місцях можуть виникати переривчасті навантаження;
- для автоматичних пристроїв відбору проб рівень води в точці відбору проб має перевищувати 50 мм, а висота всмоктування має бути на глибині приблизно третини рівня води за сухих погодних умов.

5.3.5.4 Типи проб

5.3.5.4.1 Усереднені проби

Існує два типи усереднених проб, що передбачають відбір зі скиду підпроб стічних вод визначеного об'єму: періодичні потокозалежні та періодичні часозалежні усереднені проби. З кожного заданого об'єму відбирають фіксований об'єм потокозалежної усередненої проби (наприклад, на кожні 10 м³), а для часозалежних усереднених проб відбирають фіксований об'єм для кожного проміжку часу (наприклад, що 5 хвилин) [103, MCERTS 2017], [152, ISO 1992].

Часозалежні усереднені проби є репрезентативними для середнього викиду, якщо і потік, і концентрація постійні, якщо потік постійний, а концентрація змінюється, а також якщо потік змінюється, а концентрація є постійною. Однак якщо і потік, і концентрація змінюються, часозалежні усереднені проби не є репрезентативними [38, DK EPA 2012]. Отже, для досягнення репрезентативних результатів краще обирати потокозалежні усереднені проби. Пов'язаний моніторинг у висновках з НДТМ, як правило, ґрунтується на потокозалежних усереднених пробах. Втім, використання часозалежних усереднених проб може призвести до однаково репрезентативних результатів, за умови, що коливання концентрацій або потоків невеликі. Це відображається в деяких висновках з НДТМ.

Для отримання репрезентативних усереднених проб проміжок між взяттям підпроб не має бути занадто довгим. У випадку часозалежних усереднених проб рекомендований проміжок для одного джерела становить від 3 хвилин (найкоротший час, протягом якого пробовідбірник здатен пройти повний цикл) до 10–12 хвилин. Максимальний рекомендований проміжок між відбором двох підпроб, завдяки якому усереднена проба буде репрезентативною для періоду часу, становить 20 хвилин [38, DK EPA 2012].

Подальший аналіз усередненої проби дає середнє значення параметра за період, під час якого було відібрано пробу. Поширеною практикою для отримання середньодобового значення є збір усереднених проб протягом 24 годин [103, MCERTS 2017]. Іноді застосовуються і більш короткі періоди відбору проб, наприклад 2 години або 30 хвилин. Це може бути пов'язано з практичними міркуваннями (наприклад, зовнішні перевірки можна проводити у звичайний робочий час) або нестабільністю проби (див. нижче).

Відбір усереднених проб протягом 24 годин зазвичай відбувається у автоматичний спосіб: прилади автоматично відбирають частину проби відповідного об'єму залежно від потоку або часу. Доцільно відбирати пробу максимального об'єму, який можна вмістити в контейнер. Крім того, потрібно враховувати стабільність цільового параметра протягом загального часу збору проб, оскільки проби можуть погіршуватися під час утримання в автоматичному пробовідбірнику. Щоб зберегти усереднену пробу, її часто охолоджують і навіть додають хімічні речовини. Нестабільність проби може призвести до скорочення часу збору проб або навіть до потреби у відборі точкових проб (див. розділ 5.3.5.7).

Отже, автоматичний відбір усереднених проб упродовж періодів, що перевищують 24 години, є недоцільним через потенційну нестабільність параметрів, що контролюються, наприклад БПК_n, рН, ХПК та вмісту аміаку, навіть за умови охолодження автоматичних пробовідбірників [103, MCERTS 2017].

Для отримання щотижневих, щомісячних та щорічних середніх значень доцільно зібрати розумну кількість поточозалежних усереднених проб за 24 години (див. розділ 5.3.5.6), проаналізувати їх окремо, а потім усереднити результати вимірювання (див. розділ 5.3.6). Зазвичай не доцільно змішувати такі усереднені проби до проведення аналізу, щоб отримати середні концентрації за більш тривалі періоди часу (наприклад, середньотижневі та середньомісячні концентрації), оскільки інформацію про щоденні зміни параметрів буде втрачено. Змішування проб з метою зменшення кількості аналізів варто виконувати лише в окремих випадках, коли концентрації в стічних водах лишаються стабільними, а довша тривалість зберігання не призведе до зміни складу проби.

Як зазначається у таблиці 5.4, у Великій Британії існує система сертифікації обладнання, що охоплює технічні вимоги та методи випробування автоматичних пристроїв для відбору проб [111, MCERTS 2017].

5.3.5.4.2 Точкові проби

Точкові проби, також відомі як разові проби, – це дискретні проби, відібрані через випадкові проміжки часу і не пов'язані з об'ємом скиду [152, ISO 1992]. Точкові проби можна використовувати в таких умовах [103, MCERTS 2017]:

- склад стічних вод відносно незмінний;
- потрібно перевірити якість скинутих стічних вод у конкретний момент, наприклад з метою огляду;
- у скиді присутні окремі фази, тому автоматичний відбір проб не застосовується (наприклад, на воді плаває плівка нафти);

- концентрації цільових речовин у пробі нестабільні, наприклад, внаслідок розкладання (наприклад, хлору), випаровування (наприклад, ЛОС, хлору) або осадження (наприклад, розчинених силікатів);
- скид не є безперервним (наприклад, з дозувальних або буферних резервуарів або за певних погодних умов), за умови належного перемішування стічних вод;
- потрібно оцінити викиди, спричинені аварією установки або аварійним викидом.

Якщо потоки води і/або концентрації речовин значно змінюються, відбирати точкові проби недоцільно. Втім, певні параметри (наприклад, компоненти нафти, мастило, леткі сполуки, розчинений кисень, мікробіологічні параметри, хлор та сульфід) можна визначити лише у точкових пробах [38, DK EPA 2012], або, якщо це можливо, за допомогою безперервного вимірювання в реальному часі.

5.3.5.5 Устаткування для відбору проб

5.3.5.5.1 Контейнер для проб

Вибір контейнера для проб має критичне значення для збереження цілісності проб (наприклад, запобігає забрудненню або втраті проб унаслідок абсорбування або випаровувального переносу). Для відбору проб стічних вод рекомендується використовувати пластикові контейнери. Для вимірювання вмісту нафти, мастила, вуглеводнів, мийних засобів та пестицидів зазвичай використовують скляні контейнери [152, ISO 1992].

Стандарт EN ISO 5667-3:2012 містить детальний опис типів контейнерів залежно від параметрів, що вимірюються [128, CEN 2012]. Цей стандарт доповнює інші, більш конкретні стандарти щодо вимірювання, які містять детальну інформацію щодо потрібних типів контейнерів та їх підготовки (див. перелік стандартів у Додатку А.2).

До інших чинників, які потрібно брати до уваги під час вибору контейнерів для проб, належать [152, ISO 1992]:

- механічна і термічна стійкість;
- ефективність ущільнення;
- простота повторного відкриття, очищення та повторного використання;
- доцільність розміру, форми та маси;
- витрати.

На рис. 5.1 зображено приклади контейнерів для проб.



Джерело: [244, LUA NRW 2001]

Рис. 5.1. Приклади контейнерів для проб

5.3.5.5.2 Ручні пристрої для відбору проб

До типових найпростіших пристроїв для відбору проб вручну належать відра, ковші та пляшки з широким горлечком, що кріпляться на ручці зручної довжини. Використовують також ручні пробовідбірники Руттнера або Кеммерера, що складаються з трубки з шарнірною кришкою на кожному кінці.

На рис. 5.2 наведено приклад ковша для відбору проб з ручкою.



Рис. 5.2. Приклад ковша для відбору проб з ручкою

Як правило, перед використанням пристроїв для відбору проб очищають водою з мийним засобом і промивають чистою водою. Якщо аналізована речовина – це мийний засіб, то кроку промивання приділяють особливу увагу. Часто пристрої для відбору проб перед використанням промивають у потоці стічних вод, з якого береться проба, щоб мінімізувати ризик зараження. Однак якщо ця процедура впливає на вимірювання (наприклад, аналіз нафти та мастила, мікробіологічний аналіз), застосовувати її не доцільно [152, ISO 1992].

5.3.5.5.3 Автоматичні пристрої для відбору проб

Автоматизований відбір для отримання потоко- або часозалежних проб можна проводити за допомогою декількох різних пристроїв: на основі ланцюгового насоса (норія), шлангового насоса або стисненого повітря і/або вакууму. Пристрої для відбору проб часто є переносними. Залежно від завдання, під час вибору пристрою зазвичай враховується кілька чинників [152, ISO 1992]:

- можливість відбору потоко- і/або часозалежних усереднених проб;
- надійність конструкції;
- простота експлуатації та технічного обслуговування;
- можливість піднімати проби на потрібну висоту;
- можливість автоматичної роботи без оператора протягом тривалого часу;
- точність і достовірність відібраних об'ємів проб;
- можливість регулювання проміжків часу між відбором проб;
- можливість відбору проб із середовищ під тиском;
- можливість охолодження проб і/або додавання консервантів;
- витрати.

На рисунку 5.3 зображено приклад автоматичного пристрою для відбору проб.



Джерело: [244, LUA NRW 2001

1

Рис. 5.3. Приклад автоматичного пристрою для відбору проб

5.3.5.6 Частота вимірювання/відбору проб

Залежно від кількості підпроб, потокозалежні усереднені проби за 24 години, як правило, репрезентують довгостроковий характер викидів.

Типові значення частоти вимірювання/відбору потокозалежних усереднених проб за 24 години:

- щодня;
- щотижня;
- що два тижні;
- щомісяця;
- що два місяця;
- що три місяця (щоквартально);

Вимірювання щодня дає змогу розрахувати репрезентативне середньорічне значення (див. розділ 5.3.6), а для інших значень частоти розраховане середнє значення стосується лише днів відбору проб. Отже, точніше називати його «середнім значенням для проб, отриманих протягом одного року» (див. розділи 3.4.4.2 і 5.3.6), ніж середньорічним значенням. Для точкових проб частота може бути тією самою, але проби репрезентують лише короткий період відбору проб.

За більш високої частоти зростають робоче навантаження та витрати. У разі автоматичних пристроїв відбору проб робоче навантаження відбору проб може бути не настільки важливим, але додатковий аналіз призведе до значного збільшення навантаження та витрат. Тому частота вимірювання/відбору проб має відображати такі критерії (див. також розділ 3.3.2):

- характер викидів;
- об'єм викиду забруднювальної речовини;
- мінлива концентрація забруднювальної речовини;
- можливість оцінювати експлуатацію очисних споруд, зокрема, шляхом вимірювання сумарних параметрів;
- очікуваний вплив забруднювальної речовини на довкілля.

Можливо, знадобиться збільшити частоту відбору проб за умов, відмінних від нормальних умов експлуатації, наприклад під час запуску технологічного процесу/установки або у разі несподіваного надходження малих або великих об'ємів стічних вод для очищення в очисну споруду. Якщо для обчислення середніх значень використовуються результати, отримані в періоди високої частоти відбору проб, потрібно виконати зважування результатів вимірювання.

Доцільно виконувати безперервне вимірювання потоку стічних вод до приймальної водойми (див. розділ 5.3.3). Це дає змогу в будь-який час розрахувати навантаження викидів.

На відміну від потокозалежних усереднених проб за 24 години, точкові проби дають змогу виконати лише короткий зріз довгострокового характеру викидів. Цього може вистачити в окремих випадках, але якщо потрібно надати репрезентативні дані за довші періоди, то потрібно відібрати більшу кількість точкових проб або ж доцільно відібрати потокозалежні усереднені проби за 24 години.

5.3.5.7 Обробка і зберігання проб

Стандарт EN ISO 5667-3:2012 містить загальну інформацію про зберігання та обробку проб води, включно з максимальним часом зберігання [128, CEN 2012]. Цей стандарт доповнює інші, більш конкретні стандарти щодо вимірювання, які містять детальну інформацію щодо рекомендованих методів зберігання, температури зберігання і стійкості проби (див. перелік стандартів у Додатку А.2).

Для збереження концентрацій забруднювальних речовин, які можуть змінюватися під час зберігання проб, можна вжити таких заходів, залежно від складу стічних вод та забруднювальної речовини:

- зберігання проби в темному місці;
- охолодження проби;
- фільтрація проби;
- стабілізація проби кислотами, лугами та іншими хімічними речовинами;
- повторне розчинення осаду.

На рисунку 5.4 зображено приклад зберігання проб.



Джерело: [244, LUA NRW 2001]

Рис. 5.4. Приклад зберігання проб

Максимальний час зберігання залежить від вимірюваної забруднювальної речовини/параметра, а також від матриці стічних вод. Основна рекомендація полягає в тому, що час транспортування та зберігання має бути якомога коротшим. Потрібно вжити заходів, щоб розпочати аналіз протягом 24 годин після відбору проб. Якщо це неможливо за наявного матеріально-технічного забезпечення, проби можна дослідити протягом 48 годин після відбору або, ймовірно, заморозити [38, ДК ЕРА 2012]. Максимальний час зберігання також залежить від очікуваних концентрацій. Якщо очікуються низькі концентрації, аналіз варто провести негайно.

Зазвичай нескладно знайти (акредитовану) лабораторію поруч із місцем відбору проб, яка здатна провести аналіз найпоширеніших параметрів стічних вод (ЗЗТР, ЗОВ або ХПК, поживних речовин, металів тощо). Але аналіз конкретних органічних забруднювальних речовин варто доручати спеціалізованим лабораторіям. Тоді стає важливо організувати перевезення в такий спосіб, щоб звести до мінімуму час між відбором та аналізом проб [38, ДК ЕРА 2012].

Важливо враховувати лабораторні інструкції щодо використання контейнерів для проб та зберігання зразків до і під час відбору проб. Наприклад, для деяких вимірювань потрібно не залишати прошарку повітря в контейнері після заповнення, щоб запобігти втраті летких компонентів, а для інших проб потрібно трохи місця для додавання екстракційних розчинників після прибуття в лабораторію. Контейнери для проб, імовірно, доведеться попередньо обробити, наприклад, додавши консерванти перед відправленням [103, MCERTS 2017].

Якщо не брати до уваги лабораторні інструкції під час відбору проб, це може призвести до недостовірних результатів аналізу. Зокрема, якщо відбір та аналіз проб виконують різні лабораторії, потрібно запровадити процедуру для контролю якості результатів вимірювань [103, MCERTS 2017]. Аудит цих процедур є частиною процедури акредитації відповідно до стандарту EN ISO/IEC 17025:2017 [1, CEN 2017] (див. також розділи 3.4.1 і 3.4.2).

5.3.5.8 Аналіз

5.3.5.8.1 Огляд

Загальні рекомендації щодо аналізу води [103, MCERTS 2017]:

- інструкції з експлуатації приладів, процедури калібрування та перевірки експлуатаційних характеристик мають бути повністю задокументовані та доступні для персоналу;
- процедури калібрування приладів та перевірки експлуатаційних характеристик потрібно проводити через відповідні проміжки часу, і вести відповідні записи, що підтверджують калібрування;
- усі прилади потрібно правильно обслуговувати і ремонтувати, і вести облік технічного обслуговування, незалежно від того, чи виконує його третя сторона, наприклад виробник приладу;
- обов'язковою передумовою є простежуваність калібрування обладнання, як-от ваги, термометри, таймери, автоматичні піпетки, відповідно до європейських стандартів або, якщо вони відсутні, відповідно до міжнародних або національних стандартів, і наявність відповідних сертифікатів та інших записів;
- каліброване обладнання має бути чітко позначене маркуванням та легко ідентифікуватися персоналом.

У випадку лабораторії, акредитованої відповідно до стандарту EN ISO/IEC 17025:2017, вищезазначені пункти регулярно перевіряють [1, CEN 2017].

Наступні розділи містять інформацію щодо конкретних аспектів моніторингу найпоширеніших параметрів води, включно з загальними положеннями вимірювання. Ширший, але невичерпний перелік спеціальних стандартів і методів вимірювання викидів у воду, а також інформацію про діапазони та межі вимірювання наведено в Додатку А.2. Тести на токсичність і процедуру комплексної оцінки стічних вод описано в розділі 5.5.

5.3.5.8.2 Органічні галогени, що абсорбуються (АОХ)

Параметр АОХ зазвичай визначають згідно зі стандартом EN ISO 9562:2004. Органічні сполуки, що містяться в пробі підкисленої води, адсорбуються на активованому вугіллі методом струшування, перемішування або сорбційної колонки. Після цього з завантаженого активованого вугілля шляхом промивання витісняють неорганічні галогеніди. Нарешті, активоване вугілля спалюють, а димовий газ пропускають крізь розчин абсорбенту. Отримані іони галогеніду визначають аргентометричним титруванням (наприклад, методом мікрокулометрії). Цей метод застосовується для дослідних проб з концентрацією АОХ понад 10 мкг/л і концентрацією хлориду менше 1 г/л. Алкоголі, ароматичні сполуки або карбонові кислоти можуть спричинити негативне зміщення (наприклад, у випадку розчиненого органічного вуглецю (POB) в концентрації понад 100 мг/л) [96, CEN 2004].

На рисунку 5.5 зображено приклад аналізатора АОХ.



Джерело: [243, DE UBA 2016]

Рис. 5.5. Приклад аналізатора АОХ

Параметр АОХ вказує на загальний рівень галогеноорганічних сполук у пробах води (хлорорганічні, броморганічні та йодорганічні сполуки). Метод не поширюється на фторорганічні сполуки. Крім того, відновлення летких сполук, а також деяких полярних та гідрофільних сполук (наприклад, хлорооцтових кислот) є неповним. Високі концентрації органічних сполук або хлоридів можуть перешкоджати вимірюванню АОХ, а отже, знадобиться розводити проби або використовувати альтернативний метод [96, CEN 2004].

Альтернативним параметром є ЕОХ (органічні галогени, що екстрагуються). Його визначення ґрунтується на рідкофазній екстракції галогенізованих органічних сполук неполярним розчинником, наприклад гексаном. Після розділення фаз розчинник спалюють, а димовий газ пропускають крізь розчин абсорбенту. Отримані іони галогеніду визначають аргентометричним титруванням (наприклад, методом мікрокулометрії) [281, Analytik Jena 2007]. Недоліком параметра ЕОХ є те, що він охоплює лише неполярні органічні сполуки, а отже, значення АОХ, як правило, перевищують значення ЕОХ. Станом на 2017 рік не існувало європейських або міжнародних стандартів щодо вимірювання ЕОХ, натомість існувало кілька національних стандартів (див. Додаток А.2) [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

Інший альтернативний метод полягає у використанні модифікованого параметра АОХ – SPE-АОХ (розчинені органічні галогени, що абсорбуються, після твердофазної екстракції), описаного в довідковому додатку А стандарту EN ISO 9562:2004. Згідно з цим методом, дослідну пробу фільтрують і відокремлюють галогенізовані органічні сполуки від неорганічних галогенідів шляхом твердофазної екстракції співполімером стирол-дивінілбензолу. Отриманий екстракт пізніше аналізують традиційним методом

визначення АОХ. Метод SPE-АОХ допускає концентрації хлоридів до 100 г/л і концентрації РОВ до 1 г/л. Втім, порівняно з традиційним методом АОХ, метод SPE-АОХ не охоплює галогенізовані органічні сполуки, що зв'язуються з частинками, і демонструє нижчі показники відновлення полярних галогенізованих органічних сполук. Отже, зіставність результатів, отриманих за допомогою методу SPE-АОХ, з результатами традиційного методу АОХ не можна сприймати як належне [96, CEN 2004], [282, Wasserchemische Gesellschaft 1999]. Попри це, можна припустити, що метод SPE-АОХ, як правило, дає вищі показники відновлення галогенізованих органічних сполук, ніж метод ЕОХ. Це було продемонстровано у випадку зі стічними водами з установки з виробництва хлору та луку, що містили високу концентрацію хлоридів [140, COM 2014].

АОХ поділяються на органічні хлорид, бромід і йодид, що абсорбуються, шляхом аналізу вищезазначеного розчину абсорбенту за допомогою іонообмінної хроматографії та кондуктометричного детектування замість аргентометричного титрування [287, Oleksy-Frenzel et al. 2000], [288, Kinani et al. 2018]. Водночас станом на 2017 рік не існувало жодного європейського та міжнародного стандарту з теми [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

У зв'язку зі значенням для довкілля полі- та перфторованих органічних сполук в останні роки були розроблені модифіковані методи АОХ для визначення вмісту органічного фтору, що абсорбується. [289, Wagner et al. 2013], [290, Willach et al. 2016]. Водночас станом на 2017 рік не існувало жодного європейського та міжнародного стандарту з теми [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

5.3.5.8.3 Амонійний азот (NH₄-N)

Амонійний азот (NH₄-N) включає в себе вільний аміак (NH₃) і амоній (NH₄⁺). NH₄-N зазвичай вимірюють для контролю етапу нітрифікації установки для біологічного очищення стічних вод або для контролю токсичності стічних вод, оскільки вільний аміак у концентраціях вище 0,2 мг/л може спричинити загибель у кількох видів риб [200, Sawyer et al. 2003]. Частка аміаку в NH₄-N залежить від рівня рН: у разі значень рН нижче 8 вміст аміаку становить менше 10 %; у разі значень рН нижче 7 його вміст становить менше 1 %.

Станом на 2017 рік діяло два європейських стандарти щодо вимірювання вмісту амонійного азоту: EN ISO 11732:2005, що ґрунтується на аналізі потоку [201, CEN 2005] і EN ISO 14911:1999, що ґрунтується на методі іонообмінної хроматографії [210, CEN 1999]. Крім того, існувало декілька міжнародних та національних стандартів (див. Додаток А.2).

Під час збору та оцінки даних для перегляду BREF важливо, щоб дані були в тому самому форматі, оскільки концентрації можуть бути виражені для іона (тобто для концентрації іону NH₄⁺) або для концентрації азоту, яка присутня у вигляді аміаку і амонію (тобто NH₄-N).

На момент укладання цього документа (2018) існувала тенденція не визначати РВ НДТМ для NH₄-N, а натомість використовувати його для опису експлуатаційних характеристик установки для біологічного очищення стічних вод. Замість цього РВ НДТМ визначали для загального азоту (ЗА) або загального неорганічного азоту (N_{неорг}), оскільки ці параметри точніше відображають здатність до евтрофікації (див. розділ 5.3.5.8.13).

5.3.5.8.4 Біохімічна потреба в кисні (БПК_n)

Параметр БПК_n використовують для вимірювання вмісту розчиненого кисню, спожитого під час біохімічного окиснення органічної та/або неорганічної речовини за визначених умов через *n* днів, зазвичай через 5-7 днів (БПК₅ або БПК₇). Станом на 2017 рік діяло два європейських стандарти. Згідно з EN 1899-1, проби води розбавляють і додають до них інокулянт аеробних мікроорганізмів разом з алілтіосечовиною для придушення нітрифікації. Згідно з EN 1899-2, аналізують нерозбавлені проби, не придушуючи нітрифікації. В обох випадках пізніше виконують інкубацію в заповнених по вінця закоркованих пляшках за температури 20 °С у темному місці. Значення БПК_n визначають шляхом вимірювання концентрації розчиненого кисню до та після інкубації. У багатьох європейських країнах застосовується час інкубації 5 днів, а в кількох країнах Північної

Європи цей строк становить 7 днів, що дає змогу не працювати у вихідні дні. Значення для БПК₇ зазвичай вищі, ніж для БПК₅ [145, CEN 1998], [146, CEN 1998].

Значення БПК_n давно використовують для моніторингу стічних вод з установок для біологічного очищення стічних вод. Водночас, на момент укладання цього документа (2018) існувала тенденція не визначати РВ НДТМ для БПК_n, а натомість використовувати його для опису експлуатаційних характеристик установки для біологічного очищення стічних вод, оскільки визначення БПК_n має такі недоліки:

- результат вимірювання залежить від місцевих умов (наприклад, інокуляту);
- невизначеність вимірювання БПК_n перевищує невизначеність для ЗОВ/ХПК;
- результат вимірювання стає доступним лише через кілька днів, тому його не можна використовувати для контролю установки для біологічного очищення стічних вод.

Замість БПК_n можна використовувати параметр ЗОВ, оскільки його швидше визначати, хоча ЗОВ фактично означає кількість органічного вуглецю у пробі, а не фактичну потребу в кисні.

5.3.5.8.5 Хімічна потреба в кисні (ХПК)/Загальний органічний вуглець (ЗОВ)

Параметр ХПК зазвичай використовують для опосередкованого вимірювання кількості органічних сполук у воді шляхом вимірювання маси кисню, потрібного для їх загального окиснення до вуглекислого газу. У найпоширеніших методах визначення ХПК використовують хромат як окиснювач і солі ртуті для придушення впливу неорганічного хлориду. Станом на 2017 рік не існувало європейських стандартів щодо вимірювання ХПК, а натомість існувало декілька міжнародних та національних стандартів (див. Додаток А.2).

Потенційний вплив інших речовин та ступінь окиснення органічних сполук залежать від окиснювача та умов реакції [278, Janicke 1983]. Тому зіставність результатів, отриманих за допомогою різних методів визначення ХПК, не можна сприймати як належне. Наприклад, не рекомендується використовувати для визначення органічних сполук у стічних водах перманганат («перманганатне число», яке іноді називають ХПК_{Mn}), оскільки окиснення зазвичай є неповним [279, CEN 1995], [295, Kolb et al. 2017].

Параметр ЗОВ використовують для прямого вимірювання кількості органічних сполук у воді. У найпоширеніших методах використовують камеру згоряння для повного окиснення органічних речовин до вуглекислого газу, який потім вимірюють методом ІЧ спектроскопії. Неорганічний вуглець (НВ), наприклад карбонат та гідрокарбонат, не входить до складу ЗОВ, на відміну від елементарного вуглецю, ціанату та тіоціанату. У стандарті EN 1484:1997 визначено прямий та диференціальний методи вимірювання ЗОВ. У межах прямого методу проби підкиснюють і перед аналізом видаляють з них НВ. Результат іноді називають загальним нелетким вуглецем (ЗНЛВ). Недолік цього методу полягає в тому, що ЛОС також можуть (частково) видалятися. У межах диференціального методу загальний вуглець (ЗВ) та НВ вимірюють окремо, а ЗОВ обчислюють, віднявши НВ від ЗВ. У разі використання диференціального методу значення ЗОВ має бути вищим, ніж значення НВ, або рівним йому, оскільки в іншому випадку зростає невизначеність вимірювання [110, CEN 1997].

Співвідношення ХПК/ЗОВ зазвичай визначається для конкретної установки/об'єкту. Значення ХПК загалом перевищують значення ЗОВ. Співвідношення ХПК/ЗОВ для органічних сполук теоретично коливається від 0,67 (щавлева кислота) до 5,3 (метан). Більш високе співвідношення ХПК/ЗОВ можна отримати, якщо стічні води містять неорганічні окиснювальні сполуки (наприклад, сульфід, Fe²⁺). Фактично співвідношення ХПК/ЗОВ зазвичай становить від 2,0 до 4,0. Наприкінці 90-х років у Німеччині провели дослідження співвідношення ХПК/ЗОВ у кінцевих стічних водах низки галузей промисловості [88, Braun et al. 1999]. У багатьох випадках непоганим наближенням вважається співвідношення 3,0 (наприклад, воно використовується в реєстрі E-PRTR [147, EC 2006]).

У деяких країнах-членах спостерігається тенденція до заміни ХПК на ЗОВ з економічних та екологічних міркувань. Визначення ЗОВ також дає змогу уникнути використання хромату та ртуті, потрібних для визначення ХПК, а ще його простіше автоматизувати. Обидва методи мають обмеження, що можуть впливати на їх застосування.

На момент укладання цього документа (2018 р.) спостерігалася тенденція віддавати перевагу у висновках з НДТМ вимірюванню ЗОВ, оскільки воно не потребує використання дуже токсичних сполук. У деяких випадках було задано РВ НДТМ для ЗОВ і ХПК як альтернативні варіанти (наприклад, у BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF) [154, COM 2016], щодо великих спалювальних установок (LCP BREF) [277, COM 2017] і щодо переробки відходів (WT BREF) [280, COM 2017]). Водночас відсутність достатніх даних про викиди ЗОВ в деяких випадках заважає задати РВ НДТМ для ЗОВ, тому до довідкового документа було включено загальне зауваження щодо потенційної заміни ХПК (наприклад, у BREF щодо переробки нафти і газу (REF BREF) [143, COM 2015] та виробництва деревних плит (WBP BREF) [195, COM 2016]).

5.3.5.8.6 Хром (VI)

Канцерогенний хром (VI), який також називають шестивалентним хромом іноді вимірюють на додаток до загального вмісту хрому (див. розділ 5.3.5.8.10). Розчинений хром (VI) складається з хромату (CrO_4^{2-}), гідрохромату (HCrO_4^-) та дихромату ($\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$). Рівновага між цими сполуками залежить від рівня рН та загальної концентрації хрому (VI).

Станом на 2017 рік були доступні два європейських стандарти з вимірювання хрому (VI) за допомогою аналізу потоку, але лише один з них, EN ISO 23913:2009, можна застосовувати до моніторингу стічних вод. З метою вимірювання пробу фільтрують (якщо потрібно) і подають у потік-носій, щоб хром (VI) вступав у реакцію з 1,5-дифенілкарбазидом, утворюючи червоно-фіолетовий комплекс, який вимірюють методом спектрофотометрії за довжини хвилі 544 нм [212, CEN 2009]. Як варіант, хромат можна вимірювати методом іонообмінної хроматографії відповідно до стандарту EN ISO 10304-3:1997 [258, CEN 1997].

5.3.5.8.7 Ціанід

Станом на 2017 рік діяло два європейських стандарти щодо вимірювання вмісту ціаніду: EN ISO 14403-1:2012, що ґрунтується на аналізі з введенням проби в потік (FIA) [260, CEN 2012] і EN ISO 14403-2:2012, що ґрунтується на методі безперервного аналізу потоку (CFA) [261, CEN 2012]. Обидва вищезазначені стандарти розрізняють вільний ціанід (ціанід, що легко вивільняється) та загальний ціанід. Вільний ціанід містить іони ціаніду (CN^-) та зв'язаний ціанід у ціанідних комплексах слабких металів, що вивільняють ціанід водню (HCN) за рівня рН 3,8. Загальний ціанід також включає в себе сильніші ціанідні комплекси металів, окрім зв'язаних ціанідів у комплексах кобальту, золота, платини, родію та рутенію, відновлення яких може бути частковим [260, CEN 2012], [261, CEN 2012].

Для визначення загального вмісту ціаніду зв'язаний з комплексами ціанід розкладається ультрафіолетовим світлом за рівня рН 3,8. Згідно зі стандартом EN ISO 14403-1:2012, отриманий ціанід водню шляхом дифузії розділяють крізь гідрофобну мембрану за температури 30-40 °C та абсорбують у розчині гідроксиду натрію. Згідно зі стандартом EN ISO 14403-2:2012, передача ціаніду водню також може здійснюватися шляхом дистилювання за температури 125 °C. Згодом ціанід, абсорбований розчином гідроксиду натрію, вступає в реакцію з хлораміном-Т, утворюючи хлористий ціан, який, своєю чергою, вступає в реакцію з піридин-4-карбоною кислотою та 1,3-диметилбарбітуровою кислотою, утворюючи червоний барвник, що вимірюється за допомогою спектрофотометра. Визначення вільного ціаніду виконують згідно з подібною процедурою; головна відмінність полягає у відсутності стадії розкладання УФ випромінюванням [260, CEN 2012], [261, CEN 2012].

Окрім двох європейських стандартів, у 2017 році існувало кілька міжнародних стандартів (див. Додаток А.2). У зв'язку з оперативністю визначення ціаніду в різних стандартах, а також можливістю впливів зіставність результатів, отриманих різними методами, не можна сприймати як належне.

5.3.5.8.8 Вуглеводневий нафтовий індекс (НОІ)

Стандарт EN ISO 9377-2:2000 визначає метод визначення вуглеводневого нафтового індексу (НОІ) як суми концентрацій сполук, екстрагованих та проаналізованих згідно з визначеною процедурою. НОІ охоплює довголанцюгові та розгалужені аліфатичні, аліциклічні, ароматичні та алкілзамінені ароматичні вуглеводні, і вимірюється за концентрацій понад 0,1 мг/л. Вміст легкої нафти неможливо визначити кількісно. Для вимірювання пробу води екстрагують одним вуглеводневим розчинником з температурою кипіння від 36 °С до 69 °С. Потім полярні речовини видаляють з екстракту шляхом очищення з використанням засобу Florisil® (твердий порошкоподібний синтетичний магнезіо-силікатний гель). Потім очищений екстракт аналізують у газовому хроматографі (ГХ) за допомогою полум'яно-іонізаційного детектора (FID). Вимірюють загальну площу піку між *n*-деканом (C₁₀H₂₂) і *n*-тетраконтаном (C₄₀H₈₂). Кількісно визначають концентрацію нафти порівняно з зовнішнім стандартом, що складається з двох зразків нафти, і розраховують вуглеводневий нафтовий індекс [97, CEN 2000].

У минулому НОІ часто визначали шляхом екстрагування галогенізованим розчинником, після чого виконували інфрачервону спектроскопію з перетворенням Фур'є (FTIR). У зв'язку з імовірним негативним впливом на озоновий шар використовуваних розчинників ці методи більше не використовують. Інший метод визначення НОІ згідно з prEN ISO 9377-1:2000 (ISO/DIS 9377-1:2000) ґрунтувався на екстрагуванні в розчиннику, очищенні Florisil®, випаровуванні розчинника та гравіметрії, але його чутливість була низькою порівняно з методом EN ISO 9377-2, оскільки він давав змогу визначити лише концентрацію НОІ понад 5 мг/л [202, Nordic Council 2003]. Проект стандарту prEN ISO 9377-1:2000 (ISO/DIS 9377-1:2000) було відкликано у 2003 році.

Зважаючи на оперативний характер визначення НОІ згідно з EN ISO 9377-2:2000, зіставність результатів з результатами, отриманими за допомогою інших методів, не можна сприймати як належне.

Окрім визначення НОІ, діє кілька європейських стандартів з вимірювання окремих вуглеводневих сполук, наприклад моноциклічних ароматичних вуглеводнів, ПАВ та легких галогенізованих вуглеводнів [121, CEN 2018].

5.3.5.8.9 Ртуть

Станом на 2017 рік діяло два спеціальних європейських стандарти з вимірювання вмісту ртуті. У стандарті EN ISO 12846:2012 описується метод на основі атомно-абсорбційної спектроскопії (AAS) зі збагаченням та без нього (метод «холодної пари»). Для вимірювання без збагачення моно- та двовалентні сполуки ртуті, включно з органічними сполуками ртуті, перетворюють на двовалентну ртуть шляхом окиснення броматом калію/бромідом калію, а потім зводять до елементарної ртуті хлоридом олова (II). Згодом з розчину випаровують елементарну ртуть і вимірюють його методом AAS. Якщо застосовується етап збагачення, то випаровану елементарну ртуть концентрують на абсорбенті, придатному для амальгамування (наприклад, золото-платиновий сітці), згодом десорбують шляхом швидкого нагрівання, і вже потім вимірюють методом AAS [206, CEN 2012]. Стандарт EN ISO 17852:2008 ґрунтується на методі атомно-флуоресцентної спектроскопії (AFS). Як і в EN ISO 12846:2012, сполуки ртуті спочатку окиснюють броматом калію/бромідом калію, а потім відновлюють хлоридом олова (II) з подальшим випаровуванням елементарної ртуті, що утворилась. Останню активують УФ світлом і вимірюють випромінювання [207, CEN 2008].

Ртуть також можна вимірювати методом мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS) відповідно до стандарту EN ISO 17294-2:2016 (див. розділ 5.3.5.8.10) [208, CEN 2016].

5.3.5.8.10 Метали та інші елементи

Станом на 2017 рік діяло кілька європейських стандартів щодо вимірювання вмісту металів та інших елементів [121, CEN 2018].

У стандарті EN ISO 17294-2:2016 описується визначення обраних елементів методом мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS). З метою вимірювання зразок вводять у радіочастотну плазму, де процеси передачі енергії з плазми спричиняють розчинення, розкладання, атомізацію та іонізацію елементів. Іони, що утворюються, екстрагують через диференційований вакуумний інтерфейс із інтегрованою іонною оптикою, відокремлюють мас-спектрометром на основі їх питомого заряду, і детектують, як правило, за допомогою фотомножника з суцільними диодами [208, CEN 2016]. Загалом, ICP-MS – це найбільш універсальний і чутливий багатоелементний метод вимірювання, однак він є і найдорожчим.

Для вимірювання елементів методом оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-OES) можна застосовувати стандарт EN ISO 11885:2009. Під час ICP-MS проби вводять у радіочастотну плазму, де відбувається збудження утворених атомів та іонів. Утворені характерні спектри випромінювання диспергують дифракційним спектрометром, а інтенсивність світла за визначеної довжини хвилі вимірюють детектором [187, CEN 2009]. Ртуть рідко вимірюють методом ICP-OES, оскільки він є недостатньо чутливим (див. розділ 5.3.5.8.9).

На рис. 5.6 показано приклад оптичного емісійного спектрометра з індуктивно зв'язаною плазмою.



Джерело: [243, DE UBA 2016]

Рис. 5.6. Приклад оптичного емісійного спектрометра з індуктивно зв'язаною плазмою

У стандарті EN ISO 15586:2003 описується метод вимірювання 17 слідових елементів за допомогою атомно-абсорбційної спектрометрії (AAS) з електротермічною атомізацією у графітовій печі. Для вимірювання розчин проби впорскують у графітову піч з електронагріванням, де його сушать, піролізуєть і атомізують. Утворені в такий спосіб атоми вимірюють за допомогою спектрофотометра з використанням джерел світла, характерних для певного елемента (або елементів) [209, CEN 2003]. Доступні й інші стандарти щодо AAS на основі полум'яної атомізації або електротермічної атомізації для конкретних елементів, наприклад для вимірювання Al, Ca, Cd, Cr та Mg [121, CEN 2018]. У минулому єдиним недоліком AAS порівняно з ICP-MS та ICP-OES було те, що одночасно можна було вимірювати лише один елемент. Однак декілька років тому на ринку з'явилися прилади для AAS високої роздільної здатності з джерелом безперервного спектра (у 2003 р. – для полум'яної атомізації, у 2007 р. – для електротермічної атомізації), які дають змогу послідовно і, залежно від умов, одночасно вимірювати декілька елементів [213, Resano et al. 2013].

Загальну суму катіонів лужних та лужноземельних металів (Li^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+} і Ba^{2+}) також можна вимірювати методом іонообмінної хроматографії згідно зі стандартом EN ISO 14911:1999 [210, CEN 1999].

Вищезазначені методи зазвичай використовують для вимірювання розчиненої частки елементів. Коли потрібно визначити загальну концентрацію елемента, перед аналізом проводять етап розщеплення зразків, як правило, використовуючи царську горілку (суміш азотної та соляної кислот) згідно з EN ISO 15587-1:2002 або азотну кислоту згідно з EN ISO 15587-2:2002. Ці методи розщеплення є емпіричними і можуть не повністю відщеплювати всі елементи. Однак для більшості екологічних застосувань результати відповідають призначенню [214, CEN 2002], [215, CEN 2002]. Стандарти EN ISO 11885:2009 і EN ISO 17294-2:2016 описують конкретні методи розщеплення для певних елементів (Sn, Ti) [187, CEN 2009], [208, CEN 2016].

5.3.5.8.11 Фенольний індекс

Фенольний індекс визначають за методом стандарту EN ISO 14402:1999. Це аналітичне умовне позначення для групи ароматичних сполук, що за певних умов реакції утворюють кольорові продукти конденсації. Результат аналізу виражається у вигляді концентрації фенолу. У стандарті EN ISO 14402:1999 описується два методи, що базуються на аналізі потоку: визначення фенольного індексу (без дистиляції) після екстракції та визначення фенольного індексу (без екстракції) після дистиляції. У першому методі пробу подають у потік-носіє, де фенольні сполуки окиснюються перманганатом калію, а отримані хінони вступають у реакцію з 4-аміноантипірином з утворенням кольорових продуктів конденсації. Їх екстрагують у хлороформ і вимірюють за допомогою спектрофотометра за довжини хвилі 470–475 нм. Ароматичні аміни також утворюють продукти конденсації, що призводить до позитивного зміщення. У другому методі пробу подають у потік-носіє, підкиснюють фосфорною кислотою до рівня pH 1,4 і дистилюють. Дистилят містить фракцію фенольних сполук, яку можна продути паром. Вони окиснюються гексаціанофератом калію (III), і отримані хінони вступають у реакцію з 4-аміноантипірином, утворюючи жовті продукти конденсації, які вимірюються за допомогою спектрофотометра за довжини хвилі 505–515 nm [98, CEN 1999].

У ISO 6439:1990 описано подібний ручний метод визначення фенольного індексу на основі тих самих принципів хімічної реакції [203, ISO 1990].

Під час вимірювання фенольного індексу відновлення окремих фенольних сполук значно відрізняється [154, COM 2016]. Наприклад, ISO 6439:1990 визначає, що деякі фенольні сполуки з алкільними, арильними або нітрозамінниками в пара-положенні не утворюють забарвлення, а отже, не вимірюються [203, ISO 1990]. Отож, зіставність результатів, отриманих за допомогою методу EN ISO 14402:1999, з результатами, отриманими за допомогою інших методів, не можна сприймати як належне.

Крім фенольного індексу, кілька європейських стандартів розглядають вимірювання окремих фенольних сполук, наприклад деяких хлорофенолів, нітрофенолів та алкілфенолів [121, CEN 2018].

5.3.5.8.12 Сульфіді

У деяких висновках з НДТМ визначено РВ НДТМ щодо викидів сульфідів у воду (наприклад, для сульфідів, що легко вивільняються, у BREF щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF) [142, COM 2013] і для сульфідів у BREF щодо дублення шкір та шкір (TAN BREF) [179, COM 2013]. Станом на 2017 рік існувало лише два міжнародних стандарти і жодного європейського [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].

У стандарті ISO 10530:1992 описується порядок визначення розчинених сульфідів. Під час вимірювання пробу фільтрують з подальшим випаровуванням сульфідів та абсорбцією в розчині ацетату цинку. Після цього додають реагенти, з якими сульфід вступає в реакцію, утворюючи метиленовий синій, який вимірюється за допомогою спектрофотометра за довжини хвилі 665 нм [204, ISO 1992]. Визначення сульфідів, що легко вивільняються, відповідно до ISO 13358:1997 відбувається за тим самим

принципом, але випаровування проводиться за рівня рН 4. Сульфіді, що легко вивільнюються, містять розчинені сульфіді і, до певної міри, нерозчинені сульфіді, залежно від ступеня їх розчинності і характеристик старіння. Прикладами останніх є сульфіді цинку, заліза та марганцю. Інші нерозчинені сульфіді, як-от сульфід ртуті, не розглядаються [205, ISO 1997].

5.3.5.8.13 Загальний азот (ЗА)/Загальний неорганічний азот ($N_{\text{неорг}}$)/Загальний азот за К'ельдалем (ЗАК)

Європейські стандарти пропонують три загальних підходи до визначення вмісту загального азоту:

- Вимірювання загального азоту як загального зв'язаного азоту (ЗАз) шляхом термічного окиснення з подальшим хемілюмінесцентним детекторним аналізом оксидів азоту згідно зі стандартом EN 12260:2003 [99, CEN 2003].
- Вимірювання загального азоту шляхом мокрого хімічного окиснення перексодисульфатом та подальшого вимірювання нітрату згідно зі стандартом EN ISO 11905-1:1998 (метод Корольова) [100, CEN 1998].
- Вимірювання загального азоту як суми загального азоту за К'ельдалем [101, CEN 1993], нітратного азоту ($\text{NO}_3\text{-N}$) і нітритного азоту ($\text{NO}_2\text{-N}$) (доступні різні стандарти) [121, CEN 2018].

Залежно від характеристик проби, ці три підходи до визначення загального азоту можуть призвести до отримання різних результатів, оскільки деякі органічні сполуки окиснюються до різного рівня. Розчинений азотний газ не охоплюється жодним з методів.

Замість ЗА нормативно-правові акти і дозволи іноді містять параметри $N_{\text{неорг}}$ або ЗАК. З вищезазначених визначень (див. розділ 5.2) видно, що ці параметри не є еквівалентними; **отже, аналітичні результати не є зіставними**. За визначенням застосовується таке: $\text{ЗА} \geq N_{\text{неорг}}$ і $\text{ЗА} \geq \text{ЗАК}$.

Під час збору та оцінки даних для перегляду BREF важливо, щоб дані були в тому самому форматі, оскільки концентрації сполук неорганічного азоту можуть бути виражені для іонів (тобто для концентрації іонів NH_4^+ , NO_2^- або NO_3^-) або для концентрації азоту, яка присутня у формі цих іонів ($\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$ або $\text{NO}_3\text{-N}$).

ЗА часто вважається більш прийнятним параметром, оскільки всі форми органічного та неорганічного азоту можуть сприяти евтрофікації. Параметр ЗА відображає ефективність комплексного очищення стічних вод, включно з попередньою обробку органічних сполук азоту, що погано піддаються біологічному розкладанню, та видаленням твердих речовин, що містять азот. ЗА можна вимірювати одночасно з ЗОВ. Натомість параметр $N_{\text{неорг}}$ відображає ефективність біологічної нітрифікації та денітрифікації. Згідно з даними в літературі, параметр ЗА потенційно завищує вміст біодоступного азоту, тоді як $N_{\text{неорг}}$ потенційно занижує його [148, Seitzinger et al. 1997].

Вищезгадане дослідження ХПК/ЗОВ, проведене в Німеччині наприкінці 90-х років, також вивчало співвідношення $N_{\text{неорг}}/\text{ЗА}$ в кінцевих стоках у низці галузей промисловості. В середньому приблизно 20 % ЗА припадає на органічно зв'язаний азот [88, Braun et al. 1999].

5.3.5.8.14 Загальний фосфор (ЗФ)

Параметр загального фосфору включає в себе всі органічні та неорганічні сполуки фосфору, розчинені або зв'язані частинками. До неорганічних форм фосфору належать ортофосфат ($\text{HPO}_4^{2-}/\text{H}_2\text{PO}_4^-$), дифосфат ($\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}/\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$) і оліго/поліфосфати. Органічно зв'язаний фосфор може бути присутній у біомасі (наприклад, в аденозинтрифосфаті) або у фосфонатах (наприклад, як засіб від накипу для обробки охолоджувальної води).

Існує декілька стандартів щодо визначення ЗФ:

- Стандарт EN ISO 6878:2004 визначає методи для визначення фосфатів різних типів методом спектрофотометрії з використанням молібдату амонію. Для вимірювання ЗФ потрібно виконати попереднє розщеплення проб пероксодисульфатом або азотною кислотою. Розщеплення пероксодисульфатом неефективне за наявності високих концентрацій ЗОВ/ХПК (наприклад, ХПК > 270 мг/л) [184, CEN 2004], [189, Kullwatz et al. 2008].
- Стандарти EN ISO 15681-1:2004 і EN ISO 15681-2:2004 визначають методи аналізу потоку (аналіз із введенням проби в потік (FIA) або безперервний аналіз потоку (CFA)) [185, CEN 2004], [186, CEN 2004].
- Інший спосіб полягає у використанні оптико-емісійної спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-OES) відповідно до стандарту EN ISO 11885:2009 (див. розділ 5.3.5.8.10) [187, CEN 2009].

Порівняно з спектрофотометрією, описаною в стандарті EN ISO 6878:2004, ICP-OES, описана в EN ISO 11885:2009, передбачає вищий ступінь автоматизації та одночасне вимірювання інших елементів (наприклад, металів), але пов'язана з більшими капітальними витратами на обладнання. Вищезгадане дослідження ХПК/ЗОВ у Німеччині також порівнювало результати спектрофотометричного методу з результатами ICP-OES для кінцевих стоків у низці галузей промисловості. В середньому співвідношення ЗФ (спектрофотометрія)/ЗФ (ICP-OES) становило 0,96, що свідчить про те, що два способи дають зіставні результати [88, Braun et al. 1999].

5.3.5.8.15 Загальний вміст зваженої твердої речовини (ЗЗТР)

Параметр ЗЗТР включає в себе органічні та неорганічні зважені тверді речовини. Зазвичай його вимірюють відповідно до стандарту EN 872:2005, що ґрунтується на фільтрації проб крізь скловолоконний фільтр з використанням вакууму чи тиску. Використовують боросилікатний фільтр зі скловолокна з масою на одиницю площі від 50 г/м² до 100 г/м². Потім фільтр сушать за температури 105 °C ± 2 °C, а масу залишку, що зберігається на фільтрі, визначають зважуванням [188, CEN 2005]. Діаметр пор фільтрів зі скловолокна з цією специфікацією становить приблизно 1 мкм [286, Sterlitech 2017].

Параметр ЗЗТР можна застосовувати для опису ефективності методів видалення твердих речовин під час очищення стічних вод. У деяких випадках рівні ЗЗТР співвідносяться з рівнями інших параметрів – БПК, ХПК/ЗОВ, загального фосфору, загального азоту та металів [154, COM 2016].

Потрібно відрізнити від ЗЗТР тверді речовини, здатні до осаджування, оскільки останні – це субфракція ЗЗТР, яка осідає за визначених умов (наприклад, через певний час осаджування). Вміст твердих речовин, здатних до осаджування, можна визначати за об'ємом за допомогою конічного водомірного скла або за вагою [149, CEN 2007] [259, APHA 1999].

Помутніння можна вимірювати як якісний сурогатний параметр для зважених твердих речовин (див. розділ 5.4.1). Стандарт EN ISO 7027-1:2016 описує два кількісних методи, що ґрунтуються на вимірюванні розсіювання або ослаблення монохроматичного ІЧ випромінювання, індукованих частинками. Прилади калібрують за допомогою стандартизованих розчинів формазину, переважно придбаного або приготованого шляхом змішування розчинів гексаметилентетраміну та гідразину. Для проб води з низьким ступенем помутніння (наприклад, питної води) вимірюють розсіювання світла (метод нефелометрії), а для проб води з високим ступенем помутніння (наприклад, стічних вод) вимірюють ослаблення світла (метод турбідиметрії). Вимірювання помутніння легше автоматизувати, ніж вимірювання ЗЗТР, але результат залежить від розміру та форми частинок, а не лише від їх масової концентрації [191, CEN 2016]. У 2017 році тривала розробка ще одного стандарту щодо напівкількісних методів вимірювання помутніння (ISO 7027-2) [122, ISO 2018].

5.3.5.8.16 Тест-системи

Тест-системи або експрес-тести – альтернатива традиційним аналітичним методам вимірювання забруднювальних речовин та сумарних параметрів у стічних водах. Більшість тест-систем базуються на колориметричних методах. Їх переважно випускають у двох форматах: на основі візуальних компараторів та на основі переносних або настільних спектрофотометрів [103, MCERTS 2017].

Не рекомендується використовувати візуальні компаратори, оскільки характеристики цих систем залежать від користувача та умов довкілля [103, MCERTS 2017]. Їм часто бракує точності для оцінки дотримання умов дозволу та визначення РВ НДТМ, але вони можуть допомогти оператору очисної споруди зібрати оперативні дані про експлуатаційні характеристики.

Тест-системи на основі спектрофотометрів за останні роки стали більш досконалішими та якісними, і часто базуються на стандартних лабораторних методах. Результати вимірювань можуть зберігатися в електронному вигляді для забезпечення простежуваності. Доступні тест-системи для вимірювання багатьох параметрів, наприклад ХПК, аміаку, фосфату і заліза [103, MCERTS 2017].

На рис. 5.7 зображено приклад тест-системи зі спектрофотометром.

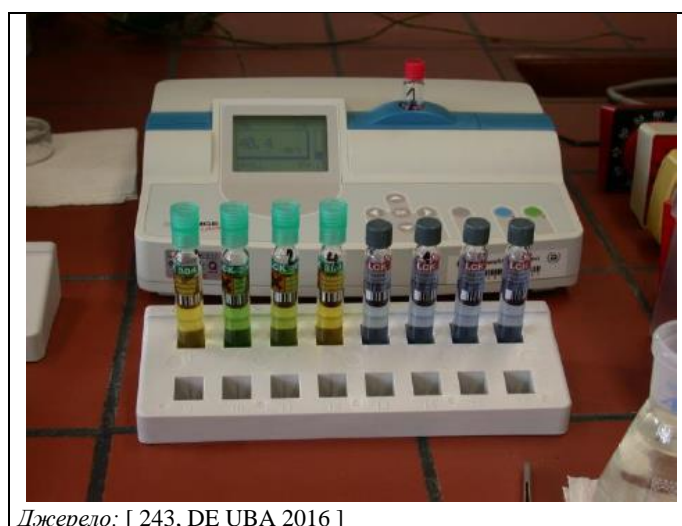


Рис. 5.7. Приклад тест-системи зі спектрофотометром

До переваг тест-систем належать зручність використання (окремо розфасовані реагенти, вбудовані засоби калібрування тощо) та низькі витрати за умови проведення малої кількості аналізів [88, Braun et al. 1999], [103, MCERTS 2017]. Однак перед використанням вони мають пройти комплексну оцінку експлуатаційних характеристик та придатності матриці. Використовувати тест-системи потрібно так само, як і стандартний метод з точки зору документації та процедур контролю якості [103, MCERTS 2017].

Перш ніж використовувати тест-системи для оцінки відповідності умовам дозволу або як посилання у висновках з НДТМ, потрібно навести докази, що результати аналізу з використанням тест-систем мають таку саму наукову якість, що й результати, отримані за допомогою методів згідно з європейськими стандартами або, якщо такі стандарти не доступні, стандартами ISO, національними та іншими міжнародними стандартами. Еквівалентність наукової якості потрібно регулярно перевіряти.

5.3.6 Обробка даних

Дані, отримані шляхом безперервних або періодичних вимірювань, проходять різні етапи обробки.

У разі **безперервних вимірювань** середні рівні можуть стосуватися різних періодів часу. Поширені періоди усереднення – 1 година, 2 години або 24 години, залежно від цілі вимірювання. Якщо завдання полягає в отриманні середньодобового значення, оптимальним періодом усереднення є 24 години. Якщо ж ідеться про експлуатаційні характеристики установки протягом дня, то варто розраховувати середні значення для коротших періодів, наприклад 1 години. Той самий проміжок часу використовується для усереднення результатів вимірювань витрати.

У разі **періодичних вимірювань** з використанням потокозалежних усереднених проб для отримання репрезентативних середніх значень додаткові розрахунки не потрібні, оскільки метод відбору проб уже враховує витрату стічних вод. Інші типи проб, наприклад часозалежні усереднені проби, можуть потребувати додаткових розрахунків, наприклад, щоб забезпечити репрезентативність щодо викидів забруднювальної речовини протягом доби.

Для розрахунку **репрезентативної середньої концентрації протягом більш тривалого періоду** результати окремих розрахунків усереднюють і зважують за відповідною витратою стічних вод (див. рівняння нижче):

$$\text{Рівняння 5.1} \quad c_w = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i}$$

де c_w = середньозважена за потоком концентрація параметра;
 n = кількість періодів вимірювання;
 c_i = середня концентрація параметра протягом i -го періоду вимірювання;
 q_i = середня витрата протягом i -го періоду вимірювання.

У випадку РЕП НДТМ або ГЗВ, що визначається як середньорічна концентрація на основі потокозалежних усереднених проб за 24 години, результат вимірювання для кожної потокозалежної усередненої проби за 24 години, отриманий протягом року спостереження, множать на відповідне середньодобове значення витрати для розрахунку **добового навантаження**. Добові навантаження додають і ділять на суму всіх середньодобових значень витрати для розрахунку **середньорічної зваженої за потоком концентрації параметра**. Приклади розрахунків наведено в Додатку А.б.

Розрахунок **середнього питомого навантаження** (наприклад, у вигляді середньомісячного або середньорічного значення) виконують згідно з рівнянням 5.2:

$$\text{Рівняння 5.2} \quad l_{\text{питоме}} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{c_i q_i}{p_i}}{n}$$

де $l_{\text{питоме}}$ = середнє питоме навантаження параметра;
 n = кількість періодів вимірювання;
 c_i = середня концентрація параметра протягом i -го періоду вимірювання;
 q_i = середня витрата протягом i -го періоду вимірювання;
 p_i = обсяг виробництва протягом i -го періоду вимірювання.

Залежно від галузі промисловості, може бути доцільним використовувати споживання сировини замість обсягу виробництва тощо.

У випадку РЕП НДТМ або ГЗВ, що визначається як середньорічне питоме навантаження на основі потокозалежних усереднених проб за 24 години, результат вимірювання для кожної потокозалежної усередненої проби за 24 години, отриманий протягом року спостереження, множать на відповідне середньодобове значення витрати, а тоді ділять на щоденний обсяг виробництва для розрахунку **добового питомого навантаження**. Значення добового питомого навантаження додають і ділять на кількість періодів вимірювання для розрахунку **середньорічного питомого навантаження**. Приклади розрахунків наведено в Додатку А.6.

Якщо добовий обсяг виробництва протягом року є більш-менш стабільним, середньорічне питоме навантаження можна розрахувати, додавши всі значення денного питомого навантаження та поділивши суму на річний обсяг виробництва.

Розрахунок питомого навантаження на основі частоти вимірювання, меншої, ніж щоденна частота вимірювання, виконують у аналогічний спосіб, але потрібно переконатися, що результати вимірювань є репрезентативними для досліджуваного періоду часу. У цьому випадку доцільно посилатися на середнє значення за певний період часу (наприклад, рік чи місяць), щоб уникнути плутанини з середніми значеннями на основі щоденної частоти вимірювання (див. розділ 3.4.4.2).

Якщо деякі значення концентрації параметра нижчі від межі кількісного визначення, потрібно зробити припущення щодо способів обробки цих даних та розрахунку навантаження. Детальну інформацію див. у розділі 3.4.4.4.

У деяких випадках щоденні результати вимірювань можуть бути недоступними (наприклад, у випадку серійного чи сезонного виробництва). Для оцінки навантаження репрезентативними для певного періоду можна вважати певний день або кілька днів; розрахунок у цьому випадку може ґрунтуватися на цьому/цих днях.

5.3.7 Складання звітів

Кожен стандарт з визначення єдиної речовини або сумарного параметра містить положення про складання звітів та вираження результатів (див. Перелік стандартів у Додатку А.2). Протокол вимірювань має містити прозорий звіт про місце та спосіб проведення вимірювань. Протокол має бути досить детальним, щоб можна було шляхом розрахунків перейти від кінцевих результатів до початкових даних і умов експлуатації. Протокол вимірювання має включати в себе принаймні такі пункти:

- застосований європейський стандарт(и);
- ідентифікація проб;
- результати, виражені згідно з вимогами європейського стандарту (стандартів);
- метод відбору та попередньої обробки проб (якщо потрібно);
- будь-які відхилення від стандартизованого методу;
- будь-які подробиці обставин, які могли вплинути на результати.

Для забезпечення ґрунтовної інтерпретації результатів, зокрема для оцінки відповідності умовам дозволу або для визначення РЕП НДТМ, може знадобитись додаткова інформація, а саме:

- назва та адреса лабораторії, що здійснює відбір та аналіз проб;
- посилання на план відбору проб із зазначенням відхилень, якщо вони траплялись;
- ідентифікація місця (місць) і точки (точок) відбору проб;
- дата і час відбору проб (для усереднених проб – дата і час початку/кінця);
- інформація про умови експлуатації до та після відбору проб;
- інші детальні дані та спостереження щодо відбору проб для оцінки результатів вимірювань;
- зберігання проб;

- витрата стічних вод, принаймні протягом періоду відбору проб, якщо відсутня вимога щодо безперервного моніторингу;
- результати контролю якості відбору й аналізу проб;
- опис ланцюга відповідальності відбору й аналізу проб;
- межа виявлення і межа кількісного визначення;
- невизначеність вимірювання.

За певних обставин результати вимірювання/звіти оприлюднюються, зокрема згідно з вимогами статті 24(3)(b) Директиви IED [24, EU 2010].

5.3.8 Укладання і перегляд BREF

На основі наданих даних, у разі потреби, визначають НДТМ і РЕП НДТМ. У зв'язку з РЕП НДТМ потрібно запровадити режим моніторингу. Проби стічних вод, які переважно відбираються в Європі, – це **потокозалежні усереднені проби за 24-годинний період**. Цей тип проб гарантує отримання репрезентативних добових результатів вимірювань, навіть в умовах змінної концентрації та витрати. Тому висновки з НДТМ переважно стосуються цього типу проб, навіть якщо за певних конкретних обставин доцільно або навіть краще використовувати й інші типи проб (див. розділ 5.3.5.4).

Для визначення НДТМ та РЕП НДТМ і розуміння характеру викидів корисно повідомляти результати вимірювань за певні періоди часу, а не лише середні значення. Більше того, потрібно повідомляти про всі значущі **референтні умови**, зокрема методи відбору проб та вимірювання, частоту вимірювань, межі кількісного визначення та виявлення, невизначеність вимірювань, додаткові параметри (наприклад, витрата, температура, рН) та умови експлуатації (наприклад, нормальні умови експлуатації або умови, відмінні від нормальних умов експлуатації). Як правило, комплексні протоколи вимірювання не надаються, але в деяких випадках можуть бути доцільними.

Частота вимірювання у висновках з НДТМ базується на наданих даних та на значення параметра для конкретної галузі промисловості. Частоти вимірювання означає достатню мінімальну частоту для визначення параметра, попри те, що в особливих випадках можуть застосовуватись інші значення частоти (нижчі або вищі), наприклад, залежно від місцевих умов. Для наочності доцільно використовувати строки, наведені в розділі 5.3.5.6, наприклад раз на тиждень, місяць або рік.

Дані про витрату стічних вод мають критичне значення для визначення НДН та РЕП НДТМ, незалежно від того, чи виражаються вони як концентрації чи як навантаження.

Як уже згадувалось, РЕП НДТМ, як правило, базуються на потокозалежних усереднених пробах за 24 години і часто виражаються як середньодобові, середньозважені щомісячні або середньозважені щорічні **концентрації**, або як середньодобові, середньомісячні чи середньорічні **питомі навантаження**, наприклад на одиницю продукції.

Доцільно виражати РЕП НДТМ як концентрації в таких випадках:

- рівні викидів можна ефективно контролювати за рахунок конструкції та експлуатації очисних споруд;
- методи водо- та енергозбереження суттєво не впливають на рівні викидів.

Наприклад, досягнуті рівні викидів параметрів ЗЗТР, БПК_n і ЗФ фактично залежать від конструкції та експлуатації кінцевої очисної споруди. Якщо в цих випадках виражати РЕП НДТМ як питомі навантаження, це може призвести до надто широких діапазонів значень у зв'язку з мінливістю витрати, навіть якщо значення концентрації не змінюються.

РЕП НДТМ найчастіше виражають як концентрації [39, EU 2012]. У особливих випадках вони можуть поєднуватися з ефективністю зниження викидів або мінімальною масовою витратою (наприклад, у BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF) [154, COM 2016]).

Ймовірно, доцільно виражати РЕП НДТМ як **питомі навантаження** в таких випадках:

- рівні викидів переважно залежать від виробничого процесу та технологій, інтегрованих у технологічний процес;
- рівні викидів співвідносяться з конкретним виробничим параметром (наприклад, масою виробленої продукції або сировини);
- методи водо- та енергозбереження призводять до зростання рівня викидів (наприклад, ХПК і АОХ).

У деяких галузях промисловості певні РЕП НДТМ виражаються як питомі навантаження (наприклад, у BREF щодо виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF) [160, COM 2015]).

Детальну інформацію про збір даних і довідкову інформацію, що супроводжує дані щодо викидів див. у «Настанові з BREF» [39, EU 2012].

5.4 Суrogateтні параметри

5.4.1 Приклади surrogateтних параметрів

Загальні аспекти surrogateтних параметрів, включно з розмежуванням між кількісними, якісними та орієнтовними surrogateтними параметрами, описано в розділі 3.3.3.3.1.

Визначення викидів у воду переважно забезпечується шляхом вимірювання сумарних параметрів, які є **кількісними surrogateтними параметрами**. Ці параметри представляють групу речовин, що [3, COM 2003]:

1. містять той самий хімічний елемент або той самий хімічний елемент у певних типах зв'язків;
2. мають однакові характеристики.

Приклади сумарних параметрів першого типу:

- загальний органічний вуглець (ЗОВ) замість окремих органічних сполук (див. розділ 5.3.5.8.5);
- загальний азот (ЗА) замість окремих сполук азоту (див. розділ 5.3.5.8.13);
- органічні галогени, що абсорбуються (АОХ), замість окремих галогенізованих органічних сполук (див. розділ 5.3.5.8.2);
- вуглеводневий нафтовий індекс (НОІ) замість окремих сполук вуглеводнів (див. розділ 5.3.5.8.8);
- фенольний індекс замість окремих фенольних сполук (див. розділ 5.3.5.8.11);

Приклади сумарних параметрів другого типу:

- у разі хімічної потреби в кисні (ХПК), здатність окиснюватись дихроматом замість окремих органічних сполук (див. розділ 5.3.5.8.5);
- у разі біохімічної потреби в кисні (БПК_n), маса кисню, спожитого інокулятом аеробних мікроорганізмів (див. розділ 5.3.5.8.4);
- у разі тестів на токсичність, дія всіх речовин, присутніх у пробі на певному організмі (див. розділ 5.5).

Приклади якісних surrogateтних параметрів [3, COM 2003]:

- електропровідність, замість окремих сполук металів, у процесах осадження та відстоювання;
- помутніння, замість окремих сполук металів або зважених твердих речовин, у процесах осадження, відстоювання та флотації.

Приклади орієнтовних surrogateтних параметрів [3, COM 2003]:

- рН, у процесах осадження та відстоювання;
- рН, для скидання кислотних або лужних речовин;
- зміни запахів на об'єкті як ознака несподіваних процесів випарювання.

Поєднання surrogateтних параметрів може призвести до більш сильної кореляції між контрольованими параметрами та очікуваними викидами.

5.4.2 Укладання і перегляд BREF

Якщо у висновках з НДТМ враховуються викиди у воду та визначаються РЕП НДТМ, для кількісної оцінки викидів часто використовують сумарні параметри, оскільки зазвичай неможливо визначити всі речовини, що потраплятимуть у скид стічних вод в усій галузі промисловості.

Детальну інформацію про збір даних і довідкову інформацію, що супроводжує дані щодо викидів див. у «Настанові з BREF» [39, EU 2012].

5.5 Тести на токсичність і комплексна оцінка стічних вод

5.5.1 Тести на токсичність

5.5.1.1 Огляд

Тести на токсичність, також відомі як біотести або біоаналізи, передбачають введення досліджуваних організмів у середовище (наприклад, оригінальну або розведену пробу стічних вод) для визначення впливу на їхні фізіологічні характеристики, виживання, ріст або розмноження. Використовують різні організми, що відповідають різним трофічним рівням, включно з бактеріями, водоростями, вищими рослинами, безхребетними, ікроміями та рибами. Вибір досліджуваного організму залежить від типу приймальної водойми (прісна або солоня). Тести на токсичність є прикладом кількісних сурогатних параметрів (див. розділ 5.4.1). Вони є невід'ємною складовою комплексної оцінки стічних вод (див. розділ 5.5.2).

Тести на гостру токсичність призначені для вимірювання згубного впливу речовини або стічних вод під час короткочасної дії. Тести на хронічну токсичність призначені для вимірювання згубного впливу, що виникає внаслідок тривалої дії впродовж життєвого циклу організму [173, ЕС 2008]. Тести на хронічну токсичність менш поширені, ніж тести на гостру токсичність, і варто віддавати перевагу тестам на короткочасну хронічну токсичність, щоб уникнути наслідків зміни характеристик стічних вод під час випробування [116, TOTAL 2009].

Тести на токсичність проводяться (акредитованими) лабораторіями, де досліджувані організми (переважно зі стандартних культур) піддають дії стічних вод, проби яких було надано лабораторії. Тести на токсичність рідко проводять в реальному часі. Часу, потрібного для отримання результатів, – як правило, 24–96 годин, – не достатньо для безпосереднього контролю очищення стічних вод. Проведення тестів на токсичність потребує особливих навичок, відмінних від тих, які потрібні для проведення фізико-хімічних аналізів (див. розділи 5.3 і 5.4). На момент написання цього документа (2018) досвідчені дослідницькі лабораторії існували не в усіх країнах-членах ЄС.

Тести на токсичність пропонують такі (ймовірні) переваги [113, OSPAR 2007] [154, COM 2016]:

- Токсичні тести дають змогу комплексно оцінити потенційні наслідки потоку стічних вод для довкілля (включно з синергічною/антагоністичною дією сполук), що неможливо здійснити шляхом аналізу окремих речовин та інших хімічних сумарних параметрів.
- Результати тестів відображають дію всіх сполук, присутніх у стічних водах, незалежно від їх походження та природи (наприклад, включно з побічними продуктами та метаболітами). Ідентифікувати сполуки не обов'язково.
- Джерела небезпечних стічних вод (виробничі етапи або «гарячі точки») у межах промислових районів часто можна визначити шляхом зворотного простежування, за умови, що невідомою комбінованою чи синергічною дією забруднювальних речовин можна знехтувати.
- Тести на токсичність можуть бути швидшими та дешевшими, ніж кількісне визначення (кількох) одиничних речовин з токсичними властивостями.

Тести на токсичність особливо корисно проводити для стічних вод, що містять складні суміші відомих і невідомих речовин, а також у ситуаціях, коли промислова діяльність потенційно може призвести до викидів токсичних речовин [113, OSPAR 2007].

Тести на токсичність часто застосовують у дозволах щонайменше в п'яти країнах-членах ЄС:

- У Австрії встановлено ГЗВ для низки галузей промисловості. Застосовується поєднання до чотирьох тестів на токсичність (риби, дафнії, водорості та

люмінесцентні бактерії), зокрема для деяких стічних вод у хімічній промисловості [170, AT 2015].

- У Німеччині передбачено обов'язкові ГЗВ у кількох галузях промисловості. З 1999 року застосовується комплексний набір тестів на токсичність для стічних вод у хімічній промисловості. Він охоплює п'ять трофічних рівнів (ікра риби, дафнії, водорості, люмінесцентні бактерії та генотоксичність). Тести на токсичність для риби почали проводити ще в кінці 1980-х [29, DE 2014].
- У Ірландії визначають ГЗВ для скидів, що вважаються складними. Тести на токсичність застосовують у дозволах починаючи з 1993 року. Проводять попередній скринінг щонайменше для чотирьох видів водних організмів різних трофічних рівнів (риби, ракоподібних, водоростей та люмінесцентних бактерій) і подальший моніторинг відповідності для двох найбільш чутливих видів [171, Enterprise Ireland 2012].
- У Італії проводяться обов'язкові тести на гостру токсичність для скидів у поверхневі води та каналізацію (наприклад, на рівні дафній, водоростей або люмінесцентних бактерій). Правові наслідки перевищення ГЗВ є, однак, менш важкими, ніж для інших параметрів [172, IT 2006].
- У Литві для проведення тестів на гостру токсичність для дафній стічні води мають потрапити у поверхневі води [117, СОНІВА 2010].

Інші країни-члени ЄС також іноді використовують тести на токсичність у дозволах: Бельгія (Фландрія), Данія, Фінляндія і Швеція [117, СОНІВА 2010], [154, COM 2016].

Тести на токсичність також можна використовувати для оцінки впливу потоків стічних вод на установки для біологічного очищення стічних вод, але тести/організми, що використовуються для тестів, зазвичай відрізняються від тих, що використовуються для аналізу кінцевих стічних вод (наприклад, вимірюється пригнічення активованого мулу [174, CEN 2007], [175, CEN 2006]).

Якщо використовуються дослідні організми, що підпадають під дію Директиви 2010/63/ЄС про захист тварин, які використовуються з науковою метою (наприклад, живі нелюдиноподібні хребетні тварини, включно з личинковими формами, що харчуються самостійно), то потрібно забезпечити дотримання принципу «заміна, скорочення, вдосконалення» [114, EU 2010].

5.5.1.2 Європейські стандарти

Існує велика кількість європейських, міжнародних та національних стандартів щодо тестів на токсичність **стічних вод** (див. Додаток А.2) [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]. У Настанові ОЕСР щодо тестування хімічних речовин також надається перелік тестів для оцінки дії **одиночних речовин** на біологічні системи, включно з тестами на токсичність [118, OECD 2013].

У таблиці 5.5 наведено перелік європейських стандартів щодо тестів на токсичність (стандарти наведено у порядку спадання трофічних рівнів).

Таблиця 5.5. Європейські стандарти щодо тестів на токсичність

Стандарт	Заголовок
EN ISO 5667-16:2017	Якість води. Відбирання проб. Частина 16. Настанови з біогестування проб (ISO 5667-16:2017)
EN ISO 21427-2:2009	Якість води. Оцінка генотоксичності шляхом вимірювання індукції мікроядер. Частина 2. Метод змішаної популяції з використанням лінії генетично однорідних клітин V79 (ISO 21427-2:2006)
EN ISO 11348:2008, частини 1–3	Якість води. Визначення пригнічувальної дії проб води на світловипромінювання бактерій <i>Vibrio fischeri</i> (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Частина 1. Метод з використанням щойно підготовлених бактерій (ISO 11348-1:2007) Частина 2. Метод з використанням бактерій, висушених рідинним десикантом (ISO 11348-2:2007) Частина 3. Метод з використанням ліофілізованих бактерій (ISO 11348-3:2007)
EN ISO 10712:1995	Якість води. Випробування на пригнічення росту <i>Pseudomonas putida</i> (випробування на пригнічення розмножування клітин <i>Pseudomonas</i>) (ISO 10712:1995)
EN ISO 8692:2012	Якість води. Визначення сповільненості росту прісноводних одноклітинних зелених водоростей (ISO 8692:2012)
EN ISO 10253:2016	Якість води. Тест на пригнічення росту морських водоростей <i>Skeletonema sp.</i> та <i>Phaeodactylum tricornerutum</i> (ISO 10253:2016)
EN ISO 10710:2013	Якість води. Тест на пригнічення росту з застосуванням макроводоростей <i>Ceramium tenuicorne</i> у морській та солоній воді (ISO 10710:2010)
EN ISO 20079:2006	Якість води. Визначення токсичної дії складових води та стічних вод на ряску (<i>Lemna minor</i>). Тест на пригнічення росту ряски (ISO 20079:2005)
EN ISO 20227:2017	Якість води. Визначення дії стічних вод, природної води та хімікатів на пригнічення росту ряски <i>Spirodela polyrrhiza</i> . Метод з використанням мікробіотесту, що не залежить від чистої культури (ISO 20227:2017)
EN ISO 6341:2012	Якість води. Визначення пригнічення рухливості <i>Daphnia magna</i> Straus (Cladocera, Crustacea). Тест на гостру токсичність (ISO 6341:2012)
EN ISO 15088:2008	Якість води. Визначення гострої токсичності стічних вод для ікри смугастого даніо (<i>Danio rerio</i>) (ISO 15088:2007)
EN ISO 7346:1997, частини 1–3	Якість води. Визначення гострої летальної токсичності речовин для прісноводних риб [<i>Brachydanio rerio</i> Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 1. Статичний метод (ISO 7346-1:1996) Частина 2. Напівстатичний метод (ISO 7346-2:1996) Частина 3. Проточний метод (ISO 7346-3:1996)

Стандарт **EN ISO 5667-16:2017** описує конкретні положення щодо відбору та попередньої обробки проб, що стосуються тестів на токсичність [150, CEN 2017].

Стандарт **EN ISO 21427-2:2009** описує метод визначення **генотоксичності** води та стічних вод за допомогою тесту для ссавців *in vitro*, що виявляє шкоду, спричинену водорозчинними речовинами, для хромосом або мітотичного апарату клітин V79 з китайського хом'яка. Клітини V79 піддають серії концентрацій тестового зразка впродовж 24 годин (4 години для суміші S9). Після цього готують предметні скельця, фарбують клітини і оцінюють їх на наявність мікроядерних клітин. Збільшена кількість цих мікроядерних клітин порівняно з контрольними зразками свідчить про те, що досліджуваний зразок може спричинити розриви хромосом або порушення веретена поділу в клітинах V79 *in vitro* [163, CEN 2009].

У **частинах 1-3** стандарту **EN ISO 11348:2008** описано методи визначення пригнічувального впливу проб води на світловипромінювання морських **бактерій** (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Відомі обсяги (розведеної) проби змішують із суспензією люмінесцентних бактерій у пробірці. Критерієм випробування є люмінесценція, яку вимірюють через визначений період контакту (5, 15 або 30 хвилин) з урахуванням поправного коефіцієнта для зміни інтенсивності

контрольних зразків протягом часу експозиції. Стандарт EN ISO 11348-1:2008 передбачає використання щойно підготовлених бактерій, EN ISO 11348-2:2008 – бактерій, висушених рідинним десикантом, а EN ISO 11348-3:2008 – ліофілізованих бактерій [155, CEN 2008], [156, CEN 2008], [157, CEN 2008].

У стандарті EN ISO 10712:1995 також досліджуються бактерії, але виконується тест на пригнічення росту з урахуванням помутніння [158, CEN 1995].

Стандарти EN ISO 8692:2012 і EN ISO 10253:2016 описують тести на пригнічення росту прісноводних або морських **одноклітинних водоростей**. Інокулянт з штамів одноклітинних водоростей, що ростуть в експоненціальному масштабі, культивують протягом декількох поколінь у визначених середовищах, що містять діапазон концентрацій тестового зразка. Пригнічення росту вимірюють протягом 3 днів як зниження питомої швидкості росту контрольних культур, вирощених в однакових умовах. Вимірювання зазвичай виконують за допомогою лічильника частинок або за допомогою мікроскопа та камери Горяєва [159, CEN 2012], [161, CEN 2016].

Стандарт EN ISO 10710:2013 описує метод визначення пригнічення росту **макродоростей** у морській та солонуватій воді. Кінчики водоростей вирощують у визначених умовах випробування та у визначеному середовищі, що містить діапазон концентрацій тестового зразка. Через 7 днів вимірюють, наскільки збільшилась довжина, а пригнічення росту визначають як зменшення швидкості росту контрольних культур, вирощених в однакових умовах [162, CEN 2013].

Стандарт EN ISO 20079:2006 використовує ряску *Lemna minor* як модельний організм прісноводних **вищих рослин**. Стандарт визначає метод визначення реакції, яка пригнічує ріст ряски, на речовини та суміші, що містяться у стічних водах. Рослинам дозволяють рости як монокультури за різних концентрацій тестового зразка протягом 7 днів. Для кількісної оцінки ефектів, пов'язаних з конкретною речовиною, швидкість росту тестових розчинів обчислюють згідно з параметрами спостереження (кількість листців, площа листців, хлорофіл, суха маса) і порівнюють зі швидкістю контрольних зразків (рис. 5.8) [164, CEN 2006].

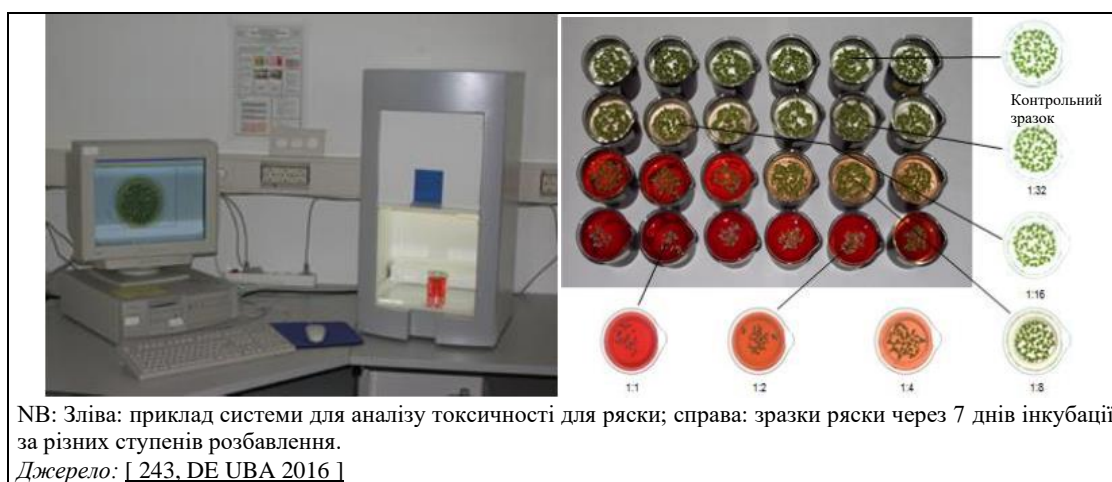


Рис. 5.8. Тест на токсичність ряски

У стандарті EN ISO 20227:2017 описується інший тест на токсичність ряски, що ґрунтується на визначенні пригнічення росту перших листців *Spirodela polyrhiza*, пророщених з туріонів, речовинами та сумішами, що містяться у воді та стічних водах, включно з очищеними комунальними стічними водами та промисловими стоками. Тест також стосується чистих хімічних речовин і, зокрема, препаратів для захисту рослин та пестицидів [291, CEN 2017].

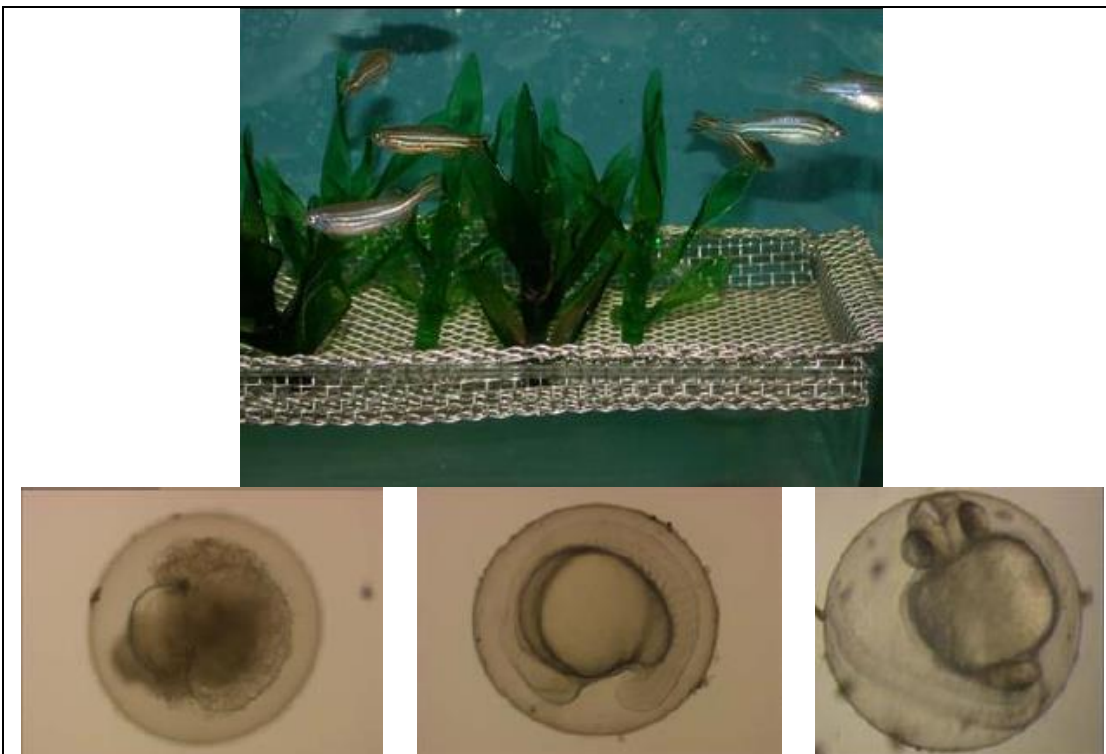
Для тесту за стандартом EN ISO 6341:2012 використовується водяна блоха (дафнія) *Daphnia magna* Straus, ракоподібне, яке є первинним консументом, безхребетним та основним компонентом зоопланктону у водних екосистемах. Тест визначає пригнічення рухливості водяної блохи через 24 години або 48 годин дії тестового зразка за визначених умов (рис. 5.9) [165, CEN 2012].



NB: Зліва: просте обладнання для виведення дафній; справа: *Daphnia magna* Straus.
Джерело: [243, DE UBA 2016]

Рис. 5.9. Тест на токсичність *Daphnia*

Стандарт **EN ISO 15088:2008** описує тест на токсичність, у якому як піддослідний організм використовується ікра смугастого даніо (*Danio rerio* Hamilton-Buchanan, рання назва *Brachydanio rerio*). Стандарт описує метод визначення ступенів розведення або концентрації як міри гострого токсичного впливу стічних вод на ікру риби упродовж 48 годин. Для визначення токсикологічного кінцевого показника (коагуляція ікринки, відділення хвоста або поява серцебиття) використовують мікроскоп або бінокляр (рис. 5.10). Стандарт EN ISO 15088:2008 розроблено для заміни тесту на гостру токсичність риби. Щодо стічних вод він дає ті самі або подібні результати, що були отримані під час тесту на гостру токсичність з використанням риби відповідно до стандарту EN ISO 7346, частина 1 або 2 [166, CEN 2008].



NB: Вверху: вирощування смугастих даніо в акваріумі; внизу: токсикологічні кінцеві показники: зліва: коагульована ікринка, у центрі: не відбувається відділення хвоста, справа: відсутнє серцебиття.
Джерело: [243, DE UBA 2016]

Рис. 5.10. Тест на токсичність ікри смугастого даніо

У частинах 1–3 стандарту **EN ISO 7346:1997** описується порядок визначення гострої летальної токсичності речовин у визначених умовах для прісноводних **риб** (смугастих реріо, *Danio rerio* Hamilton-Buchanan). Рибу піддають дії досліджуваної речовини шляхом серійного розведення протягом 96 годин. Через 24, 48, 72 та 96 годин реєструють рівень смертності та умови випробування (температура, рівень рН та вміст кисню). LC_{50} (летальна концентрація для 50 % досліджуваної риби) розраховують зі співвідношення концентрації та ефекту. У стандарті EN ISO 7346-1:1997 описується статичний метод, у EN ISO 7346-2:1997 – напівстатичний метод, а у EN ISO 7346-3:1997 – проточний метод [167, CEN 1997], [168, CEN 1997], [169, CEN 1997]. Попри те, що стандарти стосуються окремих речовин, їх також використовували для оцінки токсичності стічних вод [166, CEN 2008]. У деяких країнах-членах тести на риби з етичних міркувань замінили іншими методами (наприклад, EN ISO 15088:2008).

5.5.1.3 Обробка даних і складання звітів

Результати тестів на токсичність можуть бути виражені в різні способи. Найбільш поширеними є такі способи [117, СОНІВА 2010]:

- **Ефективна концентрація (ЕК_x):** X у ЕК_x означає заданий процент досліджуваних організмів, у яких проявляється шуканий кінцевий показник. Кінцевий показник залежить від умов тесту. Наприклад, ЕК₅₀ для 20 % означає, що 50 % досліджуваних організмів перебували під дією речовини за концентрації 20 %. Чим менша ефективна концентрація, тим більш токсичною є речовина. Значення ЕК – це точкові оцінки, що базуються на співвідношеннях концентрації та відповіді. Вони можуть визначатись статистично (побудова моделі концентрація-відповідь) або графічно – щонайменше з п'яти пар даних концентрація-відповідь і відповідей у діапазоні від 0 до 100 %. На основі даних ЕК можна визначити величини похибок, але для помірно токсичних зразків статистичні вимоги для розрахунку значень ЕК часто не виконуються. Летальна концентрація (LC_x) та інгібіювальна концентрація (IC_x) визначаються за тим самим принципом.

Значення ЕК – це найбільш поширені одиниці визначення токсичності, що застосовуються в усіх європейських стандартах, наведених у Додатку А.2.

Методику визначення ЕК_x зазвичай застосовують до окремих речовин, а результати виражають у вигляді значень концентрації (наприклад, у мг/л). Водночас, для проби стічних вод також може бути використана серія розведень для визначення значень ЕК₅₀ у процентному відношенні до стічних вод (див. визначення ННР нижче).

- **Максимальна неефективна концентрація (МНЕК):** МНЕК – це найвища концентрація речовини, за якої не спостерігається помітних небажаних ефектів. Значення МНЕК застосовують у багатьох країнах, особливо під час визначення хронічної токсичності. Визначення МНЕК ґрунтується на перевірці гіпотез і з різних причин піддається критиці. Перш за все, нерозумно вимірювати щось, що не спостерігається. По-друге, вибір серії концентрацій може впливати на значення МНЕК, що зменшує їх зіставність. По-третє, на основі даних МНЕК не можна розрахувати величини похибок.
- **Найнижче неефективне розведення (ННР):** підхід на основі ННР використовують для вимірювання токсичності стічних вод за допомогою серії розведень. Пробу розводять з визначеними співвідношеннями води для розведення, доки не припинить спостерігатися визначений ефект. Статистична оцінка співвідношення концентрація-відповідь не потрібна, оскільки ухвалюється рішення типу «так/ні» щодо визначеного рівня ефекту, описаного у відповідному стандарті (зазвичай 10 % або 20 % ефекту порівняно з контрольними зразками). Порядок розрахунку значень ННР описано в усіх європейських стандартах, перелічених у Додатку А.2. Значення ННР забезпечує відношення об'єму розведеного зразка до вихідного зразка; чим вище значення ННР, а отже, й розведення, тим вищою є токсичність вихідного зразка.

- **Одиниця токсичності (ОТ):** значення ОТ – це результати різних розрахунків на основі вищезазначених одиниць. Використання ОТ пояснюється тим, що їх легше зрозуміти, ніж значення ЕК для повного об'єму стічних вод: чим вище ОТ, тим вищою є токсичність стоку. Розрізняють ОТ для гострої та хронічної токсичності: для гострої токсичності $OT_{Г} = 100/EK_{50}$, а для хронічної токсичності $OT_{Х} = 100/MHEK$. Застосовують і інші визначення ОТ (наприклад, $OT_{Х} = EK_{10}$ [113, OSPAR 2007]); це ускладнює порівняння різних ОТ.

Зважаючи на значення обробки даних та статистичного аналізу, доцільно включити їх опис до протоколу вимірювання (див. розділ 5.3.7).

5.5.2 Комплексна оцінка стічних вод

Окрім тестів на токсичність, виконують комплексну оцінку стічних вод (WEA), метою якої є оцінювання стійкості (здатності до розкладання) та здатності до біоаккумуляції. Застосовують так звані критерії РВТ (стійкість, здатність до біоаккумуляції та токсичність) для оцінювання ймовірного небезпечного характеру стічних вод, які в іншому випадку можуть бути недостатньо контрольованими, якщо покладатись лише на фізико-хімічні параметри стічних вод [115, OSPAR 2005].

Оцінка WEA стосується стійкості, але передбачає й оцінку здатності до біологічного розкладання. Що стосується біологічно очищених стічних вод, то випробування на здатність до біологічного розкладання надають інформацію про те, чи є обробка достатньою. Що стосується недостатньо очищених стічних вод, то ці випробування демонструють, чи потрібно виконувати біологічне очищення. Якщо випробування на здатність до біологічного розкладання супроводжуються тестами на токсичність, можна виявити потенціал до зниження токсичності. Наприклад, здатність до біологічного розкладання можна кількісно визначити шляхом вимірювань зменшення вмісту розчиненого органічного вуглецю (РОВ) або виділення CO_2 [115, OSPAR 2005]. Наявні декілька європейських та міжнародних стандартів [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]. Стандарт CEN ISO/TR 15462:2009 містить настанови з вибору випробувань на здатність до біорозкладання [176, CEN 2009].

Здатність до біоаккумуляції вимірюють (до та після біорозкладання) шляхом безпосереднього екстрагування проби твердофазним полімером (твердофазна мікроекстракція, SPME) або, як варіант, шляхом рідкофазної екстракції. Кількісне визначення виконують методом газової або рідинної хроматографії [115, OSPAR 2005].

Токсичність під час WEA вимірюють за допомогою стандартних тестів на токсичність (див. розділ 5.5.1). Серед іншого, за допомогою протоколів WEA можна вивчати генотоксичність та ендокринні порушення, але поки що ця практика менш поширена [115, OSPAR 2005].

Переваги WEA переважно такі самі, що й і для тестів на токсичність: комплексна оцінка потенційного впливу стоків на довкілля, врахування всіх сполук, присутніх у стічних водах, здатність до виявлення джерел забруднення та ймовірне зменшення обсягу аналітичної роботи та витрат (див. розділ 5.5.1.1).

Як і тести на токсичність, оцінка WEA особливо корисна у випадку стічних вод, що містять складні суміші відомих і невідомих речовин [113, OSPAR 2007].

Водночас, застосування WEA пов'язане і з певними труднощами:

- Станом на 2017 рік не існувало жодних європейських та міжнародних стандартів щодо вимірювання здатності до біоаккумуляції [121, CEN 2018], [122, ISO 2018].
- Ймовірно, буде складно знайти компетентні лабораторії для регулярного проведення тестів WEA. Доступність лабораторії також є важливим чинником, оскільки проби стічних вод, що охолоджуються протягом 24 годин, потрібно проаналізувати, щойно вони надійдуть до лабораторії [116, TOTAL 2009].

Приклади застосування ВЕА або тестів на токсичність, якщо вони застосовуються окремо:

- класифікація екологічних ризиків скидів стічних вод;
- ідентифікація токсичності/оцінка зменшення токсичності;
- упорядкування методів очищення стічних вод;
- аналіз ефективності вдосконалення очищення;
- виявлення джерел впливу, що спостерігаються у приймальних водоймах.

5.5.3 Укладання і перегляд BREF

Тести на токсичність – цінний інструмент для оцінки ймовірного впливу на довкілля скидів стічних вод, зокрема у випадку змішаних стічних вод. За умови достатньої кількості даних вони також можуть слугувати основою для розробки та використання методик контролю забруднення та оцінки їх ефективності. НДТМ і РЕП НДТМ зазвичай стосуються конкретних речовин та сумарних параметрів. У конкретних галузях промисловості, зокрема тих, де можна очікувати скидів змішаних стічних вод і де самого аналізу конкретних речовин або сумарних параметрів недостатньо для контролю забруднення, може бути доцільним розробити НДТМ та РЕП НДТМ для тестів на токсичність, а також, імовірно, для WEA. У 2005 році Комісія OSPAR запевнювала, що, оскільки зі зростанням складності речовин у стічних водах поліпшуються й методи оцінки впливу, видається очевидним, що параметри WEA регулярно використовуватимуть для випробування показників НДТМ [115, OSPAR 2005].

у 2017 році тести на токсичність і оцінка WEA розглядалися у кількох BREF:

- BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF): У BREF детально описано тести на токсичність і процедуру WEA. Крім того, додано дані про токсичність для кількох установок. Згідно з висновками з НДНТ, для моніторингу викидів у воду доцільно застосовувати поєднання тестів на токсичність для різних трофічних рівнів (ікра риб, дафнії, ряска, водорості, люмінесцентні бактерії). Частоту моніторингу визначають на підставі оцінки ризику після початкової характеристики. РЕП НДТМ для токсичності не визначено [154, COM 2016].
- BREF щодо виробництва хімічної продукції тонкого органічного синтезу (OFC BREF): цей BREF, ухвалений у 2006 році, описує методи зниження токсичності стічних вод і містить дані про токсичність для кількох установок. У розділі про НДТМ зазначається, що НДТМ полягає у регулярному проведенні тестів на токсичність загального об'єму стічних вод після установки для біологічного очищення стічних вод, якщо навмисно або випадково обробляються або виробляються речовини, що мають екотоксикологічний потенціал. Більше того, під час безперервних вимірювань рівня ЗОВ доцільно використовувати тести на токсичність в реальному часі, якщо виявлено значну залишкову гостру токсичність. РВ НДТМ після біологічного очищення стічних вод встановлюються та виражаються як значення ННР для риб, дафній, водоростей, люмінесцентних бактерій, а також для генотоксичності [119, COM 2006].
- BREF щодо виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF): у переглянутому BREF за 2015 рік згадується, що тести на токсичність використовувались у целюлозно-паперовій промисловості для характеристики стічних вод (наприклад, у Німеччині: токсичність для ряски) і для визначення умов дозволів (наприклад, у Австрії: токсичність для риби) через змішаний характер стічних вод [160, COM 2015].
- BREF щодо промислових систем охолодження (ICS BREF) [178, COM 2001], виробництва заліза та сталі (IS BREF) [142, COM 2013], і великосерійної неорганічно-хімічної промисловості (LVOC BREF) [177, COM 2017]: дані про токсичність для кількох підгалузей було включено до відповідних розділів.
- BREF щодо дублення шкір та шкір (TAN BREF): переглянутий BREF за 2013 рік містить рекомендацію про те, що для наступного перегляду BREF, а також для

надання регулюючим органам доцільно здійснювати обмін інформацією щодо токсичності та WEA [179, COM 2013].

Під час збору та аналізу даних про токсичність для визначення НДТМ та РЕП НДТМ потрібно брати до уваги конкретні міркування, окрім фізико-хімічних вимірювань (див. розділ 5.3.8). Йдеться про таке:

- Обробка даних впливає на кінцевий результат (див. розділ 5.5.1.3).
- Неорганічні іони вище певних концентрацій демонструють токсичну дію залежно від організму (наприклад, хлорид і сульфат) [29, DE 2014]. Цю дію потрібно враховувати, якщо метою є усунення токсичності органічних сполук.

5.6 Витрати

Якісна інформація щодо витрат на моніторинг викидів у воду міститься у кількох розділах цієї глави, наприклад, у зв'язку з різними режимами моніторингу (див. розділи 5.3.2 і 5.3.3) і різною частотою періодичних вимірювань (див. розділ 5.3.5.6). Однак під час укладання цього документа даних про витрати надано не було. А отже, не можна надати кількісну інформацію щодо відбору проб або аналізу.

Дуже загальні відомості містяться у звіті, наданому Асоціацією CONCAWE (Збереження чистого повітря та води в Європі), що містить настанови для членів асоціації щодо аналітичних методів, які можна використовувати для моніторингу стічних вод нафтопереробних заводів. У цьому звіті представлено програму оцінки методів, завдяки якій можна порівняти результати аналітичних методів та впорядкувати їх залежно від характеристик аналітичної ефективності та загальної якості. Звіт також враховує орієнтовні витрати, розміщені в одній із трьох категорій (підготовка проб, попередня обробка та аналіз). Зазвичай, чим складніший аналіз, тим вищі витрати та рейтингова оцінка. Визначення майже всіх параметрів води віднесено до категорії «високі витрати», включно з сумарними параметрами типу ХПК, ЗОВ і АОХ [120, CONCAWE 2013].

6 ЗАКЛЮЧНІ ЗАУВАЖЕННЯ ТА РЕКОМЕНДАЦІЇ ЩОДО МАЙБУТНЬОЇ РОБОТИ

Графік процесу розробки

Основні етапи розробки цього документа узагальнено в таблиці 6.1.

Таблиця 6.1. Основні етапи розробки Довідкового звіту JRC з моніторингу викидів у повітря та воду від установок, що підпадають під дію Директиви IED (ROM)

Основний етап	Дата
Відновлення роботи ТРГ з перегляду MON REF	22 грудня 2009 р.
Запит побажань	7 квітня 2010 р.
Обговорення робочої програми і MON REF на форумі згідно зі статтею 13 Директиви IED	12-13 вересня 2011 р.
Рішення Європейської Комісії щодо розробки проекту Довідкового звіту JRC з моніторингу (ROM) і перетворення ТРГ на Групу експертів з моніторингу (MEG)	12 березня 2012 р.
Структура проекту ROM	9 квітня 2012 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо структури (отримано 97 зауважень)	25 квітня 2012 р.
Обсяг проекту ROM	21 червня 2012 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо обсягу	13 липня 2012 р.
Проект глави щодо загальних аспектів моніторингу	13 лютого 2013 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо загальної глави (отримано 126 зауважень)	8 березня 2013 р.
Проект глави щодо викидів у повітря	15 травня 2013 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо глави про викиди у повітря (отримано 363 зауваження)	14 червня 2013 р.
Проект глави щодо викидів у воду	1 серпня 2013 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо глави про викиди у воду (отримано 123 зауваження)	13 вересня 2013 р.
Остаточна версія	24 жовтня 2013 р.
Завершення періоду внесення зауважень щодо остаточної версії (отримано 377 зауважень)	15 листопада 2013 р.
Перший робочий документ після виходу остаточної версії	16 лютого 2015 р.
Другий робочий документ після виходу остаточної версії	23 липня 2015 р.
Третій робочий документ після виходу остаточної версії	22 липня 2016 р.
Допрацьована остаточна версія	5 червня 2017 р.
Презентація ROM на форумі згідно зі статтею 13 Директиви	19-20 грудня 2017 р.

Джерела інформації

У ROM наводиться загальна поширена інформація, зібрана Європейським бюро ІРРС з різних джерел, зокрема міжнародних та національних стандартів, наукових публікацій. Деякі країни-члени ЄС зробили окремий внесок у вигляді власного узагальненого досвіду моніторингу. ROM містить понад 240 посилань. Усю зібрану інформацію, крім інформації, захищеної законом про авторські права, було надано MEG.

Крім того, Технічні комітети CEN/TC 230 «Аналіз води» і CEN/TC 264 «Якість повітря» Європейського комітету зі стандартизації надали інформацію для укладання додатків щодо стандартів з вимірювання викидів у повітря (A.1) і воду (A.2), відповідно. Інформацію для Додатка A.5 «Витрати на моніторинг викидів у повітря» надано Асоціацією випробування джерел Великої Британії.

Рекомендації для майбутньої роботи

У цьому документі розглядається лише моніторинг викидів у повітря та воду. Моніторинг важливий і для інших екологічних питань (шум, викиди в ґрунт та підземні води, утворення відходів та енергоефективність). Це може бути підставою для подальшого збору інформації та розширення обсягу РОМ у майбутньому.

Інша ідея полягає в додаванні інформації про аналітичні методи для інших забруднювальних речовин/параметрів (наприклад, тих, для яких у висновках з НДТМ було визначено РЕП НДТМ). Крім того, корисною буде інформація про витрати на моніторинг викидів у воду.

7 ДОДАТКИ

А.1. Стандарти та методи вимірювання викидів у повітря

Таблиця 7.1. Спеціальні стандарти щодо періодичного вимірювання викидів у повітря

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Аміак (NH ₃)	Відсутні європейські та міжнародні стандарти	н/з	н/з	Триває підготовка стандарту ISO (ISO/DIS 21877:2018); доступні кілька національних/галузевих стандартів, наприклад IS 11255- 6; NF X43-303; SCAQMD 207.1; UNICHIM 632; US EPA CTM-027; VDI 3878
Чадний газ (CO)	EN 15058:2017	Екстракція, фільтрація та кондиціонування, що супроводжуються недисперсійною інфрачервоною спектрометрією	До 400 мг/м ³ на великих установках згорання (тривалість відбору проб 30 хв); До 740 мг/м ³ на установках (сумісного) спалювання відходів (тривалість відбору проб 30 хв);	—
Динітроген моноксид (N ₂ O)	EN ISO 21258:2010	Екстракція, фільтрація та кондиціонування, що супроводжуються недисперсійною інфрачервоною спектрометрією	До 200 мг/м ³ ⁽³⁾	—
Пил	EN 13284-1:2017	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються гравіметричним вимірюванням	До 50 мг/м ³ , вимірювання зазвичай для 5 мг/м ³ ; LoD: ~ 0,3 мг/м ³ (сухі гази, тривалість відбору проб 30 хв), ~ 2 мг/м ³ (паронасичені гази, тривалість відбору проб 30 хв) ⁽³⁾	—
Регулювання швидкості потоку	EN ISO 16911-1:2013	- Перепад тиску (трубка Піто) - Крильчастий анемометр - Ізотопне розведення - Час переносу ізотопу - Розрахунок на основі споживання енергії	н/в	CEN/TR 17078:2017 містить настанови з застосування стандарту EN ISO 16911-1:2013
Формальдегід (CH ₂ O)	Відсутні європейські та міжнародні стандарти	н/з	н/з	Діють декілька національних/галузевих стандартів, наприклад CARB M 430; FD X43-319; NCASI CI/WP-98.01; US EPA M 0011 і M 316; VDI 3862-2 і -6

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Газоподібні хлориди	EN 1911:2010	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією у воді з подальшим визначенням вмісту хлориду методом а) потенціометричного титрування срібла, б) спектрофотометрії тіоціанату ртуті (II) або с) іонообмінної хроматографії	Від 1 мг/м ³ до 5000 мг/м ³ ⁽³⁾ ; LoD: ~ 0,2 мг/м ³ (об'єм проби газу від 0,4 м ³ до 0,5 м ³ , тривалість відбору проб 2 год, метод А); Аналіз води: а) LoD: від 0,5 мг/л до 1 мг/л б) і с): LoD: від 0,05 мг/л до 0,1 мг/л	—
Газоподібні фториди	ISO 15713:2006	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією у рідкій фазі з подальшим застосуванням іоноселективного електроду	До 200 мг/м ³ ; LoD: ~ 0,1 мг/м ³ (об'єм проби газу 0,1 м ³)	—
Газоподібні органічні сполуки	Відсутні європейські та міжнародні стандарти	н/з	н/з	У стандарті CEN/TS 13649:2014 описано методику визначення масової концентрації окремих газоподібних органічних сполук
Ртуть (Hg)	EN 13211:2001	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією у рідкій фазі (розчин KMnO ₄ /H ₂ SO ₄ or K ₂ Cr ₂ O ₇ /HNO ₃); подальше розщеплення фільтра; кінцевий аналіз проб води методом AAS	Від 1 мкг/м ³ до 500 мкг/м ³ ⁽³⁾ ; LoD: 2,6 мкг/м ³ (об'єм проби газу 0,05 м ³)	АС:2005 (Технічна поправка)
Метали (As, Cd, Tl, Sb, Pb, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, V)	EN 14385:2004	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією у рідкій фазі (розчин H ₂ O ₂ /HNO ₃); подальше розщеплення фільтра; кінцевий аналіз проб води методом AAS, ICP-OES або ICP-MS	Від 5 мкг/м ³ до 500 мкг/м ³ (на елемент) ⁽³⁾ ; Бажане значення LoD: ≤ 1 мкг/м ³ на кожен елемент і тракт відбору проб; Отримане значення LoD: 5 мкг/м ³ на весь тракт відбору проб	—
Метан (CH ₄)	EN ISO 25139:2011	Екстракція, фільтрація та кондиціонування, що супроводжуються газовою хроматографією з полум'яно-іонізаційним детектуванням	До 1500 мг/м ³	—
Оксиди азоту (NO _x)	EN 14792:2017	Екстракція, фільтрація та кондиціонування, що супроводжуються хемілюмінесцентним аналізом (після перерахунку на NO і реакції з озоном)	До 1300 мг/м ³ на великих установках згоряння; до 400 мг/м ³ на установках (сумісного-) спалювання відходів	—
Запах	EN 13725:2003	Динамічна ольфактометрія	Вимірювання, як правило, від 10 ¹ ое/м ³ до 10 ⁷ ое/м ³ (включно з попереднім розведенням); Поріг виявлення: 1 ое/м ³	АС:2006 (Технічна поправка)
Кисень (O ₂)	EN 14789:2017	Екстракція, фільтрація та кондиціонування, що супроводжуються парамагнетизмом	Від 3 об. % до 21 об. % (тривалість відбору проб 30 хв) ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ⁽⁵⁾	—
PM ₁₀ /PM _{2,5}	EN ISO 23210:2009	Імпактори з подальшим гравіметричним вимірюванням	LoD: PM ₁₀ : 0,4 мг/м ³ (об'єм проби газу: 1 м ³ , тривалість відбору проб ~ 30 хв) LoD: PM _{2,5} : 0,3 мг/м ³ (об'єм проби газу: 1 м ³ , тривалість відбору проб ~ 30 хв)	—

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Діоксиноподібні ПХБ	EN 1948-4:2010	Відбір проб згідно з EN 1948-1, що супроводжується екстракцією та очищенням згідно з EN 1948-2 і подальшою ідентифікацією та кількісним визначенням методом газової хроматографії з мас-спектрометричним детектуванням з ізотопним розбавленням	LoD: Від 0,11 пг ВООЗ-МТЕ/м ³ до 0,57 пг ВООЗ-МТЕ/м ³ , LoQ: Від 0,20 пг ВООЗ-МТЕ/м ³ до 1,37 пг ВООЗ-МТЕ/м ³ (залежно від методу відбору проб) ⁽³⁾	A1:2013 (Поправка 1)
ПХДД/ПХДФ	EN 1948-1:2006 EN 1948-2:2006 EN 1948-3:2006	EN 1948-1: Відбір проб методом з використанням фільтра/холодильника, методом розведення або методом з використанням зонду, що охолоджується EN 1948-2: Екстракція та очищення EN 1948-3: Ідентифікація та кількісне визначення методом газової хроматографії з мас-спектрометричним детектуванням з ізотопним розбавленням	Вимірювання, як правило, за 0,1 нг МТЕ/м ³ ; LoQ: Від 0,1 пг/м ³ до 8,8 пг/м ³ для окремих конгенерів ⁽³⁾ (відповідає LoQ від 1,2 пг МТЕ/м ³ до 3,7 пг МТЕ/м ³)	У стандарті CEN/TS 1948-5:2015 описується довгостроковий відбір проб ПХДД/ПХДФ і ПХБ
Поліциклічні ароматичні вуглеводні (ПАВ)	ISO 11338-1:2003 ISO 11338-2:2003	ISO 11338-1: Відбір проб методом розведення, методом з використанням фільтра/холодильника/адсорбера, що нагрівається, або методом з використанням зонду/адсорбера, що охолоджується ISO 11338-2: Підготовка та очищення проб для визначення методом високоефективної рідинної хроматографії (ВЕРХ) або методом газової хроматографії з мас-спектрометричним детектуванням (ГХ-МС)	LoD (16 US EPA PAH): Від 0,1 мкг/м ³ до 1 мкг/м ³ для проби об'ємом 6 м ³ і коефіцієнта розведення 100	—
Оксиди сірки (SO _x)	EN 14791:2017	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією у водному розчині H ₂ O ₂ з подальшим визначенням сульфату методом а) іонообмінної хроматографії або б) титрування	а) Іонообмінна хроматографія: Від 0,5 мг/м ³ до 2000 мг/м ³ (тривалість відбору проб 30 хв) ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ; LoQ: ≥ 0,1 мг/м ³ (витрата 1 л/хв, 100 мл розчину абсорбенту, тривалість відбору проб 30 хв) б) Титрування: Від 5 мг/м ³ до 2000 мг/м ³ (тривалість відбору проб 30 хв) ⁽³⁾ ⁽⁴⁾ ; LoQ ≥ 2,2 мг/м ³ (витрата 1 л/хв, 100 мл розчину абсорбенту, тривалість відбору проб 30 хв)	—
Температура	Відсутні європейські та міжнародні стандарти	н/з	н/з	—
Загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС)	EN 12619:2013	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються полум'яно-іонізаційним детектуванням	До 1000 мг/м ³	—
	EN ISO 13199:2012	Екстракція та фільтрація, що супроводжуються каталітичним перетворенням і NDIR	Від 70 мг/м ³ до 600 мг/м ³	Не стосується процесів згорання

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Водяна пара	EN 14790:2017	- Екстракція та фільтрація, що супроводжуються абсорбцією або конденсацією/абсорбцією з подальшим гравіметричним вимірюванням - Метод температури паронасичених газів	Від 4 об. % до 40 об. %	—
<p>⁽¹⁾ Невичерпний список. ⁽²⁾ За стандартних умов, тобто сухий газ, 273,15 К, 101,3 кПа, за референтної концентрації O₂. ⁽³⁾ Валідація під час експлуатаційних випробувань на установках (сумісного) спалювання відходів. ⁽⁴⁾ Валідація під час експлуатаційних випробувань на великих установках згорання. ⁽⁵⁾ Валідація на ліцензованому випробному стенді. NB: AAS = атомно-абсорбційна спектроскопія; ГХ-МС = газова хроматографія з мас-спектрометричним детектуванням; ВЕРХ = високоефективна рідинна хроматографія; ІСР-ОЕС = оптико-емісійна спектроскопія з індуктивно-зв'язаною плазмою; ІСР-МС = мас-спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою; МТЕ = міжнародний токсичний еквівалент; LoD = межа виявлення; LoQ = межа кількісного визначення; н/з = не застосовується; NDIR = недисперсійна інфрачервона спектроскопія; н/в = не визначено.</p> <p>Джерело: [59, CEN 2018], [112, ISO 2018]</p>				

Таблиця 7.2. Методи вимірювання викидів у повітря сертифікованими ABC

Параметр/ речовина	Методи моніторингу	Сертифіковані діапазони та межі вимірювання ⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽³⁾	Стандарти з сертифікації та калібрування	Стандарт EN або ISO для CPM
Аміак (NH ₃)	FTIR, NDIR з ГФК, TDL	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,4 мг/м ³ (LoQ вим.) до 5 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 500 мг/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	Відсутні європейські та міжнародні стандарти
Чадний газ (CO)	FTIR, NDIR	Найнижчий діапазон: Від ≤ 4 мг/м ³ (LoQ вим.) до 50 мг/м ³ Найвищий діапазон: до 10 г/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 15058:2017
Динітроген монооксид (N ₂ O)	FTIR, NDIR	Найнижчий діапазон: Від ≤ 1,6 мг/м ³ (LoQ вим.) до 20 мг/м ³ Найвищий діапазон: до 9,8 г/м ³ (у перерахунку на 5000 ч/млн)	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN ISO 21258:2010
Пил	Світлове блокування або розсіяння, трибоелектричний ефект	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,12 мг/м ³ (LoQ вим.) до 1,5 мг/м ³ (у перерахунку на 5 одиниць розсіяного світла) ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 300 мг/м ³ (у перерахунку на 20 000 одиниць розсіяного світла)	Загальні стандарти ⁽⁴⁾ і EN 13284-2:2017	EN 13284-1:2017
Регулювання швидкості потоку	Ультразвук, перепад тиску (трубка Піто), ІЧ крос-кореляція турбулентності, масова теплова витрата	Найнижчий діапазон: Від 1,6 м/с (LoQ вим.) до 20 м/с Найвищий діапазон: до 60 м/с	Загальні стандарти ⁽⁴⁾ і EN ISO 16911-2:2013	EN ISO 16911-1:2013
Хлороводень (HCl)	FTIR, NDIR з ГФК, TDL	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,8 мг/м ³ (LoQ вим.) до 10 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 5,0 г/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 1911:2010
Фтороводень (HF)	FTIR, TDL	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,08 мг/м ³ (LoQ вим.) до 1 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 300 мг/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	ISO 15713:2006
Метан (CH ₄)	FID, FTIR, NDIR	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,6 мг/м ³ (LoQ вим.) до 7,5 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 500 мг/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾ і EN ISO 25140:2010	EN ISO 25139:2011
Ртуть (Hg)	AAS, DOAS	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,4 мкг/м ³ (LoQ вим.) до 5 мкг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 1 мг/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾ і EN 14884:2005	EN 13211:2001
Оксиди азоту (NO _x) ⁽⁶⁾	Хемілюмінесценція, FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Найнижчий діапазон: Від ≤ 1,6 мг/м ³ (LoQ вим.) до 20 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 7,5 г/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 14792:2017
Кисень (O ₂)	Парамагнетизм, електрохімічний елемент, діоксид цирконію (ZrO ₂)	Найнижчий діапазон: Від ≤ 0,8 об. % (LoQ вим.) до 5 об. % Найвищий діапазон: до 25 об. %	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 14789:2017

Параметр/ речовина	Методи моніторингу	Сертифіковані діапазони та межі вимірювання ⁽¹⁾ ⁽²⁾ ⁽³⁾	Стандарти з сертифікації та калібрування	Стандарт EN або ISO для СРМ
Діоксид сірки (SO ₂)	FTIR, NDIR, NDUV, DOAS	Найнижчий діапазон: Від $\leq 0,8$ мг/м ³ (LoQ вим.) до 10 мг/м ³ ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 8,0 г/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 14791:2017
Температура	Термопари, пірометрія	Від 400 °C до 1300 °C (одна сертифікована АВС)	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	Відсутні спеціальні стандарти EN або ISO щодо вимірювань у повітрі
Загальні леткі органічні сполуки (ЗЛОС)	FID	Найнижчий діапазон: Від $\leq 1,2$ мг/м ³ (LoQ вим.) до 15 мг/м ³ Найвищий діапазон: до 2,0 г/м ³	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 12619:2013
Водяна пара	FTIR, NDIR з ГФК, TDL	Найнижчий діапазон: Від ≤ 2 об. % (LoQ вим.) до 25 об. % ⁽⁵⁾ Найвищий діапазон: до 50 об. %	Загальні стандарти ⁽⁴⁾	EN 14790:2017

⁽¹⁾ Процес сертифікації описано в розділі 4.3.2.2.1.

⁽²⁾ За стандартних умов, тобто сухий газ, 273,15 К, 101,3 кПа, за референтної концентрації O₂.

⁽³⁾ Значення LoQ визначають як функціональні критерії і виводять з чотирикратного функціонального критерію стандартного відхилення повторюваності (СВП) на рівні нуля під час лабораторних випробувань за стандартом EN 15267-3:2007. Функціональний критерій СВП для витрати, зважених частинок і газоподібних сполук, крім кисню, становить $\leq 2,0$ % від вищої межі діапазону сертифікації. Функціональний критерій СВП для кисню становить $\leq 0,20$ об. %. СВП для витрати застосовують за нижчої опорної точки (замість нуля). Фактичні значення LoQ можуть бути (значно) нижчими, ніж вимагається.

⁽⁴⁾ EN15267-1:2009, EN15267-2:2009, EN15267-3:2007 і EN 14181:2014.

⁽⁵⁾ На початку 2018 року цей діапазон вимірювання було сертифіковано для однієї АВС. Інші АВС було сертифіковано для вищих діапазонів.

⁽⁶⁾ Також доступні АВС для окремого вимірювання NO і NO₂.

NB: AAS = атомно-абсорбційна спектрометрія; DOAS = диференційна оптична абсорбційна спектроскопія; FID = полум'яно-іонізаційне детектування; FTIR = інфрачервона спектрометрія з перетворенням Фур'є; ГФК = газофільтравальна корекція; LoQ = межа кількісного визначення; NDIR = недисперсійна інфрачервона спектрометрія; NDUV = недисперсійна ультрафіолетова спектрометрія; вим. = вимога; СРМ = стандартний референтний метод; TDL = абсорбційна спектрометрія на основі налаштованого діодного лазера.

Джерело: [59, CEN 2018], [104, MCERTS 2018], [112, ISO 2018], [129, DE UBA and TÜV 2018]

А.2. Стандарти щодо вимірювання викидів у воду

Таблиця 7.3. Спеціальні стандарти щодо вимірювання викидів у воду

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Органічні галогени, що абсорбуються (АОХ)	EN ISO 9562:2004	Періодичний	Визначення органічних хлору, бромів та йоду (у перерахунку на хлорид), що абсорбуються на активованому вуглі	Від 10 мкг/л до 300 мкг/л	—
Амоній	ISO 15923-1:2013	Періодичний	Система дискретного аналізу з спектрофотометричним і турбідиметричним детектуванням	н/і	—
Амонійний азот (NH ₄ -N)	EN ISO 11732:2005	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA) та спектрофотометричне детектування	Від 0,1 до 10 мг/л	—
	ISO 5664:1984	Періодичний	Дистиляція і титрування	До 10 мг у пробі для аналізу	
	ISO 6778:1984	Періодичний	Потенціометричний метод за допомогою мембранного зонду для детектування аміаку	Від ~ 0,2 мг/л (LoD) до 50 мг/л	
	ISO 7150-1:1984	Періодичний	Ручна спектрофотометрія	До 1 мг/л у максимальній пробі для аналізу 40 мл	
Аніони	EN ISO 10304-1:2009	Періодичний	Іонообмінна хроматографія: бромід, хлорид, фторид, нітрат, нітрит, ортофосфат і сульфат	LLoA: Br ⁻ , NO ₂ ⁻ : ≥ 0,05 мг/л Cl ⁻ , F ⁻ , NO ₃ ⁻ , PO ₄ ³⁻ , SO ₄ ²⁻ : ≥ 0,1 мг/л (для Br ⁻ , NO ₂ ⁻ і NO ₃ ⁻ значення LLoA може бути знижено за рахунок особливої попередньої обробки і/або використання УФ детектора)	АС:2012 (Технічна поправка)
	EN ISO 10304-3:1997	Періодичний	Іонообмінна хроматографія: хромат, йодид, сульфат, тиоціанат і тиосульфат	Від ≥ 0,05 мг/л до 50 мг/л (залежно від іону та детектора)	—
	EN ISO 10304-4:1999	Періодичний	Іонообмінна хроматографія: хлорат, хлорид і хлорит	Від ≥ 0,01 мг/л до 50 мг/л (залежно від іону та детектора)	—
	ISO 15923-1:2013	Періодичний	Система дискретного аналізу з спектрофотометричним і турбідиметричним детектуванням: хлорид, нітрат, нітрит, ортофосфат, силікат і сульфат	н/і	—
Біохімічна потреба в кисні (БПК _n)	EN 1899-1:1998 ISO 5815-1:2003	Періодичний	Розведення і інокулювання алітїосечовиною	Від 3 мг/л (LoQ) до 6000 мг/л	У Європі застосовується EN 1899-1
	EN 1899-2:1998 ISO 5815-2:2003	Періодичний	Метод для нерозведених проб	Від 0,5 мг/л (LoQ) до 6 мг/л	У Європі застосовується EN 1899-2

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Катіони	EN ISO 14911:1999	Періодичний	Іонообмінна хроматографія: аміак, барій, кальцій, літій, магній, марганець, калій, натрій і стронцій	Li ⁺ : Від 0,01 мг/л до 1 мг/л Na ⁺ , NH ₄ ⁺ , K ⁺ : Від 0,1 мг/л до 10 мг/л Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Mn ²⁺ , Sr ²⁺ : Від 0,5 мг/л до 50 мг/л Ba ²⁺ : Від 1 мг/л до 100 мг/л (можливі нижчі діапазони вимірювання за умови введення більшого об'єму проби)	—
Хімічна потреба в кисні (ХПК)	ISO 15705:2002	Періодичний	Окиснення дихроматом за допомогою методу малих запаяних трубок: а) спектрофотометричне детектування б) титриметричне детектування	а) Від 6 мг/л (LoD) до 1000 мг/л б) Від 15 мг/л (LoQ) до 1000 мг/л	Стандарти EN відсутні; у декількох країнах-членах застосовуються національні стандарти для нормативних цілей (DIN 38409-41 у DE, SFS 5504 у FI, NF T90-101 у FR, APAT 5130 у IT або NEN 6633 у NL)
	ISO 6060:1989	Періодичний	Окиснення дихроматом за допомогою методу відкритого зрошування, що супроводжується титруванням	Від 30 мг/л до 700 мг/л	
Хлор	EN ISO 7393-1:2000	Періодичний	Титриметричний метод з використанням <i>N,N</i> -діетил-1,4-фенилендіаміну	Від 0,03 мг/л до 5 мг/л	—
	EN ISO 7393-2:2018	Періодичний	Колориметричний метод з використанням <i>N,N</i> -діетил-1,4-фенилендіаміну для цілей поточного контролю	Від 0,03 мг/л до 5 мг/л	—
	EN ISO 7393-3:2000	Періодичний	Йодометричне титрування	Від 0,71 мг/л до 15 мг/л	—
Хлориди	EN ISO 15682:2001	Періодичний	Аналіз потоку (CFA і FIA), спектрофотометричне або потенціометричне детектування	Від 1 мг/л до 1000 мг/л	—
	ISO 9297:1989	Періодичний	Титрування нітратом срібла з хроматним індикатором (Mop)	Від 5 мг/л до 150 мг/л	—
Хром (VI)	EN ISO 23913:2009	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA) та спектрофотометричне детектування	FIA: Від 20 мкг/л до 2000 мкг/л CFA: Від 2 мкг/л до 200 мкг/л	—
	EN ISO 18412:2006	Періодичний	Спектрофотометричний метод з використанням 1,5-діфенілкарбазиду	Від 2 мкг/л до 50 мкг/л	Для слабо забрудненої води
	ISO 11083:1994	Періодичний	Спектрофотометричний метод з використанням 1,5-діфенілкарбазиду	н/і	—
Електропровідність	EN 27888:1993 ISO 7888:1985	Безперервний/періодичний	Вимірювання електропровідності	н/в	У Європі застосовується EN 27888

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Ціанід	EN ISO 14403-1:2012	Періодичний	Загальний ціанід: FIA з УФ розщепленням у потоці, дистиляцією/газовою дифузією за рівня рН 3,8 і спектрофотометричним детектуванням Вільний ціанід: FIA з дистиляцією/газовою дифузією за рівня рН 3,8 і спектрофотометричним детектуванням	Від 2 мкг/л до 500 мкг/л	—
	EN ISO 14403-2:2012	Періодичний	Загальний ціанід: CFA з УФ розщепленням у потоці, дистиляцією/газовою дифузією за рівня рН 3,8 і спектрофотометричним детектуванням Вільний ціанід: CFA з дистиляцією/газовою дифузією за рівня рН 3,8 і спектрофотометричним детектуванням	Від 2 мкг/л до 500 мкг/л	—
	ISO 6703-1:1984 ISO 6703-2:1984	Періодичний	Частина 1. Загальний ціанід Частина 2. Ціанід, що легко вивільняється Методи, що базуються на вивільненні ціаніду водню за різних умов, що супроводжується абсорбцією і: а) спектрофотометричним детектуванням з використанням піридину/барбітурової кислоти б) титриметричне детектування з використанням розсіяння Тіндаля с) титриметричне детектування з використанням індикатора	а) Від 2 мкг до 25 мкг (абс.) б) > 5 мкг (абс.) с) > 50 мкг (абс.)	—
	ISO 6703-3:1984	Періодичний	Частина 3. Хлористий ціан	Від 0,02 мг/л до 15 мг/л	—
	ISO 17690:2015	Періодичний	Вільний ціанід (рН 6): FIA з газовою дифузією та амперометричним детектуванням	Від 5 мкг/л до 500 мкг/л	—
Органічні галогени, що екстрагуються (ЕОХ)	Відсутні європейські та міжнародні стандарти	Періодичний	Рідкофазна екстракція неполярним розчинником (наприклад, гексаном), що супроводжується спалюванням на киснево-водневій горілці, абсорбцією газоподібних продуктів згоряння і аргентометрією	н/з	У деяких країнах-членах застосовуються національні стандарти (OENORM M 6614 у АТ, NEN 6402 у NL)
Регулювання швидкості потоку	Доступні декілька стандартів EN та ISO	Безперервний/періодичний	Різне	н/з	Крім стандартів EN та ISO, у кількох країнах-членах для нормативних цілей застосовуються національні стандарти
Вуглеводневий нафтовий індекс	EN ISO 9377-2:2000	Періодичний	Екстракція розчинником і газова хроматографія	LLoA: 0,1 мг/л	—

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Метали та напівметали	EN ISO 11885:2009	Періодичний	Оптико-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою(ICP-OES)	LoQ: As: ~ 5мкг/л; Cd: ~ 0,2 мг/л; Cr: ~ 2 мкг/л; Cu: ~ 2 мкг/л; Ni: ~ 2 мкг/л; Pb: ~ 5 мкг/л; Zn: ~ 1 мкг/л	—
	EN ISO 15586:2003	Періодичний	Атомно-абсорбційна спектрометрія (AAS) у графітовій печі	LoD: As: ~ 1 мкг/л; Cd: ~ 0,1 мг/л; Cr: ~ 0,5 мкг/л; Cu: ~ 0,5 мкг/л; Ni: ~ 1 мкг/л; Pb: ~ 1 мкг/л; Zn: ~ 0,5 мкг/л	—
	EN ISO 172942:2016	Періодичний	Мас-спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS)	LLoQ: As: ~ 0,1 мкг/л; Cd: ~ 0,1 мг/л; Cr: ~ 0,1 мкг/л; Cu: ~ 0,1 мкг/л; Ni: ~ 0,1 мкг/л; Pb: ~ 0,1 мкг/л; Zn: ~ 1 мкг/л	—
Ртуть (Hg)	EN ISO 12846:2012	Періодичний	Атомно-абсорбційна спектрометрія (AAS)	Зі збагаченням: Від 0,01 мкг/л до 1 мкг/л; LoQ 0,008 мкг/л Без збагачення: LLoA: ~ 0,05 мкг/л; LoQ: 0,024 мкг/л	—
	EN ISO 17852:2008	Періодичний	Атомно-флуоресцентна спектрометрія (AFS) без збагачення	Від ~ 1 нг/л до 100 мкг/л; LoQ: < 1 нг/л	—
	EN ISO 17294-2:2016	Періодичний	Мас-спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-MS)	LLoQ: ~ 0,05 мкг/л	—
Нітритний азот (NO ₂ -N)	EN 26777:1993 ISO 6777:1984	Періодичний	Молекулярно-абсорбційна спектрометрія	н/і	—
Нітритний азот (NO ₂ -N), нітратний азот (NO ₃ -N)	EN ISO 13395:1996	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA) та спектрофотометричне детектування	NO ₂ -N: Від 0,01 мг/л до 1 мг/л NO ₃ -N: Від 0,2 мг/л до 20 мг/л	—
Нітратний азот (NO ₃ -N)	ISO 7890-3:1988	Періодичний	Спектрофотометрія з використанням сульфосаліцилової кислоти	LoD: Від 3 мг/л до 13 мкг/л з використанням елементів з довжиною оптичного шляху 40 мм і максимальним об'ємом проби для аналізу 25 мл	—
Ортофосфат (PO ₄ -P)	EN ISO 6878:2004	Періодичний	Спектрофотометрія з використанням молібдату амонію	Від 0,005 мг/л до 0,8 мг/л	—
	EN ISO 15681-1:2004 EN ISO 15681-2:2004	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA)	Від 0,01 мг/л до 1,0мг/л	—
Кисень	EN ISO 5814:2012	Безперервний/періодичний	Визначення за допомогою електрохімічного елемента	Від 1 % до 100 % насичення киснем	—
	EN 25813:1992 ISO 5813:1992	Періодичний	Йодометричне титрування (метод Вінклера)	0,2 мг/л для подвоєння насичення	У Європі застосовується EN 25813
	ISO 17289:2014	Безперервний/періодичний	Визначення за допомогою оптичного детектора на основі гасіння флюоресценції	Від ~ 0,1/0,2 мг/л (LoD) до > 100 % (перенасичення)	—

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
pH	EN ISO 10523:2012	Безперервний/періодичний	Вимірювання різниці потенціалів електрохімічного елемента	Від pH 2 до pH 12	—
Фенольний індекс	EN ISO 14402:1999	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA)	Від 0,01 мг/л до 1,0 мг/л	—
	ISO 6439:1990	Періодичний	Дистиляція, що супроводжується: а) реакцією з 4-аміноантипірином і спектрофотометрією б) реакцією з 4-аміноантипірином з подальшою екстракцією хлороформу і спектрофотометрією	а) LLoA: 0,1 мг/л б) LLoA: Від ~ 0,002 мг/л до ~ 0,1 мг/л	—
Сульфід, розчинений	ISO 10530:1992	Періодичний	Фільтрація, випаровування і абсорбція у розчині ацетату цинку, що супроводжуються утворенням метиленового синього і спектрофотометричним детектуванням	Від 0,04 мг/л до 1,5 мг/л	—
Сульфіди, що легко вивільняються	ISO 13358:1997	Періодичний	Випаровування за рівня pH 4 і абсорбція у розчині ацетату цинку, що супроводжуються утворенням метиленового синього і спектрофотометричним детектуванням	Від 0,04 мг/л до 1,5 мг/л	—
Температура	Відсутні спеціальні стандарти EN або ISO щодо вимірювань у воді	Безперервний/періодичний	н/з	н/з	—
Загальний азот за К'ельдалем	EN 25663:1993 ISO 5663:1984	Періодичний	Розщеплення концентрованою сірчаною кислотою, каталізоване селеном, що супроводжується випаровуванням та абсорбцією аміаку з подальшим титруванням або спектрофотометричним детектуванням	LoD: 1 хв.	У Європі застосовується EN 25663
Загальний азот (ЗА)	EN 12260:2003	Періодичний	Загальний зв'язаний азот (ЗА _з): Окиснення шляхом каталітичного згоряння, що супроводжується визначенням оксидів азоту шляхом хемілюмінесцентного аналізу (після перерахунку на NO і реакції з озоном)	Від ~ 1 мг/л до 200 мг/л; LoD: ~ 0,5 мг/л	—
	EN ISO 11905-1:1998	Періодичний	Окиснення пероксодисульфатом, що супроводжується відновленням нітрату до нітриту на омідненому кадмії та подальшим аналізом потоку з спектрофотометричним детектуванням	LoD: 0,02 мг/л	—
	ISO 29441:2010	Періодичний	УФ розщеплення у потоці з подальшим аналізом потоку (CFA і FIA) і спектрофотометричним детектуванням	Від 2 мг/л до 20 мг/л; (можливі значення від 0,2 мг/л до 2 мг/л)	—

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Загальний органічний вуглець (ЗОВ)	EN 1484:1997 ISO 8245:1999	Періодичний	Окиснення органічного вуглецю шляхом спалювання, додавання оксидантів, УФ випромінюванням або іншим випромінюванням високих енергій, що супроводжується визначенням вуглекислого газу (наприклад, методом ІЧ спектрометрії)	Від 0,3 мг/л до 1000 мг/л (Нижня межа – для особливих випадків, наприклад питної води)	У Європі застосовується EN 1484
Загальний фосфор (ЗФ)	EN ISO 6878:2004	Періодичний	Спектрофотометрія з використанням молібдату амонію після розщеплення пероксодисульфатом або азотною кислотою	Від 0,005 мг/л до 0,8 мг/л	—
	EN ISO 15681-1:2004 EN ISO 15681-2:2004	Періодичний	Аналіз потоку (FIA і CFA) після ручного розщеплення пероксодисульфатом	Від 0,1 мг/л до 10мг/л	—
	EN ISO 11885:2009	Періодичний	Оптико-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою (ICP-OES)	LoQ: ~ 0,013 мг/л	—
Загальний вміст зваженої твердої речовини (ЗЗТР)	EN 872:2005 ISO 11923:1997	Періодичний	Фільтрація через скловолоконний фільтр і гравіметричний аналіз	LoQ: ~ 2 мг/л	У Європі застосовується EN 872
Токсичність – водорості	EN ISO 8692:2012	Періодичний	Тест на пригнічення росту одноклітинних зелених прісноводних водоростей	н/з	—
	EN ISO 10253:2016	Періодичний	Тест на пригнічення росту морських водоростей <i>Skeletonema sp.</i> і <i>Phaeodactylum tricorutum</i>	н/з	—
	EN ISO 10710:2013	Періодичний	Тест на пригнічення росту з застосуванням макроводоростей <i>Ceramium tenuicorne</i> у морській та солоній воді	н/з	—
Токсичність – бактерії	EN ISO 11348-1:2008 EN ISO 11348-2:2008 EN ISO 11348-3:2008	Періодичний	Пригнічувальна дія на світловипромінювання бактерій <i>Vibrio fischeri</i> (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій) Частина 1. Метод з використанням щойно підготовлених бактерій Частина 2. Метод з використанням бактерій, висушених рідинним десикантом Частина 3. Метод з використанням ліофілізованих бактерій	н/з	—
	EN ISO 10712:1995	Періодичний	Випробування на пригнічення росту <i>Pseudomonas putida</i> (випробування на пригнічення розмноження клітин <i>Pseudomonas</i>)	н/з	—
Токсичність – дафнії	EN ISO 6341:2012	Періодичний	Гостра токсичність (пригнічення рухливості) <i>Daphnia magna</i> Straus	н/з	—

Параметр/ Речовина ⁽¹⁾	Стандарт EN або ISO ⁽¹⁾	Частота моніторингу	Методи моніторингу	Діапазони і/або межі вимірювання ⁽²⁾	Зауваження
Токсичність – ряска	EN ISO 20079:2006	Періодичний	Тест на пригнічення росту ряски (<i>Lemna minor</i>)	н/з	—
	EN ISO 20227:2017	Періодичний	Тест на пригнічення росту ряски (<i>Spirodela polyrhiza</i>)	н/з	—
Токсичність – риба	EN ISO 7346-1:1997 EN ISO 7346-2:1997 EN ISO 7346-3:1997	Періодичний	Гостра летальна токсичність для смугастого даніо (<i>Danio rerio</i>) Частина 1. Статичний метод Частина 2. Напівстатичний метод Частина 3. Проточний метод	н/з	Стандарти визначають токсичність окремих речовин
Токсичність – ікра риби	EN ISO 15088:2008	Періодичний	Гостра токсичність для ікри смугастого даніо (<i>Danio rerio</i>)	н/з	—
Токсичність – генотоксичність	EN ISO 21427-2:2009	Періодичний	Оцінка генотоксичності шляхом вимірювання індукції мікроядер. Частина 2. Метод змішаної популяції з використанням лінії генетично однорідних клітин V79	н/з	АС:2009 (Технічна поправка)
	ISO 11350:2012	Періодичний	Оцінка генотоксичності за допомогою тесту Еймса (мікросомний аналіз на мутагенез з використанням бактерій <i>Salmonella Typhimurium</i>)	н/з	—
	ISO 13829:2000	Періодичний	Оцінка генотоксичності за допомогою SOS-хромотесту	н/з	—
Помутніння	EN ISO 7027-1:2016	Безперервний/періодичний	а) Вимірювання розсіяного випромінювання (метод нефелометрії) для води з низьким ступенем помутніння (наприклад, питної води) б) Вимірювання ослаблення світла (метод турбідиметрії) для води з високим ступенем помутніння (наприклад, стічних вод)	а) Від < 0,05 до 400 FNU (формазинових одиниць мутності) б) Від 40 до 4000 FAU (формазинових одиниць ослаблення)	—
<p>⁽¹⁾ Невичерпний список.</p> <p>⁽²⁾ Як зазначено у стандартах. Межі визначення наведено як LoQs.</p> <p>NB: CFA = безперервний аналіз потоку; FIA = аналіз із введенням проби в потік; LLoA = нижня межа застосування; LLoQ = нижня межа кількісного визначення; LoD = межа виявлення; LoQ = межа кількісного визначення; н/з = не застосовується; н/і = немає інформації; н/в = не визначено.</p> <p>Джерело: [121, CEN 2018], [122, ISO 2018]</p>					

А.3. Приклади граничних значень масової витрати для безперервного вимірювання викидів у повітря

Таблиця 7.4. Приклади граничних значень масової витрати для безперервного вимірювання викидів у повітря

Параметр/речовина	Порогове значення масової витрати (кг/год)				
	Бельгія (Фландрія) (¹) (²)	Данія (¹) (³)	Франція (²) (⁴)	Німеччина (²) (⁴)	Португалія (²)
Аміак	—	—	10	—	—
Бром	—	—	1	—	—
Чадний газ	—	—	50	5 (⁵) 100 (⁶)	100
Хлор	—	—	1	0,3	—
Пил	5 (⁷)	200 (⁸) (⁹)	5-50 (¹⁰) > 50 (⁹) (¹¹)	3 (⁸) (⁹)	5
Газоподібні і пароподібні органічні сполуки в перерахунку на ЗЛОС	—	25 (⁸) 2 (¹²) (¹³)	15 (⁷) (⁸) (¹⁴) 10 (⁷) (¹⁴) (¹⁵) 2 (⁷) (¹²) (¹³)	2,5 (⁸) 1 (¹²)	—
Газоподібні хлориди у перерахунку на HCl	—	—	20	1,5	3
Газоподібні фториди у перерахунку на HF	—	—	5	0,3	0,5
Ціанід водню	—	—	1	—	—
Сірководень	—	—	1	0,3	—
Ртуть та її сполуки у перерахунку на Hg	—	2	—	0,0025 (¹⁶)	—
Оксиди азоту у перерахунку на NO ₂	30 (⁷)	200	150	30	30
Діоксид сірки	50 (⁷)	200	150	30	50
Сірчана кислота	—	—	—	—	1

(¹) Пороговий рівень застосовується до окремих джерел викидів.

(²) Пороговий рівень стосується точки скиду в довкілля.

(³) Пороговий рівень стосується масової витрати перед системами зниження викидів.

(⁴) Пороговий рівень застосовується до всіх комбінованих джерел викидів установки.

(⁵) Для оцінки ефективності згоряння.

(⁶) Для решти випадків.

(⁷) Безперервні вимірювання можна замінити моніторингом іншого репрезентативного параметра, що корелює з викидами.

(⁸) Загальний випадок.

(⁹) Низькі порогові значення застосовуються до пилоподібних викидів речовин з більшим ступенем ризику для довкілля.

(¹⁰) Потрібно здійснювати безперервне оцінювання (наприклад, за допомогою димометра).

(¹¹) Потрібно здійснювати безперервне вимірювання на основі гравіметричного аналізу.

(¹²) Для переліку органічних речовин з більшим ступенем ризику для довкілля.

(¹³) Порогове значення стосується окремої сполуки.

(¹⁴) Порогове значення стосується ЛОСНМ.

(¹⁵) Якщо використовується особливе обладнання для зниження викидів.

(¹⁶) Безперервне вимірювання ртуті здійснювати не потрібно, якщо доведено, що концентрація викидів становить менше 20 % від ГЗВ.

Джерело: [24, EU 2010, Додаток VII, частина 6], [57, BE (Flanders) 2014, розділ 4.4.4.1], [58, DK 2002, розділ 5.3.3.3], [60, FR 2016, стаття 59], [61, DE 2002, розділ 5.3.3], [137, PT 1993, Додаток VII]

А.4. Коефіцієнти токсичної еквівалентності для ПХДД/ПХДФ

Таблиця 7.5. Коефіцієнти токсичної еквівалентності для ПХДД/ПХДФ

Сполука	Коефіцієнт токсичної еквівалентності				
	М-КТЕ	ВООЗ-КТЕ 1998			ВООЗ-КТЕ 2005
	Не визначено	Люди та ссавці	Риба	Птахи	Люди та ссавці
Хлористі дибензо-р-діоксини					
2,3,7,8-тетрахлородибензо-р-діоксин (ТХДД)	1	1	1	1	1
1,2,3,7,8-пентахлородибензо-р-діоксин (ПеХДД)	0,5	1	1	1	1
1,2,3,4,7,8-гексахлородибензо-р-діоксин (ГкХДД)	0,1	0,1	0,5	0,05	0,1
1,2,3,6,7,8-гексахлородибензо-р-діоксин (ГкХДД)	0,1	0,1	0,01	0,01	0,1
1,2,3,7,8,9-гексахлородибензо-р-діоксин (ГкХДД)	0,1	0,1	0,01	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-гептахлородибензо-р-діоксин (ГпХДД)	0,01	0,01	0,001	< 0,001	0,01
Октахлородибензо-р-діоксин (ОХДД)	0,001	0,0001	< 0,0001	0,0001	0,0003
Хлористі дибензофурани					
2,3,7,8-тетрахлородибензофуран (ТХДФ)	0,1	0,1	0,05	1	0,1
2,3,4,7,8-пентахлородибензофуран (ПеХДФ)	0,5	0,5	0,5	1	0,3
1,2,3,7,8-пентахлородибензофуран (ПеХДФ)	0,05	0,05	0,05	0,1	0,03
1,2,3,4,7,8-гексахлородибензофуран (ГкХДФ)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,6,7,8-гексахлородибензофуран (ГкХДФ)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,7,8,9-гексахлородибензофуран (ГкХДФ)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
2,3,4,6,7,8-гексахлородибензофуран (ГкХДФ)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
1,2,3,4,6,7,8-гептахлородибензофуран (ГпХДФ)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
1,2,3,4,7,8,9-гептахлородибензофуран (ГпХДФ)	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
Октахлородибензофуран (ОХДФ)	0,001	0,0001	< 0,0001	0,0001	0,0003
Неортозаміщені ПХБ					
3,3',4,4'-тетрахлоробіфеніл (ПХБ 77)	—	0,0001	0,0001	0,05	0,0001
3,4,4',5-тетрахлоробіфеніл (ПХБ 81)	—	0,0001	0,0005	0,1	0,0003
3,3',4,4',5-пентахлоробіфеніл (ПХБ 126)	—	0,1	0,005	0,1	0,1
3,3',4,4',5,5'-гексахлоробіфеніл (ПХБ 169)	—	0,01	0,00005	0,001	0,03
Моноортозаміщені ПХБ					
2,3,3',4,4'-пентахлоробіфеніл (ПХБ 105)	—	0,0001	< 0,000005	0,0001	0,00003
2,3,4,4',5-пентахлоробіфеніл (ПХБ 114)	—	0,0005	< 0,000005	0,0001	0,00003
2,3',4,4',5-пентахлоробіфеніл (ПХБ 118)	—	0,0001	< 0,000005	0,00001	0,00003

Сполука	Коефіцієнт токсичної еквівалентності				
	М-КТЕ	ВООЗ-КТЕ 1998			ВООЗ-КТЕ 2005
	Не визначено	Люди та ссавці	Риба	Птахи	Люди та ссавці
2',3,4,4',5-пентахлоробіфеніл (ПХБ 123)	—	0,0001	< 0,000005	0,00001	0,00003
2,3,3',4,4',5-гексахлоробіфеніл (ПХБ 156)	—	0,0005	< 0,000005	0,0001	0,00003
2,3,3',4,4',5'-гексахлоробіфеніл (ПХБ 157)	—	0,0005	< 0,000005	0,0001	0,00003
2,3',4,4',5,5'-гексахлоробіфеніл (ПХБ 167)	—	0,00001	< 0,000005	0,00001	0,00003
2,3,3',4,4',5,5'-гептахлоробіфеніл (ПХБ 189)	—	0,0001	< 0,000005	0,00001	0,00003

NB: М-КТЕ = міжнародний коефіцієнт токсичної еквівалентності; ВООЗ-КТЕ = коефіцієнт токсичної еквівалентності Всесвітньої організації охорони здоров'я.

Джерело: [24, EU 2010] [50, Van den Berg et al. 2006] [228, Van den Berg et al. 1998]

А.5. Дані щодо витрат на моніторинг викидів у повітря

Таблиця 7.6. Дані щодо витрат на моніторинг викидів димових газів у різних галузях промисловості Великобританії, надані операторами установок

Установа	Безперервні вимірювання								Періодичні вимірювання		
	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Капітальні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾			Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾					
			Придбання системи	Монтаж ⁽²⁾	Інші статті	ТО, ремонт і калібрування (на рік)	QAL2	AST	Параметр/ речовина, що контролюється	Частота випробувань	Витрати на набір випробувань
Установа спалювання газу	NO _x , CO, O ₂	ІЧ, УФ, електрохімічний	175 000 (для 5 систем)	21 000 (для 5 систем)	- Запасне обладнання: 24 000 - Навчання:	9000	22 000 (для 5 систем)	7000 (для 5 систем)	NO _x , CO, O ₂	Раз на рік	7000 (для 5 систем)
Установа спалювання вугілля (4 одиниці)	Пил, NO, SO ₂ , H ₂ O, CO, O ₂	Нефелометрія, NDIR на місці, діоксид цирконію	25 500 (для оновлення 1 ABC)	н/і (мінімальна модифікація наявної системи)	- Компресорна станція повітря КВП: 9000 - Система генерації звітів: 20 000 - Ліцензія на ПЗ: 3500	7000	7500 (для 1 системи)	3000 (для 1 системи)	Пил, NO, SO ₂ , H ₂ O, CO, O ₂	н/і	н/і
Установа спалювання вугілля без ЗДГ	Пил, NO _x , SO ₂ , O ₂	Екстракційний ІЧ, димність	257 000 (для 4 систем)	н/і	- Програмне забезпечення: 16 000 - Навчання: 3000	16 500	24 000 (для 4 систем)	18 000 (для 4 систем)	н/і	н/і	н/і
Установа згоряння	HCl, CO, NO _x , SO ₂ , O ₂ , H ₂ O, ЗЛОС	FTIR	160 000	32 000	- Збір даних: 20 000 - Допоміжна система: 141 000	н/і	н/і	н/і	н/і	н/і	н/і

Установка	Безперервні вимірювання								Періодичні вимірювання		
	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Капітальні витрати, фунти стерлінгів (¹)			Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів (¹)			Параметр/ речовина, що контролюється	Частота випробувань	Витрати на набір випробувань
			Придбання системи	Монтаж (²)	Інші статті	ТО, ремонт і калібрування (на рік)	QAL2	AST			
Цементний завод 1	H ₂ O, O ₂ , ЗЛОС, NO, NO ₂ , N ₂ O, NH ₃ , HCl, CO, SO ₂ , CO ₂	FTIR, FID, оксид цирконію	70 000 (для 1 системи)	6500	14 000	10 000	- Гази: 5000 - Пил: 4000	- Гази: 3200 - Пил: 1600	SO ₂ , NO _x , ЗЛОС, CO ₂ , CO, HCl, HF, NH ₃ , N ₂ O, метали, ПХБ, ПАВ, O ₂ , H ₂ O, витрата, C ₆ H ₆ , C ₈ H ₈ , CH ₃ Cl, C ₄ H ₆ , CH ₄ , C ₂ H ₆ , C ₂ H ₄ , C ₃ H ₈ , ЛОСНМ, ПХДД/ПХДФ	Двічі на рік	4500 (на випробування) 200 (випробування на проникність пилу)
Цементний завод 2	Пил, NO _x , SO _x , CO, ЗЛОС, HCl, O ₂	FTIR	136 000	20 000	н/і	20 000	6500	1700	HF, метали, ПХДД/ПХДФ, ПХБ, ПАВ, NH ₃ , CH ₄	Двічі на рік	26 500
Вапнообпаловальний завод	Пил (кілька димових труб)	Трибоелектричний	40 000	15 000	н/і	10 000	н/і	900	Пил, SO _x , NO _x , CO	Що 3 місяці	6500
Установка спалювання відходів з генеруванням електроенергії	HCl, CO, NO _x , SO ₂ , O ₂ , H ₂ O, ЗЛОС, пил	FTIR, FID, оксид цирконію, трибоелектричний	115 000	5000 (розрахунковий)	4500	10 000	18 000 (початковий QAL2)	н/і	HCl, CO, NO _x , SO ₂ , O ₂ , H ₂ O, ЗЛОС, пил, HF, метали, ПХДД/ПХДФ	Раз на рік	27 000
Ливарний завод	Пил (кварцовий)	Трибоелектричний	4000 (для 1 димової труби)	4500	Немає	2 000	н/з	н/з	Пил (кварцовий)	Раз на рік	2 000
Металообробка	Пил	Трибоелектричний	10 000 (для 2 димових труб)	3000	Немає	4500	н/з	н/з	Пил (Zn, Cu, Ni)	Раз на рік	2 000
Акумулятори (обробка)	Пил	Трибоелектричний	7200 (для 1 димової труби)	2500	Немає	6 000	н/з	н/з	Пил	Раз на рік	2 000

Установка	Безперервні вимірювання								Періодичні вимірювання		
	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Капітальні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾			Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾			Параметр/ речовина, що контролюється	Частота випробувань	Витрати на набір випробувань
			Придбання системи	Монтаж ⁽²⁾	Інші статті	ТО, ремонт і калібрування (на рік)	QAL2	AST			
Переробка/ переплавлення алюмінію	Пил	Трибоелектричний	5000 (для 1 димової труби)	1 000	Немає	2 000	н/з	н/з	ЗЛОС, метали (Pb, Cd), HCl	Раз на рік	1 000
Очищення металу та хімічна промисловість	Пил, ЗЛОС, NO _x , Cl ₂	Моніторинг пилу <i>на місці</i> , екстракційний FID, хемілюмінесцентний аналіз, моніторинг хлору	- Пил: 15 000 - FID: 20 000 - Cl ₂ : 24 000 - NO _x : 18 000– 26 000	- Пил: 1500 - FID: 1500 - Cl ₂ : 6000 - NO _x : 10 000	- NO _x : основні запчастини 20 000 - Навчання: 900/день	- Пил: 4500 - FID: 1800 - Cl ₂ : 11 000 - NO _x : 22 000	н/з	н/з	н/і	н/і	н/і
Виробництво гуми	Пил	Трибоелектричний	8500 (для 2 димових труб)	4000	4000	3000	н/з	н/з	Пил (каолін)	Раз на рік	3000
Виробництво барвників	Протікання фільтра	Трибоелектричний	15 000 (для 10 силосів)	6 000	Немає	3500	н/з	н/з	Немає	н/з	н/з
Хімічне виробництво	NO _x , CO	Екстракційний ІЧ	н/і	н/і	н/і	2500 (на рік) 1500 (щотижневе калібрування)	8400	6500	NO _x , CO	н/і	н/і
Сушіння цукрового буряку (на корм для тварин)	Пил	Трибоелектричний	12 000 (для 3 димових труб)	4300	4300	4500	н/з	н/з	Пил	Раз на рік	4500

⁽¹⁾ Фактичні витрати повідомлено у фунтах стерлінгів. 1 євро = 0,8124 фунтів стерлінгів (середній курс валют на 2012 рік).

⁽²⁾ Витрати на будівельні роботи (наприклад, встановлення платформи) не включено до переліку [245, Cefic and CONCAWE 2013].

NB: ABC = автоматична вимірювальна система; ЗДГ = знесірчення димових газів; FID = полум'яно-іонізаційне детектування; FTIR = інфрачервона спектрометрія з перетворенням Фур'є; ІЧ = інфрачервона спектрометрія; н/з = не застосовується; NDIR = недисперсійна інфрачервона спектрометрія; н/і = немає інформації; QAL = рівень контролю якості; УФ = ультрафіолетова спектрометрія.

Джерело: [68, UK STA 2012]

Таблиця 7.7. Дані щодо витрат на безперервні вимірювання викидів димових газів у Великобританії, надані виробниками та постачальниками вимірювальних приладів

Типове застосування	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Дозволи та діапазон сертифікації	Типовий строк служби приладу	Період між калібруванням	Капітальні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾		Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾	
						Придбання системи, крім робіт	Значущі варіанти	Річні контракти на обслуговування	Витрати на періодичний ручний відбір проб
Багатокомпонентний моніторинг газу									
Установка спалювання вугілля	SO ₂ , NO, NO ₂ , O ₂	Екстракційний УФ та ІЧ	MCERTS	10–15 років	12 місяців	25 000–40 000	Приміщення або навіс для системи аналізу: 6000–40 000	4000	3000
		ІЧ на місці	MCERTS	н/і	н/і	20 000	- Захист від кислих газів: 5000 - Повітря від компресора: 4500	н/і	
		Екстракційний ІЧ і парамагнетизм	MCERTS	н/і	1 тиждень	40 000–50 000, включно з приміщенням для системи аналізу	Автоматизований QAL3: 7500	н/і	
Установка спалювання вугілля з СКВ	SO ₂ , NO, NO ₂ , O ₂ , NH ₃ , CO, CO ₂	Екстракційний УФ та ІЧ	MCERTS	10–15 років	12 місяців	30 000–50 000	Приміщення або навіс для системи аналізу: 6000–40 000	4000	4000
		FTIR і оксид цирконію	MCERTS	н/і	н/і	82 000	Автоматизований QAL3: 7500	н/і	
		Екстракційний ІЧ, парамагнетизм, TDL у димовій трубі для NH ₃	MCERTS	10 років (мін. для лазерів)	6–12 місяців для лазера	50 000 і 28 000 для лазера і пульта продування	Пульт продування лазера: 2500	н/і	
Цементний завод	CO, NO _x , SO ₂ , O ₂	Екстракційний УФ та ІЧ	MCERTS	10–15 років	12 місяців	30 000–50 000	- Приміщення або навіс для системи аналізу: 6 000–40 000 - Зонд з водяним охолодженням: 10 000	н/і	4500
		Екстракційний ІЧ і парамагнетизм	MCERTS	н/і	н/і	40 000–50 000	Автоматизований QAL3: 7500	н/і	

Типове застосування	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Дозволи та діапазон сертифікації	Типовий строк служби приладу	Період між калібруванням	Капітальні витрати, фунти стерлінгів (£)		Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів (£)	
						Придбання системи, крім робіт	Значущі варіанти	Річні контракти на обслуговування	Витрати на періодичний ручний відбір проб
Установка (сумісного-) спалювання відходів	CO, NO _x , SO ₂ O ₂ , HCl, ЗЛОС	Екстракційний FTIR і FID	MCERTS	10–15 років	12 місяців	80 000– 110 000	Приміщення або навів для системи аналізу: 30 000–40 000 - Автоматизований QAL3: 7500	7000	12 000– 20 000
		Екстракційний ІЧ, парамагнетизм, TDL у димовій трубі для HCl	MCERTS	10 років (мін. для лазерів)	6–12 місяців для лазера	50 000 і 28 000 для лазера і пульта продування	Пульт продування лазера: 2500	н/і	
	CO, NO _x , SO ₂ O ₂ , HCl	Екстракційний FTIR і оксид цирконію	MCERTS	10–15 років	12 місяців	82 000	Автоматизований QAL3: 7500	7000	7000
		Екстракційний ІЧ і парамагнетизм	MCERTS	10 років (мін. для лазерів)	6–12 місяців для лазера	56 000	Автоматизований QAL3: 7500	н/і	
Газова турбіна	NO, NO ₂ , CO, O ₂	Екстракційний УФ та ІЧ	MCERTS	10–15 років	12 місяців	25 000–40 000	Приміщення або навів для системи аналізу: 6 000–30 000	н/і	4000
	NO, NO ₂ , CO ₂ , CO, O ₂	Екстракційний NDIR, хемілюмінесцентний аналіз, парамагнетизм	MCERTS	н/і	н/і	43 000	Автоматизований QAL3: 7500	н/і	
Вибухонебезпечне середовище АТЕХ	SO ₂ , NO, NO ₂ , O ₂ , NH ₃ , CO, CO ₂	Екстракційний УФ та ІЧ	MCERTS	10–15 років	12 місяців	40 000– 60 000	Приміщення або навів для системи аналізу: 30 000–80 000	4000	н/і
Однокомпонентний моніторинг газу									
Виробництво алюмінію, хімічне виробництво, спалювання	HCl або HF	TDL у димовій трубі	MCERTS	н/і	н/і	18 000– 28 000	н/і	н/і	3 000–5 000
Згоряння	O ₂	Оксид цирконію <i>на місці</i> , TDL у димовій трубі	MCERTS/TÜV	3–10 років	3–6 місяців	5 000– 12 000	н/і	н/і	1 000
Крематорії	O ₂ , CO	Електрохімічний	MCERTS/TÜV	2–6 років	3–6 місяців	5 000–8 000	н/і	н/і	1 000– 2 000
Хімічне виробництво, використання розчинників, спалювання	ЗЛОС	FID	MCERTS/TÜV	н/і	н/і	24 000	н/і	н/і	1 000– 3 000

Типове застосування	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Дозволи та діапазон сертифікації	Типовий строк служби приладу	Період між калібруванням	Капітальні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾		Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾	
						Придбання системи, крім робіт	Значущі варіанти	Річні контракти на обслуговування	Витрати на періодичний ручний відбір проб
Головна димова труба	Ртуть (Hg)	Напівбезперервний	н/і	5–10 років	3–6 місяців	38 000–57 000	н/і	1 000	3 000–15 000
Спалювання	ПХДД/ПХДФ з довгостроковим відбором проб	Напівбезперервний	н/і	7–10 років	н/і	100 000	н/і	н/і	3 000–15 000
Проскок аміаку для СКВ	NH ₃	TDL	Немає	10–15 років	6 місяців	25 000	Продування: 2000	2 000	3000
Однокомпонентний моніторинг пилу									
Спалювальна установка/ цементна піч	Пил	<i>Розсіювання на місці</i>	MCERTS/TÜV 0–15 0–100 мг/м ³	10 років	12 місяців	8 500, включно з повітродувко ю	Довжина розкладеного зонду: 1 000	2 000	1500
Установка згоряння і велика димова труба з електростатичним фільтром	Пил	Перенесення у димовій трубі	MCERTS/TÜV 0–150 мг/м ³	10 років	12 місяців	7 500 і 1 000, повітродувка	н/і	2 000	1500
Установка згоряння з сухим ЗДГ	Пил	<i>Зворотне розсіювання на місці</i>	0–50 мг/м ³	10 років	12 місяців	6 000 і 1 000, повітродувка	н/і	2 000	1500
Димова труба з мокрим уловлювачем (мокре ЗДГ, вапнообпалювальна піч)	Пил	Екстракційна система з камерою обігрівання і зондом спектрометра розсіювання	TÜV 0–15 мг/м ³	10 років	12 місяців	32 000 (система з повітродувко ю)	Стійкість до корозії SO ₂ : 10 000	7000	1500
Велика димова труба	Пил	<i>Лазер/розсіювання на місці</i>	MCERTS	5–15 років	3–6 місяців	8 000– 12 000	Подвійний діапазон: 5 000–8 000	н/і	2 000
Димова труба з рукавним фільтром (виробництво сталі, кольорових металів, хімічна промисловість)	Пил	<i>Трибоелектричний на місці</i>	MCERTS/TÜV 0–15 мг/м ³	10 років	12 місяців	6 000	Додаткові детектори для установок з кількома димовими трубами: 4000	1400	1500
Моніторинг пилу у вибухонебезпечній зоні	Пил	<i>Розсіювання на місці</i>	MCERTS/TÜV Категорії ATEX 1, 2, 3	10 років	12 місяців	9500	н/і	1400	2 000

Типове застосування	Параметр/ речовина	Метод моніторингу	Дозволи та діапазон сертифікації	Типовий строк служби приладу	Період між калібруванням	Капітальні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾		Експлуатаційні витрати, фунти стерлінгів ⁽¹⁾	
						Придбання системи, крім робіт	Значущі варіанти	Річні контракти на обслуговування	Витрати на періодичний ручний відбір проб
Однокомпонентний моніторинг протікання фільтра									
Універсальний рукавний фільтр	Протікання фільтра	Трибоелектричний на місці	TÜV EN 15859	10 років	12 місяців	3000	Розширений експлуатаційний діапазон керамічних фільтрів (250–800 °C): 1000	700	Не обов'язково
Камера багатокамерного рукавного фільтра	Протікання камери	Трибоелектричний на місці	н/і	10 років	12 місяців	1500	н/і	600	Не обов'язково
Однокомпонентний моніторинг витрати									
Установка спалювання вугілля і великі димові труби	Потік	Ультразвуковий у димовій трубі	MCERTS	н/і	н/і	15 000	н/і	н/і	1 000–3 000
		Усереднювальна трубка Піто	MCERTS	н/і	н/і	10 000–15 000	н/і	н/і	1 000–3 000
Точкові вимірювання для димових труб меншого діаметру	Потік	Ультразвуковий	MCERTS/TÜV	н/і	н/і	5 000–12 000	н/і	н/і	1 000–3 000
		Теплова маса	MCERTS/TÜV	н/і	н/і	5000	н/і	н/і	1 000–3 000
		Трубка Піто	MCERTS/TÜV	н/і	н/і	3000	Продування у разі великого вмісту пилу: 2000	н/і	1 000–3 000
		Крильчастий анемометр	MCERTS/TÜV	н/і	н/і	4000	н/і	н/і	1 000–3 000
Збір даних									
DAHS для ABC	DAHS	Реєстрація даних	MCERTS	н/і	н/і	10 000–20 000	Щорічне ліцензування, кількість речовин, що реєструється 3500	н/і	н/з
DAHS для пилу	Пил	Дані з кількох датчиків пилу	MCERTS/TÜV	3–10 років	3–6 місяців	1 000–5 000	н/і	н/і	н/з
⁽¹⁾ Фактичні витрати повідомлено у фунтах стерлінгів. 1 євро = 0,8124 фунтів стерлінгів (середній курс валют на 2012 рік). NB: ABC = автоматична вимірювальна система; DAHS = система збору та обробки даних; ЗДГ = знесірчення димових газів; FID = полум'яно-іонізаційне детектування; FTIR = інфрачервона спектрометрія з перетворенням Фур'є; MCERTS = Система сертифікації для вимірювального обладнання; ІЧ = інфрачервона спектрометрія; СКВ = селективне каталітичне відновлення; н/з = не застосовується; н/і = немає інформації; QAL = рівень контролю якості; TDL = абсорбційна спектрометрія на основі налаштованого діодного лазера; TÜV = Technischer Überwachungsverein (Орган з технічного нагляду); УФ = ультрафіолетова спектрометрія. Джерело: [68, UK STA 2012]									

Таблиця 7.8. Дані щодо витрат на періодичні вимірювання викидів димових газів у Великобританії, надані дослідницькими лабораторіями

Параметр/ речовина	Стандарт EN	Витрати ⁽¹⁾ ⁽²⁾		
		Одиничне випробування	Випробування у трьох паралельних дослідах	QAL2
Пил	EN 13284-1	600–3000 фунтів стерлінгів (700–3700 євро)	1000–4000 фунтів стерлінгів (1200–4900 євро)	5000–15 000 фунтів стерлінгів (6200–18 500 євро)
Газоподібні продукти згоряння (O ₂ , H ₂ O, SO ₂ , NO _x , CO)	EN 14789 EN 14790 EN 14791 EN 14792 EN 15058	Разом 3000 фунтів стерлінгів (3700 євро)	Разом 1000–4000 фунтів стерлінгів (1200–4900 євро)	Разом 5000 фунтів стерлінгів (6200 євро)
ЗЛОС	EN 12619	Разом 2000 фунтів стерлінгів (2500 євро)	Разом 1000–4000 фунтів стерлінгів (1200–4900 євро)	Разом 5000 фунтів стерлінгів (6200 євро)
Газоподібні хлориди у перерахунку на HCl	EN 1911	Разом 2000 фунтів стерлінгів (2500 євро)	Разом 1000–4000 фунтів стерлінгів (1200–4900 євро)	Разом 5000 фунтів стерлінгів (6200 євро)
ПХДД/ПХДФ	EN 1948	Разом 3000 фунтів стерлінгів (3700 євро)	Разом 3000–6000 фунтів стерлінгів (3700–7400 євро)	н/і
Метали	EN 14385	Разом 3000 фунтів стерлінгів (3700 євро)	Разом 3000–5000 фунтів стерлінгів (3700–6200 євро)	н/і

⁽¹⁾ Фактичні витрати у фунтах стерлінгів. 1 євро = 0,8124 фунтів стерлінгів (середній курс валют на 2012 рік).

⁽²⁾ Витрати розраховано на основі випробувального об'єкту, що регулюється згідно з Директивою IED, який перебуває в межах 160 км від головного офісу/лабораторії організації, що здійснює моніторинг. Витрати на моніторинг пилу включають у себе всі витрати на відрядження та налаштування обладнання. Витрати на моніторинг кожного наступного параметра/речовини додаються до витрат на моніторинг пилу.

NB: н/і = немає інформації.

Джерело: [68, UK STA 2012]

А.6. Приклади розрахунку середньозважених концентрацій та середнього питомого навантаження у стічних водах

Таблиця 7.9. Розрахунок середньомісячних значень параметрів, що вимірюються щодня – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження ХСК на місяць за відносно стабільних значень витрати

Дата	Витрата (добова)	Виробництво (добове)	Концентрація ХПК (середньодобова)	Питоме навантаження ХПК (середньодобове)	
	q_i	p_i	c_i	$\frac{c_i q_i}{p_i}$	
	(м ³)	(т)	(мг/л)	(кг/т)	
01.03.2011	7950	1530	269	1,40	
02.03.2011	8503	1432	265	1,57	
03.03.2011	7364	1516	261	1,27	
04.03.2011	7986	1388	256	1,47	
05.03.2011	7315	1503	245	1,19	
06.03.2011	7797	1517	252	1,30	
07.03.2011	7678	1588	247	1,19	
08.03.2011	7035	1508	232	1,08	
09.03.2011	7827	1474	244	1,30	
10.03.2011	7917	1515	240	1,25	
11.03.2011	7028	1477	237	1,13	
12.03.2011	7149	1492	237	1,14	
13.03.2011	7476	1511	239	1,18	
14.03.2011	7664	1080	229	1,63	
15.03.2011	7133	1540	242	1,12	
16.03.2011	7764	1575	227	1,12	
17.03.2011	7622	1579	231	1,12	
18.03.2011	7663	1499	251	1,28	
19.03.2011	7574	1587	254	1,21	
20.03.2011	7579	1540	237	1,17	
21.03.2011	8228	1546	254	1,35	
22.03.2011	7095	1 527	248	1,15	
23.03.2011	8026	1301	241	1,49	
24.03.2011	7442	1541	241	1,16	
25.03.2011	7830	1544	233	1,18	
26.03.2011	7098	1582	235	1,05	
27.03.2011	8156	1573	230	1,19	
28.03.2011	7375	1586	246	1,14	
29.03.2011	7744	1579	250	1,23	
30.03.2011	7559	1501	241	1,21	
31.03.2011	8141	1520	245	1,31	
			Середньомісячна (зважена)	$c_w = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i}$ 244	Середньомісячна (не зважена)
			Середньомісячна (не зважена)	$\bar{c}_i = \frac{\sum_{i=1}^n c_i}{n}$ 244	$l_{\text{питоме}} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{c_i q_i}{p_i}}{n}$ 1,24

Таблиця 7.10. Розрахунок середньомісячних значень параметрів, що вимірюються щодня – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження ХПК на місяць за мінливих значень витрати

Дата	Витрата	Виробництво	Концентрація ХПК		Питоме навантаження ХПК		
	(добова)	(добове)	(середньодобова)		(середньодобове)		
	q_i	p_i	c_i		$\frac{c_i q_i}{p_i}$		
	(м ³)	(т)	(мг/л)		(кг/т)		
01.05.2011	7656	1527	223		1,12		
02.05.2011	7358	1575	235		1,10		
03.05.2011	7554	1453	237		1,23		
04.05.2011	7303	1425	226		1,16		
05.05.2011	7474	1534	220		1,07		
06.05.2011	8038	1345	219		1,31		
07.05.2011	7275	1585	233		1,07		
08.05.2011	8028	1224	244		1,60		
09.05.2011	8012	1291	235		1,46		
10.05.2011	6453	1465	235		1,03		
11.05.2011	8566	1434	232		1,39		
12.05.2011	8085	1478	276		1,51		
13.05.2011	7141	1532	232		1,08		
14.05.2011	7294	1532	236		1,12		
15.05.2011	8596	785	247		2,71		
16.05.2011	7104	577	194		2,39		
17.05.2011	4208	554	146		1,11		
18.05.2011	2899	975	117		0,35		
19.05.2011	7606	1408	174		0,94		
20.05.2011	6904	1071	184		1,19		
21.05.2011	6172	1454	189		0,80		
22.05.2011	7242	1422	194		0,99		
23.05.2011	6585	1504	201		0,88		
24.05.2011	7083	1536	217		1,00		
25.05.2011	7068	1294	230		1,26		
26.05.2011	7307	1554	229		1,08		
27.05.2011	6577	1504	224		0,98		
28.05.2011	7171	1460	241		1,18		
29.05.2011	6717	1530	239		1,05		
30.05.2011	7449	1541	240		1,16		
31.05.2011	7 069	1 325	251		1,34		
Середньомісячна (зважена)			$c_w = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i}$	223	Середньомісячна (не зважена)		1,21
Середньомісячна (не зважена)			$\bar{c}_i = \frac{\sum_{i=1}^n c_i}{n}$	219	$l_{\text{питоме}} = \frac{\sum_{i=1}^n \frac{c_i q_i}{p_i}}{n}$		

Таблиця 7.11. Розрахунок середніх значень параметрів, що вимірюються періодично – середньозваженої концентрації та середнього питомого навантаження АОХ за відносно стабільних значень витрати – для зразків, зібраних протягом року

Дата	Витрата (добова)	Виробництво (добове)	Концентрація АОХ (середньодобова)	Питоме навантаження АОХ (середньодобове)			
	q_i	p_i	c_i	$\frac{c_i q_i}{p_i}$			
	(м ³)	(т)	(мг/л)	(кг/т)			
04.01.2011	7 857	1 413	0,13	0,00072			
11.01.2011	8 405	1 552	0,28	0,00152			
19.01.2011	7 445	1 378	0,24	0,00130			
27.01.2011	7 642	1 526	0,15	0,00075			
02.02.2011	8 351	1 411	0,13	0,00077			
10.02.2011	8 218	1 576	0,20	0,00104			
14.02.2011	6 764	934	0,12	0,00087			
20.02.2011	6 517	1 393	0,14	0,00066			
08.03.2011	7035	1508	0,22	0,00103			
16.03.2011	7764	1575	0,35	0,00173			
24.03.2011	7442	1541	0,32	0,00155			
31.03.2011	8141	1520	0,36	0,00193			
03.04.2011	7 461	1 510	0,24	0,00119			
12.04.2011	7 455	1 424	0,18	0,00094			
19.04.2011	8 331	1388	0,22	0,00132			
27.04.2011	8 038	1 327	0,28	0,00170			
05.05.2011	7 474	1 534	0,06	0,00029			
24.05.2011	7083	1 536	0,68	0,00314			
08.06.2011	7 493	1 366	0,24	0,00132			
16.06.2011	7 790	1 524	0,22	0,00112			
24.06.2011	7 868	1 476	0,30	0,00160			
27.06.2011	7 873	1 554	0,18	0,00091			
04.07.2011	8 258	1 581	0,21	0,00110			
12.07.2011	7 704	1 446	0,28	0,00149			
20.07.2011	7 871	1 534	0,34	0,00175			
23.08.2011	7 573	1 577	0,25	0,00120			
30.08.2011	8 512	1 498	0,23	0,00131			
06.09.2011	7 527	1 397	0,32	0,00172			
19.09.2011	7 881	933	0,29	0,00245			
04.10.2011	8 485	1 561	0,25	0,00136			
11.10.2011	7 462	1 452	0,22	0,00113			
18.10.2011	7 971	1 554	0,19	0,00097			
25.10.2011	7 371	1 298	0,26	0,00148			
02.11.2011	6 873	1 565	0,24	0,00105			
07.11.2011	7 858	1 537	0,25	0,00128			
16.11.2011	8 591	1 070	0,23	0,00185			
01.12.2011	8 318	1 550	0,34	0,00182			
07.12.2011	8 418	1 385	0,17	0,00103			
12.12.2011	7 899	1508	0,25	0,00131			
21.12.2011	7 472	1 243	0,24	0,00144			
			Середньозважене значення для проб, отриманих протягом 1 року	$c_w = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i}$	0,24	Середнє значення для проб, отриманих протягом 1 року (не зважене)	0,00133
			Середнє значення для проб, отриманих протягом 1 року (не зважене)	$\bar{c}_i = \frac{\sum_{i=1}^n c_i}{n}$	0,25		

СЛОВНИК ТЕРМІНІВ

Цей словник термінів має на меті полегшити розуміння інформації, що міститься в цьому документі. Визначення термінів, наведені у цьому словнику термінів, не є юридично закріпленими визначеннями (хоча деякі з них і збігаються з визначеннями, наведеними у європейських законодавствах), – їх метою є допомогти читачу зрозуміти деякі ключові терміни в контексті їх використання у конкретному секторі, про який іде мова у цьому документі.

Словник термінів поділено на такі розділи:

- I. Коди країн за стандартом ISO
- II. Грошові одиниці
- III. Префікси одиниць вимірювання
- IV. Одиниці вимірювання
- V. Хімічні елементи
- VI. Хімічні формули, які часто використовуються у цьому документі
- VII. Акроніми та технічні визначення

I. Коди країн

Код	Країна
Країни-члени ЄС (*)	
BE	Бельгія
DK	Данія
DE	Німеччина
IE	Ірландія
FI	Фінляндія
FR	Франція
NL	Нідерланди
AT	Австрія
PL	Польща
PT	Португалія
UK	Велика Британія
Країни, які не є членами ЄС	
AU	Австралія
US	Сполучені Штати Америки
(*) Протокольний порядок країн-членів ЄС базується на алфавітному порядку їх географічних назв на мові (мовах) оригіналу.	

II. Грошові одиниці

Код ⁽¹⁾	Країна / територія	Валюта
Валюти країн-членів ЄС		
EUR	Зона євро ⁽²⁾	євро (множина – євро)
GBP	Велика Британія	фунт стерлінгів (множина – фунти стерлінгів)
⁽¹⁾ Коди за стандартом ISO 4217. ⁽²⁾ До неї належать такі країни, як Австрія, Бельгія, Греція, Естонія, Ірландія, Іспанія, Італія, Кіпр, Латвія, Литва, Люксембург, Мальта, Нідерланди, Німеччина, Португалія, Словаччина, Словенія, Фінляндія та Франція.		

III. Префікси одиниць вимірювання

Позначення	Префікс	Термін	Кількість
Г	гіга	10^9	1 000 000 000
М	мега	10^6	1 000 000
к	кіло	10^3	1000
г	гекто	10^2	100
да	дека	10^1	10
-----	-----	1 одиниця	1
д	деци	10^{-1}	0,1
с	санти	10^{-2}	0,01
м	мілі	10^{-3}	0,001
мк	мікро	10^{-6}	0,000001
н	нано	10^{-9}	0,000 000 001
п	піко	10^{-12}	0,000 000 000 001

IV. Одиниці вимірювання

Термін	Значення
°C	градуси за шкалою Цельсія, стоградусна шкала
д	день
г	грами
год	година
МТЕ	міжнародний токсичний еквівалент
К	Градуси за шкалою Кельвіна
кг	кілограми
кПа	кілопаскаль (1 кПа = 10 мбар)
л	літр (1 л = 0,001 м ³)
м	метр
м ³	кубічний метр
мг	міліграм (1 мг = 10 ⁻³ г)
моль	моль (1 моль = 6,022 × 10 ²³ структурних формульних одиниць)
хв	хвилина
о _ц _Е	Європейська одиниця запаху (за визначенням EN 13725:2003)
Па	паскаль (одиниця тиску; 1 Па = 1 Н/м ²)
с	секунда
т	метрична тонна (1 т = 1000 кг)
об'ємний %	відсоток за об'ємом
ВООЗ-МТЕ	Міжнародний токсичний еквівалент Всесвітньої організації охорони здоров'я
ваговий %	відсоток за вагою
рік	рік

V. Хімічні елементи

Позначення	Назва	Позначення	Назва
Ac	Актиній	Mn	Марганець
Ag	Срібло	Mo	Молибден
Al	Алюміній	N	Азот
Am	Америцій	Na	Натрій
Ar	Аргон	Nb	Ніобій
As	Миш'як	Nd	Неодимій
At	Астат	Ne	Неон
Au	Золото	Ni	Нікель
B	Бор	No	Нобелій
Ba	Барій	Np	Нептуній
Be	Берилій	O	Кисень
Bi	Вісмут	Os	Осмій
Bk	Беркелій	P	Фосфор
Br	Бром	Pa	Протактиній
C	Вуглець	Pb	Свинець
Ca	Кальцій	Pd	Паладій
Cd	Кадмій	Pm	Прометій
Ce	Церій	Po	Полоній
Cf	Каліфорній	Pr	Празеодим
Cl	Хлор	Pt	Платина
Cm	Кюрій	Pu	Плутоній
Co	Кобальт	Ra	Радій
Cr	Хром	Rb	Рубідій
Cs	Цезій	Re	Реній
Cu	Мідь	Rf	Резерфордій
Dy	Диспрозій	Rh	Родій
Er	Ербій	Rn	Радон
Es	Ейнштейній	Ru	Рутеній
Eu	Європій	S	Сірка
F	Фтор	Sb	Сурма
Fe	Залізо	Sc	Скандій
Fm	Фермій	Se	Селен
Fr	Францій	Si	Кремній
Ga	Галій	Sm	Самарій
Gd	Гадоліній	Sn	Олово
Ge	Германій	Sr	Стронцій
H	Водень	Ta	Тантал
He	Гелій	Tb	Тербій
Hf	Гафній	Tc	Технецій
Hg	Ртуть	Te	Телур
Ho	Гольмій	Th	Торій
I	Йод	Ti	Титан
In	Індій	Tl	Талій
Ir	Іридій	Tm	Тулій
K	Калій	U	Уран
Kr	Криптон	V	Ванадій
La	Лантан	W	Фольфрам
Li	Літій	Xe	Ксенон
Lr	Лоуренсій	Y	Ітрій
Lu	Лютецій	Yb	Ітербій
Md	Менделевій	Zn	Цинк
Mg	Магній	Zr	Цирконій

VI. Хімічні формули, які часто використовуються у цьому документі

Хімічна формула	Назва
Ba^{2+}	Іон барію
Br^-	Іон броміду
Ca^{2+}	Іон кальцію
CH_2O	Формальдегід
CH_4	Метан
C_3H_8	Пропан
$\text{C}_{10}\text{H}_{22}$	<i>n</i> -декан
$\text{C}_{40}\text{H}_{82}$	<i>n</i> -тетраконтан
CN^-	Іон ціаніду
CO	Чадний газ
CO_2	Вуглекислий газ
Cl^-	Іон хлориду
Cl_2	Хлор
CrO_4^{2-}	Іон хромату
$\text{Cr}_2\text{O}_7^{2-}$	Іон дихромату
F^-	Іон фтору
Fe^{2+}	Іон заліза
HCN	Ціанід водню
HCl	Хлороводень
HCrO_4^-	Іон гідрохромату
HF	Фтороводень
HgCl_2	Дихлорид ртуті/ Хлорид ртуті (II) /Двохлориста ртуть
Hg_2Cl_2	Ртутна сіль соляної кислоти /Однохлориста ртуть
HNO_3	Азотна кислота
H_2O_2	Перекис водню
HPO_4^{2-}	Іон гідрофосфату
$\text{HP}_2\text{O}_7^{3-}$	Іон гідродифосфату
H_2PO_4^-	Іон дигідрофосфату
$\text{H}_2\text{P}_2\text{O}_7^{2-}$	Іон дигідродифосфату
H_2S	Сірководень
H_2SO_4	Сірчана кислота
K^+	Іон калію
$\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$	Дихромат калію
KMnO_4	Перманганат калію
Li^+	Іон літію
Mg^{2+}	Іон магнію
Mn^{2+}	Іон марганцю (II)
Na^+	Іон натрію
NH_3	Аміак
NH_4^+	Іон амонію
N_2O	Динітроген монооксид (закис азоту)
NO	Оксид азоту
NO_2	Діоксид азоту
NO_2^-	Іон нітриту
NO_3^-	Іон нітрату

Хімічна формула	Назва
NO _x	Оксиди азоту (суміш NO і NO ₂)
O ₂	Кисень
PO ₄ ³⁻	Іон фосфату
SO ₂	Діоксид сірки
SO ₃	Триоксид сірки
SO ₄ ²⁻	Іон сульфату
SO _x	Оксиди сірки (суміш SO ₂ і SO ₃)
Str ²⁺	Іон стронцію

VII. Акроніми

Акронім	Опис
AAS	Атомно-абсорбційна спектрометрія
AFNOR	Французька асоціація зі стандартизації
AM	Альтернативний метод
ABC	Автоматична вимірювальна система
AOX	Органічні галогени, що абсорбуються
APHA	Управління охорони здоров'я США
API	Американський нафтовий інститут
ASI	Австрійський інститут зі стандартизації
AST	Щорічне наглядове випробування
ASTM	Американське товариство з випробування матеріалів
ATEX	Директива Ради № 94/9/ЄС щодо обладнання та систем захисту, призначених для використання в потенційно вибухонебезпечних середовищах (ATEX)
НДТМ	Найкраща доступна технологія
РВ НДТМ	Рівень викидів, пов'язаний з НДТМ
РЕП НДТМ	Рівень екологічних показників, пов'язаний з НДТМ. РЕП НДТМ включають у себе РВ НДТМ
БПК _n	Біохімічна потреба в кисні через <i>n</i> днів
BREF	Довідковий документ з НДТМ
CAK BREF	BREF щодо хлорно-лужного виробництва
Cefic	Європейська рада хімічної промисловості (від назви французькою: Conseil Européen des Fédérations de l'Industrie Chimique)
CEMBUREAU	Європейська асоціація виробників цементу
CEN	Європейський комітет зі стандартизації
CENELEC	Європейський комітет з електротехнічної стандартизації
CEN/TC	Європейський комітет зі стандартизації/Технічний комітет
CEN/TR	Технічний звіт CEN
CEN/TS	Технічні вимоги CEN
Cerame-Unie	Європейська асоціація виробників кераміки
CEWEP	Конфедерація європейських енергетичних установок на основі спалювання відходів
CFA	Безперервний аналіз потоку
CITAC	Міжнародне співробітництво з простежуваності вимірювань в аналітичній хімії
CLM BREF	BREF щодо виробництва цементу, вапна та оксиду магнію
XПК	Хімічна потреба в кисні
CONCAWE	Європейська асоціація нафтових компаній зі збереження чистого повітря та води в Європі
CWW BREF	BREF щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі
DAHS	Система (системи) збору та обробки даних
DEFRA	Міністерство охорони довкілля, продовольства та сільськогосподарського розвитку Великобританії
DIAL	Лідар диференційної абсорбції
DIN	Deutsches Institut für Normung (Німецький інститут зі стандартизації)
DOAS	Диференційна оптична абсорбційна спектроскопія
POB	Розчинений органічний вуглець
EA	Європейська кооперація з акредитації
ЄС	Європейські Спільноти
ESGA	Європейська асоціація виробників вугілля та графіту
ECVM	Європейська рада виробників вінілу
EK _x	Ефективна концентрація
EEA	Європейське агентство з охорони довкілля (European Environment Agency)

Акронім	Опис
EEB	Європейське екологічне бюро
ЕСЕС	Європейська економічна спільнота
EIPPCB	Європейське бюро з комплексного запобігання та контролю забруднень
ГЗВ	Граничне значення викидів
ЄПМО	Європейська програма моніторингу та оцінки
EN	Європейський стандарт
EPA	Управління з охорони довкілля США (Environmental Protection Agency)
EPF	Європейська федерація виробників листових деревних матеріалів
E-PRTR	Європейський реєстр викидів і перенесення забруднювачів
EOMЗ	Європейська опорна маса запаху
ESWET	Європейські постачальники технологій із забезпечення технологій для отримання енергії з відходів
ETSI	Європейський інститут телекомунікаційних стандартів
ЄС	Європейський Союз
EuLA	Європейська асоціація виробників вапна
Eurachem	Мережа організацій у Європі, метою якої є створення системи міжнародної простежуваності хімічних вимірювань та просування належних практик контролю якості
Eurelectric	Європейська рада електроенергетичної промисловості
EUROFER	Європейська конфедерація виробників чавуну та сталі
Eurometaux	Європейська асоціація виробників кольорових металів
Euromines	Європейська асоціація представників гірничодобувної промисловості
СКВ	Знесірчення димових газів
FIA	Аналіз із введенням проби в потік
FID	Полум'яно-іонізаційний детектор/детектування
FTIR	Інфрачервона спектрометрія з перетворенням Фур'є
FprCEN/TS	Остаточна версія технічних вимог CEN
ГХ-МС	Газова хроматографія з мас-спектрометричним детектуванням
ГФК	Газофільтрувальна корекція
GLS BREF	BREF щодо виробництва скла
GPS	Система глобального позиціонування
GUM	Настанова з вираження невизначеності вимірювання
НОІ	Вуглеводневий нафтовий індекс
ГпХДД	Гептахлородибензо- <i>p</i> -діоксин
ГпХДФ	Гептахлородибензофуран
ВЕРХ	Високоєфективна рідинна хроматографія
ГкХДД	Гексахлородибензо- <i>p</i> -діоксин
ГкХДФ	Гексахлородибензофуран
НВ	Неорганічний вуглець
ICP-OES	Оптико-емісійна спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою
ICP-MS	Мас-спектрометрія з індуктивно-зв'язаною плазмою
ICS BREF	BREF щодо промислових систем охолодження
IEC	Міжнародна електротехнічна комісія
IED	Директива про промислові викиди
IMPEL	Мережа ЄС з питань імплементації та застосування природоохоронного законодавства
INERIS	Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques (Французький національний інститут промислового середовища та ризиків)
IPCC	Міжурядова група експертів з питань змін клімату (Intergovernmental Panel on Climate Change)
IPPC	Комплексне запобігання та контроль забруднень
IPTS	Інститут перспективних технологічних досліджень (нова назва – JRC у Севільї)
ІЧ	Інфрачервона (спектрометрія)
IRPP BREF	BREF щодо інтенсивного птахівництва та свинарства

Акронім	Опис
IS BREF	BREF щодо виробництва заліза та сталі
ISO	Міжнародна організація зі стандартизації
ISO/DIS	Проект міжнародного стандарту ISO
M-KTE	Міжнародний коефіцієнт токсичної еквівалентності
IUPAC	Міжнародний союз фундаментальної та прикладної хімії
JRC	Об'єднаний дослідницький центр
LCP BREF	BREF щодо великих спалювальних установок
LC _x	Летальна концентрація
LDAR	Програма пошуку та усунення теч
NHP	Найнижче неефективне розведення
LIDAR	Лазерна система виявлення та вимірювання дальності
LLoA	Нижня межа застосування
LLoQ	Нижня межа кількісного визначення
LoD	Межа виявлення
LoQ	Межа кількісного визначення
LUA NRW	Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Державне агентство з охорони навколишнього середовища Північного Рейну-Вестфалії)
LVOC BREF	BREF щодо великосерійної неорганічно-хімічної промисловості
MCERTS	Система сертифікації Агентства з охорони довкілля Англії та Уельсу (Великобританія) для вимірювального обладнання
MEG	Група експертів з моніторингу
NDIR	Недисперсійна інфрачервона спектрометрія
NDUV	Недисперсійна ультрафіолетова спектрометрія
NEN	Nederlands Normalisatie-instituut (Данський інститут зі стандартизації)
NFM BREF	BREF щодо галузей кольорової металургії
NH ₄ -N	Амонійний азот (включно з NH ₃ і NH ₄ ⁺)
N _{неорг}	Загальний неорганічний азот
NIST	Національний інститут зі стандартизації та технології
ЛОСНМ	Леткі органічні сполуки неметанового ряду
NO ₂ -N	Нітритний азот
NO ₃ -N	Нітратний азот
НУЕ	Нормальні умови експлуатації
МНЕК	Максимальна неефективна концентрація
ЗНЛВ	Загальний нелеткий вуглець
NTA	Нідерландська технічна угода
ОХДД	Октахлоридбензо- <i>p</i> -діоксин
ОХДФ	Октахлоридбензофуран
OFC BREF	BREF щодо виробництва хімічної продукції тонкого органічного синтезу
OGI	Оптичне виявлення газу (техніки)
OMA	Програма оцінювання поточного контролю операторів
УВНУЕ	Умови, відмінні від нормальних умови експлуатації
ПАВ	Поліциклічні ароматичні вуглеводні
П-АВС	Переносна АВС
ПБДЕ	Полібромдефеніловий ефір
РВТ	Стійкість, здатність до біоаккумуляції та токсичність
ПХБ	Поліхлорований біфеніл
ПХДД	Поліхлорований дибензопарадіоксин
ПХДФ	Поліхлорований дибензофуран
ПеХДД	Пентахлоридбензо- <i>p</i> -діоксин
ПеХДФ	Пентахлоридбензофуран
РЕМС	Системи прогнозного моніторингу викидів
PID	Фотоіонізаційний детектор

Акронім	Опис
PM _{2,5}	Частинки аеродинамічним діаметром 2,5 мкм і менше, що проходять крізь бар'єри з 50 % ефективністю
PM ₁₀	Частинки аеродинамічним діаметром 10 мкм, що проходять крізь бар'єри з 50 % ефективністю
PP BREF	BREF щодо виробництва целюлозної маси, паперу та картону
prEN	Проект європейського стандарту
QAL	Рівень контролю якості
REF BREF	BREF щодо переробки нафти та газу
RDM	Моделювання зворотної дисперсії
ROM	Довідковий звіт JRC з моніторингу
СКВ	Селективне каталітичне відновлення
SEPA	Агентство з охорони довкілля Шотландії
СНКВ	Селективне некаталітичне відновлення
SOF	Сонячний спектральний потік
SPE-AOX	Розчинені органічні галогени, що абсорбуються, після твердофазної екстракції
SPME	Твердофазна мікроекстракція
СРМ	Стандартний референтний метод
УРС	Установка регенерації сірки
STA	Асоціація випробування джерел (Source Testing Association)
TAN BREF	BREF щодо дублення шкір та шкір
ЗВ/ТС	Загальний вуглець/Технічний комітет
ТХДД	Тетрахлородибензо- <i>p</i> -діоксин
ТХДФ	Тетрахлородибензофуран
TDL	Абсорбційна спектрометрія на основі налаштованого діодного лазера
ЗАК	Загальний азот за К'ельдалем
ЗА	Загальний азот
ЗА ₃	Загальний зв'язаний азот
ЗОВ	Загальний органічний вуглець
ЗПК	Загальна потреба в кисні
ЗФ	Загальний фосфор
ЗЗТР	Загальний вміст зваженої твердої речовини
ОТ	Одиниця токсичності
TÜV	Technischer Überwachungsverein (Німецький орган з технічного нагляду)
ЗЛОС	Загальні леткі органічні сполуки
ТРГ	Технічна робоча група
DE UBA	Umweltbundesamt (Німецьке федеральне агентство охорони довкілля)
УФ	Ультрафіолетова (спектрометрія)
VDI	Verein Deutscher Ingenieure (Асоціація німецьких інженерів)
ЛОС	Летка органічна сполука
WBP BREF	BREF щодо виробництва деревних плит
WEA	Комплексна оцінка стічних вод
BOO3	Всесвітня організація охорони здоров'я
BOO3-KTE	Коефіцієнт токсичної еквівалентності Всесвітньої організації охорони здоров'я
WT BREF	BREF щодо переробки відходів

ПОСИЛАННЯ

- [1] CEN, EN ISO/IEC 17025:2017. Загальні вимоги до компетентності дослідницьких і калібрувальних лабораторій (ISO/IEC 17025:2017), 2017.
- [2] IMPEL, Найкраща практика щодо контролю за дотриманням норм (зі змінами), Мережа Європейського Союзу з питань імплементації та застосування природоохоронного законодавства, 2001.
- [3] COM, Довідковий документ щодо загальних принципів моніторинг (MON REF), Європейська комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2003.
- [4] NL, Нідерландські норми викидів у повітря, розділ 3.7. Моніторинг викидів. Червень 2012, 2012.
- [5] CEN, EN ISO 11771:2010. Якість повітря. Визначення усереднених за часом масових викидів і коефіцієнтів викиду. Загальний підхід (ISO 11771:2010), 2010.
- [6] Посібник з інвентаризації викидів забруднювальних речовин у повітря ЕЕА, ЕМЕР/ЕЕА, 2013. Технічні рекомендації з підготовки національних реєстрів викидів. Технічний звіт ЕЕА 12/2013, 2013.
- [7] US EPA, AP 42, 5-те видання. Збірник коефіцієнтів викидів речовин, що забруднюють повітря. Том 1. Стаціонарні точкові та поверхневі джерела, 2013.
- [8] VDI, VDI 3790, частина 3:2010. Метеорологія довкілля. Викиди газів, запахів та пилу з дифузних джерел. Зберігання, перевалка та транспортування сипучих матеріалів, 2010.
- [9] ЕА, вебсайт Європейської кооперації з акредитації, 2013.
- [10] ЄС, РЕГЛАМЕНТ ЄВРОПЕЙСЬКОГО ПАРЛАМЕНТУ І РАДИ (ЄС) № 765/2008 від 9 липня 2008 року про встановлення вимог до акредитації та ринкового нагляду, пов'язаних з реалізацією продуктів, та про скасування Регламенту (ЄЕС) № 339/93, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 218, 13.8.2008, 2008, с. 30-47.
- [11] JCGM, JCGM 100:2008 (GUM 1995 з мінімальними правками). Оцінка даних вимірювань. Настанова з вираження невизначеності вимірювання. Об'єднаний комітет з настанов з метрології, 2008.
- [12] CEN, EN ISO 20988:2007. Якість повітря. Настанови з оцінювання невизначеності вимірювання (ISO 20988:2007), 2007.
- [13] AU, Посібник з оцінки викидів виробництва електроенергії з викопного палива. Уряд Австралії, Департамент сталого розвитку, захисту довкілля, води, населення та громад, 2012.
- [14] BE (Фландрія), VLAREL. Розпорядження Уряду Фландрії від 19 листопада 2010 р. про встановлення Фламандського регламенту щодо санкцій, що стосуються довкілля, 2010.
- [15] CEN, EN ISO/IEC 17024:2003. Оцінювання відповідності. Загальні вимоги до органів, що здійснюють сертифікацію персоналу (ISO/IEC 17024:2003), 2012.
- [16] IE EPA, Технічні рекомендації щодо моніторингу викидів у повітря (AG2), 2017.
- [17] MCERTS. Ручні методи моніторингу викидів димових газів. Стандарт діяльності організацій, 2011.
- [18] MCERTS. Стандарт щодо компетентності персоналу, що здійснює моніторинг викидів димових газів ручними методами, 2016.
- [19] VDI, VDI 4220:2011 Контроль якості. Вимоги до органів, що визначають вміст забруднювальних речовин у повітрі стаціонарних джерел та у навколишньому повітрі, 2011.
- [20] CEN, EN ISO/IEC 17043:2010. Оцінка відповідності. Загальні вимоги до перевірки професійного рівня (ISO/IEC 17043:2010), 2010.
- [21] UKAS. Шлях до акредитації. Служба акредитації Великої Британії, 2013.
- [22] DAkkS, вебсайт: Як працює процедура акредитації?, 2015.
- [23] MCERTS. Настанови з програми оцінювання поточного контролю операторів (ОМА). Промислові установки, що регулюються екологічними дозволами. Викиди у повітря, 2013.
- [24] ЄС, Директива Європейського Парламенту і Ради 2010/75/ЄС від 24 листопада 2010 року про промислові викиди (інтегрований підхід до запобігання забрудненню та його контролю), Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 334, 17.12.2010, 2010, с. 17-119.
- [25] ЄС, Директива Європейського Парламенту і Ради 98/34/ЄС від 22 червня 1998 року, що

- встановлює процедуру для забезпечення інформації в сфері технічних стандартів та регламентів та правил послуг інформаційного суспільства, Офіційний вісник Європейських Спільнот, т. L 204, 21.7.1998, 1998, с. 37-48.
- [26] CEN, EN 13:2008. Настанови щодо підтвердження придатності методів випробування стану доквілля, 2008.
- [27] CEN, EN 14793:2017. Викиди стаціонарних джерел. Демонстрація еквівалентності альтернативного методу референтному методу, 2017.
- [28] DE UBA, Запобігання забрудненню повітря. Посібник з викидів, Umweltbundesamt (Німецьке федеральне агентство охорони довкілля), 2008.
- [29] DE, Verordnung über Anforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer (Abwasserverordnung - AbwV) (Положення про вимоги до скиду стічних вод у води (Положення про стічні води – AbwV)), 2014.
- [30] NL InfoMil, Вимірювання викидів у повітря ручними методами. InfoMil, Нідерланди, червень 2012. Kenniscentrum InfoMil, 2012.
- [31] PL, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2012.
- [32] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). M3. Як оцінювати заходи з моніторингу викидів у повітря в заявках на отримання дозволу EPR, 2016.
- [33] SEPA, Настанови для операторів з технік оцінювання викидів (ТОВ) Шотландського реєстру викидів забруднювальних речовин (SPRI), 2011.
- [34] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). M2. Моніторинг викидів димових газів у повітря, 2017.
- [35] ЄС, Директива Ради 91/271/ЄС від 21 травня 1991 року щодо очищення міських стічних вод, Офіційний вісник Європейських Спільнот, т. L 135, 30.5.1991, 1991, с. 40.
- [36] CEN, EN 14181:2014. Викиди стаціонарних джерел. Забезпечення якості автоматизованих вимірювальних систем. 2014.
- [37] VDI, VDI 4219:2009. Оцінка невизначеності вимірювання викидів за допомогою методів періодичного вимірювання, 2009.
- [38] DK EPA, Інформація, надана для укладання ROM. Огляд контролю викидів промислових стічних вод у Данії, 2012.
- [39] ЄС, Виконавче рішення Комісії 2012/119/ЄС від 10 лютого 2012 року, що встановлення правила укладання настанов щодо збору даних та укладання довідкових документів з НДТМ та щодо їх якості, зазначених у Директиві Європейського Парламенту і Ради 2010/75/ЄС від 24 листопада 2010 року про промислові викиди, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 63, 2.3.2012, 2012, с. 1-39.
- [40] ЄС, Директива Комісії 2009/90/ЄС від 31 липня 2009 року, що відповідно до Директиви Європейського Парламенту і Ради 2000/60/ЄС встановлює технічні вимоги до хімічного аналізу та моніторингу стану води, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 201, 1.8.2009, 2009, с. 36-38.
- [41] CEN, EN 1948-3:2006. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації ПХДД/ПХДФ та діоксиноподібних ПХБ. Частина 3. Ідентифікація та кількісне визначення вмісту ПХДД/ПХДФ, 2006.
- [42] AT, 'Verordnung des Bundesministers für Wirtschaft, Familie und Jugend über die Messung der von Dampfkesselanlagen und Gasturbinen ausgehenden Emissionen in die Luft (Emissionsmessverordnung-Luft - EMV-L)', Bundesgesetzblatt für die Republik Österreich, Vol. BGBl. II, Nr. 153, 9.5.2011, 2011.
- [43] DIN, DIN 38402-71:2002. Єдині для Німеччини методи дослідження води, стічних вод та мулу. Загальна інформація (група А). Частина 71. Рівнозначність двох методів аналізу на основі порівняння результатів та їх статистичної оцінки. Процедура кількісної характеристики з безперервним набором значень, 2002.
- [44] MCERTS, Стислий посібник з моніторингу 14. Робота з точками даних та викидами під час моніторингу даних, 2012.
- [45] CEN, EN 15259:2007. Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Вимоги до вибору вимірювальних секцій та місць вимірювань, мети та плану вимірювань і складання звіту. 2007.
- [46] CEN, EN ISO 5667-1:2006. Якість повітря. Відбір проб. Частина 1. Настанови щодо проекту програм відбирання проб (ISO 5667-1:2006), 2006.

- [47] CEN, EN 14385:2004. Стаціонарні джерела викидів. Визначення загальних викидів As, Cd, Cr, Co, Cu, Mn, Ni, Pb, Sb, Tl і V, 2004.
- [48] CEN, EN 12619:2013. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації загальних газоподібних органічних сполук. Метод з використанням полум'яно-іонізаційного детектора, 2013.
- [49] CEN, EN 1948-1:2006. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації ПХДД/ПХДФ та діоксиноподібних ПХБ. Частина 1. Відбір проб ПХДД/ПХДФ, 2006.
- [50] Van den Berg et al., 'The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds', Toxicological Sciences, Vol. 93, No 2, 2006, p. 223-241.
- [51] CEN, EN 1948-4:2010. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації ПХДД/ПХДФ та діоксиноподібних ПХБ. Частина 4. Відбір проб і аналіз діоксиноподібних ПХБ, 2010.
- [52] CEN, EN 13725:2003. Якість повітря. Визначення концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії, 2003.
- [53] INERIS, Інформація, надана для укладання ROM. Французький регламент із запахів, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2013.
- [54] DE, Виявлення та оцінка запаху в атмосферному повітрі (Настанова з виявлення запаху в атмосферному повітрі (GOAA)), 2008.
- [55] NEN, NTA 9065:2012 Luchtkwaliteit - Geurmetingen - Meten en rekenen geur (Якість повітря. Вимірювання запаху. Вимірювання та розрахунок запаху), 2012.
- [56] UK, Додаткова настанова. Н4 Управління запахами. Як забезпечити дотримання вимог екологічному дозволу, 2011.
- [57] BE (Flanders), Titel II van het VLAREM - gecoördineerde versie 04/10/2014, 2014.
- [58] DK, Рекомендації з захисту довкілля № 1: Вказівки щодо регулювання викидів у повітря. Обмеження забруднення повітря від установок, 2002.
- [59] CEN, Технічний комітет CEN/TC 264 «Якість повітря». Опубліковані стандарти, 2018.
- [60] FR, Arrêté du 2 février 1998 relatif aux prélèvements et à la consommation d'eau ainsi qu'aux émissions de toute nature des installations classées pour la protection de l'environnement soumises à autorisation - Version consolidée du 10/06/2016, 2016.
- [61] DE, Перший загальний адміністративний регламент щодо Федерального закону про контроль викидів (Технічні рекомендації з контролю якості повітря – TA Luft 2002) від 24 липня 2002 року, 2002.
- [62] CEN, EN 13284-2:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення низьких масових концентрацій пилу. Частина 2. Забезпечення якості автоматизованих вимірювальних систем, 2017.
- [63] CEN, EN 15859:2010. Якість повітря. Сертифікація автоматичних моніторів пилоуловлювальних установок. Технічні вимоги та методи випробування, 2010.
- [64] CEN, EN 15267-1:2009. Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 1. Загальні положення. 2009.
- [65] CEN, EN 15267-2:2009. Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 2. Первинна оцінка системи керування якістю виробника ABC та постсертифікаційний нагляд за процесом виробництва. 2009.
- [66] CEN, EN 15267-3:2007. Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 3. Технічні вимоги та методи випробування автоматичних вимірювальних систем для контролювання викидів від стаціонарних джерел. 2007.
- [67] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). M20. Забезпечення якості систем постійного моніторингу викидів – застосування стандартів EN 14181 і BS EN 13284-2, 2015.
- [68] UK STA, Дослідження витрат на моніторинг викидів димових газів для об'єктів, що регулюються Директивою про промислові викиди (раніше – IPPCD, WID і LCPD) (грудень 2012), Асоціація випробування джерел Великої Британії, 2012.
- [69] CEN, EN ISO 23210:2009. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації PM10/PM2,5 у димовому газі. Вимірювання за низької концентрації із застосуванням імпакторів (ISO 23210:2009), 2009.
- [70] CEN, EN 1948-2:2006. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації ПХДД/ПХДФ та діоксиноподібних ПХБ. Частина 2. Екстракція та очищення ПХДД/ПХДФ,

- 2006.
- [71] CEN, EN 1911:2010. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації газоподібних хлоридів у перерахунку на HCl. Стандартний референтний метод, 2010.
- [72] CEN, EN 15058:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації чадного газу. Стандартний референтний метод: недисперсійна інфрачервона спектроскопія, 2017.
- [73] CEN, EN 14789:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення об'ємної концентрації кисню. Стандартний референтний метод: парамагнетизм, 2017.
- [74] CEN, EN 14790:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення водяної пари в каналах. Стандартний референтний метод, 2017.
- [75] CEN, EN 13284-1:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення низьких масових концентрацій пилу. Частина 1. Метод ручного гравіметричного аналізу, 2017.
- [76] CEN, CEN/TS 15674:2007. Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Настанови з розробки стандартизованих методів вимірювань, 2007.
- [77] NEN, NTA 7379:2014 Richtlijnen 'Predictive Emission Monitoring System' (PEMS) - Realisatie en kwaliteitsborging (Настанови щодо систем прогнозного моніторингу викидів (PEMS). Виконання і контроль якості), 2014.
- [78] CEN, Технічний комітет CEN/TC 264 «Якість повітря». Статус робочої програми. Особисте спілкування, 2017.
- [79] ISO, Настанова ISO/IEC 98-3:2008. Невизначеність вимірювання. Частина 3. Настанова з вираження невизначеності вимірювання (GUM: 1995), 2008.
- [80] VDI, VDI 3882, частина 1:1992. Ольфактометрія. Визначення інтенсивності запаху, 1992.
- [81] VDI, VDI 3882, частина 2:1994. Ольфактометрія. Визначення гедонічного тону запаху, 1994.
- [82] AFNOR, NF X43-103:1996 Qualité de l'air - Mesurage olfactométriques - Mesurage de l'odeur d'un effluent gazeux - Méthodes supraliminaire (Якість повітря. Ольфактометричні вимірювання. Вимірювання викидів пахучих газоподібних речовин. Методи визначення надпорогових значень), 1996.
- [83] VDI, VDI 3940, частина 3:2010. Вимірювання дії запаху за допомогою контролю на місці. Визначення інтенсивності та гедонічного тону запаху, 2010.
- [84] VDI, VDI 3940, частина 4:2010. Визначення гедонічного тону запаху. Профілі полярності, 2010.
- [85] CEN, EN 16841-1:2016. Навколишнє повітря. Визначення запаху за допомогою контролю на місці. Частина 1. Метод решітки, 2016.
- [86] CEN, EN 16841-2:2016. Навколишнє повітря. Визначення запаху за допомогою контролю на місці. Частина 2. Метод шлейфу, 2016.
- [87] MCERTS, Моніторинг викидів димових газів. Документ з впровадження стандарту EN 13725. Якість повітря. Визначення концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії. Вимірювання запаху викидів димових газів, 2015.
- [88] Braun et al., Verbesserung der Einleiterüberwachung durch die Einführung der Meßgrößen TOC, TN_b und P_{ges}-ICP (Вдосконалення методів моніторингу викидів шляхом впровадження параметрів ЗОВ, ЗА₃ і TP-ICP), Umweltbundesamt (Німецьке федеральне агентство охорони довкілля), 1999.
- [89] VDI, VDI 3884, частина 1:2015. Ольфактометрія. Визначення концентрації запаху методом динамічної ольфактометрії. Додаткові настанови з застосування стандарту DIN EN 13725, 2015.
- [90] VDI, VDI 3880:2011. Ольфактометрія. Статичний відбір проб, 2011.
- [91] Both, Інформація, надана для укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [92] VDI, VDI 3940, частина 5:2013. Вимірювання дії запаху за допомогою контролю на місці. Визначення інтенсивності та гедонічного тону запаху. Вказівки та приклади використання, 2013.
- [93] DEFRA, Настанови щодо запахів для органів місцевого самоврядування. Міністерство охорони довкілля, продовольства та сільськогосподарського розвитку, 2010.
- [94] VDI, VDI 3957, частина 10:2004. Біологічні методи вимірювання для визначення та оцінки впливу речовин, що забруднюють повітря, на рослини (біоіндикація). Вимірювання якості

- навколишнього повітря джерела за допомогою біоіндикаторів, 2004.
- [95] VDI, VDI 3957, частина 15:2014. Біологічні методи вимірювання для визначення та оцінки впливу речовин, що забруднюють повітря, на рослини (біомоніторинг). Стратегія розслідування небезпечних інцидентів (пасивний біомоніторинг), 2014.
- [96] CEN, EN ISO 9562:2004. Якість води. Визначення розчинених органічних галогенів, що абсорбуються (AOX) (ISO 9562:2004), 2004.
- [97] CEN, EN ISO 9377-2:2000. Якість води. Визначення вуглеводневого нафтового індексу. Частина 2. Метод з використанням екстракції розчинником та газової хроматографії (ISO 9377-2:2000), 2000.
- [98] CEN, EN ISO 14402:1999. Якість води. Визначення фенольного індексу шляхом аналізу потоку (FIA і CFA) (ISO 14402:1999), 1999.
- [99] CEN, EN 12260:2003. Якість води. Визначення азоту. Визначення зв'язаного азоту (ZAN) після окиснення до оксидів азоту, 2003.
- [100] CEN, EN ISO 11905-1:1998. Якість води. Визначення азоту. Частина 1. Метод з використанням окиснювального розщеплення пероксодисульфатом (ISO 11905-1:1997), 1998.
- [101] CEN, EN 25663:1993. Якість води. Визначення азоту за К'ельдалем. Метод після мінералізації селеном (ISO 5663:1984), 1993.
- [102] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). M1. Вимоги до відбору проб для моніторингу викидів димових газів, 2016.
- [103] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). M18. Моніторинг викидів у воду та каналізацію, 2017.
- [104] MCERTS, Сертифікована продукція MCERTS. Система постійного моніторингу викидів (CEMS), 2018.
- [105] NL, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [106] CEN, EN ISO 15839:2006. Якість води. Датчики та устаткування для аналізування води. Технічні вимоги та випробування характеристик (ISO 15839:2003), 2006.
- [107] MCERTS, Функціональні вимоги та методи випробування обладнання для безперервного моніторингу води. Частина 2. Функціональні вимоги та методи випробування датчиків: аміаку; ХПК; електропровідності; розчиненого кисню; вільного ціаніду; нітратів; ортофосфату; рН; температури; ЗОВ; загального миш'яку; загального кадмію; загального хлор; загальної міді; загального свинцю; загальної ртуті; загального нікелю; загального окисненого азоту; загального фосфору; помутніння, 2010.
- [108] MCERTS, Функціональні вимоги та методи випробування обладнання для безперервного моніторингу води. Частина 3. Функціональні вимоги та методи випробування витратомірів води, 2013.
- [109] MCERTS, Мінімальні вимоги до самостійного моніторингу витрати, 2014.
- [110] CEN, EN 1484:1997. Досліджування води. Настанови щодо визначення загального і розчиненого органічного вуглецю, 1997.
- [111] MCERTS, Функціональні вимоги та методи випробування обладнання для безперервного моніторингу води. Частина 1. Функціональні вимоги та методи випробування автоматичних пристроїв для відбирання проб, 2017.
- [112] ISO, Технічний комітет ISO/TC 146 «Якість повітря». Опубліковані стандарти, 2018.
- [113] OSPAR, Практичні рекомендації з комплексної оцінки стічних вод, Конвенція OSPAR з захисту морського середовища Північно-Східної Атлантики, 2007.
- [114] ЄС, Директива Європейського Парламенту і Ради 2010/63/ЄС від 22 вересня 2010 року про захист тварин, які використовуються з науковою метою, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 276, 20.10.2010, 2010, с. 33-79.
- [115] OSPAR, Комплексна оцінка стічних вод, Конвенція OSPAR з захисту морського середовища Північно-Східної Атлантики, 2005.
- [116] TOTAL, Доповнення до першої редакції CWW BREF: Комплексна оцінка стічних вод (WEA), TOTAL Petrochemicals France, 2009.
- [117] СОНІВА, Комплексна оцінка стічних вод. Рекомендації з використання меж токсичності. Проект за підтримки ЄС. Контроль небезпечних речовин у Балтійському регіоні (СОНІВА), 2010.

- [118] ОЕСР, Настанова щодо тестування хімічних речовин. Розділ 2. Вплив на біологічні системи, 2013.
- [119] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва хімічної продукції тонкого органічного синтезу (OFC BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2006.
- [120] CONCAWE, Методики аналізу стічних вод нафтопереробних заводів за відповідними параметрами ЄС. Регуляторні режими, 2013.
- [121] CEN, Технічний комітет CEN/TC 230 «Аналіз води». Оpubліковані стандарти, 2018.
- [122] ISO, Технічний комітет ISO/TC 147 «Аналіз води». Оpubліковані стандарти, 2018.
- [123] ADEME, Доповнення до першої редакції CWW BREF: Огляд з теми «Забруднення запахом», Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, 2009.
- [124] IE EPA, Рекомендації з моніторингу повітря 5 (AG5). Настанови з оцінки впливу запаху для об'єктів, що мають ліцензію EPA, 2010.
- [125] NEN, NTA 9055:2012 Luchtkwaliteit - Elektronische luchtmonitoring - Geur(overlast) en veiligheid (Якість повітря. Електронний моніторинг повітря. Запах (неприємність) та безпека), 2012.
- [126] INERIS, Доповнення до першої редакції CWW BREF: Моніторинг викидів із сильним запахом. Електронні носи, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2009.
- [127] Peris and Escuder-Gilabert, 'A 21st century technique for food control: Electronic noses', Analytica Chimica Acta, Vol. 638, No 1, 2009, pp. 1-15.
- [128] CEN, EN ISO 5667-3:2012. Якість повітря. Відбір проб. Частина 3. Зберігання та обробка проб води (ISO 5667-3:2012), 2012.
- [129] DE UBA and TÜV, Zertifizierte Mess- und Auswerteeinrichtungen, Übersicht (Список сертифікованих систем вимірювання та оцінки даних), Umweltbundesamt (Німецьке федеральне агентство охорони довкілля) і TÜV Rheinland, 2018.
- [130] ЄС, Регламент Комісії (ЄС) № 601/2012 від 21 червня 2012 року стосовно моніторингу та звітності щодо викидів парникових газів згідно з Директивою Європейського Парламенту і Ради 2003/87/ЄС, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 181, 12.7.2012, 2012, с. 30-104.
- [131] COM, Керівний документ щодо реалізації E-PRTR (31 травня 2006), 2006.
- [132] MCERTS. Настанови з програми оцінювання поточного контролю операторів (ОМА). Промислові установки, що регулюються екологічними дозволами. Викиди у воду, 2013.
- [133] FR, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [134] NEN, NTA 8399:2015 Luchtkwaliteit - Richtlijnen voor de detectie van diffuus vrijkomende vluchtige organische stoffen met 'optical gas imaging' (Якість повітря. Настанови щодо виявлення дифузних викидів ЛОС за допомогою оптичної системи візуалізації газу), 2015.
- [135] Chambers et al., 'Direct measurement of fugitive emissions of hydrocarbons from a refinery', Journal of the Air & Waste Management Association, Vol. 58, No 8, 2008, pp. 1047-1056.
- [136] US EPA, Довідник EPA. Дистанційне оптичне зондування для вимірювання та моніторингу потоку викидів, 2011.
- [137] PT, 'Portaria n.º 286/93, de 12 de Março', Diário da Republica - I Série-B, Vol. 60, 12.03.1993, 1993, pp. 1169-1177.
- [138] MCERTS, Сертифікована продукція MCERTS. Програмне забезпечення для управління екологічними даними, 2018.
- [139] Saarinen, Data production chain in monitoring of emissions, Finnish Environment Institute, 1999.
- [140] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо хлорно-лужного виробництва (CAK BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2014.
- [141] AU, Посібник з методики оцінки викидів виробництва чавуну та сталі, Міністерство захисту довкілля, Австралія, 1999.
- [142] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва заліза та сталі (IS BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
- [143] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо переробки нафти та газу (REF BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2015.
- [144] ISO і CEN, Настанови з імплементації Угоди про Технічну співпрацю між ISO та CEN (Віденської угоди), 7-ме видання, 2016.

- [145] CEN, EN 1899-1:1998. Якість води. Визначення біохімічної потреби в кисні через n днів (БПК_n). Частина 1. Метод розведення і інокулювання алілтгосечовиною (ISO 5815:1989, зі змінами), 1998.
- [146] CEN, EN 1899-2:1998. Якість води. Визначення біохімічної потреби в кисні через n днів (БПК_n). Частина 2. Метод для нерозведених проб (ISO 5815:1989, зі змінами), 1998.
- [147] ЄС, Регламент (ЄС) Європейського Парламенту і Ради № 166/2006 від 18 січня 2006 року про створення Європейського реєстру викидів і перенесення забруднювачів і про внесення змін до Директив Ради 91/689/ЄЕС і 96/61/ЄС, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 33, 4.2.2006, 2006, с. 1-17.
- [148] Seitzinger et al., 'Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication', Marine Ecology Progress Series, Vol. 159, No 1, 1997, pp. 1-12.
- [149] CEN, EN 1085:2007. Очищення стічних вод. Словник, 2007.
- [150] CEN, EN ISO 5667-16:2017. Якість повітря. Відбір проб. Частина 16. Настанови з біотестування проб (ISO 5667-16:2017), 2017.
- [151] CEN, EN 16479:2014 Якість води. Функціональні вимоги та методи випробування відповідності обладнання для моніторингу води. Автоматичні пристрої для відбирання проб (пробовідбірники) води та стічних вод, 2014.
- [152] ISO, EN ISO 5667-10:1992. Якість повітря. Відбір проб. Частина 10. Настанови з відбору проб стічних вод, 1992.
- [153] Британська Колумбія, Частина Е. Відбір проб води та стічних вод. Вимірювання потоку стічних вод. Посібник з відбору проб на об'єктах Британської Колумбії, 2003.
- [154] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо загальних систем переробки/керування стічними водами та відпрацьованими газами у хімічній галузі (CWW BREF), Європейська комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2016.
- [155] CEN, EN ISO 11348-1:2008. Якість води. Визначення пригнічувальної дії проб води на світловипроміювання бактерій *Vibrio fischeri* (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Частина 1. Метод з використанням щойно підготовлених бактерій (ISO 11348-1:2007), 2008.
- [156] CEN, EN ISO 11348-2:2008. Якість води. Визначення пригнічувальної дії проб води на світловипроміювання бактерій *Vibrio fischeri* (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Частина 2. Метод з використанням бактерій, висушених рідинним десикантом (ISO 11348-2:2007), 2008.
- [157] CEN, EN ISO 11348-3:2008. Якість води. Визначення пригнічувальної дії проб води на світловипроміювання бактерій *Vibrio fischeri* (випробування із застосуванням люмінесцентних бактерій). Частина 3. Метод з використанням ліофілізованих бактерій (ISO 11348-3:2007), 2008.
- [158] CEN, EN ISO 10712:1995. Якість води. Випробування на пригнічення росту *Pseudomonas putida* (випробування на пригнічення розмноження клітин *Pseudomonas*) (ISO 10712:1995), 1995.
- [159] CEN, EN ISO 8692:2012. Якість води. Визначення сповільненості росту прісноводних одноклітинних зелених водоростей (ISO 8692:2012), 2012.
- [160] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва целюлозної маси, паперу та картону (PP BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2015.
- [161] CEN, EN ISO 10253:2016. Якість води. Тест на пригнічення росту морських водоростей *Skeletonema sp.* та *Phaeodactylum tricorutum* (ISO 10253:2016), 2016.
- [162] CEN, EN ISO 10710:2013. Якість води. Тест на пригнічення росту з застосуванням макроводоростей *Ceramium tenuicorne* у морській та солоній воді (ISO 10710:2010), 2013.
- [163] CEN, EN ISO 21427-2:2009. Якість води. Оцінка генотоксичності шляхом вимірювання індукції мікроядер. Частина 2. Метод змішаної популяції з використанням лінії генетично однорідних клітин V79 (ISO 21427-2:2006), 2009.
- [164] CEN, EN ISO 20079:2006. Якість води. Визначення токсичної дії складових води та стічних вод на ряску (*Lemna minor*). Тест на пригнічення росту ряски (ISO 20079:2005), 2006.
- [165] CEN, EN ISO 6341:2012. Якість води. Визначення пригнічення рухливості *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Тест на гостру токсичність (ISO 6341:2012), 2012.
- [166] CEN, EN ISO 15088:2008. Якість води. Визначення гострої токсичності стічних вод для ікри

- смугастого даніо (*Danio rerio*) (ISO 15088:2007), 2008.
- [167] CEN, EN ISO 7346-1:1997. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності речовин для прісноводних риб [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 1. Статичний метод (ISO 7346-1:1996), 1997.
- [168] CEN, EN ISO 7346-2:1997. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності речовин для прісноводних риб [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 2. Напівстатичний метод (ISO 7346-2:1996), 1997.
- [169] CEN, EN ISO 7346-3:1997. Якість води. Визначення гострої летальної токсичності речовин для прісноводних риб [*Brachydanio rerio* Hamilton-Buchanan (Teleostei, Cyprinidae)]. Частина 3. Проточний метод (ISO 7346-3:1996), 1997.
- [170] AT, Verordnung des Bundesministers für Land- und Forstwirtschaft über die allgemeine Begrenzung von Abwasseremissionen in Fließgewässer und öffentliche Kanalisationen (AAEV), Fassung vom 21.07.2015., Bundeskanzleramt - Rechtsinformationssystem (RIS), 2015.
- [171] Enterprise Ireland, Aquatic Toxicity Testing in Ireland in 2012, 2012.
- [172] IT, 'Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152. Norme in materia ambientale.', Gazzetta Ufficiale Della Repubblica Italiana, Vol. 88, 14.4.2006, 2006.
- [173] ЄС, РЕГЛАМЕНТ ЄВРОПЕЙСЬКОГО ПАРЛАМЕНТУ І РАДИ (ЄС) № 1272/2008 від 16 грудня 2008 року щодо класифікації, маркування та пакування хімічних речовин і сумішей, який замінює та скасовує Директиви 67/54 /ЄС і 1999/45/ЄС та вносить зміни до Регламенту (ЄС) № 1907/2006 REACH, Офіційний вісник Європейського Союзу, т. L 353, 31.12.2008, 2008, с. 1-1355.
- [174] CEN, EN ISO 8192:2007. Якість води. Визначення сповільненості споживання кисню активним мулом у процесі окислення вуглеводних сполук і амонію (ISO 8192:2007), 2007.
- [175] CEN, EN ISO 9509:2006. Якість води. Метод визначення інгібування нітрифікувальних бактерій в активному мулі в результаті дій хімічних компонентів та стічних вод (ISO 9509:2006), 2006.
- [176] CEN, CEN ISO/TR 15462:2009. Якість води. Вибір випробувань для оцінки здатності до біологічного розкладання (ISO/TR 15462:2006), 2009.
- [177] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо великосерійної неорганічно-хімічної промисловості (LVOC BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2017.
- [178] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо промислових систем охолодження (ICS BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2001.
- [179] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо дублення шкіри та шкір (TAN BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
- [180] ISO, ISO 15713:2006. Викиди стаціонарних джерел. Відбір проб і визначення вмісту газоподібних фтористих сполук, 2006
- [181] CEN, EN 14791:2017. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації оксидів сірки. Стандартний референтний метод, 2017.
- [182] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва скла (GLS BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
- [183] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва цементу, вапна та оксиду магнію (CLM BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2013.
- [184] CEN, EN ISO 6878: 2004. Якість води. Визначення фосфору. Спектрометричний метод із застосуванням молібдату амонію (ISO 6878:2004), 2004.
- [185] CEN, EN ISO 15681-1:2004. Якість води. Визначення ортофосфату і загального вмісту фосфору шляхом аналізу потоку (FIA і CFA). Частина 1. Метод аналізу із введенням проби в потік (FIA) (ISO 15681-1:2003), 2004.
- [186] CEN, EN ISO 15681-2:2004. Якість води. Визначення ортофосфату і загального вмісту фосфору шляхом аналізу потоку (FIA і CFA). Частина 2. Метод безперервного аналізу потоку (CFA) (ISO 15681-2:2003), 2004.
- [187] CEN, EN ISO 11885:2009. Якість води. Визначення вибраних елементів методом оптичної емісійної спектроскопії з індуктивно зв'язаною плазмою (ICP-OES) (ISO 11885:2007), 2009.
- [188] CEN, EN 872:2005. Якість води. Визначення вмісту завислих твердих частинок методом

- фільтрування через фільтри зі скловолокна, 2005.
- [189] Kullwatz et al., 'Untersuchungen zur Phosphorbestimmung im Rahmen der Abwasserverordnung und des Abwasserabgabengesetzes (Studies into phosphorus determination under the Wastewater Ordinance and the Wastewater Levy Act)', KA Korrespondenz Abwasser, Abfall, Vol. 55, No 7, 2008, pp. 771-776.
- [190] Wilford, 'VOC detection and measurement techniques - Outlining the application of laws surrounding volatile organic compounds', AWE International, Vol. 7, 1 June 2006, 2006.
- [191] CEN, EN ISO 7027-1:2016. Якість води. Визначання каламутності. Частина 1. Методи кількісного визначення (ISO 7027-1:2016), 2016.
- [192] Honeywell, Comparison of photo ionization detectors (PIDs) and flame ionization detectors (FIDs), 2004.
- [193] CEN, EN 14792:2017. Викиди від стаціонарних джерел. Визначення масової концентрації оксидів азоту (NO_x). Референтний метод: хемілюмінесценція, 2017.
- [194] CEN, EN ISO 13199:2012. Викиди від стаціонарних джерел. Визначення загальних летких органічних сполук (ЗЛОС) у відхідних газах від процесів без згоряння. Недисперсійний інфрачервоний аналізатор з каталітичним перетворювачем (ISO 13199:2012), 2012.
- [195] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо виробництва деревних плит (WBP BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2016.
- [196] EPF і Eurofins Italy, Відбір проб і аналіз для Е.Р.Ф. Проект вимірювання викидів промислових установок. 28/03/2014, 2014.
- [197] CEN, EN 13211: Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Ручний метод для визначення концентрації загальної ртуті, 2001.
- [198] Boneß and Greiter, 'Continuous measurement of mercury emissions in combustion plants (Overview and new measuring method)', CEM 2011 - 10th International Conference and Exhibition on Emissions Monitoring, 2011, Prague, Czech Republic.
- [199] UNEP, Звіт групи технічних експертів щодо розробки настанов відповідно до статті 8 Конвенції. Проект настанови щодо найкращих доступних технік та найкращих екологічних практик, Програма ООН з навколишнього середовища (UNEP), 2015.
- [200] Sawyer et al., Chemistry for Environmental Engineering and Science (5th edition), McGraw Hill, 2003.
- [201] CEN, EN ISO 11732:2005. Якість води. Методи визначення амонійного азоту аналізом потоку і спектрометричним виявленням (ISO 11732:2005), 2005.
- [202] Північна рада. Використання речовин, що руйнують озон, в лабораторіях, 2003.
- [203] ISO, ISO 6439:1990. Якість води. Визначення фенольного індексу. Спектрометричні методи із застосуванням 4-аміноантипірину після дистиляції, 1990.
- [204] ISO, ISO 10530:1992. Якість води. Визначення розчинених сульфідів. Фотометричний метод з використанням метиленового синього, 1992.
- [205] ISO, EN ISO 13358:1997. Якість води. Визначення сульфідів, що легко вивільнюються, 1997.
- [206] CEN, EN ISO 12846:2012. Якість води. Визначення вмісту ртуті. Метод із застосування атомно-абсорбційної спектрометрії (AAS) зі збагаченням і без нього (ISO 12846:2012), 2012.
- [207] CEN, EN ISO 17852:2008. Якість води. Визначення вмісту ртуті. Метод із застосування атомно-флуоресцентної спектрометрії (AFS) (ISO 17852:2006), 2008.
- [208] CEN, EN ISO 17294-2:2016. Якість води. Використання мас-спектрометрії з індуктивно-зв'язаною плазмою (ІЗП-МС). Частина 2. Визначення обраних елементів, включно з ізотопами урану (ISO 17294-2:2016), 2016.
- [209] CEN, EN ISO 15586:2003. Якість води. Визначення мікроелементів методом атомно-абсорбційної спектрометрії з графітовою пічкою (ISO 15586:2003), 2003.
- [210] CEN, EN ISO 14911:1999. Якість води. Визначення вмісту розчинених катіонів Li⁺, Na⁺, NH₄⁺, K⁺, Mn²⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Sr²⁺ і Ba²⁺ із застосуванням іонної хроматографії. Метод випробування питної води та стічних вод (ISO 14911:1998), 1999.
- [211] CEN, CEN/TS 17021:2017. Викиди стаціонарних джерел. Визначення вмісту діоксиду сірки із застосуванням інструментальних методик, 2017.
- [212] CEN, EN ISO 23913:2009. Якість води. Визначення вмісту хрому (VI). Метод аналізу

- поток (FIA і CFA) і спектрометричне виявлення (ISO 23913:2006), 2009.
- [213] Resano et al., 'High-resolution continuum source atomic absorption spectrometry for the simultaneous or sequential monitoring of multiple lines. A critical review of current possibilities', *Spectrochimica Acta Part B*, Vol. 88, 2013, p. 85–97.
- [214] CEN, EN ISO 15587-1:2002. Якість води. Гідролітичне розкладання для визначення деяких елементів у воді. Частина 1. Гідролітичне розкладання у царській горілці (ISO 15587-1:2002), 2002.
- [215] CEN, EN ISO 15587-2:2002. Якість води. Гідролітичне розкладання для визначення деяких елементів у воді. Частина 2. Гідролітичне розкладання у азотній кислоті (ISO 15587-2:2002), 2002.
- [216] CEN, CEN/TS 1948-5:2015. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації ПХДД/ПХДФ та діоксиноподібних ПХБ. Частина 5. Довгостроковий відбір проб ПХДД/ПХДФ і ПХБ, 2015.
- [217] CEN, EN ISO 25139:2011. Стаціонарні джерела викидів. Ручний метод визначення концентрації метану з застосуванням газової хроматографії (ISO 25139:2011), 2011.
- [218] ISO, ISO 11338-1:2003. Стаціонарні джерела викидів. Визначення вмісту поліциклічних ароматичних вуглеводнів у газовій фазі і у фазі частинок. Частина 1. Відбір проб, 2003.
- [219] ISO, ISO 11338-2:2003. Стаціонарні джерела викидів. Визначення вмісту поліциклічних ароматичних вуглеводнів у газовій фазі і у фазі частинок. Частина 2. Підготовка проб, очищення і визначення, 2003.
- [220] Laudal, 'Continuous Mercury Monitors for Fossil Fuel-Fired Utilities', *Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams*, 2015, pp. 71-89.
- [221] Senior, 'Batch Methods for Mercury Monitoring', *Mercury Control for Coal-Derived Gas Streams*, 2015, pp. 91-107.
- [222] COM, Робочий документ для співробітників Комісії щодо впровадження заходів, передбачених робочими програмами ЄС на 2015 та 2016 роки з питань європейської стандартизації, включно з актами про впровадження та мандатами, надісланими європейським організаціям зі стандартизації (SWD(2015) 301, остаточна версія), Європейська Комісія, 2016.
- [223] US EPA, Метод 30В. Визначення загальних викидів пароподібної ртуті від джерел згоряння вугілля за допомогою сорбційних пасток, Агентство з охорони довкілля США, 2014.
- [224] US EPA, Технічна специфікація 12 В. Технічні вимоги та методи випробування для моніторингу загальних викидів пароподібної ртуті від стаціонарних джерел за допомогою системи моніторингу сорбційних пасток, Агентство з охорони довкілля США, 2014.
- [225] Safe, 'Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures Using the Toxic Equivalency Factor Approach', *Environmental Health Perspectives*, Vol. 106, 1998, pp. 1051-1058.
- [226] Jung et al., 'Assessment of Benzo(a)pyrene-equivalent Carcinogenicity and Mutagenicity of Residential Indoor versus Outdoor Polycyclic Aromatic Hydrocarbons Exposing Young Children in New York City', *International Journal of Environmental Research and Public Health*, Vol. 7, No 5, 2010, pp. 1889-1900.
- [227] MDH, Настанова з оцінки канцерогенності сумішей поліциклічних ароматичних вуглеводнів (ПАВ) в екологічних зразках, Департамент охорони здоров'я штату Міннесота, 2016.
- [228] Van den Berg et al., 'Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for Humans and Wildlife', *Environmental Health Perspectives*, Vol. 106, No 12, 1998.
- [229] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо галузей кольорової металургії (NFM BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2017.
- [230] Dietz, 'Response factors for gas chromatographic analyses', *Journal of Chromatographic Science*, Vol. 5, No 2, 1967, pp. 68-71.
- [231] MCERTS, Технічні рекомендації (моніторинг). М16. Моніторинг летких органічних сполук та метану у викидах димових газів, 2016.
- [232] CEN, EN 14884:2005. Якість повітря. Викиди стаціонарних джерел. Визначення загальної ртуті: автоматизовані вимірювальні системи, 2005.
- [233] CEN, EN ISO 25140:2010. Викиди від стаціонарних джерел. Автоматичний метод визначення концентрації метану за допомогою полуменево-іонізаційного детектування (ПІД) (ISO 25140:2010), 2010.

- [234] CEN, EN ISO 16911-2:2013. Стаціонарні джерела викидів. Ручне та автоматичне визначення швидкості і об'ємної витрати в трубах. Частина 2. Автоматичні вимірювальні системи (ISO 16911-2:2013), 2013.
- [235] VDI, VDI 4285, частина 1:2005. Визначення дифузних викидів шляхом вимірювання. Основні положення, 2005.
- [236] VDI, VDI 4285, частина 2:2011. Визначення дифузних викидів шляхом вимірювання. Промислові зали та тваринництво, 2011.
- [237] CONCAWE. Оцінка оптичної системи візуалізації газів для кількісного визначення спонтанних викидів вуглеводнів, Звіт № 2/17, 2017.
- [238] VDI, VDI 3883, частина 1:2015. Вплив та оцінювання запахів. Оцінка неприємності запаху. Запитальники, 2015.
- [239] VDI, VDI 3883, частина 2:1993. Вплив та оцінювання запахів. Визначення параметрів невдоволення шляхом опитування. Багаторазове коротке опитування респондентів із сусідніх районів, 1993.
- [240] CEN, EN 16413:2014. Навколишнє повітря. Біомоніторинг з використанням лишайників. Оцінка різноманітності епіфітних лишайників, 2014.
- [241] CEN, EN 16414:2014. Навколишнє повітря. Біомоніторинг з використанням мохів. Акумуляування атмосферних забрудників у мохах, зібраних на місці: від збору до приготування зразків, 2014.
- [242] CEN, EN 16789:2016. Навколишнє повітря. Біомоніторинг за допомогою вищих рослин. Метод стандартизованого впливу на тютюн, 2016.
- [243] DE UBA. Зображення, надані з метою укладання ROM, Umweltbundesamt (Німецьке федеральне агентство охорони довкілля), 2016.
- [244] LUA NRW, Merkblätter - Nr. 31 - Leitfaden zur Durchführung der Abwasserprobenahme in NRW (Настанова з відбору проб стічних вод у Північному Рейні-Вестфалії), Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Державне агентство з охорони навколишнього середовища Північного Рейну-Вестфалії), 2001.
- [245] Cefic і CONCAWE, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [246] UK, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [247] CEN, EN 15445:2008. Леткі та дифузні викиди, загальні для промисловості. Кваліфікація джерел леткого пилу шляхом моделювання зворотної дисперсії, 2008.
- [248] CEN, EN 15446:2008. Леткі та дифузні викиди, загальні для промисловості. Вимірювання легких викидів у формі пари з обладнання і труб, що протікають, 2008.
- [249] CEN, EN 16253:2013. Якість повітря. Атмосферні вимірювання біля поверхні землі шляхом диференційної оптичної абсорбційної спектроскопії. Навколишнє повітря і вимірювання дифузних викидів, 2013.
- [250] COM, M/513. Доручення CEN, CENELEC і ETSI згідно з Директивою 2010/75/ЄС підготувати європейський стандарт з автоматичного визначення шляхом вимірювань газоподібного хлороводню (HCl) у відхідних газах промислових установок, що викидаються в повітря, 2012.
- [251] COM, M/514. Доручення CEN, CENELEC і ETSI згідно з Директивою 2010/75/ЄС підготувати європейський стандарт з визначення легких та дифузних викидів у атмосферу легких органічних сполук (ЛОС) певних промислових джерел, 2012.
- [252] Robinson et al., 'Infrared differential absorption Lidar (DIAL) measurements of hydrocarbon emissions', Journal of Environmental Monitoring, Vol. 13, No 8, 2011, pp. 2213-2220.
- [253] INERCO, 'Control eficaz de emisiones mediante sistemas automáticos de medida (Ефективний контроль викидів за допомогою автоматизованих вимірювальних систем)', Ingeniería Química, No 507, 2012, pp. 94-97.
- [254] CEN, EN ISO 16911-1:2013. Стаціонарні джерела викидів. Ручне та автоматичне визначення швидкості і об'ємної витрати в трубах. Частина 1. Ручний стандартний метод (ISO 16911-1:2013), 2013.
- [255] EURELECTRIC, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [256] CONCAWE, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2013.
- [257] CEN, EN 15267-4:2017. Якість повітря. Сертифікація автоматизованих вимірювальних систем. Частина 4. Технічні вимоги та методи випробування автоматичних вимірювальних

- систем для періодичного вимірювання викидів від стаціонарних джерел, 2017.
- [258] CEN, EN ISO 10304-3:1997. Якість води. Визначення розчинених аніонів методом рідинної іонної хроматографії. Частина 3. Визначення хромату, йодиду, сульфїту, тіоціанату і тіосульфату (ISO 10304-3:1997), 1997.
- [259] APHA, Стандартні методи дослідження води та стічних вод. Метод 2540F. Тверді речовини, здатні до осаджування. Асоціація охорони здоров'я США, Американська асоціація гідротехнічних споруд і Федерація водного середовища, 1999.
- [260] CEN, EN ISO 14403-1:2012. Якість води. Визначення загального вмісту ціанїду і вмісту вільного ціанїду шляхом аналізу потоку (FIA і CFA). Частина 1. Метод аналізу із введенням проби в потік (FIA) (ISO 14403-1:2012), 2012.
- [261] CEN, EN ISO 14403-2:2012. Якість води. Визначення загального вмісту ціанїду і вмісту вільного ціанїду шляхом аналізу потоку (FIA і CFA). Частина 2. Метод безперервного аналізу потоку (CFA) (ISO 14403-2:2012), 2012.
- [262] ISO, ISO 17179:2016. Викиди стаціонарних джерел. Визначення масової концентрації аміаку в димових газах. Експлуатаційні характеристики автоматичних вимірювальних систем, 2016.
- [263] ISO, ISO/TS 16489:2006. Якість води. Настанова щодо встановлення еквівалентності результатів, 2006.
- [264] CEN, CEN/TS 16800:2015. Настанови з валідації фізико-хімічних методів аналізу, 2015.
- [265] INERIS, Дослідження з експлуатаційних характеристик ABC і CPM та їх впливу на доцільність зниження ГЗВ для викидів повітря в контексті перегляду BREF і НДТМ і розробки РВ НДТМ згідно з Директивою ІЕД, Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques, 2016.
- [266] IPCC, Настанова IPCC з укладання національних реєстрів викидів парникових газів. Том 5. Відходи, 2006.
- [267] CEN, EN ISO 9169:2006. Якість повітря. Визначення та встановлення робочих характеристик автоматичної системи вимірювання (ISO 9169:2006), 2006.
- [268] CEN, EN ISO 14956:2002. Якість повітря. Оцінювання придатності процедури вимірювання на основі порівняння з указаною невизначеністю вимірювання (ISO 14956:2002), 2002.
- [269] Eurachem/CITAC, Настанова Eurachem/CITAC. Кількісне визначення невизначеності аналітичних вимірювань, 3-тє видання, 2012.
- [270] ISO, ISO/DIS 21877:2018. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації аміаку. Ручний метод, 2018.
- [271] ISO, ISO 5725-1:1994. Точність (правильність і прецизійність) методів та результатів вимірювання. Частина 1. Основні положення та визначення, 1994.
- [272] CEN, CEN/TR 15983:2010. Стаціонарні джерела викидів. Рекомендації з застосування стандарту EN 14181:2004, 2010.
- [273] CEWEP і ESWET, Коментар, поданий під час укладання ROM. Особисте повідомлення, 2016.
- [274] NIST/SEMATECH, NIST/SEMATECH. Електронний посібник зі статистичних методів, 2017.
- [275] IUPAC, Компендіум хімічної термінології, 2-ге вид. («Золота книга»), 2017.
- [276] VDI, VDI 2442:2014. Очищення відхідних газів. Методи термічного очищення відхідних газів, 2014.
- [277] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо великих спалювальних установок (LCP BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2017.
- [278] Janicke, Chemische Oxidierbarkeit organischer Wasserinhaltsstoffe (Chemical Oxidisability of Organic Compounds in Water), Institut für Wasser-, Boden- und Lufthygiene des Bundesgesundheitsamtes, Dietrich Reimer Verlag, 1983.
- [279] CEN, EN ISO 8467:1995. Якість води. Визначення перманганатного числа (ISO 8467:1993), 1995.
- [280] COM, Остаточна версія переглянутого Довідкового документа з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо переробки відходів (WT BREF), Європейська Комісія, JRC Seville EIPPCB, 2017.
- [281] Analytik Jena, Grundlagen - Instrumentation und Techniken der Summenparameteranalytik

- (Основні положення. Устаткування та методики аналізу сумарних параметрів), 2007.
- [282] Wasserchemische Gesellschaft, Validierungsdokument zur Norm DIN 38409-22 (SPE-AOX) (Валідаційний документ до німецького стандарту DIN 38409-22 (SPE-AOX)), 1999.
- [283] CEN, CEN/TS 13649:2014. Стаціонарні джерела викидів. Визначення масової концентрації окремих газоподібних органічних сполук. Сорбційний метод відбору проб з подальшою екстракцією розчинником або термічною десорбцією, 2014.
- [284] COM, Довідковий документ з найкращих доступних технологій (НДТМ) щодо інтенсивного птахівництва та свинарства (IRPP BREF), Європейська Комісія, JRC IPTS EIPPCB, 2017.
- [285] CEN, EN ISO 5667-14:2016. Якість повітря. Відбір проб. Частина 14. Настави щодо забезпечення якості під час відбирання та обробки проб природних вод (ISO 5667-14:2014), 2016.
- [286] Sterlitech, Порівняльна таблиця скловолокна, 2017.
- [287] Oleksy-Frenzel et al., 'Application of ion-chromatography for the determination of the organic-group parameters AOCl, AOBr and AOI in water', Fresenius Journal of Analytical Chemistry, Vol. 366, No 1, 2000, p. 89–94.
- [288] Kinani et al., 'Determination of adsorbable organic halogens in surface water samples by combustion–microcoulometry versus combustion-ion chromatography titration', Journal of Chromatography A, Vol. 1539, 2018, pp. 41-52.
- [289] Wagner et al., 'Determination of adsorbable organic fluorine from aqueous environmental samples by adsorption to polystyrene-divinylbenzene based activated carbon and combustion ion chromatography', Journal of Chromatography A, Vol. 1295, 2013, p. 82–89.
- [290] Willach et al., 'Contribution of selected perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances to the adsorbable organically bound fluorine in German rivers and in a highly contaminated groundwater', Chemosphere, Vol. 145, 2016, pp. 342-350.
- [291] CEN, EN ISO 20227:2017. Якість води. Визначення дії стічних вод, природної води та хімікатів на пригнічення росту ряски *Spirodela polyrhiza*. Метод з використанням мікробіотесту, що не залежить від чистої культури (ISO 20227:2017)
- [292] CEN, FprCEN/TS 17198:2017. Стаціонарні джерела викидів. Системи прогнозного моніторингу викидів (PEMS). Застосування, виконання і контроль якості, 2017.
- [293] COM, Повідомлення Комісії до Європейського парламенту, Ради, Європейського економічного та соціального комітету та Комітету регіонів. Щорічна робоча програма Європейського Союзу зі стандартизації на 2018 рік (SWD(2017) 284, остаточна версія), 2017.
- [295] Kolb et al., 'Determination of chemical oxygen demand (COD) using an alternative wet chemical method free of mercury and dichromate ', Water Research, Vol. 122, 2017, pp. 645-654.
- [296] Genthe and Pliner, Water online - Total Oxygen Demand (TOD) - An Alternative Parameter For Real-Time Monitoring Of Wastewater Organics, 2015.
- [297] ASTM, ASTM D6238-98:2017. Стандартний метод випробування для загальної потреби в кисні у воді, Американське товариство з випробування матеріалів, 2017.

ЯК ЗВ'ЯЗАТИСЬ З ЄС

Особисто

На всій території Європейського Союзу діють сотні інформаційних центрів Europe Direct. Знайдіть адресу найближчого центру за адресою: <http://europea.eu/contact>

Телефоном або електронною поштою

Europe Direct – це служба, що допоможе вам знайти відповіді на ваші питання про Європейський Союз. Зв'яжіться з Europe Direct:

- за безкоштовним номером телефону: 00 800 6 7 8 9 10 11 (деякі оператори можуть стягувати плату за ці дзвінки),
- за стандартним номером: +32 22999696, або
- електронною поштою: <http://europa.eu/contact>

ПОШУК ІНФОРМАЦІЇ ПРО ЄС

У мережі

Інформація про Європейський Союз розміщена усіма офіційними мовами ЄС на веб-сайті Europa: <http://europa.eu>

Публікації ЄС

Завантажити або замовити безкоштовні та платні публікації ЄС можна на сайті EU Bookshop: <http://bookshop.europa.eu>. Щоб отримати декілька примірників безкоштовних публікацій, зверніться до Europe Direct або до місцевого інформаційного центру (див. вебсайт <http://europa.eu/contact>).

Місія Об'єднаного дослідницького центру (JRC)

Місія Об'єднаного дослідницького центру, служби науки та знань Європейської Комісії, полягає у наданні програмам ЄС незалежної, заснованої на доказах підтримки протягом усього часу дії програми.



Науковий центр ЄС
ec.europa.eu/jrc



@EU_ScienceHub



Науковий центр ЄС – Об'єднаний дослідницький центр



Об'єднаний дослідницький центр



Науковий центр ЄС