

502.1(070.8)

3-38



М.М. Зацеркляний Т.Б. Столевич  
О.М. Зацеркляний

# ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Підручник

502.17(075.8)  
3-38

Міністерство освіти і науки України  
Одеська національна академія харчових технологій

**М.М. Зацеркляний,  
О.М. Зацеркляний,  
Т.Б. Столевич**

# **ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

**Підручник**

**Одеса  
Фенікс  
2017**

502.14 + 504.5/.6 (075.8)

УДК 504.06

П 845

*Рекомендовано до видання Вченою радою  
Одеської національної академії харчових технологій  
(протокол № 17 від 04.07.2017 р.)*

**Рецензенти:**

**Арсирій В.А.** доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри прикладної екології і гідрогазодинаміки Одеського національного політехнічного університету;

**Верхівкер Я.Г.** доктор технічних наук, професор, професор кафедри біотехнології, консервованих продуктів і напоїв Одеської національної академії харчових технологій;

**Дацюк В.М.** перший заступник директора департаменту екології та розвитку рекреаційних зон Одеської міської ради.

**Зацеркляний М.М., Зацеркляний О.М., Столевич Т.Б.**

**П 845** Процеси захисту навколишнього середовища : підручник / М.М. Зацеркляний, О.М. Зацеркляний, Т.Б. Столевич. – Одеса: Фенікс, 2017. – 454.

**ISBN 978-966-928-173-9**

У підручнику висвітлені процеси захисту атмосфери від викидів шкідливих речовин, гідросфери від скидів, літосфери від відходів, навколишнього середовища від енергетичних впливів. Підручник розрахований на студентів спеціальності «Екологія» усіх форм навчання і може бути використаний у якості основної навчальної літератури при вивченні і курсовому проектуванні з дисципліни «Процеси і апарати захисту навколишнього природного середовища», при дипломному проектуванні і в якості додаткової навчальної літератури при вивченні дисципліни «Екологія» студентами інженерних спеціальностей. Він може бути корисним для працівників природоохоронних органів, інших спеціально уповноважених державних органів у галузі охорони навколишнього природного середовища, громадських екологічних формувань, юридичних та фізичних осіб, усіх, хто бажає знати основи технологічних процесів охорони довкілля.

Підручник підготовлений на кафедрі «Теплофізики і прикладної екології» Одеської національної академії харчових технологій.

**ISBN 978-966-928-173-9**

482164

УДК 66.2 (075.8)

© Зацеркляний М. М., Зацеркляний О. М., Столевич Т. Б., 2017



# ЗМІСТ

<b>ВСТУП</b> .....	<b>7</b>
<b>ГЛАВА 1 ВИДИ І ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕНЬ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА</b>	
1.1 Забезпечення якості навколишнього середовища	
1.1.1 Актуальні проблеми захисту навколишнього середовища.....	10
1.1.2 Показники якості навколишнього середовища.....	12
1.1.3 Основні процеси інженерного захисту навколишнього середовища.....	20
1.2 Види і характер забруднення атмосфери	
1.2.1 Джерела забруднення атмосфери.....	24
1.2.2 Аерозольні забруднювачі повітря.....	29
1.2.3 Основні властивості аерозолів .....	31
1.2.4 Шкідливі гази і пари .....	40
1.3 Види і характер забруднення гідросфери	
1.3.1 Джерела забруднення гідросфери .....	44
1.3.2 Стічні води .....	48
1.3.3 Властивості водних дисперсних систем.....	54
1.4 Види і характер забруднення літосфери	
1.4.1 Джерела забруднення літосфери.....	56
1.4.2 Промислові відходи .....	58
1.4.3 Побутові відходи .....	62
1.4.4 Оцінка кількості утворення типових відходів .....	64
1.5 Енергетичне забруднення навколишнього середовища.....	<b>66</b>
1.5.1 Класифікація енергетичних забруднень.....	67
1.5.2 Акустичне забруднення .....	70
1.5.3 Шумове забруднення .....	74
1.5.4 Інфразвукові коливання.....	80
1.5.5 Ультразвукові коливання.....	84
1.5.6 Вібраційні впливи.....	85
1.5.7 Електромагнітне забруднення.....	89
1.5.8 Джерела електромагнітних полів.....	89
1.5.9 Спектр електромагнітних випромінювань техносфери .....	90



1.5.10	Характеристики електромагнітних полів .....	94
1.5.11	Постійне і низькочастотне магнітне та електромагнітне поле .....	97
1.5.12	Статична електрика .....	102
1.5.13	Монітори з електронно-променевими трубками персональних електронно обчислювальних машин .....	104
1.5.14	Електромагнітні випромінювання радіочастот .....	105
1.5.15	Випромінювання оптичного діапазону .....	106
1.5.16	Інфрачервоне випромінювання .....	107
1.5.17	Ультрафіолетове випромінювання .....	111
1.5.18	Лазерне випромінювання .....	113
1.5.19	Радіаційне забруднення .....	119
1.5.20	Радіаційні ефекти .....	122
1.5.21	Природні джерела іонізуючого випромінювання .....	126
1.5.22	Техногенні джерела іонізуючого випромінювання .....	129
1.5.23	Біологічний вплив іонізуючого випромінювання .....	131

## **ГЛАВА 2 ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ АТМОСФЕРИ ВІД ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН**

2.1	Очищення повітря від аерозольних домішок .....	133
2.1.1	Методи очищення аерозольних викидів .....	133
2.1.2	Основні закономірності руху і осадження частинок аерозолів .....	137
2.1.3	Гравітаційне осадження частинок аерозолів .....	147
2.1.4	Інерційне осадження аерозольних частинок .....	153
2.1.5	Відцентрове осадження частинок аерозолів .....	157
2.1.6	Фільтрування аерозольних частинок .....	163
2.1.7	Мокре пилоочищення .....	168
2.1.8	Осадження аерозольних частинок в електричному полі .....	175
2.1.9	Оцінка ефективності пиловловлювання .....	180
2.2	Очищення газових викидів	
2.2.1	Методи очищення газових викидів .....	182
2.2.2	Абсорбційна очистка викидів .....	187
2.2.3	Масообмін у процесах абсорбції .....	191
2.2.4	Кінегіка абсорбції .....	199

2.2.5	Технологія абсорбційної очистки газів .....	206
2.2.6	Хемосорбція газових домішок .....	209
2.2.7	Адсорбція газових домішок.....	212
2.2.8	Масоперенос при адсорбції домішок.....	221
2.2.9	Кінетика адсорбції.....	224
2.2.10	Технологія адсорбційної очистки газів .....	227
2.2.11	Десорбція поглинених домішок .....	233
2.2.12	Термохімічне знешкодження газових викидів.....	234
2.2.13	Каталітична очистка газових викидів.....	236
2.2.14	Високотемпературне знешкодження газових викидів .....	244
2.2.15	Конденсаційне очищення викидів .....	247
2.2.16	Біохімічна очистка газів.....	252
2.2.17	Оцінка ефективності газоочистки .....	254
2.3	Розсіювання домішок в атмосфері	
2.3.1	Контроль і нормування викидів .....	257
2.3.2	Процеси дифузії шкідливих домішок в атмосфері.....	259
2.3.3	Поширення забруднень в атмосфері і у приземному шарі ....	265
<b>ГЛАВА 3 ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ ГІДРОСФЕРИ ВІД СКИДІВ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН</b>		
3.1	Методи очищення стічних вод.....	28379
3.1.1	Гідромеханічні способи очищення стічних вод .....	283
3.1.1.1	Відстоювання стічних вод .....	283
3.1.1.2	Відцентрове осадження домішок стічних вод .....	287
3.1.1.3	Фільтрування стічних вод.....	290
3.1.2	Фізико-хімічні способи очистки стічних вод	
3.1.2.1	Коагуляція та флокуляція забруднень стічних вод .....	294
3.1.2.2	Флотажне очищення стічних вод .....	302
3.1.2.3	Очищення стічних вод адсорбцією .....	309
3.1.2.4	Іонний обмін у розчинах стічних вод .....	315
3.1.2.5	Очищення стічних вод екстракцією забруднень .....	321
3.1.2.6	Мембранні процеси очищення стічних вод .....	326
3.1.2.7	Електрохімічна очистка стічних вод.....	332
3.1.2.8	Дезодорація і дегазація розчинених домішок .....	336
3.1.3	Хімічні методи очищення стічних вод	
3.1.3.1	Нейтралізація стічних вод .....	338

3.1.3.2	Окислення забруднювачів стічних вод .....	340
3.1.4	Біохімічне очищення стічних вод	
3.1.4.1	Біохімічне окислення .....	345
3.1.4.2	Очищення стічних вод в аеробних умовах .....	348
3.1.4.3	Біохімічна кінетика .....	351
3.1.4.4	Біохімічна очистка в анаеробних умовах.....	353
3.1.5	Термічні методи очищення і знешкодження стічних вод .....	355
3.1.5.1	Концентрування стічних вод .....	355
3.1.5.2	Термоокислення домішок стічних вод.....	360
3.1.6	Розведення домішок у гідросфері.....	362
3.1.6.1	Необхідна ступінь очищення стічних вод .....	362
3.1.6.2	Розбавлення стічних вод при спуску у водойми .....	367
<b>ГЛАВА 4 ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ ЛІТОСФЕРИ ВІД ВІДХОДІВ</b>		
4.1	Обробка стоків і осадів стічних вод .....	371
4.1.1	Класифікація методів обробки осадів .....	371
4.1.2	Технологія обробки осадів .....	374
4.2	Обробка, переробка і утилізація твердих відсотків	
4.2.1	Переробка і утилізація твердих відходів .....	378
4.2.2	Механічна переробка твердих відходів .....	378
4.2.3	Фізико-хімічні методи обробки та утилізації відходів .....	386
4.2.5	Термічна обробка відходів .....	394
<b>ГЛАВА 5 ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ВІД ЕНЕРГЕТИЧНИХ ВПЛИВІВ</b>		
5.1	Принципи та методи захисту від енергетичних впливів .....	405
5.2	Захист від акустичних і механічних коливань	
5.2.1	Захист від шуму .....	410
5.2.2	Захист від вібраційних коливань .....	424
5.3	Захист від електромагнітних полів та випромінювань.....	431
5.3.1	Захист від електромагнітних полів.....	432
5.3.2	Захист від теплових і оптичних випромінювань.....	438
5.3.3	Захист від іонізуючих випромінювань.....	445
<b>ВИСНОВКИ.....</b>		<b>450</b>
<b>ЛІТЕРАТУРА.....</b>		<b>452</b>

## ВСТУП

Розвиток цивілізації і сучасний науково-технічний прогрес безпосередньо пов'язані з природокористуванням, тобто з глобальним використанням природних ресурсів.

Природокористування - галузь матеріального виробництва і наука, що вирішують і досліджують проблеми задоволення матеріальних потребностей людського суспільства, необхідних для його нормального відтворення, інтелектуально-духовного розвитку протягом необмежено довгого часу на базі обмежених природних ресурсів без деградації довкілля.

Складовою частиною природокористування є переробка і відтворення природних ресурсів, охорона їх та захист навколишнього середовища у цілому, які здійснюється на основі інженерної екології - науки про взаємодію технічних і природних систем.

Процеси захисту навколишнього середовища - комплексна науково-технічна дисципліна інженерної екології, що вивчає основи створення ресурсозберігаючих технологій, екологічно безпечних промислових виробництв, реалізації інженерно-екологічних рішень по раціональному природокористуванню і охороні навколишнього середовища.

Мета курсу «Процеси захисту навколишнього середовища» – надання необхідних базових знань про основні методи і закономірності фізико-хімічних процесів захисту навколишнього середовища, основи технологій очищення пилогазових викидів, рідких скидів, утилізації та переробки твердих відходів, про фізичні принципи захисту навколишнього середовища від енергетичних впливів тощо.

З точки зору сучасної науки, геофізична оболонка Землі являє собою ноосферу - сферу взаємодії природи і суспільства, або систему «навколишнє природне середовище - людина - техніка». Під "навколишнім природним середовищем "або" навколишнім середовищем" розуміють сукупність природних і змінених природних умов проживання людини і виробничої діяльності суспільства.

У процесі побутової та виробничої діяльності людське суспільство неминуче впливає на навколишнє середовище, яке негайно або через певний проміжок часу реагує на цей вплив і здійснює зворотню позитивну або негативну дію.

Розвиток світового суспільного виробництва йде прискореними темпами, і розміри збитків, що завдаються навколишньому середовищу, збільшуються при цьому так, що їх уже неможливо, як раніше, подолати природним шляхом, без використання глибоко продуманого комплексу законодавчих і технологічних заходів, які охоплюють усі сфери виробничої діяльності людини.

Промислові відходи і забруднення, що виділяються у технологічних циклах підприємств і при очищенні виробничих стічних вод, становлять найбільшу небезпеку насамперед для населення великих промислових центрів і оточуючих їх регіонів, створюють труднощі в роботі міських комунальних служб.

У зв'язку з цим у подальшому необхідно впроваджувати технологічні процеси, що дають мінімальні викиди, і при яких самоочищуюча здатність природи у достатній мірі буде перешкоджати виникненню необоротних екологічних змін.

Під безвідходною технологією розуміється ідеальна модель виробництва, у результаті діяльності якого не відбувається впливів на навколишнє середовища; але у більшості випадків воно не може бути реалізовано повною мірою. Безвідходне виробництво можна характеризувати всіляко можливою утилізацією відходів, що утворилися у технологічних процесах.

Маловідходна технологія являє собою проміжну ступінь безвідходної і відрізняється від неї тим, що забезпечує отримання готового продукту з деякою кількістю відходів, що утилізуються. Відходи виробництва і споживання, придатні для переробки у товарну продукцію, відносяться до вторинних матеріальних ресурсів.

При створенні і реалізації маловідходної і безвідходної технології природокористування використовуються різні методи і технологічні процеси інженерної екології, включаючи механічні, фізико-хімічні, хімічні, термічні і біологічні процеси: осадження та розділення

гетерогенних систем, коагуляції і електрокоагуляції, флокуляції, сорбції, каталізу, конденсації, флотації та електрофлотації, рідинної екстракції, іонного обміну, хімічного і електрохімічного окислення і відновлення, біохімічного окислення і розкладання, піролізу, вогневого знешкодження тощо.

Процеси захисту навколишнього середовища - наука про взаємодію технічних і природних комплексів (природно-технічних геосистем) і комплексна науково-технічна дисципліна, що вивчає області проектування, створення ними ресурсозберігаючих технологій і управління, екологічно безпечних споруд і промислових виробництв, реалізації інженерно-екологічних рішень щодо раціонального природокористування і охорони навколишнього середовища.

Загальними завданнями цієї дисципліни є:

отримання базових знань про фізико-хімічних процесах, що лежать в основі очищення відхідних газів, стічних вод та утилізації твердих відходів;

отримання знань з технології і техніки захисту навколишнього середовища;

очищення промислових викидів в атмосфері і стоків в гідросфері.

Дисципліна відноситься до циклу спеціальних дисциплін і блоку дисциплін, що забезпечують інженерну підготовку у галузі екології, раціонального використання природних ресурсів і екологічної безпеки.

Знання змісту даної дисципліни необхідно для глибокого засвоєння спеціальних дисциплін та дисциплін спеціалізації.

Підручник написано на основі узагальнення досвіду викладання спеціальних дисциплін на кафедрі "Теплофізики та прикладної екології" Одеської національної академії харчових технологій.

Автори висловлюють вдячність магістру кафедри "Теплофізики та прикладної екології" К.І. Ляшенко за кропітку роботу з технічної підготовки книги до видання.



# ГЛАВА 1

## ВИДИ І ХАРАКТЕРИСТИКА ЗАБРУДНЕНЬ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

### 1.1 ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ЯКОСТІ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

#### 1.1.1 Актуальні проблеми захисту навколишнього середовища

З точки зору сучасної науки геофізична оболонка Землі представляє собою ноосферу (грецьке *νόος* — розум і *σφαῖρα* — сфера) — сфера розуму, сфера взаємодії суспільства і природи, в межах якої розумна людська діяльність стає визначальним фактором розвитку- сферу взаємодії природи і суспільства, або систему "навколишнє природне середовище - людина - техніка". Під навколишнім природним середовищем", або "навколишнім середовищем", розуміється сукупність природних і змінених природних умов існування людини і виробничої діяльності суспільства.

У процесі виробничої і побутової діяльності людське суспільство неминуче впливає на навколишнє середовище, яке негайно або через певний проміжок часу реагує на цей вплив і здійснює зворотну позитивну або негативну дію.

Діяльність людини все глибше проникає у біосферу (давньо-грецьке *βίος* — життя та *σφαῖρα* — куля) — природна підсистема географічної оболонки, що являє собою глобальну планетарну екосистему (населена живими організмами) - область активного життя оболонки Землі, яка включає нижню частину атмосфери, гідросферу і верхню частину літосфери, що населені живими організмами. Товщина цієї оболонки (40...50 км) мізерно мала у порівнянні з діаметром Землі, що доступна для людської діяльності і

надзвичайно вразлива. Вплив людини на біосферу тісно пов'язаний зі зростаючими темпами науково-технічного прогресу і необхідністю вирішення виникаючих соціально-економічних завдань.

Вплив людини на природу визначається трьома обставинами:

- синтезом багатьох (понад мільйон) речовин, які відсутні у природних умовах і мають якості, не властиві природним сполукам;

- будівництвом широкої мережі газу - і нафтопроводів, шосейних і залізних доріг, що поряд зі спеціалізацією виробництва призвело до масового транспортування різноманітної сировини з районів видобутку у райони переробки, а також до перерозподілу і розсіювання забруднювальних речовин. Розсіюванню забруднювальних речовин при цьому сприяло і задимлення атмосфери викидами ТЕЦ, металургійних, хімічних, нафтопереробних та інших заводів, автомобільного та авіаційного транспорту;

- інтенсифікацією виробництва сільськогосподарської продукції, що вимагає масового застосування добрив, хімічних засобів захисту рослин, негативна побічна дія яких на навколишнє середовище виявилася лише через тривалий час.

Розвиток світового суспільного виробництва йде прискореними темпами, і розміри збитків, що наносяться навколишньому середовищу, збільшуються при цьому так, що їх уже неможливо подолати природним шляхом, без використання глибоко продуманого комплексу законодавчих, інженерно-технічних і технологічних заходів, і які зачіпають усі сфери виробничої діяльності людини.

У сучасних умовах суспільне відтворення вимагає залучення у господарський обіг значних обсягів сировини та енергії. В Україні, наприклад, до 2014 року за орієнтовними розрахунками, на кожну гривню виробленого національного доходу витрачалася приблизно 1 т природної речовини (вода, мінеральна сировина, паливо, біомаса, атмосферне повітря). При цьому маса готової продукції становила не більше 1 - 1,5% маси речовини, що надходить на переробку.

Існуваючи багато років віра у невичерпність природних ресурсів країни, помилки у плануванні, безвідповідальність і безконтрольність, завдали і продовжують завдавати непоправної шкоди навколишньому середовищу, тому необхідно впроваджувати технологічні процеси, при яких утворюються мінімальні викиди, скиди, відходи і при яких самоочишаюча здатність природи достатньою мірою буде перешкоджати виникненню необоротних екологічних змін.

Захист навколишнього середовища - складова частина концепції сталого і гармонійного розвитку людського суспільства, що означає тривалий безперервний розвиток, який забезпечує потреби людей, що нині живуть, без шкоди задоволенню потреб майбутніх поколінь. Концепція сталого і гармонійного розвитку не зможе реалізуватися, якщо не будуть розроблені конкретні програми дій по запобіганню забруднення навколишнього середовища, що включають у себе організаційні, технічні і технологічні розробки по розвитку ресурсо-, енергозберігаючих і маловідходних технологій, зменшенню викидів і скидів, переробки та утилізації промислових і побутових відходів, зниженню енергетичного впливу на навколишнє середовище, удосконаленню та використанню засобів захисту навколишнього середовища.

### **1.1.2 Показники якості навколишнього середовища**

Забрудненням компонента природи (атмосфера, вода, ґрунт тощо) зазвичай вважають привнесення у середовище нових, не притаманних для нього фізичних, хімічних і біологічних агентів або перевищення природного середньобагаторічного рівня цих агентів у середовищі. Забруднювачами може бути будь-які фізичні агенти, хімічні речовини або біологічні види (в основному - мікроорганізми), які потрапляють у навколишнє середовище або утворюються у ньому у кількостях, вище природних.

Забрудненням навколишнього середовища можна назвати зміну якості середовища, здатну викликати негативні наслідки. За

походженням забруднення поділяють на природні, викликані природними, часто аномальними, процесами у природі, і антропогенні, що пов'язані з діяльністю людини.

Вважається, що однакові агенти здійснюють однакові негативні впливи незалежно від їх походження. Пил, джерелом якого є природне явище (наприклад, пилові бурі), повинен вважатися такою ж забруднювальною речовиною, як і пил, що викидається промисловим підприємством, хоча останній може бути більш токсичним у силу свого складного складу. Забруднення можна класифікувати наступним чином (табл. 1.1).

Таблиця 1.1

### Класифікація видів антропогенних забруднень довкілля

Забруднення	Визначення
1. Механічне	Засмічення середовища агентами, що надають лише механічний вплив без хіміко-фізичних наслідків (наприклад, сміття)
2. Хімічне	Зміна хімічних властивостей середовища, що здійснюють негативний вплив на екосистеми і технологічні пристрої
3. Фізичне	Зміна фізичних параметрів середовища: температурно-енергетичних (теплове або термальне), хвильових (світлове, шумове, електромагнітне), радіаційних (радіаційне або радіоактивне) тощо
3.1. Теплове (термальне)	Підвищення температури середовища, головним чином у зв'язку з промисловими викидами нагрітого повітря, відхідних газів і води; може виникати і як вторинний результат зміни хімічного складу середовища
3.2. Світлове	Порушення природної освітленості місцевості у результаті дії штучних джерел світла; може призводити до аномалій у житті рослин і тварин
3.3. Шумове	Збільшення інтенсивності шуму понад природного рівня; у людини призводить до підвищення стомлюваності, зниження розумової активності і при досягненні 90...100 дБ - до поступової втрати слуху

## Продовження Таблицы 1.1

Забруднення	Визначення
3.4. Електромагнітне	Зміна електромагнітних властивостей середовища ( лінії електропередач, радіо і телебачення, робота деяких промислових установок тощо) призводить до глобальних і місцевих аномалій і змін у тонких біологічних структурах
4. Радіаційне	Перевищення природного рівня вмісту у середовищі радіоактивних речовин
5. Біологічне	Проникнення в екосистеми і технологічні пристрої видів тварин і рослин, чужих даним спільноті і пристроям
5.1. Біотичне	Поширення певних, як правило, небажаних з точки зору людей біогенних речовин (виділення, мертві тіла тощо) на території, де вони раніше не спостерігалися
5.2. Мікробіологічне	Поява надзвичайно великої кількості мікроорганізмів, пов'язана з їх масовим розмноженням на антропогенних субстратах або середовищах, змінених у ході господарської діяльності людини. Придбання раніше нешкідливою формою мікроорганізмів патогенних властивостей або здатності пригнічувати інші організми у спільнотах

Усі перераховані види забруднень взаємопов'язані, і кожне з них може стати вихідним чинником для виникнення інших видів забруднення. Зокрема, хімічне забруднення атмосфери може сприяти підвищенню вірусної активності і, отже, біологічному забрудненню.

Існують верхня і нижня критичні границі параметрів навколишнього середовища, досягнення яких загрожує настанням необоротних зрушень у біологічній системі і в її окремих ланках. Деякі речовини (наприклад, більшість важких металів) у значних кількостях є сильними отрутами, а у малих дозах вони необхідні, так як зменшення їх вмісту в організмі людини нижче критичної величини викликає важкі функціональні розлади. Здоров'ю шкідливе як зайве шумове навантаження, так і відсутність звуків; те ж можна сказати про електромагнітні поля, радіоактивний фон, температурні

навантаження, оптичні явища та інші фізичні, а також біологічні, інформаційні і інші параметри.

Взаємодія людини з середовищем існування може бути позитивною або негативною і характер взаємодії визначають потоки речовин, енергій та інформації. В умовах техносфери негативні впливи обумовлені елементами техносфери (машини, споруди тощо) і діями людини. Змінюючи величину будь-якого потоку маси, енергії, інформації, дій людини від мінімально значущих до максимально можливих, можна пройти ряд характерних станів взаємодії у системі "людина - середовище проживання":

комфортний, коли потоки відповідають оптимальним умовам взаємодії;

допустимий, коли потоки, впливаючи на людину та середовище проживання, не мають негативного впливу на здоров'я, але призводять до дискомфорту, знижуючи ефективність діяльності людини;

небезпечний, коли потоки перевищують допустимі рівні і чинять негативний вплив на здоров'я людини, викликаючи при тривалому впливі захворювання, і/або призводять до деградації природного середовища;

надзвичайно небезпечний, коли потоки високих рівнів за короткий період часу можуть нанести травму, привести людину до летального результату, викликати руйнування у природному середовищі.

Критерії безпеки техносфери - обмеження, що вводяться на концентрації речовин та потоки енергії у життєвому просторі.

Нормативи якості навколишнього середовища - нормативи, які встановлені відповідно з фізичними, хімічними, біологічними та іншими показниками для оцінки стану навколишнього середовища і при дотриманні яких забезпечується сприятливе навколишнє середовище.

Відповідно до законодавства про охорону навколишнього природного середовища під нормуванням якості навколишнього



середовища розуміють діяльність по встановленню нормативів гранично допустимих впливів на нього. Законодавство унормовує забруднення навколишнього середовища як різновид несприятливих впливів, виходячи з припущення про існування допустимих норм шкідливих впливів на природу, що гарантують екологічну безпеку населення, збереження генофонду та забезпечують раціональне використання і відтворення природних ресурсів в умовах стійкого і гармонійного розвитку господарської діяльності.

Для оцінки забруднення навколишнього середовища використовують такі нормативи:

нормативи гранично допустимих концентрацій (ГДК) хімічних речовин, зокрема радіоактивних, інших речовин і мікроорганізмів - нормативи, які встановлені у відповідності з показниками гранично допустимого вмісту хімічних речовин, зокрема радіоактивних, інших речовин і мікроорганізмів у навколишньому середовищі і недотримання яких може призвести до забруднення навколишнього середовища, деградації природних екологічних систем;

нормативи допустимих фізичних впливів - нормативи, які встановлені у відповідності з рівнями допустимого впливу фізичних факторів на навколишнє середовище і при дотриманні яких забезпечуються нормативи якості навколишнього середовища.

Концентрації речовин регламентують, виходячи з гранично допустимих концентрацій цих речовин у життєвому просторі:

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i} < 1, \quad 1.1$$

де  $C_i$  - концентрація  $i$ -ї речовини у життєвому просторі;

$ГДК_i$  - гранично допустима концентрація  $i$ -ї речовини;

$n$  - число речовин.

Для потоків енергії допустимі значення встановлюються співвідношенням

$$J_i < ГДІ_i, \quad 1.2$$

де  $J_i$  - інтенсивність  $i$ -го потоку енергії;

$ГДІ_i$  - гранично допустима інтенсивність  $i$ -го потоку енергії.

Конкретні значення ГДК і ГДІ встановлюються нормативними актами Державної системи санітарно-епідеміологічного нормування.

Гранично допустимі викиди (скиди) і гранично допустимі випромінювання енергії джерелами забруднення середовища існування є одночасно критеріями екологічності джерела впливу на середовище проживання. Дотримання цих критеріїв гарантує реалізацію умов безпеки життєвого простору.

Основою регулювання якості атмосферного повітря робочої зони і населених місць є гігієнічні нормативи - гранично допустимі концентрації (ГДК) атмосферних забруднень хімічних і біологічних речовин, дотримання яких забезпечує відсутність прямого або непрямого впливу на здоров'я персоналу та умови його праці, а також населення та умови його проживання. Для оцінки якості атмосферного повітря і нормування забруднень у повітрі робочої зони і в атмосфері населених пунктів використовується ГДК розмірністю  $\text{мг/м}^3$ ,  $\text{г/м}^3$ ,  $\text{мг/дм}^3$ ,  $\text{г/дм}^3$ .

Для оцінки забруднення атмосферного повітря у населених пунктах регламентовані класи небезпеки та гранично допустимі концентрації забруднювальних речовин. При одночасній присутності в атмосферному повітрі декількох шкідливих речовин, що мають односторонню дію, їх концентрації повинні задовольняти умові

$$C_1/\text{ГДК}_1 + C_2/\text{ГДК}_2 + \dots + C_n/\text{ГДК}_n < 1. \quad 1.3$$

Для санітарної оцінки повітряного середовища використовують наступні показники:

$\text{ГДК}_{\text{рз}}$  - гранично допустима концентрація шкідливої речовини у повітрі робочої зони. Ця концентрація не повинна викликати у працюючих при щоденному вдиханні у межах 8 годин протягом усього робочого стажу захворювань або відхилень у стані здоров'я, що виявляються сучасними методами дослідження, безпосередньо у процесі роботи або у віддалені терміни;

$\text{ГДК}_{\text{нм}}$  - максимальна разова концентрація шкідливої речовини у повітрі населених місць. Ця концентрація шкідливої речовини не

повинна викликати рефлекторних (у тому числі субсенсорних) реакцій в організмі людини;

ГДК<sub>ст</sub> - середньодобова гранично допустима концентрація шкідливої речовини у повітрі населених місць. Ця концентрація шкідливої речовини не повинна чинити на людину прямого або непрямого шкідливого впливу в умовах невизначено довгого цілодобового вдихання.

У даний час науково обґрунтовані і встановлені гігієнічні нормативи вмісту у повітрі робочої зони і в атмосферному повітрі населених місць для 283 шкідливих неорганічних речовин та їх сумішей, а також для 857 шкідливих органічних речовин, причому усі ці речовини віднесені до одного з чотирьох класів небезпеки забруднювальних речовин (найбільш небезпечним є 1-й клас, найменш небезпечним - 4-й).

Для оцінки якості води прийнята система нормування на основі гранично допустимих концентрацій (ГДК) шкідливих забруднень розмірністю мг/м<sup>3</sup>, г/м<sup>3</sup>, мг/дм<sup>3</sup>, г/м<sup>3</sup>. При встановленні ГДК шкідливих речовин у воді водойм орієнтуються на мінімальну концентрацію речовини по одному з наступних показників:

ППК<sub>рв</sub> - підпорогова концентрація речовини у водоймі, визначається за змінами органолептичних характеристик (запах, колір, присмак);

ППК<sub>рsv</sub> - підпорогова концентрація речовини, що визначається із впливу на санітарний режим водойми (сапрофітна мікрофлора, біологічна потреба у кисні тощо);

ППК<sub>ртв</sub> - підпорогова концентрація речовини у водоймі, визначається за токсикологічними характеристиками;

ГДК<sub>в</sub> - гранично допустима концентрація речовини у воді водойми.

Розроблені нормативи ГДК для 103 неорганічних речовин і для 496 органічних речовин.

Якість природних вод залежить від складу і кількості розчинених і зважених речовин, мікроорганізмів, гідробіонтів, а також від температури, кислотності та інших фізико-хімічних показників.

Таким чином, оцінка якості води може проводитися за фізичними, хімічними, бактеріологічними та гідробіологічними показниками. Стандарти та нормативи якості води різні для водних об'єктів санітарно-побутового і рибогосподарського призначення.

Правилами встановлені наступні показники складу і властивостей води водойм у пунктах господарсько-питного і культурно-побутового водокористування: розчинений кисень, біохімічна потреба у кисні, зважені речовини, запахи і присмаки, забарвлення води, реакція води водойми після змішування її зі стічними водами, вміст отруйних речовин, плаваючі домішки, вміст збудників захворювань, мінеральний склад води, температура води водойми тощо.

При випуску стічних вод у рибогосподарські водойми пред'являються більш високі вимоги, ніж при випуску стічних вод у водойми, що використовуються для питних і культурно-побутових потреб населення. Для таких водойм нормуються наступні показники складу і властивостей води: біохімічна потреба у кисні, отруйні речовини, температура води, ГДК радіоактивних речовин тощо.

Нормування хімічного забруднення ґрунтів установлюється за гранично допустимим концентраціям (ГДК<sub>г</sub>). За своєю величиною ГДК<sub>г</sub> значно відрізняється від прийнятих допустимих концентрацій для води і повітря. Ця відмінність пояснюється тим, що надходження шкідливих речовин в організм безпосередньо з ґрунту відбувається у виняткових випадках і у незначних кількостях, в основному через контактуючі з ґрунтом середовища (повітря, вода, рослини).

ГДК<sub>г</sub> - це концентрація хімічної речовини у г/кг, мг/кг ґрунту в орному шарі, яка не повинна викликати прямого або непрямого негативного впливу на дотичні з ґрунтом середовища і здоров'я людини, а також на самоочищуючу здатність ґрунту.

Існує чотири різновиди ГДК<sub>г</sub> у залежності від шляху міграції хімічних речовин у суміжні середовища: ТЛ - транслокационный показник, що характеризує перехід хімічної речовини з ґрунту через кореневу систему у зелену масу і плоди рослин; МП - міграційний

повітряний показник, що характеризує перехід хімічної речовини з ґрунту в атмосферу; МВ - міграційний водний показник, що характеризує перехід хімічної речовини з ґрунту у підземні ґрунтові води та вододжерела; ЗС - загально санітарний показник, що характеризує вплив хімічної речовини на самоочищуючу здатність ґрунту і мікробіоценоз.

Чинниками, що визначають якість природного середовища, є гранично допустимі викиди в атмосферу (ГДВ) та гранично допустимі скиди (ГДС) у гідросферу.

Сутність ГДВ і ГДС полягає у нормуванні викидів і скидів, оскільки при існуючих методах їх скорочення практично неможливо повністю уникнути проникнення в атмосферу і гідросферу шкідливих речовин. Разом з тим можна зменшити промислові викиди і скиди до встановлених меж або послабити їх дію до рівнів, обумовлених ГДК.

### **1.1.3 Основні процеси інженерного захисту навколишнього середовища**

Організаційно-технічні методи охорони навколишнього середовища можна умовно розділити на активні та пасивні.

Активні методи захисту навколишнього середовища являють собою технологічні рішення щодо створення ресурсозберігаючих і маловідходних технологій.

Пасивні методи захисту навколишнього середовища поділяються на дві підгрупи: раціональне розміщення джерел забруднення; локалізація джерел забруднення. Раціональне розміщення передбачає раціональне територіальне розміщення об'єктів економіки, знижує навантаження на навколишнє середовище, а локалізація по суті є засобом зниження їх викидів. Локалізація досягається застосуванням різних середовище захисних технологій, технічних систем і пристроїв.

У теоретичних основах технології захисту навколишнього середовища, що базуються на загальних законах фізичної та колоїдної хімії, термодинаміки, гідро - і аеродинаміки, вивчається фізико-хімічна сутність основних процесів екобіозахисних

технологій. Такий системний підхід дозволяє зробити узагальнення теорії середовище захисних процесів, застосувати до них єдиний методологічний підхід.

У залежності від основних закономірностей, що характеризують протікання середовище захисних процесів, останні поділяють на фізичні, механічні; гідромеханічні; масообмінні, хімічні; фізико-хімічні; теплові; біохімічні; процеси, ускладнені хімічною реакцією.

У фізичних процесах змінюються лише форма, розміри, агрегатний стан та інші фізичні властивості речовин. Їх будова і хімічний склад зберігаються. Фізичні процеси домінують при дробленні, подрібненні корисних копалин, при різних способах обробки металів тиском, при сушінні і в інших аналогічних випадках.

До механічних процесів, основою яких є механічний вплив на тверді і аморфні матеріали, відносять подрібнення (дроблення), сортування (класифікація), пресування і змішування сипучих матеріалів. Рушійною силою цих процесів є сили механічного тиску або відцентрова сила.

До гідромеханічних процесів, основою яких є гідростатичний або гідромеханічний вплив на доквілля і матеріали, відносять перемішування, відстоювання (осадження), фільтрування, центрифугування. Рушійною силою цих процесів є гідростатичний тиск або відцентрова сила.

До масообмінних (дифузійних) процесів, в яких велику роль поряд з теплопередачею відіграє перехід речовини з однієї фази в іншу за рахунок дифузії, відносять абсорбцію, адсорбцію, десорбцію, екстрагування, ректифікацію, сушку і кристалізацію.

Рушійною силою цих процесів є різниця концентрацій речовини у перехідних і у взаємодіючих фазах.

Хімічні процеси, що протікають із зміною фізичних властивостей і хімічного складу вихідних речовин, характеризуються перетворенням одних речовин в інші, зміною їх поверхневих і міжфазних властивостей. До цих процесів можна віднести процеси каталізу, нейтралізації, окислення і відновлення. Рушійною силою



хімічних процесів є різниця хімічних (термодинамічних) потенціалів. Хімічні процеси змінюють фізичні властивості вихідної сировини і його хімічний склад. З їх допомогою отримують метали, спирти, добрива, тощо, які у чистому вигляді у сировині не присутні. Хімічні процеси є основою виробництва у металургії, хімічній промисловості і в безлічі інших галузей народного господарства. Хімічні явища у технологічних процесах часто отримують розвиток під впливом зовнішніх умов (тиск, об'єм, температура тощо), в яких реалізується процес. При цьому мають місце перетворення одних речовин в інші, зміна їх поверхневих, міжфазних властивостей і ряд інших явищ змішаного (фізичного, хімічного) характеру.

Фізико-хімічні процеси характеризуються взаємопов'язаною сукупністю хімічних і фізичних процесів, що відбуваються у речовинній субстанції. До фізико-хімічних процесів поділу, основою яких є фізико-хімічні перетворення речовин, можна віднести коагуляцію і флокуляцію, флотацію, іонний обмін, зворотний осмос і ультрафільтрацію, дезодорування і дегазацію, електрохімічні методи, зокрема, електричне очищення газів. Рушійна сила цих процесів - різниця фізичних і термодинамічних потенціалів поділених компонентів на межі фаз. Фізико-хімічні процеси широко застосовують при збагаченні корисних копалин, у металургії, технологіях основних хімічних виробництв, органічному синтезі, енергетиці, але особливо у природоохоронних технологіях (пило - і газозуловлювання, очищення стічних вод тощо).

До теплових процесів, основою яких є зміна теплового стану взаємодіючих середовищ, відносять нагрівання, охолодження, випаровування і конденсацію. Рушійною силою цих процесів є різниця температур (термічних потенціалів) взаємодіючих середовищ.

Специфічну групу складають біохімічні процеси - хімічні перетворення, що протікають з участю суб'єктів живої природи і становлять основу життєдіяльності всіх живих організмів рослинного і тваринного світу. Біохімічні процеси, в основі яких лежать каталітичні ферментативні реакції біохімічного перетворення

речовин у процесі життєдіяльності мікроорганізмів, характеризуються перебігом біохімічних реакцій і синтезом речовин на рівні живої клітини. На їх використанні побудована значна частина сільськогосподарського виробництва та харчової промисловості, наприклад біотехнологія. Продуктами біотехнологічних перетворень, що протікають за участю мікроорганізмів, є речовини неживої природи. Рушійна сила цих процесів - енергетичний рівень (потенціал) живих організмів.

Наведена класифікація не є твердою та незмінною. У реальній дійсності багато процесів ускладнені протіканням суміжно-паралельних процесів. Наприклад, масообмінні та хімічні процеси часто супроводжуються тепловими процесами. Так, ректифікацію, сушку і кристалізацію можна віднести до комбінованих тепломасообмінних процесів. Процеси абсорбції, адсорбції часто супроводжуються хімічними перетвореннями. Хімічні процеси нейтралізації і окислення можна одночасно розглядати як масообмінні процеси. Біохімічні процеси супроводжуються одночасно тепло - і масообміном, а фізико-хімічні процеси - масообмінними процесами.

В окрему групу виділені процеси захисту від енергетичних впливів, в основному ті, що базуються на принципах виділення і поглинання надлишкової енергії основних технологічних процесів природокористування. Важливе місце в охороні та захисті навколишнього середовища займають методи і способи захисту від енергетичних впливів, включаючи захист від акустичного забруднення (шум, інфра - та ультразвук, вібраційні коливання), забезпечення захисту від електромагнітних полів та випромінювань (постійних і змінних електричних і магнітних полів, випромінювань оптичного діапазону, іонізуючих випромінювань).

## **1.2 ВИДИ І ХАРАКТЕР ЗАБРУДНЕННЯ АТМОСФЕРИ**

Під атмосферним забрудненням розуміють присутність у повітрі газів, парів, часток твердих і рідких речовин, тепла, коливань, випромінювань, що несприятливо впливають на рослини, тварин, людину, клімат, матеріали, будівлі та споруди.

Оптимальні для життя і діяльності людини умови навколишнього середовища, і її найважливішого компонента - атмосферного повітря, перебувають у певних, відносно вузьких межах. Збільшення або зменшення меж цих меж означає якісну зміну умов життя людини.

### **1.2.1 Джерела забруднення атмосфери**

Забруднювачі атмосфери, так само як і інших об'єктів природи, поділяють на механічні, фізичні і біологічні. До механічних відносять речовини у твердому, рідкому і газоподібному стані.

До фізичних забруднень відносять:

теплові, що виникають є результатом підвищення температури атмосфери (надходження в атмосферу нагрітих газів);

світлові, що відбуваються при погіршенні природної освітленості місцевості під впливом штучних джерел світла;

шумові, що є наслідком виникнення антропогенних шумів;

електромагнітні, викликані зміною електромагнітних властивостей середовища (від ліній електропередач, радіо, телебачення, роботи деяких видів промислових установок);

радіоактивні, пов'язані з підвищенням рівня надходження радіоактивних речовин в атмосферу.

Якість повітря погіршується також із-за присутності у ньому носіїв неприємних запахів.

Біологічні забруднення в основному є наслідком розмноження мікроорганізмів і антропогенної діяльності. Джерела антропогенного

забруднення атмосфери - теплоенергетика, промисловість, транспорт, діяльність збройних сил (у тому числі і у мирний час).

Викиди у залежності від складу шкідливих речовин поділяються за їх агрегатним станом на чотири класи: 1 - газоподібні та пароподібні; 2 - рідкі; 3 - тверді; 4 - змішані. За хімічним складом вони поділяються на групи, а залежно від розміру частинок - на підгрупи. Наприклад, тверді викиди поділяються на чотири підгрупи з розмірами частинок, мкм: менше 1; 1...10; 10...50 і більше 50.

До поширених шкідливих речовин відносяться аерозолі різного походження - пил, туман, дим; сполуки вуглецю (оксид, діоксид тощо); сполуки сірки (сірководень, діоксид сірки тощо); сполуки азоту (аміак, оксиди азоту тощо); галоїди (хлор, фтор, бром та їх сполуки); фосфор та його сполуки (фосфористий водень тощо); миш'як та його сполуки (миш'яковистий водень тощо); ціаністі сполуки (ціаністий водень, солі ціаністої кислоти тощо); важкі і рідкісні метали (свинець, ртуть, марганець, цинк, кобальт, хром, ванадій тощо); вуглеводні ароматичного ряду (бензол, толуол, ксилол); вуглеводні жирного ряду (бензини тощо); спирти жирного ряду (метиловий, етиловий тощо); прості ефіри тощо.

В атмосферу Землі щорічно надходить 150 млн т різних аерозолів; 220 млн т діоксиду сірки; 450 млн т оксиду вуглецю; 75 млн т оксидів азоту. У рік на кожного мешканця Землі припадає в середньому 300 кг викидів в атмосферу.

Після попадання в атмосферу забруднення не залишаються у незмінному вигляді; у процесі переміщення у просторі, турбулентній дифузії відбуваються їх фізичні зміни. У результаті хімічних реакцій утворюються нові сполуки. Найбільш поширений в атмосфері хімічний процес окислення речовин киснем повітря: діоксид сірки окислюється у триоксид, оксид азоту - у діоксид, альдегіди - в органічні кислоти, ненасичені вуглеводні - у багато інші речовини.

Навіть невеликий вміст діоксиду азоту в атмосфері може привести до утворення великої кількості атмосферного кисню і озону, тому він відіграє важливу роль у формуванні смогу. Смог

характеризує такий стан атмосфери, коли знижується видимість і різко зростає рівень забруднень. Він негативно позначається на самопочутті і здоров'ї людей.

Ряд хімічних реакцій в атмосфері призводить до утворення кислот, що пов'язано з підвищенням кислотності дощів. Основним джерелом утворення кислотних дощів в атмосфері є діоксид сірки, що викидається у результаті антропогенної діяльності у великих кількостях. При окисленні він перетворюється у сірчану кислоту і гідросульфати, оксиди азоту в азотну кислоту. Найбільшу кількість діоксиду сірки викидають енергетичні підприємства, а оксиди азоту в основному надходять в атмосферу з вихлопними газами при роботі двигунів внутрішнього згорання.

Основними джерелами забруднення повітряного середовища є:  
промислові підприємства, у першу чергу хімічні, нафтохімічні і металургійні заводи;

теплогенеруючі установки (теплові електростанції, опалювальні і виробничі котельні);

транспорт, насамперед автомобільний.

На викиди енергетичних об'єктів припадає близько 60%, транспорт - (20...25)%, промисловість - (15...20)%.

Промислове виробництво та інші види господарської діяльності людей супроводжуються виділенням у повітря приміщень та в атмосферне повітря різних речовин, що забруднюють повітряне середовище. Шкідливі речовини надходять у повітря приміщень також у результаті життєдіяльності людей і тварин.

Джерела забруднення повітряного басейну поділяються на джерела виділення та джерела викидів шкідливих речовин в атмосферу. Джерелом виділення шкідливих речовин називається технологічний агрегат (установка, пристрій, апарат тощо), що виділяє у процесі експлуатації шкідливі речовини; джерелом викидів - пристрій (труба, аераційний ліхтар, вентиляційна шахта тощо), за допомогою якого здійснюється викид шкідливих речовин в атмосферу.

Промислові виробництва і технологічне обладнання, що є джерелами забруднення атмосфери, поділяються на чотири групи:

умовно чисті викиди, в яких концентрація шкідливих речовин не перевищує гігієнічних норм;

ганебні викиди;

викиди, що мають нетоксичні речовини;

викиди, що містять канцерогенні, токсичні чи отруйні речовини.

Джерела забруднення атмосфери бувають точкові (труба, автомобіль тощо), лінійні (газопроводи) і поверхневі. Потрапляти в атмосферу шкідливі речовини можуть на різних стадіях виробництва (видобуток, транспортування, дроблення, подрібнення, помел тощо) різним чином: із-за негерметичності обладнання, при вантажно-розвантажувальних роботах, з відкритих складів.

На підприємствах мають місце організовані (через труби, вентиляційні шахти тощо) і неорганізовані викиди (через ліхтарі та отвори у цехах, від місць навантаження і розвантаження транспорту, через витoki у комунікаціях тощо). Неорганізовані викиди становлять від 10 до 26% загальної кількості викидів в атмосферу.

Забруднення навколишнього середовища викидами двигунів внутрішнього згоряння представляє в останні роки все більшу небезпеку через зростаючі загрози здоров'ю людини і навколишньому середовищу. Сучасний спосіб життя й розвинуте виробництво тісно пов'язані з автомобільним транспортом.

Автомобільний транспорт одержав широке поширення, маючи ряд переваг: відносно високу швидкість руху по вдосконалених дорогах; хороші прохідність і маневреність; можливість економічно перевозити дрібні партії вантажів; менш високі капітальні вкладення у будівництво автодоріг у порівнянні з залізничним транспортом.

У зв'язку зі значним збільшенням автомобільного парку постійно зростає його роль у забрудненні атмосферного повітря. Легковий автомобіль викидає оксиду вуглецю CO до 3 м<sup>3</sup>/год, вантажний - до 6 м<sup>3</sup>/год. Тільки за одну годину автомобілі світу викидають в атмосферу 600 тис. т оксидів вуглецю. Оксид вуглецю у



підвищених концентраціях виявлено на значній висоті, а також у робочих і житлових приміщеннях висотних будинків, на вулицях з інтенсивним автомобільним рухом.

У загальному балансі забруднення атмосфери антропогенними джерелами транспортні засоби є одними з основних джерел забруднення навколишнього середовища, насамперед повітряного басейну, такими токсичними речовинами, як монооксид вуглецю, оксиди азоту, свинець, вуглеводні тощо. Так, у 2010 році їх викиди у світі становили, млн т: вуглеводні - 39, монооксид вуглецю - 231, діоксид вуглецю - 3969, оксиди азоту - 32. Приблизно 70% забруднення атмосфери припадає на автотранспорт. На інші види транспорту припадає невелика частина забруднень атмосфери. До 70% токсичних сполук свинцю, що містяться у етильованому бензині, також потрапляють в атмосферу. Токсичними викидами автомобілів, крім зазначених вище вихлопних газів, є також картерні гази, пари палива з карбюратора і паливного бака. У цілому в викидах транспортно-енергетичних установок міститься 1200 хімічних компонентів, включаючи і такий токсичний продукт як бенз(а)пірен.

Автотранспорт суттєво забруднює також воду (нафта, масла, розчинники) і ґрунт (нафта, нафтопродукти, кольорові метали і гума як наслідок стирання деталей автомашин і покришок). На місці масляних плям протягом 20 років нічого не росте, смуга шириною 50...100 м по обидві сторони від доріг є зоною деградації ґрунтово-рослинного покриву з надлишком важких металів (10...20 ГДК) і дефіцитом біогенних елементів.

Вихлопні гази і сильні коливання ґрунту від автомобілів прискорюють процес старіння будівель, приводять до деградації придорожньої рослинності. У районах з вузькими вулицями і високими будинками велика концентрація оксиду вуглецю розсіюється повільно і викликає хронічні отруєння людей, які тривалий час перебувають у цих районах, особливо на перехрестях (регулювальники вуличного руху, вуличні торговці тощо).

Основні екологічні занепокоєння пов'язані з високою токсичністю вихлопних газів і незадовільними шумовими характеристиками автомобілів. Пробіг 1000 км для кожного легкового автомобіля супроводжується споживанням значної кількості кисню і викидом з вихлопної труби до 40 кг речовин, що забруднюють атмосферу. У відпрацьованих газах автомобілів присутні окисиди вуглецю, діоксид сірки, сажа, сполуки свинцю, окисиди азоту, бензопірен та інші речовини - десятки компонентів, деякі з них канцерогенні. Вони викликають кисневе голодування, порушення функцій центральної нервової системи, подразнення слизових оболонок очей, носа.

Причинами значних викидів в атмосферу є відсутність або недостатня ефективність систем локалізації джерел виділення газів і пилу і пилоуловлюючих пристроїв; конструктивні недоліки виробничого і транспортного обладнання, їх технічна несправність і недостатня герметичність; неправильне ведення технологічних процесів тощо.

### **1.2.2 Аерозольні забруднювачі повітря**

Якість повітря, його вплив на організм, а також обладнання і технологічні процеси багато у чому обумовлені вмістом у ньому зважених частинок, головним чином пилових.

Промислові викиди, що містять зважені тверді або рідкі частинки, являють собою двофазні системи, суцільною фазою у системі яких є гази, а дисперсною - тверді частинки або крапельки рідини.

Велика кількість забруднень надходить в атмосферу при роботі цементної промисловості. Цементний пил небезпечний для всього живого - рослин, тварин, людини. Шкідливий і азбестовий пил, що потрапляє в атмосферу при видобутку азбесту і обробці азбестових виробів. При виробництві гіпсу його втрати досягають 25%, а повітря забруднюється гіпсовим пилом високої концентрації у радіусі до 1,5 км. Більшість будівельних робіт пов'язано з застосуванням кварцу,

що супроводжується виділенням в атмосферу кварцового пилу, небезпечного для здоров'я людини. Асфальтобетонні заводи викидають в атмосферу велику кількість забруднювальних речовин: пил, сажу, оксиди вуглецю, оксиди азоту, оксиди сірки та інші шкідливі речовини.

Будівельні роботи пов'язані з переміщенням великих мас ґрунта. При цьому утворюється багато пилу, що переходить у завислий стан і довгий час знаходиться в атмосфері. Будівельний пил всіх видів становить близько 10% всього пилу, що виділяється в атмосферу від різних джерел.

Пилоутворення відбувається на відкритих складах нерудних матеріалів, тимчасових автошляхах. При деревообробці утворюється пожежо і вибухо небезпечний деревний пил.

Пил технологічного походження характеризується великою різноманітністю за хімічним складом, розміром частинок, його формою, щільністю, характером країв частинок тощо. Відповідно різноманітно впливає пил на організм людини і навколишнє середовище.

Пил завдає шкоду організму у результаті механічного впливу (пошкодження органів дихання гострими крайками пилу), хімічного (отруєння отруйним пилом), бактеріологічного (разом з пилом в організм проникають хвороботворні мікроорганізми).

Пилкові частинки розміром 5 мкм і менше здатні глибоко проникати у легені аж до альвеол. Порошинки розміром 5...10 мкм в основному затримуються у верхніх дихальних шляхах, майже не проникаючи у легені. Пил здійснює шкідливу дію на органи дихання, зір, шкіру, а при проникненні в організм людини - також на травний тракт.

Найбільш важкі наслідки викликає систематичне вдихання пилу, що містить вільний діоксид кремнію  $\text{SiO}_2$ . У результаті виникає силікоз. Це одна з форм хвороби легенів, пов'язаної з вдиханням запиленого повітря, - пневмоконіозу. Вплив пилу на орган зору викликає кон'юнктивіти, на шкіру - дерматити.

Пил у виробничих приміщеннях несприятливо впливає на устаткування, викликаючи, наприклад, його інтенсивний знос. Осадження пилу на поверхню нагріву і охолодження погіршує умови теплообміну, на електричному обладнанні - може призвести до порушення його роботи, до аварій.

Органічний пил, наприклад борошняний, може бути живильним середовищем для розвитку мікроорганізмів. Пилові частинки можуть бути ядром для конденсації парів рідин. Разом з пилом у приміщеннях можуть проникати речовини, що викликають інтенсивну корозію металів тощо. З повітрям багато видів пилу утворюють вибухонебезпечні суміші.

### **1.2.3 Основні властивості аерозолів**

*Аерозоль* представляє собою дисперсну систему, в якій дисперсним (суцільний) середовищем є газ, зокрема, повітря, а дисперсною фазою - тверді або рідкі частинки. Найбільш дрібні (тонкі) аерозольні частинки з розмірами близькими до великих молекул, а для найбільш великих найбільший розмір (до 100...200 мкм) визначаються їх здатністю більш або менш тривалий час знаходитися у зваженому стані.

Розрізняють дисперсійні і конденсаційні аерозолі. Дисперсійні аерозолі утворюються при подрібненні (диспергуванні) твердих і рідких речовин, конденсаційні - при конденсації насичених парів, а також у результаті газових реакцій. Дисперсійні частки зазвичай значно грубіші, ніж конденсаційні, володіють більшою полідисперсністю, мають неправильну форму. Конденсаційні аерозолі мають часто правильну кулясту або кристалічну форму і при коагуляції, зливаючись, знову отримують кулясту форму.

На практиці часто доводиться зустрічатися з аерозолями, що включають частки як дисперсійного, так і конденсаційного походження, зазвичай ультрамікроскопічного розміру.

Дисперговані речовини можуть утворювати суспензії та істинні розчини не тільки у рідкому, але і у газоподібному середовищі.

Суспензії твердих і рідких частинок у рідинах називають золями, у повітрі - аерозолями. До аерозолів відносять пил, тумани і дими.

Пил являє собою дисперговані речовини. Ця дисперсія може бути молекулярною та колоїдною до дуже великих розмірів. Пилом зазвичай називають також сукупність осілих частинок (гель або аерогель). Розміри пилових часток коливаються у межах від 1 до 500 мкм.

*Тумани* - газоподібне середовище з рідкими частинками як конденсаційними, так і дисперсійними, незалежно від їх дисперсності.

*Дими* - конденсаційні аерозолі з твердою дисперсною фазою або включають частки і тверді, і рідкі.

Пил може бути класифікованим за декількома ознаками, у тому числі за своїм походженням, тобто за матеріалом, з якого він утворений.

Залежно від походження розрізняють пил природного походження та промисловий пил.

Пил природного походження утворюється у результаті процесів, не пов'язаних безпосередньо з процесом виробництва, хоча у багатьох випадках є взаємозв'язок між цим видом пилоутворення і господарською діяльністю людини. До пилу природного походження відносять пил, що утворюється у результаті ерозії ґрунту, а також пил, що виникає при вивітрюванні гірських порід, пил космічного походження тощо. Природне походження мають органічні пилоподібні частинки - пилок, спори рослин. До пилу, що утворюється у результаті ерозії ґрунту, обвітрювання гірських порід тощо близький за складом пил, що виникає при вивітрюванні будівельних конструкцій, доріг та інших споруд. З пилом природного походження доводиться стикатися, головним чином, при вирішенні питань очищення припливного повітря перед надходженням його в вентилявані приміщення.

Промисловий пил виникає у процесі виробництва. Майже кожен вид виробництва, кожен матеріал або вид сировини супроводжується певним видом пилу. Багато технологічних процесів спрямовані на

отримання різних матеріалів, що складаються з дрібних частинок, наприклад, цементу, будівельного гіпсу, борошна тощо. Сукупність цих частинок правильно називати пилоподібним матеріалом. Відповідним пилом (наприклад, цементний, борошняний тощо) зазвичай називають найбільш дрібні частки цих матеріалів, що розносяться потоками повітря. Більша частина видів пилу виникає у результаті процесів, пов'язаних з обробкою матеріалів (різання, шліфування тощо), їх сортуванням і транспортуванням (навантаження, розвантаження тощо).

Залежно від матеріалу, з якого пил утворюється, він може бути органічним і неорганічним.

Органічний пил буває рослинного (деревний, бавовняний, борошняний, тютюновий, чайний тощо) і тваринного (вовняний, кістковий тощо) походження.

Неорганічний пил поділяється на мінеральний (кварцовий, цементний тощо) і металевий (сталевий, чавунний, мідний, алюмінієвий тощо).

Значна частина промислового пилу - змішаного походження, тобто складається з частинок неорганічних і органічних або, будучи органічним, включає у себе частки мінерального та металевих пилу. Наприклад, зерновий пил, крім частинок, що утворюються при подрібненні зерна, містить також мінеральні частинки, що потрапили у масу зерна при вирощуванні і збиранні врожаю. Пил, що виділяється при шліфуванні металевих виробів, крім металевих частинок, містить і мінеральні частинки, які утворюються при взаємодії оброблюваного металу і знарядь його обробки. Це потрібно враховувати при виборі методів очищення та пилоуловлюючого обладнання.

Склад зважених частинок характеризують концентрацією і дисперсністю. Концентрацію дисперсної фази найчастіше представляють як масу частинок в одиниці об'єму дисперсійної фази. Аерозолі зазвичай полідисперсні, тобто містять частинки різних розмірів.

*Дисперсність* - ступінь подрібнення речовини. Під дисперсним (зерновим, гранулометричним) складом розуміють розподіл часток аерозолів за розмірами. Він показує, з частинок якого розміру складається даний аерозоль, і масу або кількість частинок відповідного розміру.

Дисперсність у значній мірі визначає властивості аерозолів. У результаті подрібнення змінюються деякі властивості речовини і виникають нові. Це викликано, в основному, тим, що при диспергуванні речовини багаторазово збільшується його сумарна поверхня. Наприклад, при подрібненні тіла, що має форму куба і розміри 10 x 10 x 10 мм, і перетворення його на частинки кубічної форми розміром 1 мкм сумарна поверхня матеріалу зростає в 10000 разів і стане рівною 6 м<sup>2</sup> (замість 600 мм<sup>2</sup>).

У результаті різкого збільшення сумарної поверхні речовини підвищується поверхнева енергія, що призводить до збільшення фізичної і хімічної активності. Дуже швидко й інтенсивно протікають реакції окислення цих речовин. Про підвищення фізичної активності свідчить, наприклад, те, що подрібнені речовини розчиняються у багато разів швидше, ніж вихідний матеріал.

Дрібнодисперсний пил осідає значно повільніше, а особливо дрібнодисперсний пил практично зовсім не осідає. Розсіювання пилових частинок у повітрі значною мірою визначається дисперсним складом пилу. Вибір пиловловлюючого обладнання вирішується головним чином на підставі дисперсного складу пилу.

Є кілька способів вираження розмірів пилових частинок: по діаметру частинок; за розміром у світлі найменших розмірів вічок сита, через які проходять ці частинки; по діаметру кулястих частинок, що мають таку ж масу; по найбільшому лінійному розміру частинок неправильної форми; по діаметру умовних кулястих частинок, що мають при однаковій щільності швидкість витання, рівній швидкості витання даної пилової частинки. Точний розмір частинок може бути виражений діаметром кулястої частинки. Однак частинки такої форми практично не зустрічаються, тому для

вираження розміру частинок користуються поняттями еквівалентний діаметр, седиментаційний діаметр тощо.

Еквівалентний діаметр частинки неправильної форми - діаметр кулі, об'єм якої дорівнює об'єму частинки, або діаметр кола, площа якого однакова з площею проекції частинки.

Седиментаційний діаметр частинки - діаметр кулі, швидкість осідання і щільність якої відповідно дорівнюють швидкості осідання і густини частинки неправильної форми.

Інтервал дисперсності аерозольних часток дуже широкий: від  $10^{-7}$  до 1 см. Нижня межа визначається можливістю тривалого самостійного існування досить малих частинок; верхня межа обмежена тим, що великі частки досить швидко осідають під дією сил тяжіння і у зваженому стані практично не спостерігаються.

Весь діапазон розмірів частинок розбивають на фракції. Фракція об'єднує частинки, що знаходяться у межах одного інтервалу розмірів рекомендованої шкали. Наприклад, застосовують наступну шкалу розмірів пилових частинок: 1 - 1,3 - 1,6 - 2,0 - 2,5 - 3,2 - 4,0 - 5,0 - 6,3 - 8,0 - 13 - 16 - 20 - 25 - 32 - 40 - 50 - 63 мкм.

Дисперсний склад пилу представляють у вигляді таблиці або графіка. Розподіл пилу по фракціям у відсотках від загальної маси наведено нижче.

Розмір частинок на границях фракцій, мкм	< 1,5	1,5	2,5	5	7,5	10	15	25	35	>50
Фракції, % від загальної маси частинок	2, 19	3,73	7,89	13,16	15,45	21,13	18,63	6,06	5,1	6,66

Сукупність усіх фракцій аерозолю називають фракційним складом його дисперсної фази, яку можна представити графічно. Відкладаючи по осі абсцис значення інтервалів складових фракції, а по осі ординат - частки або процентний вміст частинок відповідних фракцій, отримують гістограми - ступінчасті графіки фракційного складу. Зі зменшенням інтервалів фракцій гістограми наближаються до плавних кривих. Іноді такі криві бувають близькі за формою до кривої нормального розподілу випадкових величин, яка описується



двома параметрами - середнім діаметром частинок  $D_m$  і стандартним відхиленням  $\sigma$  від нього:

$$D_m = \frac{\sum_{i=1}^n M_i D_i}{\sum_{i=1}^n M_i} \quad \sigma = \left[ \frac{\sum_{i=1}^n \frac{M_i (D_m - D_i)^2}{\sum_{i=1}^n (M_i - 1)}}{\sum_{i=1}^n (M_i - 1)} \right]^{\frac{1}{2}}, \quad 2.1$$

де  $M_i$  - число частинок в  $i$ -й фракції.

Результати визначення дисперсного складу можуть бути представлені у вигляді таблиці, в якій наведені відсотки маси або числа частинок, з розмірами менше або більше від заданого (табл. 2.1).

Таблиця 2.1

**Фракції пилу з частинками менше або більше заданого розміру**

Розмір частинок d, мкм	1,5	2,5	4	7	10	15	25	50
Маса частинок більше d, %	97,81	94,08	86,19	70,74	49,61	30,98	17,82	6,66
Маса частинок менше d, %	2,19	5,92	13,81	29,26	50,39	69,02	82,18	93,34

Теоретично обґрунтовано, що дисперсність пилу, що утворюється при подрібненні матеріалу протягом досить тривалого часу, підпорядковується логарифмічно нормальному закону розподілу.

Криву логарифмічно нормального розподілу можна визначити двома параметрами - логарифмами середнього діаметра і стандартного відхилення від нього:

$$\log D_m = \frac{\sum_{i=1}^N M_i \log D_i}{\sum_{i=1}^N M_i},$$

$$\log \sigma = [\sum_{i=1}^N M_i (\log D_m - \log D_i)^2 / \sum_{i=1}^N (M_i - 1)]^{1/2}. \quad 2.2$$

Інтегральні криві нормального і логарифмічно нормального розподілів мають форму інтеграла ймовірностей, що дозволяє використовувати таблиці значень у всіх розрахунках, пов'язаних з розподілом часток аерозолі за розмірами.

Весь пил у залежності від дисперсності поділяється на п'ять груп: I - найбільш крупнодисперсний; II - крупнодисперсний; III -

середньодисперсний; IV - дрібнодисперсний; V - найбільш дрібнодисперсний пил.

Дисперсність аерозолів характеризує також медіанний діаметр. Медіанним (середнім) діаметром  $d_{50}$  називають такий розмір частинок, за яким масу аерозоля можна розділити на дві рівні частини: маса часток дрібніше  $d_{50}$  становить 50% всієї маси пилу, так само як і маса часток крупніше  $d_{50}$ .

*Щільність* - маса одиниці об'єму,  $\text{кг/м}^3$ ,  $\text{г/дм}^3$  Розрізняють справжню, уявну і насипну щільність часток пилу.

*Істинна щільність* являє собою масу одиниці об'єму речовини, з якого утворився пил.

*Уявна щільність* - це маса одиниці об'єму частинок, включаючи обсяг закритих пор. Уявна щільність монолітної частинки дорівнює істинній густині даної частки.

*Насипна щільність* - маса одиниці об'єму уловленого пилу, вільно насипаного в ємність. В обсяг, займаний пилом, входять внутрішні пори частинок і проміжний простір між ними.

*Злипання пилу* - схильність до зчеплення частинок, визначається аутогезійними (когезійними) властивостями. Взаємодія пилових частинок між собою називається аутогезією. Аутогезійним впливом викликається утворення конгломератів пилу. Взаємодія пилових частинок з поверхнями називається адгезією.

Злипання обумовлено силами електричного, молекулярного і капілярного походження. Стійка робота пиловловлюючого обладнання багато у чому залежить від злипання пилу. В якості показника злипання приймають міцність пилового шару на розрив Р,Па. За ступенем злипання пил поділяють на чотири групи (табл. 2.2).

Наявність пилу, що схоплюється у складі забруднювачів вказує на можливість хімічних реакцій між компонентами викидів. Вважають, що для вологого пилу ступінь його злипання повинна бути збільшена на один рівень. Злипання зростає зі зменшенням розміру частинок.

Таблиця 2.2

## Злипання пилу

Група злипання	Розривна міцність шару пилу $P$ , Па	Деякі види пилу даної групи
I	Пил, що не злипається, $P < 60$	Доломітовий, глиноземний, шлаковий
II	Пил, що слабо злипається, $P = 60...300$	Коксовий, доменний, апатитовий
III	Пил, що середньо злипається, $P = 300...600$	Цементний, торф'яний, металевий, борошняний пил з максимальним розміром частинок 25 мкм
IV	Пил, що сильно злипається, $P > 600$	Вологий пил: цементний, гіпсовий, волокнистий пил (азбестовий, бавовняний, вовняний); весь пил з частинками розміром не більше 10 мкм

*Змочуваність пилу.* На змочуванні пилу розпиленою водою базується мокре пиловловлення. Змочуваність дисперсних забруднювачів у певній мірі впливає на вибір засобів очищення. Так, мокрі способи очищення не ефективні для пилу, що погано змочується.

*Електричні властивості* здійснюють значний вплив на поведінку частинок пилу. Електричні сили багато в чому визначають процес коагуляції, стійкість пилових агрегатів, вибухонебезпечність пилу, його вплив на живі організми. Дані про електричні властивості пилу використовуються для оптимізації роботи електрофільтрів, ефективність і стійкість яких безпосередньо залежать від цих властивостей. Основні електричні властивості пилу - питомий електричний опір і електричний заряд пилу.

*Питомий електричний опір* (ПЕО) характеризує електричну провідність шару пилу. За значенням ПЕО пил можна розділити на три групи: пил, що добре проводить електричний струм -  $< 102$  Ом·м, з середньою провідністю  $102...108$  Ом·м, високоомний  $> 108$  Ом·м.

Електричний опір пилу обумовлений поверхневою та об'ємною провідністю. Поверхневий шар порошинок за своїм електричним властивостям відрізняється від основної маси внаслідок того, що адсорбуються на поверхні волога і гази. Об'ємна (внутрішня) провідність визначається провідністю матеріалу частинки. ПЕО пилу залежить також від хімічного складу, розміру та упаковки частинок.

*Горючість та вибуховість пилу.* Здатність утворювати з повітрям вибухонебезпечну суміш і здатність до займання є найважливішими негативними властивостями багатьох видів пилу.

Такі речовини, як зерно і цукор, хоча і здатні згоряти при певних умовах, не є вибухонебезпечними речовинами. Але переведені у пилевидний стан вони стають не тільки пожежо-, але і вибухонебезпечними. Багато видів пилу утворюють з повітрям вибухонебезпечні суміші, які здатні вибухати. Пил, що знаходиться у зваженому стані у повітрі приміщень, вибухонебезпечний. Осілий пил (гель) пожежонебезпечний. Однак при певних умовах осілий пил здатен переходити у завислий стан, утворюючи вибухонебезпечні суміші.

*Коагуляція аерозолів.* Аерозоль - нестійка система. Він схильний до постійних змін. З плином часу в аерозолі відбувається укрупнення зважених часток. Цей процес носить назву коагуляції (агрегування, агломерації); він відбувається у результаті взаємодії частинок під впливом різного роду фізичних факторів. Паралельно з процесом утворення агломератів відбувається процес руйнування укрупнених частинок, що утворилися.

Коагуляція зважених частинок у газах істотно впливає на ефективність дії пилоуловлюючих пристроїв. З точки зору знепилювання повітря (газів) коагуляція - позитивне явище, оскільки завдяки укрупненню пилових частинок підвищується ефективність їх уловлювання. Дрібно дисперсний пил, погано або зовсім не вловлюється у більш простих апаратах, може бути затриманий ними після коагуляції. З'єднання і укрупнення частинок відбувається при злипанні їх внаслідок зіткнення під дією гравітаційних сил, сил

інерції, броунівського руху, взаємного тяжіння тощо. Найбільша роль у коагуляції належить молекулярним силам і силам електричного притягування.

Коагуляція буде відбуватися тим інтенсивніше, чим більша ймовірність зіткнення аерозольних частинок. Дрібні частинки більшою мірою схильні до коагуляції, ніж великі. Прискорюється також коагуляція при підвищенні концентрації пилових частинок у газовому середовищі.

Розрізняють природну коагуляцію, коли цей процес відбувається під дією природних сил, тобто в основному за рахунок броунівського руху і гравітаційних сил, і штучну, коли цей процес інтенсифікують, застосовуючи додаткові чинники, наприклад турбулізацією запиленого потоку, його штучну іонізацію і акустичну обробку. Процес коагуляції в результаті прискорюється у багато разів, так як ймовірність зіткнення і взаємодії частинок у багато разів збільшується.

Швидкість коагуляції аерозольних частинок підкоряється закону

$$1/n - 1/n_0 = K\tau, \quad 2.3$$

де  $n$  - концентрація частинок в деякий момент часу  $\tau$  (с),  $1/m^3$ ;

$n_0$  - початкова концентрація частинок,  $1/m^3$ ;

$K$  - константа коагуляції,  $m^3/c$ .

Швидкість убування рахункової концентрації часток у результаті процесу коагуляції визначається з виразу

$$N = - dn/dt, \quad 2.4$$

де  $N$  - швидкість коагуляції, відповідає числу зустрічей частинок в одиниці об'єму за одиницю часу,  $1/(m^3 \cdot c)$ .

З виразу (2.3) випливає, що у початковий момент, коли концентрація частинок велика, коагуляція відбуваються з більшою швидкістю, але потім її швидкість швидко падає.

### 1.2.4 Шкідливі гази і пари

Багато технологічних процесів на підприємствах металургійної, хімічної, нафтохімічної промисловості, у ряді цехів машинобудівних

заводів, на багатьох інших виробництвах супроводжуються надходженням шкідливих газів і парів в атмосферне повітря. Виготовлення і використання полімерних матеріалів і смол супроводжується виділенням токсичних речовин. З цієї причини обмежене застосування у будівництві фенолформальдегідних поліефірних смол. Виділяють шкідливі для живих організмів гази діфенілпропан, епоксидні смоли тощо. Полістирольні і полівінілхлоридні плівки забруднюють атмосферу стиролом, дібутилфталатом. Активним забруднювачем атмосферного повітря є транспорт, насамперед автомобільний.

Приблизний склад продуктів, що знаходяться у газоподібних промислових викидах, наведено у табл. 2.3.

Таблиця 2.3

**Склад відхідних газів по галузях промисловості**

Вид виробництва	Хімічний склад газоподібних відходів
Переробка нафти	Меркаптани, сірководень, аміак, органічні сполуки азоту, оксид вуглецю
Виробництво газу з кам'яного вугілля	Сполуки сірки (сірководень, сірковуглець, тіофен, тіоли, оксид сірки), оксид вуглецю
Переробка природного газу	Сірководень, меркаптани
Виробництво кислот і лугів	Кисневі сполуки азоту і сірки
Виробництво мінеральних та органічних добрив	Аміак, сполуки сірки, фтористий водень, меркаптани, триметиламін тощо
Хімічні заводи (виробництво смол, лаків, пластмас, жирів, масел тощо.)	Формальдегід, аміни, аміді, розчинники, сполуки сірки, ацетилен, фенол тощо
Фармацевтичні заводи, пивоварні заводи, процеси зброджування	Аміни, відновлені сполуки сірки, фурфурол, метанол
Текстильні і паперові фабрики	Сечовина, продукти розпаду крохмалю, диметил сульфід

Основними газовими забруднювачами атмосферного повітря є наступні речовини.

Оксид вуглецю (CO) - безбарвний газ, без запаху. Високотоксична речовина. Щільність по відношенню до повітря 0,967. Утворюється у результаті неповного згоряння вуглецю (згоряння вуглецю в умовах нестачі кисню). Виділення CO відбуваються у ливарних, термічних, ковальських цехах, у котельнях, особливо тих, які працюють на вугільному паливі; CO міститься у вихлопних газах автомашин, тракторів тощо.

Сірководень ( $H_2S$ ) - безбарвний газ, що має запах тухлих яєць. Температура кипіння  $60,9^{\circ}C$ , щільність по відношенню до повітря 1,19. Горить синім полум'ям з утворенням води і діоксиду сірки. Зустрічається при переробці, отриманні або застосуванні сірчистого барію, сірчистого натрію, сурми, у шкіряній промисловості, у цукробуряковому виробництві, на фабриках штучного шовку, при видобутку нафти та її переробці та інших виробництвах. Має високу токсичність.

Діоксид сірки ( $SO_2$ ) - безбарвний газ із гострим запахом. Щільність по відношенню до повітря 2,213. Зустрічається при спалюванні палива, що містить сірку, котельнях, кузнях, ливарному виробництві, при виробництві сірчаної кислоти, на медеплавильних заводах, у шкіряному виробництві та ряді інших. Дуже поширена шкідлива речовина.

Оксиди азоту є сумішню сполук азоту при їх різному співвідношенні. Досить поширені шкідливі речовини, що виділяються при виробництві азотної кислоти, добрив, при підричних роботах тощо.

Газові забруднення, як і аерозольні, значно погіршують якість атмосферного повітря, а у ряді випадків роблять його непридатним для перебування у ньому людей.

Для того щоб уникнути цих важких наслідків і підтримувати якість повітря на рівні, що відповідає санітарним вимогам, викиди в атмосферу повинні очищатися не тільки від аерозольних забруднень,

а також від шкідливих парів і газів, шляхом проведення технологічних заходів.

Газоподібні забруднювачі атмосферного повітря (шкідливі гази і пари) по суті являють собою газові розчини (суміші газів). Найбільш важливою характеристикою будь-якого розчину є його склад. Він відображає і якісну (з яких компонентів розчин складається), і кількісну (в яких концентраціях компонент міститься у розчині) сторони розчину. Є кілька способів вираження концентрації розчину.

Гомогенну газову суміш представляють у вигляді суміші ідеальних газів, вважаючи можливим застосовувати до неї і до кожного її компоненту закони ідеальних газів. Існує кілька загальноприйнятих способів вираження складу такої суміші.

Для розрахунків процесів, пов'язаних із зміною тиску у системі, склад суміші зазвичай ставлять в одиницях тиску. Згідно із законом Дальтона, тиск газової суміші  $P$  можна підрахувати, складаючи парціальні тиску  $p_i$  її компонентів:

$$P = \sum_{i=1}^N p_i, \quad 2.5$$

Представлення складу ідеальної газової суміші набором парціальних тисків її компонентів рівносильно завданням кількості (числа молей) кожного компонента у частках від загальної кількості (числа молей) суміші.

За законом Амага, аналогічного закону Дальтона, передбачається адитивність парціальних обсягів  $V_i$ :

$$V = \sum_{i=1}^N V_i. \quad 2.6$$

Виходячи з цього, склад суміші може задаватися парціальними обсягами компонентів в одиницях виміру обсягу.

Часто склади сумішей задають відносними величинами, використовуючи для цього об'ємні, молярні і масові частки або відсотки.

Об'ємна частка  $i$ -го компонента  $v_i$ , виражається відношенням його парціального об'єму до об'єму суміші, молярна частка  $n_i$  - кількістю речовини (молей)  $i$ -го компонента, віднесеним до кількості



речовини (молей) суміші, масова частка  $g_i$  - відношенням маси  $i$ -го компонента до маси суміші:

$$v_i = V_i/V; \quad n_i = N_i/N; \quad g_i = m_i/m.$$

2.7

Чисельні значення об'ємних і молярних часток компонентів ідеальної газової суміші однакові ( $v_i = n_i$ ), так як в рівних обсягах ідеальних газів при рівності температур і тиску міститься однакова кількість речовини (молей). Масові частки пов'язані з об'ємними і молярними частками співвідношенням

$$q_i = v_i M_i / M = n_i M_i / M, \quad 2.8$$

де  $M$  - середня (уявна) молярна маса суміші, яку підраховують за правилом адитивності:

$$M = \sum_{i=1}^N M_i v_i = \frac{1}{\sum_{i=1}^N q_i / M_i}. \quad 2.9$$

Очевидно, що

$$\sum_{i=1}^N v_i = \sum_{i=1}^N n_i = \sum_{i=1}^N g_i = 1. \quad 2.10$$

Поряд з частками вміст компонентів суміші виражають в об'ємних, молярних і масових відсотках, а також у відносних мольних або масових концентраціях.

## 1.3 ВИДИ І ХАРАКТЕР ЗАБРУДНЕННЯ ГІДРОСФЕРИ

### 1.3.1 Джерела забруднення гідросфери

Загальна кількість природної води на Землі становить 1386 млн км<sup>3</sup>, з них кількість прісної води - 35 млн км<sup>3</sup>, тобто близько 2,5%. Обсяг споживання прісної води у світі досягає 3900 млрд м<sup>3</sup>/рік. Близько половини цієї кількості споживається безповоротно, а інша половина перетворюється у стічні води.

Всяка водойма або водне джерело пов'язані з навколишнім зовнішнім середовищем. На них впливають умови формування поверхневого або підземного водного стоку; різноманітні природні

явища, індустрія, промислове і комунальне будівництво, транспорт, господарська і побутова діяльність людини.

Наслідком цих впливів є привнесення у водне середовище нових, невластивих йому речовин - забруднювачів, що погіршують якість води.

Забруднення, що надходять у водне середовище, класифікують залежно від підходів, критеріїв і завдань. Так, звичайно виділяють хімічне, біологічне та фізичне забруднення.

Хімічне забруднення являє собою зміну природних хімічних властивостей води за рахунок збільшення вмісту у ній шкідливих домішок як неорганічної, так і органічної природи.

Основними неорганічними (мінеральними) забруднювачами прісних і морських вод є різноманітні хімічні сполуки, токсичні для мешканців водного середовища, - сполуки миш'яку, свинцю, кадмію, ртуті, хрому, міді, фтору.

Серед внесених в океан із суші розчинних речовин велике значення для мешканців водного середовища мають органічні хімічні сполуки. Винос в океан органічної речовини оцінюється в 300...380 млн т/рік. Стічні води, що містять суспензії органічного походження або розчинену органічну речовину, згубно впливають на стан водоймища. Осаджуючись, суспензії замулюють дно і затримують розвиток або повністю припиняють життєдіяльність донних мікроорганізмів, які беруть участь у процесі самоочищення вод. Наявність суспензій ускладнює також проникнення світла у глиину води й сповільнює процеси фотосинтезу. Шкідливу дію роблять всі забруднення, які так чи інакше сприяють зниженню вмісту кисню у воді. Поверхнево-активні речовини (ПАР) - жири, олії, мастильні матеріали - утворюють на поверхні води плівку, яка перешкоджає газообміну між водою й атмосферою, що знижує ступінь насиченості води киснем.

У зв'язку зі швидкими темпами урбанізації й уповільненим будівництвом очисних споруд або їх незадовільною експлуатацією водні басейни й ґрунт забруднюються побутовими відходами.

Розкладаючись у водному середовищі, органічні відходи можуть стати середовищем для патогенних організмів. Вода, забруднена органічними відходами, стає практично непридатною для пиття й інших потреб.

Біологічне забруднення пов'язане з присутністю у питній воді біологічних домішок, тобто мікроорганізмів, що викликають захворювання.

Фізичні домішки - це присутні у воді нерозчинні частинки різного походження.

Одним з головних джерел забруднення водою є промислові стічні води. Найбільш небезпечні забруднювачі води - це солі важких металів, феноли, органічні речовини, нафтопродукти, насичена бактеріями біогенна органіка, синтетичні миючі засоби.

Важливе значення має забруднення гідросфери нафтопродуктами. Завдяки своїм фізико-хімічним властивостям нафтопродукти швидко поширюються по поверхні води, утворюючи найтонші плівки товщиною до часток міліметра, що зберігають, особливо на спокійній поверхні, високу стійкість. Нафта і нафтопродукти є найбільш поширеними забруднюючими речовинами у Світовому океані.

Основні джерела, з яких нафта активно потрапляє в гідросферу: транспортування з районів видобутку; аварійні ситуації на нафтотранспортних засобах; злив за борт танкерами промивних і баластних вод; втрати при видобутку з морських свердловин (за останні 30 років, починаючи з 1964 р. пробурено близько 2000 свердловин у Світовому океані, з них тільки в Північному морі 1000); побутові й зливові стоки.

Детергенти (синтетичні поверхнево-активні речовини (СПАР) належать до групи речовин, що знижують поверхневий натяг води. Вони входять до складу синтетичних миючих засобів (СМЗ), що широко застосовуються у побуті й промисловості. Присутність СПАР в стічних водах промисловості пов'язана з використанням їх у таких процесах, як флотаційне збагачення руд; поділ продуктів

хімічних технологій, отримання полімерів, поліпшення умов буріння нафтових і газових свердловин; боротьба з корозією устаткування; у сільському господарстві у складі пестицидів.

Канцерогенні речовини - це хімічно однорідні сполуки, що проявляють трансформуючу активність і здатність викликати канцерогенні, тератогенні (порушення процесів ембріонального розвитку) або мутагенні зміни в організмі.

Важкі метали (ртуть, свинець, кадмій, цинк, мідь, миш'як) відносять до числа розповсюджених і вельми токсичних речовин. Вони широко застосовуються у різних промислових виробництвах, тому, незважаючи на очисні заходи, вміст сполук важких металів у промислових стічних водах досить високий. Великі маси цих сполук надходять в океан через атмосферу.

Для морських біоценозів найбільш небезпечні ртуть, свинець і кадмій. Ртуть переноситься в океан з материковим стоком і через атмосферу. Свинець активно розсіюється у навколишнє середовище в процесі господарської діяльності людини - викиди з промисловими і побутовими стоками, з димом і пилом промислових підприємств, з вихлопними газами двигунів внутрішнього згоряння. Міграційний потік свинцю з континенту в океан йде не тільки з річковими стоками, але і через атмосферу. З континентальним пилом океан отримує (20...30)  $10^3$  т свинцю на рік.

Багато країн, що мають вихід до моря, проводять поховання у водних об'єктах різних матеріалів і речовин, зокрема ґрунту, вийнятого при днопоглиблювальних роботах, бурового шламу, відходів промисловості, будівельного сміття, твердих відходів, вибухових і хімічних речовин, радіоактивних відходів. Обсяг поховань складає близько 10% усієї маси забруднювальних речовин, що надходять у Світовий океан.

Теплове забруднення поверхні водойм і прибережних морських акваторій виникає у результаті скидання нагрітих стічних вод електростанціями і іншими промисловими виробництвами. Скидання нагрітих вод у багатьох випадках спричиняє підвищення температури

води у водоймах на 6...8°C. Площа плям нагрітих вод у прибережних районах досягає 30 км<sup>2</sup>. Більш стійка температурна стратифікація перешкоджає водообміну між поверхневим і донним шаром. Розчинність кисню зменшується, а споживання його зростає, оскільки з ростом температури підсилюється активність аеробних бактерій, що розкладають органічну речовину.

### 1.3.2 Стічні води

У промисловості воду використовують як сировину і джерело енергії, як холодоагент, розчинник, екстрагент, для транспортування сировини і матеріалів.

У промисловості 65...80% витрати води споживається для охолодження рідких і газоподібних продуктів у теплообмінних апаратах. У цих випадках вода не стикається з матеріальними потоками і не забруднюється, а лише нагрівається. Технологічну воду поділяють на середоутворюючу, промивну і реакційну. Середоутворюючу воду використовують для розчинення і утворення пульп, при збагаченні та переробці руд, гідротранспорті продуктів і відходів виробництва; промивальну - для промивання газоподібних (абсорбція), рідких (екстракція) і твердих продуктів і виробів; реакційну - у складі реагентів, а також при відгонці та інших процесах. Технологічна вода безпосередньо контактує з середовищем. Енергетична вода споживається для отримання пари і нагрівання обладнання, приміщень, продуктів.

Відповідно призначенням воду у системах виробничого водопостачання можна розділити на чотири категорії:

вода I категорії, що використовується для охолодження рідких і конденсації газоподібних продуктів у теплообмінних апаратах без зіткнення з продуктом, ця вода нагрівається і практично не забруднюється; можуть спостерігатися лише аварійні витоки рідких і газоподібних продуктів у воду при несправних теплообмінних апаратах, що забруднюють її;

вода II категорії що, використовується в якості середовища, що поглинає різні нерозчинні (механічні) і розчинені домішки; вода не нагрівається (збагачення корисних копалин, гідротранспорт), але забруднюється механічними і розчиненими домішками;

вода III категорії, що використовується так само, як і вода II категорії, але з нагріванням (уловлювання та очищення газів у скруберах, гасіння коксу тощо);

вода IV категорії служить в якості екстрагента і розчинника реагентів (наприклад, при флотаційному збагаченні природних копалин) тощо.

Стічна вода - це вода, що була у побутовому, виробничому або сільськогосподарському використанні, а також пройшла через забруднену територію. Залежно від умов утворення стічні води поділяються на господарсько-побутові (ГПСВ), атмосферні (АСВ) і промислові (ПСВ).

Господарсько-побутові води - це стоки від санітарних вузлів виробничих і невиробничих корпусів та будівель, душових, пралень, їдалень, туалетів, від миття підлог тощо. Вони містять домішки, з яких приблизно 58% органічних речовин і 42% - мінеральних.

Атмосферні води утворюються у результаті випадання атмосферних опадів і стікають з територій підприємств (дощові і від танення снігу). Вони забруднюються органічними і мінеральними речовинами.

Промислові стічні води - це використані у технологічному процесі виробництва або виходять при видобутку корисних копалин (вугілля, нафти, руд тощо).

При прямоточному водозабезпеченні підприємств (рис. 3.1 а) вся вода, що відбирається з водойми ( $Q_{дж}$  після участі у технологічному процесі (у вигляді відпрацьованої) повертається у водойму, за винятком тієї кількості води, яка безповоротно витрачається у виробництві  $Q_{вик}$ . Кількість стічної води, що відводиться у водойму становить

$$Q_{ск} = Q_{дж} - Q_{вик} \quad 3.1$$

Стічні води залежно від виду забруднень і інших умов перед скиданням у водойму повинні проходити через очисні споруди. У цьому випадку кількість стічної води, що скидаються у водойму зменшується, оскільки частина води відводиться зі шламом.

При схемі водопостачання з послідовним використанням води (рис. 3.1 б), яке може бути двох - і триразовим, кількість стічних вод, що скидаються зменшується відповідно з втратами на всіх виробництвах і на очисних спорудах, тобто

$$Q_{ск} = Q_{дж} - (Q_{вик1} + Q_{вик2} + Q_{шл}). \quad 3.2$$

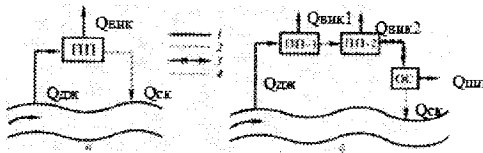


Рис. 3.1 Схеми водопостачання промислових підприємств

1 - свіжа чиста, ненагріта вода; 2 - стічна нагріта вода; 3 - те ж, нагріта і забруднена; 4 - те ж, очищена; ПП, ПП-1, ПП-2 - промислові підприємства; ОС - очисні споруди;  $Q_{дж}$  - вода, що подається з джерела на виробничі потреби;  $Q_{вик}$ ,  $Q_{вик1}$  і  $Q_{вик2}$  - вода, безповоротно споживана на промислових підприємствах;  $Q_{шл}$  - вода, що вилучається зі шламом;  $Q_{ск}$  - вода, що скидається у водойму

Повторне використання стічних вод після відповідного їх очищення отримало у даний час широке поширення. У ряді галузей промисловості (чорній металургії, нафтопереробці) 90...95% стічних вод використовується у системах оборотного водопостачання і лише 5...10% скидається у водойму.

Для зменшення споживання свіжої води створюють оборотні і замкнуті системи водопостачання. При оборотному водопостачанні передбачають необхідну очистку, охолодження, обробку і повторне використання стічної води. Застосування оборотного водопостачання дозволяє у 10...15 разів зменшити споживання природної води.

Якість води, що використовується для технологічних процесів, повинна бути вище, ніж води, що знаходиться в оборотних системах.

Якщо у системі оборотного водопостачання промислового підприємства вода є теплоносієм і у процесі використання лише нагрівається, то перед повторним застосуванням її попередньо охолоджують у ставку, бризгальном басейні, градирні (рис. 3.2 а); якщо вода служить середовищем, що поглинає і транспортує механічні і розчинені домішки, і в процесі використання забруднюється ними, то перед повторним застосуванням стічна вода проходить обробку на очисних спорудах (рис. 3.2 б); при комплексному використанні стічні води перед повторним застосуванням піддаються очищенню і охолодженню (рис. 3.2 в).

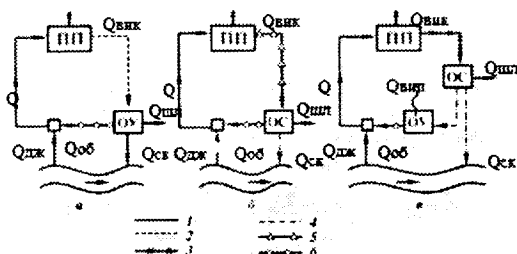


Рис. 3.2 Схеми оборотного водопостачання промислових підприємств

а - з охолодженням стічних вод; б - з очищенням стічних вод; в - з очищенням та охолодженням стічних вод; 1 - вода свіжа, чиста, не нагріта; 2 - стічна вода, нагріта; 3 - теж, ненагріта і забруднена; 4 - те ж, очищена; 5 - стічна вода, забруднена; 6 - оборотна вода; ОУ - охолоджувальні установки; Q - вода, що подається на виробничі потреби;  $Q_{об}$  - оборотна вода;  $Q_{вип}$  - вода, що втрачається на випаровування та винесення з охолоджувальних установок

При таких системах оборотного водопостачання для компенсації безповоротних втрат води у виробництві, на охолоджувальних установках (випаровування з поверхні, віднесення вітром,



розбризування), на очисних спорудах, а також втрат води, що скидається у каналізацію, здійснюється підживлення з водоймищ та інших джерел водопостачання. Кількість підживлювальної води визначається за формулою

$$Q_{\text{дж}} = Q_{\text{пит}} + Q_{\text{ун}} + Q_{\text{шл}} + Q_{\text{ск}}. \quad 3.3$$

Підживлення систем оборотного водопостачання може здійснюватися постійно і періодично. Загальна кількість доданої води складає 5...10% від загальної кількості води, що циркулює у системі.

Норми водовідведення у різних галузях промисловості коливаються у широких межах. Так, наприклад, при видобутку 1 т нафти утворюється 0,4 м<sup>3</sup> стічних вод, при видобутку 1 т вугілля у шахтах - 0,3 м<sup>3</sup>; при виплавці 1 т сталі або чавуну - 0,1 м<sup>3</sup>; при виробництві 1 т віскозного штапельного волокна - 233 м<sup>3</sup>; 1 т добрив - 3,9 м<sup>3</sup>; 1 т синтетичних ПАР - 1 м<sup>3</sup>; 1 т сульфітної целюлози - 218 м<sup>3</sup>; 1 т паперу - 37 м<sup>3</sup>; 1 т цементу - 0,1 м<sup>3</sup>; 1 т льняних чи шовкових тканин - відповідно 317 або 37 м<sup>3</sup>; 1 т м'яса - 24 м<sup>3</sup>; 1 т хліба - 3 м<sup>3</sup>; 1 т олії - 2,6 м<sup>3</sup>; 1 т цукру-рафінаду - 1,2 м<sup>3</sup>; при виготовленні одного легкового автомобіля - 15,5 м<sup>3</sup>; одного автобуса - 80 м<sup>3</sup>; одного магістрального тепловоза - 710 м<sup>3</sup>. При виробленні 1 МВт-год електроенергії на теплових і атомних електростанціях з системами оборотного водопостачання утворюється в середньому 5 м<sup>3</sup> стічних вод.

При відсутності норм водовідведення кількість стічних вод визначається за технологічними розрахунками у відповідності з регламентом виробництва. Кількість стічних вод від великих промислових підприємств досягає 200...400 тис. м<sup>3</sup>/добу, що відповідає кількості стічних вод від міст з населенням 1...2 млн осіб.

Виробничі стічні води діляться на дві основні категорії: забруднені і незабруднені (умовно чисті).

Незабруднені виробничі стічні води надходять від холодильних, компресорних, теплообмінних апаратів. Крім того, вони утворюються при охолодженні основного виробничого обладнання і продуктів виробництва.

Забруднені виробничі стічні води містять різні домішки і поділяються на три групи:

забруднені переважно мінеральними домішками (підприємства металургійної, машинобудівної, рудо - і вуглевидобувної промисловості; заводи по виробництву мінеральних добрив, кислот, будівельних виробів і матеріалів тощо);

забруднені переважно органічними домішками (підприємства м'ясної, рибної, молочної, харчової, целюлозно-паперової, хімічної, мікробіологічної промисловості; заводи по виробництву пластмас, каучуку тощо);

забруднені мінеральними і органічними домішками (підприємства нафтовидобувної, нафтопереробної, нафтохімічної, текстильної, легкої, фармацевтичної промисловості; заводи по виробництву консервів, цукру, продуктів органічного синтезу, паперу, вітамінів тощо).

Для об'єктивної оцінки якості води проводиться класифікація показників за характером впливу забруднювальних речовин. На основі запропонованої класифікації виділяються п'ять груп, що включають наступні показники:

група якості (запах, колір, температура, кількість зважених частинок);

наявність органічних речовин (біохімічне споживання кисню (БСК), водневий показник (рН), розчинений у воді кисень, хімічне споживання кисню або біхроматна окислюваність (ХСК), фосфати, нітрати);

присутність санітарно-токсичних речовин (хлориди, сульфати, Са, Mg, Na);

наявність мікробіологічних речовин (колі-індекс, коли-тітр тощо);

присутність токсичних речовин.

Остання група розбивається на чотири підгрупи: слаботоксичні речовини, ГДК яких знаходиться в інтервалі 0,1...0,9 мг/дм<sup>3</sup> (амоній, синтетичні ПАР (СПАР), V, Mo, Cr, Fe, Ti);

середньотоксичні речовини, ГДК яких становить 0,01...0,09 мг/дм<sup>3</sup> (нітрити, Zn, Ni, Co);

сильнотоксичні речовини, ГДК яких знаходиться в інтервалі 0,001...0,009 мг/дм<sup>3</sup> (Hg, Cd, феноли);

особливо отруйні речовини з ГДК 0,0001...0,0009 мг/дм<sup>3</sup> (пестициди, сульфід).

По концентрації забруднювальних речовин виробничі стічні води поділяються на чотири групи: 1...500, 500...5000, 5000...30 000 і більше 30 000 мг/дм<sup>3</sup>.

Виробничі стічні води можуть розрізнятися по фізичним властивостям забруднювальних органічних продуктів (наприклад, по температурі кипіння: менше 120, 120...250 і більше 250°C).

За ступенем агресивності ці води поділяють на слабоагресивні (слабокислі з рН 6...6,5 і слаболужні з рН 8...9), сильноагресивні (сильнокислі з рН < 6 і сильно лужні з рН > 9) і неагресивні (з рН 6,5...8).

### **1.3.3 Властивості водних дисперсних систем**

Промислові і побутові стічні води містять зважені частки розчинених і нерозчинених речовин. Зважені домішки підрозділяються на тверді та рідкі, що утворюють з водою дисперсну неоднорідну систему. Під неоднорідною системою розуміють систему, що складається з двох або декількох фаз, кожна з яких має свою поверхню розділу і може бути механічно відокремлена від іншої фази. Система, в якій зовнішньою фазою є рідина, називається рідкою неоднорідною системою.

Стічні води багатьох виробництв крім розчинених неорганічних і органічних речовин містять колоїдні домішки, а також зважені грубо - і дрібнодисперсні домішки, щільність яких може бути більше або менше щільності води.

Класифікація домішок за їх фазово-дисперсним станом:  
гетерогенні системи:

I - суспензії, розмір частинок приблизно  $10^{-1}$  мкм (суспензії, емульсії, мікроорганізми і планктон);

II - колоїдні розчини, розмір частинок  $10^{-1} \dots 10^{-2}$  мкм (золі і розчини високомолекулярних сполук).

гомогенні системи:

III - молекулярні розчини, розмір частинок  $10^{-2} \dots 10^{-3}$  мкм (гази, розчинені у воді органічні речовини);

IV - іонні розчини, розмір частинок  $10^{-3}$  мкм (солі, основи, кислоти).

У залежності від фізичного стану фаз розрізняють такі рідкі неоднорідні системи: суспензії, емульсії і піни.

Суспензія складається з рідини і зважених у ній твердих частинок. У залежності від розмірів частинок розрізняють грубі суспензії з частинками розміром  $> 100$  мкм, тонкі ( $0,5 \dots 100$  мкм) і муті ( $0,1 \dots 0,5$  мкм). Проміжне положення між суспензіями і істинними розчинами займають колоїдні розчини з частинками розміром менше  $0,1$  мкм.

Емульсія складається з двох незмішуваних або частково змішаних рідин, одна з яких розподілена в іншій у вигляді рідких крапель. Величина частинок дисперсної фази в емульсіях коливається у досить широких межах.

Піна - система, що складається з рідини і розподілених у ній бульбашок газу.

Неоднорідні системи характеризуються масовим або об'ємним співвідношенням фаз і розмірами частинок дисперсної фази. Дисперсну фазу, що складається з часток різного розміру, прийнято характеризувати фракційним або дисперсним складом, тобто процентним вмістом частинок різного розміру.

Стічні води являють собою полідисперсні гетерогенні (неоднорідні) агрегативно-нестійкі системи. У процесі осадження розмір, щільність, форма, а також фізичні властивості частинок системи змінюються.

Щільність чистої води при 15°C і атмосферному тиску - 999 кг/м<sup>3</sup>. Зі збільшенням концентрації домішок густина води зростає. Поверхневий натяг води при 18°C становить 73, при 100°C - 52,5 мН/м. Теплоємність води при 0°C становить 4180 Дж/(кг.°C). Теплота пароутворення при атмосферному тиску і температурі 100°C дорівнює 2250 кДж/кг.

Вода - слабкий провідник електричного струму: питома електрична провідність при 18°C дорівнює 4,41.10<sup>-8</sup> Ом см

Властивості стічних вод відрізняються від властивостей чистої води. Вони мають більш високу щільність і в'язкість.

Середня щільність суспензій і емульсій визначається об'ємним співвідношенням фаз:

$$\rho_c = \rho_d \varphi + \rho_0 (1 - \varphi), \quad 3.4$$

де  $\rho_c$ ,  $\rho_d$  - щільність стічної води, дисперсної фази (твердої або рідкої), кг/м<sup>3</sup>;  $\rho_0$  - щільність чистої води;  $\varphi$  - об'ємна частка дисперсної фази.

В'язкість суспензії залежить від об'ємної концентрації (об'ємної частки) твердої фази  $\varphi \leq 10\%$  визначається по залежності

$$\mu_c = \mu_0 (1 + 2,5\varphi), \quad 3.5$$

де  $\mu_0$  - динамічна в'язкість чистої води, Па.с.

## 1.4 ВИДИ І ХАРАКТЕР ЗАБРУДНЕННЯ ЛІТОСФЕРИ

У процесі виробництва і споживання утворюється велика кількість відходів.

### 1.4.1 Джерела забруднення літосфери

Накопичення значних мас твердих відходів у промисловості обумовлено існуючим рівнем технології переробки сировини і недостатністю її комплексного використання (рис. 4.1). У той же час значна частина відходів промислових підприємств може бути ефективно використана у народному господарстві.

Проблема відходів особливо актуальна для великих міст, в яких зосереджені багато промислових підприємств, підприємства сфери послуг, на порівняно невеликих площах сконцентровані великі маси людей. Функціонування будь-якого великого міста пов'язано з щоденним споживанням різних видів сировини і енергії і, як наслідок, з утворенням матеріальних і енергетичних відходів. Екологічне благополуччя таких міст залежить від багатьох факторів: забруднення атмосферного повітря вихлопними газами автомобілів, топковими газами котельень і теплових станцій, викидами підприємств, а також забруднення природних водоемів у які скидали рідкі відходи.

Загальна маса речовини, що переміщується людиною на поверхні планети, досягла 4 трлн т на рік. З 120 Гт матеріалів копалин і біомаси, мобілізованих у рік світовою економікою, тільки 9 Гт (7,5%) перетворюється у матеріальну продукцію в процесі виробництва.

Відходи виникають як у результаті виробничої діяльності, так і при споживанні. У відповідності з цим вони поділяються на відходи виробництва та відходи споживання.

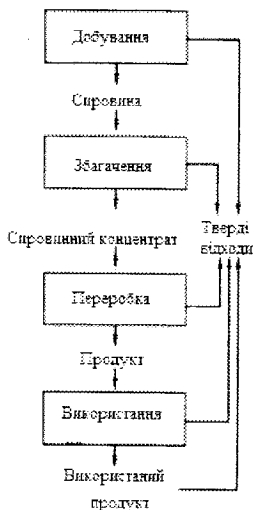


Рис. 4.1 Джерела виникнення твердих відходів у матеріальному виробництві

## 1.4.2 Промислові відходи

Відходами виробництва слід вважати залишки сировини, матеріалів або напівфабрикатів, що утворилися при виготовленні продукції та повністю або частково втратили свої споживчі властивості, а також продукти фізико-хімічної або механічної переробки сировини, отримання яких не було метою виробничого процесу і які у подальшому можуть бути використані у народному господарстві як готова продукція після відповідної обробки або в якості сировини для переробки.

У більш широкому розумінні відходи утворюються в процесі виробництва у вигляді стічних вод та їх осадів, димових газів, теплових викидів тощо.

Класифікація промислових відходів (ПО), що утворюються у результаті життєдіяльності людини, необхідна як засіб встановлення певних зв'язків між ними з метою визначення оптимальних шляхів використання або знешкодження їх.

Класифікація відходів базується на систематизації їх за галузями промисловості, можливостей переробки, агрегатним станом, токсичності тощо (рис. 4.2). У кожному конкретному випадку характер використовуваної класифікації відповідає аспектам: складування, очищення, переробки, захоронення відходів, запобігання їх токсичного впливу тощо.

Класифікація відходів можлива за різними показниками, але найголовнішою з них є ступінь небезпеки для людського здоров'я. Шкідливими відходами, наприклад, вважаються інфекційні, токсичні та радіоактивні. Їх збір і ліквідація регламентуються спеціальними санітарними правилами.



Рис. 4.2 Класифікація промислових відходів за видами

Відповідно до ГОСТ 12.1.007-76 "Шкідливі речовини. Класифікація і загальні вимоги безпеки", всі промислові відходи поділяються на чотири класи небезпеки (табл. 4.1).

Таблиця 4.1

### Класифікація промислових відходів за ступенем небезпеки

Клас відходів	Характеристика речовини (відходів)
Перший	Надзвичайно небезпечні
Другий	Високо небезпечні
Третій	Помірно небезпечні
Четвертий	Малонебезпечні

За фізичним станом розрізняють відходи тверді, рідкі і газоподібні, а за місцем виникнення - побутові, промислові і сільськогосподарські. За складом основним показником можна



вважати походження відходів - органічні і неорганічні, а також такі, що горять чи ні. Особливу групу являють собою відходи у вигляді енергії, які називаються енергетичними (теплота, шум, радіоактивне випромінювання тощо).

Тверді промислові та побутові відходи - це відходи металів, дерева, пластмас та інших матеріалів, пилу мінерального і органічного походження від очисних споруд у системах очистки газових викидів промислових підприємств, а також промислове сміття, що складається з різних органічних і мінеральних речовин (гума, папір, тканина, пісок, шлак тощо). До рідких відходів відносять осади стічних вод після їх обробки, а також шлами пилу мінерального і органічного походження у системах мокрого очищення газів.

Усі види відходів виробництва і споживання по можливості використання можна розділити, з одного боку, на вторинні матеріальні ресурси (ВМР), які вже переробляються або переробка яких планується, і, з іншого боку, на відходи, що на даному етапі розвитку економіки переробляти недоцільно чи відсутня відповідна технологія утилізації і які неминуче утворюють безповоротні втрати.

Утилізовані відходи переробляють на місці їх утворення або на інших підприємствах, які мають відповідну технологію. Деякі неутілізовані відходи у силу втрати споживчих властивостей у даний час не можуть знайти застосування у сучасному виробництві. Ці відходи захоронюють, якщо вони не становлять небезпеки для навколишнього середовища.

У даний час немає єдиної класифікації відходів великого промислового міста або регіону, в якій найбільш повно розглядався б ряд взаємопов'язаних елементів: кількісний і якісний склад відходів, що застосовуються і передбачувані методи обробки, санітарно-гігієнічні, екологічні, а також деякі містобудівні аспекти. Запропонована класифікація, згідно з якою відходи за формами і видами поділяються на 13 груп:

I - гальваношлами і осади, відходи реагентів і хімреактивів, що містять хром, нікель, мідь, кобальт, цинк, свинець, кислі та лужні відходи хімічних виробництв, речовини неорганічного характеру;

II - осади стічних вод, що включають в себе каналізаційні, водопровідні і, окремою підгрупою, промислові осади, що мають у своєму складі нафтопродукти і ті, що утворюються на локальних і очисних спорудах виробничих зон;

III - нафтовідходи та нафтошлами, легкозаймисті рідини (ЛЗР), мастильні охолоджуючі рідини (МОР), кубові залишки, відходи лакофарбової промисловості;

IV - відходи пластмас, полімерів, синтетичних волокон, нетканих синтетичних матеріалів і композицій на їх основі;

V - відходи гумотехнічних виробів, вулканізаторів тощо;

VI - відходи деревини;

VII - відходи паперу;

VIII - відходи чорних і кольорових металів, легованих сталей;

IX - шлаки, зола, пил (крім металевого);

X - харчові відходи (відходи харчової, м'ясо-молочної та інших галузей промисловості);

XI - відходи легкої промисловості;

XII - скловідходи;

XIII - відходи будіндустрії.

Для повного використання відходів в якості вторинної сировини розроблена їх промислова класифікація. Наприклад, брухт і відходи металів за фізичними ознаками поділяють на класи, за хімічним складом - на групи і марки, за показниками якості - на сорти.

Вторинні матеріальні ресурси (ВМР) зручно класифікувати за двома ознаками: джерела утворення та напрямками використання. Для найбільш повної характеристики розглянутих ВМР, необхідної для організації обліку їх утворення, зберігання, розподілу та використання, доцільно групувати відходи за цими ознаками.

З практичної точки зору, якщо відома кінцева ступінь технології переробки і утилізації відходів, то їх слід класифікувати, ґрунтуючись у першу чергу на цю технологію.

### **1.4.3 Побутові відходи**

Відходами споживання вважаються різного роду виробу, комплектуючі деталі та матеріали, які по тим чи іншим причинам непридатні для подальшого використання. Ці відходи можна розділити на відходи промислового і побутового споживання. До перших належать, наприклад, металобрухт, обладнання, що вийшло з ладу, виробу технічного призначення з гуми, пластмас, скла та інших матеріалів. Побутовими відходами (ПВ) є харчові відходи, зношені виробу побутового призначення (одяг, взуття тощо), різного роду використані виробу (пакування, склянна та інші види тари), побутові стічні води тощо. Побутові відходи можна згрупувати за наступними видами.

Тверді побутові відходи (ТПВ) утворюються у результаті побутової діяльності людей і складаються з харчових відходів, використаної тари і упаковки, зношеного одягу та інших, що вийшли з вживання текстильних виробів, побутових приладів що відслужили свій термін, меблів, електро- та радіотехнічних пристроїв.

Середній морфологічний склад ТПВ включає в себе наступні компоненти (%): харчові відходи - 30...38; відходи паперу і картону - 25...30; текстильні відходи - 4...7; склобій і склотара - 5...8; відходи пластмас - 2...5; чорні метали - 0,2...0,3; кістки - 0,5...2.

Масштаби утворення ТПВ у містах характеризуються величиною близько 200...500 кг у розрахунку на одну людину в рік.

Макулатура - це обрізки паперу та картону, браковані картонно-паперові виробу, що вийшли з ужитку виробу з паперу та картону: книги, журнали, газети, папір писальний і пакувальний, картонна тара (мішки паперові тощо).

Відходи деревини включають відходи лісозаготівель; відходи лісопиляння і деревообробки; деревні відходи.

Текстильні відходи - це відходи виробництва у вигляді волокон, пряжі, ниток, лоскутів і обрізків текстильних матеріалів та відходи споживання у вигляді побутових зношених текстильних виробів.

Зношені шини являють собою шаруваті багатокомпонентні відходи виробничого та побутового споживання, містить наступні компоненти вторинної сировини: гума - 67%, текстильний корд - 17%, метал - до 16%.

Відпрацьовані нафтопродукти і нафтовміщуючі відходи - група відпрацьованих нафтопродуктів, представлена в основному відпрацьованими маслами і мастильно-охолоджуючими рідинами. Найбільший обсяг їх утворення припадає на машинобудівні і транспортні підприємства.

Нафтошлами утворюються на локальних очисних спорудах при очищенні виробничих і поверхневих стічних вод. Ці відходи являють собою зневоднену до 60...70% суміш піску, глини та інших мінеральних речовин з вмістом нафтопродуктів до 50...100 мг/кг.

До полімерних відходів відносять технологічні відходи синтезу і переробки синтетичних смол і пластмас (відходи виробництва та відходи споживання у вигляді виробів з пластмас або виробів, що відслужили свій строк і до складу яких входять пластмаси, і які утворюються у всіх галузях промисловості і сільського господарства, а також у сфері послуг і у населення.

Накопичення полімерних відходів у навколишньому середовищі призводить до його довготривалого забруднення, так як у природних умовах полімери не розкладаються, а при спалюванні цих відходів на відкритому повітрі виділяються токсичні речовини, у тому числі особливо небезпечні.

За хімічним складом найбільш поширеними полімерними відходами є відходи поліетилену, полівінілхлориду (ПВХ), полістиролу.

Особливо небезпечні відпрацьовані ртутьвмісні лампи, що накопичуються практично на всіх підприємствах і у сфері послуг.

Золошлакові відходи утворюються при спалюванні кам'яного і бурого вугілля, горючих сланців і торфу на теплових електростанціях і котельнях різних відомств. Середньозважені питомі показники утворення золошлакових відходів залежать від якості спалюваного твердого палива і можуть становити від 50 до 500 кг на 1 т палива.

Кінцевим етапом знешкодження більшості неутилізованих міських відходів (крім особливо токсичних, а також інертний будівельне сміття тощо) у даний час є спалювання.

#### 1.4.4 Оцінка кількості утворення типових відходів

Масштаби утворення відходів виробництва і споживання вельми значні. Наприклад, щорічне утворення відходів в Україні у розрахунку на рівень виробництва і споживання можна оцінити приблизно в сотні млн т на рік.

Оцінка кількості утворення відходів ґрунтується, як правило, на двох підходах, певною мірою взаємопов'язаних між собою.

При наявності стійких, повторюваних даних матеріального балансу використання у конкретному технологічному процесі (або виробництві) вихідної сировини  $M_{c,i}$  і отримання продукції  $M_{n,j}$  застосовують прямий метод розрахунку. Кількість утворених відходів визначають як різницю між кількістю спожитої сировини, у тому числі допоміжної, і кількістю виробленої продукції:

$$\sum_n O_n = \sum_n M_{c,i} - \sum_j M_{n,j}, \quad 4.1$$

де  $O_n$  - маса відходу  $n$ -го типу;

$M_{c,i}$  - маса сировини  $i$ -го типу;

$M_{n,j}$  - маса продукту  $j$ -го типу.

Другий підхід являє собою непрямий розрахунок через питомі показники (або нормативи) утворення відходів поданими споживання сировини або випуску продукції:

$$O_n = K_i - M_{c,j} \quad 4.2$$

або

$$O_n = K_j - M_{n,j}, \quad 4.3$$

де  $i$  - індекс виду сировини;

$j$  - індекс виду продукції;

$K_i$  - питомий показник утворення відходу  $n$ -го виду у розрахунку на одиницю споживаного сировини  $i$ -го виду;

$K_j$  - питомий показник утворення відходу  $n$ -го виду у розрахунку на одиницю випуску продукції  $j$ -го виду.

Перший підхід характеризується більшою точністю, оскільки його застосування можливе лише за наявності вихідних даних за обсягами споживання сировини і випуску продукції. Однак такі дані не завжди доступні для господарських і природоохоронних органів управління, тому найзручніше користуватися другим методом. Розрахунок за цим методом може бути заснований на довідкових і статистичних даних за питомими показниками утворення відходів у різних галузях промисловості. Такі дані дозволяють зробити непряму оцінку утворення відходів тільки по одному з видів вихідних даних, або по сировині, або по продукції.

Визначення кількості утворення відходів за питомими показниками може бути виконано лише наближено, оскільки фактичні значення цих показників можуть мати досить значний розкид у залежності від технічного рівня використовуваної технології (тобто від її конкретного виду) і якості застосовуваної сировини. Зокрема, вміст корисних компонентів у мінеральній сировині може відрізнитися на десятки відсотків, а в окремих випадках і у кілька разів. Залежно від застосовуваної технології переробки сировини можуть змінюватися не тільки питомі показники утворення відходів, але і види відходів, які утворюються.

Оцінка кількості утворення відходів споживання, як правило, більш складна у порівнянні з оцінкою кількості утворення відходів виробництва. Це обумовлено двома обставинами, а саме тим, що це поняття певною мірою все ж неоднозначно, і тим, що питомі показники утворення відходів споживання мають значно ширшу смислову базу порівняно з поняттям питомий показник утворення відходів виробництва.

Найбільш раціональний сенс для практичної діяльності господарських і природних органів має оцінка кількості відходів, що можна зібрати у сформованих умовах виробничого та побутового споживання для подальшого використання як вторинної сировини або на знешкодження та захоронення. Правильність цієї оцінки важлива не тільки для здійснення господарської діяльності, але і для проведення екологічного контролю, оскільки саме ці кількості відходів піддаються подальшому контролю та оперативному регулюванню.

З таких позицій під питомими показниками утворення відходів споживання раціонально розуміти кількість підданих збору відходів, що утворюються у розрахунку на одиницю споживання досить широкого набору різновидів товарів і послуг.

Багато видів відходів становлять підвищену небезпеку для навколишнього середовища, міського та сільського населення з-за високої токсичності. Навіть їх складування або захоронення без дотримання відповідних попереджувальних заходів безпеки може призвести до серйозних наслідків для природи і людей, екологічного збитку. Особливо це відноситься до радіоактивних, вибухонебезпечних відходів, легколетучих отруйних речовин.

Водночас деякі відходи за своїм хімічним складом і фізичним станом є нешкідливими, їх можна закопувати, затопляти у морях і океанах.

## **1.5 ЕНЕРГЕТИЧНЕ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА**

Одним з головних абіотичних факторів навколишнього природного середовища є фізичні поля, що заповнюють середовище і впливають на живу і неживу природу з моменту утворення Землі. Вплив фізичних полів на середовище багато у чому визначає більшість процесів біосфери. Вивчення фізичних полів природного та

техногенного походження та їх впливу на людину становить основний зміст фізичної екології.

Напрямок фізичної екології тісно пов'язаний з багатьма напрямками екології як біосфери, так і екології техносфери. Вивчення процесів взаємодії фізичних полів антропогенного і природного походження з людиною становить один з напрямків сучасних структур: екології біосфери, екології техносфери і вчення про безпеку життєдіяльності.

### **1.5.1 Класифікація енергетичних забруднень**

Біосфера піддається впливу багатьох факторів, що мають як природне, так і техногенне походження.

Одним з поширених і всеосяжних факторів, що пронизують біосферу і постійно впливають на людину та інші живі організми, є фізичні поля навколоземного простору (електромагнітні випромінювання, статичні електричні і магнітні поля, радіація, шуми, вібрація тощо).

Промислові підприємства, об'єкти енергетики, зв'язку та транспорт - основні джерела енергетичного забруднення промислових регіонів, міського середовища, помешкань і природних зон.

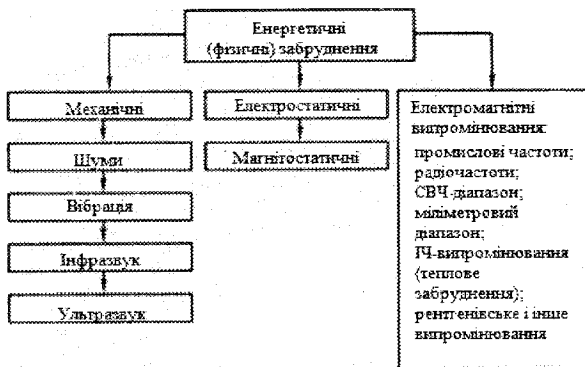
До енергетичних забруднень відносяться вібраційні та акустичні впливи, електромагнітні поля і випромінювання, іонізуюче випромінювання радіоактивних речовин, теплове випромінювання, ультрафіолетове та видиме випромінювання, що виникають у результаті антропогенної діяльності.

За своєю природою енергетичні забруднення умовно можна розділити на три групи (рис. 5.1): механічні, електростатичні (магнітостатичні) і електромагнітні.

До першої групи відносяться енергетичні забруднення, що представляють собою коливально-хвильовий рух частинок пружного середовища газової, рідкої та твердих фаз: різні шуми, вібрації, інфразвук, ультразвук.



До другої та третьої груп належать техногенні забруднення, що представляють собою постійні і змінні електромагнітні поля різних довжин хвиль, від промислової частоти до електромагнітних коливань дуже високої частоти, аж до рентгенівського та  $\gamma$ -діапазонів. У свою чергу, у кожній з цих груп залежно від різних властивостей техногенних енергетичних забруднень, може бути застосована класифікація за іншими ознаками.



**Рис. 5.1** Класифікація енергетичних забруднень

Виробниче середовище - це частина техносфери, що має підвищену концентрацією негативних факторів, у тому числі й фізичних. Основними носіями шкідливих фізичних чинників у виробничому середовищі є машини та інші технічні пристрої, джерела енергії. Травмуючі і шкідливі енергетичні фактори виробничого середовища включають підвищені рівні шуму і вібрацій, електромагнітних та іонізуючих випромінювань, підвищений рівень статичної електрики, підвищене значення напруги в електричному ланцюзі. Основні джерела цих факторів приведені у табл. 5.1.

Таблиця 5.1

**Джерела шкідливих енергетичних факторів**

Шкідливі енергетичні фактори	Джерела, зони дії факторів
Вібрації: загальні, локальні	Віброплощини, транспортні засоби, будівельні машини Віброінструмент, важелі управління транспортних машин
Акустичні коливання: інфразвук, шум, ультразвук	Зони близько віброплощадок, потужних двигунів внутрішнього згорання та інших високоенергетичних систем Зони близько технологічного обладнання ударної дії, пристроїв для випробування газів, транспортних засобів, енергетичних машин. Зони близько ультразвукових генераторів, дефектоскопів, ванни для ультразвукової обробки
Статична електрика	Зони близько електротехнічного обладнання на постійному струмі, зони фарбування розпиленням, синтетичні матеріали
Електромагнітні поля та випромінювання	Зони біля ліній електропередач, установок СВЧ та індукційного сушіння, електролампових генераторів, телеекранів, дисплеїв, антен, магнітів
Інфрачервона радіація	Нагріті поверхні, розплавлені речовини, випромінювання полум'я
Лазерне випромінювання	Лазери, відбите лазерне випромінювання
Ультрафіолет. рад.	Зони зварювання, плазмова обробка
Іонізуючі випромінювання	Ядерне паливо, джерела випромінювань, що застосовуються у приладах, дефектоскопах і при наукових дослідженнях
Електричний струм	Електричні мережі, електроустановки, розподільники, трансформатори, обладнання з електроприводом тощо.

## 1.5.2 Акустичне забруднення

Серед глобальних проблем сучасної екології (парниковий ефект, руйнування озонового шару, забруднення води і атмосфери, радіоактивні відходи тощо) акустичне забруднення - одне з найбільш тривожних, оскільки впливає на людей не менше, ніж, наприклад, руйнування озонового шару або кислотні дощі. Широке впровадження у промисловість нових інтенсивних технологій, зростання потужності і швидкохідності обладнання, широке використання численних засобів наземного, повітряного та водного транспорту, повсюдне застосування різноманітного електрифікованого побутового обладнання - все це призвело до того, що людина на роботі, у побуті, на відпочинку, при пересуванні піддається багаторазовому шкідливого впливу шуму

Основні джерела акустичного забруднення навколишнього середовища - транспорт, будівництво, промислові підприємства. Питомий внесок цих джерел варіюється у певних межах для різних міст і населених пунктів, але основним залишається автомобільний транспорт. Населення більшості великих міст (не менше 60%) живе в умовах акустичного забруднення, параметри якого значно перевищують допустимі норми.

Звук - хвилеподібне поширення коливання частинок пружного середовища: твердого тіла, рідини, газу. Звук має частоту коливань, що визначає суб'єктивне сприйняття висоти, амплітуду коливань, які зумовлюють гучність тону і ряд гармонійних коливань, супутніх основному тону, і які створюють тембр, або забарвлення звуку. Крім того, звук (або шум) характеризується своєю тривалістю у часі.

Розрізняють біологічне і фізичне поняття звуку. До біологічного поняття звуку відносять коливання і хвилі, що сприймаються людським органом слуху. Відчуття звуку проявляється тільки у тому випадку, коли частота коливань та їх інтенсивність лежать у певних межах. Для людського вуха спектр чутних звукових коливань лежить у діапазоні від 15...20 Гц до 20 кГц.

Фізичне поняття про звук об'єднує як чутні, так і нечутні коливання пружних середовищ (умовно від 0 до 1013 Гц). Коливання з частотами нижче 20 Гц називаються інфразвуком. Нижня межа частот інфразвуку не обмежена. У навколишньому середовищі зустрічаються інфразвукові коливання з частотами у тисячні частки Гц.

Колівання пружних середовищ з частотами понад 20 кГц називають ультразвуком, який теж не викликає слухових відчуттів. Ультразвук широко застосовують у сучасній технології (дефектоскопії, ультразвуковій технології обробки матеріалів тощо), медицині (для діагностики, хірургії тощо), радіотехніці і багатьох інших областях науки і техніки.

У діапазоні частот 109...1013 Гц знаходяться коливання пружних середовищ, так званий гіперзвук. Верхня межа частот гіперзвуку у газах обмежена частотою 10 Гц, а у твердих тілах і рідині - 1012...1013 Гц.

Джерела звуку можна розділити на наступні основні типи:

коливальні або автоколивальні системи, у яких під дією локального джерела енергії виникають власні затухаючі коливання, або незатухаючі автоколивання (всі музичні інструменти, людський голос, парові і пневматичні свистки тощо);

обертальні системи, в яких періодичні зміни тиску і швидкості середовища викликаються від обертових тіл (гвинт літака або корабля; ротор електромеханічного пристрою; турбіни; сирени, що створюють звук у результаті періодичних змін швидкості газового струменя, тощо);

електроакустичні перетворювачі (телефони, гучномовці, еталонні джерела звуку - термофони тощо).

Для опису коливальних процесів пружного середовища в акустиці прийняті наступні об'єктивні характеристики і поняття.

Звукова енергія  $W_{зв}$ , Дж, складається з кінетичної енергії частинок і потенційної енергії пружної деформації.

Щільність звукової енергії  $W_{зв}$ , Дж/м<sup>3</sup>, визначає звукову енергію, віднесену до одиниці об'єму пружного середовища.

Потік звукової енергії (звукова потужність)  $\Phi_{зв}$ , Вт, визначає енергію, що переноситься за одиницю часу через одиницю площі, перпендикулярної до напрямку поширення.

Звуковий тиск  $p_a$ , Па, у пружному середовищі при наявності звукових коливань складається з тиску у необурюваному середовищі і змінного додаткового тиску, що виникає у кожній точці середовища у даний момент часу. При цьому звуковий тиск протягом періоду коливань змінює свою величину і знак між позитивними і негативними амплітудними значеннями.

Інтенсивність звуку (сила звуку), Вт/м<sup>2</sup>, визначається середньою по часу енергією, що переноситься звуковою хвилею в одиницю часу через одиницю площі, перпендикулярної до напрямку поширення хвилі:

$$J = W_{зв}/(tS). \quad 5.1$$

Сила звуку є однією з основних енергетичних характеристик.

Якісна характеристика звуку визначається його частотою. Основним інтервалом у музиці і технічній акустиці є октава. Величина цього інтервалу визначається граничними частотами, значення яких дорівнює двом. Різні звуки сприймаються людським вухом як рівновіддалені по висоті, якщо їх відносини частот рівні.

Звукові коливання, як і всякий хвильовий рух, підкоряються законам інтерференції і дифракції. Процес накладання одна на одну декількох звукових хвиль називається інтерференцією. Якщо два коливання однакової частоти і амплітуди складаються в одній фазі, то спостерігається посилення коливань. Якщо фази протилежні, коливання анігілюють, тобто припиняються. На рис. 5.2 а показана інтерференція хвиль, у результаті якої відбувається збільшення амплітуди зміщення, а на рис. 5.2 б - її зменшення.

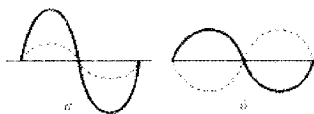


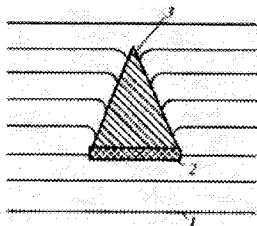
Рис. 5.2 Накладення (інтерференція) звукових хвиль

Явище дифракції полягає у тому, що звукові хвилі огинають перешкоди, лінійні розміри яких менше довжини хвилі. Короткі хвилі відбиваються від таких перешкод, утворюючи за ними звукову тінь (рис. 5.3). На цьому принципі ґрунтується застосування шумозахисних екранів, геометричні розміри яких визначаються частотою звука, а також відстанню до джерела шуму. Крім того, завдяки дифракції звукові хвилі проникають у малі порівняно з довжиною хвилі отвори, що сильно знижує звукоізоляцію огорож.

Коли розмір неоднорідностей і перешкод у середовищі поширення значно перевершує довжину хвилі звуку, спостерігаються явища заломлення і відбиття звукової хвилі.

Безперервна пружна поверхня, всі точки якої знаходяться одночасно в однаковій фазі коливальної швидкості, називається фронтом хвилі. У залежності від виду фронту розрізняють сферичні (кульові), циліндричні і плоскі хвилі.

Слід зазначити, що всі види хвиль по мірі віддалення від джерела наближаються до плоских.



**Рис. 5.3** Дифракція звукових хвиль навколо перешкоди, лінійні розміри якої більші довжини хвилі:

1 - фронт хвилі; 2 - екран; 3 - область звукової тіні



**Рис. 5.4** Випромінювання звуку у простір (а) і у півпростір (б):

1 - джерело шуму; 2 - поверхня

По мірі віддалення від джерела звук згасає у просторі, причому у результаті розширення площі фронту хвилі  $S$  (м<sup>2</sup>) звуковий тиск сферичної хвилі змінюється назад пропорційно відстані  $r$ :

$$S = \Omega r^2, \quad 5.2$$

де  $\Omega$  - просторовий кут випромінювання звуку ( $\Omega = 4\pi$  при випромінюванні у простір,  $\Omega = 2\pi$  при випромінюванні у півпростір) (рис. 5.4).

Простір, у якому звукові хвилі вільно поширюються, не зустрічаючи відображаючих поверхонь, називається вільним акустичним полем.

Якщо джерелом звуку є пульсуюча сфера або півсфера, то інтенсивність звуку у вільному полі убуває пропорційно квадрату відстані від джерела.

При циліндричних (чи напівциліндричних) хвилях інтенсивність звуку зменшується пропорційно першому ступеню відстані. Прикладом цього випадку є проходження звуку через щілину.

### 1.5.3 Шумове забруднення

Шум - випадкове поєднання звуків різної інтенсивності і частоти; шум заважає, це небажаний звук. Розрізняють джерела шуму природного та техногенного походження.

Шум у міському середовищі і житлових будівлях створюється транспортними засобами, промисловим устаткуванням, технічними установками. На міських магістралях і у прилеглих до них зонах рівні звуку можуть досягати 70...80 дБА, а в окремих випадках 90 дБА і більше. У районі аеропортів рівні звуку ще вищі.

Шуми, особливо техногенного походження, шкідливо впливають на організм людини. Ступінь шкідливого впливу шуму залежить від його інтенсивності, спектрального складу, часу впливу, місця знаходження людини, характеру виконуваної ним роботи та індивідуальних особливостей людини.

Техногенні шуми часто являють собою суміш випадкових і періодичних коливань. До джерел шуму техногенного походження відносяться всі вживані у сучасній техніці механізми, обладнання та транспорт, які створюють значне шумове забруднення навколишнього середовища.

Техногенний шумовий фон створюється джерелами, що знаходяться у будівлях, спорудах, будівлях і на території між ними.

Джерелами випромінювання шуму у навколишнє середовище є автомобілі, літаки, кораблі, будівельні машини та установки, пневмоінструмент, повітряозабірні шахти, компресори, трамваї, тролейбуси тощо. Шум, в основному, виникає у результаті здійснення роботи або руху.

*Класифікація шумів.* У залежності від середовища, в якому поширюється звук, умовно розрізняють структурні, або корпусні, і повітряні шуми. Структурні шуми виникають при безпосередньому контакті коливного тіла з частинами машин, їх корпусом, трубопроводами, фундаментами, будівельними конструкціями тощо. Коливальна енергія, що передається джерелом шуму жорстко пов'язаних з ним предметів (залежно від форми зв'язку і їх лінійних розмірів), поширюється по них у вигляді поздовжніх або поперечних хвиль (або тих і інших одночасно). Хиткі поверхні, наводючи коливання прилегли до них частинки повітря, утворюючи звукові хвилі. Якщо джерело не пов'язаний з якими-небудь конструкціями, шум, випромінюваний їм у повітря, називається повітряним.

Щоб уявити, в якій області слухового сприйняття перебувають оточуючі людину звуки, розглянемо табл. 5.2. При цьому слід пам'ятати, що зниження (збільшення) рівня звуку (УЗ) на 5 дБА означає зниження (збільшення) сприймається слухом суб'єктивної гучності в 1,5 рази, на 10 дБА - в 2 рази, 15 дБА - в 3 рази, 20 дБА - в 4 рази і т. д.

Джерелами шумів техногенного походження є рейковий, водний, авіаційний й колісний транспорт, технічне обладнання промислових і побутових об'єктів, вентиляційні установки, санітарно-технічне



обладнання, теплоенергетичні системи, електромеханічні пристрої, газотурбокомпресори, електротехнічні прилади і обладнання, аерогазодинамічні установки тощо.

Таблиця 5.2

## Шум і "звук", які нас оточують

Джерело шуму, його місце розташування	Рівень звуку, дБА	Відстань, на якій розташоване джерело звуку, м
Шепіт листя при повному безвітрі	20	-
Тиха сільська місцевість	25...30	-
Шепіт	40	0,3
Звичайна розмова у кімнаті	60	1,0
Салон комфортабельного автомобіля	65	-
Легковий автомобіль малошумний	70	7,5
Швидкісний поїзд	75	100
Дзвін будильника	70...80	1,0
Жвава магістраль	80...85	7,5
Механічний цех	85...90	-
Відбійний молоток	100	1,0
Симфонічний оркестр	110	10
Житло відділення танка	110... 115	-
Зліт реактивного літака	120... 125	100
Зліт ракети	160...170	100

Характер шуму залежить від виду джерела. Техногенні шуми по фізичній природі походження поділяють на такі групи:

механічні, які виникають при взаємодії різних деталей у механізмах (одиначні або періодичні удари, що виникають при деяких технологічних процесах, наприклад при куванні,

штампуванні, клеїці), в результаті руху окремих деталей і вузлів машин або механізмів з неврівноваженими масами, особливо сильний у несправних системах, а також при вібраціях поверхонь пристроїв, машин, обладнання тощо;

електромагнітні, що виникають внаслідок коливань деталей і елементів електромеханічних пристроїв під дією електромагнітних полів (дроселі, трансформатори, статори, ротори тощо);

аеродинамічні, що виникають у результаті вихрових процесів у газах (адіабатичне розширення стисненого газу або пару з замкнутого обсягу в атмосферу; збурення, що виникають при русі тіл з великими швидкостями у газовому середовищі, при обертанні лопаток турбін тощо), при великих швидкостях руху газоподібних середовищ (наприклад, шуми газових струменів ракетних і реактивних двигунів, шуми, що виникають при всмоктуванні повітря компресорними установками тощо);

гідродинамічні, що викликаються різними процесами у рідинах (наприклад, виникнення гідравлічного удару при швидкому скороченні кавітаційних бульбашок, кавітація в ультразвуковому технологічному обладнанні, у рідинних системах літаків тощо);

вибуховий або імпульсний, що виникає при роботі двигунів внутрішнього згоряння, дизелів тощо.

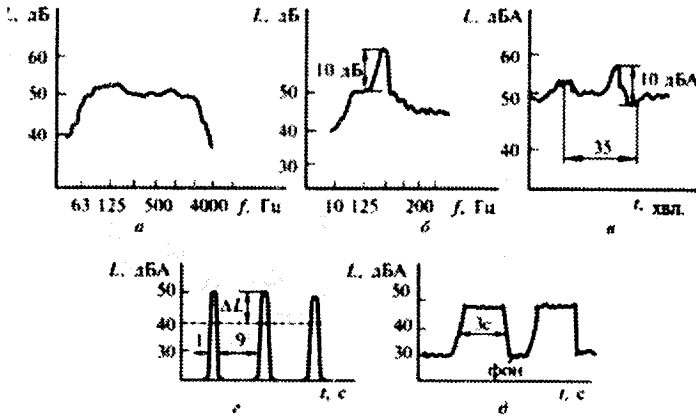
Як складний звук шум може бути розділений на прості складові його тону з зазначенням інтенсивності та частоти. Графічне зображення складу шуму називається спектром і є найважливішою його характеристикою. Спектрально-часові характеристики шумів володіють великим розмаїттям (рис. 5.5).

У техніці прийняті октавні смуги з середньгеометричними частотами, наприклад 1, 5, 63, 125, 250, 500, 1000, 2000, 4000, 8000 Гц.

При одночасному впливі декількох джерел може виникнути шумове поле зі складним спектрально-часовим розподілом.

За спектральним складом у залежності від максимальних значень амплітуд звукового тиску у спектрі шуму розрізняють низькочастотні

(нижче 300 Гц), середньочастотні (від 300 до 800 Гц), високочастотні (вище 800 Гц) шуми.



**Рис. 5.5** Різновиди спектрів реальних джерел шумів:

*a* - безперервний спектр (турбореактивний двигун); *б* - тональний (осьовий вентилятор); *в* - шум, що коливається у часі (транспорт); *г* - імпульсний спектр (удар молота); *д* - переривчастий (скидання повітря)

За характером спектру виділяють широкополосний шум з безперервним спектром шириною більш однієї октави; тональний шум, у спектрі якого є виражені тони.

За часовими характеристиками виділяють:

постійний шум, рівень звуку якого за 8-годинний робочий день або за час вимірювання у приміщеннях житлових та громадських будівель на території житлової забудови змінюється у часі не більш ніж на 5 дБА;

непостійний шум, рівень якого за 8-годинний робочий день, робочу зміну або під час вимірювання у приміщеннях житлових та громадських будівель на території житлової забудови змінюється у часі більш ніж на 5 дБА.

Непостійний шум поділяють на:

шум, що коливається у часі, рівень звуку якого безперервно змінюється у часі;

переривчастий шум, рівень звуку якого часто змінюється (на 5 дБА і більше), причому тривалість інтервалів, протягом яких рівень залишається постійним, становить 1 с і більше;

імпульсний шум, що складається з одного або декількох звукових сигналів, кожний тривалістю менше 1 с, при цьому рівні звуку, виміряні на часових характеристиках "імпульс" та "повільно", відрізняються не менш ніж на 7 дБ.

Шум може характеризуватися фізичними і фізіологічними параметрами. З фізичної сторони шум характеризується звуковим тиском, інтенсивністю (силою) звуку, щільністю звукової енергії, рівнем звукового тиску, частотою і щільністю дискретних складових та іншими параметрами. Шум як фізіологічне явище характеризується висотою, гучністю, областю порушених частот або тембром і тривалістю дії.

Вухо людини здатне сприймати певний діапазон звукових тисків, наприклад, на середніх звукових частотах від  $10^{-5}$  до  $10^2$  Н/м<sup>2</sup>, тобто розрізняються приблизно у 107 разів. Тому для зручності обчислень прийнято оцінювати звуковий тиск, або відповідно інтенсивність звуку не в абсолютних, а у відносних одиницях - белах, децибелах. Вимірювані у такий спосіб величини називаються рівнями.

Так, рівень звукового тиску, дБ,

$$L_p = 20 \log \frac{p_a}{p_0}, \quad 5.3$$

де  $p_a$  - вимірний звуковий тиск, Н/м<sup>2</sup>;

$p_0$  - умовний поріг тиску, рівний  $2 \cdot 10^{-5}$  Н/м<sup>2</sup>.

Рівень інтенсивності (сили) звуку, дБ,

$$L_j = 10 \log \frac{J}{J_0}, \quad 5.4$$

де  $J$  - інтенсивність звуку, Вт/м<sup>2</sup>;

$J_0$  - інтенсивність звуку, яка береться за нульовий рівень, що орівнює  $10^{-12}$  Вт/м<sup>2</sup>.

Рівень акустичної потужності визначається аналогічно рівню інтенсивності:

$$L_{\Phi} = 10 \log \frac{\Phi}{\Phi_0}, \quad 5.5$$

де  $\Phi_0$  - умовний поріг акустичної потужності, що дорівнює 10...12 Вт.

Рівень акустичної потужності характеризує випромінювання джерелом акустичну потужність, приведену до рівня у децибелах. Це дає можливість порівнювати рівні потужності окремих механізмів у будь-яких акустичних умовах.

*Біологічна дія шуму.* Широке впровадження у промисловість нових інтенсивних технологій, зростання потужності і швидкодійності обладнання, використання численних засобів наземного, повітряного та водного транспорту, повсюдне застосування різноманітного електрифікованого побутового обладнання призвело до того, що людина на роботі, у побуті, на відпочинку, при пересуванні піддається багаторазовому шкідливому впливу шуму.

Ступінь шкідливого впливу шуму залежить від його інтенсивності, спектрального складу, часу впливу, місцезнаходження людини, характеру виконуваної ним роботи та індивідуальних особливостей людини. Шум, рівень якого становить 35...40 дБА у нічний час є серйозним небезпечним фактором при знаходженні людини у квартирі. Шум з рівнем 50...60 дБА створює відчутне навантаження на нервову систему, особливо якщо людина займається розумовою діяльністю. Шум з рівнем вище 70 дБА викликає фізіологічний вплив, а при 85...90 дБА може призвести до погіршення слуху.

### 1.5.4 Інфразвукові коливання

Інфразвук - звукові коливання і хвилі з частотами, що лежать нижче смуги чутних (акустичних) частот до 20 Гц.

У процесі життєдіяльності людина постійно стикається з впливом інфразвукових коливань як у виробничому середовищі, так і

середовищі проживання. Не сприймаючи їх безпосередньо органами слуху, людина тим не менш відчуває їх іншими органами.

Джерела інфразвукових коливань можуть бути як природними - різні природні явища і процеси, так і штучними, створеними у результаті виробничо-технічної і наукової діяльності людини. Низькочастотні акустичні коливання широко представлені у навколишньому середовищі, наприклад, землетруси, виверження вулканів (з частотою  $\sim 0,1$  Гц), грозові розряди (0,25...4) Гц, шторми (так званий "голос моря"  $\sim 10$  Гц), вітри. Неабияку роль у їх виникненні відіграє турбулентність атмосфери. Однак усі ці джерела інфразвуку локалізовані у просторі і часі і не мають глобального впливу на життя людства. Різні природні джерела низькочастотних коливань створюють на планеті так званий дозвуковий фон, який весь час змінюється, що зумовлено постійним обміном енергії між різними явищами природи.

У даний час інфразвук - найменш вивчений шкідливий та небезпечний фактор забруднення навколишнього середовища. Характерною особливістю інфразвуку на відміну від чутного і ультразвукового діапазону частот є велика довжина хвилі і мала частота коливань. При цьому інфразвукові хвилі можуть вільно огинати перешкоди, поширюючись у повітряному середовищі на великі відстані з невеликою втратою енергії, оскільки поглинання інфразвуку в атмосфері незначне.

Останнім часом спостерігається збільшення інфразвукового фону у навколишньому середовищі у зв'язку з активною діяльністю людини, зокрема з розвитком промислового виробництва і транспорту. До основних техногенних джерел інфразвукових коливань у містах можна віднести:

виробничий інфразвук, генерований різним обладнанням, розташованим на території численних промислових підприємств, що знаходяться у межах міської забудови (найбільш характерним для містоутворюючих підприємств є металургійна промисловість, в якій фіксувався інфразвук 97...107 дБ на частотах 8...16 Гц);

спектри шумів транспортних потоків, що містять інфразвукові складові, які не реєструються звичайними вимірювальними приладами і мають високий рівень звукового тиску;

інфразвукові коливання високої інтенсивності, які спостерігаються у зоні житлової чи промислової забудови, причому джерелом цих коливань є не транспортні засоби або високоенергетичне промислове обладнання, а фактично самі будівлі або споруди.

Людина піддається впливу таких техногенних джерел звуку, як зворотно-поступальні рухи різних частин механізмів і споруд, доменні печі, дизельні мотори, ковальські преси, реактори. Найбільшу інтенсивність інфразвукових коливань створюють машини і механізми, що мають поверхні великих розмірів. При цьому інфразвукові коливання є не лише складовою, але у багатьох випадках і переважною частиною спектрів виробничих шумів.

Фізичною характеристикою інфразвуку є середньоквадратичне значення рівнів звукового тиску (РЗТ) в октавних (1/3 октавних) смугах частот у децибелах:

$$L_n = 10 \log \frac{1}{T} \sqrt{\int_0^T \left( \frac{p}{p_0} \right)^2 dt}, \quad 5.6$$

де  $T$  - час спостереження, с;

$p$  - вимірюване середньоквадратичне значення звукового тиску, Па;

$p_0 = 2 \cdot 10^{-5}$  Па - граничне значення середньоквадратичного тиску, що відповідає нулю децибел.

Інфразвук - складова частина спектрів шуму, випромінюваного технологічними агрегатами (табл. 5.3).

Джерелами інфразвукових коливань є і наземні засоби транспорту. Високі рівні інфразвуку до 100...110 дБ у діапазоні 9...16 Гц мають місце у кабінах легкових автомобілів. При частково відкритих вікнах автомашини рівні інфразвуку підвищуються до 110...120 дБ, а їх частотний діапазон розширюється до 31,5 Гц, при відкритих вікнах найбільш високий звуковий тиск 120 дБ спостерігається в діапазоні 2...6 Гц.

Таблиця 5.3

## Спектри інфразвуку і шуму

Спектр	Октавні смуги, Гц/максиматні РЗТ	Основні джерела шуму
Інфразвуковисокий	2, 4, 8, 16/82... 133	Автотранспорт, доменні і конверторні печі, річкові та морські судна, залізничний транспорт, компресори
Інфранизькочастотний	2... 125/84... 112	Мартенівські печі, агломераційні машини, окремі види транспортних засобів і самохідні машини
Низькочастотний	31.5, 63, 125/ 84... 116	Електродугові печі, тягачі, гусеничні трактори, портові крани, турбінні установки, автотранспортувачі, екскаватори

Найчастіше людина, яка не перебуває у виробничому середовищі, піддається безпосередньому впливу інфразвуку у транспортних засобах, особливо на залізничному, морському і авіаційному транспорті. Крім того, транспортні потоки і окремі автомобілі формують низькочастотний шум в околицях доріг, який є основною складовою інфразвукового фону у житлових і громадських будівлях, де людина проводить основну частину свого життя. Слід зазначити, що у житлових і громадських будівлях рівні інфразвукових коливань змінюються від 70 до 120 дБ, на території житлової забудови - від 80 до 100 дБ. При цьому їх вираженість у загальному шумовому спектрі визначається різницею, що становить від 10 до 20...30 дБ, тобто виявляються інфразвук оцінюється від незначного до яскраво вираженого. У більшості випадків інфразвук не зустрічається в ізольованому вигляді, а у поєднанні з низькочастотним шумом і вібрацією.

Інфразвук здійснює шкідливий вплив на організм людини. Накопичені дані свідчать про те, що інфразвукові хвилі несприятливо



впливають на організм, особливо на психоемоційну сферу, впливають на працездатність, серцево-судинну, ендокринну та інші системи. Населення, яке проживає у мегаполісах, потрапляє під постійний вплив низькочастотних коливань різних рівнів. У таких людей спостерігається накопичення збудження і дратівливість, відбувається формування так званого "людини великого міста".

### 1.5.5 Ультразвукові коливання

Ультразвук - це пружні коливання звукової хвилі з частотами від 16 кГц до 100 МГц і вище. Ультразвук як пружні хвилі не відрізняється від чутного звуку, висока частота коливального процесу сприяє більшому затуханню коливань внаслідок трансформації звукової енергії у теплоту.

Джерелами ультразвуку є виробниче обладнання, в якому генерується ультразвук для виконання технологічних процесів, контролю і вимірювань, виробниче обладнання, при експлуатації якого ультразвук виникає як супутній фактор, а також медичне ультразвукове обладнання.

За частотним складом ультразвуковий діапазон слід підрозділяти на низькочастотний - від  $1,12 \cdot 10^4$  до  $1,0 \cdot 10^5$  Гц і високочастотний - від  $1,0 \cdot 10^5$  до  $1,0 \cdot 10^9$  Гц.

За способом поширення ультразвук поділяють на такий, що поширюється повітряним шляхом (повітряний ультразвук); такий, що поширюється контактним шляхом при зіткненні рук або інших частин тіла людини із джерелом ультразвуку, з твердими і рідкими середовищами, оброблюваними деталями, апаратурою (контактний ультразвук).

Низькочастотні ультразвукові коливання поширюються повітряним та контактним шляхом, високочастотні - контактним шляхом.

По режиму генерування ультразвукових коливань виділяють постійний та імпульсний ультразвук, а за способом випромінювання

ультразвукових коливань - джерела ультразвуку з п'єзоелектричним генератором.

При дії ультразвуку на біологічні об'єкти (у тому числі і на людину) в органах і тканинах на відстанях, рівних половині довжини хвилі, може виникати різниця тисків від 0,01 до 0,1 Па. При невеликих інтенсивностях ультразвуку механічні коливання сприяють кращому обміну речовин і краще постачання тканин кров'ю та лімфою. Підвищення інтенсивності ультразвуку може призвести до виникнення акустичної кавітації, що супроводжується механічним руйнуванням клітин і тканин. Контактна дія ультразвуку на руки призводить до порушення капілярного кровообігу у кистях рук, зниження больової чутливості. При рівні звукового тиску 120 дБ настає вражаючий ефект.

### **1.5.6 Вібраційні впливи**

*Вібрація* - механічні коливання пружних тіл, які проявляються у переміщенні центру їх тяжкості або осі симетрії у просторі, а також у періодичній зміні форми, яку вони мали у статичному стані.

Основними джерелами вібрацій є рейковий транспорт (трамвай, метрополітен, залізниця), різні технологічні установки (компресори, двигуни), ковальсько-пресове обладнання, будівельна техніка (молоти, пневмовібраційна техніка), системи опалення і водопроводу, насосні станції тощо. Особливість дії вібрацій полягає у тому, що ці механічні пружні коливання поширюються по ґрунту і здійснюють свій вплив на фундаменти різних споруд, викликаючи потім звукові коливання у вигляді структурного шуму.

Вібрації, джерелом яких є технологічне обладнання, рейковий транспорт, будівельні машини і важкий автотранспорт, поширюються по ґрунту. Протяжність зони впливу вібрації визначається величиною їх загасання у ґрунті, яка становить 1 дБ/м. На відстані 50...60 м від магістралей рейкового транспорту вібрації затухають. Зони дії вібрацій близько ковальсько-пресових цехів,

оснащених молотами з полегшеними фундаментами, значно більше і можуть мати радіус до 150...200 м.

Вібрації поділяються на шкідливі і корисні. Шкідливі вібрації створюють не тільки шумові забруднення навколишнього середовища, несприятливо впливаючи на людський організм, але і представляють певну небезпеку для різних інженерних споруд, викликаючи у ряді випадків їх руйнування. Корисні вібрації використовують у ряді технологічних процесів (віброущільнення бетону, вібровакуумні установки тощо), але і у цьому випадку необхідно застосовувати відповідні заходи захисту.

Дія вібрації на організм проявляється по-різному у залежності від того, як діє вібрація. Загальна вібрація впливає на весь організм. Цей вид вібрації проявляється на транспорті, у ряді виробничих і будівельних робіт (наприклад, віброущільнення бетону).

Локальна (місцева) вібрація впливає на окремі частини тіла (наприклад, при роботі ручним пневмоінструментом, віброущільнювачем тощо). У залежності від тривалості впливу вібрації, частоти і сили коливань виникає відчуття тремтіння (паллестезія), а при тривалому впливі виникають зміни в опорно-руховій, серцево-судинній та нервовій системах.

Біологічна дія вібрації у діапазоні частот до 15 Гц проявляється у порушенні вестибулярного апарату, впливає на функціонування органів. Вібраційні коливання до 25 Гц викликають кістково-суглобові зміни. Вібрації у діапазоні частот від 50 до 250 Гц шкідливо впливають на серцево-судинну і нервову системи, часто викликають вібраційну хворобу, яка проявляється болями у суглобах, підвищеною чутливістю до охолодження. Ці зміни спостерігаються разом з розладами нервової системи, головними болями, порушеннями обміну речовин, залоз внутрішньої секреції. Найбільш небезпечні для людини частоти коливань 6...9 Гц, оскільки вони збігаються з власною частотою коливань внутрішніх органів людини.

Однією з основних причин появи низькочастотних вібрацій при роботі різних механізмів є дисбаланс обертових деталей, що виникає внаслідок зміщення центру мас відносно осі обертання.

Як і при всякому коливальному русі, параметрами вібрації є частота (Гц); амплітуда зсуву (м або см); віброшвидкість (м/с); віброприскорення (м/с<sup>2</sup>); період коливань (с).

Вплив вібрації на людину класифікується за способом передачі вібрації на людину; за напрямом дії вібрації; за часовою характеристикою вібрації.

За способом передачі на людину розрізняють загальну і локальну вібрацію. Загальна вібрація передається через опорні поверхні на тіло сидячої або стоячої людини, локальна - через руки людини. Вібрація, що впливає на ноги сидячої людини і на передпліччя, що контактують з віброуючими поверхнями робочих столів, може бути віднесена до локальної.

За джерелом виникнення розрізняють:

локальну вібрацію, що передається людині від ручного немеханізованого інструменту (без двигунів);

загальну вібрацію I категорії - транспортну вібрацію, що впливає на людину на робочих місцях самохідних та причіпних машин, транспортних засобів під час руху по місцевості і дорогах (у тому числі при їх будівництві);

загальну вібрацію II категорії - транспортно-технологічну вібрацію, що впливає на людину на робочих місцях машин, що пересуваються по спеціально підготовлених поверхнях виробничих приміщень, промислових майданчиків, гірничих виробок;

загальну вібрацію III категорії - технологічну вібрацію, що впливає на людину на робочих місцях стаціонарних машин чи передається на робочі місця, що не мають джерел вібрації.

За частотним складом виділяють:

низькочастотні вібрації (з переважанням максимальних рівнів в октавних смугах частот 1...4 Гц для загальних, 8...16 Гц - для локальної вібрації);

середньочастотні вібрації (8...16 Гц - для загальних, 31,5...63 Гц - для локальної вібрації);

високочастотні вібрації (31,5...63 Гц - для загальних, 125... 1000 Гц - для локальної вібрації).

По тимчасових характеристиках розрізняють:

постійні вібрації, для яких величина нормованих параметрів змінюється не більш ніж у 2 рази (на 6 дБ) за час спостереження;

непостійні вібрації, для яких величина нормованих параметрів змінюється не менше ніж у 2 рази (на 6 дБ) за час спостереження не менше 10 хв при зміні з постійною часу 1 с, у тому числі:

коливні у часі вібрації, для яких величина нормованих параметрів безперервно змінюється у часі;

переривчасті вібрації, коли контакт людини з вібрацією переривається, причому тривалість інтервалів, протягом яких має місце контакт, становить більше 1 с;

імпульсні вібрації, що складаються з одного або кількох вібраційних впливів (наприклад, ударів), кожен тривалістю менше 1 с.

Вібрації підкоряються всім фізичним законам, що належать до звукових коливань. Вібрації в інженерній справі розглядаються окремо від звукових коливань і у загальному випадку апроксимуються коливною системою з шістьма ступенями свободи. У тих випадках, коли віброуюча поверхня має розміри, порівнянні з половиною довжини хвилі, і вібрації її відбуваються з звуковою частотою, у повітрі виникає шум.

Вібрації даної кругової частоти  $\omega$  характеризуються трьома основними параметрами: амплітудою змішування  $\xi$ , амплітудою швидкості  $\dot{\xi}$  і амплітудою прискорення  $\ddot{\xi}$ . У випадку гармонічних коливань ці величини пов'язані між собою співвідношенням

$$\dot{\xi} = i\omega\xi = -\omega^2\xi, \quad 5.7$$

де  $\xi = \xi_0 e^{i\omega t}$  ( $\xi_0$  - амплітуда зміщення).

Вібрацію, як і звук, виражають у логарифмічних одиницях. Рівень коливальної швидкості вібрації

$$L_B = 20 \log \frac{\dot{\xi}}{\dot{\xi}_0} \quad 5.8$$

умовний поріг  $(4...5) \cdot 10^{-8}$  м/с.

## **1.5.7 Електромагнітне забруднення**

У процесі еволюції і життєдіяльності людина відчуває вплив природного електромагнітного фону, характеристики якого використовуються як джерело інформації, що забезпечує безперервну взаємодія з мінливими умовами зовнішнього середовища.

Однак внаслідок науково-технічного прогресу електромагнітний фон Землі у даний час не тільки збільшився, але і зазнав якісних змін. З'явилися електромагнітні випромінювання таких довжин хвиль, які мають штучне походження у результаті техногенної діяльності (наприклад, міліметровий діапазон довжин хвиль тощо).

Спектральна інтенсивність деяких техногенних джерел електромагнітного поля (ЕМП) може істотно відрізнятись від еволюційно сформованого природного електромагнітного фону, до якого звикли особи та інші живі організми біосфери.

## **1.5.8 Джерела електромагнітних полів**

До основних джерел ЕМП антропогенного походження відносяться телевізійні і радіолокаційні станції, потужні радіотехнічні об'єкти, промислове технологічне обладнання, високовольні лінії електропередач промислової частоти, термічні цехи, плазмові, лазерні та рентгенівські установки, атомні і ядерні реактори тощо. Слід зазначити техногенні джерела електромагнітних та інших фізичних полів спеціального призначення, що застосовуються у радіоелектронних протидіях та розміщуються на стаціонарних і пересувних об'єктах на землі, воді, під водою, у повітрі.

Будь-який технічний пристрій, що використовує або виробляє електричну енергію, є джерелом ЕМП, випромінюваних у зовнішній простір. Особливістю опромінення у міських умовах є вплив на населення як сумарного електромагнітного фону (інтегральний параметр), так і сильних ЕМП від окремих джерел (диференційний параметр).

Основними джерелами електромагнітних полів (ЕМП) радіочастот є радіотехнічні об'єкти (РТО), телевізійні і радіолокаційні станції (РЛС), термічні цехи і ділянки у зонах, що примикають до підприємств. Вплив ЕМП промислової частоти пов'язано з високовольтними лініями (ВЛ) електропередач, джерелами постійних магнітних полів, що застосовуються на промислових підприємствах. Зони з підвищеними рівнями ЕМП, джерелами яких можуть бути РТС і РЛС, мають розміри до 100...150 м. При цьому всередині будівель, розташованих у цих зонах, щільність потоку енергії, як правило, перевищує допустимі значення.

### 1.5.9 Спектр електромагнітних випромінювань техносфери

Електромагнітне поле представляє особливу форму матерії, за допомогою якої здійснюється взаємодія між електрично зарядженими частинками. Електромагнітне поле у вакуумі характеризується векторами напруженості електричного поля  $E$  і індукції магнітного поля, які визначають сили, що діють на нерухомі і рухомі заряди. У системі одиниць СІ розмірність напруженості електричного поля  $E = \text{В/м}$  - вольт на метр і розмірність індукції магнітного поля  $B = \text{Тл}$  - тесла. Джерелами електромагнітних полів є заряди і струми, тобто рухомі заряди. Одиниця заряду у системі СІ - кулон (Кл), а одиниця струму - ампер (А).

Сили взаємодії електричного поля з зарядами і струмами визначаються наступними формулами:

$$F_e = qE; \quad F_m = [jB], \quad 5.9$$

де  $F_e$ - сила, що діє на заряд з боку електричного поля, Н;

$q$  - величина заряду, Кл;

$F_m$ - сила, що діє на струм з боку магнітного поля, Н;

$j$  - вектор густини струму, що вказує напрям струму і рівний по абсолютній величині  $A/m^2$ .

Прямі дужки у формулі (5.9) позначають векторний добуток векторів  $j$  і  $B$ , що утворюють новий вектор, модуль якого дорівнює

добутку модулів векторів  $\mathbf{j}$  і  $\mathbf{B}$ , помноженому на синус кута між ними, а напрямок визначається за правилом правого "буравчика", тобто при обертанні вектора  $\mathbf{j}$  до вектора  $\mathbf{B}$  по найкоротшій відстані. Вектор  $[\mathbf{jB}]$  спрямований перпендикулярно площині векторів - співмножників за поступального руху "буравчика". Напруженість електричного поля визначається законом Кулона, а індукція магнітного поля - законом Біо і Савара.

В електричному і магнітному полі на матеріальну частинку, яка має заряд  $q$ , масою  $m$ , що рухається зі швидкістю  $v$ , діє сила

$$\mathbf{F} = q\mathbf{E} + q[\mathbf{vB}]. \quad 5.10$$

Перший доданок відповідає силі з боку електричного поля напруженістю  $E$ , а другий - магнітній силі у полі з індукцією.

Електрична сила діє у напрямку напруженості електричного поля, а магнітна сила перпендикулярна як швидкості заряду, так і вектору індукції магнітного поля, і її напрямок визначається за правилом правого гвинта.

Електро магнітні поля від окремих джерел можуть бути класифіковані за кількома ознаками, найбільш загальний з яких - частота. Неіонізуючі електромагнітні випромінювання займають досить широкий діапазон частот від ультранизкочастотного (УНЧ) інтервалу  $0...30$  Гц до ультрафіолетової (УФ) області, тобто до частот  $(7,5 \cdot 10^{14} — 3 \cdot 10^{16})$  Гц).

Спектр техногенних електромагнітних випромінювань простягається від наддовгих хвиль (кілька тисяч метрів і більш) до короткохвильового  $\gamma$ -випромінювання (з довжиною хвилі менше 10-12 см).

Відомо, що радіохвилі, світло, інфрачервоне і ультрафіолетове випромінювання, рентгенівські промені і  $\gamma$ -випромінювання - все це хвилі однієї електромагнітної природи, що відрізняються довжиною хвилі (табл. 5.4).

Піддіапазони 1...4 відносяться до промислових частот, піддіапазони 5...11 - до радіохвиль. До НВЧ-діапазону віднесені хвилі



з частотами 3...30 ГГц. Однак історично склалося так, що під СВЧ діапазоном розуміють коливання хвилі довжиною від 1 м до 1 мм.

Таблиця 5.4

## Шкала електромагнітних хвиль

Довжина хвилі $\lambda$	Піддіпазони хвиль	Частота коливань $\nu$	Діапазон
1	2	3	4
$\lambda \rightarrow \infty$	-	$\nu \rightarrow 0$	
104 м	№ 1...4. Наддовгі хвилі	30 кГц	
103 м	№ 5. Кілометрові хвилі (НЧ - низькі частоти)	300 кГц	
102 $\mu$	№ 6. Гектометрові хвилі (СЧ - середні частоти)	3 МГц	
10 $\mu$	№ 7. Декаметрові хвилі (ВЧ - високі частоти)	30 МГц	Радіохвилі
1 $\mu$	№ 8. Метрові хвилі (ДВЧ - дуже високі частоти)	300 МГц	
0,1 $\mu$	№ 9. Дециметрові хвилі (УВЧ - ультрависокі частоти)	3 ГГц	
1 см	№ 10. Сантиметрові хвилі (СВЧ - надвисокі частоти)	30 ГГц	
1 мм	№ 11. Міліметрові хвилі (міліметровий діапазон)	300 ГГц	
0,1 мм (100 мкм)	Субміліметрові хвилі	3000 ГГц	
0,76 мкм	Інфрачервоне випромінювання (ІЧ-діапазон)	$4,3 \cdot 10^{14}$ ГГц	Оптичний діапазон
0,38 мкм	Видимий діапазон	$7,5 \cdot 10^{14}$ ГГц	
100 А	Ультрафіолетове випромінювання (УФ-діапазон)	$3 \cdot 10^{16}$ ГГц	
0,1 А	Рентгенівський діапазон	$3 \cdot 10^{19}$ ГГц	
0,001 А	$\gamma$ -Випромінювання	$3 \cdot 10^{21}$ ГГц	-
$\lambda \rightarrow 0$	Космічні промені	$\nu \rightarrow \infty$	

Під оптичним діапазоном у радіофізиці, оптиці, квантовій електроніці розуміється діапазон довжин хвиль приблизно від субміліметрового до далекого ультрафіолетового випромінювань. До видимого діапазону відносяться коливання довжинами хвиль від 0,76 до 0,38 мкм.

Видимий діапазон становить невелику частину оптичного діапазону. Межі переходів УФ-випромінювання, рентгенівського, гамма-випромінювань точно не фіксовані, але приблизно відповідають зазначеним у табл. 5.4 значень  $\lambda$  і  $\nu$ . Гамма-випромінювання, що володіє значною проникаючою здатністю, переходить у випромінювання дуже великих енергій, так звані космічні промені.

У табл. 5.5 наведено деякі техногенні джерела ЕМП, що працюють у різних діапазонах електромагнітного спектру.

Таблиця 5.5

### Техногенні джерела ЕМП

Назва джерел	Діапазон частот (довжин хвиль)
Радіотехнічні об'єкти	30 кГц...30 МГц
Радіопередавальні станції	30 кГц...300 МГц
Радіолокаційні та радіонавігаційні станції	СВЧ-діапазон (300 МГц - 300 ГГц)
Телевізійні станції	30 МГц...3 ГГц
Плазмові установки	Видимий, ІЧ-, УФ-діапазони
Термічні установки	Видимий, ІЧ-діапазон
Високовольтні електропередач лінії	Промислові частоти, статична електрика
Рентгенівські установки	Жорсткий УФ-, рентгенівський діапазон, видиме світіння
Лазери	Оптичний діапазон

## Продовження таблиці 5.5

Назва джерел	Діапазон частот (довжин хвиль)
Мазери	СВЧ діапазон
Технологічні установки	ВЧ-, НВЧ-, ІЧ-, УФ-, видимий, рентген. діапазони
Ядерні реактори	Рентгенівське і $\gamma$ -випромінювання, ІЧ, видиме тощо
Джерела ЕМП спеціального призначення (наземні, водні, підводні, повітряні), що застосовуються у радіоелектронній протидії	Радіохвилі, оптичний діапазон, акустичні хвилі (комбінованість дії)

### 1.5.10 Характеристики електромагнітних полів

ЕМП характеризуються наступними параметрами.

Період і частота. Періодом  $T$  електромагнітного коливання називають найменший проміжок часу, по закінченні якого повторюються значення всіх величин, що характеризують коливання. Число повних коливань за одиницю часу  $T$  називається частотою  $f$  електромагнітних коливань:

$$f = 1/T. \quad 5.11$$

Частота електромагнітного коливання (частота змінного ЕМП) має розмірність герц (Гц). Кратними одиницями є кілогерц (1 кГц =  $10^3$  Гц), мегагерц (1 МГц =  $10^6$  Гц) і гігагерц (1 ГГц =  $10^9$  Гц).

Круговою частотою  $\omega$  змінного ЕМП називають число коливань, які відбуваються за  $2\pi$  одиниць часу:

$$\omega = 2\pi f = 2\pi/T. \quad 5.12$$

Кутова частота має розмірність радіан за секунду. Електромагнітні поля частотою, рівною нулю, називаються статичними (електростатичними і магнітостатичними).

У техніці найчастіше використовують електротехнічну шкалу джерел ЕМП:

низькочастотні (НЧ) - від 0 до 60 Гц;

середньочастотні (СЧ) - від 60 Гц до 10 кГц;

високочастотні (ВЧ) - від 10 кГц до 300 МГц;

надвисокочастотні (НВЧ) - від 300 МГц до 300 ГГц.

Швидкість і довжина хвилі. Електромагнітною хвилею називається розповсюдження у просторі (або середовищі) змінного електромагнітного поля. Швидкість  $v$ , м/с, поширення електромагнітної хвилі визначається властивостями середовища:

$$v = \frac{1}{\sqrt{\epsilon\mu}}, \quad 5.13$$

де  $\epsilon$  - абсолютна діелектрична проникність середовища, що має розмірність фарада на метр (Ф/м);

$\mu$  - абсолютна магнітна проникність середовища, що має розмірність генрі на метр (Гн/м).

У вакуумі  $\epsilon = \epsilon_0$ ,  $\mu = \mu_0$ , де  $\epsilon_0 = 8,85 \cdot 10^{-12}$  Ф/м - електрична постійна;  $\mu_0 = 1,257 \cdot 10^{-6}$  Гн/м - магнітна постійна.

У вакуумі швидкість хвилі, м/с, у відповідності з виразом (5.12) дорівнює:

$$v = 1/\sqrt{\epsilon_0 \mu_0} = c = 2,998 \cdot 10^8.$$

Довжиною хвилі  $\lambda$  називається відстань, на яку поширюється фронт електромагнітної хвилі за час  $T$ , що дорівнює періоду коливань у джерелі (довжину хвилі можна також визначати як найближчу відстань між точками ЕМП з однаковими фазами, м):

$$\lambda = v/f \quad 5.14$$

Інтенсивність. Інтенсивність ЕМП характеризується наступними величинами у діапазоні частот 0...300 МГц:

$E$  - середньоквадратичне значення напруженості електричного поля, яке виражається у вольтах на метр (В/м);

$H$  - середньоквадратичне значення напруженості магнітного поля, що має розмірність ампер на метр (А/м), або  $B$  - магнітна індукція, що виражена у тесла (Тл).

Для поля у вакуумі справедливо співвідношення

$$B = \mu_0 H. \quad 5.15$$

У повітрі на великих відстанях від джерела, довжина хвилі (у дальній зоні), і напруженість пов'язані простим співвідношенням

$$E/H = Z_0, \quad 5.16$$

де  $Z_0$  - хвильовий опір вільного простору, що дорівнює 377 Ом.

У діапазоні частот 300 МГц...300 ГГц інтенсивність ЕМП характеризується  $S$  - щільністю потоку енергії, вираженої у ватах на квадратний метр ( $\text{Вт}/\text{м}^2$ ). Для дальньої зони справедлива залежність

$$S = E^2/377 = 377 \text{ Н}^2. \quad 5.17$$

Простір навколо джерела (випромінювача) ЕМП умовно ділять на ближню (індукція) та дальню (випромінювання) зони впливу.

Ближня зона (зона індукції). Під ближньої зоною впливу розуміють зону, у якій електромагнітне (хвильове) поле ще не сформоване на відстані  $r \leq \lambda/6$  від випромінювача; як наслідок цього, одна з складових поля набагато менша іншої. У ближній зоні одна зі складових ( $E$ ) поля слабо виражена. У таких джерел ЕМП при впливі на навколишнє середовище слабо виражена магнітна складова напруженості. Ближня зона (зона індукції) обмежена сферою радіусом  $r = \lambda/6$ , в якій випромінювач знаходиться у центрі. У ближній зоні ЕМП характеризуються електричною складовою поля  $E$  ( $\text{В}/\text{м}$ ). Тому у діапазонах 5...8 частот (див. табл. 5.4) ЕМП оцінюються електричною складовою напруженості поля  $E$  ( $\text{В}/\text{м}$ ).

У разі одночасної роботи кількох джерел у даній зоні приймається сумарне значення квадратів напруженості поля:

$$E_{\Sigma}^2 = \sum_{i=1}^N E_i^2, \quad 5.18$$

де  $E_i$  - напруженість електричного поля  $i$ -го джерела у точці вимірювання.

Дальня зона (зона випромінювання). У дальній зоні на відстанях існує і поширюється електромагнітне поле, і тут виражені обидві його складові - електрична і магнітна, тому у 9...11 діапазонах частот (див. табл. 5.4) ЕМП оцінюються поверхневою густиною потоку енергії (ППЕ), вираженою у ватах на квадратний метр -  $\text{Вт}/\text{м}^2$  ( $1 \text{ Вт}/\text{м}^2 = 0,1 \text{ мВт}/\text{см}^2 = 100 \text{ мкВт}/\text{см}^2$ ).

При одночасному впливі декількох джерел сумарне значення параметрів ЕМП визначають за формулою

$$E^2 = E_1^2 + E_2^2 + \dots + E_n^2, \quad 5.19$$

де  $E_1, E_2, \dots, E_n$  - напруженості електричного поля, створювані кожним передавачем у контрольованій точці даного діапазону, В/м.

Сумарна ППЕ $_{\Sigma}$  від  $n$  джерел на прилеглий території для діапазонів 9...11 частот дорівнює:

$$\text{ППЕ}_{\Sigma n} = \text{ППЕ}_1 + \text{ППЕ}_2 + \dots + \text{ППЕ}_n, \quad 5.20$$

При роботі кількох джерел ЕМП різних діапазонів сумарна дія випромінювачів повинно відповідати наступній вимозі:

$$\sum_{i=1}^k \frac{E_i^2}{E_{oi}^2} + \sum_{l=1}^m \frac{W_s^l}{W_s^{oi}} \leq 1, \quad 5.21$$

де  $E_{oi}$  гранично допустимий рівень напруженості електричного поля для  $i$ -го джерела на границі санітарно-захисної зони;

$W_s^{oi}$  - гранично допустимий рівень інтенсивності випромінювання для  $i$ -го джерела на границі санітарно-захисної зони;

$E_i, W_s^l$  - фактичне значення параметрів;

$i = 1, 2, \dots, k; l = 1, 2, \dots, m$ .

### 1.5.11 Постійне і низькочастотне магнітне та електромагнітне поле

Магнітні поля можуть бути постійними від штучних магнітних матеріалів і систем, імпульсними, інфранизкочастотними (з частотою до 50 Гц), змінними.

Вплив ЕМП промислової частоти пов'язано з високовольтними лініями електропередач, джерелами постійних магнітних полів, що застосовуються на промислових підприємствах.

Джерелами постійних магнітних полів є постійні магніти, електромагніти, електролізні ванни (електролізери), лінії передачі постійного струму, шинопроводи та інші електротехнічні пристрої, у яких використовується постійний струм. Важливим фактором виробничого середовища при виготовленні, контролі якості, складанні магнітних систем є постійне магнітне поле.

Магнітоімпульсні і електрогідралічні установки є джерелами низькочастотного імпульсного магнітного поля.

Постійне і низькочастотне магнітне поле швидко убуває у міру віддалення від джерела.

Магнітне поле характеризується двома величинами - індукцією і напруженістю. Індукція - це сила, що діє у даному полі на провідник одиничної довжини з одиничним струмом, що вимірюється у теслах (Тл). Напруженість  $H$  - це величина, що характеризує магнітне поле незалежно від властивостей середовища. Вектор напруженості збігається з вектором індукції. Одиниця виміру напруженості - ампер на метр (А/м).

До електромагнітних полів (ЕМП) промислової частоти відносяться лінії електропередач напругою до 1150 кВ, відкриті розподільні пристрої, комутаційні апарати, пристрої захисту та автоматики, вимірювальні прилади.

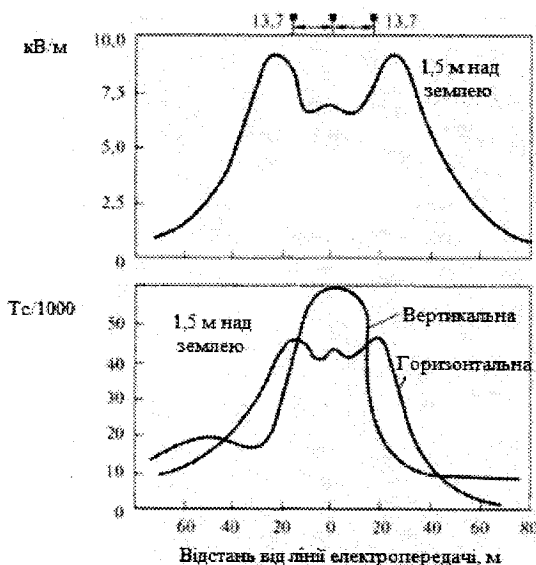
Повітряні лінії електропередачі (50 Гц). Вплив ЕМП промислової частоти пов'язаний з високовольтними лініями (ВЛ) електропередач, джерелами постійних магнітних полів, що застосовуються на промислових підприємствах.

Інтенсивності ЕМП від повітряних ліній електропередачі (50 Гц) багато у чому залежать від напруги лінії (110, 220, 330 В і вище). Середні значення на робочих місцях електромонтерів:  $E = 5 \dots 15$  кВ/м,  $H = 1 \dots 5$  А/м; на маршрутах обходу обслуговуючого персоналу:  $E = 5 \dots 30$  кВ/м,  $H = 2 \dots 10$  А/м. У житлових будинках, розташованих поблизу високовольтних ліній, напруженість електричного поля, як правило, не перевищує 200...300 В/м, магнітного поля 0,2...2 А/м.

Магнітне поле поблизу ліній електропередач (ЛЕП) напругою 765 кВ становить 5 мкТл безпосередньо під ЛЕП і 1 мкТл - на відстані 50 м від ЛЕП. Картина розподілу електромагнітного поля у залежності від відстані до ЛЕП представлена на рис. 5.6.

ЕМП промислової частоти в основному поглинаються ґрунтом, тому на невеликій відстані (50...100 м від ліній електропередач) електрична напруженість поля падає з десятків тисяч вольт на метр до нормативних значень. Значну небезпеку становлять магнітні поля, що виникають у зонах біля ліній електропередач (ЛЕП) струмів промислової частоти, і у зонах, прилеглих до електрифікованих

залізниць. Магнітні поля високої інтенсивності виявляються і у будівлях, розташованих у безпосередній близькості від цих зон.



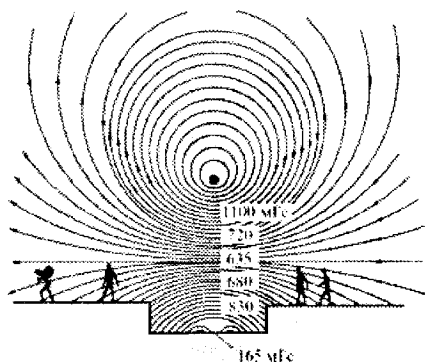
**Рис. 5.6** Електричне і магнітне поле під ЛЕП напругою 765 кВ (60 Гц) при струмі 426 А у залежності від відстані до ЛЕП (висота лінії 15 м)

*Рейковий електротранспорт.* Найсильніші магнітні поля на великих площах у щільно населеному міському середовищі і на робочих місцях породжуються рейковим електротранспортом. Теоретично розрахована картина магнітного поля, що генерується типовими струмами від залізниці, зображена на рис. 5.7. Проведені експериментальні вимірювання на відстані 100 м від рейкового шляху дали величину магнітного поля в 1 мкТл.

Рівень транспортних магнітних полів може перевищувати відповідний рівень від ЛЕП в 10...100 разів, і часто перевищує магнітне поле Землі (35...65 мкТл).



Електричні мережі житлових будинків та побутові електроприлади. У побуті джерелами ЕМП та випромінювань є телевізори, дисплеї, мікрофільові печі та інші пристрої. Електростатичні поля в умовах зниженої вологості (менше 70%) створюють одяг і побутові речі (тканини, килими, накидки, тощо). Мікрохвильові печі у промисловому виконанні не представляють небезпеки, проте несправність їх захисних екранів може істотно підвищити витоку електромагнітного випромінювання. Екрани телевізорів і дисплеїв як джерела електромагнітного випромінювання у побуті не представляють великої небезпеки навіть при тривалому впливі на людину, якщо відстані від екрану перевищують 30 см.



**Рис. 5.7** Конфігурація магнітного поля від електрифікованої залізниці

Досить сильні магнітні поля можна виявити на частоті 50 Гц поблизу домашньої побутової техніки. Так, холодильник створює поле 1 мкТл, кавоварка - 10 мкТл, мікрохвильова піч - 100 мкТл. Подібні магнітні поля набагато більшої протяжності (від 3...5 до 10 мкТл) можна спостерігати у робочих зонах сталеливарного виробництва при використанні електропечей.

Напруженості електричних полів поблизу протяжних проводів, включених у мережу 220 в, складають 0,7...2 кВ/м, поблизу

побутових приладів з металевими корпусами (пилососи, холодильники) - 1...4 кВ/м.

У табл. 5.6 наведені значення магнітної індукції близько деяких побутових приладів.

У переважній більшості випадків у житлових будинках використовується мережа з одним нульовим (нульовим робочим) провідником, мережі з нульовим робочим та захисним провідниками зустрічаються досить рідко. При такій ситуації зростає ризик ураження електричним струмом при замиканні фазного проводу на металевий корпус або шасі приладу; металеві кухонні прилади, шасі і корпуси приладів не заземлені і є джерелом електричних полів (при вимкненому приладі з виделкою у розетці) або електричних і магнітних полів промислової частоти (при ввімкненому приладі).

Таблиця 5.6

### Значення магнітної індукції В поблизу побутових приладів, мкТ

Прилади	Відстані від приладів, м		
	0,03	0,3	1
Фени	6...2000	0,01...7	Менше 0,01...0,3
Електробритви	15...1500	0,08...9	Менше 0,01...0,3
Дрелі	400...800	2...3,5	0,08...0,2
Пилососи	200...800	2...20	Менше 0,13
Міксери	60...700	0,6...10	-
Електропроводка	0,1...100	0,01...4	0,02...0,25
Переносні обігрівачі	10...180	0,15...5	Менше 0,01
Телевізори	2,5...50	0,04...1,2	Менше 0,01...0,15
Пральні машини	0,8...50	0,15...2	Менше 0,01...0,15
Електропраски	8...30	0,12...0,3	0,01...0,025
Вентилятори	2...30	0,03...0,4	0,01...0,35
Холодильники	0,5...1,7	0,01...0,25	Менше 0,01

### 1.5.12 Статична електрика

Статична електрика виникає при дробленні, подрібненні, обробці тиском і різанням, розбризкуванні, розпиленні, просіюванні і фільтруванні матеріалів - діелектриків і напівпровідників, при інших технологічних процесах, що супроводжуються тертям (перекачування, транспортування, зливання рідин-діелектриків, наприклад бензину). При контакті тіл, що розрізняються концентрацією заряджених часток, температурою, шорсткістю, відбувається розподіл між ними електричних зарядів.

Джерелами електростатичних полів у побутових умовах можуть бути будь-які поверхні і предмети, що легко електризуються при терті: килими, лінолеум, лаковані покриття, одяг із синтетичних тканин, взуття. Крім того, електростатичний заряд накопичується на екрані електронно-променевих трубок телевізорів, відеотерміналів, осцилографів. Напруженість електростатичних полів у житлових будинках може становити до 20...40кВ/м.

При статичній електризації напруга відносно землі може становити десятки тисяч вольт (на пасових передачах до 40 кВ, при механічній обробці пластмас і деревини - 20 кВ, при розпиленні фарб - до 12 кВ). Величина заряду статичної електрики прямо залежить від швидкості обробки матеріалів, швидкості їх закінчення, транспортування, ступеня дисперсності частинок, питомого електричного опору матеріалу і обернено пропорційна відносній вологості повітря.

Виникнення великої різниці потенціалів між тілами внаслідок статичної електризації може привести до пробію повітряного прошарку між ними (при 3000 кВ/м) і виникненню іскрового розряду, що може стати причиною займання або вибуху сумішей парів, газів, пилу з повітрям.

При статичній електризації сила струму невелика і становить частки мікроампера ( $10^{-7}$  -  $10^{-8}$  А), однак внаслідок рефлекторної реакції на цей струм може бути отримана механічна травма від удару або падіння з висоти.

Електричні заряди у природі складаються з дискретних зарядів постійної величини, що є зарядом електрона і позначається через  $e$ .

Сила взаємодії двох зарядів визначається основним законом електростатики - законом Кулона:

$$F_{12} = k \frac{Q_1 Q_2}{r_{21}^2}, \quad 5.22$$

де  $F_{12}$  - сила, що діє на заряд 2 (сила, що діє на заряд 1, дорівнює  $F_{12} = -F_{21}$ );

$k$  - коефіцієнт пропорційності ( $k = 8,9875 \cdot 10^9$ );

$Q_1, Q_2$  - величини зарядів;

$r_{21}$  - одиничний вектор, спрямований від заряду 1 до заряду 2.

Сила взаємодії двох зарядів не змінюється при наявності третього заряду. Закон Кулона справедливий для величезного діапазону відстаней: від макроскопічних розмірів (декілька кілометрів) до розмірів мікросвіту (близько  $10^{-13}$  см).

Наявність зарядів створює у просторі електричне поле  $E$ , яке відображає не силу взаємодії зарядів один на одного, а тільки дію зарядів на пробний заряд  $Q_0$ . Заряди  $Q_1, Q_2, \dots, Q_N$  є джерелами поля. Якщо виключити заряд  $Q_0$  з виразу закону Кулона, то отримаємо визначення електричного поля  $E$  в якійсь точці простору, створеного розподілом зарядів:

$$E(x, y, z) = \sum_{j=1}^N \frac{q_j r_{0j}}{r_{0j}^2}. \quad 5.23$$

Після визначення заряду і електричного поля із закону Кулона впливає закон Гаусса. Запишемо його у вигляді

$$\varphi = \int E ds = 4\pi \int \rho dv, \quad 5.24$$

де  $\varphi$  - електричний потенціал;

$s$  - замкнена поверхня;

$\rho$  - щільність електричного заряду;

$v$  - швидкість поширення електромагнітної хвилі у середовищі.

Для електростатичного поля закони Кулона та Гауса є одними і тими ж законом, але вираженим у різних формах. Використання цих еквівалентних законів дозволяє встановити зв'язок між полем і його джерелом, визначити величину поля по заданій системі зарядів, за

відомою величиною поля визначити величину заряду у будь-якій області.

Скалярна величина електричного потенціалу  $\varphi_{21}$  має сенс роботи, що витрачена на перенесення одиниці позитивного заряду у полі  $E$  з точки 1 в точку 2:

$$\varphi_{21} = - \int_1^2 E dl. \quad 5.25$$

Величину ( $\varphi_{21}$  часто називають різницею потенціалів між двома точками. Робота переміщення заряду в електростатичному полі також, як і робота переміщення маси у полі тяжіння, не залежить від шляху переміщення, а залежить тільки від початкового і кінцевого положень переміщуваного заряду або маси. Переміщення по еквіпотенціалі (лінії рівного потенціалу) не призводить до витрат енергії, так як при цьому не проводиться ніякої роботи.

### **1.5.13 Монітори з електронно-променевими трубками персональних електронно обчислювальних машин**

Електронно-променеві трубки (ЕПТ) є джерелами електромагнітних випромінювань досить широкого діапазону частот. Породжене ЕПТ низькочастотне, високочастотне, інфрачервоне, видиме світлове, ультрафіолетове і рентгенівське випромінювання вимагають спеціального аналізу і специфічних захисних заходів. Основними джерелами електромагнітних полів в НЧ - і ВЧ-діапазонах є екран монітора (електростатичні поля); дроти, що живлять ЕПТ і системний блок (частота 50 Гц); система рядкової розгортки (діапазон частот 15...130 кГц); система кадрової розгортки (діапазон частот 50...150 Гц).

Відносно недавно з'явилося джерело ІБЖ - імпульсний блок живлення. Для зменшення габаритних розмірів і маси мережевого трансформатора в останніх моделях частоту напруги живлення спочатку підвищують до 100...150 кГц, а потім трансформують уже на цій частоті. Найбільш сильні рівні випромінювань

спостерігаються від верхньої та бокових стінок моніторів, причому зона перевищення гігієнічних стандартів може сягати до 2,5 м.

З позиції забезпечення електромагнітної безпеки вимагають уваги ПЕОМ типу Notebook. У них відсутній високовольтний блок рядкової розгортки і сумарне випромінювання практично повністю визначається імпульсними блоками живлення. Таких кілька блоків: мережевий адаптер, блок живлення електроніки, блок живлення люмінесцентної лампи, що підсвічує зсередини плоский екран. Вітчизняні нормативні документи, що регламентують ЕМП, які створюються даним типом ПЕОМ, відсутні.

### **1.5.14 Електромагнітні випромінювання радіочастот**

Радіохвилі застосовують для передачі інформації без проводів (радіозв'язок, телебачення), для виявлення і визначення положення різних об'єктів (радіолокація), а також у наукових дослідженнях.

Перелік технічних засобів, що не відносяться до іонізуючого випромінювання і які змінюють електромагнітну обстановку у навколишньому середовищі, дуже різноманітний. Джерелами електромагнітних випромінювань радіочастот (ЕМВ РЧ) є пристрої індукційного нагріву металів і напівпровідників, пристрої діелектричного нагрівання, телевізійні і радіолокаційні станції, антени радіозв'язку, прилади дефектоскопії. Однак основним джерелом електромагнітного випромінювання у навколишнє середовище є технічні засоби радіозв'язку, радіомовлення, телебачення та радіолокації, до складу яких входять передавачі і антени.

Радіохвилі у спектрі електромагнітних хвиль займають область від довжин хвиль  $\lambda = 105$  до  $\lambda = 5 \cdot 10^{-5}$  м ( частотою від  $\nu = 3$  кГц до  $\nu = 6000$  ГГц). Розбиття всієї радіочастотної області довжин хвиль на різні діапазони наведено у табл. 5.7.

Особливим типом радіопередавальних пристроїв є радіотелефонні системи з "стільниковою" структурою і безпроводні телефони з частотами 453...1880 МГц. Вихідна потужність базових

станцій стільникового радіозв'язку становить до 100 Вт, сучасних передавачів автомобільних станцій - до 6 Вт, ручних радіотелефонів - до 2 Вт (з автоматичним управлінням потужності).

Таблиця 5.7

### Розбиття радіочастотної області на діапазони

Діапазон	Довжина хвилі у вакуумі	Частота коливань
Наддовгі хвилі (НДХ)	100...10 км	3...30 кГц
Довгі хвилі (ДХ)	10...1 км	30...300 кГц
Середні хвилі (СХ)	1000...100 м	300...3000 кГц
Короткі хвилі (КВ)	100...10 м	3...30 МГц
Ультракороткі хвилі (УКХ):		
метрові (МХ)	10...1 м	30...300 МГц
дециметрові (ДМХ)	10...1 дм	300...3000 МГц
сантиметрові (СМХ)	10...1 см	3...30 ГГц
міліметрові (ММХ)	10...1 мм	30...300 ГГц
субміліметрові (СбММХ)	1...0,05 мм	300...600 ГГц

При постійній роботі в умовах постійного впливу магнітних полів, що перевищують гранично допустимі рівні, розвиваються порушення функцій нервової, серцево-судинної і дихальної систем, травного тракту, зміни у крові.

### 1.5.15 Випромінювання оптичного діапазону

Випромінювання оптичного діапазону характеризуються довжинами хвиль приблизно від субміліметрового до далекого ультрафіолетового випромінювань. У табл. 5.8 показані види випромінювань оптичного діапазону (від 0,76 до 0,38 мкм), що використовуються у лазерних установках.

Межі інфрачервоного діапазону (невидимі теплові промені) визначаються приблизно від довгохвильової ділянки видимого діапазону до субміліметрових хвиль включно. За короткохвильовою

границею видимого діапазону простягається велика область ультрафіолетового діапазону (ближній, середній, далекий), аж до рентгенівського діапазону.

Таблиця 5.8

### Випромінювання оптичного діапазону

Межі інфрачервоного діапазону $\lambda$ , нм	Випромінювання	Довжина хвилі лазера	Вид лазера
760	Ближній ІЧ		Лазер на склі з Nd
650	Темно-червоний, Червоний	1,06 мкм 6943 А 6328 А 5955 А	Рубіновий лазер He-Ne-лазер
600	Помаранчовий		Про - або Хелазер
500	Жовтий	Лазери на барвниках	
400	Зелений Блакитний	4880 А	Аг-лазер
380	Синій Фіолетовий	Лазери на барвниках	
300	Ближній УФ	3371 А	N2-лазер

### 1.5.16 Інфрачервоне випромінювання

Інфрачервоне випромінювання (ІЧВ) - це теплове випромінювання, що представляє собою частину електромагнітного спектра з довжиною хвилі  $\lambda = 780 \text{ нм} \dots 1000 \text{ мкм}$  і володіє хвильовими і світловими властивостями, енергія якого при поглинанні у речовині викликає тепловий ефект.

Джерелом інфрачервоного випромінювання є будь-яке нагріте тіло. Спектр інфрачервоного випромінювання поділяють з урахуванням особливостей біологічної дії на три області:



короткохвильову ІЧВ -А ( $\lambda < 1,4$  мкм); середньохвильову ІЧВ -В ( $\lambda = 1,4...3,0$  мкм); довгохвильову ІЧВ-З ( $\lambda > 3$  мкм).

Найбільш активне короткохвильове інфрачервоне випромінювання, оскільки воно володіє найбільшою енергією фотонів, здатне глибоко проникати у тканини організму і інтенсивно поглинати воду, що міститься у тканинах.

Повна енергія, що виділяється в одиницю часу з одиниці площі стінок порожнини, тобто величина віддачі теплоти випромінюванням, залежить від абсолютної температури поверхні тіла (прямо пропорційна четвертому ступеня її температури) і визначається законом Стефана - Больцмана:

$$W_S = \sigma T^4 \quad 5.26$$

де  $W_S$  - інтенсивність випромінювання (тепловіддача), Вт/м<sup>2</sup>;

$\sigma = 5,67...10^{-8}$  Вт/(м<sup>2</sup>.К<sup>4</sup>) - постійна Стефана-Больцмана;

$T$  - абсолютна температура тіла, К.

Ця енергія випромінюється у тілесному куті  $\Omega = 2\pi (\Omega S/r^2)$ ;  $S$  - площа, що вирізана конусом на сфері радіусом  $r$ ; (одиниця виміру тілесного кута в усіх системах - стеррадіан). Для кожної температури є свій спектральний розподіл, причому при збільшенні температури максимум енергії випромінювання зміщується в ультрафіолетову область спектру. При цьому величина  $\lambda_{max}$ , що відповідає максимуму випромінювання для даного розподілу, пов'язана з  $T$  співвідношенням:

$$\lambda_{max} T = 0,2014 \frac{hc}{\sigma} \quad 5.27$$

де  $h = 6,63 \cdot 10^{-27}$  ерг;

$\sigma$  - фундаментальна константа природи;

$c$  - швидкість світла.

Суворозалежність енергії випромінювання нагрітих тіл від температури існує тільки для абсолютно чорного тіла. Спектральні розподіли випромінювань людини і Сонця близькі до випромінювання абсолютно чорного тіла.

При проходженні інфрачервоного випромінювання через повітря воно майже не нагрівається. Між двома тілами, що мають різну

температуру нагрівання, встановлюється радіаційний теплообмін з віддачею теплоти більш нагрітої поверхнею менш нагрітій:

$$E = C_1 C_2 \sigma (T_1^4 - T_2^4), \quad 5.28$$

де  $E$  - тепловіддача, Вт;

$C_1$  і  $C_2$  - константи випромінювання з поверхонь;

$T_1$  і  $T_2$  - температури поверхонь, К.

Джерела ІЧ-випромінювання можна розділити на дві групи: природного та техногенного походження.

Головним природним джерелом ІЧ-випромінювання у біосфері є Сонце. При температурі зовнішньої поверхні Сонця приблизно 6000 К 50% енергії випромінювання припадає на ІЧ-діапазон. До числа природних джерел ІЧ-випромінювання належать діючі вулкани, термальні води, процеси тепломасопереносу в атмосфері, усі нагріті тіла, лісові пожежі тощо. Поверхня Землі випромінює теплове випромінювання у діапазоні довжин хвиль приблизно від 3 до 80 мкм, тобто захоплює всю середню ІЧ-область.

Людська цивілізація, будучи складною диссипативною структурою, неминуче пов'язана з тепловим випромінюванням. Велика частина електричної енергії, виробляється за рахунок перетворення теплової енергії, що виділяється при згоранні органічного палива.

Шляхом перетворення енергії органічного палива приблизно 30% енергії перетворюється в електричну, а 2/3 енергії надходить у навколишнє середовище у вигляді теплового забруднення і забруднення атмосфери продуктами згорання. Теплове забруднення водойм і атмосфери має місце і при експлуатації атомних електростанцій. У даний час встановлена закономірність загального підвищення температури водойм, річок, атмосфери, особливо у місцях знаходження електростанцій, промислових підприємств у великих індустріальних районах. У свою чергу, це призводить до зміни теплового режиму водойм, що позначається на житті біоорганізмів, до виникнення небажаних повітряних потоків із-за

підвищення температури в атмосфері, зміні вологості повітря і сонячної радіації і, у кінцевому випадку, до зміни мікроклімату.

Найбільш поширеним джерелом ІЧ-випромінювання техногенного походження є лампа накаливання. При температурі нитки лампи накаливання 2300...2800 К максимум випромінювання припадає на довжину хвилі 1,2 мкм і близько 95% енергії випромінювання - на ІЧ-діапазон. Лампи накаливання з вольфрамовою ниткою потужністю 1 кВт, що використовуються для сушки і нагріву випромінюють в ІЧ-діапазоні близько 80% всієї енергії. При зниженні температури загальний вміст ІЧ-випромінювання джерела зменшується. При падінні інтенсивності у 70 разів максимум інтенсивності відповідає  $\lambda_T=10$  мкм, а при  $\lambda_T=18$  мкм інтенсивність зменшиться в 700 разів.

До числа джерел ІЧ-випромінювання техногенного походження відносяться також газорозрядні лампи, вугільна електрична дуга, електричні спіралі з ніхромового дроту, що нагріваються пропуском струму, електронагрівальні прилади, плазмові установки, печі самого різного призначення з використанням різного палива (газу, вугілля, нафти, мазуту, торфу тощо), електropечі, електротехнічні пристрої з неминучим перетворенням частки електричної енергії у теплову, двигуни внутрішнього згорання, електродвигуни, ракетні та авіаційні двигуни, генератори, реактори атомних станцій тощо.

До числа когерентних техногенних джерел з вузькою смугою ІЧ-випромінювання відносяться ІЧ-лазери (табл. 5.9).

У виробничих приміщеннях з великим тепловиділенням (гарячі цехи) частка інфрачервоного випромінювання може досягати до 2/3 виділеної теплоти і тільки 1/3 на конвекційну теплоту.

Таблиця 5.9

**Довжини хвиль генерації деяких ІЧ-лазерів**

Межі інфрачервоного діапазону $\lambda$ , нм	Випромінювання	Довжина хвилі лазера	Вид лазера
760	Ближній ІЧ	1,06 мкм	Лазер на склі з Nd
650	Темно-червоний Червоний	6943 А 6328 А 5955 А	Рубіновий лазер Не-Ne-лазер Про - або Хе-лазер
600	Помаранчевий		
500	Жовтий	Лазери на барвниках	
400	Зелений Блакитний	4880 А	Аг-лазер
380	Синій Фіолетовий	Лазери на барвниках	
300	Ближній УФ	3371 А	N <sub>2</sub> -лазер

**1.5.17 Ультрафіолетове випромінювання**

Ультрафіолетове випромінювання (УФВ) - електромагнітне випромінювання оптичного діапазону з довжиною хвилі  $\lambda$  від 200 до 1000 нм і частотою від  $10^{13}$  до  $10^{16}$  Гц. УФВ являє собою невидиме оком електромагнітне випромінювання, що займає в електромагнітному спектрі проміжне положення між світлом і рентгенівським випромінюванням. Відноситься до області не іонізуючих випромінювань.

Будь-яке тіло, нагріте до 3000 К і вище, має в своєму спектрі ультрафіолетову компоненту. Чим вище температура тіла, тим у більшій мірі виявляється ультрафіолетова складова спектру.

За способом генерації УФВ відноситься до теплового випромінювання, за характером впливу на речовини - до іонізуючим випромінюванням. По біологічному ефекту виділяють три області УФВ: УФВ-А ( $\lambda = 400...280$  нм); УФВ-В ( $\lambda = 315...280$  нм); УФВ-С ( $\lambda = 280...200$  нм). УФВ більш короткого діапазону (від 180 нм і нижче)

сильно поглинається всіма матеріалами і середовищами, у тому числі і повітрям, і тому може мати місце тільки в умовах вакууму.

Виходячи із специфічної біологічної ефективності, область УФВ-З також називають бактерицидною областю спектра, УФВ-В - еритемною та УФВ-А - загальнооздоровчою.

Ультрафіолетові промені мають здатність викликати фотоелектричний ефект, проявляти фотохімічну активність, викликати люмінесценцію і володіють значною біологічною активністю.

Джерела ультрафіолетового випромінювання можна розділити на природні і штучні.

Основним джерелом УФВ природного походження є Сонце. З усього спектру УФВ Сонця тільки невелика довгохвильова частина досягає земної поверхні ( $\lambda > 0,29$  мкм). Інша частина УФ-спектра, в особливості короткохвильова, поглинається атмосферою, що здійснює сильний вплив на атмосферні процеси. Загальний потік УФВ в областях А та В становить 3...4% загальної енергії сонячних променів.

Велика кількість джерел УФВ має техногенне походження: техногенні джерела, що мають температуру вище 2000°C (лазерні установки, електричні дуги від зварювальних робіт, плазма, розплавлений метал, кварцове скло тощо), ртутні випрямлячі; люмінесцентні джерела (лампи газорозрядні та дугові ртутні), що використовуються у поліграфії, хімічному та деревообробному виробництві, сільському господарстві, при кіно - і телебаченні, дефектоскопії та інших галузях виробництва, а також у охороні здоров'я.

Інтенсивним джерелом УФВ з безперервним спектром є електронні потоки синхротронів, лінійних прискорювачів тощо.

До техногенних джерел УФВ належать понад 70 різних лазерних систем, що працюють в ультрафіолетовому та вакуумному ультрафіолетовому діапазоні.

До техногенних джерел УФВ відносяться деякі металургійні печі і домни по виплавці високотемпературних металів і сплавів із

застосуванням кисневого дугтя, потужних електронних і плазмових потоків тощо.

Величини УФВ розрізняються за енергетичною природою і по ефективності впливу на біологічні об'єкти. Для біологічних об'єктів оцінюють бактерицидні і еритемні величини випромінювань.

У залежності від інтенсивності та довжини хвилі УФВ діє двояко на живі організми. З одного боку, малі дози УФ-опромінення роблять благотворний вплив на людину і тварин, сприяючи утворенню вітамінів групи D. З іншого боку, УФ-опромінення здійснює шкідливу (небезпечну) дію на живі організми. Встановити межу дозволеного і згубного у ряді випадків буває дуже складно. Фізіологічна дія УФВ проявляється у наступному: УФ-А призводить до флюоресценції; УФ-Б викликає зміни у складі крові, шкірі, впливає на нервову систему; УФ-С діє на клітини. УФВ від виробничих джерел, у першу чергу електрозварювальних дуг, може стати причиною гострих і хронічних професійних уражень. Найбільш схильний до дії УФВ зоровий аналізатор. УФВ виробничих джерел здатні змінювати газовий склад атмосферного повітря внаслідок його іонізації. При цьому у повітрі утворюються високотоксичні гази озон і оксиди азоту, які становлять велику професійну небезпеку, особливо при зварювальних роботах в обмежених, погано провітрюваних приміщеннях.

### **1.5.18 Лазерне випромінювання**

Лазерне випромінювання являє собою особливий вид електромагнітного випромінювання, що генерується у діапазоні довжин хвиль 0,1...1000 мкм. Лазери широко застосовуються у самих різних областях людської діяльності завдяки таким унікальним властивостям, як висока ступінь когерентності і монохроматичності випромінювання, мала конусність променя, гостре фокусування випромінювання і можливість отримання величезної щільності потужності випромінювання.

Лазерні системи крім широкого науково-технічного та промислового використання мають різноманітне застосування у медицині, біології, біотехнології, генній інженерії тощо

По виду лазерне випромінювання поділяють на пряме, розсіяне, дзеркально-відбите, дифузне.

На відміну від усіх відомих оптичних джерел випромінювання лазери володіють надзвичайно високою інтенсивністю. Потужність твердотільного оптичного квантового генератора (ОКГ) може досягати  $10^{12}$  Вт. При фокусуванні це випромінювання можна сконцентрувати у малій плямі. Щільність потужності лазерного випромінювання може досягати високих значень - близько  $10^{17}$  Вт см<sup>-2</sup> і більше. При впливі такого випромінювання на речовину розвиваються високі температури близько  $10^6$  К і вище. Природно, що ніякий тугоплавкий матеріал не витримає такої щільності випромінювання. Час впливу таких густин у випадку імпульсної дії набагато менше часу встановлення стаціонарного процесу, при цьому відбувається взаємодія інтенсивного випромінювання з речовиною у локальному обсязі, тобто в області опромінення, не зачіпаючи сусідні області.

Ширина лінії випромінювання і когерентність. Монохроматична хвиля має строго певну частоту коливань:

$$E = E_0 \cos[(\omega t - kx) + \varphi], \quad 5.29$$

де  $E_0$  - амплітуда вектора електричної напруженості поля;

$k$  - хвильове число;

$x$  - координата осі розповсюдження хвилі;

$\varphi$  - фаза ( $E_0$ ,  $\omega$ ,  $k$ ,  $\varphi$  - не залежать від  $t$ ).

При поширенні у просторі двох хвиль однакової частоти, але з різними фазами ( $\varphi_1$ ,  $\varphi_2$ ), у будь-який момент часу різниця фаз  $\Delta\varphi = (\varphi_1 - \varphi_2)$  буде залишатися постійною. Дві хвилі когерентні, якщо амплітуда, частота, фаза, поляризація і напрям поширення цих хвиль залишаються постійними або змінюються за певним законом. Ідеальних монохроматичних коливань у природі не існує, так як кожен енергетичний рівень має кінцеву ширину, пов'язану з часом життя рівня. Зі співвідношення невизначеності (співвідношення

Гейзенберга) впливає, що невизначеність значення верхнього рівня  $\Delta\varepsilon$  при випромінюванні пов'язана з невизначеністю часу життя цього рівня  $\Delta t$  співвідношенням

$$\Delta\varepsilon\Delta t = h. \quad 5.30$$

Тривалість процесу випромінювання  $\tau$  і природна ширина лінії випромінювання  $\Delta\omega = 2\pi\Delta\nu$  пов'язані виразом

$$\nabla\omega = \frac{2\pi}{\tau}; \quad \Delta\nu = \frac{1}{\tau}. \quad 5.31$$

Враховуючи, що у лазері є оптичний резонатор, в якому існують власні частоти (моди коливань шириною  $\Delta\nu_p$ ), шляхом відповідного вибору розмірів резонатора і умов роботи лазера можна одержати високу ступінь монохроматичності. У газових лазерах порівняно легко отримати  $\Delta\nu_p/\nu_0 = 10^{10}$  (де  $\nu_0$  - резонансна частота переходу) і навіть менше. Це виконується у тому випадку, якщо в інтервалі  $\Delta\nu_l$  на резонансній частоті  $\nu_0$  знаходиться одна мода  $\Delta\nu_m$  коливання резонатора (одномодовий режим). У твердотільних лазерах монохроматичність гірша монохроматичності газових лазерів. Висока ступінь монохроматичності лазерних джерел полегшує отримання меншої плями  $r_s$  при фокусуванні. При цьому хроматична аберація оптичних лінз практично не відіграє ролі. Ця властивість лазерних джерел сприяє отриманню значних інтенсивностей.

Лазерне випромінювання має високу ступінь тимчасової і просторової когерентності. Це властивість лазерного випромінювання сприяє отриманню великих значень  $W_s$ , так як мала конусність лазерного потоку сприяє отриманню менших значень  $r_s$ . Поняття когерентності відіграє велике значення при використанні лазерного випромінювання в оптичній локації.

Напруженість електричного поля. Лазерне випромінювання, володіючи надзвичайно високою інтенсивністю, дозволяє отримувати високі значення електричної напруженості у потоці. Ці значення можна порівняти з полями у середині атомів. Максимальне значення електромагнітного зв'язку електрона з протоном водню Н визначається виразом

$$E_H = \frac{e}{r_0}, \quad 5.32$$



де  $e$  - заряд електрона;

$r_0$  - радіус електронної орбіти.

Як відомо, інтенсивність поля (щільність потужності) пов'язана з напруженістю електричного поля  $E$  співвідношенням

$$W_S = \varepsilon_0 c E^2, \quad 5.33$$

де  $\varepsilon_0$  - діелектрична проникність вакууму;

$c$  - швидкість світла.

При інтенсивностях, наприклад,  $10^{14}$  Вт.см<sup>-2</sup> величина  $E$  становить приблизно  $10^8$  В см<sup>-1</sup>.

Лазерне випромінювання дає можливість відносно просто варіювати потужність променевого потоку, змінювати напрямок його розповсюдження за допомогою фокусуючих лінз, зовнішніх коліматорів, відображати дзеркалами або спеціальними пристроями.

*Яскравість.* Властивості лазерів дозволяють отримати надзвичайно високе значення яскравості випромінювання. У табл. 5.10 представлені порівняльні значення яскравості деяких оптичних джерел, з якої видно, що яскравість лазерного джерела на багато порядків перевищує яскравість Сонця і потужність штучних джерел спонтанного оптичного випромінювання.

Таблиця 5.10

### Значення яскравості деяких джерел

Джерело	Потужність, Вт	Конусність потоку, ст.рад	Площа, см <sup>2</sup>	Яскравість, Вт .см <sup>-2</sup> ст.рад <sup>-1</sup>
Ртутна лампа	$10^4$	$4\pi$	1	$\sim 10^5$
Сонце	$4 \cdot 10^6$	$4\pi$	$2,5 \cdot 10^{31}$	$1,3 \cdot 10^*$
He-, Ne-лазер	$10^{-2}$	$3 \cdot 10^{-4}$	0,1	$10^6$
Рубіновий лазер	$10^7$	$5 \cdot 10^{-3}$	1	$4 \cdot 10^2$
Z <sub>2</sub> -лазер (безперервний)	$10^2$		1	$\sim 3 \cdot 10^9$
Nd-скло (лазер спец. конструкції)	$4 \cdot 10^{10}$	$4 \cdot 10^5$	10	$\sim 2 \cdot 10^{17}$

*Кут випромінювання пучка.* Однією з важливих характеристик лазерного випромінювання є спрямованість (колімація) випромінювання. Важливість колімації полягає у тому, що енергія, яка переноситься лазерним потоком, може бути зібрана (сфокусована) на малій площі.

Обмеження на кут випромінювання лазерного потоку накладається дифракцією:

$$\theta = K\lambda/d, \quad 5.34$$

де  $\theta$  - кут випромінювання;

$K$  - числовий коефіцієнт порядку одиниці (для однорідного пучка  $K=1,22$ );

$\lambda$  - довжина хвилі;

$d$  - діаметр вихідної апертури.

*Класифікація лазерів.* Основне джерело лазерного випромінювання - оптичний квантовий генератор (лазер). Лазери є генераторами електромагнітних хвиль оптичного діапазону, в яких використовується вимушене електромагнітне випромінювання молекул активної речовини, що приводиться у збуджений стан джерелом накачування. Типи лазерів розрізняються видом активної речовини та способом накачування.

У твердотілих лазерах в якості активної речовини використовуються кристали рубіна, інші кристали або скло, активований неодим тощо. Для збудження активної речовини застосовують імпульсні ксенонові лампи. У режимі вільної генерації твердотілі лазери генерують імпульси тривалістю 0,1...1 мс, з енергією десятки джоулів і потужністю в імпульсі десятки або сотні кіловат ( $10^9$ ... $10^{10}$ ) Вт. Кут випромінювання променя у твердотілих лазерах становить (20...30)°.

У газових лазерах активною речовиною є газ або суміш газів, які приводяться у збуджений стан газовим розрядом. Газові лазери характеризуються малим кутом розбіжності променя - всього 1...3°. Найбільше поширення отримали лазери на суміші гелію (He) і неону (Ne) з довжиною хвилі генерації 0,63 мкм і лазери на діоксиді

вуглецю ( $\text{CO}_2$ ) з довжиною хвилі 10,6 мкм. Потужність гелій-неонових лазерів невелика і складає десятки або сотні міліватт. Лазери на діоксиді вуглецю характеризуються великою потужністю - сотні ват у безперервному режимі і високим ККД - 20...30%.

У напівпровідникових лазерах активною речовиною є напівпровідниковий кристал. Робота лазера здійснюється електричним струмом, що проходить через кристал. Максимальна потужність становить близько 100 Вт в імпульсному режимі і декілька ватів - у безперервному. Вони володіють кутом розходження променя у кілька градусів.

У рідинних лазерах в якості активної речовини використовують звичайні органічні барвники. Збудження активної речовини здійснюється або когерентним випромінюванням іншого лазера, або некогерентним випромінюванням імпульсних ламп. У рідинних лазерах при відповідному виборі активної речовини можна отримати когерентне випромінювання з довжинами хвиль від 0,34 до 11,75 мкм. Енергія випромінювання в імпульсі становить до 10 Дж.

Вплив лазерного випромінювання на людину, живий організм, живу клітину багатолико і суперечливо.

У даний час лазерне випромінювання використовується і як хірургічний ніж для видалення злоякісних пухлин та інших утворень, і як тонкий інструмент мікрохірургії ока, і як цілющий промінь для лікування найрізноманітніших захворювань серця, печінки, вегетативно-судинної системи, травного тракту тощо.

З іншого боку, лазерне випромінювання представляє певну небезпеку при необережному і його невмілому використанні. Навіть робота з малопотужним лазером представляє небезпеку, перш за все для очей.

Біологічна дія лазерного випромінювання залежить від довжини хвилі і інтенсивності випромінювання, тому весь діапазон довжин хвиль ділиться на області: ультрафіолетова (0,2...0,4) мкм; видима (0,4...0,5) мкм; інфрачервона - ближня (0,75...1) мкм і дальня (понад 1,0) мкм.

За ступенем небезпеки лазерного випромінювання для організму людини всі лазерні установки підрозділяються на чотири класи. До класу I відносяться лазери, випромінювання яких не представляє небезпеки для шкіри і очей людини, до класу II - випромінювання яких становить небезпеку для очей або шкіри при опроміненні прямим або дзеркально відбитим випромінюванням.

Випромінювання лазерів класу III представляє небезпеку для очей та шкіри при опроміненні прямим або дзеркально відбитим випромінюванням і небезпеку для очей при опроміненні дифузно відбитим випромінюванням на відстані 0,1 м від поверхні.

До IV класу відносяться лазери, випромінювання яких становить небезпеку для шкіри та очей при опроміненні дифузно відбитим випромінюванням на відстані більш ніж 0,1 м від поверхні.

Поділ лазерів на класи дозволяє визначити заходи по забезпеченню безпеки при роботі з лазерами різних типів.

### **1.5.19 Радіаційне забруднення**

Людина існує в умовах постійно діючого опромінення, яке створюється джерелами іонізуючого випромінювання природного походження, і що утворює природний радіаційний фон. Ці джерела поділяються на джерела земного і позаземного (космічного) походження.

Особливе місце у процесах забруднення атмосферного повітря, води, ґрунту, всього навколишнього людини природного середовища займає радіоактивне забруднення. Радіоактивне забруднення характеризується присутністю радіоактивних речовин на поверхні, всередині матеріалу, у повітрі, у тілі людини або в іншому місці у кількості, що перевищує установлені рівні.

Розрізняють іонізуюче випромінювання двох видів: корпускулярне і електромагнітне. Потoki частинок з ненульовою масою спокою (електрони, протони, нейтрони та багато інших) належать до першого виду, а потоки частинок з нульовою масою спокою (фотони) - до другого. До іонізуючого випромінювання не

належать ультрафіолетове випромінювання і видиме світло. Основні види іонізуючих випромінювань:  $\alpha$ -,  $\beta$ -,  $\gamma$ -випромінювання, нейтронне і рентгенівське випромінювання.

$\alpha$ -випромінювання являє собою потік ядер гелію ( $\text{He}_2^4$ ), що випускаються при розпаді радіоактивної речовини або при ядерних реакціях. Енергія  $\alpha$ -частинок складає декілька Мев. У повітрі ці частки поглинаються шаром товщиною 0,08...0,09 м. При збільшенні енергії  $\alpha$ -частинки зростає викликана нею іонізація і вони поглинаються у середовищі. Внаслідок великої маси ці частинки швидко втрачають свою енергію, тому проникаюча здатність цього виду випромінювання невисока.

$\beta$ -випромінювання - потік електронів (або позитронів), що виникають при радіоактивному розпаді. Енергія цих частинок складає декілька Мев. Максимальний пробіг у повітрі досягає більше 15 м, а в живих тканинах – 0,025 м. Володіючи значно меншою масою, ніж  $\alpha$ -частинки,  $\beta$ -частинки мають більш високу проникаючу здатність.

$\gamma$ -випромінювання, як і рентгенівське, має електромагнітну природу і володіє великою проникаючою здатністю і малою іонізуючою дією. Воно виникає у результаті природної радіоактивності, а також у штучних ядерних реакціях, при зіткненні частинок високих енергій тощо. Енергія фотона  $\gamma$ -випромінювання може досягати дуже великих значень, і у багато разів перевершує енергію фотона рентгенівського діапазону.

Нейтронне випромінювання перетворює свою енергію у результаті зіткнення з ядрами речовини. При непружних взаємодіях можливе виникнення вторинних випромінювань, які можуть мати як заряджені частинки, так і  $\gamma$ -випромінювання. При пружних зіткненнях можлива іонізація речовини. Проникаюча здатність нейтронів у значній мірі залежить від їх енергії.

Рентгенівське випромінювання виникає при дії  $\beta$ -частинок на навколишнє середовище або при бомбардуванні електронами анодів рентгенівських трубок, прискорювачів тощо. Енергія фотонів рентгенівського випромінювання становить приблизно 1 Мев.

Рентгенівське випромінювання володіє великою проникною і малою іонізуючою здатністю.

Радіоактивне забруднення характеризується присутністю радіоактивних речовин на поверхні, всередині матеріалу, у повітрі, у тілі людини або у іншому місці, у кількості, що перевищує встановлені рівні.

Радіоактивні речовини (радіонукліди) володіють різним ступенем стійкості. За певний час вони або розпадаються, або переходять в інший стан. Для оцінки стійкості радіонуклідів введено поняття періоду напіврозпаду  $T_{1/2}$ - час, протягом якого розпадається половина вихідного числа атомів радіонуклідів.

Зміна кількості радіоактивних атомів відбувається за експоненціальним законом:

$$N = N_0 \exp(-\lambda t), \quad 5.35$$

де  $N$  - число атомів, що не розпалися через час  $t$ ;

$N_0$ - початкове число атомів;

$\lambda$  - постійна розпаду.

Період напіврозпаду  $T_{1/2}$  визначається співвідношенням

$$N_0/2 = N_0 \exp(-\lambda t_{1/2}) \quad 5.36$$

звідки

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} = \frac{0,693}{\lambda}, \quad 5.37$$

$$N = N_0 \frac{1}{2^n}. \quad 5.38$$

Для оцінки ступеня стійкості радіонуклідів вводять поняття середнього часу життя  $\tau$ :

$$N = N_0 \exp(-t/\tau). \quad 5.39$$

Величина  $\tau$  дорівнює тому проміжку часу, протягом якого число атомів  $N_0$  зменшується в 2 рази. Тоді  $T_{1/2}$  і  $\tau$  пов'язані співвідношенням

$$T_{1/2} = 0,693\tau \quad 5.40$$

і з урахуванням (5.37)  $\tau = 1/\lambda$ .

## 1.5.20 Радіаційні ефекти

При взаємодії жорсткого випромінювання і високоенергетичних частинок з речовиною відбувається процес іонізації. Енергія частинок, здатних іонізувати середовище, визначається кінетичною енергією, а для фотонів рентгенівського й  $\gamma$ -випромінювань - співвідношенням  $h\nu$  ( $h$  - постійна Планка;  $\nu$  - частота випромінювання). Енергія іонізуючих частинок, як правило, виражається в електрон-вольтах (ев)

$$(1 \text{ ев} = 1,6 \cdot 10^{-19} \text{ Дж} = 1,6 \cdot 10^{-12} \text{ ерг}).$$

Потік  $\Phi$  іонізуючих частинок визначається відношенням числа частинок, що проходять через дану поверхню за одиницю часу, тобто  $\Phi = dN/dt$ .

Щільність потоку  $\phi$  визначається відношенням  $d\Phi/dS$ , а потік енергії іонізуючих частинок - величиною  $\Phi_E = dE/dt$ . Дана величина визначається відношенням сумарної енергії  $dE$  всіх частинок, що йдуть у даному напрямку за розглянутий проміжок часу  $dt$ .

Поглинена доза. Основною дозиметричною величиною, що використовується при кількісних оцінках впливу радіації на людину, є поглинута доза  $D_n$  іонізуючого випромінювання (доза випромінювання), що дорівнює відношенню середньої енергії  $dE$  іонізуючого випромінювання, поглиненої в аналізованому об'єкті, до одиниці маси  $dm$  речовини у цьому об'єкті:

$$D_n = \frac{dE}{dm}. \quad 5.41$$

У системі СІ одиницею поглинутої дози є грей (Гр), що дорівнює джоулю, поглинененому у кілограмі речовини. Позасистемною одиницею поглинутої дози є радий  $p$ , рівний 100 ерг/г; 1 рад =  $10^{-2}$  Гр.

Відношення збільшення поглинутої дози  $dD$  до інтервалу часу  $dt$ , за який воно сталося, називається потужністю поглиненої дози:

$$P = \frac{dD}{dt}. \quad 5.42$$

Значення  $P$  прийнято виражати у грей за секунду - Гр/с; грей за годину - Гр/год тощо.

Якщо закон зміни потужності дози згодом  $P(t)$  відомий, то доза за час  $t$  може бути знайдена за допомогою формули

$$D = \int_0^S P(t)dt. \quad 5.43$$

Співвідношення між ймовірністю виникнення радіаційного ефекту і дозою прийнято називати залежністю доза - ефект. Для стохастичних ефектів ця залежність в обмеженому інтервалі доз може бути апроксимована лінійною залежністю. У такому випадку середня доза може вважатися показником ймовірності наступних стохастичних ефектів. Для детермінованих (соматичних) ефектів залежність доза - ефект нелінійна.

Еквівалентна та ефективна дози. Біологічна дія іонізуючого випромінювання залежить не тільки від поглиненої дози випромінювання, а й від глибини проникнення у живий організм. Якщо радіаційне поле представлене різними по виду й енергії випромінюваннями з різними ваговими множниками  $W_R$ , які відносяться до дози, взятої за певним обсягом речовини, то для оцінки радіаційної небезпеки опромінення людини у такому полі вводиться еквівалентна доза, рівна сумі добутків поглинених доз компонентів випромінювання на відповідні їм вагові множники:

$$H_T = \sum_R W_R D_{T,R}, \quad 5.44$$

де  $D_{T,R}$  - поглинена доза, усереднена по  $T$ -й тканині або органу та освічена  $R$ -м випромінюванням.

Одиницею вимірювання еквівалентної дози служить зіверт (Зв), що дорівнює джоулю на кілограм. Як одиниця еквівалентної дози тривалий час використовувався біологічний еквівалент рентгена (бер): 1 бер =  $10^{-2}$  Зв. Визначення потужності еквівалентної дози аналогічно визначенню потужності поглиненої дози.

Співвідношення між еквівалентною дозою та ймовірністю стохастичних ефектів залежить і від особливостей органу або тканини, що піддалися впливу іонізуючого випромінювання. Тому доцільно ввести ще один ваговий коефіцієнт - так званий тканинний ваговий множник  $W_T$  (індекс  $T$  відноситься до відповідної тканини або органу). Множник  $W_T$  являє собою відносний внесок даного



органу або тканини у повний збиток, викликаний стохастичними ефектами при тотальному, рівномірному опроміненні всього тіла.

Введемо тепер поняття ефективної дози. Вона визначається як сума зважених еквівалентних доз у всіх тканинах і органах тіла

$$H_E = \sum W_T H_T. \quad 5.45$$

Використання поняття ефективної дози дозволяє врахувати відносний ризик опромінення різних органів.

Експозиційна доза. Експозиційна доза характеризує міру іонізаційної дії рентгенівського та  $\gamma$ -випромінювання; вона визначається по іонізації повітря при електронній рівновазі, що відноситься до умови рівності між енергією випромінювання, поглиненої у деякому об'ємі речовини, і сумарної кінетичної енергії вторинних частинок - електронів та позитронів, утворених у тому ж обсязі речовини під дією первинного випромінювання. Для визначення експозиційної дози вимірюється загальний електричний заряд йонованого знака, що виникає у повітрі під час опромінення.

Нехай при вимірюванні в об'ємі  $V$  повітря утворено  $N$  пар іонів (рівних числу іонів одного знаку). Тоді

$$D_{\text{експ}} = \frac{NW}{m_V}, \quad 5.46$$

де  $W$  - середня енергія, що витрачається на утворення однієї пари іонів у повітрі, що дорівнює 34 еВ:  $m_V$  - маса повітря об'ємом  $V$ .

Одиницею експозиційної дози у системі СІ є один кулон на кілограм (Кл/кг). Позасистемною одиницею експозиційної дози служить рентген (R). 1 рентген - це така доза, при якій в  $1 \text{ см}^3$  повітря при температурі  $0^\circ\text{C}$  і тиску 760 мм рт. ст. утворюється  $2,08 \cdot 10^9$  пар іонів.  $1 \text{ R} = 2,56 \cdot 10^{-4} \text{ Кл/кг} = 88 \text{ ерг/г}$ , тобто один рентген дорівнює приблизно одному раду. Ця позасистемна одиниця і її частки - мілірентген (mR), рівний  $10^{-3} \text{ R}$ , мікrorентген (мкR), що дорівнює  $10^{-6} \text{ R}$  та ін., широко використовуються на практиці.

Коллективна доза. При розгляді радіаційних ефектів, пов'язаних з опроміненням груп (популяцій) людей, вводиться поняття про колективну дозу. Сформулюємо поняття колективної дози в інтегральній формі. Припустимо, що досить велика кількість людей

$N(P)$  знаходиться у полі випромінювання з потужністю дози, що припадає на малий інтервал від  $P$  до  $P + dP$ . Тоді колективна потужність дози  $P_S$  виражається формулою

$$P_S \int_0^m PN(P) dP, \quad 5.47$$

причому передбачається, що потужність дози залежить від часу  $t$ .

Якщо залежність потужності дози від проміжку часу від  $t_1$  до  $t_2$  відома, то колективну дозу можна знайти, проінтегрувавши величину  $P_S(t)$  у межах  $t_1 - t_2$ :

$$D_S = \int_{t_2}^{t_1} P_S(t) dt. \quad 5.48$$

Парціальною дозою називають колективну дозу, обумовлену дією конкретного джерела за весь період його існування:

$$D_{S,K} = \int_0^{\infty} P_{S,K}(t) dt, \quad 5.49$$

де  $P_{S,K}(t)$  - парціальна колективна потужність дози в момент  $t$ .

Якщо є кілька джерел, то загальна колективна доза дорівнює сумі парціальних доз. Накопичення парціальної дози відбувається за весь час дії джерела, тому вивчення її тимчасової поведінки дозволяє прогнозувати подальший розвиток радіаційних умов, пов'язаних з випромінюванням цього джерела.

Якщо колективна доза визначається на підставі інформації про розподіл опромінюваних людей по індивідуальним дозам, отриманим (або які будуть отримані) від будь-якого джерела, то можна уявити величину  $D_S$  з урахуванням усіх  $N$  осіб значень доз від  $0$  до  $D_{max}$  у формі

$$D_S = \int_0^D DN(D) dD. \quad 5.50$$

Спрощений варіант цієї формули в дискретній формі, яку широко використовується на практиці, має вигляд

$$D_S = \sum_{i=1}^n D_i N(D_i), \quad 5.51$$

де  $D_i$  - середнє значення індивідуальної дози для  $i$ -го дозового інтервалу;

$N(D_i)$  - кількість людей, що одержали дозу, що припадає на  $i$ -й інтервал;

$n$  - повне число інтервалів, на які припадають всі значення індивідуальних доз.

Якщо в якості індивідуальної дози використовується поглинена доза, то колективну дозу називають колективною поглиненою дозою; одиницею виміру служить людино-грей. Якщо ж індивідуальною дозою є ефективна еквівалентна доза, то говорять про колективну еквівалентну або колективну ефективну дози відповідно. У таких випадках одиницею виміру є людино-зіверт.

Таким чином, поняття колективної дози дозволяє оцінити майбутній очікуваний збиток, пов'язаний з опроміненням даної популяції. Термін "очікуваний" дає можливість зв'язати очікування такого збитку з практикою, що призводить до опромінення.

Інтенсивність радіоактивного розпаду. За основний процес при радіоактивності прийнятий  $\alpha$  розпад, що супроводжується випускненням  $\alpha$  - або  $\beta$ -частинок, нейтронів та гамма-випромінювання. За умови, якщо в 1 с відбувається 1 розпад, подібну інтенсивність (активність) розпаду прийнято  $\alpha$  оцінювати в беккерелях (Бк). Застосовувані раніше одиниці активності пов'язані співвідношенням: 1 Рд (резерфорд) =  $10^6$  Бк; 1 Кі (кюрі) =  $3,7 \cdot 10^{10}$  Бк.

### 1.5.21 Природні джерела іонізуючого випромінювання

У результаті людської діяльності радіаційний вплив від природного випромінювання може істотно змінюватися. Наприклад, у будівлях, збудованих з матеріалів з підвищеним вмістом радіонуклідів, радіаційний фон збільшується. Аналогічний ефект має місце при використанні у побутових цілях природного газу, що містить, як правило, радон. Підвищується радіаційний фон в умовах польоту на літаку. Підвищений радіаційний фон може виникнути і поблизу вугільних теплоелектростанцій, оскільки при згорянні вугілля в атмосферу викидаються різні радіонукліди. Такого роду природний радіаційний фон називається технологічно підвищеним.

Фонове опромінення організму людини створюється космічним випромінюванням, штучними та природними радіоактивними

речовинами, які містяться у тілі людини і навколишньому середовищі.

Розрізняють зовнішні та внутрішні джерела земного походження. До складу перших входять радіонукліди, які містяться у гірських породах, воді, повітрі, будівельних матеріалах тощо. Випромінювання, що виділяється ними зумовлює зовнішній радіаційний вплив на людину. До других належать радіонукліди, які постійно надходять в організм людини з навколишнього середовища і містяться у ньому; ці радіонукліди відповідальні за його внутрішнє опромінення.

Іонізуюче випромінювання визначається як будь-яке випромінювання, взаємодія якого із середовищем призводить до утворення електричних зарядів різних знаків, тобто позитивних і негативних.

Розпад природних радіонуклідів призводить до утворення  $\alpha$ -частинок,  $\beta$ -частинок (електронів) і  $\gamma$ -квантів. Пробіг  $\alpha$  - і  $\beta$ -частинок настільки малий, що вони практично повністю поглинаються у біологічній тканині товщиною у кілька міліметрів. Тому при оцінці зовнішнього впливу випромінювання радіонуклідів, що містяться у земній корі, воді та повітрі, приймається до уваги лише більш проникаюче  $\gamma$ -випромінювання, тоді як для внутрішнього опромінення найбільш істотну роль відіграють  $\alpha$ -частинки, іонізуюча здатність яких значно більша, ніж  $\beta$  - і  $\gamma$ -випромінювань.

Виробництво електроенергії на вугільній теплоелектростанції пов'язане з спалюванням порівняно великих мас вугілля (у розрахунку на отримання 1 ГВт електроенергії необхідно спалити  $3 \cdot 10^9$  кг вугілля). При його згорянні в атмосферу потрапляє величезна кількість аерозольних частинок, що містять природні радіонукліди.

Фосфоритні породи містять у порівняно великій концентрації домішки урану-238, торія-232, продуктів їх розпаду та калію-40. Фосфоритна руда використовується як для переробки на добрива, так і для виробництва деяких сировинних матеріалів, наприклад фосфорної кислоти. Фосфорити входять також до складу

будівельного матеріалу - фосфогіпсу (хімічного гіпсу). Фосфатні добрива та різноманітні матеріали, що містять фосфор, являють собою потенційні джерела опромінення людей. Так, джерелами зовнішнього опромінення можуть бути поля, які містять фосфатні добрива, склади продукції, що містить фосфорити, заводи, що виробляють фосфатні добрива, тощо

Для фосфатних добрив очікувана колективна доза становить  $3 \cdot 10^{-6}$  чол.-Гр на 1 т готової продукції.

У табл. 5.11 наведено орієнтовні максимальні значення потужності поглиненої дози  $\gamma$ -випромінювання у повітрі усередині приміщень від природних радіонуклідів, що містяться у найбільш поширених будівельних матеріалах.

Таблиця 5.11

**Потужність Р поглиненої дози  $\gamma$ -випромінювання у повітрі в приміщеннях, що обумовлена застосуванням різних будівельних матеріалів**

Будівельний матеріал	Р, $10^8$ Гр/год	Будівельний матеріал	Р, $10^8$ Гр/год
Граніт	28...45	Вапняк	5,0
Вулканічний туф	24	Гіпс	4,0
Цегла	16...33	Деревина	Менше 0,4
Бетон	15...21		

Рівень радіоактивності у житловому приміщенні залежить від будівельних матеріалів: у цегляному, залізобетонному, шлакоблоковому будинку він у кілька разів вищий, ніж у дерев'яному. Відношення потужності поглиненої дози у повітрі усередині і поза приміщеннями для кам'яних будівель дорівнює приблизно 1,3, а для дерев'яних будинків - приблизно 0,7. З точки зору радіаційної екології проживання та перебування людей у дерев'яних будівлях є кращим.

Газова плита привносить у будинок не тільки токсичні гази (оксиди азоту, окис вуглецю тощо, включаючи канцерогени), але і радіоактивні гази. У приміщенні людина може піддаватися впливу

ізотопів радону, які надходять у приміщення через фундамент, підлога, воду.

Серед предметів широкого споживання зустрічаються товари, що містять радіонукліди природного походження і є порівняно інтенсивними джерелами іонізуючого випромінювання. До них відносяться годинник з светоскладом на основі радію-226 або містять тритій; кераміка, порцелянові, скляні вироби, сплави, що містять уран або торій; антистатичні засоби, що містять полоній ( $^{210}\text{Po}$ ), детектори диму, що містять радій або америцій; електронні та електричні прилади, що містять радіоактивні речовини або випускають радіаційне випромінювання, яке виникає при гальмуванні електронів.

### **1.5.22 Техногенні джерела іонізуючого випромінювання**

Науково-технічний прогрес призвів до появи іонізуючого випромінювання від штучних джерел, до яких відносяться всі ядерно-технічні установки, всі штучні радіоактивні речовини, наприклад радіонукліди, що застосовуються у медицині, рентгенівські установки.

Головними джерелами іонізуючих випромінювань і радіоактивного забруднення (зараження) є підприємства ядерного паливного циклу: атомні електростанції (реактори, сховища відпрацьованого ядерного палива, сховища відходів); підприємства з виготовлення ядерного палива (уранові рудники і гідрометалургійні заводи, підприємства з переробки і захоронення радіоактивних відходів). Крім того, джерелами радіоактивного забруднення можуть бути дослідницькі ядерні реактори, транспортні ядерно-хімічні установки і військові об'єкти (сховища ядерних боєприпасів, ракетні установки).

Техногенне джерело випромінювання - це джерело іонізуючого випромінювання, спеціально створеного для його корисного застосування або є побічним продуктом цієї діяльності. У даний час практично в будь-якій галузі господарства і науки у все більш зростаючих масштабах використовуються радіоактивні речовини та джерела іонізуючих випромінювань.

Особливо високими темпами розвивається ядерна енергетика. Так, виробництво електроенергії на АЕС на початку XXI ст. збільшилося до 2000 ГВт.

Ядерні матеріали доводиться возити, зберігати, переробляти. Всі ці операції створюють додатковий ризик радіоактивного забруднення навколишнього середовища, ураження людей, тварин і рослинного світу.

Розсіювання в атмосфері радіонуклідів, що містяться у викидах, призводить до формування зон забруднення біля джерела викидів. Зазвичай зони антропогенного опромінення жителів, які проживають навколо підприємств по переробці ядерного палива на відстані до 200 км, коливаються від 0,1 до 65% природного фону випромінювання.

Особливістю опромінення у медичних цілях є застосування іонізуючих випромінювань, що створюють відносно високі потужності дози і більші дози. У промислово розвинених країнах річні дози рентгенівського випромінювання на душу населення досягають ( $5 \cdot 10^4 \dots 1 \cdot 10^3$ ) Гр, що відповідає річній колективній дозі від медичного опромінення населення, що становить ( $5 \cdot 10^2 \dots 10^3$ ) чол. Гр на 1 млн осіб.

Для людини, яка проживає у промислово розвинених регіонах, річна сумарна еквівалентна доза опромінення з-за високої частоти рентгенодіагностичних обстежень досягає 3000...3500 мкЗв/рік (середня на Землі доза опромінення дорівнює 2400 мкЗв/рік). Для порівняння гранично допустима доза для професіоналів (категорія А) становить 50 000 мкЗв/рік.

Ядерні вибухи відрізняються різноманітністю умов їх проведення та відмінностями у поведінці радіонуклідів у навколишньому середовищі, що пов'язано з метеорологічними умовами, висотою піднімання радіоактивної хмари тощо.

Випробування ядерної зброї в атмосфері здійснюється з 1945 р. У 1963 р. випробування ядерної зброї в атмосфері були заборонені відповідною міжнародною угодою між провідними індустріальними державами. Китай продовжував випробування в атмосфері до початку 80-х років, Індія та Пакистан здійснили разові випробування у кінці 90-х років минулого сторіччя.

Доза опромінення, що створюється антропогенними джерелами, невелика порівняно з природним фоном іонізуючого опромінення, що досягається застосуванням засобів колективного захисту промислових джерел випромінювання. У тих випадках, коли на промислових об'єктах нормативні вимоги і правила радіаційної безпеки не дотримуються, рівні іонізуючого впливу різко зростають.

### **1.5.23 Біологічний вплив іонізуючого випромінювання**

Іонізуючі випромінювання представляють серйозну небезпеку для живих організмів біосфери, і особливо для людини. У сучасних умовах людина піддається опроміненню від різноманітних джерел іонізуючого випромінювання, багато з яких представляють реальну радіаційну небезпеку. Опромінення - це вплив на людину іонізуючого випромінювання.

Розрізняють професійне, медичне опромінення та опромінення населення.

У поняття "професійне опромінення" включаються ті види опромінення від техногенних джерел, які відбуваються під час роботи.

У поняття "медичне опромінення" входить опромінення, пов'язане з медичною діагностикою і лікуванням. У діагностичній радіології є великі можливості для зменшення доз. Існують дешеві заходи захисту, що дозволяють різко зменшити дози без зниження повноти діагностичної інформації та не призводять до істотного збитку для здоров'я пацієнта.

Під опроміненням населення розуміються всі види опромінення, крім професійного і медичного. Для контролю опромінення населення рекомендується використовувати визначені межі доз (НРБ-99).

Енергія іонізуючих випромінювань достатня для того, щоб викликати деструкцію атомних і молекулярних зв'язків у живій клітині, що дуже часто і призводить до її загибелі. Чим інтенсивніше процес іонізації у живій тканині, тим більший біологічний вплив цього випромінювання на живий організм. У результаті складних біофізичних процесів, що виникають під впливом іонізуючих випромінювань, в організмі утворюються різного роду радикали, які, у



свою чергу, можуть утворювати різні сполуки, не властиві здоровій тканині.

Вплив іонізуючого випромінювання на людину може відбуватися у результаті зовнішнього і внутрішнього опромінення. Зовнішнє опромінення викликають джерела рентгенівського і  $\gamma$ -випромінювання, потоки протонів і нейтронів, внутрішнє опромінення -  $\alpha$  - і  $\beta$ -частинки, які потрапляють в організм людини через органи дихання, травний тракт.

При внутрішньому опроміненні відбувається накопичення радіоактивних речовин (РР) у критичних органах (органах, накопичення ізотопів в яких приводить до найбільш сильного ураження організму).

Важкість ураження організму вище допустимого порогу залежить від потужності дози і зростає з її збільшенням по нелінійному закону. Ефекти такого роду, що пов'язані з втратою органом властивої йому функції, мають назву соматичних.

Наслідком опромінення можуть бути лейкемія та інші злоякісні новоутворення - рак легенів, молочної залози, шкіри, саркома тощо. Можливими наслідками опромінення є ураження кристалика, поява катаракт.

Під дією радіації виникають мутації - пошкодження генетичного матеріалу.

При попаданні радіонуклідів усередину організму при вдиханні, з їжею або при проникненні через шкіру можливий небажаний вплив випромінювання радіонуклідів на різні органи і тканини. При внутрішньому опроміненні найбільш небезпечний вплив ізотопів плутонію і полонію. Радіоактивні ізотопи можуть вибірково накопичуватися у певних органах.

Дозовою границею, що розділяє порівняно безпечні у радіаційному відношенні рівні опромінення від радіаційно небезпечних, є доза, рівна 0,5 Гр, що відповідає для рентгенівського й  $\gamma$ -випромінювань ефективній дозі 0,5 Зв, яка допускається при виникненні аварійних (надзвичайних) ситуацій. В інтервалі до 0,5 Гр радіаційний ризик пов'язаний значною мірою з ризиком злоякісних новоутворень.

## **ГЛАВА 2**

# **ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ АТМОСФЕРИ ВІД ВИКИДІВ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН**

## **2.1 ОЧИЩЕННЯ ПОВІТРЯ ВІД АЕРОЗОЛЬНИХ ДОМІШОК**

Спеціаліст з інженерного захисту навколишнього середовища повинен мати чітке уявлення про методи і способи очищення повітря від пилу, шкідливих газів і парів. Вирішення проблеми очищення повітря від аерозольних і газових забруднень вимагає спеціальних знань різних дисциплін, у першу чергу хімічної технології. Інженер, що спеціалізується в галузі захисту навколишнього середовища, повинен знати джерела виділення шкідливих аерозолів, пари і газів, властивості цих шкідливих речовин, характер їх впливу на організм людини, природне середовище, інші об'єкти тощо. Він повинен знати основні методи знешкодження найбільш поширених газових забруднень, область їх застосування, їх достоїнства і недоліки, основні показники, реальні можливості і перспективи у цій області.

### **2.1.1 Методи очищення аерозольних викидів**

Процес знепилювання повітря у загальному вигляді включає такі основні етапи (елементи):

запобігання поширенню "вихідної" аеродисперсної системи у повітрі робочої зони і збільшення стійкості цієї системи у напрямку строго обмеженої заздалегідь виділеної області (процес пиловловлення);

руйнування пилового аерозолю, що полягає у виділенні пилу з повітря (процес пилеочистки);

подальше зниження стійкості пилового аерозолю, що зберігся після реалізації попередніх етапів, який полягає у зменшенні

інтенсифікації поширення у повітрі частинок пилу, що залишилися і аерації дисперсного середовища у приземному шарі атмосфери (процес розсіювання пилу).

Кожен елемент системи можна реалізувати різними методами (аеродинамічним, гідродинамічним, електромагнітним, теплофізичним, механічним тощо), які визначаються характером спрямованих зовнішніх впливів на пиловий аерозоль. Будь-який метод може бути здійснений різними способами (зрошенням, піною, паром, туманом тощо), а спосіб - технічними засобами.

Знешкодження викидів припускає або видалення шкідливих домішок з інертного газу-носія, або перетворення його у нешкідливі речовини. Обидва принципи можуть бути реалізовані через різні фізичні і хімічні процеси, для здійснення яких потрібні певні умови. Розрахунки процесів і апаратів пилогазоочистки при їх проектуванні повинні бути спрямовані на створення умов, що забезпечують максимально повне знешкодження викидів.

Дисперсні забруднювачі на відміну від газоподібних фіксуються в атмосфері візуально вже при невеликих концентраціях, тому відсутність шлейфу зважених частинок і прозорість викиду є найпростішими критеріями його чистоти.

Численні способи очищення промислових газів від механічних домішок базуються на застосуванні двох груп методів - механічних і фізичних (рис. 6.1). До механічних методів очищення газів відносяться гравітаційна і інерційна сепарація; мокре очищення (промивання) газів; фільтрація через різні пористі матеріали, до фізичних - осадження в електричному полі і акустична коагуляція.

Для знешкодження аерозолів (пилу і туманів) використовують сухі, мокрі і електричні методи. В основі сухих методів лежать гравітаційні, інерційні, відцентрові механізми осадження або фільтраційні механізми. При використанні мокрих методів очищення газових викидів відбувається взаємодія між рідиною і запиленним газом на поверхні газових бульбашок, крапель або рідинної плівки. Електрична очистка газів заснована на іонізації молекул газу

електричним розрядом і електризації зважених у газі частинок з подальшим їх рухом до осаджувальних електродів.



**Рис 6.1** Класифікація методів і устаткування для очищення газів від шкідливих домішок

При обробці викидів, що містять тверді аерозольні забруднювальні речовини, низьких величин просакування (1...2% і менше) можна досягти, як правило, тільки двоступеневим очищенням. Для попереднього очищення застосовують жалюзійні решітки та циклонні апарати (іноді для невеликих викидів - пилоосаджувальні камери), а для остаточної - пористі фільтри, електрофільтри або апарати мокрої очистки.

Рідкі аерозолі (тумани) можуть бути зкоагульовані зміною параметрів стану (охолодження і підвищення тиску) з метою осадження у подальшому з використанням, як правило, мокрих способів уловлювання у мокрих скруберах, пористих і електричних фільтрах, абсорберах.

Мокрі способи очищення твердих і рідких аерозолів мають істотний недолік - необхідність відділення уловленого забруднювача від уловлюючої рідини. З цієї причини мокрі способи слід застосовувати тільки при відсутності інших методів очищення, віддаючи перевагу способам з мінімальною витратою рідини.

Неможливо вказати точні межі застосування тих чи інших фізичних і хімічних процесів до будь-якого з принципів знешкодження викидів або суворо співвіднести їх з певними агрегатними станами забруднювальних речовин. Так, процеси гравітаційного і інерційного осадження дисперсної частини викидів можуть бути використані і для відділення газів з високою щільністю, наприклад галогенідів важких металів. У той же час процеси охолодження і конденсації, які широко використовуються для газорозділення, застосовуються і для укрупнення субмікронних конденсаційних аерозолів ("виморожування" циклічних ароматичних вуглеводнів, коагуляція туманів тощо).

Проблеми, що виникають при розробці і проектуванні очисних систем, тісно пов'язані з загальними законами (циклічність, безвідходність тощо) і з конкретними закономірностями природних технологій. Так, наприклад, зважені частинки можуть осідати під впливом гравітаційних, інерційних, адгезійних, електростатичних та інших сил. Внесок кожної з них у результуючу дію залежить від великого числа факторів, пов'язаних з параметрами частинок середовища, конструктивними особливостями апаратів, тому навіть у найпростіших розрахунках очисних пристроїв (пилеосадні камери і жалюзійні решітки) неробхідно ґрунтуватися на експериментальних даних і виробничому досвіді.

Найбільш складні для очищення викиди, забруднювачі яких представляють багатофазну систему. Оскільки більшість сучасних очисних апаратів не пристосовані для одночасного знешкодження дисперсних і гомогенних забруднювачів, у загальному випадку подібні викиди повинні пройти послідовно чотири стадії обробки: попереднє і тонке очищення від аерозолу і потім попереднє і остаточне знешкодження газоподібного забруднювача. Зокрема,

якщо газоподібний забруднювач добре розчиняється у воді, може бути організована попередня обробка викидів мокрими способами, яка дозволить знизити концентрації як дисперсних, так і гомогенних забруднювачів.

Якщо тверді або рідкі аерозолі не містять інших елементів, крім вуглецю, водню і кисню (пил рослинного походження, вовняні волокна, тумани мінеральних масел тощо), то вони можуть бути знешкоджені в одну стадію - безпосереднім спалюванням у топках котлів і печей.

### **2.1.2 Основні закономірності руху і осадження частинок аерозолів**

Усі процеси вилучення з повітря зважених частинок включають, як правило, дві операції: осадження частинок на сухі або змочені поверхні і видалення осадів з поверхонь осадження.

В основу дії пилоуловлюючих і сепараційних пристроїв покладений певний фізичний механізм. У пилоуловлювачах і сепараційних пристроях застосовують такі способи відділення зважених часток від зважувального середовища, тобто повітря (газу): осадження у гравітаційному полі, осадження під дією сил інерції, осадження у відцентровому полі, фільтрування, осадження в електричному полі, мокра газоочистка тощо.

Гравітаційне осадження. Частинки аерозолі осаджуються з потоку забрудненого газу (повітря) під дією сили тяжіння. Осадження під дією гравітаційних сил відбувається з-за різної кривизни траєкторії руху складових викиду (газів і часток), вектор швидкості руху якого спрямований горизонтально. Для цього необхідно створити відповідний режим руху забрудненого газу в апараті з урахуванням розміру частинок, їх щільності тощо.

Інерційне осадження. Інерційне осадження засноване на тому, що частинки аерозолі і середовище зважаючи на значну різницю густин володіють різною інерцією. Інерційне осадження відбувається шляхом різкої зміни напрямку вектора швидкості руху викиду, при

цьому тверді частинки під дією інерційних сил, що рухаються по інерції у колишньому напрямі, відокремлюються від газового середовища і потрапляють у приймальний бункер.

Осадження під дією відцентрових сил. Викиду надається обертальний рух всередині циклонного апарату, при цьому тверді частинки відцентровою силою відкидаються на периферію апарату до його стінки, так як відцентрове прискорення у циклоні на кілька порядків більше прискорення сили тяжіння, що дозволяє видалити з викиду навіть дуже дрібні частинки.

Механічна фільтрація. Викид фільтрується через пористу перегородку з волокнистим, гранульованим або пористим матеріалом, при цьому аерозольні частинки затримуються перегородкою у її вузьких звивистих каналах і порах за рахунок ефекту зачеплення, а газова складова повністю проходить через неї.

Осадження у постійному електричному полі. При проходженні через електричне поле частинки аерозолі отримують заряд. Рухаючись до електродів протилежного знаку, вони осідають на них.

Мокра газоочистка. Змочування поверхні частинок і елементів апаратів водою або іншою рідиною сприяє затриманню частинок на даній поверхні.

У практиці пиловловлювання і сепарації аерозольних частинок використовують і інші методи: термофорез, фотофорез, укрупнення частинок в акустичному полі, вплив магнітного поля, біологічну очистку тощо.

У пилоуловлюючих і сепараційних пристроях поряд з основним механізмом уловлювання використовують й інші закономірності. Завдяки цьому загальна і фракційна ефективність апарату досягає більш високого рівня.

Процес очищення від шкідливих домішок характеризується трьома основними параметрами: загальною ефективністю очищення, гідравлічним опором, продуктивністю.

Рух частинок у прямолінійному потоці. Закони, що визначають рух частинок у спокійному повітрі, або, що те ж, закони обтікання їх повітрям, залежать від розмірів частинок. Аеродинамічний опір

частинки діаметром  $d_c$ , що рухається зі швидкістю  $w_c$  відносно повітря щільністю  $\rho_c$ , виражають формулою

$$F = \xi \frac{\pi d_c^2}{4} \rho_c \frac{w_c^2}{2}. \quad 6.1$$

Коефіцієнт аеродинамічного опору  $\xi$  залежить від числа Рейнольдса  $Re$ .

При русі з малими швидкостями і дуже невеликих розмірах частинок, коли  $0 < Re < 1$ ,  $\xi = 24/Re$ , а опір визначається за формулою Стокса:

$$F = 3\pi\mu_c d_c w_c. \quad 6.2$$

У тих випадках, коли досліджується рух, що характеризується великими значеннями  $Re$ , для визначення коефіцієнта аеродинамічного опору застосовують формулу Клячко:

$$\xi = \frac{24}{Re} + \frac{4}{\sqrt[3]{Re}}. \quad 6.3$$

В інтервалі  $3 < Re < 400$  ця формула дає відхилення від дійсних значень не більше 2%, при  $Re = 1000$  похибка становить близько 4%, а при  $Re = 0,1$  - близько 4%.

Рух частинок у криволінійній потоці. Установлено, що формула Стокса (6.2), отримана для сфери, обтічної прямолінійним поступальним потоком, і вона не цілком точно визначає навіть опір частинки, що седиментує у горизонтальному потенційному потоці. При обтіканні ж сфери криволінійним потоком симетричність ліній струму порушується і проявляється вплив ряду нових факторів.

Якщо рух відбувається по концентричних колах, а частинки повітря не обертаються (потенційний потік), то швидкості потоку  $v$  розподіляються за законом площ:

$$vR = k \text{ -- const.} \quad 6.4$$

Для визначення постійної  $k$  розглянемо плоску течію у криволінійній каналі одиничної товщини, утвореному двома концентричними поверхнями (рис. 6.2).

Об'ємна витрата  $Q$  потоку, що протікає зі швидкістю  $v$  по каналу, дорівнює



$$Q = \int_{R_1}^{R_2} v dR = v_2 R_2 \ln \frac{R_2}{R_1}.$$

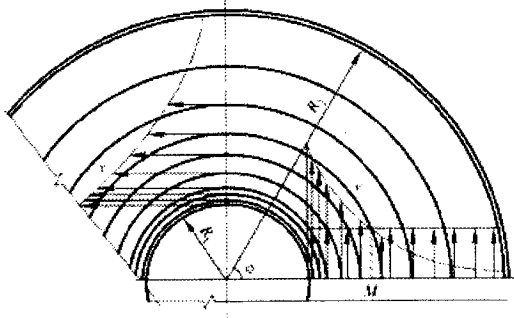
Так як  $Q/(R_2 - R_1) = v_0$ , то

$$v = \frac{v_0(R_2 - R_1)}{R \ln \frac{R_2}{R_1}} \quad \text{або} \quad k = vR = \frac{v_0(R_2 - R_1)}{\ln \frac{R_2}{R_1}}. \quad .5$$

В обертових потоках реальних в'язких газів швидкості розподіляються за законом, що декілька відрізняється від закону площ:

$$vR^\chi = \text{const}. \quad 6.6$$

при цьому значення показника ступеня  $\chi$  складає у різних випадках від 0,5 до 1.



**Рис. 6.2** Епюри швидкостей потенційної течії у криволінійному каналі

У центрі обертового потоку (ядро вихору)  $\chi = -1$ , а швидкості розподілені як у твердому тілі. У цьому випадку за аналогією з обертальним рухом твердих тіл постійна  $k$  може бути названа кутовою швидкістю обертання потоку. Опір сфери радіусом  $r$  дорівнює

$$F = 6\pi r \mu_v \omega_c - \frac{4}{3} \pi r^3 \rho_v \omega^* (\omega^* R) + \frac{2}{3} \pi r^2 \rho_v (\omega \omega_c). \quad 6.7$$

Перший член правої частини цього рівняння - сила Стокса в її звичайному вираженні, а другий і третій члени - додаткові компоненти аеродинамічного опору, обумовлені обертанням потоку. Другий член, по модулю дорівнює  $m_e v^2/R$ , являє собою доцентрову

силу об'єму повітря, витісненого сферою; третій член з модулем  $2\pi r^2 \rho_v \omega w_c$  - силу, спрямовану під прямим кутом до вектора швидкості відносного руху сфери у бік обертання потоку.

Сили інерції. Один з найважливіших результатів взаємодії пилових часток з їх захоплюючими повітряними потоками - прояв сил інерції.

На інерційній сепарації пилу з повітряних потоків засновані пристрої великої групи різноманітних "інерційних" пиловловлювачів, які отримали широке поширення у практиці знепилювання: циклони, жалюзійні пиловловлювачі, відцентрові скрубери, ротоклони тощо. У значній мірі силами інерції обумовлено відділення пилу при фільтрації повітря через пористі шари, осадження пилу на перешкоди, коагуляція пилових частинок у полі ультразвукових коливань тощо.

Віповідно до сучасних фізичних уявлень розрізняють два класи сил інерції:

ньютоніві сили інерції, що діють в інерційних системах, тобто у системах нерухомих або рухомих по відношенню до нерухомих прямолінійно і рівномірно;

сили інерції, що діють у неінерційних системах відліку, тобто у системах, що рухаються по відношенню до нерухомих з прискоренням.

Розглянемо насамперед ньютоніві сили інерції. Відповідно до першого закону Ньютона (закон інерції), в інерціальній системі координат кожне відокремлене тіло, на яке не діють сили з боку інших тіл, може рухатися тільки прямолінійно і рівномірно. Таким можна уявити рух пилової частинки у вакуумі, якщо відволіктися від сил тяжіння або допустити, що маса частинки досить мала, щоб можна було б на деякий проміжок часу знехтувати впливом цих сил, наприклад на викривлення її траєкторії.

Частинка, що рухається у повітряному середовищі, відчуває на собі її вплив. Згідно другого закону Ньютона, у результаті цього впливу у частинки виникає прискорення відносно нерухомої системи

координат і швидкість її руху починає зменшуватися. Прискорення завжди пропорційно діє на частинку силу опору середовища і за напрямом збігається з напрямком цієї сили.

Якщо абсолютна швидкість частинки відносно нерухомої системи координат дорівнює  $w$ , а швидкість повітряного середовища (потoku) -  $v$ , то сила інерції

$$m \frac{dw}{dt} = 3\pi\mu_n d_c (v - w), \quad 6.8$$

або

$$\frac{dw}{dt} = \frac{1}{\tau} (v - w), \mu,$$

де

$$\tau = m / (3\pi\mu_n d_c) \quad 6.9$$

У цьому випадку прискорюючу дію на частку надає повітряне середовище. Прискорююча сила, що прикладена до частинки, представлена правою частиною рівняння (6.8).

Згідно з третім законом Ньютона, кожна дія викликає рівну їй і протилежну за напрямом протидію. Ньютонівська сила інерції являє собою силу протидії прискореної частинки і як сила реакції прикладена до повітряного середовища, що її прискорює. Таким чином, діюча сила аеродинамічного опору і протидіюча їй сила інерції, що характеризують взаємодію частинки з повітряним потоком, мають одну і ту ж природу.

Для дослідження сил інерції другого класу розглянемо поведінку частинки у потоці, перебіг, наприклад, у конфузорній частині труби пиловловлювача Вентурі, у нерухомій системі координат. По мірі звуження перерізу конфузора швидкість потоку  $v$  швидко зростає. Швидкість же руху частинки  $w$ , рівна у момент входу в конфузор  $w_0 = v_0$ , змінюється повільніше, і тому завжди існує значення  $w_c = w - v$ , відмінне від нуля.

Введемо рухому систему координат, що рухається разом з потоком, тобто рухається прискорено із змінною швидкістю  $v$  по відношенню до нерухомої системи координат. Абсолютна швидкість частинки  $w = v + w_c$ , при цьому  $v$  може бути названа швидкістю

переносного руху, а  $w_c$  - швидкістю відносного руху. Відповідно прискорення складе

$$\frac{dw}{dt} = \frac{dv}{dt} + \frac{dw_c}{dt}.$$

Спостерігач, пов'язаний з рухомою системою координат і тому не помічає її прискорення  $dv/dt$ , повинен буде зазначити, що пилова частинка рухається з прискоренням, рівним  $dw/dt - dv/dt$ , що він не зміг би пояснити дією яких-небудь конкретних сил. Для пояснення цього явища необхідно ввести у розгляд силу інерції -  $mdv/dt$ , спрямовану у бік, протилежний напрямку потоку. Рівняння руху частинки відносно рухомої системи координат прийме вигляд

$$\frac{dv}{dt} + \frac{dw_c}{dt} = -\frac{1}{\tau} w_c.$$

Внаслідок довільності вибору швидкості рухомої системи координат  $v$  може довільно змінюватися і значення сили становить  $mdv/dt$ . Очевидно, однак, що ця сила також є силою реакції частинок.

Сепарація пилу з повітряних потоків відбувається у результаті дії сил тяжіння, інерції, електричних, а також у результаті молекулярної і турбулентної дифузії. Взаємодія між частинками може призводити до їх укрупнення і тим самим сприяти подальшій сепарації. У всіх випадках остаточне відокремлення пилу від повітряних потоків і його уловлювання визначаються дією сили тяжіння частинок або умовами їх контакту з поверхнями, на які вони осаджуються, зокрема з поверхнями рідин.

Осадження пилових частинок на сухих поверхнях. Сучасна теорія пиловловлення виходить з уявлення, що кожне зіткнення частинки з перешкодою завершується її прилипанням; частка відділяється від потоку і може вважатися уловленою. Насправді це справедливо тільки для дуже дрібних частинок. Великі частинки, торкнувшись у процесі сепарації поверхні, можуть відскочити від неї і знову повернутися у повітряний потік.

Зіткнення частинок з перешкодою підпорядковується закономірностям удару. Коефіцієнт  $k$  відновлення швидкості частинки після удару можна прийняти рівним 0,8. Відскоку

мікрочастинок після удару перешкоджають сили адгезії. Якщо кінетична енергія відскоку часток (у припущенні відсутності сил адгезії) менше енергії адгезії, то частинки прилипають, в іншому випадку вони відскакують. Таким чином, якщо знехтувати силою тяжіння частинки, гранична умова її прилипання виразиться рівнянням

$$(mw^2)/2 = E_{ад}, \quad 6.10$$

де  $w$  - швидкість відскоку у припущенні відсутності сил адгезії;  
 $E_{ад}$  - енергія адгезії.

Зі збільшенням розмірів частинок ( $d > 2$  мкм) адгезія все у більшій мірі визначається розміром (радіусом) виступів їх шорсткої поверхні. Контакт може здійснюватися як в одній, так і у декількох точках.

У виразі (6.10) енергія адгезії, тобто робота, що витрачається на подолання сил адгезії, при зміні зазору між контактуючими тілами дорівнює

$$E_{ад} = \int_0^{\infty} F_{ад} dh.$$

Сила адгезії убуває дуже швидко - пропорційно квадрату або навіть кубу розміру зазору у найбільш вузькому місці, стаючи надзвичайно малою величиною вже при зазорах розміром близько 1 мкм.

Якщо прийняти, що  $E_{ад} = F_{ад} \cdot h$ ,  $h = 6A$ , то отримаємо  $E_{ад} = 0,012 \cdot 6 \cdot 10^{-8} d_q$ . Тоді з умови (6.10) отримаємо

$$w^2 = \frac{2 \cdot 0,012 \cdot 6 \cdot 10^{-8}}{m} d_q \cdot \frac{1 - k^2}{k^2}, \quad 6.11$$

звідки граничне значення швидкості (см/с), при якому ще можливо прилипання частинок становить

$$w = 0,249 / d_q, \quad 6.12$$

де  $d_q$  - розмір частинок, мкм.

З виразу (6.12) видно, що частинки розміром близько 1 мкм можуть прилипати до поверхонь при швидкостях зіткнення приблизно 0,3 см/с. При деформації частинок або волокон і при утворенні на контактуючих тілах шару адсорбованих молекул води

та вуглеводнів умови адгезії можуть ставати більш сприятливими. За розрахунками, за рахунок деформації синтетичних волокон при ударі по них твердих пилових частинок  $F_{ад}$  збільшується в 2...3 рази. Тим не менш сухі поверхні волокон і інших перешкод не можуть надійно утримувати великі пилові частинки, хоча початкове осадження їх з повітряних потоків відбувається так само, як і на змочених поверхнях.

У процесі послідовних зіткнень великих частинок з волокнами фільтруючого шару швидкість їх поступово зменшується, так як вона не може відновлюватися повітряним потоком миттєво. При цьому створюються більш сприятливі умови для їх седиментації і механічного утримання у фільтруючому шарі.

Максимум ефективності сухих фільтрів відповідає крупності частинок 4...6 мкм; при більшій крупності частинок ефективність фільтрів різко знижується. Змочені фільтри зберігають високу ефективність в області більш великих часток.

Заповнювати сухі фільтри краще полімерними матеріалами, так як деформація поверхні цих матеріалів при ударі по них частинок покращує умови контакту і адгезії.

Осадження частинок у турбулентному потоці. Характер впливу турбулентних пульсацій на поведінку частинок являє виключний інтерес для пиловловлювання, оскільки в апаратах найчастіше спостерігається турбулентний плин запиленого газового потоку. Проте поведінка частинок у турбулентному потоці менш вивчена, ніж у ламінарному. Так, до кінця не вивчено питання про ступінь захоплення частинок турбулентними пульсаціями. Розрахунки показують, що практично повне захоплення частинок пульсаціями відбувається при  $\tau_p \leq 0,01$ , тобто при  $d_{ч} \leq 60$  мкм для частинок щільністю  $\rho_{ч} = 1000$  кг/м<sup>3</sup>. Частинки ж розміром близько 1 мм практично не беруть участь у пульсаціях середовища.

При  $Re_{\tau} > 10^4$  у прямокутному каналі (за винятком прикордонного шару) коефіцієнт турбулентної дифузії частинок  $D_T$  (м<sup>2</sup>/с) є постійною величиною і може бути визначений за формулою

$$D_T = 0,044v_r Re_r^{0,75}. \quad 6.13$$

Швидкість осадження частинок за рахунок дифузії невелика і до того ж різко зменшується із зростанням розміру частинок.

Значно більше значення на практиці має інерційне осадження частинок турбулентного потоку. Відомо, що швидкості пульсації по мірі наближення до стінки зростають і починають спадати лише на дуже малій відстані від неї. З іншого боку, діаметр вихорів у міру наближення до стінки зменшується, а перпендикулярні стінці дрібномасштабні пульсації спостерігаються вже на відстані декількох мікрометрів від стінки. Тому, незважаючи на повне захоплення частинок турбулентними пульсаціями, в центральній частині потоку поблизу стінок на них можуть впливати значні інерційні сили, що сприяють їх осадженню.

Інерційне осадження у турбулентному потоці відбувається і при обтіканні газом тіл, встановлених або таких, що рухаються назустріч потоку. Осадження відбувається як на навітряній, так і на підвітряній стороні тіла, причому іноді на підвітряній стороні осадження відбувається інтенсивніше. Остання обставина пояснюється гідродинамічними умовами обтікання тіла. Найкращі умови для підвітряного осадження - досить висока для інерційного осадження частинок швидкість у вихорах і не занадто швидке їх вилучення від обтічного тіла.

Для розрахунку ефективності осадження частинок при турбулентному плинні газового потоку на трубчастих і пластинчастих поверхнях запропоновано рівняння

$$\eta = 1 - e^{-4 \frac{w_{ч. турб} \cdot l}{h \cdot D_e}}, \quad 6.14$$

де  $w_{ч. турб}$  - швидкість турбулентного осадження зважених частинок, м/с;

$l$  - довжина труби чи каналу, м;

$D_e$  - еквівалентний діаметр каналу (для плоскопаралельних каналів  $D_e = 2h$ , де  $h$  - ширина каналу), м.

Сумарна ефективність уловлювання частинок. Зазвичай уловлювання частинок аерозолі здійснюється у пилеуловлювачі під

впливом декількох механізмів осадження одночасно. Запропоновано ряд емпіричних формул для розрахунку ефективності при спільній дії двох і більше механізмів осадження. Наприклад, для розрахунку сумарного впливу трьох механізмів осадження - інерції, зачеплення і дифузії - було запропоновано наступне рівняння:

$$\eta = 6S_{st}^{-2/3} Re_{\text{ч}}^{-1/2} + 3R^2 Re_{\text{ч}}^{1/2}. \quad 6.15$$

Оскільки окремі механізми осадження взаємопов'язані, загальну ефективність можна представити у вигляді суми

$$\eta = \eta_G + \eta_{St} + \eta_g + \eta_D + \dots$$

Найкраще наближення досягається при допущенні, що частинки, не зловлені у результаті дії одного з механізмів, будуть вловлюватися за рахунок дії інших. Загальна ефективність осадження у цьому випадку може бути визначена за рівнянням

$$\eta = 1 - (1 - \eta_{St})(1 - \eta_g)(1 - \eta_D)(1 - \eta_G) \dots \quad 6.16$$

Якщо один або два механізми відіграють вирішальну роль при уловлюванні частинок, то у цьому конкретному випадку слід розраховувати величину  $\eta$  за найбільш імовірним механізмом осадження. Інші механізми будуть відігравати другорядну роль і ними можна знехтувати.

### 2.1.3 Гравітаційне осадження частинок аерозолів

Робота гравітаційних пилоуловлюючих пристроїв заснована на законах гравітаційного осадження, тобто осадження пилових частинок під дією сили тяжіння. Явища осадження мають місце також в апаратах, дія яких заснована на використанні інших сил.

Розглянемо прямолінійний рівномірний рух частинки, що підкоряється закону Ньютона. Можливі конвективні струми не враховуються. При русі частинка зустрічає опір середовища, який може бути визначено

$$F_o = \xi_{\text{ч}} S_{\text{ч}} w_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}} / 2, \quad 6.17$$

де  $\xi_{\text{ч}}$ - аеродинамічний коефіцієнт опору частинки;



$S_q$  - проекція поперечного перерізу частинки на напрямок її руху (площа миделева перерізу),  $m^2$ ;

$w_q$  - швидкість частинки,  $m/s$ ;

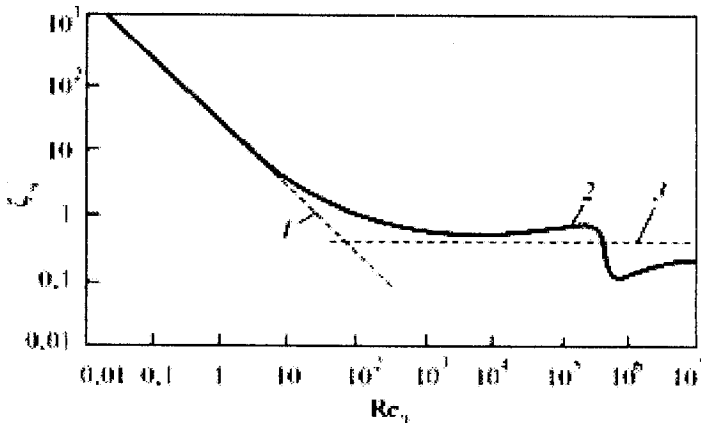
$\rho_c$  - щільність середовища,  $kg/m^3$ .

Коефіцієнт опору частинки  $\zeta_q$  залежить від числа Рейнольдса  $Re_q$  для кульової частинки

$$Re_q = w_q d_q \rho_c / \mu_c, \quad 6.18$$

де  $d_q$  - діаметр частинки,  $m$ ;  $\mu_c$  - динамічна в'язкість повітря (газу),  $Pa \cdot s$ .

Графік, що виражає залежність  $\zeta_q$  від  $Re_q$  (рис. 6.3.), складається з трьох частин. При  $5 \cdot 10^2 < Re_q < 5 \cdot 10^5$  опір характеризується в області розвиненої турбулентності законом Ньютона. На цій ділянці коефіцієнт опору  $\zeta_q$  автотделей щодо числа Рейнольдса ( $\zeta_q = 0,44$ ). При  $Re_q < 1$  сила опору визначається законом Стокса. Залежність  $\zeta_q$  від  $Re_q$  виражається прямим ділянкою у логарифмічних координатах.



**Рис. 6.3** Залежність коефіцієнта лобового опору кульової частинки  $\zeta_q$  від критерію  $Re_q$ ;

1 - область дії закону Стокса; 2 - стандартна крива; 3 - область дії формули Ньютона

Згідно з експериментальними даними, коефіцієнти опору для кульової пилової частинки мають значення, наведені у таблиці. 6.1.

Таблиця 6.1

## Залежність коефіцієнта опору від режиму руху

$Re_{\text{ч}} < 2$	$2 < Re_{\text{ч}} < 500$	$500 < Re_{\text{ч}} < 150\,000$
$\zeta_{\text{ч}} = 24/Re_{\text{ч}}$	$\zeta_{\text{ч}} = 18,5/Re_{\text{ч}}^{0,4}$	$\zeta_{\text{ч}} = 0,44$

Прийнявши значення  $\zeta_{\text{ч}} = 24/Re_{\text{ч}}$  для випадку ламінарного руху в області  $Re_{\text{ч}} < 2$ , підставимо значення у формулу Ньютона (6.17):

$$F_o = (24/Re_{\text{ч}})(\pi d_{\text{ч}}^2/4)(w_{\text{ч}}^2 \rho_c/2) = 24\mu_c \pi d_{\text{ч}}^2 w_{\text{ч}}^2 \rho_c / (8w_{\text{ч}} d_{\text{ч}} \rho_{\text{ч}}) \quad 6.19$$

і отримаємо

$$F_c = 3\pi\mu_c d_{\text{ч}} w_{\text{ч}}. \quad 6.20$$

Ця формула виражає закон Стокса: силу опору, яку отримує тверде кульове тіло при повільному русі у необмеженому в'язкому середовищі, вона прямо пропорційна швидкості поступального руху, діаметра тіла і в'язкості середовища.

Якщо розглядається рух не шароподібної частинки, у розрахункових формулах значення  $\zeta_{\text{ч}}$  множать на динамічний коефіцієнт форми  $\chi$ , замість  $d_{\text{ч}}$  вводять еквівалентний діаметр:

$$\chi = d_e^3/d_{\text{ч}}^3, \quad 6.21$$

де  $d_e$  - еквівалентний діаметр частинки, що дорівнює діаметру кулі, обсяг якого дорівнює обсягу цієї частки, м.

Значення  $\chi$  для частинок різної форми: кулястої - 1; округленої з нерівною поверхнею - 2,4; довгастої - 3; пластинчастої - 5; для змішаних тіл - 2,9.

У русі частинки, що здійснює осадження під дією сили тяжіння у нерухомому середовищі, можна розрізнити три стадії:

початковий момент падіння;

рух із збільшенням швидкості до того моменту, поки сили опору і сили тяжіння не врівноважаться;

рівномірний рух з постійною швидкістю.

Перші дві стадії мають малу тривалість.

В області дії закону Стокса швидкість осадження кульової частинки дорівнює

$$w_{\text{ч}} = \frac{d_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}}}{18\mu_{\text{с}}} g = g\tau_{\rho}, \quad 6.22$$

де  $\rho_{\text{ч}}$  - щільність частинки, кг/м<sup>3</sup>;

$g = 9,81 \text{ м/с}^2$  - прискорення вільного падіння;

$\tau_{\rho} = d_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}} / (18\mu_{\text{с}})$  - час релаксації частинки, с.

Щільністю повітря (газу) нехтуємо.

Якщо швидкість повітря дорівнює швидкості осадження і спрямована проти неї, то швидкість осадження частинки пилу у повітрі дорівнює нулю.

Швидкість повітря у висхідному потоці, при якій частинка нерухома (або здійснює коливальні рухи), називається швидкістю витання. Таким чином, постійна швидкість осадження частинки пилу у нерухомому повітрі дорівнює швидкості її витання.

Поняття "швидкість витання" важливо для систем і пристроїв, в яких відбувається переміщення газоподібного середовища з завислими у ньому частинками (пневмотранспорт, аспірація, пиловловлювачі, котрі працюють в основному на принципі гравітації).

Седиментація найбільш повно проявляється у спокійному середовищі і у ламінарних потоках. Проста модель осадження частинок у осаджувальній камері (рис. 6.4) виходить на основі припущення про фронтальний характер течії газу через камеру і рівномірному розташуванні частинок у газі.

З рівняння руху пилової частинки, яка перебувала у спокої в момент часу  $\tau = 0$ , а потім повільно осідаючої зі швидкістю  $w$  під дією сили тяжіння ( $0 < \text{Re} \ll 1$ ),

$$\frac{dw}{dt} + \frac{w}{\tau} - g = 0. \quad 6.23$$

Швидкість осадження частинки складе:

$$w = w_s (1 - e^{-1/\tau}),$$

де  $w_s$  - постійна швидкість витання, рівна

$$\frac{1}{18\mu_{\text{с}}} d_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}} g.$$

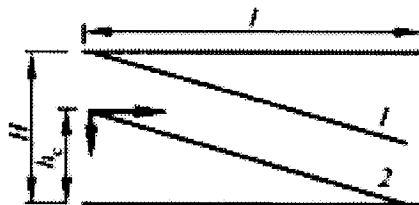


Рис. 6.4 Схема осадження частинок у камері:

1 - очищена зона; 2 – гранична траєкторія

Як правило, час перебування  $t$  частинки у каналі значно більше часу релаксації  $\tau$ . Внаслідок цього величиною  $e^{-t/\tau}$  можна знехтувати і прийняти швидкість осадження нерівної швидкості витання  $w_s$ . Осадження частинок під дією власної ваги відбувається дуже повільно ( $w = g\tau$ ).

У ламінарному потоці складові швидкості течії в будь-якій його точці можуть бути виражені через функцію струму  $\psi$ :

$$v_L = \frac{d\psi}{dH}; \quad v_H = \frac{d\psi}{dH}.$$

Якщо прийняти, що швидкість  $w_L$  руху частинки в напрямку потоку дорівнює швидкості потоку  $v_L$ , то складові швидкості частинки можна виразити наступними рівняннями:

$$\frac{dL}{dt} = \frac{d\psi}{dH}; \quad \frac{dH}{dt} = -\frac{d\psi}{dL} = w_s.$$

У результаті отримаємо диференціальне рівняння траєкторії частинок  $w_s dL = -d\psi$ . Інтегруючи по довжині каналу  $L$ , отримаємо

$$w_s L = \psi_0 - \psi_L,$$

де  $\psi_0$  і  $\psi_L$  - значення функції струму у точках, займаних часткою відповідно при вході у канал і виході з нього.

Функція струму виражає обсяг повітря, що протікає в одиницю часу між дном каналу одиничної ширини і цією лінією (поверхнею) струму.

Оскільки траєкторії частинок, що осаджуються, перетинають дно каналу,  $\psi_L = 0$ , вони розмежовують траєкторії часток, що осаджуються і не осаджуються. Для частинок, що осаджуються  $\varphi_0 = w_s L$ . Якщо

позначити загальні витрати потоку через  $v_{cp}H$ , то ефективність седиментаційного осадження частинок  $E$ , буде характеризуватись співвідношенням

$$E = \frac{w_s L}{v_{cp} H}.$$

Довжина каналу, необхідна для повного осадження всіх частинок зі швидкістю витання  $w_s$ , становить:

$$L = \frac{v_{cp} H}{w_s}.$$

Як видно з останнього виразу, ефективність осадження не залежить від характеру розподілу швидкостей.

Для відокремлення дрібних частинок більш дієвим є чинник дифузії. Чим дрібніші частинки, тим у більшій мірі виявляється їх здатність до молекулярної (броунівської) дифузії у всіх випадках і до турбулентної дифузії у турбулізованих потоках аерозолів.

У процесі дифузії частинки не залишаються на одній лінії струму. Здійснюючи невпорядкований рух, вони перемішаються також у напрямках, поперечних до лінії струму, наближаючись до границь потоків і до поверхні обтічних перешкод, аж до зіткнення з ними.

Для осадження часток розміром  $d_q < 0,2$  мкм молекулярна дифузія є визначальною. Результат броунівського руху частинок розміром  $d_q > 1$  мкм, коли коефіцієнт дифузії  $D < 10^{-7}$  см<sup>2</sup>/с, дуже малий. Молекулярна дифузія враховується у теорії високоефективних фільтрів, призначених для уловлювання дуже дрібнодисперсного пилу.

Вплив турбулентної дифузії поширюється на частинки значно більшого розміру. Дослідження показують, що частинки розміром  $d_q < 30$  мкм повністю захоплюються турбулентними пульсаціями. Повнота захоплення частинок турбулентними пульсаціями залежить від їх маси або інерції. Таким чином, навіть у дифузійному осадженні сили інерції відіграють важливу роль, а у більшості випадків практики знепилювання вентиляційного повітря сили інерції є визначальним фактором.

## 2.1.4 Інерційне осадження аерозольних частинок

При інерційному осадженні потік аерозолю, що переміщається зі значною швидкістю, змінює напрямок руху. Аерозольні частинки, що рухаються у потоці, внаслідок великої інерції не сліднують за потоком, а прагнуть зберегти початковий напрямок руху, рухаючись в якому осідають на стінках, перегородках, сітках та інших елементах апарату.

При обтіканні твердого тіла (або краплі) запиленим потоком частинки внаслідок більшої інерції продовжують рухатися поперек вигнутих ліній струму газів (рис. 6.5) і осаджуються на поверхні тіла (краплі).

Коефіцієнт ефективності інерційного осадження визначається часткою частинок, що покинули потік при зміні напрямку внаслідок обтікання ними різного роду перешкод.

Інерційна сепарація може відбуватися у криво - і прямолінійних потоках. При теоретичному розгляді циклонічної сепарації зазвичай брали, що тангенціальна складова швидкості руху частинки збігається зі швидкістю середовища, і визначали радіальну складову її відносної швидкості, що виникає під дією відцентрової сили у залежності від швидкості повітря та геометрії циклону.

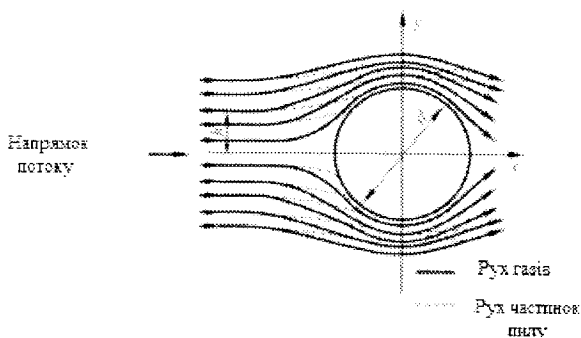


Рис. 6.5 Осадження частинок на кулі (краплі)

Формули для визначення розміру найменших частинок, що повністю сепаруються у циклоні, виведені з однієї і тієї ж умови - рівності відцентрової сили силі опору середовища:

$$m\omega^2 R = 3\pi\mu_p d_p w_c. \quad 6.24$$

У прямолінійних потоках інерційні ефекти проявляються при обтіканні перешкод. Перешкоди можуть мати вигляд плоских перфорованих листів, рейок, циліндрів (волокна, круглі стрижні), окремих сферичних тіл (кулі, краплі, зерна) тощо. Такими перешкодами у знепилюючих пристроях є окремі елементи заповнення фільтрів і пиловловлювачів, а також краплі рідини, що розбризкуються у мокрих пилеуловлювачах.

Інерційне осадження у даному випадку обумовлюється викривленням ліній струму повітря при обтіканні ним перешкод. Ефективність осадження або коефіцієнт захоплення визначається співвідношенням числа частинок, що ударяються з перешкодою, з числом частинок, які перетнули б контур перешкоди, якщо останнє не відхиляло б течії.

Аналітичне рішення рівнянь руху частинок при обтіканні перешкод ускладнене необхідністю обліку розподілу швидкостей поблизу перешкод, співвідношення розмірів часток і перешкод, а також числа Рейнольдса. Був розглянутий процес осадження частинок з потоку шириною 2 см на нескінченній пластинці, встановленій перпендикулярно напрямку потоку, при її симетричному обтіканні. Було встановлено, що при значеннях критерію Стокса  $St > 1/4$  ( $1/v_x$ ) частинки рано чи пізно осідають на нескінченній пластинці, а при значеннях критерію Стокса  $St < 1/4$  ( $1/v_x$ ) частки взагалі не осаджуються на ній.

Фізично це явище пояснюється гальмуванням потоку, що несе частинки, поблизу передньої критичної точки обтікання - точки застою. Рух частинок малого розміру при цьому сповільнюється настільки, що вони втрачають інерцію і під впливом поперечних складових швидкості потоку зносяться паралельно платівці, не досягаючи її поверхні.

Виявилось, що критичні умови осадження існують для широкого класу симетричних потоків аерозолів. Було виявлено, що критичні значення критерію Стокса  $St_{кр}$  залежать від форми обтікання перешкоди і пов'язані з поведінкою потоку близько точки застою.

Осадження частинки на перешкоді відбувається не тільки при перетині його контуру траєкторією центру частинки, але і тоді, коли частка торкнеться перешкоди, тобто, наприклад, коли центр кулястої частинки наблизиться до перешкоди на відстань, рівну радіусу частинки. Цей "ефект зачеплення" істотно збільшує ефективність осадження частинок на дуже тонких волокнах або інших перешкодах, коли розміри частинки сумірні з розмірами перешкоди.

У високоефективних повітряних фільтрах діаметр волокон часто є величиною одного порядку з розмірами частинок. До таких фільтрів відносяться, наприклад, целюлозно-азбестові фільтри, в яких на каркасі з щодо великого целюлозного волокна покладені волокна азбесту діаметром частки мікрометра, а також неткані волокнисті фільтри із суміші товстих і тонких волокон. У цьому разі відхилення траєкторії частинок при обтіканні волокон малі, як і при дуже великих значеннях критерію Стокса  $St$ .

З іншого боку, якщо розміри частинок набагато менші діаметра волокон, має місце значний ефект зачеплення.

Таким чином, значення  $St_{кр}$  визначає для тіла даної конфігурації мінімальний діаметр частинок  $d_{min}$  які осідають на ньому:

$$d_{min} = \sqrt{\frac{18\mu_B St_{кр} l}{v_{min} \rho_{ч}}}. \quad 6.25$$

Чим більше значення  $St_{кр}$ , тим гірше відбувається інерційне осадження дрібних частинок при інших рівних умовах. Виявилось, що меншими значеннями  $St_{кр}$  характеризуються тіла більш обтічної форми. Частки уловлюються тим краще, чим більше їх щільність  $\rho_{ч}$  і швидкість потоку і менші лінійні розміри перешкоди.

Критичні значення критерію Стокса та значення мінімального діаметра частинок, які осаджуються, для деяких перешкод, що використовуються у знепилюючих пристроях, наведені у табл. 6.2.

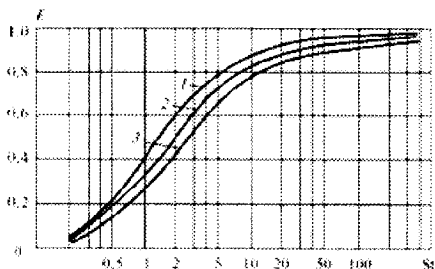


Таблиця 6.2

**Критичні значення критерію Стокса деяких перешкод,  
характерних для фільтрів і пиловловлювачів**

Перешкода	$St_{кр}$	Діаметр перешкоди, мкм	Швидкість обтікаючого потоку, м/с	Діаметр найменшої частинки, що осаджується на перешкоді, мкм
Циліндричні волокна або дріт (включаючи плівку замаслену при її наявності)	1/8	30	1,5	0,39
			2,5	0,3
		60	2,5	0,43
		350	1,5	1,38
		450	1,5	1,56
		900	2,5	1,7
Крапля сферична	1/12		2,5	0,33
		50	15	0,134
			100	0,052
			2,5	1,04
		500	15	0,425
		100	0,16	

На рис. 6.6 наведено результати розрахунку осадження на циліндричних перешкодах. Параметр  $\varphi = Re^2/St$  враховує дійсне значення числа  $Re$  обтікання частинки і характеризує ступінь відхилення від формули Стокса, якій відповідають дуже малі значення  $\varphi$  ( $\varphi \approx 0$ ). Теорія інерційного осадження розглядає осадження частинок на фронтальній (передній) частині обтічного тіла і не враховує їх осадження на задній поверхні тіла, яке може відбуватися за рахунок турбулентних пульсацій газового потоку. Це явище стає істотним при малих значеннях критерію  $St$ , тобто при уловлюванні субмікронних частинок пилу. Тому навіть при  $St < St_{кр}$  ефективність осадження не дорівнює нулю.



**Рис. 6.6** Ефективність  $E$  інерційного осадження пилових частинок при потенційному обтіканні циліндра:  
 1 -  $\varphi = 0$ ; 2 -  $\varphi = 100$ ; 3 -  $\varphi = 1000$

### 2.1.5 Відцентрове осадження частинок аерозолів

Інерція пилових частинок, зважених у повітряних потоках, проявляється при будь-яких змінах швидкості потоку. У техніці знепилювання широко використовується інерційна сепарація, що відбувається при порівняно плавному, але тривалому викривленні потоків.

Рух частинки у криволінійному потоці при відсутності зовнішніх впливів описується рівнянням:

$$\frac{dw}{dt} = -\frac{1}{\tau} w_c. \quad 6.26$$

Швидкість частинки приймалась рівною  $w = v + w_c$ , а її прискорення визначалося згідно з теоремою Коріоліса.

Рівняння (6.26) при цьому може бути представлено у вигляді

$$m \frac{dw_c}{dt} + m\omega(\omega R) + m \left( \frac{d\omega}{dt} R \right) + 2m(\omega w_c) = -3\pi d_c \mu_B w_c. \quad 6.27$$

Кожен з членів у лівій частині цього рівняння являє собою компонент сили  $mdw/dt$ , з якою частинка діє на повітряний потік, котрий прагне викривити її траєкторію і змінити її швидкість.

Другий член рівняння (6.27) являє собою відцентрову силу. При дослідженнях інерційної сепарації пилу, наприклад у циклонних

пилоуловлювачах, часто ураховується тільки ця складова сили інерції, і рівняння руху записується у формі (6.24).

Перший член рівняння (6.27) пов'язаний з прискоренням сепараційного руху і може дорівнювати нулю тільки при швидкості  $w_c = \text{const}$ , що, як правило, неможливо. Напрямок сили, представленій цим членом, залежить від початкових умов входу частинки у викривлену частину потоку. Прийmemo, що при викривленні потоку швидкості його окремих верств змінюються у відповідності з законом площ - швидкість периферійних шарів зменшується, а швидкість центральних шарів збільшується. У початковій точці М (див. рис. 6.2) швидкість потоку дорівнює його початковій швидкості  $v_0$ . Можна вважати, що перебудова потоку відбувається миттєво, у той час як швидкість пилових частинок, рівна до цього швидкості потоку ( $w_0 = v_0$ ), змінюється порівняно повільніше. У силу цього у початковий момент часу  $t = 0$  можна прийняти  $w_c = v_0 - v(R_0)$ .

Згідно із зазначеним, у правій частині потоку, представленого на рис. 6.2, швидкість  $w_c$  спрямована до його периферії. Легко переконатися, що вектор  $mdw_c/dt$  спрямований у ту ж сторону, що і вектор відцентрової сили, хоча не завжди повністю співпадає з ним. Ліворуч від точки М-ця сила спрямована до центру потоку.

Вектор, представлений третім членом рівняння (6.27), завжди збігається по напрямку зі швидкістю  $v$ ; він являє собою реакцію частинки, що переходить у все більш уповільнені шари, на гальмуючий вплив середовища.

Четвертий член рівняння являє собою силу Коріоліса. У цьому випадку вона спрямована також до периферії потоку.

У нерухомій системі координат  $v = k/R$  і  $R = \sqrt{x^2 + y^2}$ . Тоді рівняння (6.26) у проєкціях на осі координат має вигляд

$$\begin{aligned} \frac{d^2x}{dt^2} + \frac{1}{\tau} \cdot \frac{dx}{dt} + \frac{k}{\tau} \cdot \frac{y}{x^2 + y^2} &= 0; \\ \frac{d^2y}{dt^2} + \frac{1}{\tau} \cdot \frac{dy}{dt} - \frac{k}{\tau} \cdot \frac{x}{x^2 + y^2} &= 0. \end{aligned} \quad 6.28$$

Для можливості розрахунку рівняння (6.28) перетворюються у систему рівнянь першого порядку:

$$\frac{dx}{dt} = u; \quad \frac{dy}{dt} = q;$$

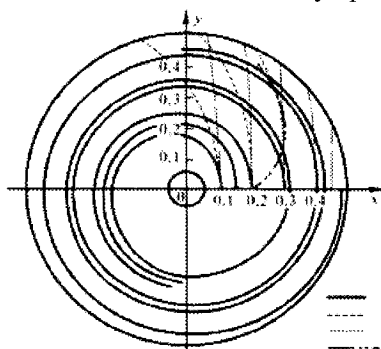
$$\frac{du}{dt} = -\frac{1}{\tau}u - \frac{k}{\tau} \cdot \frac{y}{x^2+y^2}; \quad \frac{dq}{dt} = -\frac{1}{\tau}q + \frac{k}{\tau} \cdot \frac{x}{x^2+y^2}.$$

Початкові умови мають вигляд

$$t = 0; \quad x_0 = R_0; \quad y_0 = 0; \quad u_0 = 0; \quad q_0 = v_0.$$

Для кожного інтервалу часу  $\Delta t$  визначалися координати частинки  $x(t)$ ,  $y(t)$ , швидкості  $dx/dt$  і  $dy/dt$  і кут  $\varphi$ .

Як видно з рис. 6.7, траєкторії частинок являють собою спіралі з послідовно зменшувальними приростами полярного радіуса, тобто асимптотично наближаються до кола дуже великого радіуса. В області  $v < v_0$  (див. рис. 6.2) траєкторії частинок викривлені менше, ніж в області  $v > v_0$ . Як і слід було очікувати, чим більша частка, тим менша викривлена її траєкторія. Графік дозволяє оцінити можливості циклонічної сепарації. Частинки крупністю 20 мкм і менше, що входять у циклон на відстань понад 1/5 радіусу від його зовнішньої стінки, повинні зробити більше двох обертів у своєму спіральному низхідному русі, щоб досягти цієї стінки. Між тим тривалість перебування частинки у циклоні може не відповідати цьому критерію.



**Рис. 6.7** Траєкторії у криволінійному потоці:

- 1 - частинок крупністю 20 мкм; 2 - те ж, 60 мкм; 3 - те ж, 150 мкм;  
4 - те ж, 60 мкм по спрощеному розрахунку

Відцентровий метод відділення частинок аерозолів від повітря (газу) значно ефективніше гравітаційного осадження, так як відцентрова сила у багато разів більша, ніж сила тяжіння. Відцентрова сепарація може застосовуватися по відношенню до більш дрібних частинок.

Швидкість відцентрового осадження кульової частки можна визначити, прирівнявши відцентрову силу  $F_{ц}$ , що виникає при обертанні пило газового потоку, силі опору середовища за законом Стокса

$$F_{ц} = \frac{m_{ч} v_{\omega}^2}{r}, \quad 6.29$$

де  $m_{ч}$  - маса частинки, кг;

$v_{\omega}$  - швидкість обертання потоку навколо нерухомої осі, м/с;  $r$  - радіус обертання потоку, м.

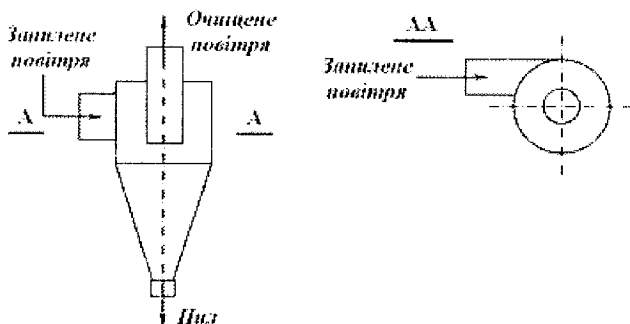
Звідси швидкість осадження частинки у відцентровому полі з урахуванням сили опору середовища (6.2)

$$w_{ч} = (d_{ч}^2 \rho_{с} / 18 \mu_{с}) (v_{\omega}^2 / r) = \tau_{р} (v_{\omega}^2 / r). \quad 6.30$$

Таким чином, швидкість осадження зважених часток у відцентрових пилеуловлювачах прямо пропорційна квадрату діаметра частинки.

Швидкість осадження  $w_{ч}$ , під дією відцентрової сили більша, ніж швидкість гравітаційного осадження, у  $(v_{\omega}^2 / r) / g$  раз.

В апаратах, заснованих на використанні відцентрової сепарації, можуть застосовуватися два принципових конструктивних рішення: потік аерозолу обертається у нерухомому корпусі апарату; потік рухається в обертовому роторі. Перше рішення застосоване у циклонах (рис. 6.8), друге - у ротаційних пилеуловлювачах.



**Рис. 6.8** Схема циклону

У теоретичних розрахунках приймають, що частинки аерозолі, що надходять з повітряним потоком у циклон, мають сферичну форму, при вході забрудненого потоку в апарат рівномірно розподілені по перерізу. Частинки, які при переміщенні досягли стінок, осаджуються, хоча насправді частина цих частинок буде викинута у вихлопну трубу внаслідок турбулізації потоку тощо. Крім того, не враховується такий фактор, як коагуляція частинок, що відбувається у циклоні.

Розглянемо сили, які діють на частинку, що рухається у кільцевому просторі між циліндричною частиною корпусу циклона і вихлопною трубою.

Відцентрова сила, що діє на частинку, може бути визначена з виразу

$$F_{ц} = \frac{m_{ч} w_1^2}{R}, \quad 6.31$$

Силу опору середовища визначаємо з формули Стокса:

$$F_c = 3\pi w_p d_{ч} \mu_c, \quad 6.32$$

де  $F_{ц}$  - маса кульової частинки, рівна  $(\pi d_{ч}^3 \rho_{ч} / 6)$ , кг;

$w_1$  - тангенціальна швидкість пилової частинки, яка приймається рівною швидкості газового потоку при вході у циклон, м/с;

$R$  - відстань від центру обертання газового потоку (осі циклона) до частинки, м;

$w_p$  - швидкість руху частинки у радіальному напрямку, м/с;

$d_{\text{ч}}$  - діаметр частинки, м;

$\rho_{\text{ч}}$  - щільність матеріалу частинки, кг/м<sup>3</sup>;

$\mu_{\text{г}}$  - динамічна в'язкість газу, Н.с/м<sup>2</sup>.

Через кілька миттєвостей після входу запиленого потоку у циклон сили  $F_{\text{ц}}$  і  $F_{\text{с}}$  урівноважуються, тобто

$$\frac{m_{\text{ч}} w_{\text{г}}^2}{R} = 3\pi w_p d_{\text{ч}} \mu_{\text{г}}, \quad (6.33)$$

і частинка рухається у радіальному напрямку з постійною швидкістю, яку можна визначити з рівності

$$w_p = \frac{m_{\text{г}}^2}{(R - 3\pi d_{\text{ч}} \mu_{\text{с}})} = \frac{d_{\text{ч}}^2 w_{\text{г}}^2 \rho_{\text{ч}}}{(18R \mu_{\text{с}})}, \quad (6.34)$$

З частинок, що рухаються у потоці найбільший шлях пройде частинка, яка при вході у циклон знаходилася поблизу вихлопної труби. Її шлях дорівнює  $R_2 - R_1$ , де  $R_2$  - радіус циліндричної частини циклону, м;

$R_1$  - радіус вихлопної труби циклону, м.

Час для проходження цього шляху

$$\tau = \frac{(R_2 - R_1)}{w_p}, \quad (6.35)$$

Величина  $R$  мінлива, її середнє значення можна прийняти  $(R_2 + R_1)/2$ .

Підставимо у формулу (6.31) значення  $w_p$  з формули (6.34), знайдемо

$$\tau = \frac{18(R_2 - R_1)(R_2 + R_1)\mu_{\text{с}}}{(2w_{\text{г}}^2 d_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}})} = \frac{9\mu_{\text{с}}(R_2^2 - R_1^2)}{(w_{\text{г}}^2 d_{\text{ч}}^2 \rho_{\text{ч}})}. \quad (6.36)$$

З цієї формули можна знайти розмір самих малих часток, які встигають пройти шлях  $R_2 - R_1$  за час проходження циклону газовим потоком, тобто за час перебування частинки у циклоні:

$$d_{\text{min}} = [9\mu_{\text{с}}(R_2^2 - R_1^2)/\rho_{\text{ч}} w_{\text{г}}^2 \tau]^{1/2} = [9\mu_{\text{с}}(R_2^2 - R_1^2)/2\pi\rho_{\text{ч}} w_{\text{т}} R n]^{1/2} = [9\mu_{\text{с}}(R_2 - R_1)/\pi\rho_{\text{ч}} w_{\text{т}} n]^{1/2} \quad (6.37)$$

де  $n$  - число обертів, які здійснює газовий потік у циклоні (зазвичай приймають 2).

У реальних умовах пилові частинки, що мають розмір більше  $d_{min}$ , уловлюються у циклоні далеко не повністю. У той же час частина частинок, що мають розмір менше  $d_{min}$ , осідає у циклоні. Це можна пояснити тим, що у формулах не враховується коагуляція, яка відбувається у циклоні. Крім того, частина дрібних частинок захоплюється потоком і осідає разом з більш великими частками.

## 2.1.6 Фільтрування аерозольних частинок

Для тонкого очищення газів від частинок і краплинної рідини їх фільтрують, пропускаючи аерозоль через фільтрувальні перегородки, які допускають проходження повітря, але затримують аерозольні частинки.

У фільтр (рис. 6.9) надходить забруднений газ, частинки домішок осідають на вхідний волокнистий частині перегородки (фільтроелемента) і затримуються у зазорах між волокнами, утворюючи на поверхні перегородки шар.

Фільтрування запиленого потоку через шар пористого матеріалу - складний процес, що включає дію ситового ефекту, інерційного зіткнення, броунівської дифузії, дотику (зачеплення), дії гравітаційних і електричних сил.

Процес фільтрування у найбільш поширених волокнистих фільтрах можна уявити, як рух частинок поблизу ізольованого циліндра (з волокнистого матеріалу), розташованого поперек потоку (рис. 6.10). Впливом сусідніх волокон нехтують.

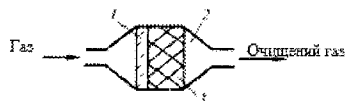
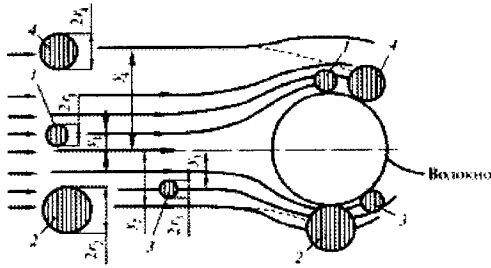


Рис. 6.9 Схема фільтра:

1 - шар домішок; 2 - корпус; 3 - фільтроелемент





**Рис. 6.10** Схема руху частинок аерозолі при обтіканні поодинокого волокна:

- 1 - механізм дотику; 2 - інерційний механізм; 3 - дифузійний механізм; 4 - електростатичний механізм

Проходячи через фільтруючу перегородку, потік газу розділяється на тонкі безперервно роз'єднуючі і поєднуючі цівки. Частинки, володіючи інерцією, прагнуть переміститися прямолінійно, стикаються з волокнами, зернами і утримуються ними. Вважають, що потік має безвихревий рух, а частинки - сферичну форму, частинки при зіткненні з циліндричними волокнами на їх поверхні затримуються силами міжмолекулярної взаємодії. Відстані між циліндричними волокнами досить значні у порівнянні з розмірами частинок (у 5...10 разів перевищують розміри частинок).

Очищення повітря від пилу у пористих шарах відбувається у результаті одночасної дії всіх розглянутих механізмів відділення частинок. Підсумовувати ефекти від дії окремих механізмів не можна, так як загальний ефект хоча і більше кожного окремого складника, але не менше їх суми. Дослідження вискоєфективних фільтрів, виконаних з дуже тонких волокон, показали, що ефективність цих фільтрів (близька до абсолютної) і знижується на частки відсотка в області частинок розміром 0,1...0,3 мкм, для яких інерційний ефект вже майже невідчутний, а дифузійний ще недостатньо дійовий.

Розмір частинок відіграє важливе значення при зачепленні і захопленні частинок за рахунок торкання ними поверхні обтічного

тіла. Якщо знехтувати ефектами і вважати, що частинка точно слідує у відповідності з лініями струму, то частинка осідає не лише у тому випадку, коли її траєкторія перетнеться з поверхнею тіла, але і у разі перетину лінії струму на відстані від поверхні тіла, що дорівнює її радіусу. Таким чином, ефективність зачеплення вище нуля і тоді, коли інерційне осадження відсутнє. Ефект зачеплення характеризується параметром  $R$ , який являє собою відношення діаметрів частинки  $d_q$  і обтічного тіла  $d_T$

$$R = d_q/d_T. \quad 6.38$$

При потенційному обтіканні кулі, коли величина  $R$  настільки мала, що можна знехтувати ефектами, ефективність зачеплення становить

$$\eta_g = (1 + R^2) - \frac{1}{1+R} = 3R. \quad 6.39$$

У цьому ж випадку для циліндра вірно співвідношення

$$\eta_g = (1 + R) - \frac{1}{1+R} = 2R. \quad 6.40$$

В іншому граничному випадку, коли за рахунок великого значення інерційних ефектів траєкторії осідаючих частинок прямолінійні, маємо наступні співвідношення:

для кулі

$$\eta_g = (R + 1)^2 - 1 = 2R, \quad 6.41$$

для циліндра

$$\eta_g = R. \quad 6.42$$

Таким чином, при потенційному обтіканні кулі ефективність механізму зачеплення знаходиться в межах  $2R...3R$ , а при потенційному обтіканні циліндра -  $R...2R$ .

Для визначення ефективності осадження частинок за рахунок торкання при в'язкому обтіканні циліндра справедливі наступні рівняння:

$$\eta_g = \frac{R^2}{1 - \ln Re_T}; \quad 6.43$$

$$\eta_g = R^2 Re_T^{0,0625}, \quad 6.44$$

де  $Re_T = \frac{d_T v_c \rho_c}{\mu_c}$  - критерій Рейнольдса для обтічного тіла.

З наведених вище рівнянь видно, що ефект зачеплення стає значним при осадженні частинок на сферах з малим діаметром. Крім того, вони показують, що осадження частинок за рахунок ефекту зачеплення не залежить від швидкості газів, але у значній мірі визначається режимом течії газового потоку.

Може бути визначена ефективність осадження при броунівському русі і під дією електричних сил як частина загальної ефективності.

Ефективність осадження  $\epsilon_\delta$  частинок поодинокими волокнами при броунівському русі (температура потоку нижче 100°C) може бути визначена за наближеною формулою

$$\epsilon_\delta = 1,35 \cdot 10^{-2} / (v_c d_q d_b)^{1/2}, \quad 6.45$$

де  $v_c$  - швидкість газового потоку, м/с;

$d_q$  - діаметр частинок пилу, мкм;

$d_b$  - діаметр волокна, м.

Потрібно врахувати, що на шляху руху запиленого потоку розташовано зазвичай кілька рядів волокон, що, природно, і це значно підвищує загальну ефективність осадження.

Електростатичний механізм захоплення порошинок проявляється, коли волокна несуть заряди або поляризовані зовнішнім електричним полем.

По мірі осадження частинок на фільтрувальному матеріалі зменшується розмір пор і утворюється шар пилу з порами значно меншими, ніж у незапиленім фільтрувальнім матеріалі. Власне робочим шаром при фільтрації є саме фільтрувальний матеріал з обложеними на ньому пиловими частками. Він і визначає ефективність очищення. При відкладенні пилу зростає гідравлічний опір, зменшується продуктивність фільтра. По досягненні деякого значення опору пил періодично видаляють. Цей процес називається регенерацією фільтра.

Гідравлічний опір шару осілого пилу можна визначити за формулою Козени - Кишені (Па):

$$\Delta p = k_c \mu_c v_c G (1 - m_n) / (d_q^2 m_n^3 \rho_q), \quad 6.46$$

де  $k_3$  - коефіцієнт, що приймається для пилу з діаметром частинок  $d_ч < 6$  мкм рівним 240;

$G$  - маса пилу, що міститься у порах фільтрувального матеріалу, віднесена до одиниці площі фільтра,  $\text{кг}/\text{м}^2$ ;

$m_{п}$  - пористість шару пилу ( $m_{п} = (\rho_ч - \rho_н)/\rho_ч$ , тут  $\rho_ч$  - щільність частинок,  $\text{кг}/\text{м}^3$ ;

$\rho_н$  - щільність насипного шару,  $\text{кг}/\text{м}^3$ );

$d_ч$  - діаметр частинок пилу, м.

Все більшого поширення набуває метод розрахунку уловлювання дуже дрібнодисперсних частинок ( $d < 5$  мкм), розроблений для високоефективних фільтрів при швидкостях фільтрації менше 1 м/с. Метод ґрунтується на визначенні коефіцієнта захоплення.

В елементарному шарі фільтра товщиною  $dh$ , утвореного волокнами діаметром  $D$ , укладеними з однаковою щільністю упаковки  $\alpha$ , загальна довжина волокон дорівнює  $\frac{4\alpha dh}{\pi D^2}$ . При протіканні зі швидкістю  $v$  через цей шар аерозолу, концентрація частинок в якому дорівнює  $N_0$ , кожною одиницею довжини волокна вловлюється  $K_s DN_0 v(1 - \alpha)$  часток даного розміру.

Спад частинок у потоці зі змінною концентрацією  $N$  складе -  $vdN$ , або

$$-\frac{dN}{N} = \frac{4\alpha K_s}{\pi D(1-\alpha)} dh. \quad 6.47$$

Враховуючи, що величина  $\alpha$  дуже мала, після інтегрування отримаємо

$$\log(1 - K_s) = 2 - \frac{1,72\alpha h K_s}{\pi D}.$$

Практичний інтерес представляє закономірність розподілу пилу, що осідає по товщині фільтра. Для з'ясування цієї закономірності запишемо вираз (6.47) у вигляді

$$\frac{dN}{N} = -\frac{dh}{\lambda},$$

де  $\lambda$  - постійна фільтрації.

Після інтегрування отримаємо

$$N/N_0 = e^{-h/\lambda}, \quad 6.48$$

звідки випливає, що при  $h = \lambda$  коефіцієнт проскакування дорівнює  $e^{-1} = 0,368$ .

У відповідності з цим постійну фільтрації можна визначити як товщину шару фільтра, в якому затримується 63,2% всіх частинок:

$$\lambda = \frac{h}{2,31 \log(N/N_0)}. \quad 6.49$$

З виразу (6.49) випливає, що чим ефективніший фільтр, тим менша його постійна фільтрації. Найбільш ефективно уловлювання відбувається у перших за течією повітря шарах фільтра. Це положення добре підтверджується експериментальними дослідженнями. Теорія фільтрації відноситься головним чином до галузі максимального проскакування частинок, припускаючи повне уловлювання частинок за межами цієї області, що справедливо для високоефективних фільтрів, і абсолютно не враховуючи відскоку часток від волокон, який має місце вже при порівняно невеликих швидкостях зіткнення.

Фільтри загального призначення, що найбільш широко застосовуються у системах вентиляції, розраховують головним чином на основі достовірних даних, однак наближену оцінку їх ефективності можна отримати за допомогою наведених теоретичних залежностей.

## 2.1.7 Мокре пилеочищення

Процес мокрого пилеуловлювання заснований на контактній запиленого газового потоку з рідиною, яка захоплює зважені частинки. Існують наступні варіанти процесу мокрої пилеочистки:

- уловлювання краплями рідини, що рухаються через газ;
- уловлювання циліндрами (зазвичай твердими, типу проюлок);
- уловлювання плівками рідини (зазвичай поточними по твердих поверхнях);
- уловлювання у міхурах газу (зазвичай піднімаються у рідині);

уловлювання при ударі газових струменів по рідкій або твердій поверхні.

Дію різних сил на частинку пилу, підведену до поверхні рідини, показано на рис. 6.11.

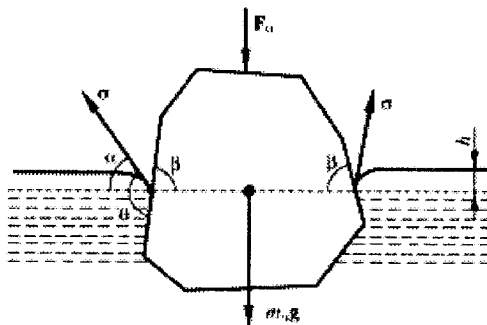


Рис. 6.11 Рівновага частинки пилу на поверхні плівки рідини

При кожному варіанті мокрої пилоочистки частинки відділяються від газу завдяки одному або декільком механізмам уловлювання: гравітаційній седиментації, відцентровому осадженню, інерції і торканню, броунівській дифузії, термофорезу, дифузійному форезу, електростатичному осадженню. Швидкість осадження може бути збільшена завдяки укрупненню частинок внаслідок агломерації та конденсаційного росту.

*Осадження пилових частинок на плівку рідини.* Змочування поверхонь, призначених для осадження частинок, є засобом підвищення ефективності фільтрів і пиловловлювачів.

$$F_{\text{ц}} - \sigma / \sin \sigma - S_{\text{ч}} h \rho_{\text{р}} g + (m_{\text{ч}} - m_{\text{р}}) g, \quad 6.50$$

де  $F_{\text{ц}}$  - зовнішня сила, Н;

$l$  - довжина периметра змочування, м;

$\sigma$  - рівноважний кут, град;

$S_{\text{ч}}$  - площа частинки на рівні трифазної границі, м<sup>2</sup>;

$h$  - різниця висот рівня рідини та периметра змочування, м;

$m_{\text{ч}}$  - маса частинки, кг;

$m_{\text{ж}}$  - маса витісненої часткою рідини, кг.

З іншого боку,  $\sigma = \theta - \beta$  ( $\theta$  і  $\beta$  - відповідно кут змочування і форми, град).

Величина  $h$  у рівнянні (6.50) є функцією кута  $\sigma$ , яка визначається формою поверхні рідини. У міру зменшення розмірів підводного тіла ця форма наближається до циліндричної і для невеликих за розміром частинок пилу можна скористатися формулою

$$h = 2 \sqrt{\frac{\sigma}{\rho_p g}} \sin \frac{\alpha}{2} \sqrt{\frac{r}{r + \sqrt{\frac{\sigma}{\rho_p g}}}} \quad 6.51$$

де  $r$  - радіус циліндра, м.

Відповідно до рівнянь (6.50) і (6.51), кут зменшується із зменшенням зовнішньої сили  $F_{\text{ц}}$  і маси частинки.

Здатність пилу змочуватися робить істотний вплив на ефективність його уловлювання. Деякі речовини гідрофобні з-за особливостей молекулярної структури їх поверхні. Іноді гідрофобність має пил гідрофільних матеріалів внаслідок утворення на поверхнях його частинок електричного заряду одного знака із зарядом на поверхні води або адсорбції на поверхнях її частинок міцного шару молекул повітря, що перешкоджають їх змочуванню.

Відомо, що змочуваність твердих тіл зменшується із збільшенням їх дисперсності - навіть такий гранично гідрофільний мінерал, як кварц, після роздроблення стає важко змочуваним. Можна вважати, що частинки розміром менше 10 мкм і особливо менше 5 мкм відносяться до незмочуваних незалежно від їх складу.

Для уловлювання гідрофобних частинок необхідно, щоб їх кінетична енергія перевищувала роботу занурення частинки у воду, тобто роботу подолання сил поверхневого натягу. Ця умова здійснюється тільки при великих швидкостях зіткнення. Підвищення ефективності пиловловлювання у цьому випадку досягається зменшенням поверхневого натягу води шляхом введення "змочувачів", підігріву тощо.

Добре змочувані частинки, у яких кут  $\theta$  дуже малий, плавають цілком занурені у рідині. Не змочувані частки ( $\theta > 90^\circ$ ) знаходяться у газовому середовищі. Із збільшенням зовнішньої сили рівноважний

кут  $\alpha$  зростає до деякого максимального значення, після чого частинка тоне у рідині. Змочувана частинка тоне при  $\alpha = \theta_{max}$ . Для часток кубічної форми розміром менше 100 мкм сила, необхідна для занурення змочуваної частинки у рідину, може бути визначена за формулою

$$F_{max} = 4\alpha\sigma \sin \theta_{max}, \quad 6.52$$

де  $\alpha$  - сторона куба, м.

Частинка, що не змочується рідиною, тоне у ній, коли  $\alpha = 90^\circ$ , а  $F_{max} = 4\alpha\sigma$ . При зануренні частинки у рідину необхідно здійснити роботу занурення  $A$  (Дж):

$$A = \int_0^H F_{\text{ц}} dH, \quad 6.53$$

де  $H$  - шлях, що проходить частинка при її зануренні у рідину, м.

Для змочуваних частинок невеликого розміру

$$A = \frac{8\alpha\sigma c}{3} \left(1 - \cos^3 \frac{\theta_{max}}{2}\right), \quad 6.54$$

а для не змочуваних

$$A = 4\alpha^2\sigma \sin(\theta_{max} - 90^\circ) + 1,72\alpha\sigma c,$$

де

$$c = \sqrt{\frac{\sigma}{\rho_p}} \sqrt{\frac{\frac{2\alpha/\pi}{\pi + \sqrt{\rho_p \alpha}}}{\frac{2\alpha/\pi}{\pi + \sqrt{\rho_p \alpha}}}}. \quad 6.55$$

Прирівнюючи роботу занурення кульової частинки з еквівалентним діаметром  $d_e$  її кінетичної енергії (де  $w_{\text{ч.з}}$  - швидкість занурення, м/с), можна визначити мінімальну нормальну швидкість, з якою повинна вдаритися частка об поверхню рідини, щоб потонути у ній:

$$w = \frac{1}{\cos \alpha} \sqrt{\frac{8\sigma}{\rho_p d_e}}. \quad 6.56$$

Розрахунком встановлено, що при товщині плівки рідини, більшої поперечного розміру частинки, робота відриву частинки значно перевершує роботу, необхідну для її занурення у шар рідини. Тому для запобігання вторинного виносу частинок пилу газовим потоком після удару їх об вільну поверхню рідкої плівки товщина плівки повинна складати не менше 0,2...0,3 мм.



Якщо товщина плівки рідини більше розміру частинки, то остання може зануритися у рідину повністю. Потовщені плівки і шари рідини необхідні для надійного уловлювання пилу при його підвищеній концентрації, особливо при наявності у ньому великих частинок. Такі умови прагнуть створити при очищенні повітряних викидів у мокрих пилоуловлювачах, при цьому, як правило, використовують циркулюючу у пилоуловлювачах воду.

У цьому випадку кінетична енергія частинки повинна бути достатня для подолання опору води при ударі об її поверхню і при зануренні у ній. Важливо в'яснити також, якою повинна бути мінімальна товщина шару води, щоб велика частинка, що рухається через воду з великою швидкістю, не змогла знову повернутися у повітряний потік, відскочивши з води від твердої стінки.

При нерівномірному русі частинки у воді не можна нехтувати приєднаною масою, як це робиться при дослідженні руху частинки у повітрі. Крім того, зважаючи на більшу в'язкість води значення  $Re$  на початку руху виявляється більше 1 навіть при русі з малими швидкостями і дуже невеликих розмірах частинок.

З урахуванням цього рівняння руху сферичної частинки діаметром  $d_c$  має вигляд

$$(m + m_p) \frac{dw}{dt} = -\zeta w^2, \quad 6.57$$

де  $\zeta$  - коефіцієнт опору сфери.

У даному випадку для визначення коефіцієнта опору сфери зручно застосувати формулу (6.2). Маючи на увазі цю формулу, а також те, що приєднана маса сферичної частинки дорівнює половині маси рідини в об'ємі сфери, після перетворення одержимо з виразу (6.57)

$$\frac{\pi}{6} \rho_c d_c^3 \left(1 + \frac{\rho_p}{2\rho_c}\right) \frac{\mu_p}{\rho_p d_c} \frac{dRe}{dt} = -\frac{\pi}{2} \rho_p d_c^2 \left(\frac{6}{Re} + \frac{1}{\sqrt[3]{Re}}\right) \frac{\mu_p^2 Re^2}{\rho_p^2 d_c^2}. \quad 6.58$$

Рішення (6.58) дає результат

$$\frac{x}{d_c} = \frac{1}{6} (Re_0 - Re)$$

і відповідно

$$\frac{x_p}{d} = \frac{1}{6} Re_0, \quad 6.59$$

де при  $x = 0$  маємо  $w = w_0$ ;  $Re = Re_0$ .

Відповідно до викладеного, для утримання на поверхні води частинки, що добре змочується, досить їх точкового контакту. Погано змочувані частинки, включаючи всі дрібні, будуть уловлені у тому випадку, якщо глибина занурення у рідину їх центру перевищує їх радіус  $r_c$  ( $x/d_c > 0,5$ ), так як при цьому можна очікувати захоплення каверни за частинкою, що занурилася. Цій умові відповідають значення  $Re > 5$ . Для гальмування великих частинок потрібна велика товщина плівки води.

Плівками води у мокрих пилоуловлювачах надійно утримуються частинки, рух яких характеризується значенням  $Re > 5$ . Частинки малих розмірів і частинки, що ударяються з поверхнею плівки води з малими швидкостями, занурюються у воду на глибину менше величини  $r_c$  і, якщо вони погано змочуються водою, можуть бути зірвані повітряними потоками. При значенні  $Re > 1000$  і товщині плівки води менше  $20 r_c$  можливий відскік частинок від твердої стінки, покритої плівкою, і вторинний вихід частинки у повітряний потік.

*Осадження на краплі рідини.* При обтіканні газопиловим потоком кульової краплі рідини, траєкторії руху газу і пилових часток розходяться внаслідок різної величини сил інерції, що діють на газ і на частинки з різною масою (див. рис. 6.5). Великі частинки в меншій мірі, ніж газ, змінюють свій напрямок при підході до краплі і осідають на ній. Схема близька до процесу інерційного осадження та фільтраційного осадження частинок на елементах волокнистого фільтру, що мають циліндричну форму. Пояснюється це тим, що у цих випадках розглядається двофазний потік і діють сили інерції.

Дрібні частинки, рухаються разом з газом, огинають краплю і йдуть з потоком газу. У цих частинок інерція недостатня для подолання опору газу.

Ефективність інерційного осадження пилових частинок на краплі рідини залежить від критерію Стокса. Дія сил інерції реально проявляється у відношенні часток діаметром понад 1 мкм.

Для кульових частинок пилу розміром  $d_c$  ефективність інерційного осадження на краплях може бути виражена залежністю

$$\epsilon_0 = f(d_c^2 v_{п} \rho_{п} / 18 \mu_0 d_k), \quad 6.60$$

де  $v_{п}$  - швидкість потоку, м/с;

$\mu_0$  - динамічна в'язкість газу, Па.с;

$d_k$  - діаметр крапель, м.

Крім інерційного, на краплях має місце і дифузійне осадження під дією електростатичних сил. Проте його роль порівняно з інерційним осадженням дуже незначна, а для часток розміром більше 0,2 мкм може не враховуватися.

Для порівняння величини дифузійного осадження з інерційним вводиться поняття ефективного коефіцієнта осадження  $\eta_{л}$ , який визначається як відношення дифузійного потоку до потоку частинок, що осаджуються при прямолінійному русі.

Для випадку осадження на краплі (кулі) маємо

$$\eta_{л} = \frac{G_c}{\frac{\pi d_k^2 v_c \zeta}{4}}, \quad 6.61$$

де  $G_c$  - масова швидкість частинок, кг/с;

$\zeta$  - концентрація частинок у потоці, кг/м<sup>3</sup>.

При розмірі частинок значно меншого 1 мкм ефективність дифузійного осадження порівнянна з інерційною.

Краплі рідини, що рухаються у газовому потоці, можуть дробитися на більш дрібні у тому випадку, коли зовнішні сили, що діють на краплю, долають сили поверхневого натягу.

Дроблення окремих крапель, що падають у газовому середовищі, починається при діаметрі крапель більше 0,6...0,7 см. Оцінити величину критичного діаметра краплі  $d_{кр}$  (м) можна за формулою

$$d_{кр} = 4,6 \frac{\sigma}{\rho_i v_{кр}^2}, \quad 6.62$$

де  $v_{кр}$  - критична швидкість газу, при якій настає дроблення, м/с.

Діаметр краплі  $d_{кр}$  (м), що утворюється при дробленні, може бути визначений з рівняння

$$d_{кр} = 2 \left( \frac{\sigma}{k_t \rho_r} \right)^{2/5} \left( \frac{\rho_r}{\rho_p} \right)^{2/5} \frac{l^{2/5}}{v_{кр}^{6/5}}, \quad 6.63$$

де  $k_t$  - коефіцієнт, що показує, яка частина динамічного напору, обумовленого зміною пульсуючих швидкостей по довжині краплі, передається поверхні краплі;

$l$  - лінійний масштаб потоку, м.

При малих швидкостях потоку дроблення крапель не відбувається. Лише із збільшенням швидкості крапля втрачає стійкість і починає дробитися.

## 2.1.8 Осадження аерозольних частинок в електричному полі

Осадження зважених у газі твердих і рідких частинок під дією електричного поля має переваги порівняно з іншими способами осадження. Дія електричного поля на заряджену частинку визначається величиною її електричного заряду. При електроосадженні частинкам невеликих розмірів вдається надати значний електричний заряд і завдяки цьому здійснити процес осадження дуже малих частинок, який неможливо провести під дією сили тяжіння або відцентрової сили.

Принцип електричного очищення повітря (газів) від зважених частинок полягає в зарядженні частинок у полі коронного розряду з подальшим їх виділенням з середовища під впливом електричного поля.

Фізична сутність електроосадження полягає у тому, що газовий потік, що містить зважені частинки, попередньо іонізують, при цьому частинки, що містяться у газі набувають електричний заряд. Зарядка частинок у полі коронного розряду відбувається під впливом електричного поля і внаслідок дифузії іонів. Максимальна величина заряду частинок розміром більше 0,5 мкм пропорційна квадрату

діаметра частинок, а частинок розміром менше 0,2 мкм - діаметру частинок.

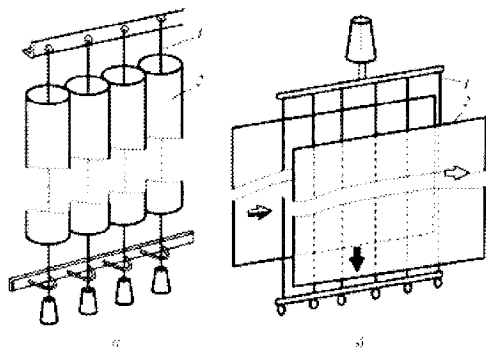
Коронний розряд виникає у неоднорідному електричному полі біля поверхні електродів з малим радіусом кривизни. Розрізняють зону іонізації газу невеликої протяжності (власне корону) і зовнішню зону коронного розряду. У зоні корони, де напруженість поля дуже велика, іони, що містяться в газі, переміщуються по напрямку силових ліній поля і розганяються настільки, що, зіткнувшись з нейтральними газовими молекулами, вибивають з них кілька зовнішніх електронів. При цьому виникають нові позитивні і негативні іони.

Якщо в електричному полі між коронуючими (від'ємними) і осаджувальними (позитивними) електродами (рис. 6.12) створити певну напругу, то носії зарядів, тобто іони і електрони, отримують значне прискорення, і при зіткненні з молекулами відбувається іонізація останніх. Іонізація полягає у тому, що з орбіти нейтральної молекули вибивається один або кілька зовнішніх електронів. У результаті відбувається перетворення нейтральної молекули в позитивний іон і вільні електрони. Цей процес називається ударною іонізацією.

При проходженні іонізованого потоку газу в електричному полі між двома електродами заряджені частинки під дією електричного поля переміщуються до протилежно заряджених електродів і осідають на них.

Іони, що утворюються у процесі лавиноподібної ударної іонізації, і які мають заряд того ж знаку, що і потенціал коронуючого електрода, притягаються до протилежно зарядженого електроду, спрямовуючись у зовнішню зону іонізації. Стикаючись тут з пиловими частинками, іони передають їм свій заряд, внаслідок чого ці частинки також починають притягатися до осадного електроду. Швидкість руху пилової частинки до електрода залежить значною мірою від величини отриманого нею заряду, яка, у свою чергу, визначається діючими на газові іони поблизу частки силами, пов'язаними з зовнішнім полем, поляризацією частинок,

електростатичним притяганням і відштовхуванням однойменних зарядів.



**Рис. 6.12** Конструктивна схема електродів для процесу пилоочистки:  
 а - електрофільтр з трубчастими електродами; б - електрофільтр з пластинчастими електродами;

1 – коронуючі електроди; 2 - осаджувальні електроди

Якщо створити на електродах різницю потенціалів 4...6 кВ/см і забезпечити щільність струму 0,05...0,5 мА/м довжини катода, то запилений газ при пропусканні його між електродами майже повністю звільняється від завислих частинок.

Розглянемо основні залежності, що характеризують електричне очищення газів (повітря) від пилових частинок.

Основний закон взаємодії електричних зарядів, закон Кулона виражається формулою

$$F = k \frac{Q_1 Q_2}{\epsilon r^2}, \quad 6.64$$

де  $k$  - коефіцієнт пропорційності;

$Q_1, Q_2$  - величини взаємодіючих точкових зарядів;

$\epsilon$  - безрозмірна величина, так звана відносна діелектрична проникність середовища (для вакууму  $\epsilon = 1$ );

$r$  - відстань між зарядами.

Під точковими зарядами розуміють заряди, що знаходяться на тілах будь-якої форми, причому розміри тіл малі порівняно з відстанню, на якій позначається дія.

Коефіцієнт  $k$  в СІ приймають  $k = 1/4\pi\epsilon_0$ ;

тут  $\epsilon_0$  - діелектрична постійна.

Підставимо це значення в формулу (6.64):

$$F = Q_1 Q_2 / (4\pi\epsilon_0 r^2), \quad 6.65$$

де  $\epsilon_0 = 8,85 \cdot 10^{-12} \text{ Кл}^2/(\text{Н} \cdot \text{м}^2)$ .

Пил з малою електричною провідністю викликає явище зворотної "корони", яке супроводжується утворенням позитивно заряджених іонів, частково нейтралізуючих негативний заряд частинок, внаслідок чого вони втрачають здатність переміщатися до осаджуючого електроду і осідати. На провідність пилу впливає склад газу і пилу. З підвищенням вологості газів питомий електричний опір пилу знижується. При високих температурах газу знижується електрична міцність міжелектродного простору, що призводить до погіршення уловлювання пилу.

Для характеристики електричного поля застосовують фізичну величину - напруженість поля  $E$ . Напруженістю в якій-небудь точці електричного поля називають силу, з якою поле діє на одиничний позитивний заряд, поміщений у цю точку.

Напруженість поля на відстані  $l$  між двома точками поля

$$E = U/l, \quad 6.66$$

де  $U$  - напруга, що прикладена до електродів.

Величину заряду  $Q$  (Кл), для частинки сферичної форми під впливом електричного поля, розраховують за формулою

$$Q = 3\pi d_q^2 \epsilon E, \quad 6.67$$

де  $d_q$  - діаметр частинки;

$E$  - напруженість електричного поля коронного розряду.

Швидкість руху заряджених частинок пилу діаметром більше 1 мкм в електричному полі, м/с, можна визначити за формулою

$$w_q = 10^{-11} E^2 r_q / \mu_0, \quad 6.68$$

де  $E$  - напруженість електричного поля. В/м;

$r_q$  - радіус частинки, м;

$\mu_0$  - динамічна в'язкість газу (повітря), Па.с.

Швидкість руху заряджених частинок пилу діаметром менш 1 мкм в електростатичному полі, м/с, може бути визначена за формулою

$$w_{\text{ч}} = 0,17 \cdot \frac{10^{-11} E}{\mu_0}. \quad 6.69$$

Швидкість руху зважених частинок, які отримали заряд, залежить від розміру частинок і гідравлічного опору газового середовища.

Величина  $w_{\text{ч}}$  змінюється зі зміною відстані  $x$  між електродами:

$$w_{\text{ч}} = \frac{dx}{dt},$$

Час осадження частинки може бути знайдено з рівняння

$$t_0 = \int_{R_1}^L \frac{dx}{w_{\text{ч}}}, \quad 6.70$$

де  $L$  - відстань від осі коронуючого електрода до поверхні осадного електрода;

$R_1$  - радіус коронуючого електрода.

Ступінь ефективності очищення в електрофільтрі може бути визначена за формулою, отриманою теоретичним шляхом:

$$\eta = 1 - \exp(-w_{\text{д}} f), \quad 6.71$$

де  $w_{\text{д}}$  - швидкість руху (дрейфу) заряджених частинок до осадного електрода, м/с;

$f$  - питома поверхня осадження, тобто поверхня осадних електродів, що припадає на 1 м<sup>3</sup>/с очищуваного газу (повітря), м<sup>2</sup>/(м<sup>3</sup>/с).

Електричне осадження може відбуватися також у результаті взаємодії зарядів, що утворюються на волокнах пористого фільтра, з нейтральними пиловими частками. Заряджене волокно створює навколо себе неоднорідне електричне поле. Частинки поляризуються цим полем і притягуються до поверхні волокна. Електричне осадження посилюється зі збільшенням розмірів частинок і зменшенням товщини волокон. Електричні заряди на волокнах у більшості випадків нестабільні і швидко зникають внаслідок провідності волокна і під впливом вологості.



## 2.1.9 Оцінка ефективності пиловловлювання

При оцінці ефективності пиловловлення беруть до уваги:

загальну ефективність знепилювання, або кількість вловленого пилю по відношенню до кількості пилю, що міститься у газі, що знепилюється;

фракційну ефективність, що визначає повноту уловлювання частинок визначених розмірів; її виражають відсотком уловлених частинок пилю визначених розмірів;

залишковий вміст пилю в очищеному газі; розподіл залишку пилю у газі за розміром частинок або швидкості витання.

Основним показником, що характеризує процес очищення повітря від пилю у тих чи інших конкретних випадках його застосування, є коефіцієнт (ступінь) очищення (ефективність знепилювання), %:

$$\eta = \frac{M_{\text{ул}}}{M_{\text{вх}}} 100 = \frac{M_{\text{вх}} - M_{\text{вих}}}{M_{\text{вх}}} 100 = \frac{M_{\text{ул}}}{M_{\text{ул}} + M_{\text{вих}}} 100, \quad 6.72$$

де  $M_{\text{ул}}$ ,  $M_{\text{вх}}$  і  $M_{\text{вих}}$  - маса уловлених частинок пилю, а також тих, що містяться в газі відповідно до і після очистки.

При наявності дисбалансу по газу витрати газу перераховують на стаціонарні умови ( $t = 20$  °С,  $P = 101$  кПа або 760 мм рт. ст.), а коефіцієнт очищення (%) визначають за формулою

$$\eta = \frac{C_{\text{вх}} V_{\text{вх}} - C_{\text{вих}} V_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}} V_{\text{вх}}} 100, \quad 6.73$$

де  $C_{\text{вх}}$  і  $C_{\text{вих}}$  - середні концентрації частинок у газах відповідно до та після очищення ( $\text{мг}/\text{м}^3$ );

$V_{\text{вх}}$  і  $V_{\text{вих}}$  – об'ємні витрати відповідно вхідних та вихідних газів.

Якщо об'ємні витрати газу до і після очищення рівні ( $V_{\text{вх}} = V_{\text{вих}}$ ), то вираз (6.73) прийме вид (%)

$$\eta = \left( 1 - \frac{C_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}}} \right) 100. \quad 6.74$$

Загальний коефіцієнт очищення недостатньо повно відображає рівень досконалості процесу пиловловлювання при роботі на пилю різної дисперсності.

Ступінь досконалості пиловловлення характеризують досягнуті фракційний і парціальний коефіцієнти очищення.

Фракційна ефективність показує частку вловленого пилу з кожної фракції. Фракційний коефіцієнт дорівнює відношенню кількості вловленого пилу даної фракції  $M_{\phi, ул}$  до кількості вихідного пилу тієї ж фракції  $M_{\phi, вх}$  (%):

$$\eta_{\phi} = \frac{M_{\phi, ул}}{M_{\phi, вх}} 100 = \frac{\varphi_{ул} M_{ул}}{\varphi_{вх} M_{вх}} 100, \quad 6.75$$

де  $\varphi$  - частка маси пилу даної фракції у загальній кількості пилу в повітрі.

Загальну ефективність процесу пиловловлення  $\eta$  визначають за фракційною ефективністю наступним чином:

$$\eta = \frac{M_{\phi 1} \eta_{\phi 1} + M_{\phi 2} \eta_{\phi 2} + \dots + M_{\phi n} \eta_{\phi n}}{M_{\phi 1} + M_{\phi 2} + \dots + M_{\phi n}}, \quad 6.76$$

де  $M_{\phi 1}, M_{\phi 2}, \dots, M_{\phi n}$  - маса пилу відповідних фракцій, що надійшла в апарат;

$\eta_{\phi 1}, \eta_{\phi 2}, \dots, \eta_{\phi n}$  - фракційна ефективність уловлювання з даної фракції.

Відношення маси пилу даної фракції до всієї вихідної маси пилу  $M$  виражається так:

$$\frac{M_{\phi 1}}{M} = \delta_1; \quad \frac{M_{\phi 2}}{m} = \delta_2; \quad \frac{M_{\phi n}}{M} = \delta_n. \quad 6.77$$

Після перетворення отримаємо значення загальної ефективності очищення

$$\eta = \delta_1 \eta_{\phi 1} + \delta_2 \eta_{\phi 2} + \dots + \delta_n \eta_{\phi n}, \quad 6.78$$

або у відсотках

$$\eta = 100 \sum_i^n \delta_i \eta_{\phi i}. \quad 6.79$$

Парціальний коефіцієнт очищення використовується рідше і дорівнює відношенню кількості уловлених частинок даного розміру  $M_{п, ул}$  до кількості вихідних частинок  $M_{п, вх}$  (%):

$$\eta_{п} = \frac{M_{п, ул}}{M_{п, вх}} 100 = \frac{\varphi_{п, ул} M_{ул}}{\varphi_{п, вх} M_{вх}} 100 = \eta \frac{\eta_{п, ул}}{\eta_{п, вх}}, \quad 6.80$$

де  $\varphi_{п}$  - частка частинок даного розміру.

При послідовному пилоуловлюванні у кілька стадій (каскадне, або багатоступеневе очищення), що застосовується для більш

повного знепилювання повітря, сумарна ефективність очищення (%) визначається за формулою

$$\eta = [1 - (1 - \eta_1)(1 - \eta_2) \dots (1 - \eta_n)]100, \quad 6.81$$

де  $\eta_1, \eta_2, \dots, \eta_n$ ; - ефективність очищення кожного з апаратів, що входять в каскад (у частках одиниці).

## 2.2 ОЧИЩЕННЯ ГАЗОВИХ ВИКИДІВ

Очищення промислових газоподібних викидів, які містять токсичні речовини, є неодмінною вимогою у всіх виробництвах. Дисперсні і газові забруднювачі нерідко є наслідком одних і тих же виробничих процесів, що разом переміщуються в комунікаціях, тісно взаємодіють в очисних апаратах і атмосфері, спільно завдають шкоди навколишньому середовищу і людині. Тому необхідно враховувати весь комплекс присутніх у технологічному викиді забруднювачів. Не можна приймати за засіб очищення запилених газів пилоосаджувальний пристрій, що викидає в атмосферу шкідливі газоподібні речовини. Неприпустимі і такі засоби, в яких знешкодження вихідних газових забруднювачів супроводжується утворенням і викидом отруйних туманів і димів інших речовин.

### 2.2.1 Методи очищення газових викидів

Методи очищення газових викидів приймають у залежності від фізико-хімічних властивостей забруднюючої речовини, її агрегатного стану, концентрації в очищуваному середовищі тощо.

При очищенні викидів від газових забруднень доводиться вирішувати одночасно ряд проблем, пов'язаних з тим, що у викидах, які містять шкідливі пари і гази, знаходяться також аерозолі - пил, сажа; викиди у ряді випадків нагріті до високих температур, забруднення, що містяться у них, багатокomпонентні, і їх необхідно піддавати різним методам очищення, витрата викидів за часом непостійна, змінюється концентрація у них різних шкідливих речовин тощо.

Судячи по складу реальних газів, що викидаються і масштабами забруднення навколишнього середовища, розробляти пристрої пилеочистки без урахування газоподібних забруднювачів можливо тільки для вентиляційних викидів механічних цехів. Викиди усіх інших виробництв вимагають видалення і дисперсних, і газових забруднювачів, причому іноді це можна зробити в одному очисному пристрої.

Для знешкодження викидів за принципом видалення токсичних домішок поряд з фізичними, використовують і хімічні процеси, за допомогою яких можна змінювати у широких границях фізичні властивості домішок (наприклад, перетворювати вихідні газоподібні забрудники у сполуки з високою температурою кипіння) з метою полегшення їх подальшого уловлювання.

Для реалізації другого принципу знешкодження - перетворення забруднювачів у нешкідливі речовини - необхідно поєднання хімічних і фізичних процесів. З цією метою найчастіше використовують процеси термічної деструкції і термічного окислення. Вони можуть бути застосовні для забруднювачів всіх агрегатних станів, але обмежені складом оброблюваних речовин. Термічній обробці з метою знешкодження можуть бути піддані лише речовини, молекули яких складаються з атомів вуглецю, водню і кисню. В іншому випадку термознезараження переходять у розряд джерел забруднення атмосфери, і нерідко вкрай небезпечних.

Класифікація засобів знешкодження газоподібних забруднювачів полягає у поділі за застосовуваним процесом. В основному для газоочистки використовують засоби хімічної технології. Тому класифікація засобів знешкодження викидів практично збігається з класифікацією процесів і апаратів хімічної промисловості, що виробляють шкідливі викиди як відходи основного виробництва.

З метою уловлювання газоподібних домішок застосовують процеси конденсації, сорбції (абсорбції і адсорбції), хемосорбції, а перетворюють забруднювачі у нешкідливі сполуки за допомогою

термохімічних (термічна деструкція, термічне і термокаталітичне окислення) та хімічних процесів (див. рис. 6.1).

Для очищення викидів від газоподібних забруднювачів найчастіше застосовують способи абсорбції, адсорбції, каталітичного очищення, термознезараження і конденсації газових домішок.

Абсорбційне очищення викидів в атмосферу застосовують як для вилучення цінного компонента газу, так і для санітарної очистки газу. Абсорбційній обробці піддають викиди, забруднювачі яких добре розчиняються в абсорбенті. Абсорбцію доцільно застосовувати, якщо концентрація даного компонента в газовому потоці складає понад 1%. Якщо при цьому концентрація забруднювача у викидах перевищує  $(1...2) \cdot 10^{-3} \text{ кг/м}^3$ , то технічно можливо досягти ступеня очищення понад 90%. Абсорбція - найбільш поширений процес очищення газових сумішей у багатьох галузях. Її застосовують для очищення викидів від сірководню, інших сірчистих сполук, парів соляної, сірчаної кислот, ціаністих сполук, органічних речовин (фенолу, формальдегіду тощо). В якості абсорбенту найчастіше використовують воду або органічні рідини, що киплять при високій температурі.

В апаратах з органічними абсорбентами можна обробляти викиди, що не містять твердих домішок, які практично не піддаються відділенню від поглинальної рідини. Для видалення деяких газових забруднювачів успішно застосовують хімічну абсорбцію (хемосорбцію) - процес, у якому забруднювач, що підлягає видаленню вступає у хімічну реакцію з поглиначем і утворює нейтральне або таке, що легко виділяється з процесу з'єднання. Такі процеси характерні і розробляються конкретно для кожного виду викидів та набору забруднювачів.

За допомогою адсорбції принципово можливо вилілити з викидів будь-який забруднювач у широкому діапазоні концентрацій. Однак висококонцентровані забруднювачі (орієнтовно з концентраціями більше  $5 \cdot 10^{-3} \text{ кг/м}^3$ ) доцільно піддавати попередній обробці (конденсацією, абсорбцією тощо) для зниження їх концентрацій.

Необхідна також попередня обробка (осушення) сильно зволжених газів.

Каталітичний процес очищення заснований на хімічних перетвореннях токсичних домішок у нетоксичні на поверхні твердих каталізаторів. У результаті реакцій, домішки що перебувають у газі, перетворюються на інші сполуки, які становлять меншу небезпеку, або легко відокремлюються від газу. Каталітична очистка застосовується в основному при невеликій концентрації компонента в очищуваному газі, що видаляється. Вона дозволяє знешкоджувати оксиди азоту, оксид вуглецю, інші шкідливі газові забруднення. Завдяки застосуванню каталізаторів можна досягти високого ступеня очищення газу, що досягає у ряді випадків 99,9%. При температурі 100...150 °С процеси розглядаються як незворотні, що дозволяє отримувати газ з дуже низьким вмістом домішок.

Термознезараження ґрунтується на спалюванні горючих шкідливих домішок у полум'ї або шляхом допалювання домішок. Допалювання являє собою метод очищення газів шляхом термічного окислення вуглеводневих компонентів до  $\text{CO}_2$  і  $\text{H}_2\text{O}$ . У ході процесу допалювання інші компоненти газової суміші, наприклад галоген і сірковмісні органічні сполуки, також підпадають хімічним змінам і в новій формі можуть ефективно видалятися або вилучатися з газових потоків. Термознезараження часто розглядається в якості універсального засобу очищення викидів, яким воно насправді не є. У термоокислювальних процесах безповоротно втрачається якість повітря, використаного для горіння, а продукти окислення, що викидаються в атмосферу, містять деяку кількість нових токсичних речовин - оксиду вуглецю  $\text{CO}$  і оксидів азоту  $\text{NO}_x$ . Область застосування термознезараження обмежена тільки сполуками, у молекулах яких немає інших елементів, крім вуглецю  $\text{C}$ , водню  $\text{H}$  і кисню  $\text{O}$ . Отримати нетоксичні продукти реакції будь-яких інших сполук з киснем принципово неможливо. По цій же причині спалювання органічних сполук у відкритому полум'ї не може бути віднесено до способу термічного знешкодження.

До перспективних способів обробки великих обсягів викидів з невисокими концентраціями органічних газоподібних забруднювачів можна віднести схему термознезараження з попереднім концентруванням забруднювачів за допомогою адсорбції. Така схема може бути технічно й економічно прийнятною при початковій концентрації забруднювача вище  $50 \text{ мг/м}^3$ . Теплоту, що виділяється при згорянні забруднювачів, можна досить легко утилізувати. Якщо концентрація горючих забруднювачів може бути доведена орієнтовно до  $(5...6) \cdot 10^{-3} \text{ кг/м}^3$ , то термообробку можна організувати з незначним додаванням палива, а при більш високих концентраціях можна очікувати і економічної ефективності роботи установки.

Конденсація газових домішок - перспективний спосіб обробки відхідних газів, заснований на переведенні пароподібних забруднювачів у конденсований стан і подальшої фільтрації. В основі конденсаційного способу лежить явище зменшення тиску насиченої пари розчинника при зниженні температури. Якщо забруднювачі мають невисокий тиск насичених парів, то може бути прийнятною конденсація за допомогою підвищення тиску і зниження температури викидів. Пари забруднювачів легкокиплячих речовин піддають обробці хімічними реагентами таким чином, щоб продукти реакції мали низький тиск насиченого пару. При цьому способи хімічної обробки необхідно підбирати так, щоб була можлива утилізація уловленого продукту. Якщо температура кипіння забруднювачів при атмосферному тиску невисока (орієнтовно нижче  $100 \text{ }^\circ\text{C}$ ), глибоке очищення за допомогою охолодження і підвищення тиску зажадає надмірно високих витрат енергії, і конденсаційне очищення можна використовувати лише як попереднє.

Очевидно, що можливість подальшої переробки відходів засобами основної технології досить обмежена. Такий підхід до проблеми потребує суттєвого перегляду. Одним із дієвих кроків могло б стати включення операцій знешкодження відходів в основний технологічний процес як лімітуючий кількість і якість продукції.

Необмежений ріст асортименту та обсягу виробленої у сучасному світі продукції веде до ускладнення і подорожчання технологій обробки газових викидів. Можна припускати, що вже в найближчому майбутньому стануть цілком прийнятними за витратами методи, що використовуються сьогодні у малотоннажних виробництвах, - газорозділення за допомогою хроматографії на молекулярних ситах, центрифугування важких компонентів, термодифузія, знешкодження забруднювачів плазмовою одеструкцією.

## **2.2.2 Абсорбційна очистка викидів**

Деякі рідини і тверді речовини при контакті з багатокомпонентним газовим середовищем здатні вибірково витягувати з нього окремі інгредієнти і поглинати (сорбувати) їх.

Абсорбцією називається перенесення компонентів газової суміші в обсяг дотичної з нею конденсованої фази, тобто абсорбція - це процес вибіркового поглинання газу або пару рідиною. Зворотний процес, тобто видалення з обсягу конденсованої речовини поглинених молекул газу, називається дегазацією або де(аб)сорбцією.

Речовину, у якій відбувається розчинення абсорбуючих компонентів, називають розчинником, поглиначем або абсорбентом. Молекули речовини, що поглинається - абсорбата утримуються в обсязі поглинача - абсорбенту, рівномірно розподіляючись серед його молекул внаслідок розчинення або хімічної реакції. Речовина, яка міститься у газовій фазі і при абсорбції переходить у рідку фазу, називають абсорбтивом. Речовина, яка міститься у газовій фазі і при абсорбції не переходить у рідку фазу, називають газом-носієм. Апарати, в яких здійснюється процес абсорбції, називають абсорберами.

Процес, що завершується розчиненням абсорбата у поглиначі, називають фізичною абсорбцією (надалі - абсорбція). При фізичній абсорбції відбувається фізичне розчинення компонента в розчиннику.



Іноді газ, що розчиняється вступає у хімічну реакцію безпосередньо з самим розчинником. Процес, що супроводжується хімічною реакцією між поглинаючим компонентом і абсорбентом, називають хімічною абсорбцією (надалі - хемосорбція). При хемосорбції компонент, що абсорбується вступає у хімічну реакцію з поглиначем, утворюючи нові хімічні сполуки в рідкій фазі.

*Розчини газів у рідинах.* Фізична абсорбція являє собою розчинення газу у рідині. За своєю природою і властивостями розчини газів у рідині нічим не відрізняються від інших рідких розчинів. Зазвичай концентрації газів у них незначні, і розчини є розбавленими. Виняток становлять системи, в яких розчинність газів досить значна внаслідок їх хімічної взаємодії з розчинником, наприклад аміаку або хлористого водню з водою. Розчинність газів, крім виду газу та розчинника, у великій мірі залежить від температури і тиску.

Вплив тиску при не дуже високих його значеннях досить добре виражається законом Генрі: при постійній температурі розчинність газу у розчиннику прямо пропорційна тиску цього газу над розчином.

Як правило, розчинення газів у воді відбувається з виділенням теплоти і зменшенням об'єму, тому згідно з принципом Ле Шательє при підвищенні температури їх розчинність знижується. Це ілюструють дані (табл. 7.1) за вмістом (в нормальних літрах) деяких газів в 1 л води при тиску 760 мм рт. ст.:

Таблиця 7.1

Вміст газів в 1 л води

Газ	Температура, °С			
	0	20	60	100
$\text{H}_2$	0,021	0,018	0,016	0,016
$\text{O}_2$	1,713	0,88	0,36	-
$\text{NH}_3$	1176	702	-	-

Однак у деяких випадках, коли розчинення не супроводжується виділенням, а поглинанням теплоти, зростання температури збільшує розчинність газу.

Явище розчинення газів у рідині використовують у різних процесах, зокрема в абсорбційних методах очищення відхідних газів промислових виробництв, при сатурації і для вилучення окремих частин з газової суміші рідкими поглиначами (рідинна хроматографія).

Застосування абсорбції особливо ефективно при значних концентраціях газоподібних забруднювачів. Однак можливо застосовувати розчинники і при досить низьких концентраціях, коли розчинність газу у рідині дуже висока. Найбільш часто в якості розчинника використовується вода. Для поглинання газів, погано розчинних у воді, можна застосовувати малолетучі розчинники з низьким тиском пари, наприклад вуглеводні.

*Абсорбенти.* В якості абсорбента можна використовувати будь-яку рідину, яка розчиняє той компонент, що необхідно виділити. Але для застосування у промислових масштабах абсорбент повинен відповідати ряду вимог: необхідна поглинальна здатність (абсорбційна ємність); висока селективність (вибірковість) по відношенню до поглинального компоненту; невисока летучість; невелика в'язкість; здатність до регенерації; бути термохімічно стійкими; не виявляти корозійну активність; доступність і невисока вартість. Бажано, щоб поглотительний розчин мав більш високу, ніж вода, температуру кипіння.

При фізичній абсорбції в якості абсорбента використовують воду, а також органічні і неорганічні розчинники, які не реагують з компонентами та їх водними розчинами. Вода - дешевий і доступний абсорбент для очищення великих обсягів газу. В якості абсорбентів для очищення викидів на практиці використовують тільки краплинні рідини. Вибір абсорбенту залежить від ряду факторів; головним серед них є здатність поглинати забруднювач з газової фази.

При хемосорбції в якості абсорбенту використовують водні розчини солей, органічні речовини і водні суспензії різних речовин. При використанні води газ, що абсорбується повинен досить добре розчинятися у ній при даній температурі у системі газ-рідина. Для абсорбції газоподібних забруднювачів з обмеженою розчинністю у воді, таких як  $\text{SO}_2$  або бензол, необхідні дуже великі кількості води. Вода володіє високою ефективністю при видаленні кислих розчинних газів, таких як  $\text{HCl}$ ,  $\text{HF}$  і  $\text{SiF}_4$ , при використанні слаболужної води, для уловлювання  $\text{NH}_3$ -підкисленою водою. Гази з меншою розчинністю, наприклад  $\text{SO}_2$ ,  $\text{Cl}_2$  і  $\text{H}_2\text{S}$ , легше абсорбуються не чистою водою, а лужними розчинами, зокрема, розведеним  $\text{NaOH}$  або водним розчином (суспензією) вапна, тобто в останньому випадку більш прийнятна хемосорбція.

Недоцільно використовувати воду для очищення викидів з нерозчинними у ній органічними домішками. Такі забруднювачі, як правило, добре поглинаються органічними рідинами, серед яких можуть використовуватися як абсорбенти висококиплячі речовини, такі як етаноламіни і важкі граничні вуглеводні (мінеральні масла). Абсорбція органічним розчинником найбільш ефективна для видалення газоподібних органічних забруднювачів, оскільки у цьому випадку забезпечується хороша розчинність. В якості рідких органічних абсорбентів застосовують діметиланілін, моно-, ді- і триетаноламін та метилдиетаноламін. Використання таких абсорбентів обмежена системами, що не містять твердих часток, оскільки тверді речовини забруднюють органічні рідини. До обробки органічним абсорбентом з відкидних газів необхідно видалити дисперсні домішки, інакше абсорбент швидко забруднюється і стає відходом, практично не піддається очищенню.

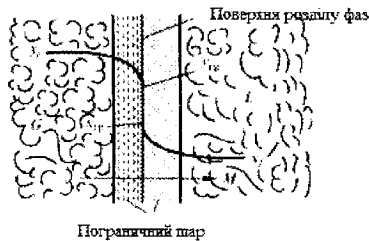
Органічні абсорбенти повинні мати низький тиск насичених парів при температурі процесу. Розчинники з недостатньо низькою пружністю парів будуть інтенсивно випаровуватися й забруднювати оброблювані гази. Крім того, низькокиплячий абсорбент складно регенерувати, так як витягти (десорбувати з нього) уловлену речовину нагріванням неможливо.

### 2.2.3 Массообмін у процесах абсорбції

На інтенсивність переходу забруднювача з газової фази у рідку великий вплив мають температура і тиск процесу, а також спосіб організації контакту фаз.

З ростом тиску і зниженням температури швидкість абсорбції збільшується. Абсорбенти, що працюють при негативних (за Цельсією) температурах, прийнято називати хладоносіями, а процес абсорбції, що протікає у таких умовах, - контактною конденсацією.

Перенесення компонентів дотичних фаз йде до досягнення між ними динамічної рівноваги. Явища, що відбуваються при абсорбції на межі розділу фаз, описують на основі двухплівкової теорії, згідно якої зміна концентрацій речовини відбувається у тонких приповерхневих шарах (плівках) газу  $F_G$  і конденсованої речовини  $F_L$  (рис. 7.1).



**Рис. 7.1** Схема процесу масопередачі на межі розділу фаз у системі без твердої фази:

$G, L$  - кількість взаємодіючих фаз;  $A$  - кількість речовини, що розподіляється;  $x_{гр}, y_{гр}$  - концентрації речовини на границі розділення фаз;  $x_f, y_f$  - концентрації речовини у фазах  $L$  і  $G$ , що розподіляються

Приймають, що у прикордонних плівках конвекції немає, і масоперенос здійснюється виключно за рахунок молекулярної дифузії, в той час як перенесення з обсягу газу  $V_G$  до плівки і від плівки обсяг конденсованої фази  $V_L$  відбувається дуже швидко (наприклад, за рахунок турбулентної дифузії). Перенесення триває до

досягнення рівноваги, при якій хімічні потенціали перехідного компонента у газовій і конденсованій фазах вирівнюються.

У технічних розрахунках зручніше характеризувати віддаленість системи від рівноважного стану не величиною хімічного потенціалу, а відхиленням дійсної концентрації компонента в газовій фазі  $y$  від рівноважної з дотичної фазою  $y^*$  або відхиленням дійсної концентрації компонента в конденсованій фазі  $x$  від рівноважної з газовою фазою  $x^*$  (при однакових  $p$ ,  $T$ ). Виходячи з цього рушійна сила абсорбції може бути визначена як по газовій ( $\Delta y = y - y^*$ ), так і з конденсованою ( $\Delta x = x^* - x$ ) фазах.

Розглянемо дві фази  $G$  і  $L$ , причому речовина, що розподіляється спочатку знаходиться тільки у першій фазі  $G$  і має концентрацію  $y$ . Якщо привести фази до дотику, то речовина, що розподіляється почне переходити у фазу  $L$ . З моменту появи речовини, що розподіляється у фазі  $L$  почнеться і зворотний перехід її у фазу  $G$ .

Швидкість зворотного переходу буде збільшуватися по мірі підвищення концентрації речовини, що розподіляється у фазі  $L$ . У деякий момент швидкості переходу речовини з фази  $G$  у фазу  $L$  і назад стануть однаковими. При цьому встановиться стан рівноваги між фазами. Таким чином, стан рівноваги - це такий момент масообмінного процесу, при якому швидкості переходу речовини з однієї фази в іншу і назад рівні. Однак це зовсім не означає рівність концентрацій у фазах.

У стані рівноваги існує певна залежність між концентраціями речовини, що розподіляється в обох фазах: концентрація  $x$  цієї речовини у фазі  $L$  відповідає рівноважна концентрація  $y^*$  у фазі  $G$ :

$$y^* = f(x). \quad 7.1$$

При абсорбційній очистці газів концентрації уловлюваних домішок зазвичай невеликі, що дозволяє розглядати систему як слабоконцентровану. Концентрації, які відповідають рівновазі фаз, тобто рівноважні концентрації газової та конденсованої фаз, для таких систем досить точно визначаються законами Рауля і Генрі.

У якості основного закону, що характеризує рівновагу у системі газ-рідина, використовується закон Генрі, згідно з яким мольна

частка газу у розчині  $x_i$  при даній температурі пропорційна парціальному тиску газу над розчином:

$$x_i = p_i^*/E_i, \quad 7.2$$

де  $x_i$  - мольна частка  $i$ -го компонента в рідині;

$p_i^*$  - парціальний тиск  $i$ -го компонента у газі при рівновазі, Па;

$E_i$  - коефіцієнт Генрі, Па, який залежить від властивостей розчиненого газу і температури.

З підвищенням температури розчинність газів у рідинах зменшується.

Згідно із законом Дальтона, парціальний тиск компонента у газовій суміші дорівнює загальному тиску, помноженому на мольну частку цього компонента у суміші:

$$p_i = P y_i \quad \text{або} \quad y_i = p_i/P, \quad 7.3$$

де  $p_i$  - загальний тиск газової суміші.

Використовуючи закон Генрі, отримаємо

$$y_i^* = p_i^*/P = (E_i/P)x_i, \quad 7.4$$

або

$$y_i^* = A_p x_i, \quad 7.5$$

де  $A_p = m = E_i/P$  - константа фазової рівноваги.

Аналіз і розрахунок процесу абсорпції зручно проводити, виражаючи концентрації газу, що розподіляється у відносних одиницях, так як у цьому випадку розрахункові значення потоків газової і рідкої фаз постійні. Тому у рівняннях рівноваги концентрації  $x$  і  $y$ , виражені у мольних частках, замінюють на  $X$  і  $Y$ , виражені у відносних мольних частках:

$$Y = \frac{y}{1-y}; \quad X = \frac{x}{1-x}; \quad y = \frac{Y}{1+Y}; \quad x = \frac{X}{1+X}, \quad 7.6$$

де 1 (одиниця) - 1 кг фази носія.

Тоді рівняння рівноваги буде

$$Y^* = \frac{A_p X}{1+(1-A_p)}. \quad 7.7$$

При незначних концентраціях  $X$  рівняння набуває вигляду

$$Y^* = A_p X. \quad 7.8$$

До факторів, що поліпшують розчинність газів у рідинах, відносяться підвищений тиск і знижена температура, а до факторів, що сприяють десорбції, - знижений тиск, підвищена температура і додаток до абсорбенту добавок, що зменшують розчинність газів у рідинах.

Рівновагу між фазами можна представити графічно на діаграмі  $y - x$ . На цій діаграмі по осі абсцис відкладається концентрація  $x$ , речовини, що розподіляється у фазі  $L$ , а по осі ординат - концентрація у фазі  $G$ .

Рівновагу між фазами представляють у вигляді графічної залежності рівноважної концентрації компонента у газовій фазі  $y^*$  від його концентрації у рідкій фазі  $x$ , тобто використовують залежність  $y^* = f(x)$ . Криву  $OC$ , що зображає залежність рівноважної концентрації  $y^*$  від  $x$ , називають лінією рівноваги (рис. 7.2).

Для практичних розрахунків користуються отриманими з досвіду значеннями рівноважного парціального тиску газу  $p^*$  і обчислюють  $Y^*$  по рівнянню

$$Y^* = (M_k/M_n)[p^*/(P - p^*)], \quad 7.9$$

де  $M_k M_n$  - відповідно молекулярна маса компонента і маса носія, кг/моль;

$P$  - загальний тиск в системі.

Згідно із законом Генрі, рівноважний парціальний тиск  $p^*$  пропорційний вмісту розчиненого газу у розчині  $x$ :

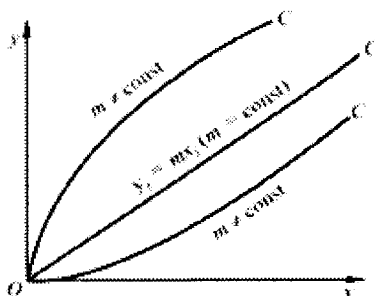


Рис. 7.2 Рівноважна лінія діаграми  $x-y$

$$p^* = Ex. \quad 7.10$$

Після підстановки формули (7.10) у рівняння (7.9) отримаємо:

$$Y^* = (M_k/M_n)[Ex/(P - Ex)]. \quad 7.11$$

Рівняння (7.11) використовують при побудові лінії рівноваги у координатах  $Y - X$ .

Якщо абсорбція ведеться без відводу теплоти або з неповним її відведенням, температура процесу підвищується із-за виділення теплоти при розчиненні газу у рідині.

Кількість теплоти, що виділяється при абсорбції становить

$$Q = M\Phi = \Phi L(X_2 - X_1), \quad 7.12$$

де  $M$  - кількість поглиненого компонента, кг/с;

$\Phi$  - диференціальна теплота розчинення, Дж/кг (це кількість теплоти, що виділяється при поглинанні 1 кг компонента у розчині даної концентрації).

Вважаємо, що вся теплота, яка виділяється йде на нагрівання рідини:

$$Q = Lc(t_2 - t_1), \quad 7.13$$

де  $c$  - питома теплоємність рідини, Дж/(кг.К);

$t_2, t_1$  - температури рідини на виході з абсорбера і на вході відповідно, °С.

Прирівняємо праві частини рівнянь (7.12) і (7.13) і отримаємо:

$$\Phi(X_2 - X_1) = c(t_2 - t_1), \quad 7.14$$

Для частини абсорбера, розташованої вище перерізу, у якому склад рідини дорівнює  $X$ , а температура  $t$ , рівняння (7.14) прийме вигляд:

$$\Phi(X - X_1) = c(t - t_1). \quad 7.15$$

З останнього рівняння виразимо  $t$ :

$$t = t_1 + \Phi(X - X_1), \quad 7.16$$

де  $t$  - температура рідини у будь-якому перерізі абсорбера, °С, при складі рідини, що дорівнює  $X$ .

Рівняння (7.16) використовують також при побудові лінії рівноваги.



Методика графічної побудови рівноважної лінії включає наступні стадії:

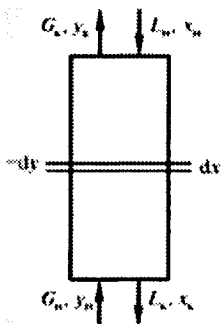
задається інтервал значень  $X$ , виходячи з вихідних даних;

для кожного значення  $X$  визначають температуру рідини по рівнянню (7.16);

для обчислених значень температури рідини визначають відповідні величини  $E$ ;

визначають  $Y^*$  для кожної  $t$  і, відповідно, для конкретного  $X$ .

*Матеріальний баланс абсорбції.* Для виведення рівняння матеріального балансу та рівняння робочої лінії розглянемо схему потоків у масообмінному апараті (рис. 7.3).



**Рис. 7.3** Схема матеріальних потоків у масообмінному апараті:

$G, L$  - витрати взаємодіючих фаз;  $x_n, u_n, x_k, u_k$  - концентрації розподіленого компонента у відповідних фазах спочатку і наприкінці процесу

Нехай компонент переходить з фази  $G$  у фазу  $L$ . З урахуванням кількості компонентів у фазах рівняння матеріального балансу запишеться у вигляді

$$G_n u_n + L_n x_n = G_k u_k + L_k x_k \quad 7.17$$

де  $G_n, G_k$  - витрата газової фази на вході в абсорбер і виході з нього, кмоль/с (кг/с);

$u_n, u_k$  - концентрація розподіляється речовини (компонента), що розподіляється у газовій фазі на вході в абсорбер і виході з нього, мольні частки (мас. частки);

$L_{\text{II}}, L_{\text{K}}$  - витрата абсорбенту на вході в абсорбер і виході з нього, кмоль/с (кг/с);

$x_{\text{II}}, x_{\text{K}}$  - концентрація розподіленого компонента у рідкій фазі на вході в абсорбер і виході з нього, мольні частки (мас. частки).

Розглянемо випадок, коли носії не беруть участь у процесі масообміну, їх кількості не змінюються по висоті апарата, тобто  $C = \text{const}$ ,  $L = \text{const}$ , і коли склади фаз виражені у відносних концентраціях  $Y$  і  $X$ .

Тоді кількість компонента  $M$ , що перейшов із фази  $C$ , дорівнює:

$$M = G(Y_{\text{K}} - Y_{\text{II}}). \quad 7.18$$

Кількість компонента  $M$ , що перейшло у фазу  $L$ , дорівнює:

$$M = LX_{\text{K}} - LX_{\text{II}} = L(X_{\text{K}} - X_{\text{II}}). \quad 7.19$$

Прирівнемо праві частини рівнянь (7.18) і (7.19):

$$G(Y_{\text{II}} - Y_{\text{K}}) = L(X_{\text{K}} - X_{\text{II}}), \quad 7.20$$

де  $G$  - витрата інертного газу, кмоль/с (кг/с);

$Y_{\text{II}}$  і  $Y_{\text{K}}$  - відносні концентрації компонента у газі-носії, кмоль/кмоль газу (кг/кг газу);

$L$  - витрата абсорбенту, кмоль/с (кг/с);

$X_{\text{K}}$  і  $X_{\text{II}}$  - відносні концентрації компонента у поглиначі (абсорбенті), кмоль/кмоль абсорбенту (кг/кг абсорбенту).

Рівняння (7.20) є рівняння матеріального балансу.

Загальна витрата абсорбенту

$$L = \frac{G(Y_{\text{II}} - Y_{\text{K}})}{(X_{\text{K}} - X_{\text{II}})}. \quad 7.21$$

Визначимо питому витрату поглиначача /кг/кг:

$$l = L/G. \quad 7.22$$

З рівнянь (7.19) і (7.20) знаходимо

$$l = (Y_{\text{II}} - Y_{\text{K}})/(X_{\text{K}} - X_{\text{II}}). \quad 7.23$$

Розглянемо довільний переріз протитечійного апарату 0 - 0, де склади фаз будуть  $Y$  і  $X$  у фазі  $G$  і  $L$  відповідно.

Напишемо рівняння матеріального балансу для частини апарату, розташованого вище перерізу 0 - 0:

$$GY - GY_{\text{K}} = LX - LX_{\text{II}} \quad 7.24$$

звідки отримаємо

$$Y = Y_K + (X - X_H) L/G \quad \text{або} \quad Y = Y_K + l(X - X_H). \quad 7.25$$

Рівняння (7.25) є рівняння робочої лінії. Воно виражає залежність між нерівноважними складами фаз у будь-якому перерізі апарата.

З аналізу (7.25) видно, що це рівняння прямої лінії ( $Y = a + bX$ ).

Підставимо у рівняння (7.25) рівняння (7.23):

$$Y = Y_K + (Y_H - Y_K)[X - X_H]/(X_K - X_H) \quad 7.26$$

або

$$(Y - Y_K)/(Y_H - Y_K) = (X - X_H)/(X_K - X_H). \quad 7.27$$

Це є рівняння прямої, що проходить через точку  $A (X_K; Y_H)$  і точку  $B (X_H; Y_K)$ .

Робочу лінію процесу абсорбції будують у тих же осях  $Y - X$ , що і лінію рівноваги:

$$Y = Y_K + l(X - X_H) = Y_K + (Y_H - Y_K)(X - X_H)/(X_K - X_H). \quad 7.28$$

Для побудови робочої лінії треба знати склади фаз у нижній частині абсорбера ( $X_K, Y_H$ ) і в його верхній частині ( $X_H, Y_K$ ). За цими даними визначають точки  $A$  і  $B$  (рис. 7.4).

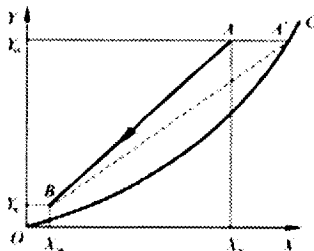


Рис. 7.4 Крива рівноваги і робоча лінія процесу абсорбції

Часто задані тільки початкові склади газу і рідини ( $Y_H, X_H$ ) і ступінь вилучення ( $\epsilon$ ). Ступінь вилучення - це відношення кількості фактично поглиненого компонента до кількості того, що поглинається при повному витягу:

$$\epsilon = G(Y_H - Y_K)/GY_H = 1 - Y_K/Y_H. \quad 7.29$$

Як видно з виразу (7.29), за  $\epsilon$  і  $Y_H$  можна оцінити  $Y_K$ , тобто на діаграмі  $Y - X$  визначити точку  $B (Y_K, X_H)$ , а точка  $A$  знаходитиметься

на ординаті  $Y_{II}$ . Положення точки А залежить від питомої витрати поглинача.

Момент у процесі абсорбції, коли робоча лінія стосується лінії рівноваги (пряма  $BA'$ ), відповідає мінімальній витраті поглинача. У точці дотику робочої лінії з лінією рівноваги рушійна сила дорівнює нулю. При цьому потрібно абсорбер нескінченно великої висоти. Із збільшенням питомої витрати поглинача зменшується необхідна висота абсорбера, але зростають витрати на десорбцію, перекачування поглинача тощо. Оптимальну питому витрату поглинача визначають техніко-економічним розрахунком.

При абсорбції робоча лінія розташовується вище лінії рівноваги, так як у цьому процесі вміст компонента у газовій фазі більший рівноважного  $Y > Y^*$ .

При десорбції, навпаки, робоча лінія лежить нижче від лінії рівноваги.

## 2.2.4 Кінетика абсорбції

Нехай концентрація речовини, що розподіляється у фазі  $G$  вища рівноважної, і речовина переходить з фази  $G$  у фазу  $L$  (див. рис. 7.1). Речовина, що розподіляється у фазі  $G$  переноситься до поверхні розділу фаз, а у фазі  $L$  переноситься від цієї поверхні.

Перенесення речовини в обох фазах здійснюється шляхом молекулярної та конвективної дифузії.

*Дифузія* - процес мимовільного переміщення речовини у просторі, що веде до рівномірного заповнення всього наявного обсягу молекулами даної речовини і вирівнювання його концентрацій. Дифузія може здійснюватися тільки тоді, коли у різних точках простору концентрація речовини неоднакова. Рушійною силою дифузії є градієнт концентрацій, тобто їх зміна у сусідніх ділянках фази.

Згідно поглядом молекулярно-кінетичної теорії інтенсивність процесів переносу у газах і рідинах однозначно визначається довжиною вільного пробігу часток і, отже, їх фізико-хімічними

характеристиками і параметрами стану. У залежності від останніх довжина вільного пробігу може змінюватися в широких межах, а в нормальних умовах вона складає порядка декількох десятків часток мікрометра. Так, середній вільний пробіг молекул азоту і кисню у повітрі при звичайних атмосферних умовах приблизно дорівнює  $(5...8) \cdot 10^{-8}$  м.

Молекулярна дифузія - це перенесення речовини внаслідок безладного теплового руху молекул, іонів, атомів. Кількісно це описується першим законом Фіка: кількість продифундованої речовини  $M$  пропорційна градієнту концентрацій  $c$ , площі  $S$  і часу  $t$ :

$$dM = -D \frac{dc}{dn} dS dt, \quad 7.30$$

де  $D$  - коефіцієнт молекулярної дифузії.

Коефіцієнт молекулярної дифузії  $D$  показує кількість речовини, що дифундує через одиницю поверхні в одиницю часу при градієнті концентрації, що дорівнює одиниці:

$$D = [Mn/cSt] = [\text{кг} \cdot \text{м} / (\text{кг} / \text{м}^3) \text{м}^2 \cdot \text{с}] = [\text{м}^2 / \text{с}].$$

Коефіцієнт молекулярної дифузії не залежить від гідродинамічних умов, а залежить від властивостей речовини, середовища, температури і тиску. Для газів коефіцієнт дифузії  $D$  прямо пропорційний температурі й обернено пропорційний тиску. Для газів і пару коефіцієнт дифузії на 4...5 порядків більше, ніж для рідин.

Коефіцієнт дифузії в меншій мірі, ніж константа швидкості хімічної реакції, залежить від температури. Він збільшується в 1,1...1,5 рази при підвищенні температури на  $10^\circ\text{C}$ .

Залежність коефіцієнта дифузії від температури і тиску приблизно можна виразити співвідношенням:

$$D = D_0 (T/T_0)^{1,5} (p_0/p). \quad 7.31$$

Визначають коефіцієнти дифузії відомим шляхом. При відсутності відомих даних для двокомпонентних газових сумішей з речовинами  $A$  і  $B$  часто використовують напівемпіричну формулу Джилліленда:

$$D_T = 4,35 \cdot 10^8 T^{1,5} [(1/M_A) + 1/M_B]^{1/2} /$$

$$\left\{ p \left[ (10^6 v_A)^{1/3} + (10^6 v_B)^{1/3} \right]^2 \right\} M^2 / c, \quad 7.32$$

де  $p$  - абсолютний тиск в системі, М Па;

$v_A$  і  $v_B$  - мольні об'єми газів  $A$  і  $B$ , м<sup>3</sup>/моль;

$M_A$  і  $M_B$  - молекулярні маси газів  $A$  і  $B$ .

Обчислювати коефіцієнти дифузії для двокомпонентних газових сумішей можна також за формулою

$$D_r = 0,151 \cdot 10^{-5} (T/100)^{1,81} \left[ (1/M_A) + (1/M_B) \right]^{1/2} / \left\{ p \left[ (10^4 \cdot v_A)^{0,4} + (10^4 \cdot v_B)^{0,4} \right]^2 \cdot (10^{-4} T_{A,кр} \cdot T_{B,кр})^{0,14} \right\}. \quad 7.33$$

Коефіцієнт дифузії молекул газу,  $A$ , розчинених у рідині, можна підрахувати орієнтовно за виразом:

$$D_p = 10^6 \left[ (1/M_A) + (1/M_B) \right]^{1/2} \left[ 1 + 0,2 \mu_r^{1/2} (t - 20) / \rho_p \right] / \left\{ c \cdot \mu_r^{1/2} \left[ (10^6 \cdot v_A)^{1/3} + (10^6 \cdot v_B)^{1/3} \right]^2 \right\}. \quad 7.34$$

де  $\mu_r$  - коефіцієнт динамічної в'язкості чистої рідини при 20°C, Мпа.с;

$t$  - температура розчину, °С;

$c$  - коефіцієнт, що залежить від асоційованості молекул розчину, який можна приймати:

для неасоційованих рідин (бензол, ефіри) 1;

для ацетону 1,15;

для спиртів 2;

для води 4,7.

Коефіцієнти дифузії речовин у розбавлених розчинах наближено можна обчислити за формулою

$$D_p = 7,4 \cdot 10^{-12} (c_1 - M)^{0,5} \cdot T / [\mu_{ж} (10^6 \cdot v)^{0,6}], \quad 7.35$$

де  $M$  - мольна маса розчинника;

$T$  - температура розчину. с;

$v$  - молекулярний об'єм розчиненого газу, м<sup>3</sup>/моль;

$c_i$  - коефіцієнт, який можна приймати:

для неасоційованих рідин 1;

для спиртів 1,5;

для води 2,6.

Коефіцієнт дифузії газу у рідині  $D$ , (при температурі  $t$ ) пов'язаний з коефіцієнтом дифузії  $D_{20}$  (при температурі  $20^\circ\text{C}$ ) наступною наближеною залежністю:

$$D_t = D_{20}[1 + b(t - 20)] \quad 7.36$$

в якій температурний коефіцієнт може бути визначений за емпіричною формулою

$$b = 0,2\mu_p^{1/3} \rho_p^{1/3}, \quad 7.37$$

де  $\mu$  - динамічний коефіцієнт в'язкості рідини при  $20^\circ\text{C}$ , МПа;

$\rho_p$  - щільність рідини,  $\text{кг/м}^3$ .

В основній (центральної) масі фази, тобто ядрі фази, де зазвичай відбувається інтенсивне перемішування, перенесення речовини здійснюється переважно шляхом конвективної дифузії.

*Конвективна дифузія* - це дифузія рухомими частинками носія і речовини, що розподіляється.

Перенесення речовини у прикордонному шарі здійснюється шляхом конвективної і молекулярної дифузії, причому по мірі наближення до поверхні розділу фаз відбувається загасання конвективних потоків і зростає роль молекулярної дифузії.

Рівняння конвективної дифузії має наступний вигляд:

$$M = \beta S \Delta C_\phi, \quad 7.38$$

де  $M$  - кількість речовини, що переноситься з фази, на поверхні розділу фаз (або від поверхні розділу фаз у фазу, що сприймає цю речовину),  $\text{кг/с}$ ;

$\beta$  - коефіцієнт массоотдачі,  $\text{м/с}$ ;

$S$  - поверхня розділу фаз,  $\text{м}^2$ ;

$\Delta C_\phi$  - різниця концентрацій речовини, що розподіляється у фазі і у поверхні розділу,  $\text{кг/м}^3$ .

Коефіцієнт масовіддачі залежить від гідродинамічних, фізичних і геометричних факторів і визначається експериментальним шляхом з обробкою даних за допомогою теорії подібності.

Додаток теорії подібності до процесів масопередачі показав, що ці процеси визначаються критерієм Рейнольдса  $Re$  і дифузійними

критеріями Нуссельта  $Nu'$  і Прандтля  $Pr'$ , які є аналогами теплових критеріїв  $Nu$  і  $Pr$ .

Критерії  $Re$  і  $Pr$  є визначальними, критерій  $Nu$  - обумовленим. Залежність між критеріями виражається рівнянням

$$Nu' = f(Re, Pr'). \quad 7.39$$

По знайденому значенню  $Nu'$  обчислюють коефіцієнт масовіддачі  $\beta$ .

Нижче наводяться значення дифузійних критеріїв та критерія Рейнольдса:

$$Nu' = \beta l / D; \quad 7.40$$

$$Pr' = \mu / (\rho D); \quad 7.41$$

$$Re =, \quad 7.42$$

де  $\beta$  - коефіцієнт масовіддачі, м/с;

$l$  - визначальний геометричний розмір, м;

$D$  - коефіцієнт дифузії, м<sup>2</sup>/с;

$\mu$  - динамічна в'язкість, Па.с;

$\rho$  - щільність, кг/м<sup>3</sup>;

$w$  - швидкість, м/с.

Основне рівняння масопередачі має наступний вигляд:

$$M = KSA, \quad 7.43$$

де  $M$  - кількість речовини, що перейшла з однієї фази в іншу, кг/с;

$K$  - коефіцієнт масопередачі, м/с;

$S$  - поверхня контакту фаз, м<sup>2</sup>;

$A$  - рушійна сила процесу масопередачі, кг/ м<sup>3</sup> (Па).

Швидкість процесу абсорбції при переносі речовини з однієї фази в іншу визначається основним рівнянням масопередачі:

$$M = K_y S \Delta Y_{cp} = K_x S \Delta X_{cp}, \quad 7.44$$

де  $K_y$  і  $K_x$  - коефіцієнти масопередачі по газовій і рідкій фазах;

$S$  - поверхня контакту фаз;

$\Delta Y_{cp}$ ,  $\Delta X_{cp}$  - середня рушійна сила відповідно у газовій і рідкій фазах.



З рівняння (7.43) випливає, що коефіцієнт масопередачі виражає кількість речовини, що переходить з однієї фази в іншу за одиницю часу через одиницю поверхні дотику при рушійній силі, рівній одиниці.

Коефіцієнти масопередачі пов'язані з коефіцієнтами масовіддачі:

$$K_y = \frac{1}{\frac{1}{\beta_g} + \frac{m}{\beta_p}}; \quad K_x = \frac{1}{\frac{1}{m\beta_g} + \frac{1}{\beta_p}}, \quad 7.45$$

де  $\beta_g$  і  $\beta_p$  - коефіцієнти масовіддачі відповідно у газовій і рідкій фазах.

Член  $(1/\beta_g)$  виражає опір переходу речовини у газовій фазі; член  $(m/\beta_p)$  - опір у рідкій фазі.

Для добре розчинних газів величина,  $1/\beta_g \gg (1/\beta_p)$  незначна, і можна прийняти, що  $K_y \approx \beta_p$ . Отже, у такій системі опір масопередачі зосереджений у газовій фазі. При малій розчинності газу у рідині  $(1/\beta_p) \gg (1/m\beta_g)$ , тому можна вважати  $K_x \approx \beta_p$ . У цьому разі опір масопередачі зосереджений у рідкій фазі.

Розмірність коефіцієнта масопередачі залежить від розмірності рушійної сили. Наприклад, якщо рушійна сила виражається у вигляді різниці об'ємних концентрацій, тобто  $\text{кг}/\text{м}^3$ , то розмірність коефіцієнта масопередачі згідно з рівнянням (7.43)

$$K_C = [\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с} \cdot \text{кг}/\text{м}^3)] = [\text{м}/\text{с}].$$

Якщо рушійна сила  $\Delta$  виражена через різницю парціальних тисків, тобто у паскалях або ньютонях на квадратний метр, розмірність коефіцієнта масопередачі

$$K_p = [\text{кг}/(\text{м}^2 \cdot \text{с} \cdot \text{Н}/\text{м}^2)] = [\text{кг}/\text{с}(\text{кг} \cdot \text{м}/\text{с}^2)] = [\text{с}/\text{м}].$$

Зв'язок між коефіцієнтами масопередачі  $K_C$  і  $K_p$ :

$$K_p = K_C M_k / (RT), \quad 7.46$$

де  $M_k$  - молекулярна маса компонента;

$R$  - газова постійна, Дж/(кмоль/град);

$T$  - абсолютна температура, К.

Іноді коефіцієнт масопередачі відносять до одиниці робочого об'єму апарата (об'ємний коефіцієнт масопередачі). У цьому випадку він визначається співвідношенням

$$K_3 = Kf, \quad 7.47$$

де  $f$  - поверхня контакту фаз, віднесена до одиниці робочого об'єму апарата,  $\text{м}^2/\text{м}^3$ .

Розмірність об'ємного коефіцієнта масопередачі при рушійній силі, вираженій у  $\text{кг}/\text{м}^3$ ,  $K_3 = [1/\text{с}]$ .

Рушійною силою абсорбції є різниця між парціальним тиском розчинного газу у газовій суміші та його рівноважним тиском над плівкою рідини, що контактує з газом. Абсорбція відбувається у тому випадку, коли парціальний тиск компонента у газовій фазі більше рівноважного парціального тиску цього ж компонента над розчином. Чим більша різниця між цими тисками, тим більша рушійна сила і тим з більшою швидкістю протікає абсорбція.

Якщо значення рушійної сили не є позитивним числом, то абсорбція не відбувається. Якщо значення має негативну величину, то відбувається десорбція і кількість забруднювачів в оброблюваному газі може зрости.

Для визначення швидкості абсорбції необхідно знати рушійну силу процесу, яка виражається різницею концентрацій компонента в одній з фаз та рівноважною концентрацією (або зворотною різницею), тобто

$$\Delta Y = Y - Y^*; \quad 7.48$$

$$\Delta X = X^* - X, \quad 4.49$$

де  $Y^*$  - рівноважна концентрація у газовій фазі;

$X^*$  - рівноважна концентрація у рідкій фазі.

Чим більша ця різниця, тим з більшою швидкістю протікає процес. Вона змінюється по висоті апарату і залежить від багатьох факторів, зокрема від характеру руху фаз.

Концентрація газової і рідкої фази змінюється при русі фази вздовж поверхні їхнього зіткнення; внаслідок цього зазвичай

змінюється вздовж поверхні дотику і рушійна сила масопередачі. При розрахунку користуються середнім значенням рушійної сили.

Середню рушійну силу процесу масопередачі можна розрахувати як середню інтегральну, середню логарифмічну або середню арифметичну величину з рушійних сил на вході в апарат і на виході з нього.

Середня інтегральна величина використовується у тому випадку, якщо рівноважна лінія на діаграмі  $Y - X$  є кривою. Наприклад, для газової фази:

$$\Delta Y_{\text{cp}} = \frac{(Y_{\text{н}} - Y_{\text{к}})}{\int_{Y_{\text{к}}}^{Y_{\text{н}}} \frac{dY}{Y - Y^*}}. \quad 7.50$$

Середню логарифмічну величину рушійної сили використовують у тому разі, коли рівноважна лінія на діаграмі  $Y - X$  є прямою  $Y^* = mX$ :

$$\Delta Y_{\text{cp}} = \frac{\Delta Y_{\text{б}} - \Delta Y_{\text{м}}}{2,3 \log_{10}(\Delta Y_{\text{б}}/\Delta Y_{\text{м}})}; \quad 7.51$$

$$\Delta Y_{\text{б}} = Y_{\text{н}} - Y_{\text{н}}^*; \quad \Delta Y_{\text{м}} = Y_{\text{к}} - Y_{\text{к}}^*, \quad 7.52$$

де  $Y_{\text{н}}$ ,  $Y_{\text{к}}$  - концентрація компонента у газовій фазі на вході в апарат і на виході;

$m$  - коефіцієнт розподілу;

$\Delta K_{\text{б}}$ ,  $\Delta Y_{\text{м}}$  - більша і менша рушійна сила процесу.

Середня арифметична величина рушійної сили використовується, коли  $(\Delta Y_{\text{б}}/\Delta Y_{\text{м}}) \leq 2$ :

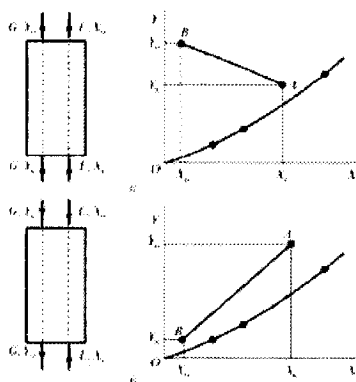
$$\Delta Y_{\text{cp}} = (\Delta Y_{\text{б}} + \Delta Y_{\text{м}})/2. \quad 7.53$$

## 2.2.5 Технологія абсорбційної очистки газів

Абсорбція представляє собою процес хімічної технології, що включає масоперенос між газоподібним компонентом і рідким розчинником, здійснюваний в апараті для контактування газу з рідиною.

У практиці абсорбції використовують декілька принципових схем проведення процесу. Найбільш широко застосовують прямоточну (рис. 7.5, а) і противоточну (рис. 7.5, б) схеми.

У прямоточній схемі абсорбції потоки газу та абсорбенту рухаються паралельно один одному. У цій схемі взаємодії речовин у процесі абсорбції газ з більшою концентрацією речовини  $Y_H$ , що приводиться у контакт з рідиною, яка має меншу концентрацію  $X_H$  речовини, яка розподіляється, а газ з меншою концентрацією  $Y_K$  взаємодіє на виході з апарату з рідиною, що має велику концентрацію  $X_K$  речовини, що розподіляється.



**Рис. 7.5** Побудова кривої рівноваги і робочої лінії процесу абсорбції:  
 а - прямоток руху фаз; б - протиточія руху фаз

При противоточній схемі абсорбції в одному кінці апарату приводяться у контакт газ і рідина, що мають великі концентрації речовини що розподіляється  $Y_H$  і  $X_K$ , а в протилежному кінці - менші  $Y_K$  і  $X_H$ .

Зіставимо розглянуті схеми абсорбції, маючи на увазі наступні показники процесу: питому витрату абсорбенту, рушійну силу процесу і коефіцієнт масопередачі. Зіставлення проводиться при граничному положенні робочих ліній, коли кінцеві концентрації розподіленого компонента у рідині для прямого струму і для протитокую досягають рівноважних значень.

При перетині робочої лінії процесу з рівноважною лінією, кінцева концентрація компонента, що витягується для

протитечійного процесу більша кінцевої концентрації для прямоочного процесу. Отже, протитечійний процес забезпечує більшу кінцеву концентрацію поглинутого газу в абсорбенті і разом з цим меншу витрату абсорбенту.

При протитечійному процесі можна досягти більш повного вилучення компонента з газової суміші, ніж за прямоочною схемою.

У техніці абсорбції використовують також одно - і багатоступінчасті схеми з рециркуляцією, які передбачають багаторазове повернення в апарат або рідини або газу.

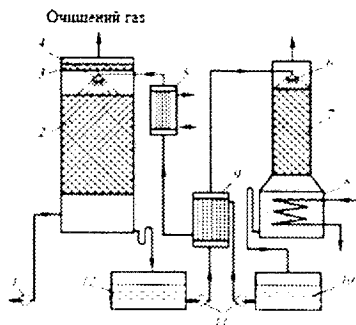
Схеми з рециркуляцією можуть бути проти - і прямоочними.

У схемі з рециркуляцією поглинача при одній і тій же витраті свіжого абсорбенту кількість рідини, що проходить через апарат, більша. Результатом цього є підвищення коефіцієнта масопередачі за рахунок збільшення коефіцієнта масовіддачі у рідкій фазі і деяке зменшення рушійної сили, що може призвести до зменшення габаритів апарату. Рециркуляція рідини доцільна при очищенні від погано розчинних в абсорбенті забруднень, і які потребують великих витрат поглинача.

Багатоступінчасті схеми з рециркуляцією газу і рідини володіють всіма перевагами одноступінчатих схем і разом з тим забезпечують велику рушійну силу процесу. З цієї причини у більшості випадків вибирають варіант багатоступеневих рециркуляційних схем.

Для багаторазового використання поглинач піддають регенерації, при цьому з нього витягують абсорбтив, який реалізують у вигляді сировини для інших процесів або цільового товарного продукту. Якщо компонент, що вилучається, не представляє цінності або процес регенерації пов'язаний з великими труднощами, то поглинач використовують одноразово і після відповідної обробки зливають у каналізацію.

Схема абсорбційної установки наведена на рисунку 7.6.



**Рис. 7.6** Схема абсорбційної установки

- 1 - вентилятор (газодувка); 2 - абсорбер; 3 - бризговідбійник; 4, 6 - зрошувачі; 5 - холодильник; 7 - десорбер; 8 - куб десорбера; 9-теплообмінник-рекуператор; 10, 12 - ємності для абсорбенту; 11 - насоси

Абсорбційна система може бути простою, в якій рідина застосовується тільки один раз і видаляється з системи без відділення абсорбованого забруднення. В іншому варіанті забруднення відокремлюють від абсорбуючої рідини, виділяючи її у чистому вигляді. Потім абсорбент знову подають на стадію абсорбції, знову регенерують і повертають у систему. Регенерацію поглиначів проводять фізичними методами: підвищенням температури, зниженням тиску або поєднанням зазначених параметрів. Крім регенерації абсорбенту з допомогою випарювання (десорбції) можна видаляти абсорбовані забруднення шляхом осадження і відстоювання, шляхом їх хімічного руйнування у результаті нейтралізації, окислювання, відновлення або гідролізу, а також екстракцією, рідинною адсорбцією та іншими методами.

## 2.2.6 Хемосорбція газових домішок

При абсорбції, що супроводжується хімічною реакцією у рідкій фазі, компонент, що абсорбується, вступає у реакцію з поглиначем. Зростає градієнт концентрацій біля поверхні розділу, швидкість поглинання збільшується.

Передбачається, що рушійна сила процесу хемосорбції дорівнює рушійній силі фізичної абсорбції, а прискорення процесу масообміну хімічною реакцією враховується поправкою до коефіцієнту масопередачі у рідкій фазі, визначеній за критеріальними залежностями для фізичної абсорбції.

Коефіцієнт прискорення абсорбції у рідкій фазі при протіканні хімічної реакції дорівнює

$$\chi = \beta'_p / \beta_p, \quad 7.54$$

де  $\beta_p$  і  $\beta'_p$  - коефіцієнти масовіддачі у рідкій фазі для фізичної абсорбції та хемосорбції.

Зв'язок коефіцієнта масопередачі з коефіцієнтами масовіддачі при хемосорбції визначається рівняннями

$$1/K'_r = (1/\beta_r) + (m/\beta'_p); \quad 7.55$$

$$(1/K'_p) = (1/m\beta_r) + (1/\beta'_p). \quad 7.56$$

Коефіцієнт прискорення залежить від швидкості хімічної реакції та ступеня турбулізації рідини. По мірі протікання хемосорбції коефіцієнт масовіддачі у рідкій фазі  $\beta'_p$  зменшується, що ускладнює обчислення рушійної сили.

Величини поправок  $\chi$  для двох типів хімічних реакцій представлені на графіку рис. 7.7.

Якщо у рідкій фазі протікає оборотна реакція першого порядку,  $A \leftrightarrow B$ , то для визначення  $\chi$  можна скористатися лівою від діагоналі частиною рис. 7.7. На осі абсцис тут відкладено значення безрозмірного параметра  $\alpha_1$ , що визначається виразом

$$\alpha_1 = \frac{(D_A k_1)^{1/2}}{\beta_p}, \quad 7.57$$

де  $D_A$  - коефіцієнт дифузії газу,  $m^2/c$ ;

$k_1$  - константа швидкості реакції першого порядку,  $c^{-1}$ ;

$\beta_p$  - коефіцієнт масовіддачі у рідкій фазі при фізичній абсорбції,  $m/c$ .

Як впливає з малюнка, при значенні константи рівноваги  $K_{eq} = 0$  коефіцієнт прискорення  $\chi=1$ , що відповідає випадку відсутності хімічної реакції. Крива  $K_{eq} =$  відповідає необоротній реакції.

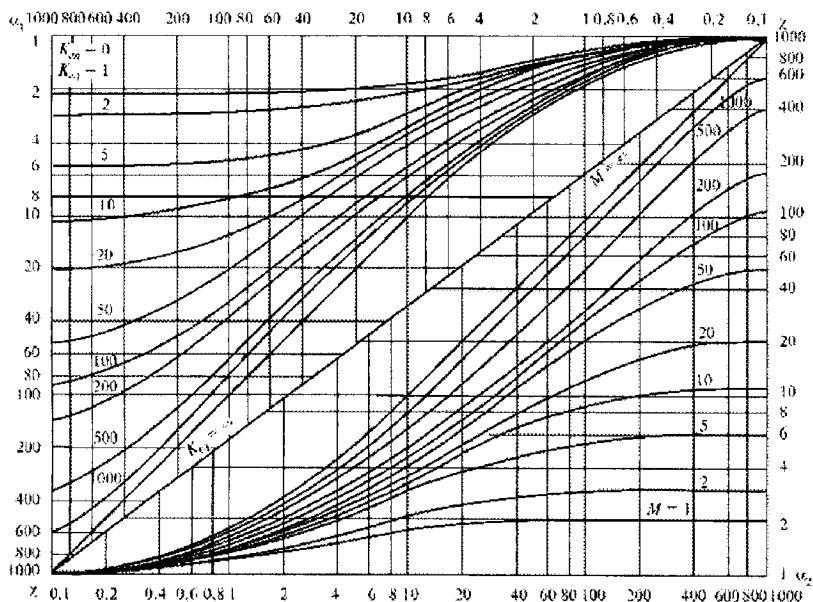


Рис. 7.7 Коефіцієнти прискорення процесу масообміну хімічною реакцією

Дані по необоротній реакції другого порядку між компонентами  $A$  і  $B$  наведені у правій від діагоналі частині рис. 7.7. Тут на осі абсцис відкладені значення безрозмірного параметра  $\alpha_2$ , що визначається виразом

$$\alpha_2 = \frac{(D_A k_2 C_{Bx})}{\beta_p}, \quad 7.58$$

де  $k_2$  - константа швидкості реакції другого порядку,  $\text{м}^3/(\text{кмоль} \cdot \text{с})$ ;

$C_{Bx}$  - концентрація незв'язаного компонента у рідкій фазі, кмоль на  $1 \text{ м}^3$  поглинальної рідини.

Величину  $M$  визначають за формулою

$$M = \frac{C_{Bx} D_B}{N C_A D_A}, \quad 7.59$$

де  $N$  - число кіломолей речовини, що витрачається в реакції на  $1$  кмоль речовини  $A$ ;

$C_A$  - концентрація компонента  $A$  на межі розділу фаз.



На рис. 7.7 можна виділити деякі області, де визначення  $\chi$  для процесу хемосорбції з реакцією другого порядку спрощується.

При малих значеннях параметра  $\alpha_2$  (0,5 і менше)  $\chi \approx 1$ , тобто вплив хімічної реакції незначний, і процес може наближено розглядатися як фізична абсорбція. При значеннях  $\alpha_2 > 2$  і  $M \rightarrow \infty$  величина  $\chi$  не залежить від  $M$  та дорівнює  $\alpha_2$ .

При значеннях параметра  $\alpha_2$ , набагато переважаючих  $M$  (область, в якій лінії  $M$  приблизно горизонтальні), коефіцієнт  $\chi$  не залежить від  $\alpha_2$  і дорівнює  $M + 1$  (швидка реакція).

Вважається, що коефіцієнт прискорення  $\chi$ , визначений дослідним шляхом для конкретного процесу, враховує вплив всіх факторів на параметри хемосорбційного процесу і включає у себе всі відмінності від процесу фізичної сорбції.

Для хемосорбційного очищення потрібна у кілька разів менша поверхня масообміну порівняно з поверхнею масообміну для фізичної абсорбції, що відповідає кратному прискоренню процесу.

## 2.2.7 Адсорбція газових домішок

Адсорбцією називають процес вибіркового поглинання компонента газу, пари або розчину пористою поверхнею твердого тіла (адсорбенту). Адсорбцію застосовують для очищення газів з невисоким вмістом газу - або пароподібних забруднень до отримання їх дуже низьких об'ємних концентрацій. Адсорбцію застосовують для уловлювання з газів вентиляційних викидів сірчистих сполук, вуглеводнів, хлору, оксидів азоту, парів органічних розчинників тощо.

Процеси адсорбції бувають вибілковими і оборотними. Кожен поглинач має здатність поглинати лише певні речовини і не поглинати інші. Поглинену речовину завжди можна виділити з поглинача шляхом десорбції.

На відміну від абсорбційних методів адсорбція дозволяє проводити очищення газів при підвищених температурах.

Цільовий компонент, що знаходиться в очищуваному газі і поглинається, називають адсорбтивом, цей же компонент в адсорбованому стані, тобто речовина, що поглинається в адсорбенті - адсорбатом.

Здатність поверхневих часток (іонів, атомів або молекул) конденсованих тіл притягувати і утримувати молекули газу обумовлена надлишком енергії на поверхні (порівняно з середньою енергією частинок в об'ємі тіла) і притаманна всім твердим речовинам і рідинам. На практиці в якості адсорбентів вигідно використовувати речовини з розвинутою питомою (на одиницю об'єму) поверхнею.

Кількість адсорбату, який утримується на одиничній площі поверхні розділу фаз, у кінцевому рахунку визначається силою взаємодії між молекулами речовини яка адсорбується і частинками, що знаходяться у приповерхневих шарах адсорбенту.

За характером взаємодії адсорбату з поверхнею розрізняють фізичну та хімічну адсорбцію.

Фізична адсорбція обумовлюється силами міжмолекулярної взаємодії (дисперсійний, орієнтаційний та індукційний ефекти). Міжмолекулярні сили слабкі, тому при фізичній адсорбції відбувається лише невелика деформація адсорбованих частинок. Цей вид адсорбції - чисто фізичний процес з енергією активації близько 4...12 кДж/моль. При фізичній адсорбції молекули газів і парів, що поглинаються, утримуються силами Ван-дер-Ваальса, при хемосорбції - хімічними силами. Для фізичної адсорбції характерна висока швидкість, мала міцність зв'язку між поверхнею адсорбенту і адсорбтивом, мала теплота адсорбції (до 60 кДж/моль).

Хімічна адсорбція (хемосорбція) здійснюється за рахунок ненасичених валентних сил поверхневого шару. При цьому можуть утворюватися поверхневі хімічні сполуки, властивості та будова яких ще мало вивчені. Відомо тільки, що вони відмінні від властивостей об'ємних сполук. При утворенні поверхневих сполук необхідно подолати енергетичний бар'єр, який зазвичай складає 40...100

кДж/моль. Оскільки хемосорбція вимагає значної енергії активації, її іноді називають активованою адсорбцією.

В основі хімічної адсорбції лежить хімічна взаємодія між адсорбентом і речовиною, що адсорбується. Діючі при цьому сили значно більші, ніж при фізичній адсорбції, і при цьому вивільняється теплота збігається з теплотою хімічної реакції (вона коливається в межах 20...400 кДж/моль).

Величини фізичної і хімічної адсорбції з ростом температури зменшуються, однак при певній температурі фізична адсорбція може стрибкоподібно перейти в активовану.

При адсорбції можливі дуже великі швидкості поглинання та повне вилучення компонентів, виділення яких шляхом абсорбції було б неможливо з-за їх малої концентрації у суміші.

Адсорбція може бути застосована для вилучення будь-яких забруднювачів з газового потоку, але сфера її застосування обмежена рядом експлуатаційних, технічних і економічних умов. Так, за вимогами пожежо- і вибухобезпеки не можна піддавати адсорбційній обробці гази з вмістом вибухонебезпечних компонентів більш 2/3 від нижньої концентраційної межі займання.

Оптимальні концентрації забруднювачів у газах, що подаються на очищення, знаходяться в межах 0,02...0,5 об.%. (у перерахунку на сполуки з молекулярною масою ~ 100). Сучасні технічні можливості не дозволяють знижувати концентрації забруднювачів за допомогою адсорбції до санітарних норм. Орієнтовно мінімальні кінцеві концентрації забруднювачів, що відповідають прийнятним характеристикам адсорбційних апаратів, на практиці складають 0,002...0,004 об.%, тому адсорбційна очистка газів з початковим вмістом забруднювача менше 0,02% доречно, якщо це дорогий продукт або речовина високого класу безпеки.

Обробка отбросних газів з високою (більш 0,2...0,4 об.% у перерахунку на сполуки з молекулярною масою близько 100...50) початковою концентрацією забруднювача потребує значної кількості адсорбенту і, відповідно, великих габаритів адсорбера. Громіздкість апаратів викликається і малими (до 0,5 м/с) значеннями швидкості

поток через шар адсорбенту, оскільки при більш високих швидкостях різко зростає стирання і винесення адсорбенту. Так, втрати адсорбента за рахунок винесення можуть доходити при швидкостях потоку 1...1,5 м/с до 5% на добу.

Однак можливості процесу адсорбції ще далеко не вичерпані. У ряді випадків цей процес може бути використаний для створення очисних систем нового покоління, що задовольняють не тільки санітарним нормам, але і економічним вимогам. Приміром, адсорбцію можна застосувати у двоступеневій схемі очищення для попереднього концентрування сильно розбавлених органічних забруднювачів, що надходять потім на термічне знешкодження. Таким чином концентрації забруднювачів у вентиляційних викидах можна підвищити у десятки разів.

Адсорбція може протікати у нерухомому, рухомому шарі, киплячому (псевдозрідженому) шарі адсорбенту.

Механізм процесу адсорбції. Адсорбційні явища розвиваються на межі твердої або рідкої фази з іншою рідкою фазою або газом.

При проходженні потоку газу через шар адсорбенту (рис. 7.8) спочатку бере участь у роботі лише нижній шар висотою  $k_0$ , який швидко насичується до стану, близького до рівноважного. У цьому шарі початкова концентрація речовини, що витягається знижується до нуля (працює шар або зона масопередачі).

Концентрація забруднювача у міру проходження відхідних газів через наступні шари адсорбенту знижується по деякому закону, вираженому графічно кривою 1, і на певній висоті  $h_1$  стає рівною нулю. Далі через шар чистого адсорбенту висотою  $(H - h_1)$  фільтрується чистий газ. Через певний час хвиля насичення адсорбенту доходить до висоти  $h_2$ , а відхідні гази повністю звільняються від забруднювача на висоті  $H$ , тобто на виході з шару адсорбенту (крива 2). Процес адсорбції припиняють, коли концентрація забруднювача у відхідних газах на виході з шару досягає заздалегідь заданої величини проскакування  $\Pi$  (крива 3). При цьому хвиля насичення адсорбенту досягає висоти  $h_3$  і його направляють на регенерацію.

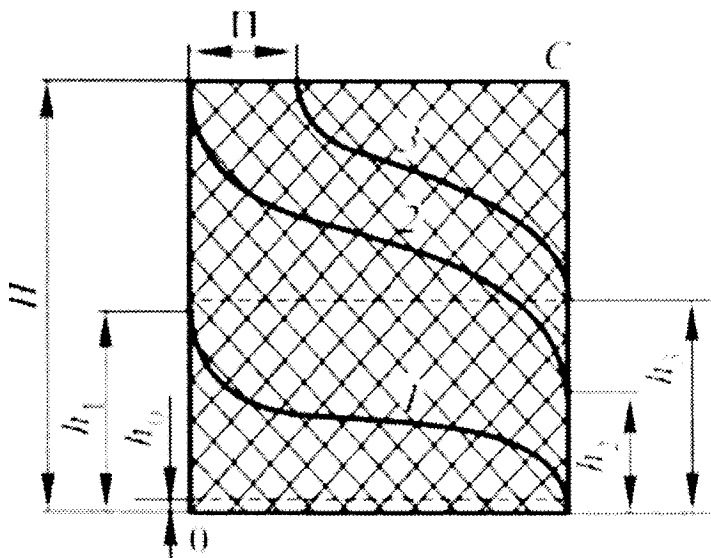


Рис. 7.8 До механізму процесу адсорбції

При адсорбції може відбуватися проскакування компонента, коли адсорбент перестає поглинати його. Під активністю адсорбенту розуміють його здатність поглинати речовину. Адсорбенти характеризуються статичною та динамічною активністю.

Динамічна активність адсорбенту - кількість речовини, що поглинається одиницею ваги (обсягу) адсорбенту за час від початку адсорбції до початку проскакування.

Статична активність адсорбенту - кількість речовини, що поглинається тією ж кількістю адсорбенту за час від початку адсорбції до встановлення рівноваги.

Динамічна активність завжди менше статичної, тому витрата адсорбенту визначається за його динамічної активності. Від активності адсорбенту залежать розміри адсорбційної апаратури, ефективність очищення газів.

Процес адсорбції протягом певного часу протікає при постійному значенні ступеня поглинання речовини, що адсорбується. Цей час називається часом захисної дії шару адсорбенту.

Рішення задачі по визначенню стаціонарного фронту сорбції при рівноважному режимі адсорбції дано у рівнянні Шилова:

$$\tau = kH - \tau_0 = k(H - h). \quad 7.60$$

де  $k = 1/w$  - коефіцієнт захисної дії шару;

$w$  - швидкість переміщення фронту сорбції;

$\tau_0 = kh$  - час втрати захисної дії шару;

$h = (H - H_0)$  - висота невикористаної ємності шару адсорбенту.

*Адсорбенти.* Якісні показники процесу адсорбційної обробки відхідних газів багато у чому залежать від властивостей адсорбентів. Адсорбенти відрізняються високою пористістю, мають велику питому поверхню. Так, у найбільш поширених адсорбентів вона може досягати 1000 м<sup>2</sup>/г. Промислові адсорбенти виготовляють з твердих пористих матеріалів і використовують у дробленому, гранульованому або порошкоподібному вигляді.

Адсорбент повинен мати високу сорбційну ємність, тобто можливість поглинати велику кількість адсорбтива при його малій концентрації у газовому середовищі, що залежить від питомої площі поверхні та фізико-хімічних властивостей поверхневих частинок. Адсорбційна ємність адсорбенту залежить від його природи. Вона зростає зі збільшенням поверхні, пористості, зі зниженням розмірів пор адсорбенту, а також з підвищенням концентрації адсорбтива в газі-носії і тиску в системі. Із збільшенням температури і вологості адсорбційна ємність адсорбентів знижується. Хороші адсорбенти витримують кілька сотень тисяч циклів адсорбція - десорбція без істотної втрати активності.

Адсорбент повинен мати високу селективність (вибірковість) щодо адсорбуємого компонента, володіти достатньою механічною міцністю. Щоб аеродинамічний опір шару був невисоким, щільність адсорбенту повинна бути невеликою, а форма частинок обтічною і створювати високу порозність насипання. Адсорбент для процесу

фізичної сорбції повинен бути хімічно інертним по відношенню до компонентів очищуємого газового середовища, а для хімічної сорбції (хемосорбції) - вступати з молекулами забруднювачів у хімічну реакцію. Для зниження витрат на десорбцію уловлених компонентів утримуюча здатність адсорбенту не повинна бути занадто високою, тобто він повинен мати здатність до регенерації. Адсорбенти повинні мати невисоку вартість і виготовлятися з доступних матеріалів.

Пори у твердих тілах класифікують на макропори радіусом понад 1000...2000 А; перехідні (мезопори) - радіусом від 15 до 1000 А; мікропори - радіусом до 15 А.

Макропори з розмірами пор більше 1000...2000 А є транспортними каналами для підведення адсорбованих молекул до мезо- і мікропор. У макро- і мезопорах спостерігається пошаровий механізм адсорбції в мікропорах, розмір яких порівняний з розмірами адсорбованих молекул, і адсорбція носить характер об'ємного заповнення. Тому для мікропористих адсорбентів вирішальне значення в адсорбції відіграє об'єм пор, а не поверхню адсорбенту.

Адсорбент з великими порами краще адсорбує речовини з великими розмірами молекул і при великих тисках. Середньопористий адсорбент ефективніше адсорбує при середніх тисках, а дрібнопористий - при низьких тисках.

Питомий об'єм мікропор в адсорбентах досягає 0,2...0,6 см<sup>3</sup>/г, а питома поверхня - до 500 м<sup>2</sup>/г і більше, тому мікропори відіграють основну роль при поділі газових сумішей, особливо при очищенні газів від малих концентрацій домішок. За інших рівних умов кількість речовини (адсорбату), що адсорбується буде зростати по мірі збільшення адсорбуючої поверхні.

Сильно розвинену поверхню мають речовини з дуже високою пористістю, губчастою структурою або у стані тонкого подрібнення. Практично з використовуваних адсорбуючих речовин (адсорбентів) провідне місце належить різним видам активованого вугілля (деревний, кістяний тощо), поверхня яких може перевищувати 1000 м<sup>2</sup>/г. Хорошими адсорбентами є також гель кремнієвої кислоти (силікагель), глинозем, каолін, деякі алюмосилікати (алюмогелі), цеоліти та інші

речовини, що відрізняються один від одного природою матеріалу і, як наслідок, своїми адсорбційними властивостями, розмірами гранул, щільністю тощо.

Активоване вугілля - пористий вуглецевий адсорбент. Застосовують кілька марок активованого вугілля, що розрізняються розміром мікропор. Активоване вугілля відповідної марки використовують для адсорбції різних компонентів (газів, легких розчинників тощо), що володіють різними властивостями. Розмір гранул активованого вугілля 1,0...6,0 мм, насипна щільність 380...600 кг/м<sup>3</sup>.

Силікагель - синтетичний мінеральний адсорбент. Силікагелі являють собою гідратовані аморфні кремнеземи ( $n\text{SiO}_2 \cdot m\text{H}_2\text{O}$ ). Питома поверхня силікагелю становить 400...770 м<sup>2</sup>/кг. Застосовують його головним чином для поглинання вологи, так як він здатний утримувати до 50% вологи до маси адсорбенту. Його переваги порівняно з активованим вугіллям - негорючість, низька температура регенерації (100...200°C), низька собівартість при масовому виробництві, відносно висока механічна міцність. Промисловість випускає ряд марок силікагелю, що відрізняються формою і розмірами зерен (0,2...7,0 мм - кускові і гранульовані), насипна щільність 400...900 кг/м<sup>3</sup>. Силікагель володіє високою адсорбційною ємністю. Його часто використовують для осушення газу і поглинання парів, наприклад, метилового спирту з газового потоку.

Алюмогель - активний оксид алюмінію ( $\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{H}_2\text{O}$ ), одержують прожарюванням гідроксидів алюмінію. Питома поверхня алюмогелю становить 170...220 м<sup>2</sup>/кг, сумарний об'єм пор 0,6...1,0 см<sup>3</sup>/г. Алюмогелі стійкі до впливу краплинної вологи. Це гідрофільний адсорбент з розвиненою пористою структурою. Використовується, як і силікагель, для осушки газів та поглинання з них ряду полярних органічних речовин. Широко застосовується завдяки своїм позитивним властивостям (доступність, стійкість до дії рідин тощо). Випускається у вигляді гранул циліндричної форми діаметром 2,5...5 мм, висотою 3...7



мм, насипна щільність 500...700 кг/м<sup>3</sup>, кульової форми - радіус 3...4 мм, насипна щільність 600...900 кг/м<sup>3</sup>.

Цеоліти - алюмосилікати, що містять оксиди лужних і лужноземельних металів. Характеризуються регулярною структурою пор, розміри яких порівняні з розмірами молекул. Цей адсорбент називають «молекулярні сита» за їх здатність розділяти речовини на молекулярному рівні завдяки структурі і розмірами своїх пор. Цеоліти адсорбують гази, молекули яких відповідають розмірам "вікон" у кристалічній решітці. Так, цеоліт марки NaA сорбує гази з розміром молекул не більше 4 нм - метан, етан, аміак, сірководень, сірковуглець, оксид вуглецю тощо. Цеоліт CaA сорбує вуглеводні нормальної будови і не сорбує ізомери. Цеоліти CaX і NaX можуть сорбувати ароматичні, сіркоорганічні, нітроорганічні, галогензамінні вуглеводні. Однак з вологих потоків цеоліти витягають тільки пар води. Вони володіють високою селективністю. Цеоліти випускаються у вигляді гранул циліндричної і сферичної форми. Розмір гранул кулястих  $d = 4$  мм, циліндричних - 4 мм, насипна щільність 600...900 кг/м<sup>3</sup>.

Універсальним адсорбентом, що задовільно працює у вологих середовищах, є активоване вугілля. Він задовольняє і більшості інших вимог, у зв'язку з чим широко застосовується. Одним з основних недоліків активованого вугілля є хімічна нестійкість до кисню, особливо при підвищених температурах.

Інші адсорбенти виявляють, як правило, селективність до вловлювання забруднювачів. Так, оксиди алюмінію (алюмогелі) використовуються для уловлювання фтору і фтористого водню, полярних органічних речовин; силікат кальцію - для уловлювання парів жирних кислот, полярних органічних речовин, сухих газових сумішей. Більшість полярних адсорбентів можна використовувати для осушування газів.

Для процесів хемосорбції використовується імпрегнування (просочування) деяких із наведених сорбентів. Імпрегнувальні (просочувальні) речовини можуть діяти двояко: вступати у реакції з певними забруднювачами або каталізувати реакції, що ведуть до їх знешкодження - розпаду, окислення тощо.

## 2.2.8 Масоперенос при адсорбції домішок

Поглиналина здатність адсорбентів виражається концентрацією адсорбату у масовій або об'ємній одиниці адсорбенту. Процес абсорбції супроводжується виділенням теплоти, тому зниження температури сприяє його проведенню.

*Рівновага при адсорбції.* Незалежно від природи адсорбційних сил на величину адсорбції і рівновагу процесу впливають наступні фактори:

природа речовини, що поглинається;

температура;

тиск;

домішки у фазі, з якої поглинається речовина.

Природа речовини, що поглинається - вважається, що рівноважна концентрація в адсорбенті тим вища, чим більша молекулярна вага поглинутого газу, а у разі розчинів - чим менша розчинність речовини, що поглинається у рідині.

Адсорбція прискорюється при зниженні температури або при підвищенні тиску. Ці ж фактори впливають на процес десорбції у зворотному напрямку. Десорбція прискорюється з підвищенням температури адсорбенту і зниженням тиску, а також при пропусканні через адсорбент пару, який витісняє поглинену речовину.

Домішки у фазі, з якої поглинається речовина - при наявності у фазі, з якої адсорбент поглинає речовину  $A$ , конкуруючої (яка витісняє) речовини, тобто речовини, також здатної поглинати цим адсорбентом, зменшується рівноважна концентрація речовини  $A$  в адсорбенте. У цьому випадку речовина або частково, або повністю витісняє або заміщає речовину  $A$  в адсорбенті.

З плином часу при адсорбції настає рівновага, при якій встановлюється певна залежність між концентрацією речовини, що адсорбується  $X$  (кг/кг адсорбенту) та його концентрацією  $Y$  у газовій фазі:

$$X = AY^{1/n}, \quad 7.61$$

де  $Y$  - рівноважна концентрація інертної частини газової суміші, кг/кг;  $A$ ,  $n$  - коефіцієнти, що визначаються дослідним шляхом (причому  $n \geq 1$ ).

Залежність (7.61) величини адсорбції цільового компонента в умовах рівноваги між фазами при постійній температурі називають ізотермою адсорбції. Існує п'ять типів ізотерм фізичної адсорбції пару (рис. 7.9).

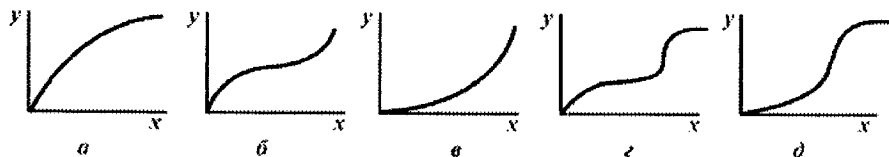


Рис. 7.9 Типи ізотерм адсорбції (а - д)

Ізотерма, що показана на рис. 7.9, а, відповідає мономолекулярній лангмюровській адсорбції; ізотерми на рис. 7.9, б, в - мономолекулярній і полімолекулярній адсорбції. Ізотерми, що наведені на рис. 7.9, г, д, відповідають випадку, коли мономолекулярна і полімолекулярна адсорбції супроводжуються капілярною конденсацією.

Рівняння (7.61) можна представити в іншому вигляді (так як концентрація компонента у газовій суміші при постійній температурі пропорційна його тиску):

$$X = A_1 p^{1/n}, \quad 7.62$$

де  $A_1$  - коефіцієнт;

$p$  - рівноважний тиск речовини, що поглинається у парогазовій суміші, Па.

При високих температурах або малих парціальних тисках ізотерми адсорбції апроксимуються законом Генрі:

$$X_i^* = A_p p_i, \quad 7.63$$

де  $X_i^*$  - кількість поглиненої речовини, кг/кг (адсорбенту) або кг/м<sup>3</sup>;

$A_p$  - константа фазової рівноваги;

$p_i$  - парціальний тиск компонента у газі.

У практичних розрахунках широко використовується рівняння Фрейндліха:

$$X_i^* = A_1 p_i^n, \quad 7.64$$

де  $A_1$  і  $n$  - коефіцієнти.

Для мономолекулярної фізичної адсорбції використовується рівняння Ленгмюра:

$$X_i^* = b a_m p_i (1 + b p_i), \quad 7.65$$

де  $b$  - коефіцієнт;

$a_m$  - гранична величина адсорбції.

Універсальний характер має рівняння Брунауер - Еммет - Теллер (БЕТ), що описує мономолекулярну і багаточастичну адсорбцію:

$$x_i^* = \frac{c a_m p_i / p_s}{(1 - p_i / p_s) [1 + (c - 1) p_i / p_s]}. \quad 7.66$$

На молекули, що поглинаються, з боку поверхні адсорбенту діє сила тяжіння пропорційна адсорбційному потенціалу:

$$E = RT \ln p_s / p_i. \quad 7.67$$

Серйозним відхиленням від реальних характеристик адсорбції є і припущення про ізотермічність процесу. Адсорбція може бути ізотермічною тільки при відповідній організації тепловідведення із зони конденсації. В інших випадках теплота, що виділяється при конденсації адсорбату і змочуванні поверхні адсорбенту, піде на нагрівання оброблюваного газу, частинок адсорбенту.

*Матеріальний баланс процесу адсорбції.* Процеси адсорбції проводять періодично або, якщо адсорбент рухається через апарат, безперервно. Матеріальний баланс таких процесів виражається рівнянням, загальним для всіх процесів масопередачі:

$$G dy = L dx, \quad 7.68$$

де  $G$  - витрата парогазової фази;

$L$  - витрата адсорбенту;

$y$  - робочі концентрації речовини, що адсорбується у парогазовій фазі або розчині;

$x$  - робочі концентрації адсорбується речовини в адсорбенте.

Адсорбція в шарі нерухомого адсорбенту є періодичним процесом, при якому концентрація речовини, що поглинається в адсорбенті і у парогазовій фазі змінюється в часі і в просторі.

Загальний матеріальний баланс по речовині, що сорбується в елементі за час  $dt$  без урахування поздовжнього перемішування газового потоку виражається рівнянням

$$\frac{dx}{dt} = -\varepsilon \frac{dy}{dt} - v \frac{dy}{dz}, \quad 7.69$$

Рівність (7.69) називають диференціальним рівнянням матеріального балансу періодичного процесу адсорбції у шарі нерухомого адсорбенту.

## 2.2.9 Кінетика адсорбції

Процес адсорбції складається з послідовно протікаючих стадій дифузії молекул речовини, що поглинається з потоку газу до зовнішньої поверхні адсорбенту (зовнішня дифузія), проникнення молекул всередині пористого поглинача (внутрішня дифузія) і сорбції (конденсації) молекул на внутрішній поверхні пор.

Нестаціонарна одновимірна дифузія може бути описана другим законом Фіка:

$$\frac{d(x+y)}{dt} = -D_e S \frac{d^2 y}{dz^2}, \quad 7.70$$

де  $x$  і  $y$  - концентрації компонента відповідно у твердій і газовій фазах;  $D_e$  - ефективний коефіцієнт дифузії;

$S$  - поверхня, перпендикулярна напрямку потоку;

$d^2 y/dz^2$  - часна похідна по градієнту концентрації у напрямку осі  $z$ .

Механізм конкретного процесу дифузії визначають на основі вивчення залежностей коефіцієнтів дифузії від тиску, температури, молекулярних мас речовини, що поглинається та газу-носія.

Рівняння кінетики адсорбції

$$\frac{dx}{dt} = \beta_0 [y - y^*(x)]. \quad 7.71$$

де  $\beta_0$  - коефіцієнт масопередачі, що виражається через коефіцієнти зовнішнього  $\beta_1$ , і внутрішнього  $\beta_2$  масообміну:

$$\frac{1}{\beta_0} = \frac{1}{\beta_1} + \frac{1}{\beta_2} + \frac{D^*}{v^2}, \quad 7.72$$

де  $D^*$  - коефіцієнт поздовжньої дифузії;

$v$  - швидкість потоку газу.

Розрізняють стаціонарні і нестаціонарні процеси адсорбції. У стаціонарному процесі концентрація адсорбату в кожній точці шару поглиначи постійна і безперервна. У практиці санітарної очистки газу найбільш поширені нестаціонарні періодичні процеси.

Для побудови робочої лінії процесу необхідно визначити величину динамічної адсорбційної ємності адсорбенту  $x_d$  по вилученню компонента для заданих концентрацій адсорбенту на вході в адсорбер і виході з нього:

$$x_d = y_0 v_0 \tau, \quad 7.73$$

де  $y_0$  - концентрація домішки в очищуваному газі на вході в адсорбер;

$v_0$  - приведена до перетину апарату швидкість газу;

$\tau$  - час захисної дії шару адсорбенту.

Необхідна висота (довжина)  $H$  шару поглиначи може бути розрахована за загальним рівнянням масопередачі:

$$v_0 dy = \beta_0 (y - y^*) dH, \quad 7.74$$

звідки висота шару

$$H = \frac{v_0}{\beta_0} \int_{y^y}^{y_0} \frac{dy}{y - y^*} = h_n n_y, \quad 7.75$$

де  $h_n = v_0/\beta_0$  - одиниця переносу;

$n_y$  - число одиниць переносу. Число одиниць переносу визначають за формулою

$$n_y = \int_{y_k}^{y_n} \frac{dy}{y - y^*} \quad \text{або} \quad n_x = \int_{x_n}^{x_k} \frac{dx}{x^* - x}. \quad 7.76$$

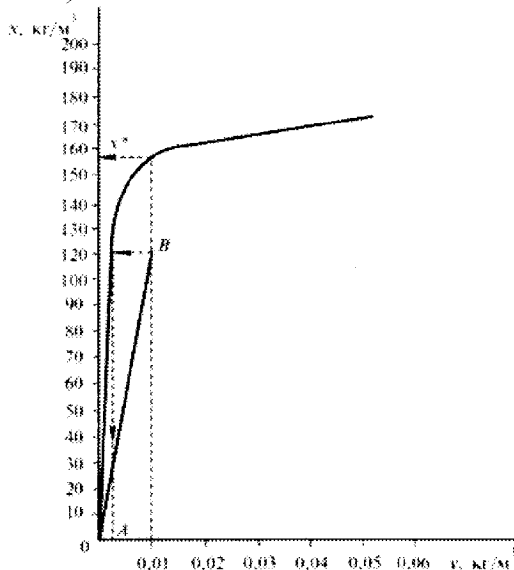
Тут  $y_n$   $y_k$  - початкова і кінцева концентрація адсорбтива у парогазовій суміші;

$x_n$   $x_k$  - початкова і кінцева концентрація адсорбату у твердій фазі;

$x$ ,  $y$  - поточна (робоча) концентрація адсорбату і адсорбтива відповідно у твердій і парогазовій фазі;

$x^*$ ,  $y^*$  - рівноважні концентрації адсорбату у твердій фазі і адсорбтива у парогазовій фазі при заданих значеннях  $x$  і  $y$  (визначаються за кривою рівноваги).

Рівняння (7.76) зазвичай вирішують методом графічного інтегрування. Значення концентрацій забруднювача в адсорбенті, рівноважних при даній температурі з його концентраціями у газовій фазі, виражають у вигляді ізотерми сорбції. Для визначення  $y^*$  ( $x^*$ ) потрібно побудувати робочу лінію процесу адсорбції і ізотерму адсорбції (рис. 7.10).



**Рис. 7.10** Графічне зображення ізотерми адсорбції і робочої лінії АВ

За відомою ізотермою сорбції визначають кількість забруднювача, який може поглинути адсорбент при даній температурі, якщо процес буде продовжуватися до рівноважного стану.

Константи, що входять у рівняння ізотерм сорбції, можуть бути знайдені тільки експериментально. Поки їх значення надійно визначені лише для деяких видів сорбентів і забруднювачів, тому доводиться вважати процеси адсорбції будь-яких речовин на

однакових сорбентах подібними. На цій підставі ізотерму сорбції розглянутого забруднювача розраховують за емпіричним рівнянням або графіком для будь-якої з добре досліджених сполук, вважаючи його стандартним, з введенням поправки  $z$ , яку називають коефіцієнтом афінності і знаходять із співвідношення

$$z = \frac{v_n}{v_{n,ст}}, \quad 7.77$$

де  $v_n$ ,  $v_{n,ст}$  - мольні об'єми досліджуваної і стандартної речовин, м<sup>3</sup>/кмоль.

### 2.2.10 Технологія адсорбційної очистки газів

Найбільш широке застосування методи адсорбції знаходять у тих випадках, коли необхідно знизити вміст забруднюючих речовин до дуже низьких, слідових значень (від мільярдних часток до декількох мільйонних часток). Багато забруднювачів з сильним запахом виявляються вже при вмісті близько 100 млрд<sup>-1</sup>; для повного видалення запаху концентрація забруднюючої речовини повинна бути знижена до більш низьких значень, чого неможливо досягти, застосовуючи більшість інших методів обробки. Подібні задачі виникають у харчовій промисловості (видалення запахів при консервуванні, випалюванні кави, переробці риби, витоплюванні сала, ферментації, смаженні і випічці), хімічній та переробній промисловості (зокрема, у виробництві клею і при переробці природних матеріалів, таких як кров і залози, при дубленні у виробництві паперу), а також при здійсненні інших процесів, наприклад, у ливарному виробництві, при нанесенні лакофарбових та інших покриттів та у лабораторіях, де проводяться експерименти на тваринах.

Адсорбція менш ефективна при необхідності видалення великих концентрацій забруднюючих речовин, оскільки при цьому необхідна велика адсорбційна ємність або велика кількість адсорбенту. У тих випадках, коли концентрації забруднень невеликі і обробці піддається велика кількість повітря, адсорбція може виявитися дуже



ефективною для видалення летких вуглеводнів і органічних розчинників. Найбільш доцільно використовувати цей метод для видалення парів отруйних речовин і передбачуваних канцерогенів у тих випадках, коли вміст домішок повинен бути знижений до декількох мільйонних часток або нижче.

Широке застосування знаходить адсорбція для видалення парів розчинника з відпрацьованого повітря при фарбуванні автомобілів, органічних смол і парів розчинника у системі вентиляції підприємств з виробництва скловолокна і склотканини, а також парів ефіру, ацетону та інших розчинників у виробництві нітроцелюлози та бездимного порошу. Адсорбенти використовують для очищення вихлопних газів автомобілів і видалення отруйних компонентів, наприклад,  $H_2S$  з газових потоків, що викидаються в атмосферу через лабораторні витяжні шафи. Адсорбція застосовується для видалення радіоактивних газів при експлуатації ядерних реакторів, зокрема радону і радіоактивного йоду.

Адсорбція знаходить застосування і у тих випадках, коли необхідне більш чи менш вибіркове видалення окремих газопоібних компонентів суміші. Крім використання для осушки газів, імпрегновані адсорбенти мають і інші області застосування, пов'язані з їх селективністю, наприклад для видалення етилену з відхідних газів. Молекулярні сита використовувалися для видалення парів ртуті на підприємствах з виробництва хлору і лугів, де застосовуються електролізери з ртутним електродом. Проведені експерименти по видаленню  $SO_2$  на молекулярних ситах. Адсорбцією видаляють неорганічні забруднення з топкових газів.

У деяких випадках, зокрема при обробці горючих газів, для руйнування токсичних органічних речовин може бути використане допалювання, однак застосування цього методу ускладнене тим, що концентрації органічних домішок, розподілених у великому об'ємі повітря, дуже низькі. Для того щоб нагріти такі великі кількості повітря до температур, при яких проводиться допалювання, витрачається дуже велика кількість енергії, навіть при використанні спеціальної апаратури, що забезпечує посилений теплообмін у газовій фазі.

Економічність процесу допалювання може бути значно підвищена завдяки адсорбційного концентрування забруднень перед допалюванням. Найбільший економічний ефект досягається у тих випадках, коли об'ємна концентрація забруднювачів становить 20...100 млн<sup>-1</sup>, хоча метод залишається ефективним і при концентраціях до 300 млн<sup>-1</sup>. Оброблювані гази пропускають через шар адсорбенту звичайним чином, а насичений адсорбент продувають повітрям, який потім надходить на допалювання. Такий метод дозволяє підвищити концентрацію забруднювача у 40 разів. Адсорбційне концентрування виявилось доцільним при об'ємних концентраціях забруднювача до 300 млн<sup>-1</sup>, причому ефективність адсорбційної обробки різко зростає із збільшенням об'єму оброблюваного газу.

*Адсорбція парів органічних розчинників.* Викиди парів розчинників відбуваються при їх зберіганні і при використанні у технологічних процесах. Для їх виробництва використовують дрібнопористі адсорбенти: активоване вугілля, силікагелі, алюмогелі, цеоліти, пористі стекла. Найбільш переважні для вирішення цієї задачі активоване вугілля, оскільки ці гідрофобні адсорбенти добре сорбують пари органічних розчинників при відносній вологості очищуваних парогазових сумішей до 50%. Рентабельність рекупераційних установок залежить від концентрації парів летких розчинників: найменша концентрація для бутилацетату дорівнює 1,5; толуолу - 2; ацетону - 3; бензолу - 2; бензину - 2; сірковуглецю - 6 г/м<sup>3</sup>.

Поглинання парів летких розчинників проводиться у рекупераційних установках зі стаціонарним шаром адсорбенту, що розміщується у вертикальних, горизонтальних або кільцевих адсорберах. Адсорбери вертикального типу використовують при невеликих потоках очищуваних парогазових сумішей, горизонтальні і кільцеві апарати - для обробки сумішей при високих швидкостях потоку. Рекупераційні установки періодичної дії працюють по чотирьох-, трьох- і двухфазному циклі. Чотирифазний цикл включає послідовно фази адсорбції, десорбції, сушки і охолодження. У трифазному циклі виключається одна з фаз - сушіння або

оохолодження. Двофазний цикл включає дві операції: адсорбцію і десорбцію, при цьому процес адсорбції поєднують із сушінням і оохолодженням поглинача. Для безперервності рекупераційного процесу встановлення уловлювання парів летких розчинників повинне включати як мінімум два адсорбери періодичної дії.

Останнім часом великий розвиток отримали безперервно-діючі установки з рухомим щільним або псевдозрідженим шаром адсорбенту, до переваг яких відносяться високі швидкості оброблюваних потоків, компактність обладнання, висока ступінь використання адсорбентів, низькі енерговитрати, можливість автоматизації процесу. Удосконалюються також вуглецеві матеріали - поглиначі у вигляді вуглецевих волокон, які забезпечують високу ступінь (більше 99%) рекуперації розчинників, знижену пожежо - та вибухонебезпечність, зниження втрат розчинників через термічне розкладання. Для більш глибокого очищення парогазових потоків від парів летких розчинників використовують комбіновані методи, що поєднують різні процеси очищення. Наприклад, при рекуперації суміші фенолу і етанолу з відхідних газів для уловлювання парів фенолу використовують абсорбційний метод, а для уловлювання парів етанолу - адсорбційний.

*Очищення газів від оксидів азоту.* Як абсорбційні, так і адсорбційні прийоми поглинання слабоокислювальних нітрозних газів малоефективні внаслідок значної інертності  $\text{NO}_x$ .

У промисловій практиці очищення відхідних газів від оксидів азоту при використанні адсорбентів-поглиначів обмежена. Хемосорбційне очищення газів від оксидів азоту застосоване на основі використання твердих речовин, здатних вступати у хімічну взаємодію з  $\text{NO}_x$ .

З метою уловлювання  $\text{NO}_x$  з відхідних газів розроблено метод адсорбції оксидів азоту торфолужними сорбентами в апаратах киплячого шару. Ступінь очищення, що містять 0,1...2%  $\text{NO}_x$  при часі контакту фаз 1,6...3 с, досягає 96...99%.

Ще більший ефект досягається при використанні торфу, обробленого аміаком. Недолік цього методу - можливість самозаймання торфу.

Для денітрифікації відхідних газів можна використовувати буре вугілля, фосфатну сировину, лігнін. Тверді відходи (продукти газоочистки), які не підлягають регенерації можуть використовуватися як органо-мінеральні добрива та промислові реагенти. В якості інших доступних і дешевих поглиначів  $\text{NO}_x$  можуть використовуватися вапно, вапняк, сланцева зола. Відпрацьовані хемосорбенти можна використовувати для нейтралізації кислих стоків і як азотовмісне добриво.

*Очищення газів від діоксидів сірки.* Для очищення димових газів від діоксиду сірки використовують тверді хемосорбенти шляхом їх введення у пилоподібному стані в топку або газоходи теплоенергетичних агрегатів. Як хемосорбенти можуть бути використані вапняк, доломіт тощо.

Для збільшення активності хемосорбентів вводять спеціальні добавки у вигляді неорганічних солей, оксихлориду міді, оксиду магнію. До сухих способів належить поглинання діоксиду сірки вуглецевими поглиначами (активоване вугілля і напівкокс) при температурі 110...150°C. Ефективність вуглеадсорбційного очищення досягає 90...95%. Для регенерації насичених поглиначів можуть бути використані термічний (до 400...450°C) і екстракційний (підігрітою водою) способи.

Розроблено процес для адсорбції  $\text{SO}_2$  з відхідних газів, в якому відбувається адсорбція та каталітичне окислення  $\text{SO}_2$  у рухомому шарі активованого вугілля, а також процес з використанням лужного оксиду алюмінію, гранули якого містять 56%  $\text{Al}_2\text{O}_3$  і 37%  $\text{Na}_2\text{O}$ .

*Очищення від хлору і хлориду водню.* Газоподібний хлор добре поглинається твердими органічними сполуками, такими як лігнін, лігносульфонат кальцію, що представляють собою відходи процесів хімічної переробки деревини та рослинної сировини. У якості твердих поглиначів хлориду водню з відхідних газів можуть бути

використані хлороксид заліза, хлорид закисної міді, сульфати і фосфати міді, свинцю, кадмію, а також цеоліти. Ці поглиначі використовують для обробки низькоконцентрованих за  $\text{HCl}$  газів (до 1% об.) у широкому інтервалі температур. Для видалення  $\text{HCl}$  з відхідних газів можна використовувати порошок негашеного вапна. Контакт його з газами здійснюють у реакторі киплячого шару або безпосередньо в газоході. Відокремлений від газу поглинач після регенерації можна повернути у процес.

*Очищення газів від сірководню.* Глибоке очищення газів від  $\text{H}_2\text{S}$  забезпечують адсорбційні методи з використанням гідроксиду заліза, активованого вугілля, цеолітів та інших поглиначів.

Ефективним поглиначем  $\text{H}_2\text{S}$  є активоване вугілля. Висока екзотермічність процесів окислення  $\text{H}_2\text{S}$  в адсорбенті призводить до інтенсивного розігрівання шару поглинача і до ризику загоряння вугілля. У зв'язку з цим очищення газів активованим вугіллям від  $\text{H}_2\text{S}$  проводять при концентрації забруднювача до  $5 \text{ г/м}^3$ . Сіркоємність використовуваного для очищення газів від  $\text{H}_2\text{S}$  активованого вугілля становить  $200\text{...}520 \text{ кг/м}^3$ . При висоті шару вугілля більше 1 м досягається ступінь насичення поглинача, що перевищує 90%.

Регенерацію насиченого вугілля проводять розчином сульфідну амонію  $(\text{NH}_4)_2\text{S}$ .

Екстраговане вугілля звільняють від сульфідної сірки промиванням водою, відпарюванням для видалення амонійних солей і сушать.

Ефективним засобом очищення газів від  $\text{H}_2\text{S}$  є синтетичні цеоліти при обробці газів з вмістом сірки  $\leq 2\%$ . Концентрація сірки в очищуваних ними газах може бути знижена до  $1 \text{ мг/м}^3$  і нижче.

У практиці очищення від  $\text{H}_2\text{S}$  технологічних газів знаходять застосування поглиначі, одержувані на основі оксиду цинку, оксидів цинку і міді.

Процеси очищення з використанням цих хемосорбентів вимагають попереднього нагрівання оброблюваних газів. Відпрацьовані поглиначі зазвичай не регенерують у зв'язку зі складністю процесу десорбції.

### 2.2.11 Десорбція поглинених домішок

Процеси фізичної сорбції з використанням рідких та твердих поглиначів носять циклічний характер, так як необхідна періодична регенерація поглиначів, насичених цільовими компонентами.

Процес вилучення сорбірованої речовини з сорбенту називається десорбцією. Звільнений від поглиненої речовини сорбент може бути використаний повторно. Процес десорбції ведуть, використовуючи підвищення температури, витіснення адсорбату речовиною, що краще сорбується, зниження тиску або комбінацію цих прийомів.

Десорбція рідких поглиначів обумовлена більш високим парціальним тиском газу над розчином, ніж у навколишньому повітрі. Рівноважний парціальний тиск газу, що видаляється, можна знайти за законом Генрі. Кількість речовини  $M$ , яка перейшла з рідкої фази у газу, визначають по рівнянню масопередачі:

$$M = K_y S \Delta C_{\text{ср}}, \quad 7.78$$

де  $K_y$ - коефіцієнт масопередачі, рівний в даному випадку коефіцієнту массоотдачи в газовій фазі  $\beta$ ;

$S$  - поверхня контакту фаз;

$\Delta C_{\text{ср}}$  - середня рушійна сила процесу десорбції.

Ступінь видалення летких речовин з рідких поглиначів збільшується з ростом температури газорідної суміші, коефіцієнта массоотдачи і поверхні контакту фаз. Речовину, що десорбується з поглинача, направляють на адсорбцію або на каталітичне спалювання.

При регенерації твердих адсорбентів шляхом термічної десорбції, насичений адсорбент нагрівають прямим контактом з потоком водяного пару, гарячим повітрям чи інертним газом, або нагрівають через стінку з подачею віддувочного інертного газу. Інтервал температур 100...200°C забезпечує десорбцію цільових компонентів, поглинених активованим вугіллям, силікагелями і алюмогелями. Для десорбції домішок, поглинених цеолітами, достатні температури від 200 до 400°C.

Для десорбції органічних речовин можна використовувати діоксид вуглецю, аміак, воду, деякі органічні речовини.

Десорбція зниженням тиску може бути реалізована редукуванням тиску у системі після насичення поглинача під надлишковим тиском або створенням у системі розрідження при проведенні стадії сорбції під нормальним тиском.

Час десорбції цільових компонентів або час регенерації адсорбенту

$$t_d = \frac{1}{\frac{k_d}{(1-\epsilon_n)\rho_k}} \ln \frac{a_0}{a}, \quad 7.79$$

де  $k_d$  - константа швидкості десорбції;

$\epsilon_n$  - порозність шару ( $\epsilon_n = 1 - \rho_n/\rho_k$ );

$\rho_k$  - уявна щільність адсорбенту;

$\rho_n$  - насипна щільність шару гранул адсорбенту;

$a_0$  і  $a$  - відповідно початкова і поточна величина адсорбції.

## 2.2.12 Термохімічне знешкодження газових викидів

Крім механічних, фізико-хімічних і хімічних методів очищення газів широко застосовують термічні методи. Методи спалювання і допалювання шкідливих домішок, здатних окислюватися, знаходять все більше застосування для очищення дренажних і вентиляційних викидів. Ці методи вигідно відрізняються від інших (наприклад, мокрої очистки у скруберах) більш високим ступенем очищення, відсутністю у більшості випадків корозійних середовищ тощо.

Хімічні реакції між інгредієнтами газових викидів, які у звичайних умовах практично непомітні, значно прискорюються з підвищенням температури. Система, що містить токсичні речовини, може бути знешкоджена термообробкою, якщо реакції, що відбуваються в ній, призведуть до утворення менш токсичних компонентів.

За типом реакцій методи термознешкодження можна розділити на термовідновлюючі і термоокислюючі.

Термовідновлюючі методи специфічні і розробляються індивідуально для кожного конкретного забруднювача. З них до теперішнього часу у техніці газоочистки знайшли застосування способи термохімічного (з використанням аміаку) і термokatалітичного відновлення  $\text{NO}_x$  до  $\text{N}_2$ , термokatалітичного відновлення  $\text{SO}_2$  до  $\text{S}$  і деякі інші.

З усіх термоокислюючих процесів для термознешкодження придатні виключно реакції з киснем, оскільки за участю інших окислювачів принципово неможливо отримати нешкідливі продукти окислення. Тому надалі під терміном "окислення" мається на увазі процес, окислювачем у якому служить кисень.

Термоокислення газоподібних забруднювачів може відбуватися у газовій фазі (в обсязі) або на межі розділу фаз (на поверхні).

Газофазний процес здійснюють безпосередньо вогневою обробкою (спалюванням у полум'ї) газових викидів при температурах, що перевищують температуру займання горючих компонентів викидів.

Для організації процесу окислення на межі розділу фаз використовують каталізатори - конденсовані речовини, здатні за рахунок активності поверхневих частинок прискорювати процес окислення того чи іншого забруднювача при температурах нижче температури займання.

Термоокислювальні методи менш специфічні, ніж термовідновлювальні, однак і вони не універсальні. Можливості термоокислювального методу знешкодження обмежуються також кількістю відхідних газів і вмістом у них горючих компонентів. Якщо концентрація горючих компонентів викидів не досягає нижньої межі займання ("бідні" палимим викиди), то їх вогнева обробка вимагає додаткової витрати палива на прогрів викидів до температури самозаймання, яка для пару вуглеводнів становить близько  $500\text{...}750^\circ\text{C}$ . Температурний рівень процесу термokatалітичного окислення трохи нижчий (зазвичай  $350\text{...}500^\circ\text{C}$ ), що також вимагає відповідних витрат палива.



Ступінь нейтралізації знешкоджених газових викидів

$$\varepsilon_{\text{H}} = \frac{C_{\text{вх}} - C_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}}} = 1 - \frac{C_{\text{вих}}}{C_{\text{вх}}}, \quad 7.80$$

де  $C_{\text{вх}}$  і  $C_{\text{вих}}$  - сумарна токсичність газових викидів, що підлягають нейтралізації і нейтралізованих газових викидів.

### 2.2.13 Каталітична очистка газових викидів

Каталітичний метод очищення заснований на взаємодії речовини, що знешкоджується, шляхом введення в очищуване газове середовище окислюючої речовини у присутності каталізатора. У результаті реакцій домішки, що перебувають у газі, перетворюються на інші сполуки, які становлять меншу небезпеку, або легко відокремлюються від газу.

Каталітичні нейтралізатори застосовують для знешкодження оксиду вуглецю, летких вуглеводнів, розчинників, відпрацьованих газів у хімічних установках і вихлопів автомобільного транспорту.

Каталітичне допалювання як метод термічної нейтралізації газових викидів використовують для перетворення токсичних компонентів, що містяться у відхідних газах, нетоксичні або менш токсичні шляхом їх контакту з каталізаторами. Каталітична очистка дозволяє знешкоджувати оксиди азоту, оксид вуглецю, інші шкідливі газові забруднення. Каталітична очистка застосовується в основному при невеликій концентрації видаляюмого компонента в очищуваному газі, коли не вигідно використовувати для його знешкодження метод прямого спалювання. У цьому випадку процес протікає при температурі 200...300°C, що значно менше температури, необхідної для повного знешкодження при прямому спалюванні у печах і дорівнює 950...1100°C. Завдяки застосуванню каталізаторів можна досягти високого ступеня очищення газу, що досягає у ряді випадків 99,9%.

Каталізом називають зміну швидкості реакції або збудження її, що відбувається під дією речовин (каталізаторів), які беруть участь в процесі, але у ньому не витрачаються і до кінця реакції залишаються

хімічно незмінними, хоча фізично можуть бути змінені. Розрізняють два види каталізу: гомогенний (однорідний) і гетерогенний (неоднорідний).

При гомогенном каталізі реагуючі речовини і каталізатор утворюють однофазну систему (рідку або газову). Прикладом гомогенного каталізу можуть служити реакції горіння водню і оксиду вуглецю, в яких роль каталізаторів виконують активовані частинки.

При гетерогенном каталізі каталізатор становить самостійну фазу (зазвичай тверду). Цей тип каталізу одержав дуже широке поширення у промисловості. Більшу частину продукції, що виробляється хімічною і суміжними галузями промисловості, отримують за допомогою гетерогенного каталізу, як правило газового, тобто коли прискорюються реакції газової фази. Менш поширений гетерогенний каталіз у рідкій фазі.

Каталітичні реакції підпорядковуються загальним законам хімії та термодинаміки, але мають при цьому свої особливості, так як у них завжди бере участь один додатковий компонент - каталізатор. Дія каталізаторів принципово відрізняється від дії інших факторів, які сприяють інтенсифікації хімічних реакцій, наприклад, температури, тиску, радіаційного впливу. Підвищення температури може прискорювати реакцію внаслідок збільшення енергетичного рівня реагуючих молекул, тобто їх активації за рахунок введеної ззовні теплоти. При цьому змінюється внутрішня енергія системи і зміщується положення рівноваги.

Каталізатор не впливає ні на рівновагу хімічної реакції, ні на інші термодинамічні характеристики реакцій. Змінюючи у рівній мірі швидкість прямої та зворотної реакцій, він сприяє підвищенню швидкості досягнення рівноваги за даних умов.

Прискорююча дія каталізаторів зводиться до зниження енергії активації реакцій утворюючих проміжних сполук. Це впливає з рівняння Арреніуса:

$$k = k_0 e^{-\frac{E}{RT}}, \quad 7.81$$

де  $k$  - константа швидкості реакції;

$k_0$  - експоненціальний множник;

$E$  - енергія активації;

$R$  - газова постійна;

$T$  - абсолютна температура.

Прискорюючу дію каталізатора виражають його активністю  $A$ , яка характеризує відношення констант швидкостей реакцій, що відбуваються за участю каталізатора  $k_k$  і без нього  $k$ :

$$A = \frac{k_k}{k} = \frac{k_0 e^{-\frac{E_k}{RT}}}{k_0 e^{-\frac{E}{RT}}};$$

$$A = e^{\frac{E-E_k}{RT}}, \quad 7.82$$

де  $E$ ,  $E_k$  - енергія активації реакції без каталізатора і у присутності каталізатора;

$\Delta E = E - E_k$  - зниження енергії активації у присутності каталізатора.

Наприклад, реакція розкладання аміаку у відсутності каталізатора має енергію активації 297400 Дж/моль, а при наявності ванадійового каталізатора - тільки 163800 Дж/моль, енергія активації процесу розкладання оксиду азоту без каталізатора і з платиновим каталізатором відповідно 245700 і 136500 Дж/моль.

Прискорюючу дію каталізатора можна простежити на прикладі окислення сірчистого ангідриду:



який у відсутність каталізатора протікає вкрай повільно [при 420°C (623 K) енергія активації становить  $E = 420000$  Дж/(моль·К)]. При проведенні цієї реакції на ванадієвому каталізаторі енергія активації становить  $E_k = 268000$  Дж/(моль·К). Підставивши ці величини у рівняння (7.82) і враховуючи, що  $R = 8,3$  Дж/(моль·К), отримуємо:

$$A = \frac{k_k}{k} = e^{\frac{\Delta E}{RT}} = e^{\frac{420000-268000}{8,3 \cdot 693}} = e^{26,4} = 3 \cdot 10^{11},$$

тобто швидкість реакції зростає в сотні мільярдів раз.

Основною перевагою каталітичного методу очищення газів є те, що він дає високий ступінь очищення, а недоліком - утворення нових речовин, які треба видаляти з газу абсорбцією або адсорбцією.

*Каталізатори.* Каталітичні взаємодії в гетерогенному каталізі відбуваються на межі розділу фаз газової суміші і поверхні каталізатора.

В якості ефективних каталізаторів доводиться застосовувати дорогі речовини - платину, паладій, рутеній; використовують і більш дешеві - нікель, хром, мідь, але вони менш ефективні. У процесах санітарного каталітичного очищення відхідних газів високою активністю володіють каталізатори на основі благородних металів (платина, паладій, срібло тощо), оксидів марганцю, міді, кобальту, а також оксидні контактні маси, активовані благородними металами (1,0...1,5%).

Тверді каталізатори, які найбільш поширені, частіше всього випускають у вигляді зерен, таблеток, гранул. Це в основному метали та їх оксиди, наприклад мідь, срібло, платина, платиноїди, хром, молібден, залізо, нікель, кобальт тощо. Часто метали використовують у вигляді дисперсій на поверхні носіїв.

Каталізатори повинні володіти високою активністю і теплопровідністю, розвиненою пористою структурою, стійкістю до каталітичних отрут, механічною міцністю, селективністю, термостійкістю, мати низькі температури "запалювання", володіти низьким гідравлічним опором.

Температурою запалення каталізатора називають мінімальну температуру реагуючої суміші, при якій процес починає протікати з достатньою швидкістю. Чим активніший каталізатор, тим нижча температура запалення.

Важливою особливістю каталізаторів є їх вибірковість (селективність) по відношенню до певних реакцій. Селективність каталізатора полягає у тому, що у багатьох випадках він вибірково збільшує швидкість тільки певної реакції, помітно не впливаючи на швидкість інших, можливих у даній системі. При цьому температура

протікання каталізуючої реакції знижується, внаслідок чого інші можливі реакції не йдуть.

Вибірковість дії каталізатора  $I_{\text{кат}}$  можна визначити як відношення швидкості утворення цільового продукту до сумарної швидкості перетворення основного вихідного реагенту, у нашому випадку забруднюючого агента, за всіма напрямками:

$$I_{\text{кат}} = \frac{dG_{\text{п}}}{\frac{v_{\text{п}}}{v_{\text{вих}}}(1-dG_{\text{вих}})}, \quad 7.84$$

де  $G_{\text{п}}$  - кількість продукту;

$G_{\text{вих}}$  - кількість основного вихідного реагенту;

$v_{\text{п}}/v_{\text{вих}}$  - співвідношення стехіометричних коефіцієнтів при утворенні продукту з основної вихідної речовини.

У процесі експлуатації каталізатори в тій чи іншій мірі піддаються поступовій дезактивації або деструкції, які викликаються хімічними отруєннями каталітичними отрутами, механічним стиранням, спіканням, агрегуванням, що призводить до необхідності періодичної регенерації (активації) або заміни каталізаторів.

На ефективність дії каталізаторів часто впливають інші речовини (каталітичні отрути і промотори).

Отруєння каталізатора - це часткова або повна втрата його активності у результаті дії сторонніх домішок - контактних отрут. Отруєння може бути оборотним і необоротним. При оборотному отруєнні домішки знижують активність каталізатора тільки при їх присутності у зоні каталізу, при видаленні отрути каталізатор відновлює свою колишню активність. При необоротному отруєнні активність каталізатора не відновлюється і після видалення контактних отрут із зони реакції.

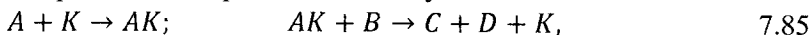
Каталітичні отрути - це речовини, які знижують або повністю знищують активність каталізаторів. До них відносяться, наприклад, сполуки миш'яку, ртуті, свинцю, ціаніди, отруйні платинові каталізатори. У виробничих умовах реагуючі речовини намагаються очищати від каталітичних отрут, а отруєні каталізатори регенерують.

Промотори - речовини, що підсилюють дію каталізаторів. Наприклад, платинові каталізатори промотують домішками заліза, алюмінію тощо.

*Кінетика реакцій гетерогенного каталізу.* Зниження енергії активації реакції у присутності каталізатора пояснюється утворенням проміжних сполук (активованих комплексів). Зміна реакційного шляху відбувається у цьому випадку завдяки утворенню проміжних немісних продуктів взаємодії реагуючих речовин з каталізатором.

Спочатку каталізатор і реагуюча речовина утворюють проміжну сполуку, яка потім реагує з іншою вихідною речовиною, даючи кінцеві продукти реакції і вивільняючи каталізатор. Проміжні сполуки дуже нестійкі, з малим періодом життя, існують тільки у процесі каталізу. Їх властивості різко відрізняються від властивостей аналогічних з'єднань, що утворюють об'ємну фазу.

Схематично реакцію між вихідними речовинами  $A$ ,  $B$  з участю каталізатора  $K$  можна представити наступним чином:



де  $AK$  - активована проміжна сполука;

$C$  і  $D$  - продукти реакції.

Гетерогенне каталітичне перетворення є складним багатоступеневим процесом, що включає:

дифузію вихідних реагентів з ядра газового потоку до поверхні гранул каталізатора (зовнішня дифузія);

проникання цих речовин у порах каталізатора до активних центрів його внутрішньої поверхні (внутрішня дифузія);

активовану адсорбцію (хемосорбцію) продифундованих реагентів поверхнею каталізатора з утворенням поверхневих хімічних сполук;

хімічну взаємодію адсорбованих речовин з утворенням нових продуктів;

десорбцію продуктів і їх перенесення до зовнішньої поверхні гранул каталізатора (внутрішня дифузія);

перенесення продукту реакції від поверхні каталізатора в ядро газового потоку (зовнішня дифузія).

Константа швидкості каталітичного перетворення при даній температурі є функцією констант швидкостей прямої, зворотної та побічної реакції, а також коефіцієнтів дифузії вихідних реагентів і продуктів їх взаємодії. Швидкість гетерогенного каталітичного процесу визначається відносними швидкостями окремих його стадій і лімітується найбільш повільною з них.

У загальному випадку сумарне рівняння швидкості всього процесу гетерогенного каталізу повинно включати опис його стадій. Відомо, що найбільш повільною стадією, лімітуючою процес, є дифузійний перенос газоподібної речовини через прикордонний шар газу, тобто зовнішня дифузійна область.

Якщо каталітичний процес йде у зовнішній дифузійній області, то його швидкість  $u$  визначається коефіцієнтом дифузії реагентів і продуктів реакції у газі. За законом Фіка при сталості умов дифузії

$$u = \frac{dG}{dt} = -D_e S \frac{dc}{dz},$$

де  $G$  - кількість компонента, що перенесена за час  $t$  у напрямку  $z$ , перпендикулярному поверхні зерна каталізатора, при концентрації  $c$  дифузійного компонента в ядрі потоку реагентів (продуктів реакції);

$D_e$  - ефективний коефіцієнт дифузії, який визначається сукупністю молекулярної і турбулентної (конвективної) дифузії;

$S$  - вільна поверхня зерен каталізатора.

У разі коли швидкість реакції по забруднювальному компоненту  $A$  лімітується зовнішньою дифузійною швидкістю перенесення цього компонента до поверхні зерен каталізатора можна визначити по рівнянню масовіддачі:

$$\frac{dG_A}{dt} = \beta_r S_q (c_A - c_A^*), \quad 7.86$$

де  $\beta_r$  - коефіцієнт масовіддачі у газовій фазі;

$S_q$  - зовнішня поверхня частинки каталізатора;

$c_A, c_A^*$  - концентрації компонента  $A$  у газовому потоці і його рівноважна концентрація на поверхні частинки каталізатора.

Для внутрішньо дифузійної області та реакції першого порядку сумарну швидкість каталітичного процесу знаходять, комбінуючи рівняння масопередачі з рівнянням дифузії і реакції всередині частинки:

$$\frac{dG_A}{dt} = kV_{\text{ч}}c_{A0} \frac{c_A}{c_{A0}}, \quad 7.87$$

де  $k$  - константа швидкості реакції, віднесена до  $1 \text{ м}^3$  каталізатора;

$V_{\text{ч}}$  - обсяг частинок каталізатора;

$c_{A0}$  - початкова концентрація компонента;

$c_A$  - середня концентрація компонента  $A$  всередині пори;

$c_{A1}$  - максимально можлива концентрація компонента  $A$  біля поверхні каталізатора.

Загальне рівняння швидкості каталітичного процесу, що протікає у кінетичній області, з урахуванням основних технологічних параметрів (концентрації, температури, тиску і активності каталізатора):

$$u = \frac{dG_n}{dt} = k_0 e^{\frac{E}{RT}} v \Delta c p_i^n, \quad 7.88$$

де  $\frac{dG_n}{dt}$  - приріст кількості продукту у часі;

$v$  - насипний об'єм каталізатора;

$\Delta c$  - рушійна сила процесу при атмосферному тиску;

$p_i^n$  - безрозмірний тиск, тобто відношення дійсного тиску до атмосферного;

$n$  - порядок реакції.

Інтенсивність або швидкість каталітичного перетворення може бути виражена у загальному вигляді через кількість конвертованої в одиницю часу  $t$  домішки  $G_A$  чи кількість продукту  $G_n$  каталітичної взаємодії, що утворюється в одиницю часу:

$$dG_A/dt = -k_A \Delta c_A; \quad dG_n/dt = k_n \Delta c_n, \quad 7.89$$

де  $k_A$ ,  $k_n$  - відповідно константи швидкості процесів по незаражуючому компоненту  $A$  і продукту реакції;

$\Delta c_A$ ,  $\Delta c_n$  - відповідно рушійна сила процесів конверсії компонента  $A$  і продукту реакції.



## 2.2.14 Високотемпературне знешкодження газівих викидів

Пряме спалювання використовують у тих випадках, коли гази, що очищають, володіють значною енергією - теплотою згорання, достатньою для підтримки горіння.

Суть високотемпературного очищення газів полягає в окисленні знешкоджуваних компонентів киснем. Цей метод застосується практично для знешкодження будь-якого пару і газів, продукти спалювання яких менш токсичні, ніж вихідні речовини. Пряме спалювання використовують у тих випадках, коли концентрація горючих речовин у відхідних газах не виходить за межі займання.

Вогневою обробкою, як і термokatалітичним окисленням, принципово можливо знешкодити лише речовини, молекули яких не містять яких-небудь інших елементів, крім водню, вуглецю і кисню. Це такі хімічні сполуки: водень  $H_2$ , оксид вуглецю  $CO$ , вуглеводні  $C_mH_n$  і кисневі похідні вуглеводнів  $C_mH_nO_p$ . За допомогою спалювання можливе знешкодження зазначених речовин у газоподібному, рідкому і твердому станах, дисперговані або компактні, а за допомогою термokatалітичного окислення - тільки у газоподібному. Термokatаліз неприйнятний і для обробки газів (пару) і високомолекулярних висококиплячих з'єднань, які, погано випаровуючись з каталізатора, коксується і "отруюють" його.

Забруднювачі, що містять які-небудь елементи, крім водню, вуглецю і кисню - сірку, фосфор, галогени, метали тощо, не можна подавати на термоокислювальну обробку, так як продукти згорання будуть містити високотоксичні сполуки. У реальних умовах і при спалюванні чисто органічних сполук не вдається забезпечити абсолютно повне окислення вихідних компонентів до практично нешкідливих вуглекислого газу ( $CO_2$ ) і пару води ( $H_2O$ ). У димових газах завжди присутні оксид вуглецю ( $CO$ ) і інші продукти хімічного недопалу (неповного окислення). Крім того, при підвищених температурах помітно прискорюється реакція окислення азоту, який надходить у зону горіння з паливом і повітрям. Деякі оксиди азоту

здійснюють шкідливий вплив на організм людини і навколишнє середовище.

Горюча речовина відхідних газів складається в основному з трьох елементів - вуглецю, водню і сірки.

Горіння - це швидке з'єднання кисню з горючими елементами, що супроводжується виділенням теплоти. Кожен процес горіння вимагає:

- достатнього часу для завершення хімічних реакцій;
- достатньої температури для нагрівання газових викидів до послідовних стадій розкладання і до загоряння вуглецю і водню;
- достатню турбулентності для змішування кисню і горючих елементів і забезпечення повного згоряння.

При горінні протікають наступні основні реакції:

Вуглець до діоксиду вуглецю  $C + O_2 \rightarrow CO_2 + \text{тепло}$

Вуглець до оксиду вуглецю  $2C + O_2 \rightarrow 2CO + \text{тепло}$

Оксид вуглецю до діоксиду вуглецю  $2CO + O_2 \rightarrow 2CO_2 + \text{тепло}$

Водень до водяного пару  $2H_2 + O_2 \rightarrow 2H_2O + \text{тепло}$

Сірка до діоксиду сірки  $S + O_2 \rightarrow SO_2 + \text{тепло}$

Коли температура займання перевищена, реакція дає більше тепла, що втрачається у навколишньому середовищі, і горіння стає самопідтримуваним. Температура займання зростає у ряду газоподібне паливо - рідке паливо - вугілля. Теплота згоряння, тобто кількість теплоти, що виділяється при згорянні одиниці палива, залежить від хімічної сполуки, що спалюється. В ідеалі паливо даної маси з'єднується зі стехіометричною кількістю кисню, даючи продукти згоряння.

Газоподібне паливо легко змішується з повітрям і не вимагає підготовки. Коли повітря і газ перемішані до займання, горіння протікає шляхом гідроксилювання у голубому полум'ї. Крекінг, або горіння жовтим полум'ям, протікає, коли кисень доданий до газу, після того як обидва компоненти нагріті. У жовтому полум'ї можуть утворюватися сажа і піровуглець, якщо є недостатньо кисню або якщо горіння припинено передчасно.

Природний газ, в основному метан, є переважаючим газоподібним паливом, що використовується в даний час. Теплота згоряння його лежить в межах  $(3,4...4,5) \cdot 10^5$  Дж/м<sup>3</sup>.

Іншими газоподібними паливами є газовий конденсат, нафтові гази, доменний газ, ацетилен, водень і супутні гази, склад яких залежить від типу виробництва. Майже у всіх процесах горіння використовується повітря, а не чистий кисень. Кількість повітря, що використовується у системі спалювання, залежить від кількості кисню, необхідного для повного згоряння, і від ступеня змішування. При ідеальному змішуванні теоретична кількість повітря до палива забезпечує повне згоряння, однак змішування ніколи не буває ідеальним і для повного згоряння потрібно надлишкове повітря.

При збільшенні надлишкового повітря зменшується кількість незгорілого палива і збільшується ефективність згоряння, але при цьому розбавляються і охолоджуються продукти горіння. При цьому є точка, при якій подальше збільшенні надлишку повітря губиться з газами, що відходять. У цьому випадку відводиться більше теплоти, ніж створюється за рахунок вивільнення при згорянні. Ця точка називається точкою максимальної загальної теплової ефективності.

При обробці горючих газів для руйнування токсичних органічних речовин може бути використане допалювання, однак застосування цього методу ускладнене тим, що концентрація органічних домішок, розподілених у великому об'ємі повітря, дуже низька.

Допалювання являє собою метод очищення газів шляхом термічного окислення вуглеводневих компонентів до CO<sub>2</sub> і H<sub>2</sub>O. У ході процесу допалювання інші компоненти газової суміші, наприклад галоген - і сірковмісні органічні сполуки, також підпадають хімічним змінам і у новій формі можуть ефективно видалятися або вилучатися з газових потоків.

Для того щоб нагріти такі великі кількості повітря до температур, при яких проводиться допалювання, витрачається дуже велика кількість енергії. Економічність процесу допалювання може бути значно підвищена завдяки адсорбційному концентруванню забруднень перед допалюванням. Оброблювані гази пропускають

через шар адсорбенту, а насичений адсорбент продувають повітрям, який потім надходить на допалювання. Такий метод дозволяє підвищити концентрацію забруднювача у 40 разів.

### **2.2.15 Конденсаційне очищення викидів**

Конденсаційну обробку відкідних газів зазвичай включають у технологічний цикл, якщо процес супроводжується відчутними втратами проміжних або кінцевих продуктів. Часто за допомогою конденсації вловлюють і повертають у технологічний процес пари розчинників, що видаляються з поверхні виробів після нанесення функціональних, захисних і фарбувальних шарів. Іноді конденсацію застосовують для вилучення з газового потоку коштовних (дорогих) або особливо небезпечних речовин.

При економічно і технічно прийнятних параметрах робочого середовища можна перевести у конденсований стан пари легкокиплячих з'єднань (зазвичай використовуються в якості розчинників) з концентраціями не нижче  $5...10 \text{ г/м}^3$ . Конденсація більш розбавлених забруднювачів представляє технічно складне завдання і вимагає значних витрат.

Конденсація парів будь-яких речовин відбувається при їх контакті з поверхнями, температура яких нижча температури насичення пару. Особливість такого процесу теплообміну полягає у тому, що теплота відводиться від газової суміші при постійній температурі і поширюється не в одній, а у двох фазах.

Ступінь уловлювання (глибина витягування) забруднювача залежить від ступеня охолодження і стиснення газових викидів. У виробничих умовах температуру і тиск приймають такими, щоб енерговитрати на конденсацію становили незначну частку загальних витрат на технологію. Тому ступінь вилучення навіть дорогих продуктів призначають невисокою, як правило, в межах  $70...80\%$ . З цієї ж причини використовувати конденсацію в якості самостійного засобу санітарного очищення (тобто з глибиною витягування до санітарних норм) непринятно.

У той же час конденсаційна обробка може успішно застосовуватися у багатоступеневих схемах очищення викидів. Існують три напрями в області газоочистки, де конденсація необхідна:

попереднє осадження основної маси пару забруднювачів перед адсорберами при високому ступені забруднення викидів;

парціальний витяг пару, що містить сполуки фосфору, миш'яку, важких металів, галогенів перед термознешкодженням суміші забруднювачів;

конденсація забруднювачів після хімічної обробки з метою переведення у легкоконденсуючі з'єднання, наприклад після хемосорбційних апаратів.

Конденсація може бути застосована для обробки систем, що містять пар речовин при температурах, досить близьких до їх точки роси. Цей метод найбільш ефективний у разі вуглеводнів та інших органічних сполук, що мають досить високі температури кипіння і присутніх у газовій фазі у відносно високих концентраціях. Для видалення забруднювачів, що мають досить низький тиск пару при звичайних температурах, можна використовувати конденсатори з водяним та повітряним охолодженням. Для більш легких розчинників можлива двостадійна конденсація з використанням водяного охолодження на першій стадії і низькотемпературного - на другій. Максимальне зниження вмісту інертних або неконденсуючих газів в оброблюваній суміші дозволяє полегшити проведення процесу конденсації і підвищити її економічну ефективність, оскільки дає можливість виключити необхідність охолодження до дуже низьких температур, відповідних точці роси.

Конденсація може бути застосована для попередньої обробки газів, при якій виділяються цінні розчинники і зменшується кількість забруднювачів перед наступною стадією обробки. Парціальна конденсація може знайти застосування у тих випадках, коли оброблюваний газ не викидається, а знову повертається у процес або використовується у процесі допалювання. Попередня обробка конденсацією доцільна у тих випадках, коли перед основною

обробкою газовий потік необхідно охолодити, наприклад, при здійсненні адсорбції.

Розрізняють два види конденсації на твердих поверхнях. При першому, при так званій крапельній конденсації, на активних випадково розташованих точках поверхні спочатку утворюється мала крапелька, яка росте у розмірі до тих пір, поки не скочується вниз під дією сили тяжіння, причому якщо тверда поверхня не змочується рідиною, то відрив краплі конденсату від поверхні відбувається раніше, і крапля дрібніша. Чим вища температура переохолодження стінки, тобто  $t_{ст} - t_n < 0$ , тим більше таких активних точок - центрів конденсації, і тим інтенсивніше зростання крапель за розміром.

Другий тип конденсації називається плівковою. При високій інтенсивності краплинної конденсації краплі з'єднуються, формуючи плівковий режим течії конденсату. При контакті зі стінкою температура конденсату стає рівною  $t_{ст}$ . Одночасно на поверхні контакту плівки з паром відбувається фазовий перехід при температурі, рівній температурі насичення

Температура насичення (кипіння, конденсації) залежить від тиску. На практиці пар, що конденсується містить якусь кількість газів, які не коненсуються (наприклад, повітря). У процесах розділення газових сумішей на компоненти має місце конденсація одного якогось компонента із суміші пару.

При охолодженні багатокомпонентної газової суміші, що містить звичайні гази, що не конденсуються, охолодження суміші спочатку відбувається за рахунок конвекції, а тепломісткість передавальної поверхні (стінка труби у поверхневому конденсаторі або крапля або плівка хладагента при безпосередньому контакті) зменшується до тих пір, поки газова фаза не насититься одним або декількома з її конденсованих компонентів. При додатковому охолодженні гази, що коненсуються, дифундують до тепло передавальної поверхні, де відбувається їх конденсація з виділенням прихованої теплоти. Початкова точка роси або температура насичення для кожного компонента може бути визначена з кривої залежності температури

від тиску пара для даного компонента при відомій величині його мольної частки у парі:

$$y_A P = p_A, \quad 7.90$$

де  $A$  - мольна частка компонента  $A$  у парі;

$P$  - сумарний абсолютний тиск газу;

$p_A$  - парціальний тиск компонента  $A$  у парі.

Компонент  $A$  починає конденсуватися, коли температура газу знижується до температури насичення, при якій компонент  $A$  має тиск пару, що дорівнює тиску насичення.

Після початку конденсації температура газу буде знижуватися тільки по мірі відведення відповідної кількості теплоти і прихованої теплоти, внаслідок якого у процесі зниження температури газ буде залишатися насиченим компонентом  $A$ .

Оскільки пар речовини  $A$  повинен дифундувати до теплопередаючої поверхні, процес контролюється тепло- і масопереносом. У системі, яка містить інші компоненти, що конденсуються ( $B$ ,  $C$  тощо), кожен з цих компонентів почне конденсуватися тоді, коли газ стане насичений цим компонентом при температурі насичення.

Для визначення температури, до якої треба охолодити газ, щоб досягти після обробки необхідного вмісту компонента  $A$ , використовується рівняння Дальтона і Рауля:

$$v_A = y_A = p_A^*/P, \quad 7.91$$

де  $v_A$  - допустима об'ємна частка компонента  $A$  у газових викидах;

$y_A$  - допустима мольна частка компонента  $A$  у викидах;

$P$  - абсолютний парціальний тиск газу;

$p_A^*$  - парціальний тиск пара компонента  $A$  при насиченні.

Необхідна температура газу являє собою температуру, при якій тиск пара компонента  $A$  дорівнює величині  $p_A^*$  на кривій тиску пара. У присутності кількох компонентів уловлювання здійснюється з компонента, що вимагає найбільш низької температури.

Особливості тепловіддачі при зміні агрегатного стану речовини у процесі конденсації можуть бути враховані критерієм, що враховує теплоту зміни агрегатного стану.

Кількість теплоти, переданої рідині від пару при його конденсації через елементарну площадку  $dS$  протягом  $l$  год, складе

$$dQ = r\rho w dS, \quad 7.92$$

де  $r$  - теплота пароутворення;

$\rho$  - густина рідини;

$w$  - лінійна швидкість рідини, що утворюється при конденсації пара і протікає через площадку  $dS$ .

Це кількість теплоти, що відводиться від майданчика  $dS$  маси рідини теплопровідністю і може бути визначене на підставі закону Фур'є як

$$dQ = -\lambda \frac{dt}{dx} dS, \quad 7.93$$

де  $\lambda$  - коефіцієнт теплопровідності;

$dt/dx$  - зміна температури  $t$  по осі  $x$ .

Зіставлення двох останніх рівностей дає

$$\lambda \frac{dt}{dx} = r\rho v. \quad 7.94$$

Замінюючи в останній рівності відношення  $\lambda/\rho$  добутком коефіцієнта температуропровідності рідини  $a$  на її теплоємність  $c$ , отримаємо рівняння, що характеризує умови на границі розділу фаз при конденсації:

$$\frac{dt}{dx} = \frac{rv}{ca}, \quad 7.95$$

Шляхом перетворень виразу (7.95) методами теорії подібності можна отримати критерій

$$\frac{rvl}{cta'}, \quad 7.96$$

де  $l$  - характерний лінійний розмір, не орієнтований у певному напрямку.

Цей критерій можна представити у вигляді добутку двох безрозмірних комплексів (критеріїв), причому у першому комплексі температуру  $t$  замінюють деякою різницею температур  $\Delta t$ .



$$\frac{r}{c\Delta t} \cdot \frac{vl}{a}, \quad 7.97$$

де величина  $\Delta t$  являє собою різницю між температурою фазового перетворення (конденсації) і температурою однієї з фаз, а добуток  $c\Delta t$  є теплотою переохолодження розглянутої зони щодо температури фазового перетворення.

Критерій  $r/(c\Delta t)$  є мірою відношення теплоти, що йде на зміну агрегатного стану речовини, до теплоти переохолодження однієї з фаз відносно температури фазового перетворення (конденсації).

### 2.2.16 Біохімічна очистка газів

Біохімічні методи газоочистки засновані на здатності мікроорганізмів руйнувати і перетворювати різні сполуки. Поглинання і знешкодження шкідливих домішок, що містяться у повітрі, при біологічній очистці здійснюється за рахунок життєдіяльності мікроорганізмів. Особливістю методу є використання природних біологічних процесів без застосування чужих екологічній системі матеріалів та реагентів.

Сутність біохімічного методу полягає в аеробному розкладанні, окисленні і асиміляції мікроорганізмами уловлених домішок. Розкладання речовин відбувається під впливом ферментів, що виробляються мікроорганізмами під впливом окремих сполук або групи речовин, присутніх в очищуваних газах.

Біологічну очистку застосовують для знешкодження органічних розчинників, що містяться у видаленому вентиляційному повітрі виробництва пластичних мас, процесу нанесення лакофарбових покриттів, друкарень; для очищення відхідних газів хімічної та нафтової промисловості; для очищення повітря у тютюновій, парфумерній, фармацевтичній та інших галузях; для боротьби з неприємними запахами органічних речовин на м'ясокомбінатах і ферментних фабриках; для очищення сульфідвміщуючих газів з каналізаційних камер.

У результаті життєдіяльності мікроорганізмів відбувається розкладання шкідливих речовин, що містяться у повітрі, і перетворення їх в менш небезпечні речовини. Наприклад, при розкладанні вуглеводнів виділяється діоксид вуглецю  $\text{CO}_2$ , сірковмісних речовин - сірка S. При біологічному очищенні неорганічні сполуки, що містяться у газах ( $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{NO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ), окислюються до кислот з подальшою нейтралізацією лужними речовинами. Швидкість протікання біохімічних реакцій залежить від складу очищуваного повітря, концентрації у ньому аерозольних частинок, а також від виду, кількості та активності мікроорганізмів.

В якості середовища проживання мікроорганізмів у біофільтрі (насадці) застосовують компост, землю, торф, кору дерев, пластмасові елементи тощо. Активність мікроорганізмів залежить від температури, вологості, кислотності середовища, насичення киснем, наявності речовин для живлення мікроорганізмів в очищуваному повітрі.

Біологічний метод очищення може бути реалізований в апаратах або пристроях трьох типів:

у фільтрах з шаром зволоженого ґрунту або компосту, через який пропускається газ, що очищається при навантаженні до 100 мг/(кг.год);

у біофільтрах з інертною насадкою, на поверхні якої штучно вирощується біоплівка активного мулу (суспензія, що містить 5...10 г/л активного мулу);

апаратах барботажного типу (скруберах) з водною суспензією мікроводоростей хлорели або активного мулу.

Шкідливі речовини, що містяться в очищуваних газах, поглинаються шаром насадки або абсорбентом і розкладаються мікроорганізмами активного мулу. Здатність активного мулу до розщеплення уловлених речовин встановлюється по співвідношенню повної біохімічної потреби у кисні ( $\text{БПК}_n$ ) до початку процесів нітрифікації і хімічної потреби у кисні ( $\text{ХПК}$ ), які характеризують окислення речовини до оксиду вуглецю і води.

При біологічному очищенні необхідно створити певний температурно-вологісний режим для мікроорганізмів, які є живими істотами і потребують певного середовища і харчування. Якщо одна з умов (температура, вологість, відповідне живильне середовище) не створено, кількість мікроорганізмів різко зменшується і вони можуть загинути. Необхідно вибрати оптимальний вид мікроорганізмів і умови їх проживання з урахуванням виду середовища, що очищається і речовин, які містяться в ньому.

### **2.2.17 Оцінка ефективності газоочистки**

Екологічна досконалість очищення газових викидів визначається відношенням досягнутого рівня знешкодження та екологічно прийнятного рівня забруднення біосфери.

Оцінка ефективності газоочистки за значеннями ГДК зручна, але екологічно малоінформативна. Це пояснюється тим, що обробка викидів сучасними методами дозволяє зменшити концентрації шкідливих домішок більш ніж на 95%, і все ж їх значення залишаються на 4...5 і більше порядків вище нормативів ГДК.

Подальше зниження концентрацій забруднювачів до рівня, порівнянного з ГДК, обійшлося б надто дорого. Наприклад, енергетичні витрати на видалення однакової кількості забруднювача за допомогою конденсації логарифмічно зростають із зниженням його концентрації. Аналогічна залежність характерна і для сорбційних методів очищення, основою яких є конденсація домішок.

У ряді випадків для очищення газових викидів застосовують термохімічні, термokatалітичні, хемосорбційні та інші способи обробки, які по суті є комбінованими з розглянутих вище. Процеси, що відбуваються при цьому, будуть мати ще більш складний характер, однак принцип зростання витрат енергії із збільшенням глибини очищення справедливий і для них. З цієї причини рівень знешкодження газових викидів встановлюється виходячи з економічних міркувань, а не з екологічних або санітарно-гігієнічних вимог.

В економічно допустимих межах досконалість сучасних газоочисних пристроїв прийнято оцінювати за ступенем (коефіцієнтом) очищення (%):

$$\eta = \frac{M_n - M_k}{M_n} 100 = \frac{C_n V_n - C_k V_k}{C_n V_n} 100 = \left(1 - \frac{C_k V_k}{C_n V_n}\right) 100, \quad 7.98$$

де  $M_n$ ,  $C_n$ ,  $V_n$  - маса, середня концентрація забруднювача і витрата газових викидів до очищення;

$M_k$ ,  $C_k$ ,  $V_k$  - те ж, після очищення.

У ряді конкретних випадків можна взяти з достатньою для практичних розрахунків точністю  $V_n = V_k$ ; тоді

$$\eta = \left(1 - \frac{C_k}{C_n}\right) 100. \quad 7.99$$

Якщо відкидні гази послідовно обробляються у декілька ступенів, то коефіцієнт очищення визначають з виразу

$$\eta = 100 - \prod_{n=1}^N \varepsilon_n, \quad 7.100$$

де  $\varepsilon_n = 100 - \eta_n$  - коефіцієнт проскакування забруднювача через  $n$ -й ступінь;

$\eta_n$  - коефіцієнт очищення на  $n$ -й ступені;

$N$  - кількість ступенів.

Співвідношення (7.98) - (7.100) справедливі для викидів, що містять один гомогенний забруднювач, при обробці якого не утворюється нових токсичних сполук. Для багатокomпонентних сумішей ці формули можна застосовувати, якщо спосіб знешкодження має однакові коефіцієнти очищення по всіх інгредієнтах. Однак на практиці доводиться мати справу з селективністю очисних пристроїв по забруднювачах.

Можливість використання того чи іншого методу для знешкодження викидів певного складу встановлюють за повного коефіцієнта очищення, для підрахунку якого необхідні дані про селективні коефіцієнти очищення розглянутого методу.

Стосовно до гомогенних газових викидів вираз для визначення селективних (парціальних) коефіцієнтів очищення має дещо інший вигляд, ніж для пилогазових викидів, так як склад гомогенних

забруднювачів на відміну від дисперсних зручніше відносити до всієї кількості відкідних газів (%):

$$\eta_c = \frac{\Delta M_i}{M_{in}} 100 = \frac{C_{in}V_n - C_{ik}V_k}{C_{in}V_n} 100 = \left(1 - \frac{C_{ik}V_k}{C_{in}V_n}\right) 100. \quad 7.101$$

Якщо початкові і кінцеві витрати газових викидів можна прийняти однаковими, то

$$\eta_c = \left(1 - \frac{C_{ik}}{C_{in}}\right) 100. \quad 7.102$$

Тут  $M_{in}$ ,  $\Delta M_i$  - початкова і уловлена кількість  $i$ -го забруднювача;

$C_{in}$ ,  $C_{ik}$  - початкова та кінцева концентрації  $i$ -го забруднювача у складі газових викидів.

Після вирішення питання про селективні коефіцієнти очищення можна підрахувати повний коефіцієнт очищення (склад забруднювачів повинен бути вказаний або визначений заздалегідь):

$$\eta_c = \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^N C_{in} \eta_{ci}}{\sum_{i=1}^N C_{in}}\right), \quad 7.103$$

Найменше розроблена проблема оцінки досконалості способів обробки, пов'язаних з хімічними перетвореннями забруднювачів.

Якщо термознешкодженню піддаються токсичні органічні речовини - альдегіди, кетони, органічні кислоти, ароматичні сполуки, молекули яких містять лише атоми С, Н й О, то при правильній організації процесу спалювання вони майже повністю окислюються до практично нешкідливих  $\text{CO}_2$  і  $\text{H}_2\text{O}$ . Разом з тим у процесі горіння утворюються оксиди азоту  $\text{NO}$  і  $\text{NO}_2$ , які самі по собі менш токсичні, ніж вихідні сполуки, але по впливу на біосферу у порівнянні з формальдегідом, акролеїном, оксидами сірки та іншими сполуками, беруть участь в утворенні і сульфатних фотохімічних смогів.

Формальний розрахунок ступеня знешкодження по вихідним забруднювачам може показати картину глибокого очищення шкідливих викидів, у той час як урахування у формулі (7.99) оксидів азоту, що утворилися, допоможе виявити реальну ситуацію. Якщо ступінь очищення викидів виявиться при цьому недостатньою (наприклад, при високих концентраціях оксидів азоту), то може виникнути питання про двоступеневе очищення. У цьому випадку

повний коефіцієнт очищення можна підрахувати за формулою (7.100), що враховує результати обох ступенів знешкодження.

Таким чином, коефіцієнт очищення служить передусім показником інтенсивності процесів, що протікають в очисному пристрої.

## **2.3 РОЗСІЮВАННЯ ДОМІШОК В АТМОСФЕРІ**

Одним з методів захисту навколишнього середовища є використання природних процесів самоочищення навколишнього середовища, що протікають в атмосфері, гідросфері та літосфері. Ці процеси самоочищення навколишнього середовища пов'язані з кругообігом атмосферного повітря та води в природі, оновленням ґрунтового покриву літосфери і ґрунтуються на природних фізичних, хімічних і біологічних властивостях навколишнього середовища. Природно, що в цьому випадку навантаження на навколишнє середовище з боку антропогенного впливу повинно бути максимально зниженим шляхом проведення екобіозахисних заходів.

### **2.3.1 Контроль і нормування викидів**

В умовах прискореного зростання обсягів промислового виробництва основним рішенням завдання раціонального використання природних ресурсів і зменшення негативного впливу на навколишнє середовище є розробка та впровадження маловідходних і безвідходних виробництв з використанням усіх компонентів сировини, повітря і води у замкнутому циклі. Враховуючи складність і тривалість створення подібних технологічних процесів на сучасному етапі розвитку, ефективним шляхом обмеження забруднення навколишнього середовища продовжує залишатися нормування кількості речовин, що викидаються, та контроль за такими викидами.

При будь-якому способі очищення, застосування різних апаратів і декількох ступенів очищення частина пилу та газів все ж залишається у повітрі, тому необхідно використовувати технічні засоби для здійснення процесу розсіювання, засновані на аеродинамічних, гідродинамічних, механічних і теплофізичних методах.

Для діючих і проєктованих підприємств з метою попередження забруднення навколишнього середовища встановлюються нормативи гранично допустимих викидів (ГДВ) шкідливих речовин в атмосферу.

Широке запровадження норм гранично допустимих викидів (ГДВ) в атмосферу з урахуванням фізико-географічних особливостей даного району, екологічної ситуації, кількості та характеру розміщення населення, технологічного рівня виробництв та інших факторів стало дієвим методом регулювання якості навколишнього середовища у нашій країні з гігієнічних і екологічних позицій.

Гранично допустимий викид (ГДВ) у відповідності з ГОСТ 17.2.1.04-77 є технічним нормативом, що встановлюється за умови, щоб вміст забруднюючих речовин у приземному шарі повітря від джерела або їх сукупності не перевищував нормативів якості повітря для населення, тваринного і рослинного світу. Розрахункові значення ГДВ слід вважати верхньою межею.

Для запобігання та максимального зменшення організованих і неорганізованих викидів шкідливих речовин повинні бути використані найбільш сучасна технологія, методи очистки та інші технічні засоби відповідно до вимог санітарних норм проєктування промислових підприємств. Використання можливості розсіювання шкідливих речовин в атмосфері внаслідок збільшення висоти викиду допускається тільки після використання всіх наявних сучасних технічних засобів по скороченню викидів шкідливих речовин.

Основним критерієм якості атмосферного повітря є гранично допустимі концентрації (ГДК) забруднюючих речовин в атмосферному повітрі населених місць.

Якщо у повітрі міст або інших населених пунктів концентрація шкідливих речовин перевищує ГДК, а ГДВ з об'єктивних причин не може бути досягнутий, вводиться поетапне зменшення викидів шкідливих речовин від діючих підприємств до значень, відповідних нормам якості повітря, або до повного запобігання викидів. На кожному етапі, до забезпечення ГДВ встановлюють тимчасово погоджені викиди (ТПВ) шкідливих речовин на рівні викидів підприємств з найбільш досконалою технологією виробництва, аналогічних по потужності і технологічних процесах.

При встановленні ГДВ слід враховувати фізико-географічні і кліматичні умови місцевості, розташування промислових майданчиків і ділянок існуючої і наміченої житлової забудови, санаторіїв, зон відпочинку міст тощо.

### 2.3.2 Процеси дифузії шкідливих домішок в атмосфері

Поширення домішок в атмосферному повітрі підпорядковується законам дифузії. Для атмосферних домішок найбільш характерна конвективна дифузія шляхом турбулентних пульсацій.

Суть масообмінних або дифузійних процесів полягає у переносі речовини шляхом дифузії з однієї фази в іншу сторону досягнення рівноваги. Основним видом процесів масопереносу домішок в атмосферному повітрі є змішування і масообмін між потоками газу або рідини.

У нерухомих аерозолях може відбуватися дифузійне поширення зважених частинок розміром менше 1 мкм. Такі частинки здійснюють хаотичні переміщення на зразок броунівського руху молекул, але з меншою інтенсивністю. Дифузія частинок є наслідком їх зіткнень з молекулами, однак відбувається значно повільніше, ніж дифузія молекул у газі. Коефіцієнти дифузії частинок можуть бути порівнянні по порядку з коефіцієнтами дифузії молекул у рідких розчинах і змінюються орієнтовно у межах  $3 \cdot 10^{-11}$  –  $3 \cdot 10^{-7}$  м<sup>2</sup>/с для частинок розмірами відповідно від  $10^{-6}$  до  $10^{-8}$  м. Коефіцієнт дифузії  $D$  частинок наближено можна обчислити за формулою



$$D = RT C_K / (3\pi\mu_T d_{cp} N), \quad 8.1$$

де  $d_{cp}$  - середній діаметр частинок, м;

$N$  - число Авогадро;

$C_K$  - число Каннінгхема.

Число Каннінгхема вводиться у формулу (8.1) для обліку проковзування частинок відносно молекул. Для частинок, зважених у повітрі при атмосферному тиску, його можна визначити за спрощеним співвідношенням

$$C_K = 1 + (6,2 \cdot 10^{-7} \cdot T / d_{cp}). \quad 8.2$$

У потоках аерозолів рух зважених частинок різних розмірів має різний характер. Якщо режим руху потоку ламінарний, а розміри частинок сумірні з довжиною вільного пробігу молекул (орієнтовно  $10^{-7}$  м і менше), то на їх русі істотно позначаються дифузійні процеси.

Характер руху частинок, розміри яких перевищують довжину вільного пробігу молекул, в основному визначаються силами, що формують потік аерозолу (інерційними, гравітаційними, електричними тощо) і опором середовища.

Діапазони розмірів, в яких реалізуються різні режими руху частинок, встановлюють по критерію (числа) Кнудсена ( $K_n$ ):

$$K_n = 2l_{mT} / d_{ch}, \quad 8.3$$

де  $l_{mT}$  - середня довжина пробігу молекул газу при заданих параметрах стану;

$d_{ch}$  - діаметр частинки, причому обидві величини виражають у однакових одиницях виміру.

Якщо  $K_n > 0,1$  при розмірах зважених частинок менше  $10^{-6}$  м, аерозоль може розглядатися як дискретне середовище, зважені частинки якого переміщуються у просторі між молекулами газу-носія. При цьому розрізняють три моделі переміщення частинок: рух з ковзанням ( $0,1 < K_n < 0,3$ ), перехідний ( $0,3 < K_n < 10$ ) і броунівський, або вільно молекулярний ( $K_n > 10$ ).

При розмірах часток більш 10 м поправкою Каннінгхема нехтують, середовище розглядають як суцільну, а режим руху

частинок називають гідродинамічним або стоксовським. В якості характеристики руху одиночної частинки у суцільному газовому потоці приймають для неї критерій Рейнольдса  $Re_{\text{ч}}$ , який підраховують за співвідношенням

$$Re_{\text{ч}} = d_{\text{ч}} \varphi_{\Gamma} (w_{\text{ч}} - v_{\Gamma}) / \mu_{\Gamma}, \quad 8.4$$

де  $\varphi_{\Gamma}$  – об’ємна частка газу у потоці;

$w_{\text{ч}}, v_{\Gamma}$  – швидкості частинки і газу-носія.

Подібно процесам тепловіддачі концентрація речовини, що розподіляється в елементарному об’ємі фази  $e$  граничному дифузійному шарі змінюється як за рахунок молекулярної дифузії, так і за рахунок механічного перенесення цього елемента у зони з різною концентрацією.

Зміна маси речовини, що розподіляється за рахунок конвекції і молекулярної дифузії в елементарному об’ємі  $dV$ , складе величину

$$\begin{aligned} - \left( u \frac{dc}{dx} + w \frac{dc}{dy} + v \frac{dc}{dz} \right) dV dt + \left( D_x \frac{d^2c}{dx^2} + D_y \frac{d^2c}{dy^2} + D_z \frac{d^2c}{dz^2} \right) dV dt = \\ = \frac{dc}{dt} dV dt, \end{aligned} \quad 8.5$$

де  $u, w, v$  – швидкість переносу речовини відповідно в напрямках  $x, y, z$ ;

$D_x, D_y, D_z$  – коефіцієнти турбулентної дифузії за відповідними напрямками.

Після скорочень і перегрупування отримаємо диференціальне рівняння конвективної дифузії, яке виражає закон розподілу концентрацій:

$$\frac{dc}{dt} + u \frac{dc}{dx} + w \frac{dc}{dy} + v \frac{dc}{dz} = D_x \frac{d^2c}{dx^2} + D_y \frac{d^2c}{dy^2} + D_z \frac{d^2c}{dz^2}. \quad 8.6$$

Рівняння (8.6) є рівняння нерозривності потоку домішки.

Члени, що містять компоненти усередненої швидкості  $u, w, v$ , у напрямку координатних осей  $x, y, z$  описують конвективне перенесення домішки. У правій частині рівняння згруповані члени, що описують турбулентну дифузію домішки.

У нерухомому середовищі  $u = w = v = 0$ , для якого диференціальне рівняння молекулярної дифузії або другий закон Фіка приймає вигляд:

$$\frac{dc}{dt} = D_x \frac{d^2c}{dx^2} + D_y \frac{d^2c}{dy^2} + D_z \frac{d^2c}{dz^2} \quad 8.7$$

Повний математичний опис процесу має включати диференціальне рівняння гідродинаміки (рівняння Нав'є-Стокса і нерозривності), а також рівняння умов на границі фази.

Наближено вважають, що сили плавучості, пов'язані з наявністю градієнта температури по висоті атмосфери, не породжують осередненого руху по вертикалі, але справляють істотний вплив на структуру турбулентності, тобто на розміри та інтенсивність пульсацій турбулентних вихорів. Тоді, якщо вісь орієнтована за напрямом вітру, для рівної місцевості  $w = 0$ , а якщо домішка пасивна, то і  $v = 0$ . Можна також знехтувати членом, що враховує дифузію домішки у напрямку осі  $x$ , так як дифузійний перенос у цьому напрямку значно слабкіший конвективного.

Для стаціонарного процесу розсіювання у результаті цих спрощень рівняння (8.6) приймає вигляд

$$D_y \frac{d^2c}{dy^2} + D_z \frac{d^2c}{dz^2} - u \frac{dc}{dx} = 0 \quad 8.8$$

Якщо джерело інтенсивністю  $M$  (г/с) розташоване у точці з координатами  $x = 0, y = 0, z = H$ , то граничні умови для рівняння (8.8) формулюються наступним чином:

$$uc = Mb(y)\delta(z - H), \quad x = 0; \quad 8.9$$

$$c \rightarrow 0 \text{ при } z \rightarrow \infty \text{ и при } |y| \rightarrow \infty; \quad 8.10$$

$$D_z dc/dz = 0 \text{ при } z = 0, \quad 8.11$$

де  $\delta(y)\delta(z - H)$  - дельта-функції,  $m^{-1}$ .

Умова (8.9) стверджує, що конвективний потік домішки від точкового джерела дорівнює його інтенсивності. Умови (8.10) впливають з очевидного факту убування концентрації з віддаленням від джерела.

Рівняння (8.11) є умовою непроникності підстилаючої поверхні для домішки. Поверхня, що підстилає може частково або повністю

поглинати домішки. Наприклад, водна або зволожена поверхня може поглинати газові домішки, розчиняючи їх; осідання дисперсних забруднювачів на поверхні теж слід розглядати як їх поглинання. У цих випадках умови непроникності (8.11) мають бути замінені на умову часткової або повної проникності.

Для рішення рівняння (8.8) при граничних умовах (8.9) - (8.11) необхідно мати інформацію про розподіл по висоті атмосфери швидкості вітру і значення коефіцієнтів турбулентної дифузії  $D_z, D_y$ .

Структура турбулентності в атмосфері, а отже, і значення коефіцієнтів турбулентної дифузії залежать від висоти  $z$ , шорсткості підстилаючої поверхні, а також від критерію Річардсона, що характеризує відношення сил плавучості та інерції в атмосфері

$$Ri = (g\beta/P_T) [(dT/dz)/(du/dz)^2]. \quad 8.12$$

Поряд з градієнтним представленням критерію Річардсона використовують інтегральне:

$$Ri = (g/u^2)(\Delta\rho/\rho) = - (g/u^2)\beta\Delta T. \quad 8.13$$

де  $\beta$  - термічний коефіцієнт об'ємного розширення,  $\text{см}^{-1}$ ;

$P_{T-}$  - турбулентне число Прандтля ( $P_{T-} \approx 0,7$ );

$l$  - розмір об'єкта, наприклад товщина хмари або шару атмосфери, м;

$\Delta\rho = \rho - \rho_0$  - різниця густин повітря на висоті  $\zeta$  і у поверхні землі,  $\text{кг/м}^3$ .

Величина градієнта  $dT/dz$  визначає температурну стратифікацію (розшарування) по висоті атмосфери. Якщо перенесення теплоти по вертикалі відсутнє, то атмосфера знаходиться у стані рівноважної (байдужою) стратифікації. Відповідний такого стану градієнт, називається адіабатичним  $dT/dz = g/c_p$ , і дорівнює приблизно 1 на 100 м висоти.

При  $dT/dz > g/c_p$  (зверхадіабатичний градієнт) нестійкий стан атмосфери, теплові потоки сприяють розвитку конвекції у вертикальному напрямку і посилення турбулентного обміну. Якщо градієнт температури позитивний, то має місце стійка стратифікація, що називається температурною інверсією. Така ситуація сприяє

придушенню конвективного руху і ослабленню турбулентності. Висота шарів приземної інверсії може коливатися від десятків до сотень метрів.

Значення градієнта температури змінюється протягом доби та за сезонами і залежить від радіаційного балансу підстилаючої поверхні. При наявності вітру рух у випадку нестійкої стратифікації буде також нестійким; у разі стійкої стратифікації характер вертикального конвективного руху визначається значенням числа Річардсона.

У приземному шарі атмосфери

$$D_x = D_1(z/z_1)(1 - Ri_m)^{1/2}. \quad 8.14$$

де  $D_1$  - значення  $D_z$  на висоті  $z_1 = 1$  м при рівноважних умовах,  $m^2/c$ ;

$Ri_m$  - середнє по висоті приземного шару значення числа Річардсона.

Профіль швидкості вітру описується формулою

$$u = u_1 [\log(z/z_0) / \log(z_1/z_0)], \quad 8.15$$

де  $u_1$  - швидкість вітру на висоті  $z_1$ , м/с;

$z_0$  - шорсткість підстилаючої поверхні ( $z_0 \approx 0,01$  м).

Рішення рівняння (8.8) з використанням співвідношень (8.14), (8.15) можливе тільки чисельним методом. Аналітичне рішення може бути отримано за допомогою упрощених залежностей:

$$u = u_1 z^\alpha; \quad 8.16$$

$$D_y = l_0 u; \quad 8.17$$

$$D_x = D_1 z^\beta, \quad 8.18$$

де  $\alpha$  і  $\beta$  - безрозмірні параметри, вибрані з умови найкращої відповідності фактичних і розрахункових профілів швидкості вітру і коефіцієнта обміну (зазвичай  $\alpha \approx 1$ ,  $\beta \approx 0,15$ );

$l_0$  - характерний розмір, який також підбирається з умови відповідності дослідним даним. Значення  $l_0$  становить 0,1...1 м і залежить від ступеня стійкості атмосфери. При нестійкій стратифікації  $l_0 = 0,5...1$  м, при стійкій стратифікації  $l_0$  зменшується.

### 2.3.3 Поширення забруднень в атмосфері і у приземному шарі

Поширення в атмосфері промислових викидів, що викидаються з труб і вентиляційних пристроїв, підкоряється законам турбулентної дифузії. На процес розсіювання викидів суттєво впливають стан атмосфери, розташування підприємств і джерел викидів, характер місцевості, фізичні та хімічні властивості речовин, що викидаються, висота джерела, діаметр гирла тощо. Горизонтальне переміщення домішок визначається в основному швидкістю вітру, а вертикальне - розподілом температур у вертикальному напрямку.

*Властивості атмосфери.* Одна з найважливіших характеристик атмосфери - її стійкість, тобто здатність перешкоджати вертикальним переміщенням повітря і стримувати турбулентне перемішування. Це безпосередньо пов'язано зі ступенем розсіювання забруднювачів. Щоб оцінити здатність атмосфери розсіювати забруднювачі антропогенного походження, необхідно знати ступінь її стійкості. Якщо атмосфера стійка, у ній відсутні значні вертикальні переміщення та турбулентне перемішування. У такій атмосфері антропогенні забруднювачі залишаються у тому місці, де вони викинуті, тобто поблизу поверхні Землі. На перемішування у приземних шарах атмосфери впливає велика кількість факторів, основними з яких є температурний градієнт і турбулентна дифузія.

Відзначимо три варіанти стійкості атмосфери:

1. Стійкий стан, коли деякий об'єм повітря, що зміщувався з вихідного положення по висоті під дією якихось сил (наприклад, температурного градієнта), прагне повернутися назад.

2. Нестійкий стан, при якому об'єм повітря, який отримав імпульс руху, не повертається у вихідне положення, а з прискоренням рухається у напрямку початкового зсуву.

3. При нейтральному (байдужому) стані зміщений об'єм повітря, потрапивши в шар з такою ж температурою, залишається нерухомим.

Зміна температури з висотою, як зазначалося вище, характеризується температурним градієнтом. При підйомі повітряних

мас внаслідок зменшення тиску об'єм повітря збільшується, а температура знижується. І навпаки, повітря, що опускається в обсязі зменшується, а температура зростає. При зверхадіабатичному процесі від'ємний градієнт температури, що відображає нестійкість атмосфери. Якщо ж градієнт температури позитивний, то атмосфера стійка. Коли градієнт температури дорівнює нулю, атмосфера нейтральна. При інверсії стан атмосфери дуже стійкий, температурний градієнт має відносно високе позитивне значення. Інверсія може проіснувати кілька днів, що призводить до небезпечних для здоров'я людей наслідків. Такі випадки у великих містах відомі досить давно. Розрізняють два види інверсії: інверсія осідання та радіаційна. Вони можуть існувати одночасно.

На розсіювання забруднювачів в атмосфері впливає конвективне та турбулентне перемішування. Висота шару перемішування по висоті залежить від часу року, доби, топографії району. Чим більший шар перемішування, тим нижча концентрація забруднювачів в атмосфері.

Висота конвективного шару перемішування визначається тепловою підйомною силою. Під впливом сонячної радіації повітря біля поверхні Землі нагрівається і набуває підйомну силу. Чим вища різниця температури повітря по висоті (температурний градієнт), тим більше прискорення, що купується повітрям за рахунок підйомної сили. Значне забруднення атмосфери у приземному шарі спостерігається при висоті конвективного шару перемішування менше 1,5 км.

Досить точно оцінити ступінь розсіювання забруднювачів в атмосфері можна, вивчивши розподіл швидкості і напрямку вітру. Ці параметри перемінні, проте для кожної місцевості їх можна усереднити. Таке усереднення може бути представлено у вигляді таблиць і графіків. Результати розподіляють по восьми основних і восьми додаткових напрямках. Графічна форма зображення представляється у полярних координатах виділених напрямків вітру. Розподіл швидкостей вітру уздовж кожного напрямку показують довжиною відрізків радіусів за цими напрямками (роза вітрів).

На розсіювання забруднень в атмосфері впливають середня швидкість вітру і атмосферна турбулентність. Остання залежить не тільки від природних потоків, але і від механічної турбулентності, яка є результатом вітрового зсуву. Теплові вихори частіше спостерігаються у сонячні дні, коли швидкість вітру мала. Механічні вихори переважають у період вітряних ночей. Механічна турбулентність визначається рухом повітря надземної поверхні, на неї впливає рельєф місцевості та будівлі (споруди).

Джерела викидів в атмосферу бувають точкові (труба, автомобіль тощо), лінійні (газопроводи) і поверхневі. Потрапляти в атмосферу шкідливі речовини можуть на різних стадіях виробництва (видобуток, транспортування, дроблення, подрібнення, помел тощо), різним чином: із-за негерметичності обладнання, при вантажно-розвантажувальних роботах, з відкритих складів, тобто спеціально неорганізованим способом. Такі викиди відповідно називаються неорганізованими. До неорганізованих промислових викидів відносять відкриті склади мінеральної сировини, кар'єри, сховища твердих і рідких відходів, місця завантаження та вивантаження залізничних вагонів, автомашин, негерметичне обладнання, транспортні естакади тощо. У ряді випадків неорганізовані джерела є наземними.

У той же час на багатьох підприємствах більшість шкідливих речовин викидається в атмосферу з приміщень і технологічного обладнання через спеціально споруджені газоходи, повітропроводи та труби, що дозволяє застосувати для їх уловлювання відповідні установки. Такі викиди називаються організованими. До організованих промислових джерел відносять труби, шахти, аераційні ліхтарі, фрамуги тощо.

Організовані промислові джерела викидів можна підрозділити на три типи: високі, низькі і проміжні.

Через високі джерела здійснюється скидання в атмосферу технологічних газів і забрудненого вентиляційного повітря. До них відносяться труби, викиди з яких здійснюються у верхні шари

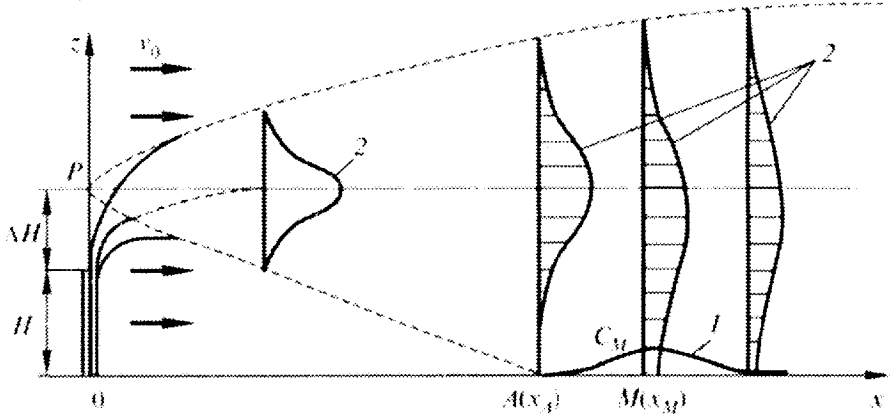


атмосфери, вище межі проміжної зони, що забезпечує їх хороше розсіювання.

Низькі джерела є найбільш поширеними для викидів вентиляційного повітря і технологічних сдувок в атмосферу.

Велике значення для оцінки наслідків попадання в атмосферу забруднюючих речовин має висота ( $H$ ) гирла джерела викиду. У залежності від висоти устя над рівнем земної поверхні джерела відносять до одного з чотирьох класів: високі,  $H = 50$  м; середньої висоти,  $H = 10...50$  м; низькі,  $H = 2...10$  м; наземні,  $H = 2$  м.

На рис. 8.1 показана схема розповсюдження забрудненого струменя, що витікає з труби при наявності зносячого вітрового потоку. Дія останнього призводить до викривлення струменя.



**Рис 8.1** Схема газоповітряного факела у супутньому потоці:

- 1 - крива розподілу концентрації забруднювача у приземному шарі;
- 2 - профілі концентрацій забруднювача у перетинах факела

На деякій висоті ( $H + \Delta H$ ) вплив зносячого потоку стає переважаючим, струмінь розгортається, вісь її стає горизонтальною. Факел далі набуває форму параболоїда з вершиною у точці  $P$ , в якій розміщують фіктивне джерело. Таким чином, реальна картина поширення забруднень замінюється факелом від фіктивного джерела, розташованого на висоті ( $H + \Delta H$ ). Вершина параболоїда не

обов'язково розташовується над центром труби, можливе зміщення однак не враховують, вважаючи, що джерело знаходиться у точці  $P$  ( $x = 0, y = 0, z = H + \Delta H$ ).

Перевищення горизонтальної осі факела над гирлом труби залежить від умов витікання газоповітряної суміші та швидкості вітру  $v$ :

$$\Delta H = 0,75(wD/v)[2,5 + 1,65gD\Delta T/(Tv^2)], \quad 8.19$$

де  $w$  - швидкість витікання, м/с;

$D$  - діаметр гирла труби, м;

$T = T_0 - T_{ат}$  - різниця температур газоповітряної суміші на виході з труби  $T_0$  і атмосферного повітря  $T_{ат}$  влітку, К.

Факел, розширюючись, досягає землі (точка  $A(x_A)$ ), у деякій точці  $M(x_M)$  приземна концентрація досягає максимуму  $C_m$ , прагнучи потім до нуля на відстані (крива 1).

Умови витікання газоповітряної суміші повинні бути такими, щоб максимальна приземна концентрація не перевищувала максимальної разової ГДК.

Значення  $C_m$  залежить від швидкості вітру. При збільшенні останньої зменшується  $\Delta H$ , тобто факел притискається до землі, що сприяє зростанню концентрацій на її поверхні. З іншого боку, збільшення швидкості вітру посилює процес розсіювання факела у вертикальному напрямку, що призводить до зменшення концентрацій.

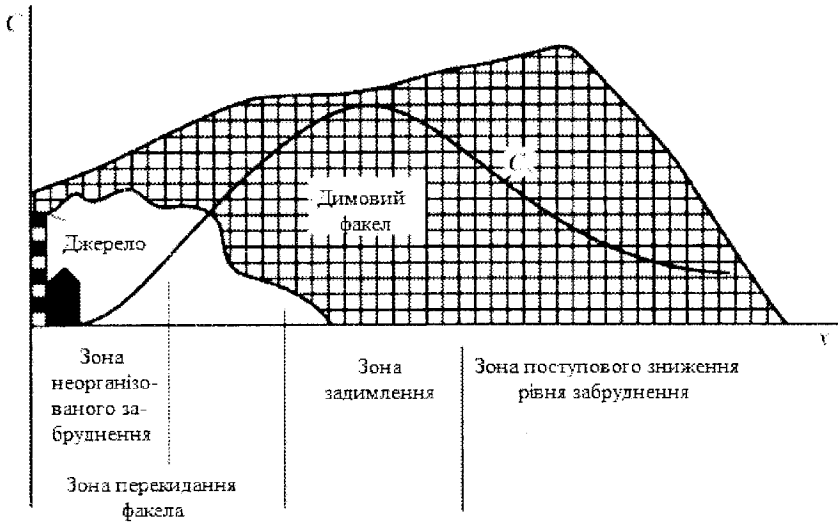
На рис. 8.2 показано розподіл концентрації шкідливих речовин в атмосфері над факелом організованого високого джерела викиду.

По мірі віддалення від труби у напрямку розповсюдження промислових викидів можна умовно виділити три зони забруднення атмосфери:

перекидання факела викидів, що характеризується відносно невисоким вмістом шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери;

зادимлення з максимальним вмістом шкідливих речовин і поступове зниження рівня забруднення. Зона задимлення є найбільш

небезпечною для населення і має бути виключена з селітебної забудови. Розміри цієї зони у залежності від метеорологічних умов знаходяться у межах 10...50 висот труби;



**Рис. 8.2** Розподіл концентрації шкідливих речовин в атмосфері від організованого високого джерела викидів

зона поступового зниження рівня забруднення.

Максимальна концентрація прямо пропорційна продуктивності джерела і обернено пропорційна квадрату її висоти над землею. Підйом гарячих струменів майже повністю зумовлений підйомною силою газів, що мають більш високу температуру, ніж навколишнє повітря. Підвищення температури і моменту кількості руху газів, що викидаються, призводить до збільшення підйомної сили і зниження їх приземної концентрації.

При викидах через високі труби або при факельному викиді в умовах безвітря розсіювання шкідливих речовин відбувається головним чином під дією вертикальних потоків. Високі швидкості

вітру збільшують розбавляючу роль атмосфери, сприяючи більш низьким приземним концентраціям у напрямку вітру. Рух забруднюючих речовин разом з повітряними масами, що переміщуються вітром, призводить до того, що турбулентні вихори згинають, розривають потік і перемішують його з оточуючими повітряними масами. Розведення вздовж осі струменя пропорційно середній швидкості вітру  $v_m$  на висоті струменя. Разом з тим зі збільшенням  $v_m$  зменшується висота факела над гирлом труби, тому для джерел викидів вводять поняття небезпечної швидкості вітру, при якій приземні концентрації мають найбільші значення. Для того щоб запобігти відхиленню струменя поблизу від гирла труби, швидкість викиду газу  $w_r$  повинна вдвічі перевищувати небезпечну швидкість вітру на рівні горловини труби.

Розповсюдження газоподібних домішок і пилових частинок діаметром менше 10 мкм, що мають незначну швидкість осадження, підпорядковується загальним закономірностям. Для більш великих часток ця закономірність порушується, так як швидкість їх осадження під дією сили тяжіння зростає. Оскільки при очищенні токсичного пилу великі частинки уловлюються, як правило, легше, ніж дрібні, у викидах залишаються дуже дрібні частинки, що їх розсіювання в атмосфері розраховують так само, як і газові викиди.

Фонова концентрація є характеристикою існуючого забруднення атмосферного повітря на промислових майданчиках та у населених пунктах і являє собою сумарне забруднення атмосфери, обумовлене всіма джерелами, у тому числі і неорганізованими.

При проектуванні знову споруджуваних підприємств у районах, де атмосферне повітря і місцевість вже забруднені шкідливими хімічними речовинами, що викидаються іншими підприємствами, сума розрахункової і фонових концентрацій для кожної шкідливої хімічної речовини в атмосфері не повинна перевищувати встановлених для нього або розрахованих значень ГДК.

Основним документом, що регламентує розрахунок розсіювання і визначення приземних концентрацій викидів промислових

підприємств, є "Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств. ОНД-86". В основу методики покладена умова, при якій сумарна концентрація кожної шкідливої речовини не повинна перевищувати максимальну разову гранично допустиму концентрацію цієї шкідливої речовини в атмосферному повітрі, тобто

$$C_{\text{сум}} = (C_M + C_{\text{ф}}) \leq \text{ПДК}, \quad 8.20$$

де  $C_M$  - максимальна концентрація забруднюючих речовин у приземному повітрі, створювана джерелами викидів, мг/м<sup>3</sup> ;

$C_{\text{ф}}$  - фонові концентрації однакових або односпрямованих шкідливих речовин, характерна для даної місцевості, мг/м<sup>3</sup>.

В атмосферному повітрі населених пунктів встановлюються нормовані гранично допустимі концентрації шкідливих речовин (табл. 8.1).

Таблиця 8.1.

### Гранично допустимі концентрації шкідливих речовин в атмосферному повітрі населених пунктів

Шкідлива речовина	Код шкідливої речовини	ГДК, мг/м <sup>3</sup>		Клас шкідливості речовини
		максимальна разова	середньодобова	
1	2	3	4	5
Азоту діоксид	200	0,085	0,085	2
Амілацетат	645	0,1	0,1	4
Аміак	202	0,2	0,2	4
Оцтовий ангідрид	702	0,1	0,03	3
Бензол	422	1,5	0,8	2
Бром бензол	491	-	0,03	2
Бутан	362	200	-	4
Вінілацетат	647	0,15	0,15	3

Продовження таблиці 8.1.

1	2	3	4	5
Водень хлористий	248	0,2	0,2	2
Водень ціаністий	320	-	0,01	2
Гексан	363	60	-	4
Діоксид сірки	701	0,5	0,05	3
Дихлоретан	499	3	1	2
Діетиламін	783	0,05	0,05	4
Ксилол	424	0,2	0,2	3
Міді оксид	062	-	0,002	2
Озон	289	0,16	0,03	1

При присутності в атмосфері декількох шкідливих речовин, що володіють підсумувальною дією (наприклад, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, HF, H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, фенол), критерієм якості повітря служить співвідношення

$$\sum_{i=1}^n \frac{C_{Mi} + C_{\Phi i}}{ПДК_i} \leq 1, \quad 8.21$$

де  $i$  означає  $i$ -у домішку.

Максимальна концентрація шкідливих речовин у поверхні землі досягається на осі факела викиду (за напрямом середнього за аналізований період вітру) на допустимій відстані від джерела викиду і не повинна перевищувати максимальну разову концентрацію даної речовини в атмосфері:

$$C_{Mi} = \frac{AMk_F m n \eta}{H^2 \sqrt[3]{V \Delta T}} \leq (\text{ГДК} - C_{\Phi}), \quad 8.22$$

де  $A$  - параметр, що характеризує переносні властивості атмосфери;

$M$  - маса шкідливої речовини, що викидається в атмосферу в одиницю часу, г/с;

$k_F$  - коефіцієнт, що враховує швидкість осідання зважених частинок викиду в атмосфері (для газів і дрібнодисперсних аерозолів дорівнює 1; для пилу при ефективності очищення газоочисної установки понад 0,90  $k_F = 2,0$ ; при ступені очистки від 0,75 до 0,9  $k_F = 2,5$  і менше 0,75  $k_F = 3$ ;

$m$  і  $n$  - безрозмірні коефіцієнти, що враховують умови виходу газоповітряної суміші з гирла джерела викиду;

$\eta$  - безрозмірний коефіцієнт, що враховує вплив рельєфу (у разі рівної місцевості або місцевості з перепадом висот, які не перевищують 50 м на 1 км,  $\eta = 1$ );

$V$  - обсяг газоповітряної суміші, що викидається з усіх труб, м<sup>3</sup>/с;

$\Delta T$  - різниця між температурою газоповітряної суміші, що викидається та температурою навколишнього атмосферного повітря, що дорівнює середній температурі самого жаркого місяця в 13 годин.

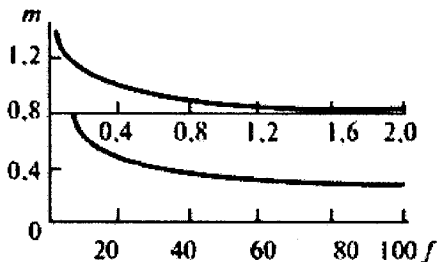


Рис. 8.3 Залежність коефіцієнта  $m$  від параметра  $f$

Значення безрозмірного коефіцієнта  $m$  визначають за графіком (рис. 8.3) залежно від параметра

$$f = 100 \frac{w_{\Gamma}^2 D}{H_{\min}^2 \Delta T}, \quad 8.23$$

де  $w_{\Gamma}$  - середня швидкість виходу газів з гирла джерела, м/с;

$$D = 1,13 \sqrt{V/w_{\Gamma}}$$

$D$  - діаметр гирла джерела викидів, м.

Значення безрозмірного коефіцієнта  $n$  визначають залежно від небезпечної швидкості  $v_m$ , м/с:

$$v_m = 0,65 \sqrt[3]{V \Delta T / H_{\min}}; \quad 8.24$$

$$v_m \leq 0,3 \quad n=3; \quad v_m > 2 \quad n=1; \quad 8.25$$

$$0,3 < v_m \leq 2 \quad n=3 - \sqrt{(v_m - 0,3)(4,36 - v_m)}. \quad 8.26$$

Висота труби - важливий фактор, що впливає на рівні приземних концентрацій шкідливих речовин. Згідно з чинною методикою

мінімальна висота  $H_{\min}$  одиночної труби для розсіювання газоповітряних викидів, що мають температуру вищу температури навколишнього повітря, визначають за формулою

$$H_{\min} = \sqrt{\frac{AMk_F m n \eta}{ГДК - C_{\phi}}} \sqrt[3]{\frac{1}{\nu \Delta T}}. \quad 8.27$$

Якщо коефіцієнт, що враховує швидкість осідання зважених частинок викиду в атмосфері  $k_F < 2$ , то відстань, на якій досягається максимальна концентрація на поверхні землі, знаходиться зі співвідношення

$$x_M = k_d H; \quad 8.28$$

якщо  $k_F > 2$ , то

$$x_M = \frac{5 - k_F}{4} k_d H. \quad 8.29$$

Значення безрозмірного параметра  $k_d$  можна знайти розрахунковим способом:

$$v_m > 2 \quad k_d = 4,95 v_m (1 + 0,28^3 \sqrt{f}); \quad 8.30$$

$$v_m > 2 \quad k_d = 7 \sqrt{v_m} (1 + 0,28^3 \sqrt{f}). \quad 8.31$$

Розподіл концентрацій шкідливих речовин у приземному шарі атмосфери по осі факела на різних відстанях  $x$  від джерела викиду знаходять за формулою

$$C_x = S_1 C_M. \quad 8.32$$

Безрозмірна величина  $S_1$  залежить від відношення  $x/x_M$  (рис. 8.4), при  $x/x_M > 8$  вона залежить від швидкості осідання зважених частинок викидів.

Приземну концентрацію шкідливих речовин в атмосфері  $C_y$  на відстані  $y$  від поверхні землі визначають за формулою

$$C_y = S_2 C_x. \quad 8.33$$

Безрозмірна величина  $S_2$  залежить від швидкості вітру  $v_m$ , м/с, відстані від джерела викиду  $y$  і висоти над поверхнею землі:

$$S_2 = [1 + 8,4 v_m y / x^2]^{-1} [1 + 28,4 v_m^2 (y/x)^4]^{-1}. \quad 8.34$$



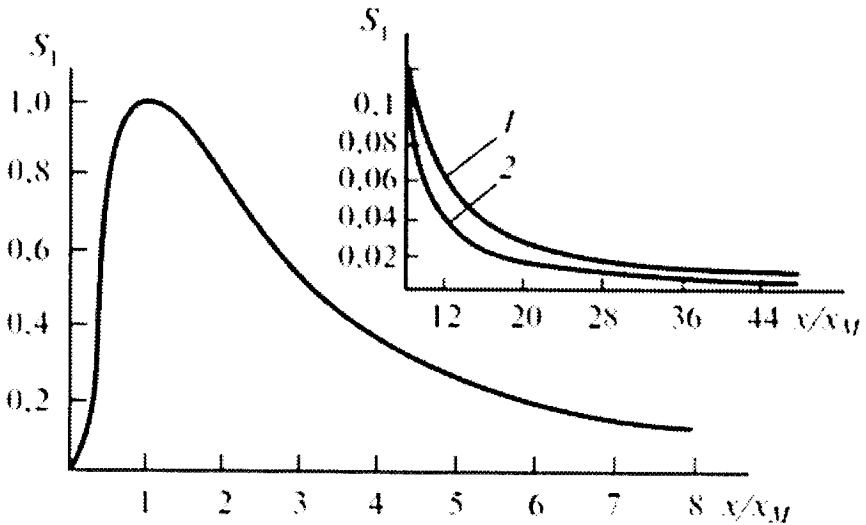


Рис. 8.4 Залежність безрозмірної величини  $S_1$ , від відношення  $x/x_M$ :  
 1 - для аерозолів  $k_F > 2$ ; 2 - для газоподібних викидів  $k_F = 1$

Для малопотужних слабо нагрітих (холодних) викидів, до яких відноситься більшість вентиляційних викидів, розрахунок максимальної приземної концентрації при небезпечній швидкості вітру ведеться за формулою

$$C_M = \frac{AMk_F n \eta D}{8VH^{4/3}}, \quad 8.35$$

де  $A$  - параметр, що має розмірність  $\text{мг} \cdot \text{м}^{1/3} / \text{р}$  і рівний за величиною параметру  $A$  у формулі (8.22). Значення безрозмірного множника  $n$  визначається за формулами (8.25), (8.26), але параметр  $v_m$  - за формулою

$$v_m = 1,3(w_r D / H). \quad 8.36$$

Для викиду холодної газоповітряної суміші (температура газів, що викидаються, близька до температури навколишнього повітря) через одну трубу з круглим перетином гирла мінімальна висота труби

$$H_{\min} = \sqrt[4]{\left(\frac{AMk_F n D}{8V(\Gamma_{\text{ДК}} - C_{\Phi})}\right)^3}. \quad 8.37$$

Оскільки значення коефіцієнт  $n$  залежать від  $H$ , завдання вирішується шляхом послідовних наближень, тобто підбором значень  $H$ , при яких рівняння (8.27), (8.37) будуть задовольнятися.

Часто в практиці проектування доводиться вирішувати задачу з визначення гранично допустимого викиду (ГДВ), при якому забезпечується не перевищення ГДК суміші у приземному шарі повітря. Нормативи ГДВ встановлюються для кожного джерела забруднення атмосфери за умови, що викиди шкідливих речовин від даного джерела і від сукупності джерел даного підприємства, а також інших джерел міста з урахуванням перспективи розвитку промислових підприємств і умов розсіювання шкідливих речовин в атмосфері не створять приземну концентрацію речовин, що перевищує їх гранично допустиму концентрацію (ГДК).

При встановленні нормативів ГДВ необхідно враховувати також значення фонових концентрацій шкідливих речовин повітрі ( $C_{\phi}$ ). Таким чином, умовою прийняття нормативу ГДВ для кожної речовини є умова (8.21).

Гранично допустимі викиди (ГДВ в атмосферу також можуть бути розраховані за допомогою рівнянь (8.22), (8.35). Вважаючи в них  $C_m = \text{ГДК} - C_{\phi}$ ,  $M = \text{ГДВ}$ , знаходимо:

для випадку розсіювання нагрітих викидів через самотню незатінену трубу

$$\text{ГДВ} = \frac{(\text{ГДК} - C_{\phi}) H^2 \sqrt[3]{V \Delta T}}{A k_F m n \eta}; \quad 8.38$$

для холодних викидів

$$\text{ГДВ} = \frac{8V(\text{ГДК} - C_{\phi}) H^{4/3}}{A k_F n \eta D}. \quad 8.39$$

У формулах (8.27), (8.37) - (8.39) фігурує максимально разове значення ГДК.

Формула (8.28) дозволяє визначити межі  $L$  санітарно-захисної зони (СЗЗ) підприємства. Розміри СЗЗ обчислюють з урахуванням середньорічної повторюваність напрямку вітрів розглянутого румба  $P$  (%):

$$L = x_M (P/P_0), \quad 8.40$$

де  $P_0$  - повторюваність напрямків вітрів одного румба при круговій розі вітрів, %. Наприклад, при восьмирумбовій троянді вітрів  $P_0 = 100/8 = 12,5\%$ .

Викладена методика розрахунку справедлива для несприятливих метеорологічних умов, коли турбулентний перенос у вертикальному напрямку максимальний. Така ситуація відповідає великим негативним (наддіабатичним) градієнтам температур, що сприяє розвитку природної конвекції.

Максимальне значення приземної концентрації у цьому випадку вище, ніж при рівноважному стані атмосфери або при формуванні інверсійного шару.

Наявність місцевих аномалій тиску і температури, пов'язаних з впливом різних факторів (обтікання перешкод вітровим потоком, горизонтальні градієнти температури, процеси випаровування тощо), може істотно впливати на форму факела і розподіл концентрацій.

Зовсім інакше відбувається поширення домішок від низьких джерел, які знаходяться у вихрових (відривних) зонах, що утворюються при обтіканні будівель і споруд вітром. Домішки втягуються у циркуляційний рух, концентрація їх збільшується до того моменту, коли турбулентний перенос через границю вихрової зони врівноважить інтенсивність джерела домішки. Далі розподіл концентрацій у вихровій зоні стаціонарний.

# ГЛАВА 3

## ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ ГІДРОСФЕРИ ВІД СКИДІВ ШКІДЛИВИХ РЕЧОВИН

### 3.1 МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

Відповідно з чинним законодавством усі стічні води повинні перед скиданням у водойму піддаватися очищенню від токсичних домішок. Для виконання цих вимог у залежності від складу стічних вод застосовуються різні методи і способи (рис. 9.1).

Для створення замкнених систем водопостачання та скидання у водойми промислові і побутові стічні води піддають очищенню до необхідної якості механічними, хімічними, фізико-хімічними, біологічними та термічними методами. Зазначені методи очищення поділяються на рекупераційні і деструктивні. Рекупераційні методи передбачають вилучення зі стічних вод і подальшу переробку всіх цінних речовин. При деструктивних методах забруднюючі речовини піддаються руйнуванню шляхом окислення або відновлення, а продукти руйнування видаляються з води у вигляді газів або осадів.

Основні методи очищення різної природи використовують як для очищення стічної води від суспендованих і емульгованих домішок, так і для очищення від розчинених домішок. У свою чергу, перша група очищення гетерогенних систем підрозділяється на методи очищення від грубодисперсних домішок, куди входять способи відстоювання, проціджування і фільтрації, флотації, відцентрового осадження, і на методи очищення від дрібнодисперсних домішок шляхом коагуляції, флокуляції і електрофлотації.

У першу групу також можна віднести методи усунення і знищення домішок шляхом закачування у свердловини, поховання і термічного знищення.

Друга група включає методи очищення води від мінеральних домішок шляхом дистиляції, іонного обміну, зворотного осмосу,

електролізу; методи очищення від органічних домішок, що включають регенеративні способи екстракції, ректифікації, адсорбції, зворотного осмосу і ультрафільтрації, і деструктивні способи: біохімічні, рідинного - та парофазного окислення, радіаційного та електрохімічного окислення; а також методи очищення від розчинених газів, включаючи способи віддувки, нагріву та реагентні.



**Рис 9.1** Класифікація методів очищення стічних вод

Механічні методи видалення зважених часток із стічних вод засновані на законах гідромеханічних процесів. Фізико-хімічні методи очищення стічних вод використовують для видалення із стічних вод тонкодисперсних твердих і рідких зважених частинок, розчинних газів, мінеральних і органічних речовин. Механізми цих методів засновані на використанні законів фізико-хімічної гідромеханіки, фізичної та колоїдної хімії, електрохімії, процесів хімічної технології.

Хімічні методи застосовують для видалення розчинних речовин у замкнених системах водопостачання, біохімічні - для очищення

господарсько-побутових і промислових стічних вод від розчинених органічних і неорганічних речовин. Процес біохімічного очищення заснований на здатності мікроорганізмів використовувати забруднюючі речовини для свого живлення у процесі життєдіяльності.

Термічні методи застосовують для знешкодження стічних вод, що містять мінеральні солі.

Метод очищення вибирають з урахуванням санітарних і технологічних вимог до якості очищених вод, кількості стічних вод, наявності необхідних енергетичних і матеріальних ресурсів, ефективності процесу знешкодження.

У таблиці 9.1 наведено методи знешкодження стічних вод в залежності від їх складу і концентрації забруднюючих речовин.

В якості основних методів очищення стічних вод застосовують: для суспензівування та емульгування домішок - відстоювання, флотацію, фільтрацію, освітлювання, центрифугування (для грубодисперсних часток); коагуляцію, флокуляцію, електричні методи осадження (для дрібнодисперсних і колоїдних частинок);

для очищення від неорганічних сполук - дистиляцію, іонообмін, зворотний осмос, ультрафільтрацію, реагентне осадження, методи осадження, електричні методи;

для очищення від органічних сполук - екстракцію, адсорбцію, флотацію, іонообмін, реагентні методи (регенераційні методи); біологічне окислення, озонування, хлорування, електрохімічне окислення (деструктивні методи);

для очищення від газів і парів - віддувку, вакуумування, нагрівання, реагентні методи;

для знищення шкідливих речовин - термічне розкладання.

Таблиця 9.1.

**Рекомендовані методи знешкодження стічних вод**

Концентрація забруднюючих речовин, мг/л	Методи очищення стічних вод, що містять речовини			Переважно неорганічні
	Переважно органічні з температурою кипіння, °С			
	< 120	120...250	> 250	
1 500	Біологічний, сорбційний	хімічний,	Хімічний, сорбційний	Механічний, хімічний, сорбційний
500...5000	Хімічний (озонування, хлорування), сорбційний, рідкофазне окислення з біологічним доочищенням, спалюванням у печах	Хімічний, сорбційний, екстракційний, рідкофазне окислення з біологічним доочищенням, спалюванням у печах	Сорбційний, рідкофазне окислення з біологічним доочищенням, спалювання у печах	Механічний, сорбційний, випарювання
5000...30000	Хімічний, екстракційний, рідкофазне окислення з біологічним доочищенням, спалювання у печах			Механічний, випарювання, скидання у море, поховання у землі, сушіння у киплячому шарі
> 30000	Екстракційний, рідкофазне окислення з різними методами доочищення, спалювання у печах			Те ж

### 3.1.1 ГІДРОМЕХАНІЧНІ СПОСОБИ ОЧИЩЕННЯ СТИЧНИХ ВОД

Для видалення зважених часток із стічних вод використовують періодичні і безперервні гідромеханічні процеси проціджування, гравітаційного і відцентрового відстоювання, фільтрування під тиском і у полі відцентрових сил. Вибір способу залежить від розміру частинок домішок, фізико-хімічних властивостей і концентрації зважених часток, витрати стічних вод і необхідного ступеня очищення.

#### 3.1.1.1 Відстоювання стічних вод

Перед більш тонким очищенням стічні води направляють на проціджування через ґрати і сита, які встановлюють перед відстійниками з метою вилучення з них великих домішок.

Осадження зважених домішок стічних вод називається розділенням рідких неоднорідних систем шляхом виділення з рідкої фази твердих або рідких зважених частинок під дією сили тяжіння або відцентрової сили. Відповідно розрізняють гравітаційне відстоювання і осаджувальне центрифугування.

Осадження домішок шляхом відстоювання відбувається під дією сили тяжіння. Для проведення процесу використовують пісколовки, відстійники та освітлювачів. В освітлювачах одночасно з відстоюванням відбувається фільтрація стічних вод через шар зважених часток.

*Матеріальний баланс гідромеханічного очищення стічних вод.*

При відсутності втрат речовин у процесі механічного очищення стічних вод від домішок рівняння матеріального балансу мають вигляд:

за загальною кількістю речовин

$$G_{\text{см}} = G_{\text{осв}} + G_{\text{ос}}; \quad 10.1$$

за дисперсною фазою

$$G_{\text{см}}x_{\text{см}} = G_{\text{осв}}x_{\text{осв}} + G_{\text{ос}}x_{\text{ос}}, \quad 10.2$$

де  $G_{\text{см}}$ ,  $G_{\text{осв}}$ ,  $G_{\text{ос}}$  - маса вихідної стічної води, освітленої води і одержуваного осаду домішок, кг;



$x_{см}$ ,  $x_{осв}$ ,  $x_{ос}$  - вміст домішок у вихідній стічній воді, освітленій воді і осаді, мас. частки.

Спільне рішення цих рівнянь дозволяє визначити масову кількість освітленої води і масу осаду, одержуваних при заданому вмісті домішок у осаді та освітленій воді:

$$G_{осв} = G_{см} \frac{x_{ос} - x_{см}}{x_{ос} - x_{осв}} \quad 10.3$$

$$G_{ос} = G_{см} \frac{x_{см} - x_{осв}}{x_{ос} - x_{осв}} \quad 10.4$$

Вміст завислих часток у освітленій воді і в осаді обирається у залежності від конкретних технологічних умов процесу поділу.

*Кінетика осадження домішок.* Основним параметром, який використовують при розрахунку виділення зважених домішок із стічних вод, є швидкість осадження частинок (гідрравлічна крупність).

При падінні частинки під дією сили тяжіння, рушійна сила частки діаметром  $d_ч$ , виражається різницею між її вагою

$$G = m_ч g = \pi \frac{d_ч^3}{6} \rho_ч g \quad 10.5$$

і виштовхуючою архімедовою силою, яка дорівнює вазі рідини в об'ємі частинки:

$$A = m_0 g = \pi \frac{d_ч^3}{6} \rho_0 g; \quad 10.6$$

$$G - A = \pi \frac{d_ч^3}{6} g (\rho_ч - \rho_0), \quad 10.7$$

де  $\rho_ч$  - щільність твердої частинки,  $\text{кг/м}^3$ . Сила опору середовища по Ньютону

$$R = \zeta \frac{\pi d_ч^3}{4} \cdot \frac{\rho_0 w_{ос}^2}{2}, \quad 10.8$$

де  $\zeta$  - коефіцієнт опору водного середовища, який залежить від режиму осадження.

Швидкість осадження можна знайти з умови рівності сили, що рухає частку, і сили опору водного середовища:

$$w_{ос} = \sqrt{\frac{4d_ч(\rho_ч - \rho_0)g}{3\zeta\rho_0}} \quad 10.9$$

У ламінарному режимі осадження при  $\zeta = 24/\text{Re}$  отримаємо формулу Стокса

$$w_{oc} = \frac{gd_q^2(\rho_q - \rho_0)}{18\mu_0} \quad 10.10$$

Існує і мінімальний розмір частинок, нижче якого спостерігаються відхилення від закону Стокса і при  $Re_q \leq 10^4$  на швидкість осадження дуже дрібних частинок починає впливати тепловий рух молекул середовища. У таких умовах розмір частинок стає порівняним із середньою довжиною вільного пробігу молекул середовища. Розрахунки показують, що при  $d_q \approx 0,1$  мкм частинки не осідають, а спостерігається лише хаотичний броунівський рух частинок.

Швидкість осадження частинок не кулястої форми менша швидкості осадження кулястих частинок. Для не шароподібних частинок у розрахункових формулах використовують еквівалентний діаметр  $d_e$  який визначають за обсягом  $V_q$  або масі  $G_q$  частинки:

$$d_e = \sqrt[3]{6V_q/\pi} = \sqrt[3]{6G_q/\pi\rho_q} \quad 10.11$$

При відстоюванні стічних вод спостерігається обмежене осадження, яке супроводжується зіткненням частинок, тертям між ними і зміною швидкостей великих і малих частинок. Швидкість стиснутого осадження менше швидкості вільного осадження внаслідок виникнення висхідного потоку рідини і збільшення в'язкості середовища. Швидкість стиснутого осадження частинок однакового розміру при ламінарному режимі можна розрахувати за формулою Стокса з поправочним коефіцієнтом  $R = (1 - \phi)\mu_0/\mu_c$ , який враховує вплив концентрації зважених часток  $\phi$  і реологічні властивості системи (в'язкість системи  $\mu_c$ ):

$$w_{oc} = \frac{d_q^2 g(\rho_q - \rho_0) R}{(18\mu_0)} \quad 10.12$$

Швидкість осадження полідисперсної системи безперервно змінюється у часі. Внаслідок агломерації частинок вона може змінюватись у декілька разів порівняно з теоретичною. Здатність до агломерації залежить від концентрації, форми, розміру і щільності зважених частинок, від співвідношення часток різного розміру і в'язкості середовища. Коефіцієнт агломерації характеризується співвідношенням  $K_a = d_\phi/d_q$ , де  $d_\phi$  - фіктивний діаметр частинки, еквівалентний теоретичної швидкості її осадження. Для

полідисперсних систем кінетику осадження встановлюють дослідним шляхом у вигляді кривої залежності маси  $M$  обложених частинок від часу осадження  $t$  (рис. 10.1).

*Видалення спливаючих домішок.* Процес відстоювання використовують також для очищення виробничих стічних вод від нафти, масел, смол, жирів. Очищення від спливаючих домішок аналогічне осадженню твердих речовин. Відмінність полягає у тому, що щільність спливаючих частинок менша, ніж щільність води. Для уловлювання частинок нафти використовують нафтовловлювачі, а для жирів - жироловушка. Швидкість підйому часток  $w_{вс}$  легкої рідини залежить від розміру частинок  $d_{ч}$ , щільності спливаючих частинок  $\rho_{л}$  і в'язкості середовища  $\mu_0$ , тобто від числа  $Re_{ч} = w_{вс}d_{ч}\rho_{л}/\mu_0$ .

В області  $Re < 0,25$  спливання частинок відбувається по залежності Стокса:

$$w_{вс} = d^2 g (\rho_0 - \rho_{л}) / (18 \mu_0). \quad 10.13$$

Рух частинки легкої фази вгору викликає у стічній воді вторинні потоки, які гальмують підйом. Швидкість підйому з урахуванням гальмування дорівнює

$$w_{0вс} = v_{вс} (3\mu_{л} - 3\mu_0) / (3\mu_{л} + 2\mu_0) \quad 10.14$$

де  $\mu_{л}$  - коефіцієнт динамічної в'язкості більш легкої спливаючої рідини.

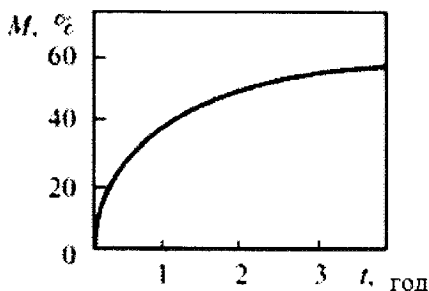


Рис. 10.1 Кінетика осадження полідисперсних частинок

На процес поділу впливають турбулентність, коагуляція і гідродинамічн комплексоутворення.

Відношення числа відстоюваних частинок рідини певного розміру до загального числа частинок рідини називають ефектом відстоювання.

### 3.1.1.2 Відцентрове осадження домішок стічних вод

Швидкість розділення неоднорідних систем у полі відцентрових сил вища порівняно зі швидкістю поділу цих систем у полі сили тяжіння. Відношення відцентрової сили до сили тяжіння можна зробити порівнянням прискорень, що діють на частинки домішок у відцентровому і гравітаційному полях. У загальному випадку відцентрова сила  $P_{ц}$  (Н) виражається рівністю

$$P_{ц} = \frac{mv_0^2}{r} = \frac{Gv_0^2}{gr}, \quad 10.15$$

де  $m$  - маса обертається частинки, що обертається кг;

$G$  - вага частинки, Н;

$v_0$  - окружна швидкість обертання, м/с;

$r$  - радіус обертання, м.

Окружна швидкість обертання дорівнює

$$v_0 = \omega r = 2\pi nr/60, \quad 10.16$$

де  $\omega$  - кутова швидкість обертання, рад/с;

$n$  - число оборотів у хвилину.

Зіставляючи ці рівності, знайдемо

$$P_{ц} = \frac{G}{rg} \left( \frac{2\pi n}{60} \right)^2 \quad 10.17$$

або наближено

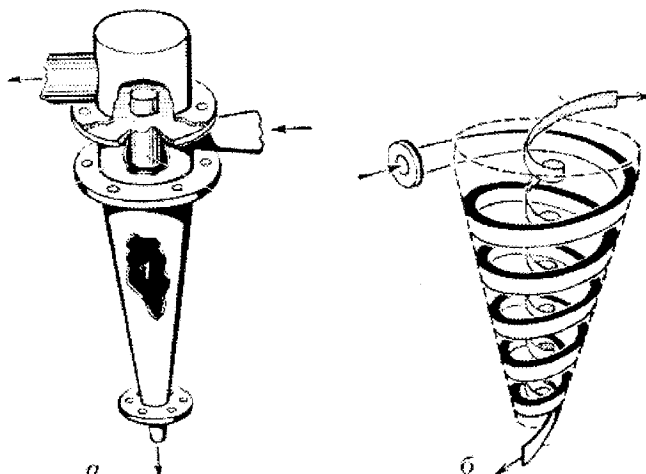
$$P_{ц} \approx \frac{Grn^2}{900}. \quad 10.18$$

Відношення відцентрового прискорення  $v_0^2/r$  до прискорення сили тяжіння  $g$  називають фактором поділу:

$$K_p = \frac{v_0^2}{gr}. \quad 10.19$$

Фактор поділу є важливою характеристикою гідроциклонів і центрифуг, так як при інших рівних умовах розділяє дію при осадительном центрифугуванні зростає пропорційно величині  $K_p$ .

Для очищення стічних вод використовують гідроциклони. При обертанні рідини у гідроциклоні (рис. 10.2) на частинки діють відцентрові сили, що відкидають важкі частинки до периферії потоку, сили опору потоку, що рухається, гравітаційні сили і сили інерції потоку.



**Рис. 10.2** Схема гідроциклонa  
 a - загальний вигляд; б - схема потоків

Сили інерції у потоці рідини незначні і ними можна знехтувати. При високих швидкостях обертання відцентрові сили значно більші сил тяжіння.

Швидкість руху частинки у рідині під дією відцентрової сили залежить від її діаметра, різниці густин фаз  $\Delta\rho$ , в'язкості  $\mu_0$  і щільності  $\rho_0$  стічної води і від прискорення відцентрового поля  $J$ :

$$w_{\text{ц}} = k^{0,385} d_{\text{ч}}^m \rho_0^{(m-2)/3} \cdot \Delta\rho^{(m+1)/3} J^{(m+1)/3} / \mu_0^{(2m-1)/3} \quad 10.20$$

Коефіцієнт пропорційності  $k$  і показник ступеня  $m$  залежать від гідродинамічного режиму.

Для ламінарного режиму при числі Рейнольдса  $Re = w_{ц} d_{ч} \rho_0 / \mu_0 = 1,6$ ;  $m = 2$ ;  $k = 1,7 \cdot 10^{-4}$ ;

для перехідного режиму при  $Re = 16 \dots 420$ ;  $m = 1,2$ ;  $k = 2,49 \cdot 10^{-3}$ ;

для турбулентного режиму  $Re > 420$ ;  $m = 5,36$ ;  $k = 0,5$ .

При зменшенні в'язкості стічної води швидкість осадження частинок збільшується. Із зростанням щільності рідини зменшується різниця щільності фаз  $\Delta \rho = (\rho_{ч} - \rho_0)$ . Це супроводжується зниженням швидкості осадження частинок, які важчі води, а для частинок, що легше води - збільшенням швидкості спливання. Швидкість осадження пропорційна квадрату швидкості обертання частинок, яку можна вважати рівною швидкості води на вході в апарат.

Для видалення осадів із стічних вод використовують відстійні і фільтруючі центрифуги. У відстійних центрифугах (рис. 10.3) з суцільними стінками ротора розділення суспензій і емульсій здійснюється за принципом відстоювання.

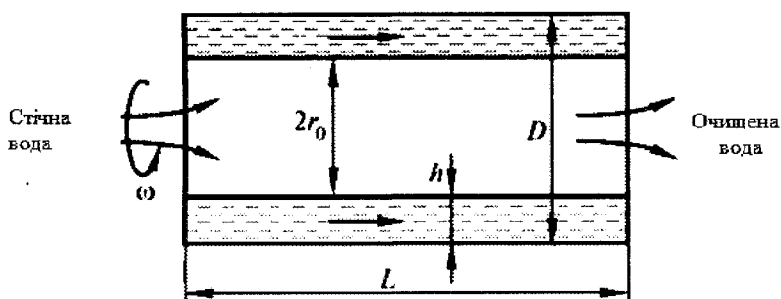


Рис. 10.3 Схема дії відстійної центрифуги

Розділення суспензій у відстійних центрифугах складається із стадій осадження твердих частинок на стінках ротора і ущільнення утвореного осаду. Перша з цих стадій протікає за законами гідродинаміки, друга - по закономірностях механіки ґрунтів (пористих середовищ). При малій концентрації твердих часток у стічній воді (не більш 4об.%) спостерігається вільне осадження їх у роторі без утворення чіткої поверхні розділу між чистою рідиною і

суспензією, що ще не розслоїлася. При підвищеній концентрації утворюється чітка межа розділу внаслідок обмеженого осадження твердих частинок. Внаслідок неоднорідності по радіусу інтенсивності поля відцентрових сил і площі осадження закономірності процесів осадження у відстійних центрифугах відрізняються від процесів осадження у відстійниках.

Фактор поділу для відстійного центрифугування дорівнює

$$K_p = \frac{rn^2}{900} = \frac{(D-h)n^2}{2.900}, \quad 10.21$$

де  $r = (D - h)/2$  - середній радіус шару рідини у центрифугі.

### 3.1.1.3 Фільтрування стічних вод

У процесі очищення стічних вод доводиться мати справу з великою кількістю води, тому для цього застосовують фільтри з сітчастими елементами (мікрофільтри і барабанні сітки) і фільтри з фільтруючим зернистим шаром, для роботи яких не вимагається високих тисків.

Механізми вилучення часток з води на фільтрах із зернистим шаром представляє собою:

- проціджування з механічним накопиченням частинок;
- гравітаційне осадження;
- інерційне захоплення;
- хімічну адсорбцію;
- фізичну адсорбцію;
- адгезію;
- коагуляційне осадження;
- біологічне вирощування.

У загальному випадку ці механізми можуть діяти спільно, і процес фільтрування може складатися з трьох стадій: перенесення частинок на поверхню речовини, що утворює шар; прикріплення до поверхні; відрив від поверхні.

За характером затримування зважених частинок розрізняють два види фільтрування: фільтрування через плівку (осад) забруднень, що

утворюються на поверхні зерен завантаження; фільтрування без утворення плівки забруднень.

У першому випадку затримуються частинки, розмір яких більший отворів матеріалу, потім утворюється шар забруднень, що також є фільтруючим матеріалом. Такий процес характерний для повільних фільтрів, які працюють при малих швидкостях фільтрування.

У другому випадку фільтрування відбувається у товщі шару завантаження, де частинки затримуються на зернах фільтруючого матеріалу адгезійними силами. Такий процес характерний для швидкісних фільтрів. Величина сил адгезії залежить від розміру і форми зерен, від шорсткості поверхні та її хімічного складу, від швидкості потоку і температури рідини, від властивостей домішок.

Прилиплі до поверхні завантаження частинки постійно відчують вплив потоку, що рухається і який зриває їх з поверхні фільтруючого матеріалу. При рівності числа часток, що надходять в одиницю часу на поверхню фільтруючого шару і покидають його, настає насичення поверхні і він перестає освітлювати стічні води.

Важливими характеристиками пористого середовища є порозність і питома поверхня.

Порозність залежить від структури пористого середовища і пов'язана з розміром зерен (елементів) завантаження, з їх формою і укладанням. Якщо позначимо порозність як частку вільного об'єму між тілами від загального обсягу завантаження через  $\epsilon$ , а частку обсягу, займану тілом через  $\nu$ , то  $\epsilon = 1 - \nu$ . При  $\epsilon = 0$  пористе середовище перетворюється у суцільне тіло, а при  $\epsilon = 1$  - максимально пористе тіло, коли розміри стінок твердої речовини виключно малі. При вільній засипці кулястих частинок частка вільного об'єму становить  $\epsilon = 0,4$ .

Питома поверхня пористого шару визначається не тільки порозністю, але і пористістю окремих зерен шару, а також залежить від форми зерен. Коефіцієнт форми істотно впливає на ємність пористого фільтруючого шару і на коефіцієнт гідравлічного опору.



Питома поверхня пористого шару  $a$  являє собою поверхню зерен фільтруючого матеріалу, що знаходяться в одиниці об'єму, зайнятого шаром,  $\text{м}^2/\text{м}^3$ . Зв'язок між питомою поверхнею та іншими характеристиками шару здійснюється за допомогою співвідношення

$$a = 6(1 - \varepsilon)/(\Phi d_e), \quad 10.22$$

де  $\Phi$  - фактор (коефіцієнт) форми елемента завантаження, обумовлений співвідношенням  $\Phi = S_k/S_q$  ( $S_k$  - поверхня кулі, що має той же об'єм, що і даний елемент завантаження з поверхнею  $S_q$ );

$d_e$  - еквівалентний діаметр зерен шару, тобто діаметр еквівалентної кулі, що має такий же об'єм, як і елемент завантаження, м.

Фактор форми для округлих зерен укладених в межах між  $\Phi = 1$  (для правильних кульок) і  $\Phi = 0,806$  (для правильних кубів). Для циліндричних частинок фактор форми змінюється в залежності від відношення висоти циліндра  $h_u$  до його діаметру  $d_u$ . Наприклад,  $\Phi = 0,69$  при  $h_u/d_u = 5$ ;  $\Phi = 0,32$  при  $h_u/d_u = 0,05$ .

На основі внутрішньої задачі гідродинаміки, що розглядає рух усередині каналів, утворених порожнечами між елементами шару, запропоновано вираз, за зовнішнім виглядом аналогічний рівнянню для визначення втрати тиску на тертя у трубопроводах:

$$\Delta P_c = \lambda N a \rho_0 v_0^2 / (8\varepsilon^3), \quad 10.23$$

де  $\lambda$  - загальний коефіцієнт опору, що відображає вплив опору тертя і місцевих опорів, які виникають при русі рідини (газу) по каналах шару і обтіканні окремих елементів шару;

$H$  - висота шару, м;

$\rho_0$  - щільність рідини або газу;

$v_0$  - фіктивна (приведена) швидкість рідини або газу, що розраховується як відношення об'ємної витрати рухомого середовища до всієї площі поперечного перерізу шару, м/с;

$\varepsilon$  - порозність шару.

Значення  $\lambda$  знаходять за рівнянням

$$\lambda = \frac{133}{\text{Re}} + 2,34. \quad 10.24$$

Критерій Рейнольдса визначають за формулою

$$Re = 4v_0\rho_0/(a\mu_0), \quad 10.25$$

де  $\mu_0$  – динамічна в'язкість рідини або газу.

Якщо невідомо значення  $a$ , можна використовувати вираз, отриманий на основі зовнішньої задачі гідродинаміки при обтіканні окремих елементів шару:

$$\Delta P_c = 3\lambda H(1 - \varepsilon)\rho_0 v_0^2 / (4\varepsilon^3 d_q \Phi), \quad 10.26$$

де  $d_q$  - діаметр елементів завантаження правильної кулястої форми;

для елементів неправильної форми  $d_q = d_c$

Критерій Рейнольдса у цьому разі розраховують за формулою

$$Re = 2/3[\Phi/1 - \varepsilon]Re_0 \quad 10.27$$

де  $Re_0 = v_0 d_q \rho_0 / \mu_0$ .

Кінетика фільтрування і матеріальний баланс описуються рівняннями:

$$-\frac{dc}{dx} = bc - aq; \quad 10.28$$

$$-\frac{dq}{dt} = -v_\Phi \frac{dc}{dx}. \quad 10.29$$

При вирішенні цих рівнянь отримаємо загальне рівняння процесу:

$$-\frac{d^2c}{dx \cdot dt} + a \cdot v_\Phi \frac{dc}{dx} + b \frac{dc}{dt} = 0, \quad 10.30$$

де  $c$  - концентрація завислих речовин у стічних водах;

$x$  - довжина ділянки каналу, на якому відбувається виділення домішки;

$a$  і  $b$  - константи швидкості відриву і прилипання частинок;

$q$  - концентрація осаду;

$v_\Phi$  - швидкість фільтрування.

Тривалість роботи фільтра до проскоку є часом захисної дії  
Тривалість роботи фільтра до проскоку частинок у фільтрат визначають за формулою

$$t_3 = \frac{1}{k} \left( \frac{l}{v_\Phi^{1,7} d_q^{0,7}} - \frac{s_0 d_q}{v_\Phi} \right), \quad 10.31$$

де  $l$  - товщина фільтруючого шару;

$d_q$  - розмір частинок фільтруючого шару;

$k$  і  $s_0$  - константи, що залежать від концентрації завислих речовин у вихідній і освітленій стічній воді.

Зважені речовини при проходженні через шар матеріалу зменшують порозність і змінюють поверхню. Опір фільтруючого шару зростає по мірі проходження стічної води.

### **3.1.2 ФІЗИКО-ХІМІЧНІ СПОСОБИ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД**

Фізико-хімічні методи відіграють значну роль при очищенні стічних вод. Вони застосовуються як самостійно, так і у поєднанні з механічними, хімічними та біологічними методами.

До фізико-хімічних методів очищення стічних вод відносяться коагуляція, флотація, адсорбція, іонний обмін, екстракція, ректифікація, випарювання, дистиляція (випаровування), гіперфільтрація (зворотний осмос) і ультрафільтрація, кристалізація, а також методи, пов'язані з накладанням електричного поля - електрокоагуляція, електрофлотація, електроліз тощо Ці методи використовують для видалення із стічних вод тонкодисперсних зважених твердих і рідких частинок, розчинних газів, мінеральних і органічних речовин.

#### **3.1.2.1 Коагуляція та флокуляція забруднень стічних вод**

Використання фізико-хімічних методів для очищення стічних вод у порівнянні з біохімічними має ряд переваг:

- можливість видалення із стічних вод токсичних, біохімічно неокисляємих органічних забруднень;

- досягнення більш глибокої і стабільної міри очищення;

- менші розміри споруд;

- менша чутливість до змін навантажень;

- можливість повної автоматизації;

- більш глибоке дослідження кінетики деяких процесів, а також питань моделювання, математичного опису і оптимізації, що важливо для правильного вибору і розрахунку апаратури;

методи не пов'язані з контролем за діяльністю живих організмів; можливість рекуперації речовин.

Вибір того чи іншого методу очищення (або сукупності методів) здійснюється з урахуванням санітарних і технологічних вимог, що пред'являються до очищених стічних вод з метою подальшого їх використання, а також з урахуванням кількості стічних вод і концентрації забруднень у них.

У процесі механічної очистки стічних вод досить легко видаляються частинки розміром 10 мкм і більше, дрібнодисперсні і колоїдні частинки практично не видаляються. Таким чином, стічні води після споруд механічної очистки являють собою агрегативно стійку систему. Для їх очищення застосовують методи коагуляції; агрегативна стійкість при цьому порушується, утворюються більш великі агрегати частинок, які можуть видалятися зі стічних вод механічними способами.

Коагуляція - це процес злипання частинок колоїдної системи у результаті їх взаємодії під дією молекулярних сил зчеплення при перемішуванні або направленому переміщенні у зовнішньому силовому полі. У результаті коагуляції утворюються агрегати - великі (вторинні) частинки, що складаються зі скупчення дрібних (первинних). Первинні частинки у таких агрегатах з'єднані силами міжмолекулярної взаємодії безпосередньо або через прошарок навколишнього (дисперсійного) середовища. Коагуляція супроводжується прогресуючим укрупненням частинок і зменшенням їх загального числа в обсязі стічної води. Злипання однорідних частинок називається гомокоагуляцією, а різнорідних - гетерокоагуляцією.

Очищення стічних вод коагуляцію застосовують для прискорення процесу осадження тонкодисперсних домішок і емульгованих речовин. Вона найбільш ефективна для видалення з води колоїдно-дисперсних частинок, тобто частинок розміром 1...100 мкм. Коагуляція може відбуватися спонтанно або під впливом хімічних і фізичних процесів. У процесі очищення стічних вод

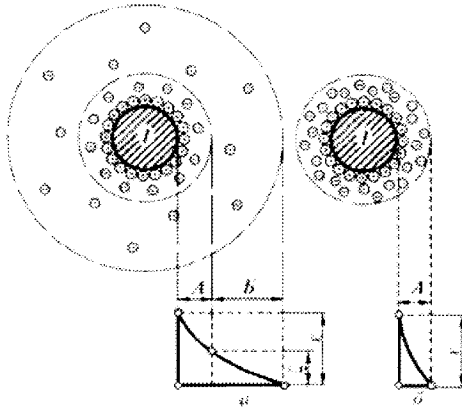
коагуляція відбувається під впливом доданих до них спеціальних речовин - коагулянтів.

Коагулянти у воді утворюють пластівці гідроксидів металів, які швидко осідають під дією сили тяжіння. Пластівці володіють здатністю вловлювати колоїдні і зважені частинки й агрегувати їх. Так як колоїдні частинки мають слабкий негативний заряд, а пластівці коагулянтів - слабкий позитивний заряд, то між ними виникає взаємне тяжіння.

Основним процесом коагуляційного очищення стічних вод є гетерокоагуляція - взаємодія колоїдних і дрібнодисперсних частинок стічних вод з агрегатами, що утворюються при введенні у стічну воду коагулянтів.

Для колоїдних частинок характерне утворення на поверхні частинок подвійного електричного шару. Одна частина подвійного шару фіксована на поверхні розділу фаз, а інша створює хмару іонів, тобто одна частина подвійного шару є нерухомою, а інша рухомою (дифузійний шар).

Частка разом з дифузійним шаром називається міцелою. Зміну напруженості електричного поля міцели показано на рис. 11.1. Різниця потенціалів, що виникає між нерухомою і рухомою частинами шару (в обсязі рідини), називається  $\xi$ -потенціалом або електрокінетичним потенціалом, відмінним від термодинамічного потенціалу  $E$ , який являє собою різницю потенціалів між поверхнею частинок і рідиною. Дзета-потенціал залежить як від  $E$ , так і від товщини подвійного шару. Його значення визначає величину електростатичних сил відштовхування частинок, які оберігають частинки від злипання один з одним. Малий розмір колоїдних частинок забруднень і негативний заряд, розподілений на їх поверхні, обумовлює високу стабільність колоїдної системи.



**Рис. 11.1** Будова міцели:

а) -  $\xi > 0,03$ ; б) -  $\xi \sim 0$ ; А - адсорбційний шар; В - дифузійний шар; І - ядро

При зменшенні електричного заряду частинок, тобто при зменшенні  $\xi$ -потенціалу, сили відштовхування зменшуються і стає можливим злипання частинок - процес коагуляції колоїду. Щоб викликати коагуляцію колоїдних частинок, необхідно знизити величину їх  $\xi$ -потенціалу до критичного значення додаванням іонів, які мають позитивний заряд. Таким чином, при коагуляції відбувається дестабілізація колоїдних частинок внаслідок нейтралізації їх електричного заряду. Сили взаємного притягання між колоїдними частинками починають переважати над електричними силами відштовхування при  $\xi$ -потенціалі системи менше 0,03 В. При потенціалі, рівному нулю, коагуляція проходить з максимальною інтенсивністю.

При коагуляції пластівці утворюються спочатку за рахунок частини зважених частинок і коагулянту або тільки коагулянту. Пластівці сорбують речовини, що забруднюють стічні води і, осідаючи разом з ними, очищають воду.

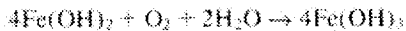
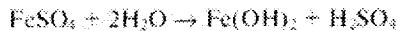
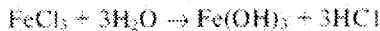
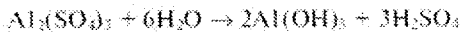
Один з методів зниження  $\xi$ -потенціалу колоїдної системи - збільшення концентрації у воді електролітів. Здатність електроліту викликати коагуляцію колоїдної системи зростає із збільшенням

валентності коагулюючого іону, що володіє зарядом, який протилежний заряду колоїдних частинок.

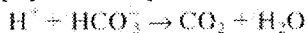
Для початку коагуляції частинки повинні наблизитися одна до одної на відстань, при якій між ними діють сили тяжіння і хімічної спорідненості. Зближення частинок відбувається у результаті броунівського руху, а також при ламінарному або турбулентному русі потоку води.

В якості коагулянтів використовують бентоніт, електроліти, розчинні у воді солі алюмінію  $Al_2(SO_4)_3$ , солі заліза  $FeCl_3$  або їх суміші, поліакриламід, які, гідролізуючись, утворюють пухкі гідрати оксидів металів. Для обробки стічних вод також можуть бути використані різні глини, алюмініймісткі відходи виробництва, травильні розчини, пасти, суміші, шлаки, що містять діоксид кремнію.

При використанні в якості коагулянтів солей алюмінію і заліза у результаті реакції гідролізу утворюються малорозчинні у воді гідроксиди заліза і алюмінію, які сорбують на розвиненій пластівчастій поверхні зважені, дрібнодисперсні і колоїдні речовини і при сприятливих гідродинамічних умовах осідають на дно відстійника, утворюючи осад:



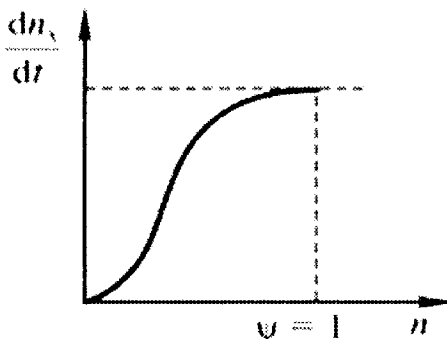
Сірчану і соляну кислоти, що утворюються у процесі гідролізу слід нейтралізувати гідроксидом кальцію або іншими лугами. Нейтралізація кислот, що утворюються при гідролізі, може протікати за рахунок лужного резерву стічної рідини:



При використанні сумішею сульфату алюмінію  $Al_2(SO_4)_3$  і хлорного заліза  $FeCl_3$  у співвідношеннях від 1:1 до 1:2 досягається

кращий результат коагулювання, ніж при роздільному використанні реагентів.

Швидкість коагуляції залежить від концентрації електроліту (рис. 11.2).



**Рис. 11.2** Залежність відносної швидкості коагуляції від концентрації електроліту

При малих концентраціях електроліту ефективність зіткнення частинок  $\psi$ , тобто відношення числа зіткнень, що закінчилися злипанням, до загального числа зіткнень, близька до нуля ( $\psi = 0$ ). По мірі зростання концентрації швидкість коагуляції збільшується, але не всі сутички закінчуються злипанням частинок - таку коагуляцію називають повільною. При  $\psi = 1$  настає швидка коагуляція, при якій всі зіткнення частинок закінчуються утворенням агрегатів.

Швидкість швидкої коагуляції для нерухомого середовища при броунівському русі частинок з теорії Смолуховського дорівнює:

$$\frac{dn_x}{dt} = k(n_0 - n_x)^2. \quad 11.1$$

Кількість частинок в одиниці об'єму води за час  $t$  для швидкої і повільної коагуляції визначається за формулами:

$$n_t = n_0 / (1 + t/T_{1/2}); \quad 11.2$$

$$n_t = n_0 / [1 + \Psi(t/T_{1/2})]. \quad 11.3$$

де  $k$  - константа коагуляції;

$n_x$  - число агрегатів частинок;



$n_0$  - початкова концентрація частинок;

$T_{1/2}$  - час коагуляції, протягом якого кількість частинок в одиниці об'єму зменшується вдвічі;

$\psi$  - коефіцієнт ефективності зіткнень частинок.

У полідисперсних системах коагуляція відбувається швидше, ніж у монодисперсних, оскільки великі частинки при осіданні захоплюють за собою більш дрібні. Форма частинок також впливає на швидкість коагуляції. Наприклад, подовжені частинки коагулюють швидше, ніж кулясті.

Розмір пластівців (в межах 0,5...3 мм) визначається співвідношенням між молекулярними силами, утримуючими частинки разом, і гідродинамічними силами відриву, які прагнуть зруйнувати агрегати.

Щільність пластівців  $\rho_x$  визначається з урахуванням щільності води  $\rho_0$  і твердої фази  $\rho_T$ , а також обсягу твердої речовини в одиниці об'єму пластівців  $\delta_T$ :

$$\rho_x = \rho_0 + \delta_T(\rho_T - \rho_0). \quad 11.4$$

Міцність пластівців залежить від гранулометричного складу утворених агрегатів частинок і пластичності. Агломерати частинок, неоднорідних за розміром, міцніші, ніж однорідних. Внаслідок виділення газу з води, а також у результаті аерації та флоатації відбувається газонасичення пластівців, яке супроводжується зменшенням щільності пластівців і зменшенням швидкості осадження.

Відношення швидкості стиснутого осадження до швидкості вільного осадження одиночних частинок

$$w_{ст}/w_{oc} = \sqrt{(1 - \varphi)\zeta_0/\zeta_{ст}}, \quad 11.5$$

де  $\varphi$  - об'ємна концентрація частинок;

$\zeta_0$  і  $\zeta_{ст}$  - коефіцієнти опору частинки при вільному і стиснутому осадженні.

Коагуляція вод, що містять дрібнодисперсні і колоїдні частинки, може відбуватися при пропуску стічних вод через електролізер з анодом, виготовленим з алюмінію або заліза. Метал анода під дією

постійного струму іонізується і переходить у стічну воду, частинки забруднень якої коагулюють утвореними важкорозчиненими гідроксидами алюмінію або заліза.

Метод електрохімічної коагуляції може бути застосований для обробки стічних вод, що містять емульговані частинки масел, жирів і нафтопродуктів, хромати, фосфати.

Флокуляція - один з видів коагуляції, при якій дрібні частки, що знаходяться у зваженому стані, під впливом спеціально доданих речовин (флокулянтів) утворюють інтенсивно осідаючі пухкі скупчення. На відміну від коагуляції при флокуляції агрегація відбувається не тільки при безпосередньому контакті частинок, але і у результаті взаємодії молекул адсорбованого на частинках флокулянта.

Механізм дії флокулянтів заснований на явищі адсорбції молекул реагенту на поверхні колоїдних частинок, утворення сітчастої структури молекул реагента, на злипанні колоїдних частинок за рахунок сил Ван-дер-Ваальса. При дії флокулянтів між колоїдними частинками утворюються тривимірні структури, здатні до більш швидкого і повного відділення від рідкої фази.

Флокуляцію проводять для інтенсифікації процесу утворення пластівців гідроксидів алюмінію і заліза з метою підвищення швидкості їх осадження. Використання флокулянтів дозволяє знизити дози коагулянтів, зменшити тривалість процесу коагуляції і підвищити швидкість осадження пластівців, що утворюються.

Для очищення стічних вод використовують природні і синтетичні флокулянти. До природних флокулянтів належать крохмаль, декстрин, ефіри целюлози тощо. Активний діоксид кремнію ( $x\text{SiO}_2 \cdot y\text{H}_2\text{O}$ ) є найбільш поширеним неорганічним флокулянтом. Із синтетичних органічних флокулянтів найбільше застосування отримав поліакриламід (ПАА). При виборі складу і дози флокулянта враховують властивості його макромолекул і природу дисперсійних частинок. Оптимальна доза ПАА для очищення промислових стічних вод коливається у межах  $0,4 \dots 1 \text{ г/м}^3$ .

При розчиненні у стічних водах флокулянти можуть перебувати у неіонізованому і іонізованому стані. У другому випадку вони носять назву розчинних поліелектролітів. У залежності від складу полярних груп флокулянти бувають:

неіоногенні - полімери, що містять неіоногенні групи: (крохмаль, оксиетилцелюлоза, полівініловий спирт, поліакрилонітрил тощо);

аніонні - полімери, що містять аніонні групи:  $-\text{COOH}$ ,  $-\text{HSO}_3^-$ ,  $-\text{OSO}_3^-$  (активна кремнієва кислота, поліакрилат натрію, альгінат натрію, лігносульфонати тощо);

катионні полімери, що містять катионні групи:  $-\text{NH}_2$ ,  $-\text{NH}$  (поліетиленамін, сополімери вінілпіридину тощо);

амфотерні - полімери, що містять одночасно аніонні та катионні групи: поліакриламід, білки тощо.

Швидкість і ефективність процесу флокуляції залежать від складу стічних вод, їх температури, інтенсивності перемішування і послідовності введення коагулянтів і флокулянтів. Дози флокулянтів приймаються зазвичай  $0,1 \dots 10 \text{ г/м}^3$ , а в середньому  $0,5 \dots 1 \text{ г/м}^3$ . Ефективність будь-якого препарату розраховують за формулою

$$\eta_{\text{ф}} = \frac{w_{\text{сф}} - w_0}{w_0 q}, \quad 11.6$$

де  $w_{\text{сф}}$  і  $w_0$  - швидкість осадження зфлокульованого і не зфлокульованого шламу, мм/с;

$q$  - витрата препарату на 1 т твердої речовини, кг.

### 3.1.2.2 Флотаційне очищення стічних вод

Флотація - процес молекулярного прилипання частинок флотуючого матеріалу до поверхні розділу газу і рідини, обумовлений надлишком вільної енергії поверхневих приграничних шарів, а також поверхневими явищами змочування.

Флотацію застосовують для видалення зі стічних вод нерозчинних колоїдно-дисперсних домішок, які мимовільно погано відстоюються (метод пінної флотації), а також для видалення розчинених речовин (метод пінної сепарації). Її використовують

також для виділення активного мулу після біохімічної очистки. Флотація може бути використана разом з флокуляцією.

Достоїнствами флотації є неперервність процесу, широкий діапазон застосування, невисокі капітальні та експлуатаційні витрати, проста апаратура, селективність виділення домішок, велика швидкість процесу у порівнянні з відстоюванням, можливість отримання шламу більш низької вологості, висока ступінь очищення (95...98%), можливість рекуперації речовин, що видаляються. Флотація супроводжується також аерацією стічних вод, зниженням концентрації ПАР і легкоокислюючих речовин, бактерій і мікроорганізмів.

Процес очищення стічних вод методом флотації полягає в утворенні комплексів "частинки - бульбашки", спливанні цих комплексів і видаленні пінного шару, що утворився, з поверхні оброблюваної рідини.

Прилипання до поверхні частинки газового пухирця можливо тільки тоді, коли спостерігається не змочувані або погано змочувані частинки рідиною.

Змочуюча здатність рідини залежить від її полярності, із зростанням якої здатність рідини змочувати тверді тіла зменшується. Зовнішнім проявом здатності рідини до змочування є величина поверхневого натягу на границі з газовою фазою, а також різниця полярностей на границі рідкої і твердої фаз. Процес флотації йде ефективно при поверхневому натягу води не більше 60...65 мН/м. Ступінь змочуваності водою твердих або газових частинок, зважених у воді, характеризується величиною крайового кута змочування  $\theta$ .

Чим більший кут  $\theta$ , тим більша гідрофобія поверхні частинки, тобто збільшується ймовірність прилипання до неї і міцність утримання на її поверхні повітряних бульбашок. Такі частинки мають малу змочуємість і легко флотуються.

На величину змочуваності поверхні зважених часток впливають адсорбційні явища і присутність у воді домішок ПАР, електролітів тощо.

При закріпленні бульбашки на частці утворюється трифазний периметр - лінія, що обмежує площу прилипання бульбашки і є границею трьох фаз: твердої, рідкої і газоподібної (рис. 11.3).

Елементарний акт флотації полягає у наступному: при зближенні у воді бульбашки повітря, яка піднімається, з твердою гідрофобною частинкою, що розділяє їх прошарок води, здійснюється прорив його при деякій критичній товщині і відбувається злипання бульбашки з частинкою. Потім комплекс "бульбашка - частинка" піднімається на поверхню води, де бульбашки збираються і виникає пінний шар з більш високою концентрацією частинок, ніж у вихідній стічній воді.

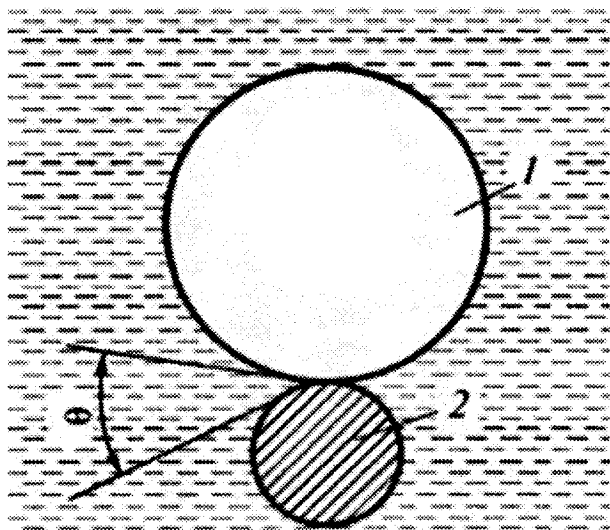


Рис. 11.3 Схема прилипання бульбашки повітря 1 до зваженої у воді частинки 2

Питома вільна поверхнева енергія утворення комплексу "бульбашка - частинка" дорівнює

$$A = \alpha_{pr}(1 - \cos \theta), \quad 11.7$$

де  $\sigma_{pr}$  - поверхневий натяг води на межі з повітрям.

Для частинок, добре змочуваних водою,  $\theta \rightarrow 0$ , а  $\cos\theta \rightarrow 1$ , отже, міцність прилипання для них мінімальна, а для незмочуваних частинок - максимальна.

Ймовірність утворення комплексу "бульбашка - частинка" може бути визначена за формулою:

$$\omega = \left[ n \frac{4}{3} \pi (R_{\Pi} + r_{\text{ч}})^3 - n \frac{4}{3} \pi R_{\Pi}^3 \right] / V = C_p [(1 + r_{\text{ч}}/R_{\Pi})^3 - 1] \quad 11.8$$

де  $n$  - число бульбашок радіусом  $R_{\Pi}$  в об'ємі  $V$  рідини;

$r_{\text{ч}}$  - радіус частинки;

$C_p = \frac{n4}{3\pi R_{\Pi}^3} / V$  - об'ємна концентрація газової фази.

Швидкість підйому комплексу "бульбашка - частинка" може бути визначена зі співвідношення підйомної сили Архімеда комплексу, що утворився  $A_K$ , сили тяжіння частинки  $G_{\text{ч}}$  і сили опору рідкого середовища  $F_c$  при підйомі комплексу до поверхні рідини:

$$A_K = G_{\text{ч}} + F_c \quad 11.9$$

$$\text{де } A_K = \rho_p g (V_{\Pi} + V_{\text{ч}}); \quad G_{\text{ч}} = \rho_{\text{ч}} g V_{\text{ч}};$$

$$F_c = \zeta S_M \rho_p w_K^2 / 2.$$

Тут  $\rho_p, \rho_{\text{ч}}$  - відповідно щільності рідини і частинки;

$V_{\Pi}, V_{\text{ч}}$ , - відповідно об'єм бульбашки і частинки;  $g$  - прискорення сили тяжіння;

$\zeta$  - сумарний коефіцієнт опору при обтіканні комплексу;

$S_M = \pi d_e^2 / 4$  - площа поперечного ("міделєва") перерізу комплексу у напрямку руху;

$d_e$  - еквівалентний діаметр комплексу "бульбашка - частинка";

$w_K$  - швидкість підйому (спливання) комплексу.

З балансового співвідношення (11.9) можна отримати вираз  $w_K$  для швидкості підйому комплексу у рідкому середовищі:

$$w_K = \sqrt{\frac{2g[\rho_p(V_{\Pi} + V_{\text{ч}}) - \rho_{\text{ч}}V_{\text{ч}}]}{\zeta S_M \rho_p}}. \quad 11.10$$

При ламінарному режимі руху комплексу, тобто при дії закону Стокса, коли

$$F_c = 3\pi\mu_p d_e w_K,$$

отримаємо

$$w_k = \frac{g[\rho_p V_{II} - V_{II}(\rho_{II} - \rho_p)]}{3\pi\mu_p d_c} \quad 11.11$$

Ефект поділу флотацією залежить від розміру, кількості та рівномірності розподілу бульбашок повітря у стічній воді. Оптимальні розміри повітряних бульбашок 15...30, а максимальні 100...200 мкм.

Співвідношення обсягів газу у бульбашці і частки можна визначити із співвідношення (11.9) за умови  $F_c = 0$ :

$$V_n = V_c \frac{\rho_{II} - \rho_p}{\rho_p} \quad 11.12$$

Розмір частинок, які добре флотуються, залежить від щільності матеріалу частинок і дорівнює 0,2...1,5 мм.

Враховуючи співвідношення розмірів бульбашок і флотуючих частинок, з формули (11.12) випливає, що на одній частинці може бути прикріплено кілька бульбашок малих розмірів.

Для стабілізації розмірів бульбашок у процесі флотації вводять різні піноутворювачі, які зменшують поверхневу енергію розділу фаз: соснове масло, крезол, феноли, алкіл-сульфат натрію, які мають узагальнюючі і піноутворюючі властивості. При цьому необхідна висока ступінь насичення води бульбашками, тобто великий газовміст. Підвищення концентрації домішок збільшує ймовірність зіткнення і прилипання частинок до бульбашок.

У статичних умовах утворення комплексу "бульбашка - частинка" сила когезії (прилипання) пухирця до частки  $F_c$  повинна перевищувати вагу частинки  $G_c$ , що флотується і протидіючому капілярному тиску газу усередині бульбашки  $p_k$ :

$$F_c \geq G_c + p_k S_{II} \quad 11.13$$

У динамічних умовах спливанню комплексу поряд з вагою частинки і капілярним тиском у бульбашці сили когезії додатково протидіють силі опору рідкого середовища  $F_c$ :

$$F_c \geq G_c + p_k S_{II} + F_c \quad 11.14$$

Щільність флотаційного середовища, що складається з води, бульбашок повітря і твердих частинок, дорівнює

$$\rho_c = \rho_p(1 - C_c - C_r) + \rho_{II} C_c + \rho_r C_r \quad 11.15$$

де  $\rho_r$  - щільність газу;

$C_q, C_r$  - об'ємна концентрація частинок і газу у воді.

Швидкість руху частинок  $w_q$  і бульбашок  $w_n$  відносно середовища визначається за формулами:

$$w_q = -2/9 (gr_q^2 / \mu_c \rho_p) [(1 - C_q)(\rho_q / \rho_p - 1) + C_r]; \quad 11.16$$

$$w_n = 1/9 (gR_n^2 / \mu_c \rho_p) [1 + C_q(\rho_q / \rho_p - 1)C_r], \quad 11.17$$

де  $g$  - прискорення вільного падіння (сили тяжіння);

$\mu_c$  - динамічна в'язкість флотаційного середовища.

Швидкість процесу виділення часток флотацією описується рівнянням реакції першого порядку:

$$dC_q/dt = -k_\phi C_q; \quad 11.18$$

де  $k_\phi$  - коефіцієнт швидкості флотації, що залежить від динамічних та конструктивних параметрів.

Найкращі умови поділу досягаються при співвідношенні між твердою і газоподібною фазами  $G_p/G_q = 0,01 \dots 0,1$ . Це співвідношення визначається по формулі

$$G_p/G_q = \frac{1,3b(fP-1)Q_1}{(C_q Q)} \quad 11.19$$

де  $G_n, G_q$  - маса повітря і твердих частинок, кг;

$b$  - розчинність повітря у воді при атмосферному тиску і даній температурі,  $\text{см}^3/\text{л}$ ;

$f$  - ступінь насичення (зазвичай  $f = 0,5 \dots 0,8$ );

$P$  - абсолютний тиск, при якому вода насичується повітрям;

$Q_1$  - кількість води, насиченої повітрям,  $\text{м}^3/\text{год}$ ;

$Q$  - витрата стічної води,  $\text{м}^3/\text{год}$ .

Від ступеня насичення рідини бульбашками повітря певної крупності розрізняють такі способи флотаційної обробки стічних вод:

флотація з виділенням повітря з розчину (вакуумні, напірні і ерліфтні флотаційні установки);

флотація з механічним диспергуванням повітря (імпелерні, безнапірні та пневматичні флотаційні установки); флотація з подачею повітря через пористі матеріали; електрофлотація;



біологічна і хімічна флотація.

Флотація з виділенням повітря з розчину застосовується при очищенні стічних вод, що містять дуже дрібні частинки забруднень, оскільки дозволяє отримувати дуже дрібні бульбашки повітря. Сутність способу полягає у створенні перенасиченого розчину повітря у стічній рідині. Повітря, що виділяється з такого розчину, утворює мікропухирці, які і флотують забруднення, що містяться у стічній воді. Кількість повітря, яке повинно виділитися з перенасиченого розчину і забезпечити необхідну ефективність флотації, зазвичай становить 1...5% обсягу оброблюваної стічної води.

Напірна флотація має більш широкий діапазон застосування, оскільки дозволяє регулювати ступінь перенасичення у відповідності з необхідною ефективністю очищення стічних вод при початковій концентрації забруднень до 4...5 г/л і більше.

Флотація з механічним диспергуванням повітря полягає у наступному. При переміщенні струменя повітря у воді в останній створюється інтенсивний вихровий рух, під впливом якого повітряна струмись розпадається на окремі бульбашки. Енергійне перемішування стічної води у флотаційних імпелерних установках створює у ній велику кількість дрібних вихрових потоків, що дозволяє отримати бульбашки певної величини. Застосування імпелерних установок доцільно при очищенні стічних вод з високою концентрацією нерозчинених забруднень (більше 2...3 г/л) і містять нафту, нафтопродукти, жири.

Флотація з подачею повітря через пористі матеріали відрізняється простотою апаратурного оформлення процесу і відносно малими витратами енергії. Повітря під флотаційну камеру подається через дрібнопористі фільтросні пластини, труби, насадки, що укладені на дні камери. Величина отворів повинна бути 4...20 мкм, тиск повітря 0,1...0,2 МПа, тривалість флотації 20... 30 хв.

Електрофлотація полягає у перенесенні забруднюючих частинок рідини на її поверхню за допомогою пухирців газу, що утворюються при електролізі стічної води. У процесі електролізу стічної води на

катоді виділяється водень, а на аноді - кисень. Основну роль у процесі флотації частинок грають бульбашки, що виділяються на катоді.

При застосуванні розчинних електродів (зазвичай залізних або алюмінієвих) на аноді відбувається анодне розчинення металу, в результаті чого у воду переходять катіони заліза або алюмінію, що призводять до утворення пластівців гідрооксиду. Одночасне утворення пластівців коагулянта і бульбашок газу створює передумови для надійного закріплення газових бульбашок на пластівцях та інтенсивної коагуляції забруднень, що забезпечує ефективність флотаційного процесу. Такі установки називаються електрокоагуляційнофлотаційними.

Біологічну та хімічну флотацію застосовують для ущільнення осадів стічних вод. У процесі флотації стічних вод утворюється піна, що має різну будову, зазвичай пливочно-структурну, і містить значну кількість води, особливо у нижніх шарах; стійкість і рухливість її змінюються у залежності від кількості та характеру матеріалу, що флотується. Процес ущільнення шламу, що спливає, найбільш інтенсивно йде у перші 2 години, далі він сповільнюється, а після 4 годин практично припиняється.

### **3.1.2.3 Очищення стічних вод адсорбцією**

Адсорбційний метод застосовують для глибокого очищення стічних вод від розчинених органічних речовин після біохімічної очистки, а також у локальних установках, якщо концентрація цих речовин у воді невелика і вони біологічно не розкладаються або є сильнотоксичними.

Адсорбцію використовують для знешкодження стічних вод від фенолів, гербіцидів, пестицидів, ароматичних нітросполук, ПАВ, барвників. Достоїнство методу - висока ефективність, можливість очищення стічних вод, що містять кілька речовин, а також рекуператії цих речовин. Адсорбційна очистка стічних вод найбільш раціональна, якщо в них містяться переважно ароматичні сполуки, неелектроліти або слабкі електроліти, барвники, або гідрофобні

(наприклад, що містять хлор або нітрогрупи) аліфатичні сполуки. При вмісті у стічних водах тільки неорганічних сполук, а також нижчих одноатомних спиртів цей метод не застосовується.

Адсорбційна очистка вод може бути регенеративною, тобто з витягом речовини з адсорбенту і його утилізацією, і деструктивною, при якій витягнуті з стічних вод речовини знищуються разом з адсорбентом. Адсорбційна очистка може застосовуватися самостійно і спільно з біологічною очисткою як метод попередньої та глибокої очистки. Перевагами цього методу є можливість адсорбції речовин багатокомпонентних сумішей і, крім того, висока ефективність очищення (80...95%), особливо слабokonцентрованих стічних вод.

Адсорбція розчинених речовин - результат переходу молекули розчиненої речовини з розчину на поверхню твердого адсорбенту під дією силового поля поверхні. При цьому спостерігаються два види міжмолекулярної взаємодії: молекул розчиненої речовини з молекулами (або атомами) поверхні адсорбенту і молекул розчиненої речовини з молекулами води в розчині (гідратація). Різниця цих двох сил міжмолекулярної взаємодії і є та сила, з якою утримується вилучена з розчину речовина на поверхні адсорбенту. Чим більша енергія гідратації молекул розчиненої речовини, тим більшу протидію відчувають ці молекули при переході на поверхню адсорбенту і тим слабше адсорбується речовина з розчину.

*Адсорбенти.* В якості адсорбентів застосовують різні штучні і природні пористі матеріали: силікагелі, алюмогелі, активні глини, золу, шлаки, тирсу, коксову дрібницю, торф тощо. Ефективними адсорбентами є активоване вугілля різних марок. Пористість цього вугілля становить 60...75%, а питома площа поверхні 400...900 м<sup>2</sup>/г. Активоване вугілля повинне володіти певними властивостями: слабо взаємодіяти з молекулами води і добре - з органічними речовинами, бути відносно крупнопористим, щоб його поверхня була доступна для органічних молекул. При малому часу контакту з водою воно повинно мати високу адсорбційну ємність, високу селективність і малу утримуючу здатність при регенерації. Вугілля повинно бути міцним, швидко змочуватися водою, мати певний гранулометричний

склад. У процесі очищення використовують дрібнозернисті адсорбенти з частинками розміром 0,25...0,5 мм і високодисперсні частинки з розміром менше 40 мкм.

Активність адсорбенту характеризується кількістю поглинутої речовини на одиницю об'єму або маси сорбенту ( $\text{кг}/\text{м}^3$ ,  $\text{кг}/\text{кг}$ ).

*Основи процесу рідинної адсорбції.* Процес адсорбції може здійснюватися у статичних умовах (рис. 11.4, а), при яких частка рідини не переміщається відносно частинки адсорбенту, тобто рухається разом з останньою (апарати з пристроями), а також у динамічних умовах (рис. 11.4, б), при яких частка рідини переміщається щодо адсорбенту (фільтри, апарати з псевдозрідженим шаром). У відповідності з цим розрізняють статичну і динамічну активність адсорбенту.

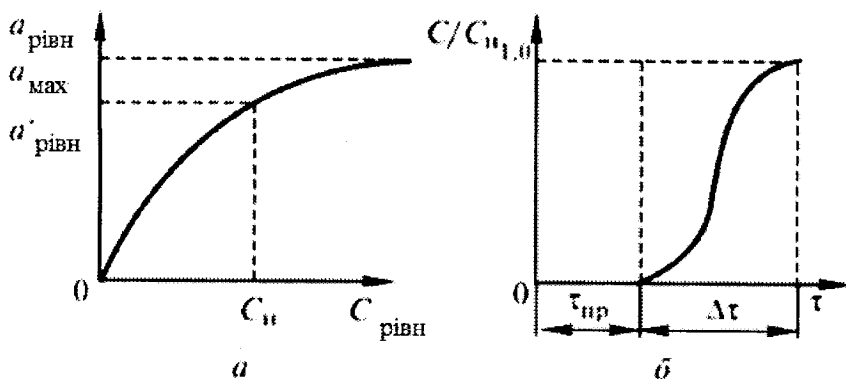


Рис. 11.4 Процес сорбції у статичних (а) і динамічних (б) умовах

Статична активність адсорбенту характеризується максимальною кількістю речовини, поглинутої одиницею об'єму або маси адсорбенту до моменту досягнення рівноваги при постійних температурі рідини і початковій концентрації речовини. Динамічна активність адсорбенту - максимальна кількість речовини, поглинутої одиницею об'єму або маса адсорбенту до моменту появи речовини,

що адсорбується, у фільтраті при пропуску стічної води через шар адсорбенту. Динамічна активність промислових адсорберів становить 45...90% статичної.

Між кількостями речовини, адсорбованої адсорбентом і тієї, що залишився у розчині, в розбавлених розчинах настає рівновага, яка підкоряється закону розподілу.

Одним з основних критеріїв оцінки адсорбційних властивостей адсорбенту є ізотерма адсорбції, яка аналітично описується рівнянням Фрейндліха або Ленгмюра. Речовини, добре адсорбуючі з водних розчинів активованим вугіллям, мають опуклу ізотерму адсорбції, а ті, що погано адсорбуються - увігнуту. Ізотерму адсорбції речовини, що міститься у стічній воді, визначають дослідним шляхом. Рівняння Ленгмюра після перетворення емпіричних коефіцієнтів і припущень, зроблених з урахуванням слабо-концентрованого розчину стічних вод, має вигляд

$$a = K_{\text{ад}} C_{\text{рівн}} \quad 11.20$$

де  $a$  - питома адсорбція, кг/кг;

$K_{\text{ад}}$  - адсорбційна константа розподілу адсорбату між адсорбентом і розчином, її величина при інших рівних умовах залежить від температури;

$C_{\text{рівн}}$  - рівноважна концентрація речовини, що адсорбується на адсорбенті, кг/кг.

Адсорбція - процес оборотний, тобто адсорбуюча речовина (адсорбат) може переходити з адсорбенту назад у розчин. При інших рівних умовах швидкості протікання прямого (сорбція) і зворотного (десорбція) процесів пропорційні концентрації речовини у розчині і на поверхні адсорбенту. Тому у перші моменти адсорбції, тобто при максимальній концентрації речовини у розчині, швидкість адсорбції також максимальна. По мірі підвищення концентрації розчиненої речовини на поверхні адсорбенту збільшується кількість адсорбованих молекул, що переходять назад у розчин. З моменту, коли кількість адсорбованих з розчину (в одиницю часу) молекул стає рівною кількості молекул, які переходять з поверхні сорбенту у

розчин, концентрація розчину стає постійною; ця концентрація називається рівноважною. Якщо після досягнення адсорбційної рівноваги дещо підвищити концентрацію оброблюваного розчину, то адсорбент зможе витягти з нього ще деяку кількість розчиненої речовини. Однак порушувана таким чином рівновага буде відновлюватися лише до повного використання адсорбційної ємності (здібності) даного адсорбенту, після чого підвищення концентрації речовини у розчині не змінює величини адсорбції.

*Кінетика адсорбції.* Швидкість процесу адсорбції залежить від концентрації, фізико-хімічної природи і структури розчинених речовин, температури води, виду і властивостей адсорбенту. У загальному випадку процес адсорбції складається з трьох стадій: перенесення речовини з стічної води до поверхні зерен адсорбенту (зовнішня дифузійна область), власне адсорбційний процес, перенесення речовини всередині зерен адсорбенту (внутрішньо дифузійна область). Лімітуючими стадіями процесу може бути зовнішня або внутрішня дифузія, або обидві ці стадії.

У зовнішньо дифузійній області швидкість масопереносу визначається турбулентністю потоку рідини, яка залежить від швидкості руху рідини. У внутрішньодифузійній області інтенсивність масопереносу залежить від виду і розмірів пор адсорбенту, від форм і розміру його зерен, розміру молекул речовин, що адсорбуються, коефіцієнта масопровідності.

Оптимальний процес адсорбції доцільно проводити при інтенсивних гідродинамічних режимах, щоб він лімітувався під внутрішньодифузійну область, опір якої можна знизити, змінюючи структуру адсорбенту, зменшуючи розміри зерна.

Процес адсорбції у статичних умовах (див. рис. 11.4, а) здійснюється шляхом інтенсивного перемішування оброблюваної стічної води з адсорбентом протягом певного часу  $t$  і подальшого відділення адсорбенту від води відстоюванням, фільтруванням тощо. При послідовному введенні нових порцій адсорбенту в очищувану

воду можна очистити її від забруднюючих речовин до будь-якої концентрації.

В основу розрахунку таких адсорбційних апаратів з пристроями належить балансове рівняння

$$m a + Q C_{\text{рівн}} = Q C_{\text{н}}, \quad 11.21$$

де  $m$  - кількість адсорбенту, кг;

$Q$  - кількість оброблюваних стічних вод, м<sup>3</sup>.

Фільтри з нерухомим шаром адсорбенту, що працюють при динамічних умовах адсорбції, застосовують при регенеративному очищенні стічних вод з метою утилізації виділених відносно чистих продуктів.

При розрахунку насипних фільтрів час захисного їх дії  $\tau_{\text{з.д}}$  визначають за формулою

$$\tau_{\text{з.д}} = k_{\text{з.д}} H - \tau, \quad 11.22$$

де  $k_{\text{з.д}}$  - коефіцієнт захисної дії, що визначається експериментально;

$H$  - висота шару адсорбенту, м;

$\tau$  - втрата часу захисної дії.

Коефіцієнт захисної дії дорівнює:

$$k_{\text{з.д}} = a_{\text{рівн}} / (v C_{\text{н}}), \quad 11.23$$

де  $a_{\text{рівн}}$  - гранична насиченість адсорбенту, рівноважна з концентрацією, кг/кг (встановлюється за експериментальною ізотермою адсорбції);

$v$  - швидкість фільтрування, м/год;

$C_{\text{н}}$  - початкова концентрація речовини у стічній воді, кг/м<sup>3</sup>.

При відносно високому вмісті у стічній воді дрібно-диспергованих зважених частинок, замулюючі адсорбенти, а також у випадку, якщо рівновага встановлюється повільно, раціонально застосовувати процес з псевдозрідженим шаром адсорбенту, що протікає у динамічних умовах адсорбції. Псевдозрідження шару настає при підвищенні швидкості потоку стічної води, що проходить знизу вгору, до такої величини, при якій зерна більш широкого шару починають інтенсивно і хаотично переміщатися в об'ємі шару, що

зберігає постійну для даної швидкості висоту. Найважливішим показником роботи установки з псевдозрідженим шаром адсорбенту є відносна пористість

$$\varepsilon = 1 - \frac{V_{ш}}{V_{п.ш}}, \quad 11.24$$

де  $V_{ш}$  – об'єм частинок адсорбенту, що утворюють псевдозріджений шар;

$V_{п.ш}$  – обсяг псевдозрідженого шару.

*Регенерація адсорбенту.* Для вилучення адсорбованих речовин можуть бути використані наступні способи: екстрагування органічним розчинником, зміна ступеня дисоціації слабого електроліту у рівноважному розчині, відгін адсорбованої речовини з водяним паром, випаровування адсорбованої речовини потоком інертного газоподібного теплоносія. В окремих випадках здійснюють хімічні перетворення адсорбованих речовин з подальшою десорбцією.

Легколетучі органічні речовини (бензол, нітробензол, толуол, етиловий спирт) десорбуються повітрям, інертними газами, перегрітим паром. При цьому температура повітря повинна бути 120...140°C, перегрітого пару - 200...300°C, димових або інертних газів - 300...500°C. В якості десорбентів можуть використовуватися низькокиплячі, легко перегоняючі з водяним паром органічні розчинники: бензол, бутилацетат, дихлоретан, толуол тощо. Процес десорбції здійснюється при нагріванні або на холоді, потім розчинник відганяється з адсорбенту гострим водяним паром або іншим теплоносієм. Після десорбції пар конденсують і речовина витягується з конденсату.

При деструктивному очищенні зазвичай застосовують термічні або окислювальні методи.

### 3.1.2.4 Іонний обмін у розчинах стічних вод

Іонообмінне очищення застосовується для вилучення і утилізації стічних вод важких металів (цинку, міді, хрому, нікелю, свинцю, ртуті, кадмію, ванадію, марганцю), а також сполук миш'яку,



фосфору, ціаністих сполук і радіоактивних речовин. Метод дозволяє очищати стічну воду до гранично допустимих концентрацій з подальшим її використанням у технологічних процесах або у системах оборотного водопостачання.

Гетерогенний іонний обмін, або іонообмінна сорбція - процес обміну між іонами, що знаходяться у розчині, і іонами, присутніми на поверхні твердої фази - іоніту.

Іоніти практично не розчинні у воді. Ті з них, які здатні поглинати з розчинів електролітів позитивні іони, є катіонітами, поглинати негативні іони - аніонітами. Катіоніти мають кислотні властивості, а аніоніти - основні властивості. Якщо іоніти обмінюють і катіони і аніони, їх називають амфотерними.

*Іоніти.* Іоніти поділяються на природні та штучні або синтетичні. За своєю природою вони бувають неорганічні (мінеральні) і органічні.

Розрізняють наступні види іонітів:

сильнокислотні катіоніти, містять сульфогрупи  $\text{SO}_3\text{H}$  і сильноосновні аніони, що містять четвертинні амонієві основи;

слабо кислотні катіоніти, що містять карбоксильні  $\text{COOH}$  і фенольні групи, що дисоціюють при  $\text{pH} > 7$ , а також слабоосновні аніоніти, котрі містять первинні  $\text{NH}_2$  і вторинні  $\text{NH}$  аміногрупи, що дисоціюють при  $\text{pH} < 7$ ;

іоніти змішаного типу, що проявляють властивості суміші сильних і слабких кислот або основ.

До неорганічних природних іонітів відносяться цеоліти, глинисті мінерали, польові шпати, слюда. Їх катіонообмінні властивості обумовлені вмістом алюмосилікатів типу  $\text{Na}_2\text{O} \cdot \text{Al}_2\text{O}_3 \cdot n\text{SiO}_2 \cdot \text{H}_2\text{O}$ . Іонообмінними властивостями володіють також фторпатит  $[\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3]\text{F}$  і гідроксидапатит. До неорганічних синтетичних іонітів відносяться силікагелі, пермутіти, важкорозчинні оксиди та гідроксиди деяких металів (алюмінію, хрому, цирконію). Катіонообмінні властивості, наприклад силікагелю, обумовлені обміном іонів водню гідроксидних груп на катіони металів, що проявляються у лужному середовищі. Катіонообмінними

властивостями володіють і пермутіти, одержані сплавленням сполук, що містять алюміній і кремній.

Органічні природні іоніти - це гумінові кислоти ґрунтів і вугілля. Вони виявляють слабокислотні властивості. Для посилення кислотних властивостей і обмінної ємності вугілля подрібнюють і сульфують у надлишку олеуму. Сульфовуглі є дешевими поліелектролітами, що містять сильно - і слабокислотні групи. До недоліків таких іонітів належать їх мала хімічна стійкість і низька механічна міцність зерен, а також невелика обмінна ємність, особливо у нейтральних середовищах.

Провідна роль належить синтетичним органічним іонітам - іонообмінним смолам з розвиненою поверхнею, що представляє собою високомолекулярні сполуки, вуглеводневі радикали яких утворюють просторову сітку з фіксованими на ній іонообмінними функціональними групами. Просторова вуглеводнева сітка (каркас) називається матрицею, а іони, що обмінюються - протиіонами. Кожен протиіон з'єднаний з протилежно зарядженими іонами, які називаються фіксованими, або анкерними іонами. При скороченому написанні іоніту матрицю позначають у загальному вигляді, а активну групу вказують повністю. Наприклад, сульфокатіоніти записують як  $RSO_3H$ . Тут R - матриця, H - протиіон,  $SO_3^-$  - анкерний іон.

Іоніти, що містять однакові активні групи, називаються монофункціональними, а іоніти, які містять функціональні групи різної хімічної природи, - поліфункціональними.

Вони можуть мати змішані сильно - і слабоосновні властивості.

Катіоніти як протиіони можуть містити іони водню, а іони металів, перебувати у сольовій формі. Точно так само і аніоніти можуть бути у сольовій формі, якщо в якості протиіонів вони не містять іони гідроксиду, а іони кислот.

*Властивості іонітів.* Найважливішою властивістю іонітів є їхня поглинальна здатність, так звана обмінна ємність, яка визначається числом еквівалентів іонів, що поглинаються одиницею маси або

об'єму іоніту. Розрізняють повну, статичну і робочу (динамічну) обмінні ємності.

Повна ємність іоніту - кількість грам-еквівалентів іонів, що знаходяться у стічній воді, яку може поглинути 1 м<sup>3</sup> іоніту до повного насичення.

Статична ємність - це обмінна ємність іоніту при рівновазі у даних робочих умовах. Статична обмінна ємність зазвичай менше повної ємності.

Робоча (динамічна) ємність іоніту - кількість грам-еквівалентів іонів, що знаходяться у воді, яка може поглинути 1 м<sup>3</sup> іоніту до початку просакування у фільтрат поглинених іонів. Динамічна ємність відповідно менша статичної ємності.

При нагріванні іонітів у воді і на повітрі можливе руйнування їх зерен, відщеплення активних груп, що призводить до зменшення їх ємності. Для кожної смоли є температурна гвнниця, вище якої її не можна використовувати. Термічна стійкість аніонітів нижча, ніж катіонітів.

Величина рН стічної води, при якій відбувається обмін іонами, залежить від константи дисоціації іонообмінних груп смоли. Сильнокислотні катіоніти дозволяють проводити процес у будь-яких середовищах, а слабо кислотні - у лужних і нейтральних середовищах.

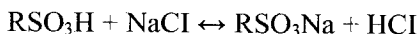
Іоніти у контакті з водою не розчиняються, але поглинають певну кількість води, при цьому відбувається їх набухання внаслідок осмотичних явищ; обсяг іонітів зазвичай збільшується у 1,2...2 рази. Ступінь набухання залежить від будови смоли, природи протиіонів, складу розчину. Набухання іонітів впливає на швидкість і повноту обміну іонів, а також на селективність іоніту. Воно припиняється після того, як різниця осмотичних тисків до і після обміну урівноважується силами розтягу та стиснення іоніту.

Селективність іонного обміну залежить від величини тиску набухання у порах смоли і від розміру пор іоніту. При малому розмірі пор великі іони не можуть досягти внутрішніх активних груп. З метою підвищення селективності іонітів до певних металів до

складу смоли вводять речовини, здатні утворювати з іонами цих металів внутрішньокомплексні сполуки (хелати).

*Основи процесу іонного обміну.* Характерною особливістю іонітів є їхня оборотність, тобто можливість проведення реакції у зворотному напрямку, що і лежить в основі їх регенерації. Іонний обмін відбувається в еквівалентних відносинах, реакції протікають внаслідок різниці хімічних потенціалів обмінюючих іонів до встановлення іонообмінної рівноваги. Реакція іонного обміну протікає наступним чином:

при контакті з катіонітом



при контакті з аніонітом



Якщо катіоніти знаходяться у Н - або Na-формі, обмін катіонів буде проходити по реакції:



де  $\text{Me}^+$  - катіон, що знаходиться у стічній воді;  $[\text{K}]$  - складний комплекс катіоніту.

Сильнокислотні катіоніти дозволяють здійснювати процес іонного обміну при будь-яких значеннях рН, а слабокислотні - при  $\text{pH} > 7$ .

Оскільки у стічних водах, як правило, міститься декілька катіонів, велике значення має селективність поглинання. Для кожного виду катіоніту встановлені ряди катіонів по енергії їх витіснення.

Функціональну залежність протиіонного складу іоніту від протиіонного складу зовнішнього розчину при постійних температурі і тиску називають ізотермою іонного обміну.

Процес переносу речовини може бути представлений у вигляді декількох стадій:

перенесення іонів А з ядра потоку рідини до зовнішньої поверхні приграничної рідкої плівки, навколишньої зерно іоніту; дифузія іонів через приграничний шар; перехід іона через границю розділу фаз у зерно смоли; дифузія іонів А всередині зерна смоли до іонообмінних функціональних груп;

хімічна реакція подвійного обміну іонів А і В;

дифузія іонів В всередині зерна іоніту до границі розділу фаз;

перехід іонів через границю розділу фаз на внутрішню поверхню плівки рідини;

дифузія іонів через плівку;

дифузія іонів в ядро потоку рідини.

Швидкість іонного обміну визначається самою повільною з цих стадій - дифузією у плівці рідини або дифузією у зерні іоніту. Хімічна реакція іонного обміну відбувається швидко і не визначає загальну швидкість процесу.

Коефіцієнти дифузії різних іонів у смолі мають порядок  $10^{-6} \dots 10^{-9}$  с.м<sup>2</sup>/с, а у воді  $10^{-4} \dots 10^{-5}$  с.м<sup>2</sup>/с. Коефіцієнт дифузії знижується при збільшенні розміру гідратованих іонів у розчині і зростанні заряду обмінюючих протиіонів смоли.

*Регенерація іонітів.* Катіоніти регенерують 2...8%-ми розчинами кислот. Регенераційні розчини - елюати містять катіони. Потім після розпушування і промивання катіоніти заряджають, пропускаючи через них розчин кухонної солі.

Відпрацьовані аніоніти регенерують 2...6%-ми розчинами лугів. Аніоніти при цьому переходять у активну форму.

Елюати містять у сконцентрованому вигляді всі витягнуті з стічних вод аніони. Елюати, що представляють собою розчини кислот і лугів, нейтралізують або обробляють з метою рекуперації цінних продуктів. Нейтралізацію проводять шляхом змішування кислих і лужних елюатів, а також додатковим введенням кислоти або лугу.

Ступінь регенерації іонітів  $\alpha$  (%) визначають за формулою

$$\alpha = 100 \cdot \theta_{\text{в}} / \theta_{\text{п}}, \quad 11.25$$

де  $\theta_{\text{в}}$  - відновлена обмінна ємність;

$\theta_n$  - повна обмінна ємність.

Процес регенерації іонітів складається з трьох стадій: розпушення іоніту, власне регенерації і відмивки іоніту від продуктів регенерації і надлишку регенеруючої речовини. Обсяг промивних вод зазвичай становить 75... 100% обсягу регенераційних розчинів.

### 3.1.2.5 Очищення стічних вод екстракцією забруднень

Рідинну екстракцію застосовують при відносно високому вмісті у стічних водах розчинених органічних речовин, що становлять технічну цінність (феноли, органічні кислоти, масла).

Екстракційний метод очищення виробничих стічних вод заснований на розчиненні забруднювача, що знаходиться у стічній воді органічними розчинниками - екстрагентами, тобто на розподілі забруднювача у суміші двох взаємнонерозчинених рідин відповідно його розчинності у них. Відношення взаємно урівноважених концентрацій у двох незмішуваних (або слабозмішуваних) розчинниках при досягненні рівноваги є постійним і називається коефіцієнтом розподілу:

$$k_p = C/C_{ст} = \text{const}, \quad 11.26$$

де  $C_e$ ,  $C_{ст}$  - концентрація речовини, що екстрагується відповідно в екстрагенті і стічній воді при сталій рівновазі, кг/м<sup>3</sup>.

Цей вираз є законом рівноважного розподілу і характеризує динамічну рівновагу між концентраціями речовини, що екстрагується в екстрагенті і воді при даній температурі.

Коефіцієнт розподілу  $k_p$  залежить від температури, при якій проводиться екстракція, а також від наявності різних домішок у стічних водах і екстрагенті.

Після досягнення рівноваги концентрація речовини, що екстрагується в екстрагенті значно вища, ніж в стічній воді. Зконцентрована в екстрагенті речовина відокремлюється від розчинника і може бути утилізована. Екстрагент після цього знову використовується у технологічному процесі очищення.

Очищення стічних вод екстракцією складається з трьох стадій: змішування стічної води з екстрагентом. При цьому утворюються дві

рідкі фази: екстракт, що містить речовину, що витягується і екстрагент, і рафінат, який містить стічну воду і екстрагент; поділ екстракту і рафіната; регенерація екстрагента з екстракту і рафіната.

При виборі розчинника слід враховувати його селективність, фізико-хімічні властивості, вартість і можливі способи регенерації.

Екстрагент повинен:

розчиняти речовину, що витягується, значно краще, ніж воду, тобто володіти високим коефіцієнтом розподілу;

володіти великою селективністю розчинення, тобто чим менше екстрагент буде розчиняти компоненти, які повинні залишитися у стічній воді, тим більш повно будуть вилучатися речовини, які необхідно видалити;

мати по можливості найбільшу розчинну здатність по відношенню до компоненту, що витягується, так як чим вона вища, тим менше буде потрібно екстрагента;

мати низьку розчинність у стічній воді і не утворювати стійких емульсій;

значно відрізнятись за щільністю від стічної води для забезпечення швидкого і повного поділу фаз;

володіти великим коефіцієнтом дифузії; чим він більший, тим вища швидкість масообміну;

регенеруватися простим і дешевим способом;

мати температуру кипіння, яка відрізняється від температури речовини, що екстрагується;

мати невелику питому теплоту випаровування і невелику теплоємність;

не взаємодіяти з вилученою речовиною, так як це може утруднити регенерацію екстрагента;

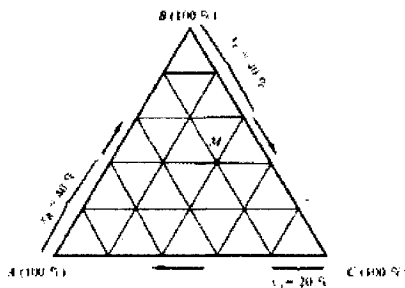
не бути шкідливим, вибухо - і вогнебезпечним і не викликати корозії матеріалу апаратів;

мати невисоку вартість.

Коефіцієнт розподілу, встановлений експериментальним шляхом, залежить від природи компонентів системи, вмісту домішок у воді та екстрагентів і температури. Це співвідношення справедливе,

якщо екстрагент зовсім не розчиняється у стічній воді. Однак екстрагент частково розчиняється у стічній воді, тому коефіцієнт розподілу буде залежати не тільки від температури, але і від концентрації речовини, що витягається в рафінат, тобто буде величиною змінною.

При частковій взаємній розчинності фаз  $C$  і  $A$  кожна з них при екстракції буде представляти собою трикомпонентний розчин, склад якого неможливо відкласти на графіку з координатами  $x$  і  $y$ . Склади таких трикомпонентних фаз зручно представити у трикутній діаграмі (рис. 11.5).



**Рис. 11.5** Трикутна діаграма розчинності компонента

Вершини рівностороннього трикутника  $A$ ,  $B$  і  $C$  позначають чисті компоненти: розчинник вихідного розчину  $A$ , екстрагент  $C$  і речовина, що розподіляється  $B$ . Кожна точка на сторонах  $AB$ ,  $BC$  і  $CA$  відповідає складу двокомпонентних розчинів.

Кожна точка на площі всередині діаграми відповідає складу трьох компонентного розчину (або потрійної суміші). Для відліку вмісту кожного компонента у розчині на сторонах діаграми нанесені шкали, причому довжина кожної сторони прийнята за 100% (масових, об'ємних або мольних) або за одиницю. Склад розчину або суміші визначається довжиною відрізків, проведених паралельно кожній із сторін трикутника до перетину з двома іншими. Так, точка



$M$  характеризує потрійну суміш, що складається з 20% розчинника  $A$ , 40% розчинника  $C$  і 40% речовини  $B$ , що розподіляється.

Якщо фази, що беруть участь у процесі екстракції практично не розчиняються, то матеріальний баланс процесу описується загальним рівнянням

$$\sum G_n = \sum G_k . \quad 11.27$$

При одноразовій взаємодії фаз (періодична екстракція) матеріальний баланс процесу за потоками приймає вигляд

$$G_n + A_n = C_k + A_k \quad 11.28$$

або в прийнятих позначеннях

$$F + S = E + R, \quad 11.29$$

де  $F, S$  - кількість вихідного розчину і екстрагента відповідно, кг;  
 $E, R$  - кількість екстракта і рафіната відповідно, кг.

Рівняння може бути використане і для безперервного процесу за умови, що всі вхідні у нього величини виражаються в одиницях витрати, наприклад у кг/с. Для розглянутого випадку рівняння робочої лінії процесу екстракції описується загальним для масообмінних процесів рівнянням

$$Y_k = Y_n + (A/C)(X_n - X_k). \quad 11.30$$

Однак часто фази, що беруть участь у вихідній екстракції володіють частковою взаємною розчинністю, тому кількості потоків по висоті екстрактора будуть змінюватися, а отже відношення  $A/C$  у рівнянні

$$Y_{ik} = Y_{in} + (A/C)(X_{in} - X_{ik}) \quad 11.31$$

не буде постійним.

Тоді на діаграмі  $Y - X$  (див. рис. 7.4) робоча лінія буде криволінійною. Оскільки у цьому випадку система є як мінімум трикомпонентною, то для аналізу таких систем доцільно скористатися трикутною діаграмою для побудови не тільки рівноважних, але і робочих концентраційних залежностей.

Для цього перепишемо рівняння (11.29) наступним чином:

$$F + S = M = E + R. \quad 11.32$$

Вираз дозволяє представити матеріальний баланс на трикутній діаграмі (див. рис. 11.5), наприклад, як процес змішування потоків  $F + S = M$  і потім поділу цієї потрійної суміші складу  $M$  на потоки  $R + E$ .

Матеріальний баланс компонентів  $A$  і  $B$  у потоках, наприклад екстракта  $E$  і рафіната  $R$ , виразиться наступним чином:

$$RX_{AR} + RX_{AE} = MX_{AM}; \quad 11.33$$

$$RX_{BR} + RX_{BE} = MX_{BM}. \quad 11.34$$

Способи екстрагування органічних речовин за схемами контакту екстрагента і стічної води можна розділити на перехресноточні, ступінчасто-протиточні і безперервно-протиточні. Прямоток у процесах екстракції не застосовується.

При багатоступінчастій перехресноточній схемі стічна вода на кожній ступені контактує зі свіжим екстрагентом, що вимагає значних витрат.

Практичне застосування отримали методи східчасто-противоточної і безперервно-противоточної екстракції. У противоточних схемах вода і екстрагент рухаються назустріч один одному, екстракт наступної ступені у змішувачі змішується з водною фазою екстракту попередньої ступені.

При безперервно-противоточній екстракції вода і екстрагент рухаються назустріч один одному в одному апараті, що забезпечує диспергування екстрагента у воді; при цьому домішки стічної води безперервно переходять в екстрагент.

*Регенерація екстрагента.* У загальному випадку регенерація може бути проведена із застосуванням вторинної екстракції - з іншим розчинником, а також випарюванням. Так як абсолютно нерозчинних у воді рідин немає, то у процесі екстракції частина екстрагента розчиняється в стічній воді, тобто він стає новим її забруднювачем, тому необхідно видаляти екстрагент з рафіната. Регенерація екстрагента зі стічної води у залежності від властивостей екстрагента може здійснюватися віддувкою повітрям або іншими газами, а також реекстракцією. Найбільш поширеним способом вилучення

розчинника з рафіната є адсорбція або відгін паром (газом). Втрати розчинника з рафінатом (стічною водою) припустимі лише за умови його розчинності у воді не вище ГДК.

Регенерація екстрагента з екстракту проводиться шляхом ректифікації.

### **3.1.2.6 Мембранні процеси очищення стічних вод**

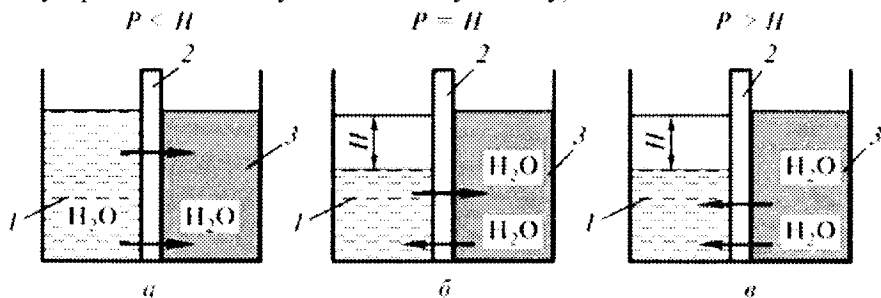
Мембранний метод очищення стічних вод засновано на властивості пористих тіл краще пропускати одні речовини, ніж інші. Способи мембранного розділення, що використовуються у технології очищення води, умовно діляться на діаліз, електродіаліз, мікрофільтрацію, ультрафільтрацію, зворотний осмос. У відповідності з видом перенесення речовини мембранні методи можна розділити на дифузійні, електричні і гідродинамічні. Іноді один вид переносу речовини накладається на інший для прискорення або поліпшення поділу. До дифузійних методів відносять газову дифузію і діаліз. При накладенні електричного поля протікає електродіаліз. Гідродинамічними методами є фільтрація, ультрафільтрація і зворотний осмос.

У технології очищення стічних вод від розчинених і тонкодиспергованих домішок найчастіше використовують процеси зворотного осмосу, ультрафільтрації та електродіалізу. Зворотний осмос використовується для знесолення води у системах водопідготовки, у системах локальної обробки стічних вод при невеликих витратах для концентрування і виділення цінних компонентів і для очищення природних і стічних вод.

В основі цих методів лежить явище осмосу - мимовільного переходу розчинника (води) у розчин через напівпроникну мембрану (рис. 11.6).

Накладення тиску на систему, де мембрана розділяє два розчини, створює поле сил, яке породжує потоки через мембрану (фільтрацію). Явище затримки розчинених молекул і іонів електроліту при фільтрації через мембрану називається

гіперфільтрацією або зворотним осмосом (оскільки тиск направлено назустріч виникненому осмотичному потоку).



**Рис. 11.6** Схеми осмосу ( $H$ -осмотичний тиск;  $P$  - робочий тиск):  
 а - прямий осмос; б - осмотична рівновага; в- зворотний осмос;  
 1 - чиста вода; 2 - мембрана; 3 - розчин

Зворотний осмос - процес фільтрування (концентрування) розчинів під тиском через мікропористі мембрани з дуже тонкими порами (радіус  $r \sim 10^{-7}$  см). Тиск  $H$  у розчині, що змушує розчинник переходити через мембрану, називають осмотичним тиском. Вєичина осмотичного тиску  $H$  (Па) для розчинів визначається за рівнянням Вант-Гоффа.

$$H = RTc, \quad 11.35$$

де  $R$  - газова постійна;

$T$  - абсолютна температура розчину, К;

$c$  - молярна концентрація розчиненої речовини.

Чим вища концентрація розчину (стічної води), що підлягає очищенню, тим вищий перепад осмотичних тисків і тим більший гідродинамічний тиск, необхідний для реалізації очищення води.

Крім опору мембрани  $p_m$  треба подолати осмотичний тиск  $H$ , спрямований в інший бік. Таким чином, перепад тиску при зворотному осмосі дорівнює

$$\Delta p = p_m + H. \quad 11.36$$

Створивши над розчином тиск  $p_m$  рівний осмотичному, осмос припиняється і настає стан рівноваги. Якщо ж над розчином створити

надлишковий тиск, що перевищує осмотичний тиск  $H$  на величину  $\Delta p$ , перехід розчинника буде здійснюватися у зворотному напрямку.

Механізм зворотного осмосу полягає у тому, що мембрани збирають воду, яка у поверхневому шарі не має розчинювальної здатності, і через пори мембрани буде проходити тільки чиста вода, незважаючи на те, що розмір багатьох іонів забруднювачів менший, ніж розмір молекул води. Це пояснюється явищем адсорбції молекул води біля поверхні мембрани. Механізм гіперфільтрації при зворотному осмосі через пористу мембрану пояснюється тим, що пори такої мембрани досить великі, щоб пропускати молекули розчинника, але занадто малі, щоб пропускати молекули розчинених речовин. При зворотному осмосі відокремлюються частинки (молекули, гідратовані іони), розміри яких не перевищують розмірів молекул розчинника, при цьому мембраною затримуються як високомолекулярні речовини, так і більша частина низькомолекулярних речовин, а проходить через пори мембрани тільки майже чистий розчинник.

Зворотний осмос принципово відрізняється від звичайного фільтрування. Якщо при звичайному фільтруванні утворюється потік фільтрату у вигляді очищеного розчину (води) і осад відкладається на фільтрувальній перегородці, то при зворотному осмосі утворюються два розчини, один з яких збагачений розчиненою речовиною. Механізм проникності при зворотному осмосі значно складніший. При фільтрації водних розчинів у порах ліофільних мембран є шар зв'язаної води, яка зменшує розміри пор і перешкоджає проходженню сильно гідратованих іонів. У той же час ліофільність мембрани сприяє проходженню молекул води.

Ультрафільтрація призначена для концентрування ліозолей при очищенні стічних вод, розчинів полімерів та їх очищення від низькомолекулярних речовин. У процесі ультрафільтрації високомолекулярні речовини затримуються мембраною, так як розмір їх молекул більший, ніж розмір пор, або внаслідок великого тертя їх молекул об стінки пор мембрани, а низькомолекулярні речовини і розчинник вільно проходять через її пори.

Від звичайного фільтрування ультрафільтрація відрізняється відділенням частинок менших розмірів і розміром пор мембрани, які при ультрафільтрації не повинні перевищувати розмірів частинок золю. Крім того, у результаті цього процесу отримують більш концентрований ліозоль (суспензію), а не осад, який утворюється при звичайному фільтруванні. Перепади тисків при ультрафільтрації досягають  $10^3$  кПа і вище. Механізм ультрафільтрації близький до звичайного фільтрування.

На рис. 11.7 приведена схема застосування процесів ультрафільтрації та зворотного осмосу для розділення органічних і неорганічних речовин. Границі застосування цих процесів визначаються розмірами відокремлюваних речовин: зворотний осмос -  $d_c = 0,0001...0,001$  мкм; ультрафільтрація -  $d_c = 0,001...0,02$  мкм. Тиск, необхідний для проведення процесу зворотного осмосу, 6...10 МПа, для процесу ультрафільтрації - 0,1...0,5 МПа.

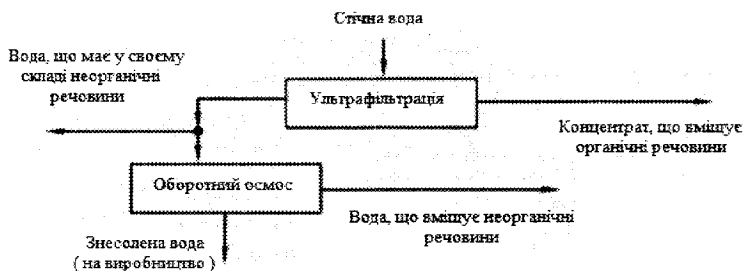


Рис. 11.7 Схема розділення органічних і неорганічних речовин

Ефективність процесів зворотного осмосу і ультрафільтрації залежить від властивостей мембран. У кожному методі застосовують відповідні мембрани. Відмінності у проходженні речовин через мембрани можуть бути пов'язані як з рівноважними, так і з кінетичними властивостями. За цими ознаками мембрани поділяють на фільтраційні (напівпроникні) та дифузійні. Фільтраційні мембрани здатні розділяти речовини у рівноважних умовах, розмір пор їх можна порівняти з розмірами проникаючих частинок або молекул. Дифузійні мембрани зазвичай застосовують для розділення газів методом газової

дифузії. Фільтраційні мембрани поділяють на макро-, перехідно - і мікропористі (подібно адсорбентам). Мікропористі мембрани можуть бути нейтральними або іонітовими.

Мембрани готують з полімерних плівок, пористого скла, кераміки, металевої фольги, іонообмінних матеріалів. Найбільше застосування отримали мембрани на основі різних полімерів: ацетату целюлози, полівінілхлориду, полістиролу, поліамідів тощо.

Мембрани повинні володіти високою проникністю (питомою продуктивністю), хорошою селективністю (розділяючою здатністю, стійкістю до дії середовища, постійністю характеристик, достатньою механічною міцністю).

Основними характеристиками процесів ультрафільтрації та зворотного осмосу є проникність і селективність мембран. Проникність (або питома продуктивність) виражається кількістю  $V$  фільтрату, віднесеного до одиниці часу  $t$  і одиниці поверхні  $S$  мембрани:

$$Q = V/(St) = k_1[\Delta p - \Delta p_0], \quad 11.37$$

де  $k_1$  - коефіцієнт, що залежить від проникності мембрани;

$\Delta p$  - різниця тисків розчину (води) до і після мембрани;  $\Delta p_0$  - різниця осмотичних тисків.

Таким чином, швидкість зворотного осмосу прямо пропорційна ефективному тиску (різниці між прикладеним тиском і осмотичним). Ефективний тиск значно перевершує осмотичний. Величина осмотичного тиску становить: для солі  $\text{Na}_2\text{SO}_4$  - 43 кПа, а для  $\text{NaHCO}_3$  - 89 кПа. Селективність визначають (у %) за наступною формулою:

$$\varphi = \frac{c_1 - c_2}{c_1} 100 = \left(1 - \frac{c_2}{c_1}\right) 100, \quad 11.38$$

де  $c_1$  і  $c_2$  - концентрація розчиненої речовини або дисперсної фази відповідно у вихідному розчині (стічній воді) і фільтраті (очищеній воді).

При 100%-й селективності мембрана пропускає тільки розчинник (очищену воду).

Пористість  $\beta$  мембрани можна виразити співвідношенням

$$\beta = \pi d_{cp}^2 n / 4, \quad 11.39$$

де  $d_{cp}$  - середній діаметр пор, м;  
 $n$  - кількість часу на  $1 \text{ м}^2$  площі мембрани.

У процесі очищення деяка кількість розчинної речовини проходить через мембрану разом з водою. Цей проскок  $S$  практично не залежить від тиску:

$$S = k_2(c_1 - c_2), \quad 11.40$$

де  $k_2$  - константа мембрани.

Природа розчиненої речовини впливає на селективність. При однаковій молекулярній масі неорганічні речовини затримуються на мембрані краще, ніж органічні. З підвищенням тиску питома продуктивність мембрани збільшується. Однак при високих тисках відбувається ущільнення матеріалу мембран, що викликає зниження проникності, тому для кожного виду мембран встановлюють максимальний робочий тиск. З ростом температури збільшується проникність мембран, але при цьому підвищується осмотичний тиск, який зменшує проникність; починаються усадка і стягання пір мембрани, що також знижує проникність; зростає швидкість гідролізу, скорочуючи термін служби мембран. Наприклад, ацетатцелюлозні мембрани при  $50^\circ\text{C}$  руйнуються, тому необхідно працювати при температурі  $20...30^\circ\text{C}$ .

Збільшення концентрації розчину призводить до зростання осмотичного тиску розчинника, підвищення в'язкості розчину і зростання концентрації поляризації, тобто до зниження проникності та селективності. Проникність і селективність збільшуються з підвищенням тиску до певної межі.

Так як через мембрану переважно проходить розчинник, то біля її поверхні значно збільшується концентрація розчинених або диспергованих речовин. Це явище називається концентраційною поляризацією. Воно може призвести до зниження швидкості процесу переносу, до осадження розчиненої речовини і коагуляції дисперсної фази.

Для зменшення впливу концентрації поляризації організують рециркуляцію розчину і турбулізацію прилеглого до мембрани шару рідини.



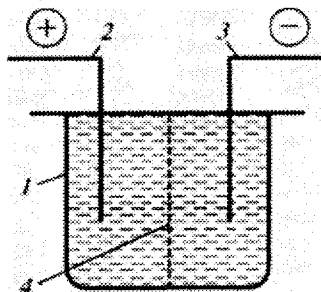
### 3.1.2.7 Електрохімічна очистка стічних вод

Для очищення стічних вод від різних розчинних і диспергованих домішок застосовують процеси анодного окислення і катодного відновлення, електрокоагуляції, електрофлокуляції, електрофлотокоагуляції і електродіалізу. Всі ці процеси протікають на електродах при проходженні через стічну воду постійного електричного струму (рис. 11.8).

Електрохімічні методи дозволяють витягати зі стічних вод цінні продукти при відносно простій технологічній схемі очищення без використання хімічних реагентів. Основний недолік цих методів - велика витрата електроенергії. Очищення стічних вод електрохімічними методами можна проводити періодично або безперервно.

При проходженні стічної води через міжелектродний простір електролізера відбувається електроліз води, поляризація частинок, електрофорез, окислювально-відновні процеси, взаємодія продуктів електролізу один з одним.

Анодне окислення і катодне відновлення. В електролізері (див. рис. 11.8) на позитивному електроді - аноді іони віддають електрони, тобто протікає реакція електрохімічного окислення; на негативному електроді - катоді відбувається приєднання електронів, тобто протікає реакція відновлення.



**Рис. 11.8** Схема електролізера:

1 - корпус; 2 - анод; 3 - катод; 4 - діафрагма

Ці процеси розроблені для очищення стічних вод від розчинених домішок (ціанідів, амінів, спиртів, альдегідів, нітросполук, сульфідів, меркаптанів). У процесах електрохімічного окислення речовини, що знаходяться у стічній воді, повністю розпадаються з утворенням  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$  та води або утворюються більш прості і нетоксичні речовини, які можна видаляти іншими методами.

В якості анодів використовують електрохімічно нерозчинні матеріали: графіт, магнетит, діоксид свинцю, марганець та рутеній, які наносять на титанову основу.

Катоди виготовляють з молібдену, сплаву вольфраму з залізом або нікелем, з графіту, нержавіючої сталі та інших металів, покритих молібденом, вольфрамом або їх сплавами. Процес проводять в електролізерах з діафрагмою і без неї.

Крім основних процесів електроокислення і відновлення одночасно можуть протікати електрофлотажія, електрофорез і електрокоагуляція.

Ефективність електрохімічних методів оцінюється густиною струму, напругою, коефіцієнтом корисного використання напруги, виходом за струмом, виходом енергії.

Щільність струму –  $i$  - це відношення струму до поверхні електрода ( $A/S$  ( $\text{A}/\text{m}^2$ ),  $A/S$  ( $\text{A}/\text{cm}^2$ )).

Напруга електролізера складається з різниці електродних потенціалів і падіння напруги у розчині:

$$U = e_a - e_k + \Delta e_a + \Delta e_k + \Delta U_{\text{ел}} + \Delta U_{\text{діаф}}, \quad 11.41$$

де  $e_a$  і  $e_k$  - рівноважні потенціали анода і катода;

$\Delta e_a$  і  $\Delta e_k$  - величини анодної і катодної поляризації;

$\Delta U_{\text{ел}}$  і  $\Delta U_{\text{діаф}}$  - падіння напруги в електроліті і діафрагмі.

Падіння напруги в електроліті (стічній воді) при відсутності пухирців газу визначають за законом Ома:

$$\Delta U_{\text{ел}} = i\rho\delta, \quad 11.42$$

де  $i$  - щільність струму у стічній воді.  $\text{A}/\text{cm}^2$ ;

$\rho$  - питомий опір,  $\text{Om}\cdot\text{cm}$ ;

$\delta$  - відстань між електродами,  $\text{cm}$ .

При виділенні газових бульбашок внаслідок проходження потоку між електродами  $\Delta U_{\text{ел}}$  зростає. Представлення  $\eta_{\text{напр}} = (e_a - e_k)/U$  називають коефіцієнтом корисного використання напруги.

Вихід по струму - це відношення теоретично необхідної кількості електрики до практично витраченого, виражене у частках одиниці або у відсотках.

Електрокоагуляція. При використанні нерозчинних електродів коагуляція може відбуватися у результаті електрофоретичних явищ і розряду заряджених частинок на електродах, утворення у розчині речовин (хлор, кисень), що руйнують сольватні оболонки на поверхні частинок забруднень. Такий процес можна використовувати для очищення стічних вод при невисокому вмісті колоїдних частинок і низькій стійкості забруднень.

Для очищення промислових стічних вод, що містять високостійкі забруднення, проводять електроліз з використанням розчинних сталевих або алюмінієвих анодів. Під дією струму відбувається розчинення металу, у результаті чого у воду переходять катіони заліза або алюмінію, які, зустрічаючись з гідроксильними групами, утворюють гідроксиди металів у вигляді пластівців, і настає інтенсивна коагуляція.

З підвищенням концентрації зважених речовин більше 100 мг/дм<sup>3</sup> ефективність електрокоагуляції знижується. Із зменшенням відстані між електродами витрата енергії на анодне розчинення металу зменшується. Електрокоагуляцію рекомендується проводити у нейтральному або слаболужному середовищі при щільності струму не більше 10 А/м<sup>2</sup>, відстані між електродами не більше 20 мм і швидкості руху не менше 0,5 м/с.

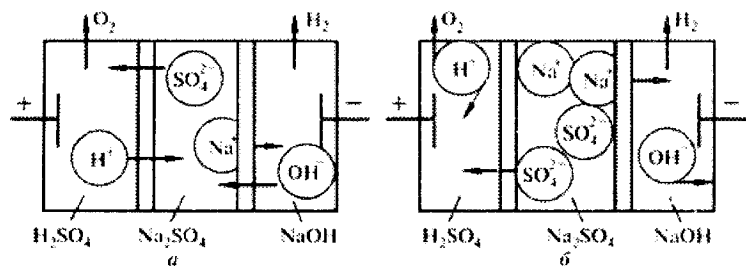
Переваги електрокоагуляції: відсутність потреби у реагентах, мала чутливість до змін умов процесу очищення, отримання шламу з хорошими структурно-механічними властивостями. Недолік методу - підвищені витрати металу і електроенергії.

Електрофлотація. У цьому процесі очищення стічних вод проходить за допомогою пухирців газу, що утворюються при електролізі води. На аноді виникають бульбашки кисню, а на катоді -

водень. При використанні розчинних електродів утворюються пластівці коагулянтів і бульбашки газу, що сприяє більш ефективній флотації.

Основну роль при електрофлотації грають бульбашки, що утворюються на катоді. Розмір бульбашок водню значно менший, ніж при інших методах флотації. Діаметр бульбашок змінюється від 20 до 100 мкм. Дрібні бульбашки водню володіють більшою розчинністю, ніж великі. З пересичених газом розчинів стічних вод найдрібніші бульбашки виділяються на поверхні частинок забруднень, сприяючи ефекту флотації. Оптимальне значення щільності струму 200...260 А/м<sup>2</sup> газовміст - близько 0,1%.

Електродіаліз. Діаліз - метод розділення компонентів розчину, заснований на різній дифузії через мембрану. Процес очищення стічних вод електродіалізом заснований на поділі іонізованих речовин під дією електричної сили, створюваної у розчині по обидві сторони мембран (рис. 11.9). Він зумовлений міграцією іонів через мембрану під дією прикладеної різниці потенціалів (електроміграцією).



**Рис. 11.9** Схеми електродіалізу з пористими діафрагмами (а) і іонітовими мембранами (б)

Електродіаліз використовують для опріснення морської, річкової та озерної води, очищення промислових стоків шляхом вилучення іонів.

Для знесолення води застосовують гомогенні і гетерогенні мембрани. Гомогенні мембрани являють собою порошок іоніту,

змішаний зі сполучною речовиною. Мембрани повинні володіти малим електричним опором.

Електродіаліз часто проводять з двома іонообмінними мембранами (катіонітових у катода і аніонітових у анода). У цьому випадку з середнього відділення, куди вводиться розчин електроліту, будуть йти як катіони, так і аніони. Цей варіант використовують для очищення гідрозолей від домішки електролітів. При використанні електрохімічно активних (іонообмінних) діафрагм ефективність процесу підвищується і знижується витрата електроенергії.

Основний недолік електродіалізу - концентраційна поляризація, що приводить до осадження солей на поверхні мембран і зниження показників очищення.

### **3.1.2.8 Дезодорація і дегазація розчинених домішок**

Багато стічних вод забруднені летючими неорганічними і органічними домішками. При пропусканні повітря або іншого інертного малорозчинного у воді газу (азот, діоксид вуглецю, топкові димові гази) через стічну воду летючий компонент дифундує у газову фазу.

Дезодорація застосовується для очищення дурнопахнучих стічних вод. Для цього можна використовувати аерацію, хлорування, ректифікацію, дистиляцію, обробку димовими газами, окислення киснем під тиском, озонування, екстракцію, адсорбцію та мікробіологічне окислення.

Найбільш ефективним вважається метод аерації, який полягає у продуванні повітря через стічну воду. Недолік методу полягає у тому, що деякі забруднення не видаляються і залишаються у стічній воді.

Дурнопахнучі стічні води очищують також продуванням гострим паром. Ступінь очищення від сірководню і метилмеркаптану досягає 100%, від інших речовин - до 90%.

Промислове застосування має і хлорування дурнопахнучих стічних вод. При цьому відбувається окислення хлором сірковмісних сполук.

Очищення стічних вод від сірководню проводять також окисненням киснем повітря при атмосферному тиску у присутності каталізатора (залізна стружка, графітові матеріали).

Висока ступінь очищення може бути досягнута при використанні рідкофазного окиснення сірчистих речовин киснем повітря під тиском.

Сірководень з води можна видалити гідроксидом заліза, у лужному і нейтральному середовищі.

Більш ефективно відбувається очищення при одночасному введенні у воду озону та діоксиду хлору та фільтруванні води через шар активованого вугілля. Ступінь дезодорації сірководню, метилмеркаптану і диметилсульфіда залежить від їх концентрації у стічній воді і змінюється від 80 до 100%.

Дегазація проводиться для видалення з води розчинених газів. Дегазацію здійснюють хімічними, термічними і десорбційними (аераційними) методами. Найбільш повна дегазація досягається при розбризкуванні у вакуумі при одночасному підігріві води.

При термічній дегазації води від розчиненого діоксиду вуглецю або кисню пропускають пар через воду і нагрівають її до температури кипіння при зовнішньому тиску. У цьому випадку парціальний тиск газу над водою знижується до нуля і розчинність його також падає до нуля. Внаслідок порушення рівноваги у системі з води виділяються надлишкові гази (фізична десорбція). Для інтенсивної дегазації необхідно, щоб вода безперервно контактувала з новими порціями пара при великій поверхні контакту фаз протягом достатнього часу. Температура води повинна бути близька до температури насиченого пару при даному тиску.

Аміак із стічних вод видаляють продуванням водяним паром або повітрям. Швидкість переходу газоподібного аміаку з води в атмосферу залежить від поверхневого натягу на границі повітря - вода і від різниці концентрацій аміаку у воді і повітрі.

Хімічні методи дегазації застосовують при низькій концентрації газів у воді або у разі недоцільності їх використання, а також за

умови, що продукти обробки не ускладнюють подальше очищення або використання води. Ці методи засновані на проведенні реакцій, у результаті яких відбувається хімічне зв'язування розчинених газів.

Для видалення кисню воду фільтрують через легкоокислюючі сталеві стружки. При фільтруванні води залізо окислюється:



При обробці води сульфідом натрію утворюється сульфат натрію:



Кращим знекиснюючим воду реагентом є гідразин:



Реакція протікає значно швидше, ніж при окисленні сульфідів. Каталізатором служать мідь, скло, активоване вугілля.

### 3.1.3 ХІМІЧНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД

До хімічних методів очищення стічних вод відносять нейтралізацію, окислення і відновлення. До окислювальних методів відноситься також електрохімічна обробка. Їх застосовують для видалення розчинних речовин у замкнутих системах водопостачання. Хімічну очистку проводять іноді як попередню перед біологічним очищенням або після неї як метод доочистки стічних вод.

Основними методами хімічної очистки стічних вод є нейтралізація і окислення.

#### 3.1.3.1 Нейтралізація стічних вод

Стічні води, що містять мінеральні кислоти або луги, перед скиданням їх у водойми або перед використанням у технологічних процесах нейтралізують. Практично нейтральними вважаються води, що мають рН 6,5...8,5.

Нейтралізацію можна здійснювати різними шляхами: змішуванням кислих та лужних стічних вод, додаванням реагентів, фільтруванням кислих вод через нейтралізуючі матеріали, абсорбцією кислих газів

лужними водами або абсорбцією аміаку кислими водами. У процесі нейтралізації можуть утворюватися осад.

Для нейтралізації кислих вод використовують: NaOH, KOH, Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>OH, CaCO<sub>3</sub>, MgCO<sub>3</sub>, (CaCO<sub>3</sub>·MgCO<sub>3</sub>), цемент. Найбільш доступним реагентом є гідроксид кальцію (вапняне молоко) з вмістом 5...10% активного вапна Ca(OH)<sub>2</sub>. Іноді для нейтралізації застосовують відходи виробництва, наприклад шлаки металургійних виробництв.

Реагенти вибирають у залежності від складу і рН стічної води. Розрізняють три види кислотомісних стічних вод:

води, що містять слабкі кислоти (H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, CH<sub>3</sub>COOH);

води, що містять сильні кислоти (HCl, HNO<sub>3</sub>);

води, що містять сірчану і сірчисту кислоти.

При нейтралізації виробничих стічних вод, що містять сірчану кислоту, реакція в залежності від застосовуваного реагенту протікає за рівнянням:



При нейтралізації вапняним молоком стічних вод, що містять сірчану кислоту, в осад випадає гіпс (CaSO<sub>4</sub>·2H<sub>2</sub>O), що викликає відкладення його на стінках трубопроводів.

Для нейтралізації лужних стічних вод використовують різні кислоти або кислі гази, наприклад гази, що містять CO<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O<sub>3</sub> тощо. Застосування кислих газів дозволяє не лише нейтралізувати стічні води, але й одночасно очищати від шкідливих компонентів самі гази.

Кількість кислого газу, необхідного для нейтралізації, може бути визначена за рівнянням масовіддачі:

$$M = k\beta_p S \Delta C, \quad 12.1$$

де  $M$  - кількість кислого газу, необхідного для нейтралізації;

$k$  - фактор прискорення хемосорбції;

$\beta_p$  - коефіцієнт масовіддачі у рідкій фазі;

$S$  - поверхня контакту фаз;



$\Delta C$  - рушійна сила процесу.

Нейтралізація лужних вод димовими газами є ресурсозберігаючою технологією, так як при цьому ліквідується скидання стічних вод, скорочується споживання свіжої води, економиться тепла енергія на підігрів свіжої води, а також димові гази очищаються від кислих компонентів ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_2$  тощо) і від пилу.

### 3.1.3.2 Окислення забруднювачів стічних вод

Окислювальний метод очищення застосовують для знешкодження виробничих стічних вод, що містять токсичні домішки (ціаніди, комплексні ціаніди міді і цинку) або сполуки, які недоцільно витягати з стічних вод, а також очищати іншими методами (сірководень, сульфід).

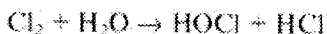
Для очищення стічних вод використовують такі окислювачі: газоподібний і скраплений хлор, діоксид хлору, хлорат кальцію, гіпохлорити кальцію і натрію, перманганат калію, біхромат калію, пероксид водню, кисень повітря, пероксосірчані кислоти, озон, піролюзит тощо.

У процесі окислення токсичні забруднення, що містяться в стічних водах, у результаті хімічних реакцій переходять у менш токсичні, які видаляють з води.

Активність речовини як окислювача визначається величиною окисного потенціалу. Перше місце серед окислювачів займає фтор, який з-за високої агресивності не може бути використаний на практиці. Для інших речовин величина окисного потенціалу дорівнює: для озону - 2,07; для хлору - 0,94; для пероксиду водню - 0,68; для перманганата калію - 0,59.

*Окислення активним хлором.* Хлор і речовини, що містять активний хлор, є найбільш поширеними окислювачами. Їх використовують для очищення стічних вод від сірководню, гідросульфїда, метилсірчанних сполук, фенолів, ціанідів тощо.

При введенні хлору у воду утворюється хлорнуватиста і соляна кислоти:



Окислення ціанідів хлором можна проводити тільки у лужному середовищі (рН >9...10)



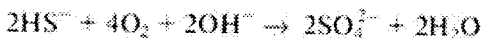
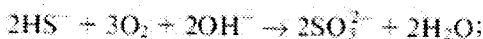
Ціанати, що утворюються, можна окислити до елементарного азоту і діоксиду вуглецю:



При наявності у стічній воді аміаку, амонійних солей або органічних речовин, що містять аміногрупи, хлор, хлорнуватиста кислота і гіпохлорити вступають з ними в реакцію, утворюючи моно- і діхлораміни, а також трьоххлористий азот:

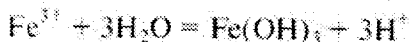


*Окислення киснем повітря.* Реакція окислення киснем відбувається у рідкій фазі при підвищених температурі і тиску. При окисленні стічних вод целюлозних, нафтопереробних і нафтохімічних виробництв протікають наступні реакції:



З підвищенням температури і тиску швидкість реакції і глибина окислення сульфідів і гідросульфідів збільшуються.

Кисень повітря використовують також при очищенні води від заліза. У цьому випадку реакція окислення у водному розчині протікає за схемою



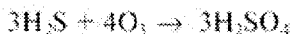
Здійснити процес руйнування сульфідних сполук можна також діоксидом вуглецю, що міститься у відхідних димових газах. Утворення карбонатів відбувається за наступними рівняннями:



Сірководень, що виділяється, виноситься димовими газами й паром, направляється на спалювання, а при використанні діоксиду вуглецю він служить сировиною для отримання сірчаної кислоти.

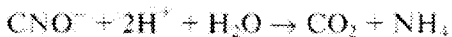
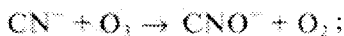
*Озонування.* Озон - сильний окислювач, що володіє здатністю руйнувати у водних розчинах при нормальній температурі багато органічних речовин і домішок. Окислення озоном дозволяє одночасно забезпечити знебарвлення води, усунення присмаків і запахів і знезараження. Озон окисляє як неорганічні, так і органічні речовини, розчинені у стічній воді. Озонуванням можна очищати стічні води від фенолів, нафтопродуктів, сірководню, сполук миш'ку, ПАР, ціанідів, барвників, канцерогенних ароматичних вуглеводнів, пестицидів тощо. При обробці води озоном відбувається розкладання органічних речовин і знезараження води; бактерії гинуть у кілька тисяч разів швидше, ніж при обробці води хлором.

При проведенні реакції окислення сірководню на першій стадії спостерігається виділення сірки, а на другій - окислення безпосередньо до  $\text{H}_2\text{SO}_4$ :



Реакції протікають одночасно, але при надлишку озону переважає друга.

При окисленні ціанідів протікають наступні реакції:



Дія озону у процесах окиснення може відбуватися у трьох різних напрямках: безпосереднє окислення з участю одного атома кисню;

присднання цілої молекули озону до речовини, що окислюється, з утворенням озоніда; кисень, що присутній в озонованому повітрі, посилює каталітичну окисну дію. Окислення речовин може бути пряме і непряме, а також здійснюватися каталізом і озонолізом.

Кінетика прямих реакцій окислення може бути виражена рівнянням

$$-\ln \frac{C_t}{C_0} k [O_3] t, \quad 12.2$$

де  $C_0$ ,  $C_t$  - початкова і кінцева концентрація речовини, мг/л;

$k$  - константа швидкості реакції, л/(моль·с);

$[O_3]$  - середня концентрація озону під час проходження реакції, мг/л;

$t$  - тривалість озонування, с.

Непряме окислення - це окислення радикалами, що утворюються в результаті переходу озону з газової фази у рідину і його саморозкладу.

Озоноліз являє собою процес фіксації озону на подвійний або потрійний вуглецевий зв'язок з подальшим розривом і утворенням озонідів, які, як і озон, що є нестійкими сполуками і швидко розкладаються.

Озонування являє собою процес абсорбції, що супроводжується хімічною реакцією у рідкій фазі. Витрата озону  $M$ , кг/с, необхідного для окислення забруднень, може бути визначена за рівнянням масообміну:

$$M = \beta'_p S \Delta C_p, \quad 12.3$$

де  $\beta'_p$  - коефіцієнт масовіддачі в рідкій фазі при перебігу у ній хімічної реакції, м/с;

$S$  - поверхня контакту фаз, м<sup>2</sup>;

$\Delta C_p$  - рушійна сила процесу, кг/м<sup>3</sup>.

Процес очищення стічних вод значно збільшується при спільному використанні ультразвуку та озону, ультрафіолетового опромінення та озону. Ультрафіолетове опромінення прискорює окислення у  $10^2 \dots 10^4$  разів.

*Електрохімічне окислення.* Електрохімічні методи очищення засновані на електролізі виробничих стічних вод. Хімічні перетворення при електролізі можуть бути досить різними у залежності від виду електроліту, а також матеріалу електродів і присутності різних речовин у розчині. Основу електролізу складають два процеси: анодне окислення і катодне відновлення.

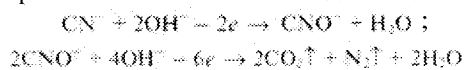
Електрохімічну обробку доцільно застосовувати при очищенні концентрованих органічних і неорганічних забруднень і невеликих витратах стічних вод.

В якості анода використовують електролітично нерозчинні матеріали (вугілля, графіт, магнетит, діоксиди свинцю, магнію, рутенія), нанесені на титанову основу, в якості катода - свинець, цинк і легована сталь. Велике значення при електрохімічному окисленні має щільність струму.

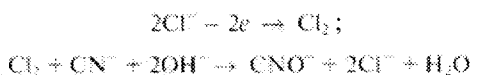
Щоб запобігти змішуванню продуктів електролізу, особливо газів (водню і кисню), які можуть утворити вибухонебезпечні суміші, застосовують керамічні, поліетиленові, азбестові і скляні діафрагми, що розділяють анодний і катодний простір.

У процесі анодного окислення відбувається деструкція органічних речовин і отримання проміжних або кінцевих продуктів окислення (органічних кислот,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ).

При електролізі лужних стічних вод, що містять ціаніди, на аноді відбувається окислення ціанід-іонів з утворенням ціанат-іонів і подальшим їх електрохімічним окисленням до кінцевих продуктів:



З метою підвищення електропровідності стічних вод, зниження витрати електроенергії й інтенсифікації процесу окиснення в стічні води додають мінеральні солі. Найбільш ефективно додавання хлориду натрію, який розкладається з виділенням на аноді атомів хлору, що беруть участь у процесі окислення:



*Радіаційне окислення.* При дії випромінювань високих енергій на водні середовища, що містять різноманітні органічні речовини, виникає велике число окислювальних частинок, які обумовлюють процеси окислення. Радіаційно-хімічні перетворення відбуваються не за рахунок радіолізу забруднюючих воду речовин, а за рахунок реакції цих речовин з продуктами радіолізу води:  $\text{H}_2\text{O}_2$ ,  $\text{H}^+$ ,  $e_{\text{гидр}}$  (гідратований електрон) тощо. В якості джерел випромінювання можуть бути використані радіоактивні кобальт і цезій, тепловідляючі елементи, радіаційні контури, прискорювачі електронів.

### **3.1.4 БІОХІМІЧНЕ ОЧИЩЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

Біохімічні (біологічні) методи застосовують для очищення господарсько-побутових і промислових стічних вод від багатьох розчинених органічних і деяких неорганічних (сірководень, сульфід, аміак, нітрити) речовин. Процес очищення заснований на здатності мікроорганізмів використовувати ці речовини для живлення у процесі життєдіяльності, оскільки органічні речовини для мікроорганізмів є джерелом вуглецю.

#### **3.1.4.1 Біохімічне окислення**

Контактуючи з органічними речовинами, мікроорганізми частково руйнують їх, перетворюючи у воду, діоксид вуглецю, нітрит і сульфат-іони тощо. Інша частина речовини йде на утворення біомаси. Руйнування органічних речовин називають біохімічним окисленням.

Біохімічне окислення здійснюється співтовариством мікроорганізмів (біоценозом), що включають безліч різноманітних бактерій, найпростіших і ряд більш високоорганізованих організмів-водоростей, грибів тощо., зв'язаних між собою в єдиний комплекс складними взаємовідносинами (метабіоз, симбіоз і антагонізм). Чільна роль у цьому співтоваристві належить бактеріям, число яких варіюється від  $10^6$  до  $10^{14}$  клітин на 1 г сухої біологічної маси (біомаси).

Число родів бактерій може досягати 5...10, число видів - декількох десятків і навіть сотень. Співтовариство мікроорганізмів представлено одними бактеріями у тому випадку, якщо очистку проводять в анаеробних умовах (відсутність розчиненого у воді кисню). У виробничих стічних водах зустрічається до 30 видів *Bacterium*. Ці бактерії засвоюють нафту, парафіни, нафтени, феноли та інші сполуки.

Серед бактерій в очисних спорудах співіснують гетеротрофи і автотрофи, причому переважний розвиток та чи інша група отримує у залежності від умов роботи системи. Ці дві групи бактерій розрізняються по своєму відношенню до джерела вуглецевого живлення. Гетеротрофи використовують в якості джерела вуглецю готові органічні речовини і переробляють їх для отримання енергії і біосинтезу клітини. Автотрофні організми споживають для синтезу клітини неорганічний вуглець, а отримують енергію за рахунок фотосинтезу, використовуючи енергію світла, або хемосинтезу шляхом окислення деяких неорганічних сполук (наприклад, аміаку, нітритів, солей двовалентного заліза, сірководню, елементарної сірки тощо).

Мікроорганізми здатні окислювати багато органічних речовин, але для цього потрібен різний час адаптації. Легко окислюються бензойна кислота, етиловий і аміловий спирти, гліколі, хлоргідриди, ацетон, гліцерин, анілін, складні ефіри.

Речовини, що знаходяться в стічних водах у колоїдному або дрібнодисперсному стані, окислюються з меншою швидкістю, ніж речовини, розчинені у воді.

Стічні води, що направляється на біохімічну очистку, характеризуються величиною БСК і ХСК.

БСК - біохімічне споживання кисню, або кількість кисню, використаного при біохімічних процесах окиснення органічних речовин (не включаючи процеси нітрифікації) за певний час інкубації проби (2, 5, 8, 10, 20, діб), мг  $O_2$ /мг речовини. Наприклад, БСК<sub>5</sub> - біохімічна потреба у кисні за п'ять діб; БСК<sub>n</sub> - повна біохімічна

потреба у кисні до початку процесів нітрифікації, тобто до появи нітритів у кількості 0,1 мг/л (приблизно 20 діб), мг  $O_2$ /мг речовини;

ХСК - хімічна потреба у кисні, тобто певна кількість кисню, еквівалентна кількості витраченого окислювача, необхідного для окислення всіх відновників, що містяться у воді, мг  $O_2$ /мг речовини.

Біохімічною активністю мікроорганізмів називають біохімічну діяльність, пов'язану з руйнуванням органічних забруднень стічних вод. Можливість біохімічного окислення (біодеградацію стічних вод) характеризує біохімічним показником, тобто відношенням  $BCK_{повн}/ХСК$ . Його значення коливається у широких межах для різних груп стічних вод: промислові стічні води мають низький біохімічний показник (0,05...0,30), побутові стічні води - понад 0,5. При відношенні ( $BCK/ХСК$ ) 100% = 50% речовини піддаються біохімічному окисленню. При цьому необхідно, щоб стічні води не містили отруйних речовин і домішок солей важких металів. Біохімічний показник необхідний для розрахунку та експлуатації споруд для очищення стічних вод.

Для можливості подачі стічних вод на біохімічну очистку встановлюють максимальні концентрації токсичних речовин, які не впливають на процеси біохімічного окислення ( $МК_6$ ) і на роботу очисних споруд ( $МК_{б,спор.}$ ). Для неорганічних речовин, які практично не піддаються біохімічному окисленню, також встановлюють максимальні концентрації, при перевищенні яких воду можна піддавати біохімічному очищенню.

Оптимальною температурою для аеробних процесів, що відбуваються в очисних спорудах, вважається 20..30°C, при цьому біоценоз при інших сприятливих умовах представлений найбільш різноманітними і добре розвиненими мікроорганізмами. Мікроорганізми, які добре розвиваються при оптимальних температурах і зберігають свою життєздатність при коливаннях температур у значних діапазонах.

Концентрація водневих іонів суттєво впливає на розвиток мікроорганізмів. Значна частина бактерій розвивається найкраще у



нейтральному середовищі або близькому до нього, проте є види, що добре розвиваються у кислому середовищі з рН 4...6 (гриби, дріжджі) або, навпаки, у слабколужному середовищі (актиноміцети). Біологічне очищення найбільш ефективно, якщо значення рН не виходить за межі 5...9, оптимальним вважається середовище з рН 6,5...7,5. Відхилення рН за межі 5...9 зменшує швидкість розвитку мікроорганізмів.

Для нормального процесу синтезу клітинної речовини, а отже, і для ефективного процесу очищення стічної води у середовищі повинна бути достатня концентрація всіх основних елементів живлення - органічного вуглецю (БСК), азоту, фосфору. Крім основних елементів складу клітки (С, N, O, H) для її побудови необхідні у незначній кількості і інші компоненти. Достатність елементів живлення для бактерій у стічних водах визначається співвідношенням БСК : N : P (азот амонійних солей або білковий і фосфор у вигляді розчинених фосфатів).

Токсичну дію на біологічні процеси можуть справляти як органічні так і неорганічні речовини. Токсична дія може бути і мікробостатичною, якщо затримуються ріст і розвиток мікроорганізмів, і вбивчою (мікробоцидною). Більшість речовин проявляє ту чи іншу дію залежно від концентрації їх в очищуваній суміші.

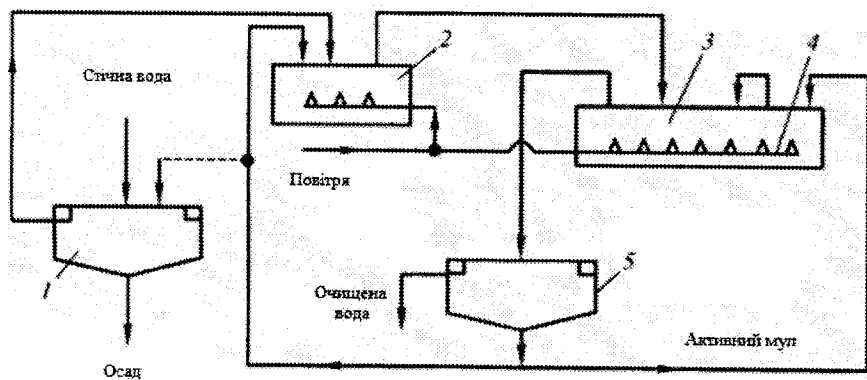
### **3.1.4.2 Очищення стічних вод в аеробних умовах**

Відомі аеробні та анаеробні методи біохімічного очищення стічних вод. Аеробний метод заснований на використанні аеробних груп організмів, для життєдіяльності яких необхідний постійний приплив кисню і температура 20...40°C. При аеробному очищенні мікроорганізми культивуються в активному мулі або біоплівці. Процес біологічного очищення відбувається в аеротенках, в які подають стічну воду і активний мул (рис. 13.1).

Активний мул складається з живих організмів і твердого субстрату. Спільнота всіх живих організмів (скупчення бактерій,

найпростіші, черви, плісняві гриби, дріжджі, актиноміцети, водорості), що населяють мул, називають біоценозом.

Активний мул - амфотерна колоїдна система, що має при рН 4...9 негативний заряд. Суха речовина активного мулу містить 70...90% органічних і 30...10% неорганічних речовин. Субстрат, що становить до 40% активного мулу, являє собою тверду відмерлу частину залишків водоростей і різних твердих залишків; до неї прикріплюються організми активного мулу. В активному мулі знаходяться мікроорганізми різних екологічних груп: аероби і анаероби, термофіли і мезофіли, галофіли і галофоби.



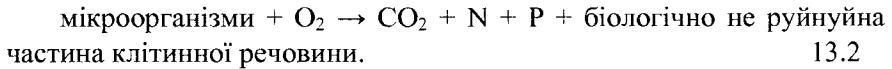
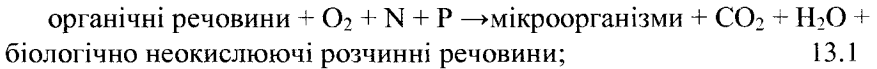
**Рис. 13.1** Схема установки для біологічної очистки стічних вод:

- 1 - первинний відстійник; 2 - предаератор; 3 - аеротенк;
- 4 - регенератор активного мулу; 5 - вторинний відстійник

Найважливіша властивість активного мулу - здатність до осідання. Стан мулу характеризує муловий індекс, який представляє собою об'єм у мілілітрах, займаний 1 г мулу в його природному стані після відстоювання протягом 30 хв. Чим гірше осідає мул, тим більш високий муловий індекс він має. Мул з індексом до 120 мл/г осідає добре, з індексом 120...150 мл/г - задовільно, а при індексі понад 150 мл/г - погано.

Біоплівка зростає на наповнювачах біофільтра, має вигляд слизових обростань товщиною 1...3 мм і більше. Вона складається з бактерій, грибів, дріжджів та інших організмів. Число мікроорганізмів у біоплівці менше, ніж в активному мулі.

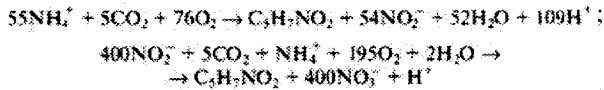
Механізм біологічного окислення в аеробних умовах гетеротрофними бактеріями може бути представлений наступною схемою:



Реакція (13.1) символізує окислення вихідних органічних забруднень стічних вод та утворення нової біомаси. В очищених стічних водах залишаються біологічно неокислюючі речовини, переважно у розчиненому стані, так як колоїдні і нерозчинені речовини видаляються з стічних вод методом сорбції.

Процес ендogenous клітинного окислення речовини, який відбувається після використання зовнішнього джерела живлення, описує реакція (13.2).

Прикладом окислення автотрофами може бути процес нітрифікації



де  $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$  - символ складу органічної речовини утворених клітин мікроорганізмів.

Якщо процес денітрифікації проводять з біологічно очищеною водою, практично позбавленою вихідних органічних речовин, то в якості вуглецевого живлення застосовують відносно недорогий метиловий спирт. У цьому разі сумарна реакція денітрифікації може бути записана наступним чином:



Всі показані тут ферментативні реакції здійснюються всередині клітини, для чого необхідні елементи живлення повинні потрапляти в її тіло крізь оболонку. Багато ж вихідних органічних домішок можуть мати дуже великі розміри частинок порівняно з розмірами клітини. У зв'язку з цим значна роль у загальному процесі окислення відводиться поза клітинному ферментативному гідролітичному розщепленню великих молекул і частинок на більш дрібні, співмірні з розмірами клітини.

В аеробних біологічних системах подача повітря (а також чистого кисню або повітря, збагаченого киснем) повинна забезпечувати постійну наявність у суміші розчиненого кисню не нижче  $2 \text{ мг/дм}^3$ .

Окислення у спорудах далеко не завжди проходить до кінця, тобто до утворення  $\text{CO}_2$  і  $\text{H}_2\text{O}$ . У воді після біологічної очистки можуть з'явитися проміжні продукти, яких не було у вихідній стічній воді, іноді навіть менш бажані для водойми, ніж початкові забруднення.

### 3.1.4.3 Біохімічна кінетика

Для того щоб відбувався процес біохімічного окиснення органічних речовин, що знаходяться у стічних водах, вони повинні потрапити всередину клітин мікроорганізмів. До поверхні клітин речовини надходять за рахунок конвективної та молекулярної дифузії, а всередину клітин - дифузією через напівпроникні цитоплазматичні мембрани. Але більша частина речовини потрапляє всередину клітин за допомогою специфічного білка-переносника. Розчинний комплекс "речовина - переносник", що утворюється, дифундує через мембрану у клітину, де він розпадається, і білок-переносник включається у новий цикл перенесення речовини.

Основну роль у процесі очищення стічних вод відіграють процеси перетворення речовини, що протікають всередині клітин мікроорганізмів. Ці процеси закінчуються окисленням речовини з виділенням енергії та синтезом нових речовин з затратою енергії.

До біохімічної кінетики належать закономірності зміни швидкостей біохімічних реакцій. Останнім часом деякі закономірності біохімічної кінетики стали використовуватися стосовно до математичного опису процесів біологічного окислення складним біоценозом мулу. В основу розвитку біохімічної кінетики покладена класична теорія Міхаеліса-Ментена, яка побудована на строгому математичному обґрунтуванні гіпотези про утворення фермент-субстратного комплексу:

$$v = v_{\max}[S]/(K_M + [S]), \quad 13.3$$

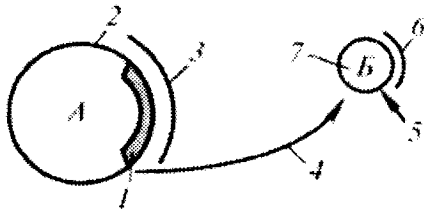
де  $v$  - швидкість реакції;

$v_{\max}$  - максимальна швидкість реакції;

$[S]$  - концентрація субстрату;

$K_M$  - константа Міхаеліса, чисельно рівна концентрації субстрату і характеризує залежність швидкості ферментативної реакції від концентрації субстрату у стаціонарному стані процесу.

Для окислення органічних речовин мікроорганізмами необхідний кисень, але вони можуть його використовувати тільки в розчиненому у воді вигляді. Для насичення стічної води киснем проводять процес аерації, розбиваючи повітряний потік на бульбашки, рівномірно розподіляючи їх у стічній воді. З пухирців повітря кисень абсорбується водою, а потім переноситься до мікроорганізмів (рис. 13.2).



**Рис. 13.2** Схема перенесення кисню від бульбашок газу до мікроорганізмів:

А - бульбашка газу; Б - скупчення мікроорганізмів; 1 - дифузійний пограничний шар з боку газу; 2 - поверхня розділу; 3 - дифузійний пограничний шар з боку рідини; 4 - перенесення кисню від бульбашки до мікроорганізмів; 5 - перехід кисню всередині клітин; 6 - дифузійний пограничний шар з боку рідини у мікроорганізмів; 7 - зона реакції між молекулами кисню з ферментами

У цілому при біологічному очищенні кисень витрачається на окислення до кінця (до  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{NH}_3$ ) частини органічних речовин, що використовуються в енергетичному обміні; на ендогенну респірацію активного мулу; на хімічне окислення деяких домішок, що окислюються киснем; на нітрифікацію амонійного азоту й на створення певного запасу розчиненого кисню в очищеній воді.

Кількість кисню  $M$ , кг/с, може бути обчислена по рівнянню масовіддачі:

$$M = \beta_V V (C_p - C), \quad 13.4$$

де  $\beta_V$  – об'ємний коефіцієнт масовіддачі,  $\text{с}^{-1}$ ;

$V$  – об'єм стічної води у споруді, м<sup>3</sup>;

$C_p$ ,  $C$  – рівноважна концентрація і концентрація кисню у масі рідини, кг/м<sup>3</sup>.

Кількість кисню може бути збільшено за рахунок зростання коефіцієнта масовіддачі або рушійної сили.

На швидкість біохімічного окислення впливає турбулізація стічних вод на очисних спорудах, що сприяє розпаду пластівців активного мулу на більш дрібні і збільшує швидкість надходження поживних речовин і кисню до мікроорганізмів. Турбулізація потоку досягається інтенсивним перемішуванням, при якому активний мул знаходиться у зваженому стані, що забезпечує рівномірний розподіл його у стічній воді.

### 3.1.4.4 Біохімічна очистка в анаеробних умовах

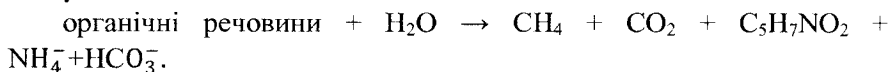
Анаеробні методи очищення протікають без доступу кисню; їх використовують в основному для знешкодження осадів, а також як першу ступінь очищення дуже концентрованих промислових стічних вод ( $\text{БСК}_{\text{повн}} \approx 4 \dots 5$  г/л), які містять органічні речовини, що руйнуються анаеробними бактеріями у процесах бродіння.

Залежно від кінцевого продукту розрізняють спиртове, пропіоновокисле, молочнокисле, метанове бродіння тощо. Кінцевими продуктами бродіння є спирти, кислоти, ацетон, гази бродіння ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{CH}_4$ ).

Зброджування осадів проходить дві фази: кислу і лужну. У кислотній фазі з складних органічних речовин утворюються нижчі жирні кислоти, спирти, амінокислоти, аміак, гліцерин, ацетон, сірководень, діоксид вуглецю і водень. Складні органічні речовини осаду і мулу під дією позаклітинних бактеріальних ферментів спочатку гідролізуються до більш простих: білки до пептидів і амінокислот, жири - до гліцерину і жирних кислот, вуглеводи - до простих цукрів.

Ці проміжні продукти у другій фазі лужного, або метанового, зброджування органічних кислот утворюють метан і вугільну кислоту.

Анаеробний процес метанової ферментації проходить за наступною схемою:

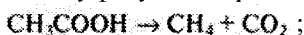


Основна реакція метаноутворення

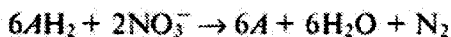


де  $\text{H}_2\text{A}$  - органічна речовина, що містить  $\text{H}_2$ .

Метан може утворюватися у результаті розпаду оцтової кислоти



При денітрифікації в анаеробних умовах



Анаеробний процес денітрифікації відбувається у дві стадії:



При певних умовах кінцевим продуктом може бути і аміак.

Для анаеробного зброджування осадів стічних вод зазвичай використовують два температурні режими: мезофільний при температурі 30...35°C і термофільний при температурі 52...55°C. Повного зброджування органічних речовин при анаеробному

зброджуванні досягти не можна. У середньому ступінь розпаду органічних речовин становить близько 40%.

### **3.1.5 ТЕРМІЧНІ МЕТОДИ ОЧИЩЕННЯ І ЗНЕШКОДЖЕННЯ СТІЧНИХ ВОД**

Термічними методами знешкоджуються стічні води, що містять мінеральні солі кальцію, магнію, натрію тощо, а також органічні речовини. Такі стічні води можуть бути знешкоджені концентруванням стічних вод з подальшим виділенням розчинених речовин; окисленням органічних речовин у присутності каталізатора; рідиннофазним окисленням органічних речовин; вогневим знешкодженням.

#### **3.1.5.1 Концентрування стічних вод**

Цей метод в основному використовують для знешкодження мінеральних стічних вод. Він дозволяє виділяти із стоків солі з отриманням умовно чистої води, придатної для оборотного водопостачання. Процес розділення мінеральних речовин і води може бути проведено у дві стадії: стадія концентрування і стадія виділення сухих речовин.

Концентрування стічних вод може бути проведено випарюванням (випаровуванням), виморожуванням і кристалізацією.

Випарювання є енергоємним процесом. Енергія, що витрачається на випаровування, складається з енергії на нагрів стічної води від початкової температури до температури випаровування; на деформування та перенесення центрів пароутворення; на роботу, витрачену на розділення розчинника і розчину; на формування поверхневих парових бульбашок при випаровуванні; на подолання сил тиску при формуванні бульбашок; на подолання міхуром границі розділу фаз і на транспортування парових бульбашок до границі розділу фаз.



При розрахунку енергетичних витрат враховують енергію, витрачену на випаровування  $r$ , і на роботу поділу розчину і розчинника  $l_p$ , так як інші складові невеликі:

$$q = r = l_p. \quad 14.1$$

Оскільки при випаровуванні з кристалізацією виділяється теплота кристалізації  $r_{кр}$ , то витрати енергії на випаровування будуть

$$q^* = q - r_{кр}. \quad 14.2$$

При випаровуванні низькоконцентрованих розчинів з кристалізацією значення  $l_p$  мале, тому витрати енергії на випаровування складуть

$$q = r - r_{кр}. \quad 14.3$$

Виморожування полягає у тому, що при температурі нижче температури замерзання чиста вода утворює кристали прісного льоду, а розчинні у ній солі розміщуються в комірках між цими кристалами. Температура замерзання розсолу завжди нижча температури замерзання чистої води і залежить від концентрації розчинених солей. Для виключення утворення дрібних кристалів і відділення межкристалітного розсолу процес виморожування проводять при режимах повільного переохолодження.

Різниця між температурою замерзання чистого розчинника  $t_3$  і розчину називають зниженням температури замерзання розчину  $\Delta t_3$ :

$$\Delta t_3 = t_3^* - t_3. \quad 14.4$$

Пониження температури замерзання для розбавлених розчинів неелектролітів пропорційне концентрації розчину:

$$\Delta t_3 = km, \quad 14.5$$

де  $k$  - криоскопічна константа розчинника, що залежить тільки від природи розчинника (але не розчиненої речовини), для води  $k = 1,85$ ;

$m$  - молярна концентрація.

Виморожування можна проводити під вакуумом або за допомогою спеціальної холодильної установки. Найбільш поширеними хладоагентами є аміак, діоксид вуглецю, бутан, пропан, ізобутан, хладони ( $CCl_2F_2$ ,  $CCl_3F$ ,  $CClF_3$ ) та їх оксиди.

Кристалізація - це процес виділення твердої фази у вигляді кристалів з насичених розчинів, розплавів чи парів. Кристалізацію можна здійснювати різними способами:

охладженням розчинів, розплавів і парів (ізогідравлічна кристалізація);

видаленням з розчинів частини розчинника шляхом випарювання (ізотермічна кристалізація);

висолюванням;

виморожуванням;

у результаті хімічної реакції, що забезпечує пересичення розчину;

впливом високих температур (автоклавна кристалізація).

Речовини, розчинність яких істотно зростає з підвищенням температури (позитивна розчинність), кристалізують при охолодженні їх насичених розчинів - це ізогідравлічна (політермічна) кристалізація, що йде при незмінному вмісті води у системі. Якщо із зростанням температури розчинність речовини зменшується (негативна розчинність), то кристалізацію проводять при нагріванні розчину.

Речовини, що мало змінюють розчинність при зміні температури, кристалізують шляхом випарювання води при постійній температурі - ізотермічна кристалізація.

Позитивну розчинність мають розчини  $MgCl_2$ ,  $MgSO_4$ ,  $NaCl$ ; негативну - розчини  $CaSCO_4$ ,  $CaSiO_3$ , тощо.

Кристалізацію солі можна також проводити введенням у концентрований розчин речовин, що зменшують її розчинність. Це речовини, що містять однаковий іон з даною сіллю або зв'язують воду. Кристалізацію такого типу називають висолюванням.

Поширеним видом кристалізації є хімічне осадження речовини з розчинів із застосуванням реагентів. Наприклад, домішки іонів металів осаджують у вигляді гідроксидів, додаючи у розчин луг.

Для оцінки поведінки розчинів при їх кристалізації і раціонального вибору способу проведення цього процесу

використовують діаграми стану розчинів, що виражають залежність розчинності солей від температури. Швидкість процесу кристалізації залежить від ступеня пересичення розчину, температури, інтенсивності перемішування, вмісту домішок тощо. Вона змінюється у часі, проходячи через максимум.

Для оцінки поведінки системи кристал-розчин або кристал-розплав в широкому діапазоні температури, тиску і концентрації використовують діаграму стану (фазову діаграму), на якій графічно зображується рівновага між різними фазами даної системи. Зв'язок між числом компонентів, числом фаз  $\Phi$  і числом ступенів свободи  $S$  даної системи встановлюється правилом фаз (рівнянням Гіббса):

$$S = K - \Phi + 2. \quad 14.6$$

Число ступенів свободи  $S$  даної системи відповідає числу незалежних параметрів, що характеризують цю систему (температура, тиск, концентрація).

Фазова рівновага однокомпонентної системи визначається двома параметрами: температурою і тиском. Згідно з правилом фаз число ступенів свободи однокомпонентної системи за умови рівноваги двох фаз дорівнює 1, отже, в однокомпонентній системі тільки один параметр може незалежно змінюватись без зміни числа фаз - тиску або температури.

На фазову рівновагу двокомпонентних (бінарних) систем можуть впливати три параметри: температура, тиск і концентрація. Однак при кристалізації з розчинів основний інтерес представляють рідка і тверда фази даної системи. Оскільки тиск незначно впливає на рівновагу між рідиною і твердою фазами, фазову рівновагу може бути представлено на діаграмі температура - концентрація.

Процес кристалізації складається з двох послідовних стадій: утворення зародків кристалів і зростання кристалів. Утворення зародків кристалів відбувається у пересичених розчинах, коли пересичення досягає певної величини. Різницю між концентрацією розчину, при якій починають утворюватися зародки, і концентрацією насиченого розчину називають максимальним пересиченням.

Пересичені розчини характеризують різницею між концентраціями пересиченого  $C_n$  і насиченого  $C^*$  розчинів, відносним пересыщенням  $(C_n - C^*)/C^*$  або коефіцієнтом пересичення  $C_n/C^*$ .

Розчинність кристалів збільшується зі зменшенням їх розмірів. Дуже дрібні кристали розчиняються навіть у пересичених розчинах. Таким чином, для кожного пересичення існує мінімальний розмір кристала, що забезпечує стійкість його при цьому пересиченні і рівновагу з розчином. Кристали, що мають розмір менше мінімального, будуть розчинятися, а кристали, що мають розмір більше критичного, будуть рости.

Після виникнення у пересиченому розчині зародків кристалів за розмірами, більшими критичних, на їх поверхні починає відкладатися кристалізуюча речовина. Лінійна швидкість росту кристала, тобто швидкість збільшення розміру кристала у напрямку нормалі до грані кристала, є основною характеристикою цієї стадії процесу кристалізації.

Для зародка сферичної форми робота дорівнює

$$A = 4/3\pi r^2 \sigma, \quad 14.7$$

де  $r$  - розмір зародка;

$\sigma$  - коефіцієнт поверхневого натягу.

Розмір зародка, що знаходиться у рівновазі з пересиченим розчином, обернено пропорційний логарифму ступеня пересичення:

$$r = 2\sigma M / [\rho RT \ln(C_n/C^*)], \quad 14.8$$

де  $M$  - молярна маса твердої фази;

$\rho$  - густина речовини;

$R$  - універсальна газова постійна;

$T$  - абсолютна температура.

Ймовірність утворення зародків зростає з підвищенням температури. Цьому процесу сприяють механічна вібрація, перемішування, вплив акустичного і магнітних полів.

Зростання кристалів відбувається у результаті дифузії речовини з основної маси розчину до поверхні зростаючого кристала з

подальшим включенням частинок розчиненої речовини у кристалічну решітку.

Швидкість дифузії частинок до поверхні кристала визначається по рівнянню

$$dM/dt = \beta S(C_n - C_{кр}), \quad 14.9$$

а швидкість росту кристала

$$dM/dt = \beta_{кр} S(C_{кр} - C^*). \quad 14.10$$

Загальне рівняння швидкості кристалізації має вигляд

$$dM/dt = 1(1/\beta + 1/\beta_{кр})S(C_n - C^*) = k_{кр} S(C_n - C^*), \quad 14.11$$

де  $M$  - кількість дифузійної речовини;  $t$  - час;

$\beta$  і  $\beta_{кр}$  - коефіцієнти масовіддачі і процесу кристалізації;

$S$  - площа поверхні кристала;

$C_{кр}$  - концентрація речовини біля поверхні кристала;

$k_{кр}$  - коефіцієнт швидкості кристалізації.

Деякі домішки у розчині збільшують швидкість кристалізації, інші зменшують.

### 3.1.5.2 Термоокислення домішок стічних вод

По теплотворній здатності промислові стоки ділять на стічні води, здатні горіти самостійно, і на води, для знешкодження яких необхідно додавати паливо. Ці стічні води мають ентальпію нижче 8400 кДж/кг (2000 ккал/кг).

При використанні термоокислювального методу всі органічні речовини, що забруднюють стічні води, повністю окислюються киснем повітря при високих температурах до нетоксичних сполук. До цього методу відносять способи рідкофазного і парофазного каталітичного окислення, вогневий (полум'яний) спосіб.

*Рідкофазне окислення.* Цей спосіб очищення заснований на окисленні розчинених у воді органічних речовин киснем при температурах 100...350°C і тиску 2...28 МПа. При високих тисках розчинність у воді кисню значно зростає, що сприяє прискоренню процесу окислення органічних речовин. Ефективність процесу окислення збільшується з підвищенням температури. Летючі

речовини окислюються в основному у парогазовій, а нелеткі - у рідкій фазі.

Цей спосіб використовують для очищення стічних вод хімічної, нафтопереробної, целюлозно-паперової, фармацевтичної та інших галузей промисловості.

*Парофазне каталітичне окислення.* В основі способу лежить процес гетерогенного каталітичного окислення киснем повітря при високій температурі летючих органічних речовин, що знаходяться у стічних водах. Процес протікає інтенсивно у паровій фазі в присутності мідно-хромового, цинк-хромового, мідно-марганцевого або іншого каталізатора. Основний недолік способу - можливість отруєння каталізаторів сполуками фосфору, фтору, сірки, тому необхідно попередньо видалити ці отрути з стічних вод.

Переваги способу: можливість очищення великого об'єму стічних вод без попереднього концентрування, відсутність у продуктах окислення шкідливих органічних речовин; можливість комбінування з іншими методами; безпека в роботі.

Недоліки методу: неповне окислювання деяких органічних речовин; висока корозія обладнання у кислих середовищах.

*Вогняне знешкодження.* Цей спосіб знешкодження стічних вод є найбільш ефективним і універсальним з термічних способів. Сутність його полягає у розпилюванні стічних вод безпосередньо у топковий газ, нагрітий до 800...1000°C. При цьому вода випаровується, а органічні домішки згорають.

Вогневий спосіб застосовують для знешкодження стічних вод, що містять тільки мінеральні речовини. Він може бути використаний також для знешкодження невеликого обсягу стічних вод, що містять високотоксичні органічні речовини, очищення від яких іншими методами неможлива або неефективна. Крім того, вогневий метод доцільний, якщо є горючі відходи, які можна використовувати як паливо.

У процесі знешкодження стічних вод різного складу можуть утворюватися оксиди лужних і лужно-земельних металів (CaO, MgO,

BaO, K<sub>2</sub>O, Na<sub>2</sub>O тощо). При дисоціації хлоридів у димових газах містяться хлор і хлороводень. Органічні сполуки, що містять сірку, фосфор, галогени, можуть утворювати SO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, HCl, Cl<sub>2</sub> тощо. Присутність цих речовин у димових газах небажана, так як це викликає корозію апаратури. Із стічних вод, що містять нітросполуки, можуть виділятися оксиди азоту. Між цими сполуками відбуваються взаємодії з утворенням нових сполук, у тому числі і токсичних.

### **3.1.6 РОЗВЕДЕННЯ ДОМІШОК У ГІДРОСФЕРІ**

Загальні умови випуску стічних вод будь-якої категорії у поверхневі водойми визначаються народногосподарською їх значимістю і характером водокористування. Після випуску стічних вод допускається деяке погіршення якості води у водоймах, однак це не повинно помітно позначатися на його життя і на можливості подальшого використання водойми як джерела водопостачання, для культурних і спортивних заходів, рибогосподарських цілей.

#### **3.1.6.1 Необхідна ступінь очищення стічних вод**

Умови випуску виробничих стічних вод у водойми регламентуються Правилами охорони поверхневих вод від забруднення стічними водами і Правилами санітарної охорони прибережних районів морів, і містять вказівки щодо попередження та усунення забруднення виробничими стічними водами поверхневих водойм - річок, озер, штучних каналів, водосховищ і морів.

Наведені у Правилах нормативи якості води водойм відносяться до створів, розташованих на проточних водоймах на 1 км вище за течією пункту водокористування, а на непроточних водоймах і водосховищах - на 1 км в обидва боки від пункту водокористування. При випуску у рибогосподарські водойми до стічних вод пред'являються більш високі вимоги, ніж при випуску їх у водойми, що використовуються для питних і соціально-побутових потреб населення.

Склад і властивості води у рибогосподарських водоймах повинні відповідати нормам у місці випуску стічних вод при розпорощуванні випуску (наявність течій), а при відсутності розсіюючого випуску - не далі 500 м від місця випуску.

При розведенні стічної води поширення домішок у воді при її спуску у водойми підпорядковується законам дифузії, але зважаючи на малі величини коефіцієнтів дифузії домішок у водному середовищі їх перенесення здійснюється в основному молекулярною дифузиею.

Сутність масообмінних або дифузійних процесів полягає у переносі речовини шляхом дифузії з однієї фази в іншу до досягнення рівноваги. Основним видом процесів масопереносу домішок у воді водойм є змішування і масообмін між потоками рідини.

Нормативи складу і властивостей води водойм включають нормовані значення для наступних параметрів води водойм: вміст плаваючих домішок і зважених речовин, запах і присмаки, забарвлення і температура води, реакція рН води, склад і концентрації мінеральних домішок і розчиненого у воді кисню, біохімічна потреба води у кисні, склад і гранично допустима концентрація (ГДК) отруйних і шкідливих речовин, хвороботворних бактерій, радіоактивні речовини.

Шкідливі та отруйні речовини різноманітні за своїм складом, у зв'язку з чим їх нормують за принципом лімітуючого показника шкідливості (ЛПШ), під яким розуміють найбільш ймовірний несприятливий вплив кожної речовини. При нормуванні якості води у водоймах питного і культурно-побутового призначення використовують три види ЛПШ: санітарно-токсикологічний, загальносанітарний і органолептичний. Для водойм рибогосподарського призначення поряд із зазначеними, використовують ще два види ЛПШ: токсикологічний і рибогосподарський.

Умови спуску стічних вод при сумісній присутності у них декількох шкідливих речовин полягає у тому, що сума концентрацій



всіх речовин, виражених у частках від відповідних ГДК для кожної речовини окремо, не повинна перевищувати 1. Сумарний ефект впливу на санітарний стан водойми декількох шкідливих речовин визначають за формулою

$$C_1/C_{1г.д} + C_2/C_{2г.д} + \dots + C_i/C_{iг.д} \leq 1, \quad 15.1$$

де  $C_1, C_2, \dots, C_i$  - концентрації шкідливих речовин у воді водойми;

$C_{1г.д}, C_{2г.д}, \dots, C_{iг.д}$  - ГДК, встановлені для відповідних шкідливих речовин у воді їх джерела.

Якщо ця умова не дотримується, то санітарний стан водойми не задовольняє нормативним вимогам і необхідно здійснити заходи щодо підвищення ефективності очищення стічних вод перед спуском у водойму.

Крім розрахунку ГДК забруднення (шкідливої речовини) у спускних стічних водах визначають необхідну ступінь очищення за кількістю завислих речовин, БСК<sub>повн</sub>, розчиненому у воді водоймища кисню, температурі води водойми, загальносанітарним показником шкідливості, за зміною активної реакції води з урахуванням коефіцієнта змішування  $m$  для проточних і коефіцієнта розбавлення  $n$  для непроточних водойм.

Допустимий вміст зважених речовин  $C_b$  у спускних стічних водах відповідно з санітарними правилами може бути визначено з рівняння

$$mQb + qC_b = (mQ + q)(p + b) \quad 15.2$$

звідки

$$C_b = p(mQ/q + 1) + b, \quad 15.3$$

де  $m$  - коефіцієнт змішування, що показує, яка частина витрат води у водоймі змішується зі стічними водами у розрахунковому створі;

$Q$  - витрата води у водоймі;

$q$  - витрата стічних вод, що надходять у водойму;

$p$  - допустиме за санітарним правилам збільшення вмісту завислих речовин у водоймі після спуску стічних вод (у залежності від виду водокористування), г/м<sup>3</sup>;

$b$  - вміст завислих речовин у воді водойми до спуску стічних вод, г/м<sup>3</sup>.

Необхідна ступінь очищення  $D$  по зваженим речовин, %:

$$D = \frac{C_{в.н} - C_{в}}{C_{в.н}} 100, \quad 15.4$$

де  $C_{в.н}$  - кількість зважених речовин у стічній воді до очищення, г/м<sup>3</sup>.

В основу розрахунку необхідного ступеня очистки по БПК<sub>повн</sub> покладено зміну ступеня забруднення шляхом розбавлення стічних вод водою водойми, а також за рахунок біохімічних процесів самоочищення стічних вод від органічних речовин.

Баланс БСК суміші річкової та стічної води у розрахунковому створі (без урахування реаерації) виражається рівнянням

$$qL_{ст}10^{-k_{ст}t} + mL_p10^{-k_p t} = (q + mQ)L_{п.д}, \quad 15.5$$

де  $L_{ст}$  - БСК<sub>повн</sub> стічної рідини, яка повинна бути досягнута у процесі очищення;

$L_p$  - БСК<sub>повн</sub> річкової води до місця спуску стічних вод;

$L_{п.д}$  - гранично допустима БСК<sub>повн</sub> суміші річкової та стічної води у розрахунковому створі;

$k_{ст}$  і  $k_p$  - константи швидкості споживання кисню відповідно стічної і річковою водою;

$t$  - тривалість переміщення води від місця спуску стічних вод до розрахункового пункту, діб, що дорівнює відношенню відстані по фарватеру  $l_{сп}$  від місця спуску стічних вод до розрахункового пункту до середньої швидкості течії води у річці на даній ділянці.

Звідси

$$L_{ст} = \frac{mQ}{q10^{-k_{ст}t}} (L_{п.д} - L_p10^{-k_p t}) + \frac{L_{п.д}}{10^{-k_{ст}t}}. \quad 15.6$$

Якщо фактична БСК<sub>повн</sub> стічної води, що підлягає скиду  $L_a \gg L_{ст}$ , то вода до випуску у водойму повинна бути очищена. Необхідна ступінь очищення  $E$ , %, визначається виразом

$$E = \frac{L_a - L_{ст}}{L_a} 100. \quad 15.7$$

Найбільш простий спосіб з існуючих способів розрахунку необхідного ступеня очистки по розчиненому у воді водоймища

кисню заснований на обліку поглинання стічними водами тільки того розчиненого кисню, який міститься у річковій воді вище місця спуску стічних вод:

$$mQC_{O_p} - (mQL_p + qL_{ст})k = (mQ + q)C_{O_{к.р}}, \quad 15.8$$

де  $C_{O_p}$  - концентрація розчиненого кисню у річковій воді вище місця спуску стічних вод, г/м<sup>3</sup>;

$k$  - коефіцієнт перерахунку БСК<sub>повн</sub>, що визначається лабораторним шляхом;

$C_{O_{к.р}}$  - мінімальна концентрація розчиненого кисню, яка повинна зберегтися у воді водойми нижче місця спуску стічних вод, г/м<sup>3</sup>.

Допустима концентрація стічних вод при цих умовах

$$L_{ст} = \frac{mQ}{kq} (C_{O_p} - kL_p - C_{O_{к.р}}) - \frac{C_{O_{к.р}}}{k} . \quad 15.9$$

Якщо отримана величина  $L_{ст}$  менша розрахункової концентрації в проєктованих до спуску у водойму стічних водах, то останні повинні бути очищені до концентрації органічних забруднень за БСК<sub>повн</sub>, рівною концентрації  $L_{ст}$ .

Необхідний ступінь очищення по температурі води водойми визначають у відповідності з санітарними вимогами, що обмежують підвищення літньої температури води за рахунок термальних забруднень стічних вод, що надходять у водойму. Ця умова описується рівнянням

$$T_{ст} = (mQ/q + 1)T_d + T_p, \quad 15.10$$

де  $T_{ст}$  - максимальна температура стічних вод, при якій дотримується санітарна вимога щодо температури води у розрахунковому створі;

$T_p$  - максимальна температура води водойми до місця випуску стічних вод у літній час;

$T_d$  - допустиме підвищення (не більше ніж на 3°C) температури води водойми.

Необхідний ступінь очищення за загальносанітарним показником шкідливості слід знаходити для найбільш важко витягуючого із

стічних вод компонента. Концентрація ж цієї речовини у розрахунковому створі  $C_B$  повинна бути

$$C_B \leq C_{B,п.л.} \left( 1 - \sum_1^{i-1} \frac{C_i}{C_{B,п.л.}} \right). \quad 5.11$$

Якщо умову необхідного ступеня очищення буде витримано для цієї речовини, то ефект очищення від інших забруднюючих компонентів також буде забезпечений, то санітарні норми на присутність декількох речовин однієї групи лімітуючого показника шкідливості будуть витримані.

Необхідний ступінь очищення за зміни активної реакції води визначають з умов змішування стічних вод з водою водойми по допустимому вмісту кислоти  $C_{ст.к}$  або лугу  $C_{ст.л}$  у стічних водах, які спускають у водойму:

$$C_{ст.к} = \frac{mQ}{q} C_k; \quad 15.12$$

$$C_{ст.л} = \frac{mQ}{q} C_l. \quad 15.13$$

Якщо розрахункові концентрації лугу або кислоти менші фактичних концентрацій у виробничих стічних водах, то перед скиданням у водойму стічні води необхідно нейтралізувати.

### 3.1.6.2 Розбавлення стічних вод при спуску у водойми

Розбавлення стічних вод - це процес зменшення концентрації домішок у водоймах, викликаний перемішуванням стічних вод з водним середовищем, в яке вони випускаються. Інтенсивність процесу розведення кількісно характеризується кратністю розбавлення:

$$n = (C_0 - C_B) / (C - C_B), \quad 15.14$$

де  $C_0$  - концентрація забруднюючих речовин у стічних водах, що випускаються;

$C_B$  і  $C$  - концентрації забруднюючих речовин у водоймі до і після випуску відповідно.

У проточних водоймах з направленим плином кратність розбавлення у розрахунковому створі  $n_p$  визначається за формулою

$$n = (mQ + q) / q, \quad 15.15$$

де  $m$  - коефіцієнт змішування, що показує, яка частина витрат води у водоймі бере участь у змішуванні;

$q$  - об'ємна витрата стічних вод, що скидаються у водоймище з об'ємною витратою води  $Q$ .

За умови повного перемішування стічних вод концентрація домішок у водоймі у довільний момент часу дорівнює

$$C = t(C_0q + \sum C_B Q) / V, \quad 15.16$$

де  $t = V / (q + \sum Q - Q_n)$  - період повного обміну води у водоймі;

$V$  - об'єм водойми;

$Q_n$  - втрати витрати води у водоймі без віднесення домішок.

Взаємозв'язок між санітарними вимогами до умов спуску стічних вод у водойми, тобто відповідності складу і властивостей води водойми, яка використовується для водокористування, встановленими нормативами, і необхідним ступенем очищення стічних вод перед спуском їх у водойму у загальному вигляді виражається формулою

$$C_{ст}q + C_p mQ \leq (mQ + q)C_{п.д}, \quad 15.17$$

де  $C_{ст}$  - концентрація забруднення (шкідливої речовини) стічних вод, при якій не будуть перевищені допустимі межі;

$q$  - витрата стічних вод, що надходять у водойму;

$C_p$  - концентрація цього ж виду забруднення у воді водойми вище місця випуску розглянутого стоку;

$Q$  - витрата води у водоймі;

$C_{п.д}$  - гранично допустимий вміст забруднення (шкідливої речовини) у воді водойми.

Коефіцієнт змішування  $m$  залежить від багатьох факторів: конструкції випуску, відстані до розрахункового створу, гідравлічних і гідрологічних параметрів водоймища.

Перетворюючи формулу (15.17), можна отримати значення  $C_{ст}$ , тобто величину концентрації забруднення (шкідливої речовини) у стічних водах, яка повинна бути досягнута в результаті їх очищення і знешкодження:

$$C_{ст} \leq mQ (C_{п.д} - C_p) / q + C_{п.д} \quad 15.18$$

Умови змішування стічних вод з водами озер і водосховищ значно відрізняються від умов змішування у річках.

Концентрація домішок значно зменшується в початковій зоні змішування, але повне перемішування відбувається на значно більших відстаннях від місця випуску, ніж у річках. Крім того, змінюються у часі напрямки і значення швидкості руху повітря над озерами і водосховищами, які переносять забруднення у різному напрямку від місця випуску.

При розрахунку необхідного ступеня очищення стічних вод, які спускають у непроточні водойми, у розрахункові формули (15.3), (15.6), (15.9), (15.10), (15.12) і (15.13) замість виразу  $mQ/q$  [див. формулу (15.15)] вводиться вираз  $n - 1$ , і вони набувають наступний вигляд:

1) гранично допустима концентрація забруднення (шкідливої речовини) у спускних стічних водах

$$C_{ст} \leq C_b + m(C_{п.д} - C_b), \quad 15.19$$

де  $C_b$  - концентрація забруднення (шкідливої речовини) у воді непроточного водоймища;

2) концентрація зважених речовин у спускних стічних водах

$$C_b = b + np; \quad 15.20$$

3) допустима величина БСК<sub>повн</sub> у спускних стічних водах

$$L_{ст} = \frac{n-1}{10^{-k_{ст}t}} (L_{п.д} - L_b 10^{-k_{ст}t}) + \frac{L_{п.д}}{10^{-k_{ст}t}} \quad 15.21$$

де  $L_b$  - БСК<sub>повн</sub> води у непроточном водоймі до скидання стічних вод;

$k_b$  - константа швидкості споживання кисню у воді непроточного водоймища;

4) допустима величина БСК<sub>полн</sub> у спускних стічних водах по розчиненому у воді кисню

$$L_{ст} = \frac{n-1}{k} (C_{0n} - kL_b - C_{0n-1}) - \frac{C_{0n-1}}{k}, \quad 15.22$$

де  $C_0$  - концентрація розчиненого кисню у воді непроточного водоймища до спуску стічних вод;

$C_0$  - ГДК розчиненого кисню, яка повинна бути у розрахунковому створі після спуску стічних вод;

5) допустима максимальна температура спускних стічних вод

$$T_{\text{ст}} = nT_{\text{а}} + T_{\text{в}} \quad 15.23$$

де  $T_{\text{в}}$  - розрахункова температура у воді непроточного водоймища до спуску стічних вод;

6) допустимий вміст кислоти або лугу у спускних стічних водах

$$C_{\text{ст.к}} = (n - 1)C_{\text{к}}; \quad 15.24$$

$$C_{\text{ст.л}} = (n - 1)C_{\text{л}}. \quad 15.25$$

# ГЛАВА 4

## ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ ЛІТОСФЕРИ ВІД ВІДХОДІВ

### 4.1 ОБРОБКА СТОКІВ І ОСАДІВ СТІЧНИХ ВОД

Захист літосфери включає не тільки захоронення відходів шляхом їх розміщення на полігонах і звалищах, але і переробку рідких і твердих відходів з використанням різних методів.

#### 4.1.1 Класифікація методів обробки осадів

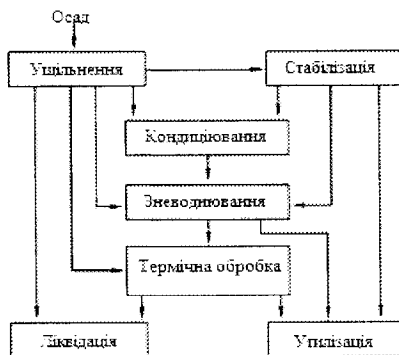
Перш ніж направити осади стічних вод на ліквідацію або утилізацію, їх піддають попередній обробці для отримання шламу, властивості якого забезпечують можливість його утилізації або ліквідації з найменшими витратами енергії і забрудненнями навколишнього середовища. Технологічний цикл обробки осадів стічних вод представлений на рис. 16.1.

Ущільнення осадів стічних вод - первинна стадія їх обробки. Поширені гравітаційний і флотаційний методи ущільнення, що здійснюються у відстійниках-ущільнювачах в установках напірної флотації. Застосовується також відцентрове ущільнення осадів у циклонах і центрифугах. Перспективне вібраційне ущільнення шляхом фільтрування осадів стічних вод через фільтрувальні перегородки або з допомогою занурених в осад вібраторів.

Зневоднення осадів стічних вод призначено для отримання шламу з об'ємною концентрацією полідисперсної твердої фази до 80%. До недавнього часу зневоднення здійснювалося в основному сушінням осадів на мулових майданчиках. Проте низька ефективність такого процесу, дефіцит земельних ділянок у промислових районах і забруднення повітряного середовища зумовили розробку і застосування більш ефективних методів зневоднення: вакуум-фільтрування на фільтр-пресах,



центрифугування та вібраційне фільтрування. Термічною сушкою зневоднюють осади, що містять сильно токсичні речовини, які перед ліквідацією та утилізацією необхідно знезаражувати. Широке впровадження процесів термічної сушки обмежується високою вартістю процесу очищення.



**Рис. 16.1** Технологічний цикл обробки осадів стічних вод

Стабілізація осадів використовується з метою запобігання руйнування біологічно розкладаючої частини органічної речовини, і не допущення загнивання осадів при тривалому зберіганні на відкритому повітрі (сушіння на мулових майданчиках, використання в якості сільськогосподарських добрив тощо). Для стабілізації осадів промислових стічних вод застосовують в основному аеробну стабілізацію - тривале аерування осадів у спорудах типу аеротенків, у результаті чого відбувається розпад основної частини біологічно розкладаючих речовин, схильних до гниття.

Кондиціонування осадів проводять для руйнування колоїдної структури осаду органічного походження і збільшення водовіддачі при зневодненні. У промисловості застосовують в основному реагентний метод кондиціонування за допомогою хлорного заліза і вапна.

Термічному кондиціонування перед зневодненням піддають органічні осади міських і промислових стічних вод, що пройшли

біологічне очищення. До методу термічного кондиціонування належать теплова обробка, рідкофазне окислення, заморожування і відтавання (останнє в основному для кондиціонування осадів водопровідних станцій).

Воно застосовується для кондиціонування осадів міських і промислових стічних вод із зольністю 30...40%. У технологічних схемах, що завершуються стадією зневоднення, його переваги, крім підготовки до зневоднення осадів, полягають у забезпеченні надійної стабілізації та повної стерилізації осадів.

Сутність методу теплової обробки полягає у нагріванні осадів до температури 150...200°C і витримці при цій температурі у закритій ємності протягом 0,5...2 год. У результаті такої обробки різко змінюється структура осаду, близько 40% сухої речовини переходить у розчин, а частина набуває водовіддаючої властивості. Осад після теплової обробки швидко ущільнюється до вологості 92...94%, і його обсяг становить 20...30% початкового.

Рідкофазне окислення осадів набуло поширення за кордоном в останні 50 років. Його сутність полягає в окисленні органічної частини осаду киснем повітря при високих температурі і тиску. Ефективність процесу оцінюється глибиною окислювання органічної частини осаду. Ця величина залежить в основному від температури обробки. Для окислення на 50% необхідна температура близько 200°C, на 70 % і більше - 250...800°C.

Окислення осаду супроводжується виділенням теплоти. При вологості осаду близько 96% виділеної теплоти достатньо для самопідтримки температурного режиму, основна енергія витрачається на подачу стисненого повітря.

Ліквідація осадів стічних вод застосовується у тих випадках, коли утилізація виявляється неможливою або економічно нерентабельною. Вибір методу ліквідації осадів визначається їх складом. Спалювання - один з найбільш поширених методів ліквідації осадів стічних вод. Попередньо зневоднені осадки органічного походження мають теплотворну здатність 16800...21000

кДж/кг, що дозволяє підтримувати процес горіння без використання додаткових джерел теплоти.

Перед спалюванням проводять попередню обробку шламу стічних вод, що включає видалення піску, додавання присадок, згущення, встановлення необхідного складу і видалення води. Завдяки цим операціям підвищується температура згорання шламу через збільшення вмісту летких сполук. Згущення шламу призначене для зменшення його об'єму. Мета обробки шламу - зменшення кількості поверхневої та зв'язаної води шляхом теплової обробки, хімічної обробки. У результаті вміст вологи у шламі скорочується на 75%, при цьому мінімізується потреба у паливі для спалювання.

#### **4.1.2 Технологія обробки осадів**

Хімічна та санітарна характеристика осадів залежить від виду виробничих стічних вод та від застосовуваного методу очищення.

За хімічним складом осади поділяються на три групи: переважно мінерального складу; переважно органічного складу, які мають зольність менше 10%; мають у своєму складі речовини органічного та мінерального походження; зольність таких осадів може змінюватись від 10 до 60%.

Всі осади виробничих стічних вод можна розділити на два класи: інертні і токсичні. Крім того, осади виробничих стічних вод бувають двох видів: стабільні і нестабільні (загниваючі).

В осадах містяться сполуки кремнію, алюмінію, заліза, оксиду кальцію, магнію, калію, натрію, нікелю, хрому тощо Хімічний склад осадів здійснює великий вплив на їх водовіддачу. Сполуки заліза, алюмінію, хрому, міді, а також кислоти, луги та деякі інші речовини, що містяться у виробничих стічних водах, сприяють інтенсифікації процесу зневоднення осадів і знижують витрати хімічних реагентів на їх коагуляцію перед зневодненням. Масла, жири, азотні сполуки, волокнисті речовини, навпаки, є несприятливими компонентами. Оточуючи частинки осаду, вони порушують процеси ущільнення і

коагуляції, а також збільшують вміст органічних речовин в осаді, що позначається на погіршенні його водовіддачі.

Обробка інертних стабільних осадів першої групи, як правило, не зустрічає особливих труднощів. Ці осадки зазвичай направляються у шламонакопичувачі і по можливості утилізуються. Так, осадки стічних вод підприємств металургійної та вугільної промисловості можуть бути знову використані у виробництві. Багато осадків мінерального складу знаходять застосування у промисловості будівельних матеріалів. Осадки другої і третьої групи відрізняються надзвичайною різноманітністю складу і властивостей, і тому для кожного конкретного виду осаду повинні вишукуватися свої прийоми обробки та утилізації.

Найважливішим показником здатності осадків стічних вод до водовіддачі є питомий опір. Величина питомого опору є узагальнюючим параметром, яка враховує зміну складу і властивостей осаду, що дозволяє вибирати методи його обробки, а також здійснювати відповідні технологічні розрахунки.

Форми зв'язку води з твердими частинками впливають на вибір процесів, що використовуються для обробки осадків. У відповідності з класифікацією волога в осадах по мірі збільшення енергії зв'язку з твердими частинками суспензій підрозділяється на надлишкову, осмотичну, макро - і вологу мікропор. При зневодненні і сушці осадків на кожен вид вологи витрачається визначена питома енергія. Хімічно зв'язана вода входить до складу речовини і не відділяється навіть при термічній сушці осадків.

Механічне зневоднення осадків промислових стоків може проводитися екстенсивними і інтенсивними методами. Екстенсивні методи здійснюються на різного роду ущільнювачах, інтенсивне зневоднення і згущення здійснюється за допомогою фільтрування, центрифугування, гідроциклонування тощо.

Механічними методами зневоднення, а також природною сушкою на мулових майданчиках осадків видаляється значна частина надлишкової і осмотичної води. Вода мікро - і макропор видаляється

випарюванням або під дією тиску. Метод теплової сушки, найбільш надійний для вивчення форм зв'язку вологи з частинками твердої фази, полягає у виявленні форм зв'язку вологи шляхом зняття кривих кінетики ізотермічного сушіння осадів.

Криві швидкості сушіння показують, що у досліджених осадах міститься поверхнева та внутрішня волога, тому при глибокому висушуванні (до вологості 0%) необхідно, щоб осади пройшли два періоду сушіння. Перший період для більшості осадів третьої групи обмежується вологістю 25...30%. Якщо за технологічними умовами потрібно забезпечити більш глибоку сушку осадів, то процес доцільно вести у двох різних апаратах.

У хімічних виробництвах, теплоенергетиці та інших галузях промисловості широко поширені мінералізовані стоки і відходи.

Якщо мінералізовані стоки, є термічні, то можливі наступні напрямки обробки:

зменшення обсягів стоків при їх граничному концентруванні і зберіганні цих розчинів у штучних або природних сховищах;

виділення зі стоків солей та інших цінних речовин і застосування опрісненої води для потреб промисловості і сільського господарства.

Процес розділення води і мінеральних речовин може здійснюватися у дві стадії:

концентрування вихідного розчину;

виділення з нього сухого залишку.

Якщо здійснюється перша стадія, то концентрований розчин направляється на подальшу переробку або, у крайньому випадку, на поховання. Можна подавати стічні води, минаючи стадію концентрування, безпосередньо на виділення з них сухих речовин, наприклад у розпилювальну сушарку або у камеру спалювання.

Концентрування розчинів здійснюють у випарних, виморожуючих, кристалогідратних установках безперервної та періодичної дії.

При випарному способі концентрація розчину підвищується внаслідок видалення парів розчину при випаровуванні рідини. Цей спосіб найбільш поширений у техніці концентрування розчинів.

Випарні установки підрозділяються на випарні, в яких кипіння здійснюється на поверхні нагріву або у винесеній зоні, і встановлення адіабатного випаровування, в якому випаровування перегрітої рідини відбувається в адіабатній камері.

При використанні способу виморожування концентрування мінералізованих стоків засноване на тому, що кількість солей у кристалах льоду значно менша, ніж у розчині, і утворюється прісний лід. Внаслідок цього по мірі утворення льоду концентрація солей у розчині підвищується. Концентрування мінералізованих вод можна здійснити двома способами: виморожуванням при випаровуванні під вакуумом або заморожуванням за допомогою спеціального холодильного агента.

У кристалогідратному способі концентрування стічних вод засновано на здатності деяких речовин (фреони, хлор тощо) при певних умовах утворювати кристалогідрати. При цьому молекули води переходять у кристалогідрати, а концентрація розчинів підвищується. При плавленні кристалів знову виділяється вода, яка є гідрато утворюючим агентом. Процес гідратоутворення може відбуватися при температурі нижче і вище навколишнього середовища.

При використанні термоокислювального методу всі органічні речовини, що забруднюють стічні води, повністю окислюються киснем повітря при високих температурах до нетоксичних сполук. До цього методу відносять способи рідкофазного окиснення, парофазного каталітичного окислення та вогневий (полум'яний) спосіб.

Теплотехнічні розрахунки процесу спалювання є залежності від вологості осаду здійснюються відповідно до його теплотехнічних характеристик.

Спалювання термічно висушеного осаду полегшує подачу його у топку і дозволяє отримати надлишкову теплоту, яку можна регенерувати.

## **4.2. Обробка, переробка і утилізація твердих відходів**

### **4.2.1 Переробка і утилізація твердих відходів**

У практиці рекуперації твердих відходів промисловості використовують способи збагачення перероблюваних матеріалів: гравітаційні, магнітні, електричні, флотаційні і спеціальні. Багато процесів утилізації твердих відходів базуються на використанні способу вилуговування (екстрагування), розчинення і кристалізації перероблюваних матеріалів.

При утилізації та переробці твердих відходів застосовують різні способи термічної обробки вихідних твердих матеріалів і отриманих продуктів: піроліз, переплав, випалювання та вогняне знешкодження (спалювання) багатьох видів твердих відходів на органічній основі.

### **4.2.2 Механічна переробка твердих відходів**

Різноманіття видів твердих відходів, значна відмінність складу однойменних відходів ускладнює завдання їх утилізації. У той же час різні технології рекуперації твердих відходів у своїй основі базуються на методах, сукупність яких забезпечує можливість утилізації вторинних матеріальних ресурсів або їх переробки у цільові продукти.

Найбільш раціональним способом захисту літосфери від відходів виробництва і побуту є освоєння спеціальних технологій по збору та переробці відходів.

Для переробки твердих відходів застосовуються такі процеси, як дроблення і подрібнення, класифікація і сортування, збагачення у важких середовищах, відсадження, магнітна та електрична сепарація, сушка і грануляція, термохімічний випал, екстракція тощо

Інтенсивність та ефективність більшості хімічних і біохімічних процесів зростає зі зменшенням розмірів шматків перероблюваних матеріалів. У зв'язку з цим технологічним операціям переробки твердих відходів зазвичай передують операції зменшення розмірів їх шматків.

Для тих промислових відходів, утилізація яких не пов'язана з необхідністю проведення фазових перетворень або впливу хімічних реагентів, але які не можуть бути використані безпосередньо, застосовують два види механічної обробки: подрібнення і компактування (пресування). Це у рівній мірі відноситься до відходів як органічного, так і неорганічного походження. Після подрібнення, за яким може слідувати фракціонування, відходи перетворюються у продукти, готові для подальшого використання. Твердий матеріал можна зруйнувати і подрібнити до бажаного розміру частинок роздавлюванням, розколюванням, розламуванням, різанням, розпилюванням, стиранням і різними комбінаціями цих способів.

*Подрібнення.* Подрібненням називається процес багаторазового руйнування твердого тіла під дією зовнішніх навантажень, що перевищують сили молекулярного притягання у подрібнюючому тілі. Процес подрібнення супроводжується багаторазовим збільшенням питомої поверхні подрібнюваного матеріалу, що дозволяє різко інтенсифікувати хімічні і масообмінні процеси, швидкість яких визначається площею міжфазної взаємодії.

Процеси подрібнення широко поширені у технології рекуперації твердих відходів при переробці відвалів корисних копалин, що вийшли з ладу будівельних конструкцій і виробів, деяких видів змішаного брухту виробів з чорних і кольорових металів, паливних та металургійних шлаків, відходів вуглезбагачення, деяких виробничих шлаків та відходів пластмас, піритних недогарків і ряду інших вторинних матеріальних ресурсів.

Процес подрібнення характеризується ступенем подрібнення  $i$  - відношенням середнього розміру вихідних твердих відходів  $d_H$  до подрібнення до середнього розміру матеріалу після подрібнення  $d_K$ :



$$i = d_H/d_K. \quad 17.1$$

Оскільки вихідний і подрібнений матеріал мають полідисперсний склад, для його оцінки використовують різні характеристики: найбільший  $d_{\max}$  і найменший  $d_{\min}$  діаметри частинок; розмах варіювання  $R = d_{\max}/d_{\min}$ ; середній діаметр частинок  $d_{\text{ср}}$ ; гранулометричний (дисперсний) склад, що характеризує частку, або відсоток маси часток кожного класу крупності; питома поверхня частинок  $S$ .

Частинки твердого матеріалу мають неправильну форму, тому під їх розміром розуміють діаметр кулі, еквівалентної за обсягом:

$$d_V = \sqrt[3]{\frac{6V}{\pi}}, \quad 17.2$$

або питомої поверхні

$$d_n = 6/S, \quad 17.3$$

де  $V$  - об'єм частинки;

$S = S_{\text{пнч}}/V$  - питома поверхня частинки;

$S_{\text{пнч}}$  - повна поверхня частинки.

У полідисперсному сипучому матеріалі для опису його гранулометричного складу використовуються розподільні функції  $D(x)$  і  $R(x)$ . Вона дорівнює відношенню маси частинок, розмір яких відповідно менше та більше  $d$ , до загальної їх маси. При цьому справедлива рівність

$$D(x) + R(x) = 1. \quad 17.4$$

Серед різних законів, що описують аналітично функції розподілу частинок сипучого матеріалу з тією чи іншою ознакою, найбільш поширені закони Розіна-Рамлера

$$R(x) = \exp[-(x/x_e)^n] \quad 17.5$$

і нормально-логарифмічний

$$f(x) = \frac{N}{\log \sigma \sqrt{2\pi}} \exp\left[-\frac{(\log x_i - \log \bar{x})^2}{2 \log^2 \sigma}\right], \quad 17.6$$

де  $x_e$  - діаметр частинок, при якому маса часток крупніших  $x_e$  становить 36,8 %, а менших - 63,2 %;

$n$  - параметр, що характеризує однорідність матеріалу за розмірами;

$N$  - загальне число спостережень  $x$ ;

$\bar{x}$  - середній діаметр частинок у пробі;

$\sigma$  - середньоквадратичне (стандартне) відхилення значень  $x$  від  $\bar{x}$ .

Ступінь нерівномірності гранулометричного складу характеризують коефіцієнтом варіації  $V(x) = 100 \sigma / \bar{x}$ , %.

Залежно від крупності вихідного і подрібненого твердого матеріалу розрізняють процеси дроблення і помелу. Під дробленням розуміється процес зменшення крупності, в результаті якого максимальний розмір шматка у подрібненому матеріалі дорівнює або більше 5 мм. Під помелом розуміється процес зменшення крупності, в результаті якого максимальний розмір зерна у подрібненому матеріалі менше 5 мм. Ці процеси у залежності від розміру шматків вихідного матеріалу і кінцевої крупності одержуваного матеріалу умовно розділені на кілька класів (табл. 17.1).

Таблиця 17.1

### Класи подрібнення

Клас	Розмір кусків, мм		Клас	Розмір кусків, мм	
	до подрібнення	після подрібнення		до подрібнення	після подрібнення
Дроблення			Помел		
велике	>500	100...300	великий	20...100	1...4
середнє	100...500	20...100	середній	5...50	0,1...1
дрібне	50...100	4...20	тонкий	1...10	0,01...0,1
			надтонкий	0,1...1	0,01

Ступінь подрібнення при великому подрібненні становить  $i = 3...8$ , для дрібного і тонкого подрібнення - до  $i = 100$ . Дроблення твердих матеріалів зазвичай здійснюють сухим способом, а тонке подрібнення - мокрим способом, що виключає пилоутворення.

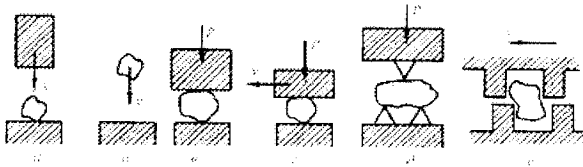
Основними способами подрібнення є удар, розчавлювання, стирання, розкочування, різання.

При ударі (рис. 17, *a, б*) під дією динамічних навантажень у матеріалі виникають динамічні напруги, що призводять до його руйнування. Розрізняють вільний і обмежений удари. При обмеженому ударі матеріал руйнується між двома робочими органами подрібнювача, при вільному - у результаті зіткнення з робочим органом або іншим подрібнюючим тілом.

При роздавлюванні (рис. 17.1, *в*) під дією статичного навантаження визначальними є напруга стиснення.

При стиранні (рис. 17.1, *г*) руйнування відбувається від напруги зсуву. Стирання у комбінації з роздавлюванням - один з найбільш економічних способів подрібнення.

При розколюванні (рис. 17.1, *д*) у матеріалі виникають згинальні напруги.



**Рис. 17.1** Способи подрібнення твердих тіл:

- a* - обмежений удар; *б* - вільний удар; *в* - роздавлення; *г* - стирання;  
*д* - розколювання; *е* - різання; *p* - навантаження; *v* - швидкість

Різання супроводжується появою у матеріалі напружень зсуву.

Робота, що витрачена при подрібненні на руйнування вихідного матеріалу, прямо пропорційна знову утвореній поверхні *S*:

$$A = k_1 \Delta S, \quad 17.7$$

де  $k_1$  - коефіцієнт пропорційності;

$\Delta S$  - приріст поверхні.

Робота внутрішніх сил пружності при відсутності втрат дорівнює роботі зовнішніх сил, що викликали пружну деформацію тіла:

$$A = \sigma^2 V / 2E, \quad 17.8$$

де  $\sigma$  - напруга, що виникає при деформації;

$V$  - обсяг деформованого тіла;

$E$  - модуль пружності (модуль Юнга). Робота подрібнення одного шматка розміром  $D$  дорівнює

$$A = k_2 D^3, \quad 17.9$$

де  $k_2$  - коефіцієнт пропорційності.

В узагальненому вигляді робота, що витрачається на деформацію руйнування шматків і утворення нових поверхонь, дорівнює

$$A = \gamma \Delta V + \sigma \Delta S, \quad 17.10$$

де  $\gamma$ ,  $\sigma$  - коефіцієнти пропорційності;

$\Delta V$  - деформований об'єм;

$\Delta S$  - знову утворена поверхня.

У чистому вигляді робота при дробленні пропорційна середнє геометричному між об'ємом  $V$  і знову утворено. поверхнею  $S$ :

$$A = k_B (VS), \quad 17.11$$

де  $k_B$  - коефіцієнт Бонда.

Для дроблення і помелу твердих відходів на мінеральній основі застосовують машини, в яких використовують способи подрібнення, засновані на роздавлуванні, розколюванні, розламуванні, стиранні і ударі. Подрібнення твердих відходів на органічній основі здійснюють в машинах, принцип роботи яких заснований на розпилюванні, різанні і ударі.

Крім подрібнення механічними засобами, застосовують спеціальні способи, засновані на різних фізичних явищах, зокрема руйнування матеріалів з допомогою електрогідралічного ефекту, стислим середовищем, декриптацією тощо.

Електрогідралічний ефект заснований на використанні високовольтного розряду у рідині. Значна теплова потужність, що виділяється при розряді, призводить до нагрівання речовини до десятків тисяч градусів, його випаровуванню і іонізації. Продукти розряду ведуть себе подібно газоподібним продуктам вибуху, що викликає появу надвисоких гідралічних ударних хвиль, кавітацію, ультразвукове випромінювання, резонансні ефекти, які руйнують

матеріал. Джерелами електричного розряду служать генератори імпульсів струму з ємнісними накопичувачами енергії.

У даний час електрогідравлічний ефект застосовують у металообробці (формування трубчастих і порожнистих виробів, деталей з малопластичних матеріалів), гірській справі (буріння, дроблення і помел), сільському господарстві, харчовій промисловості, у процесах хімічної технології, алмазодобувній та інших галузях промисловості.

Руйнування стиснутим середовищем (вибухом) полягає у створенні надлишкового тиску у шматках дробимого матеріалу, подальшій їх витримці під ним і його різкому скиданні. Вибуховий спосіб використовують для руйнування таких матеріалів, як вугілля, азбест, руда, деревина.

При високому тиску газоподібне середовище (пар, повітря) проникає в пори і тріщини шматка, вже на цій стадії матеріал за рахунок адсорбційних процесів в порах, зменшує міцність у тріщинах, площинах зрощення мінералів і утворення мікротріщин у більш слабких ділянках. При подальшому різкому скиданні тиску газ, розширюючись, руйнує матеріал.

Один з недоліків, що виникає при подрібненні в'язких, пружних і в'язкопружних матеріалів (гума, деякі види термопластів тощо), полягає у тому, що при кімнатній температурі енерговитрати на їх переробку дуже великі, хоча безпосередньо на подрібнення витрачається не більше 1% енергії, основна її частина перетворюється у теплоту. Тому в останні 15...20 років все більше застосування знаходить техніка криогенного подрібнення, яка дозволяє охолоджувати матеріал нижче температури крихкості. Як правило, в якості охолоджуючого агента використовують рідкий азот, що має температуру - 196°C, яка нижча температури крихкості більшості полімерних матеріалів.

При такому способі дроблення різко зростає ступінь подрібнення, підвищується продуктивність процесу, знижуються питомі енерговитрати, має місце запобігання окисленню продукту.

*Грохочення.* При дробленні твердих відходів ступінь подрібнення матеріалів різна. Вона залежить від твердості, крихкості та первісної форми шматка. Після кожної стадії дроблення частина матеріалу може виявитися меншою заданого розміру і буде зайвим навантаженням для чергової дробильної машини, тому перед дробленням і між іншими його стадіями матеріал сортують за розмірами на класи, застосовуючи для цього просівні апарати.

Для поділу кускових і сипких матеріалів на фракції застосовують різні способи: просіювання або грохочення; поділ під дією гравітаційно-інерційних сил; поділ під дією гравітаційно-відцентрових сил.

Грохочення являє собою процес поділу на класи крупності різних за розмірами шматків (зерен) матеріалу при його переміщенні на пористих поверхнях. Поділ на фракції здійснюється шляхом використання різних конструкцій сит, решіток і грохотів.

У другому і третьому випадках поділ подрібнених продуктів на класи або виділення цільового продукту здійснюється методом роздільного висаджування частинок з несучого середовища під дією гравітаційно-інерційних або гравітаційно-відцентрових сил. В якості несучого середовища при сухому подрібненні найчастіше застосовують повітря, рідше димові або інертні гази, а при мокрому - воду.

Робота гуркоту характеризується коефіцієнтом ефективності, що представляє відношення маси відокремленого нижнього класу до його маси у вихідному матеріалі, який надійшов на гуркіт. Матеріал, який не пройшов через отвори гуркоту, називають верхнім класом і позначають знаком «плюс». Відповідно матеріал, що пройшов через отвори гуркоту, називають нижнім класом (просівом) і позначають знаком «мінус». Грохочення зазвичай застосовують для поділу продуктів крупністю 1 мм і більше, хоча є випадки його використання для виділення більш тонких класів (до 0,06 мм).

Воно малоприслабне для тонких (подрібнених) матеріалів, так як вони агрегують (комкуються), знижуючи коефіцієнт ефективності гуркоту, легко розпилюються. Ці матеріали поділяють за крупністю у

повітряному (повітряна сепарація) або у водному (гідравлічна класифікація) середовищах з використанням відповідних апаратів.

Гідравлічна класифікація отримала досить широке поширення в збагаченні руд чорних і кольорових металів, хімічній промисловості. Як і повітряні сепаратори, гідравлічні класифікатори по характеру діючих сил поділяють на гравітаційні і відцентрові.

Пресування і компактування відходів. Механічне пресування і компактування твердих відходів (промислових і побутових, органічних і неорганічних) - один з основних методів зменшення їх обсягу з метою більш раціонального використання автомобільного і залізничного транспорту, що перевозить відходи до місць їх утилізації та складування.

Процеси попереднього ущільнення з метою підвищення продуктивності стадії подрібнення іноді необхідно застосовувати для тих відходів, які володіють низькою насипною щільністю (наприклад, відходи пінопластів, плівкові обрізки тощо). Пресування при високих тисках - один із способів поліпшення умов експлуатації полігонів (звалищ). Ущільнені відходи дають меншу кількість фільтрату і газових викидів, при цьому знижується ймовірність виникнення пожеж, ефективніше використовується земельна площа полігону.

### **4.2.3 Фізико-хімічні методи обробки та утилізації відходів**

Багато процесів утилізації твердих відходів засновані на витягу компонентів з відходів шляхом використання процесів розчинення, екстрагування (вилуговування) і кристалізації перероблених матеріалів.

Розчинення - масообмінний процес переходу речовини у розчин з поверхні частинок. Цей процес широко використовується у практиці переробки багатьох твердих відходів. Зазвичай розчинення проводять з метою поділу систем, що складаються з розчинних та інертних часток.

При фізичному розчиненні вихідна тверда речовина може бути знову отримана кристалізацією з розчину.

Хімічне розчинення являє собою гетерогенну хімічну реакцію, продукти якої розчиняються у рідкому обсязі. Повернення до вихідного твердого стану речовини шляхом кристалізації тут неможливий. В умовах хімічного розчинення можуть утворюватися тверді або газоподібні продукти реакції, які значно ускладнюють кінетику розчинення. Екранізація поверхні розчинення твердими продуктами реакції істотно сповільнює процес, а виділення газоподібної фази прискорює розчинення до певних меж, за якими стає помітною екрануюча дія газової фази. Процеси розчинення протікають зазвичай досить швидко. Цьому сприяє безпосередній контакт рухомої (перемішуваної) рідини з поверхнею частинок, що розчиняються.

У більшості випадків розчинність твердих речовин у рідинах обмежена. При певній концентрації розчину, так званою концентрацією насичення (розчинністю), між твердим тілом і розчином встановлюється рівновага.

Концентрація насичення - найважливіший фізико-хімічний і технологічний параметр, оскільки ця величина вказує на ємність розчинника, його здатність сприймати речовину, що розчиняється. Крім того, вона є чинником, що сильно впливає на швидкість розчинення.

Можливість мимовільного розчинення твердої речовини оцінюється знаком величини  $\Delta G$  (зміна енергії Гіббса):

$$\Delta G = \Delta H_p - T\Delta S, \quad 17.12$$

де  $\Delta H_p$  - зміна ентальпії;

$T$  - абсолютна температура;

$\Delta S$  - зміна ентропії.

При  $\Delta G < 0$  можливе розчинення,  $\Delta G = 0$  відповідає рівновазі у системі, при  $\Delta G > 0$  імовірний процес кристалізації. Розчинність твердих речовин у рідинах зазвичай обмежена концентрацією



насичення  $C_s$ . Швидкість розчинення можна розглядати як масообмінний процес:

$$dG/dt = K_m S(C_s - C_t), \quad 17.13$$

де  $G$  - кількість розчиненої речовини, кг;

$K_m$  - коефіцієнт масопередачі (константа швидкості процесу);

$S$  - загальна поверхня розчинених частинок у момент часу  $t$ , м<sup>2</sup>;

$s$  - концентрація розчину в момент часу  $t$ , кг/м<sup>3</sup>.

Екстрагування - процес вилучення одного або декількох компонентів з твердого матеріалу шляхом вибіркового розчинення у рідинах (екстрагентах). Видобувні компоненти містяться у порах твердого тіла у вигляді розчиненої речовини або твердої фази. У першому випадку говорять про екстрагування розчиненої речовини, у другому - про екстрагування твердої речовини.

Цей метод широко використовується у практиці переробки відвалів гірничодобувної промисловості, деяких металургійних і паливних шлаків, піритних недогарків, деревних і багатьох інших вторинних матеріальних ресурсів.

Тверде тіло містить у своєму пористому обсязі розчин цільового компонента. При взаємодії з екстрагентом цільовий компонент дифундує крізь пористу структуру твердого тіла в основну масу рідини. Діаметр пор, складових пористого обсягу, настільки малий, що рідина, укладена у порах, практично нерухома. З цього випливає, що механізмом перенесення розчиненої речовини є молекулярна дифузія. Екстрагування - менш інтенсивний процес порівняно з розчиненням.

Механізм екстрагування твердої речовини відрізняється більшою складністю і включає у себе три стадії: проникнення екстрагента у пористу структуру твердого тіла; розчинення цільового компонента в екстрагенті; дифузія розчиненого компонента в основну масу рідини.

Конкретні обставини призводять до того, що кожна з цих стадій може визначати швидкість всього процесу. Однак найчастіше швидкість процесу у цілому лімітується третьою стадією як найбільш повільною.

Екстрагування твердої речовини кінетично неравноцінно її розчиненню. В умовах розчинення речовина безпосередньо контактує з рухомою рідиною, завдяки чому опір масопереносу невеликий. В умовах екстрагування твердої речовини область, яка містить цільовий компонент, спочатку займає весь об'єм частинки, а з ходом екстрагування систематично скорочується.

Швидкість екстрагування змінюється у ході процесу і залежить від концентрації реагентів, температури, величини поверхні твердої фази:

$$dG/dt = -jS. \quad 17.14$$

де  $G$  - кількість речовини, що екстрагується у твердій фазі;

$j$  - кількість речовини, що переходить у розчин в одиницю часу  $t$  з одиниці поверхні твердої фази (потік вилуговування, питома швидкість вилуговування);

$S$  - поверхня взаємодії фаз.

#### 4.2.4 Збагачення при рекуперації твердих відходів

Збагачення зазвичай є підготовчою (проміжною) стадією між основними технологіями переробки твердих матеріалів і відходів та їх глибокої механічної, хімічної і фізико-хімічної переробки з отриманням кінцевої товарної продукції.

Вміст цінних компонентів у сировині при збагаченні можна збільшити досить значно, тому збагачення твердих відходів суттєво підвищує технічну та економічну ефективність їх використання, покращує якість готової продукції, веде до скорочення транспортних витрат і у цілому підвищує ефективність природоохоронних технологій.

У результаті збагачення твердих відходів отримують декілька продуктів: концентрати, хвости і проміжні продукти.

Концентрати - продукти збагачення, у яких вміст корисних компонентів вищий, а шкідливих домішок нижчий, ніж у вихідній сировині. Концентрати отримують назву по переважаючому у них цінному компоненту, наприклад: залізородні, вугільні, піритні тощо.

Хвости - продукти збагачення, в які переходять пуста порода, шкідливі домішки і частина корисних компонентів відходів. Хвости як відходи конкретного технологічного циклу можуть бути в ряді випадків використані в інших галузях виробництва в якості вихідної сировини.

Проміжні продукти мають вміст основних компонентів менший, ніж у концентраті, але більший, ніж у вихідних відходах. Їх якість завжди нижча вимог до концентратів і вища допустимого для хвостів.

Технологічний процес збагачення відходів характеризується рядом показників. Вихід концентрату та хвостів - їх кількість, виражена в абсолютних вагових одиницях, у частках одиниці або у відсотках від кількості вихідного продукту. Витяг - виражене у відсотках відношення кількостей компонента в якому-небудь продукті та у вихідному відході.

Всі методи збагачення можна розділити на хімічні, термічні, механічні та комбіновані.

Хімічні і термічні методи мають обмежене застосування і в основному використовуються у поєднанні з традиційними механічними способами у комбінованих технологіях. В останніх видобувні компоненти переводять у форму, зручну для подальшого використання або збагачення (розчин, розплав, газова фаза, пульпа) механічними методами - провідними у збагаченні корисних копалин. У них цінні компоненти і пусту породу поділяють у твердому стані, використовуючи відмінності у фізичних властивостях: щільності, магнітних, електричних, змочуваності, кольорі тощо. Найбільше поширення отримали гравітаційні, магнітні, електричні і флотаційні методи збагачення корисних копалин.

*Гравітаційне збагачення.* Гравітаційні методи збагачення корисних копалин побудовані на відмінності в швидкостях падіння або пересування по нахиленій площині мінеральних зерен неоднакової щільності у рідкому або газоподібному середовищі. Останній випадок менш поширений і нами не розглядається, оскільки процеси, що мають тут місце, близькі по суті до повітряної сепарації.

Ефективність гравітаційного збагачення (збагачення по щільності) зростає при збільшенні різниці в її значеннях для мінералів і рідини.

З численної сукупності цих методів найбільше поширення отримали Осадження, збагачення на концентраційних столах і у важких середовищах. Осадження здійснюється у вертикальному, а концентрація на столах - у горизонтальному струмені води. В основі збагачення у важких середовищах лежить процес седиментації.

*Магнітне збагачення.* У тому випадку, якщо відходи містять металеві включення, їх пропускають через магнітний сепаратор (наприклад, з рухомою стрічкою). У магнітному полі, створюваному електромагнітами, відбувається відділення магнітних металів від органічної частини відходів.

У даний час магнітна сепарація - один з основних методів збагачення руд чорних металів, особливо магнетитових. Вона застосовується також для сортування металевого брухту, добування залізної фракції з побутових і промислових відходів.

Магнітне збагачення засновано на різній поведінці мінералів у постійних магнітних або електромагнітних полях. Сила тяжіння різних мінералів до магнітів неоднакова. Найбільш магнітно чисте залізо.

*Електричні методи збагачення.* Електричну сепарацію застосовують для силучих матеріалів крупністю до 5 мм, переробка яких іншими методами малоефективна (компоненти близькі по щільності, магнітним або фізичними властивостями). У даний час її використовують для збагачення і доведення гравітаційних концентратів руд чорних і кольорових металів, в алмазній, скляній, керамічній промисловості, при збагаченні вугілля, формувальних пісків і в інших випадках. Методами електричної сепарації збагачують тільки сухі матеріали, тому дані способи особливо перспективні у маловодних районах.

Ці методи засновані на різниці у поведінці заряджених частинок в електричному полі або на зарядженому електроді, обумовленої їх відмінністю в електропровідності. Як відомо, всі тіла по

електропровідності діляться на провідники струму, напівпровідники і непровідники (діелектрики). У випадку руху по зарядженому електроді у цілому електронейтральні електропровідні частинки віддають йому заряд протилежного знака і зберігають однойменний з електродом заряд. Останнє призводить до відштовхування частинки від електрода. Діелектрик, навпаки, взаємодіє з електродом частками протилежного знака, прилипає до нього.

*Флотаційне збагачення.* Флотація - широко поширений метод збагачення корисних копалин і твердих відходів. Вона заснована на відмінностях у змочуваності тих чи інших мінералів.

Процес флотації протікає за наступною схемою. Тонкоподрібнені тверді відходи у вигляді пульпи з невеликою кількістю спеціальних реагентів насичують повітрям. При цьому поверхня змочуваних частинок покривається водою, а на поверхні частинок, що не змочуються, закріплюється бульбашка повітря, що витісняє з неї воду. Прилиплі до бульбашок повітря частинки піднімаються (флотуються) на поверхню і утворюють пінний продукт, а змочувані частинки залишаються у пульпі і надходять на подальшу переробку або у відвал (хвости).

Флотація матеріалу бульбашками повітря називається пінною флотацією. Однак флотацію можна здійснювати не тільки бульбашками повітря, але і крапельками масла (масляна флотація) і плівками рідин, що не змочуються (плівкова флотація).

Розділення мінералів флотацією не залежить від їх щільності. Так, мідний мінерал з щільністю  $4,2 \text{ г/см}^3$  флотується, а кварц щільністю  $2,6 \text{ г/см}^3$  не флотується і переходить у хвости.

Процес флотації можна регулювати, впливаючи на поверхню частинок різними речовинами, які роблять її більш гідрофільною або гідрофобною, підсилюючи стійкість піни, і це що змінює інші властивості системи. Залежно від виконуваних функцій ці речовини (флотаційні реагенти) ділять на збирачі, піноутворювачі, депресори, активатори та регулятори.

Збирачі діють на граничні речовини розділу, наприклад, мінеральна частка - вода, підвищуючи гідрофобність твердої

поверхні. Вони діляться на аніонні (ксантогенати), катіонні (вищі аліфатичні аміни) і аполярні (масляні). Аполярні збирачі у даний час мають обмежене застосування, а здебільшого використовуються в якості піноутворювачів.

Піноутворювачі діють на границі розділу рідина - повітря і відносяться до поверхнево-активних речовин (ПАР), що зменшують поверхневий натяг, який полегшує утворення більш дрібних повітряних бульбашок у пульпі, уповільнюють їх об'єднання у більш великі, тобто сприяють утворенню міцної і стійкої піни. Найбільш поширені масляні піноутворювачі (соснове і ялинкове масло) і вищі аліфатичні спирти.

Збирачі і піноутворювачі рідко дозволяють виділити який-небудь один мінерал і зазвичай сприяють колективній флоатації групи мінералів. Щоб отримати цінний мінерал у вигляді окремого продукту, додатково застосовують інші реагенти у рамках селективної флоатації.

Депресори вибірково збільшують змочуваність поверхні певного мінералу і перешкоджають впливу збирачів на поверхню. Як подавлювачі найбільш поширені ціаніди, вапно.

Активатори, наприклад мідний купорос і сірчана кислота, відновлюють флотуємість депресованих матеріалів.

Регулятори застосовують для створення середовища з певними фізичними і хімічними властивостями, насамперед оптимального рН, при якому можлива найкраща дія флоатаційних реагентів. Зазвичай для регулювання лужності або кислотності пульпи застосовують вапно, соду і сірчану кислоту.

*Збагачення у важких суспензіях і рідинах.* Збагачення полягає у поділі матеріалів по щільності в гравітаційному або відцентровому полі у суспензії або рідині, щільність якої є проміжною між густинами поділюваних частинок.

Важкі суспензії являють собою зважені у воді тонкодисперсні частинки важких мінералів або магнітних сплавів обважнювачів, в якості яких використовують феросиліцій, пірит, піротин,

магнетитовий і гематитовий концентрати та інші матеріали крупністю до 0,16 мм. В якості важких рідин використовують розчини хлоридів кальцію і цинку, тетрахлорид вуглецю, тетраброметана, хлорного олова та інших сполук.

#### **4.2.5 Термічна обробка відходів**

Методи термічної переробки твердих відходів засновані на гетерогенних процесах у системі тверда речовина - газ, тверда речовина - рідина - газ і багатофазних, здійснюваних при підвищених і високих температурах.

Сушка являє собою процес видалення вологи з твердого або пастоподібного вологого матеріалу шляхом випаровування рідини, що міститься у ньому за рахунок підведеної до матеріалу теплоти і відведення утворюючого пару. Це термічний процес, що вимагає значних витрат теплоти.

Сушіння широко застосовують у хімічній, хіміко-фармацевтичній, харчовій та інших галузях промисловості. Відносно широке поширення сушка отримала галузі обробки осаду міських стічних вод (барабанні сушарки, сушка у зустрічних струменях). Процеси термічного видалення тієї частини вологи, яку неможливо видалити механічним шляхом, можуть також застосовуватися при обробці промислових відходів, які необхідно підготувати до транспортування і подальшої переробки (наприклад, гальванічні шлами), а також при обробці деяких відходів хімічної, харчової та інших галузей промисловості.

Сушка - процес тепломасообмінний. Видалення вологи з поверхні тісно пов'язане з просуванням її зсередини до поверхні. Схема переміщення вологи з твердої фази може бути представлена наступним чином. У початковий момент часу концентрація розподіленої речовини (вологи) постійна у всьому обсязі. Поверхня, що омивається потоком сприймає фази (повітря), і концентрація розчиненої речовини в ядрі омиваючої фази постійна протягом процесу.

Волога переміщається з твердої фази в ядро омиваючої фази, причому від середньої площини пластини до поверхні речовини переміщається масопровідністю, а від поверхні в ядро омиваючої фази - конвективною дифузією.

Матеріал, що висушується може характеризуватися сорбційною ємністю по волозі, тобто кількістю вологи, яка сорбується одиницею маси продукту при контакті з вологим газом. Вологоємність матеріалів, що висушуються, а також умови сушіння, її інтенсивність та повнота залежать від природи речовини, яка визначає вид зв'язку вологи з продуктом. Види зв'язку вологи з матеріалом можна класифікувати за величиною енергії. У порядку убуття енергії розрізняють такі форми зв'язку вологи з матеріалом:

1) хімічно зв'язана волога, що міцно пов'язана з речовиною у вигляді гідроксильних іонів або молекулярних сполук типу кристалогідратів. Хімічно зв'язана з матеріалом волога може бути вилучена у результаті хімічних взаємодій або прокачування. У процесі сушіння хімічно зв'язана волога не видаляється;

2) адсорбційний зв'язок викликається дисперсійними, електростатичними та індукційними силами. Внаслідок енергетичної ненасиченості поверхневих молекул і іонів твердого тіла на його поверхні утворюється мономолекулярний шар адсорбованої вологи. Цей шар найбільш сильно пов'язаний з матеріалом. Наступні шари утримуються менш міцно, а властивості вологи, що формує ці шари, наближаються до властивостей вільної рідини;

3) капілярний зв'язок обумовлений адсорбційним зв'язком полімолекулярних шарів зі стінками капілярів і більш низьким тиском пара над ввігнутих меніском у капілярі порівняно з плоскою поверхнею. Пониження тиску пара спостерігається у випадку, якщо діаметр капіляра  $d < 2 \cdot 10^{-7}$  м. Такі розміри мікрокапілярів мають тільки дуже прості тіла.

4) фізико-механічний зв'язок (вільна волога) визначає вільну вологу, вільно утримувану у макрокапілярах. Вона може бути видалена механічними способами, причому процес зневоднення у



цьому випадку лімітується гідравлічним опором пор тіла подібно опору фільтрувальної перегородки і осаду при фільтруванні;

5) осмотичний зв'язок найбільш сильно виражений у розчинах. Природа цього зв'язку виражається в тому, що тиск пара над розчином менше тиску пара над чистим розчинником.

Розглянемо вологе тверде тіло, що перебуває у контактi з газовим потоком. При постійному тиску і певній температурі вологий газ характеризується величиною відносної вологості:

$$\varphi = \frac{\rho_{п}}{\rho_{н.п}} = \frac{p_{п}}{p_{н.п}}, \quad 17.15$$

де  $\rho_{п}$ ,  $\rho_{н.п}$  - відповідно щільність пару вологи у повітрі і насиченого пару;

$\rho_{п}$ ,  $\rho_{н.п}$  - відповідно парціальний тиск пару вологи у повітрі і насиченого пару.

Якщо парціальний тиск пару рідини у матеріалі  $p_{м}$  відрізняється від парціального тиску пару у газовому потоці  $p_{п}$ , то між двома фазами буде мати місце масообмін аж до стану рівноваги при  $p_{м} = p_{п}$ .

При цьому настає стан динамічної рівноваги, якому відповідає гранична вологість матеріалу, яка називається рівноважною вологістю  $w_p^0$ .

Напрямок масопереносу визначається абсолютними значеннями величин  $p_{п}$  і  $p_{м}$ . Якщо  $p_{п} > p_{м}$ , перенесення вологи здійснюється з газу до твердого тіла, тобто відбувається процес сорбції (зволоження). В протилежному випадку, коли  $p_{п} < p_{м}$ , перенесення вологи здійснюється з твердої фази у газу, тобто йде процес десорбції (сушіння).

Коли тиск пару рідини у матеріалі  $p_{м}$  стає рівним парціальному тиску пару у газовій фазі  $p_{п}$ , масообмін припиняється і досягає стану динамічної рівноваги. При цьому в умовах постійних тиску і температури кожному значенню відносної вологості  $\varphi$  відповідає певна величина вологовмісту  $w_p^0$  матеріалу. Можна побудувати ізотеру вологовмісту (рис. 17.2). Тут вологовмісту матеріалу  $w_p^0$  відповідає рівноважна відносна вологість  $\varphi^*$ , і якщо  $\varphi_i < \varphi^*$  - десорбція (сушка);  $\varphi_i > \varphi^*$  - сорбція (зволоження).

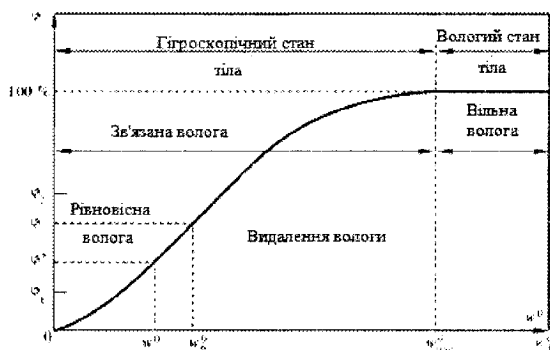


Рис. 17.2 Ізотерма сорбції вологи

*Кінетика сушіння.* Масопровідність у системах з твердою фазою є особливо складний процес. У цьому процесі, крім масовіддачі від поверхні розділу фаз у потік газу, має місце й переміщення речовини у твердій фазі за рахунок масопровідності. Причому характерне зменшення швидкості у порівнянні зі швидкістю молекулярної дифузії – «стиснена дифузія»:

$$D_{ст} = D \frac{1}{1+a(r/R)}, \quad 17.16$$

де  $D_{ст}$  - коефіцієнт «обмеженої дифузії»;

$D$  - коефіцієнт молекулярної дифузії;

$a$  - числовий коефіцієнт;

$r$  - розмір дифундуючих молекул;

$R$  - поперечний розмір пор у твердій фазі.

Крім поняття «обмеженої дифузії» вводять більш загальну кінетичну характеристику - коефіцієнт масопровідності. Тоді в якості єдиного закону, якому підпорядкована кінетика переносу розподіляючої речовини у твердому тілі, може бути прийнятий закон, аналогічний закону теплопровідності: кількість речовини  $dM$ , що переміщується у твердій фазі за рахунок масопровідності,

пропорційна градієнту концентрації  $\frac{dc}{dx}$ , площі  $dS$ , перпендикулярній до напрямку потоку речовини, та часу  $t$ :

$$dM = -K \frac{dc}{dx} dS dt, \quad 17.17$$

$$\frac{dc}{dt} = K \left( \frac{d^2c}{dx^2} + \frac{d^2c}{dy^2} + \frac{d^2c}{dz^2} \right). \quad 17.18$$

де  $K$  - коефіцієнт масопровідності.

При прийнятому законі масопровідності переміщення речовини всередині твердої фази може бути представлено диференціальним рівнянням масопровідності.

Коефіцієнт масопровідності не є постійною величиною і залежить від чинників, що визначають значення коефіцієнта молекулярної дифузії, і від структури твердого пористого матеріалу.

Сушка у техніці здійснюється наступними способами: контактна сушка нагрівання вологих матеріалів теплоносієм через тверду непроникну перегородку; конвективне (газова) сушіння - нагрівання вологих матеріалів шляхом безпосереднього контакту з газовим теплоносієм; радіаційна - нагрівання інфрачервоними променями; діелектрична - нагрівання СВЧ-полем.

Спосіб сушіння вибирають на основі технологічних вимог до висушеного продукту і з урахуванням техніко-економічних показників.

У міру видалення вологи з поверхні матеріалу за рахунок різниці концентрації вологи усередині матеріалу і на його поверхні відбувається рух вологи до поверхні шляхом дифузії. У деяких випадках має місце так звана термодифузія, коли рух вологи усередині матеріалу відбувається за рахунок зменшення різниці температур на поверхні і всередині матеріалу. При конвективній сушці обидва процеси мають протилежний напрямок, а при сушінні струмами високої частоти - однаковий.

При сушці деяких матеріалів до низької кінцевої вологості теплота витрачається не тільки на підігрів матеріалу і випаровування вологи з нього, але і на подолання зв'язку вологи з матеріалом. У більшості випадків при сушінні видаляється водяний пар, однак у

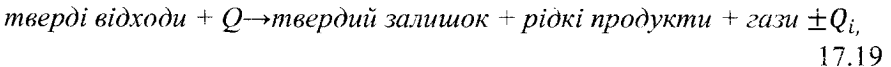
хімічній промисловості іноді доводиться видаляти пар органічних розчинників. Незалежно від того, яка рідина буде випаровуватися, закономірності процесу ті ж.

*Піроліз.* При утилізації та переробці твердих відходів використовують різні способи термохімічної обробки вихідних твердих матеріалів і отриманих продуктів: це різні прийоми піролізу, переплаву, випалювання та вогневого знешкодження (спалювання) багатьох видів твердих відходів на органічній основі.

Піроліз являє собою процес розкладання органічних сполук під дією високих температур при відсутності або нестачі кисню без доступу повітря, що супроводжується глибокими деструктивними хімічними перетвореннями компонентів відходів. Піроліз одного і того ж виду сировини може проводитися при різних температурах. Хімічні перетворення при піролізі - це в основному розщеплення великих молекул і вторинне перетворення продуктів розщеплення - полімеризація, конденсація, деалкілування, ароматизація тощо.

Піроліз характеризується протіканням реакцій взаємодії і ущільнення залишкових фрагментів вихідних молекул, у результаті чого відбувається розщеплення органічної маси, рекомбінація продуктів розщеплення з отриманням термодинамічно стабільних речовин: твердого залишку, смоли, газу. Застосовуючи термін «піроліз» до термічного перетворення органічного матеріалу, мають на увазі не тільки його розпад, але і синтез нових продуктів. Ці стадії процесу взаємно пов'язані і протікають одночасно з тим лише розходженням, що кожна з них переважає у певному інтервалі температури або часу.

Загальну схему піролізу можна представити наступним чином:



де  $Q$  - додаткова теплота;

$Q_i$  - вторинна теплота.

У залежності від виду та ступеня перетворення відходів піроліз можна проводити в різних інтервалах температур.

Низькотемпературний піроліз (напівкоксування) здійснюють при нагріванні відходів до кінцевої температури 500...580°C, а високотемпературний піроліз (коксування) - при нагріванні до 900...1050°C.

Безпосередні продукти низькотемпературного піролізу - слабо спечений твердий продукт, смола і газ, високотемпературного піролізу - твердий залишок і леткі речовини.

З санітарної точки зору процес піролізу володіє найкращими показниками у порівнянні зі спалюванням. Кількість відхідних газів, що піддаються очищенню, набагато менша, ніж при спалюванні відходів. Обсяг твердого залишку, одержуваного за схемою високотемпературного піролізу, може бути значно зменшений. Твердий залишок можна використовувати у промисловості (сажа, активоване вугілля тощо). Таким чином, деякі схеми піролізу відходів можуть бути безвідхідними.

Високотемпературний піроліз у порівнянні з іншими методами має ряд переваг:

- при ньому відбувається більш інтенсивне перетворення вихідного продукту;

- швидкість реакцій зростає з експоненціальним збільшенням температури, у той час як теплові втрати зростають лінійно;

- збільшується час теплового впливу на відходи;

- відбувається повний вихід летких продуктів;

- скорочується кількість залишку після закінчення процесу.

Слід відрізнити піроліз від близького до нього процесу газифікації.

Газифікація - термохімічний високотемпературний процес взаємодії органічної маси або продуктів її термічної переробки з газифікуючими агентами, в результаті чого органічна частина або продукти її термічної переробки перетворюються у горючі газу шляхом часткового окислення. Як газифікуючий агент застосовують повітря, кисень, водяний пар, діоксид вуглецю, а також їх суміші. У залежності від складу відходів, природи окислювача, температури і тиску газу, отримані у результаті газифікації, різні за складом.

Швидкість газифікації залежить від властивостей твердих відходів, розміру їх часток, температури, газифікуючого реагенту. Чим менші розміри частинок відходів, тим вища швидкість газифікації, так як при цьому збільшується поверхня контакту відходів з окислювачем.

Кисень повітря при отриманні повітряного газу, стикаючись з вуглецем відходів у зоні газифікації, окислює його з виділенням теплоти  $Q$ :



Надалі двооксид вуглецю взаємодіє з вуглецем з утворенням оксиду вуглецю з поглинанням теплоти:



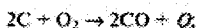
Водяний газ отримують при пропусненні через нагріті тверді відходи парів води:



Вміст компонентів парогазової суміші залежить також від рівноваги вторинної реакції:



Пароповітряний газ отримують при пропусненні через тверді відходи суміші повітря і пару:



Парокисневий газ утворюється при пропусканні суміші кисню і пару через тверді відходи. Він не містить азоту, тому володіє більш високою теплоотою згоряння:



де  $\Delta H$  - тепловий ефект реакції при постійному тиску.

Сумарний тепловий ефект цих реакцій позитивний, тому газифікацію можна проводити безперервно.

Процеси піролізу відходів набули більшого поширення, ніж газифікація. Піролізу піддаються тверді побутові та близькі до них за

складом промислові відходи, відходи пластмас, гуми (у тому числі автомобільні покриття), інші органічні відходи.

*Кускування відходів.* Укрупнення дрібнодисперсних частинок вторинних матеріальних ресурсів має як самостійне, так і допоміжне значення і об'єднує різні прийоми гранулювання, таблетування, брикетування і високотемпературної агломерації. Його використовують при переробленні у будівельні матеріали ряду компонентів відвальних порід видобутку корисних копалин, хвостів збагачення вугілля і золи, у процесах утилізації фосфогіпсу, при підготовці до переплаву дрібношматкових і дисперсних відходів чорних і кольорових металів, у процесах утилізації пластмас, сажі, пилу і деревної дрібниці, при обробці шлакових розплавів у металургійних виробництвах і в інших процесах переробки вторинних матеріальних ресурсів.

Розрізняють високотемпературні (агломерація, обпалювання окатишів) і низькотемпературні (без випалу) методи кускування.

Агломерація полягає у тому, що дрібні зерна шихти нагрівають до температури, при якій вони розм'якшуються і частково плавляться. При цьому зерна злипаються, подальше швидке охолодження призводить до їх кристалізації і утворення пористого, але досить міцного кускового продукту, придатного для металургійної переробки.

Обпалювання окатишів проводять при кускуванні залізрудних дрібнодисперсних концентратів з розміром частинок менше 100 мкм. Матеріали такої крупності добре комкуються, особливо при введенні у шихту 0,5...2,0% пластично сполучної добавки - бентоніту (особливого сорту високоякісної глини). З метою отримання офлюсованих обкотишів у шихту вводять також необхідну кількість вапняку.

Високотемпературна агломерація використовується при переробці пилу, окалини, шлаків у металургійних виробництвах, піритних недогарків та інших дисперсних залізозмісних відходів. Для проведення агломерації на основі таких вторинних матеріальних ресурсів (ВМР) готують шихту, що включає тверде паливо (коксува

дрібниця 6...7% по масі) і інші компоненти (концентрат, руда, флюси). Усереднену і зволожену до 6...8% шихту розміщують у вигляді шару певної висоти, що забезпечує оптимальну газопроникність шихти, на розташованих на решітках рухомих випалювальних візках (палетах) агломераційної машини шари поворотного агломерату крупністю 12...18 мм, що запобігають спіканню шихти з матеріалом візків і прогар решіток. Займання і нагрівання шихти забезпечують просочуванням через її шар продуктів спалювання газоподібного або рідкого палива і повітря. Процес спікання мінеральних компонентів шихти йде при горінні її твердого палива (1100...1600°C).

Гранулювання - велика група процесів формування агрегатів кулястої або (рідше) циліндричної форми з порошків, паст, розплавів чи розчинів перероблюваних матеріалів. Ці процеси базуються на різних прийомах обробки матеріалів.

Гранулювання відходів в якості підготовчих (з метою додання відходів компактності, що забезпечує найкращі умови транспортування, зберігання, а часто й саму можливість переробки) і самостійних (виготовлення товарних продуктів) операцій.

*Спалювання твердих відходів.* Як правило, у порівнянні з вугіллям тверді побутові відходи містять більшу кількість золи, кисню, вологи, металів і хлору, а теплота згоряння, вміст сірки, вуглецю і водню у відходів менші. Максимальна теплота згоряння відходів 1560...3500 ккал/кг. Масова частка компонентів у відходах становить, %: волога 8...40; леткі речовини 37...65; зв'язаний вуглець 0,6...15; зольність 11...39; хлор 0,01...0,41; сірка 0,06...0,28; метали 0,01... 6,6.

Найбільш важливі елементи, що містяться у твердих побутових відходах і підлягають спалюванню, - це вуглець, водень, а також сірка, хлор і азот. У результаті ефективного спалювання вуглець, що міститься у відходах, переходить у діоксид вуглецю, а водень - у воду. Сірка перетворюється в оксиди сірки (переважно в  $SO_2$ ), деяка кількість азоту в оксиди азоту, а хлорорганічні речовини переходять у хлористий водень.



Весь процес у палаючому шарі відходів можна умовно розділити на три основні періоди (стадії): підготовка відходів до горіння, власне горіння (окиснювальна і відновна зони), спалювання горючих залишків.

На першій стадії теплота від процесу горіння використовується для видалення вологи з поверхні й із внутрішніх областей відходів. У зоні підготовки відходи прогріваються, з них видаляється волога і виділяються летючі речовини, які утворилися у результаті нагрівання відходів.

На другій стадії відходи тривало нагріваються, при цьому відбувається піроліз. У кисневій зоні вуглець відходів згоряє і утворюється діоксид та частково оксид вуглецю, у результаті чого виділяється основна кількість теплоти у шарі. На цій стадії кисень повітря реагує як з горючими матеріалами твердих відходів, так і з газами, що виділяються при піролізі відходів, при цьому вивільняється велика кількість теплоти. У кінці кисневої зони спостерігається максимальна концентрація  $\text{CO}_2$  і температура шару.

На третій стадії відбувається відновлення діоксиду вуглецю, оксиду вуглецю з споживанням певної кількості теплоти. Закінчується процес горіння випалюванням озолоного коксу.

Температура - найбільш важливий параметр, оскільки теплота використовується для підтримання горіння. Для того щоб її було досить, використовують додаткове паливо для попереднього підігріву відходів або для підтримання горіння дуже вологих матеріалів, що володіють низькою теплоотою згорання. Температура згорання  $890^\circ\text{C}$  забезпечує утворення досить стерильного залишку і при цій температурі усувається запах.

Повітря, що вводиться у зону горіння, виконує кілька важливих функцій. Воно постачає кисень, необхідний для горіння, переносить продукти згорання і видаляє воду з зони горіння, сприяє режиму турбулентності у зоні горіння. Повітря спільно з димовими газами поглинає теплоту реакцій горіння і відводить її із зони горіння.

Типові тверді відходи горять при  $1000^\circ\text{C}$ , якщо надлишок повітря близько 135%.

# **ГЛАВА 5**

## **ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА ВІД ЕНЕРГЕТИЧНИХ ВПЛИВІВ**

### **5.1 ПРИНЦИПИ ТА МЕТОДИ ЗАХИСТУ ВІД ЕНЕРГЕТИЧНИХ ВПЛИВІВ**

Шкідливі енергетичні впливи, що генеруються технічними системами, утворюють у життєвому просторі техносфери небезпечні зони, де не реалізується співвідношення  $\sum_i^n I_i < \text{ГДР}$  Одні тимчасові з небезпечними зонами у життєвому просторі існують зони діяльності і перебування людини: в умовах виробництва - це робоча зона, робоче місце, у побуті - зона житла, міське середовище.

Варіюючи взаємним розташуванням небезпечних зон і зон перебування людини у просторі, можна істотно впливати на рішення завдань по захисту людини і навколишнього природного середовища від негативного енергетичного впливу.

Радикальним способом забезпечення безпеки є захист відстанню - варіант взаємного розташування зон перебування та дії негативних енергетичних факторів шляхом розведення у просторі небезпечних зон і зон перебування людини. Захист відстанню реалізується при дистанційному управлінні, спостереженні перебування. Розводити небезпечні зони і, зони перебування людини можна не тільки у просторі, але і у часі, реалізуючи чергування періодів дії небезпек і періодів спостереження за станом технічних систем.

На жаль, захист відстанню не завжди можливий на практиці. Для забезпечення безпеки людини у цих випадках використовують:

вдосконалення небезпечних енергетичних джерел з метою максимального зниження генеруючих ними небезпек, що не тільки знижують рівні небезпеки, але і скорочують розміри небезпечної зони;

Для обмеження шкідливого впливу на людину і середовище існування до технічної енергетичної системи пред'являються вимоги за величиною енергетичних забруднень у вигляді гранично допустимих випромінювань шкоди для проживання. Величини граничних випромінювань знаходять, виходячи з гранично допустимих рівнів (ГДР) впливу енергетичного забруднення і відстані між джерелом випромінювання і зоною перебування людини.

Якщо вдосконаленням технічних систем не вдається забезпечити гранично допустимі впливи на людину у зоні його перебування, то необхідно застосовувати екобіозахисну техніку у вигляді різних поглинаючих енергію огорож, екранів, захисних боксів (рис. 18.1).

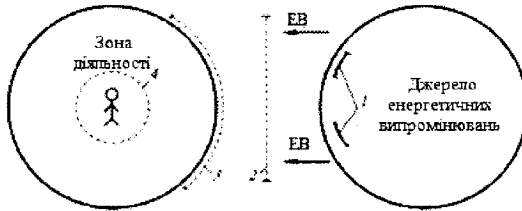


Рис. 18.1 Варіанти використання екобіозахисної техніки для зниження шкідливих енергетичних впливів:

1 - пристрої, що входять до складу джерела впливів; 2 - пристрої, що встановлені між джерелом і зоною діяльності; 3 - пристрої для захисту зони діяльності; 4 - засоби індивідуального захисту людини.

У тих випадках, коли можливості екобіозахисної техніки колективного користування обмежені і не забезпечують значень ГДР у зонах перебування людей, для захисту використовують засоби індивідуального захисту.

При вирішенні завдань захисту виділяють джерело, приймач енергії і захисний пристрій (рис. 18.2), що зменшує до допустимих рівнів потік енергії до приймача.

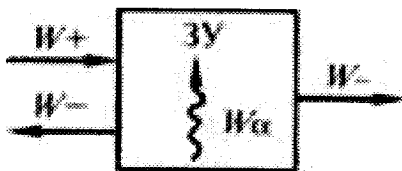


Рис. 18.2 Енергетичний баланс захисного пристрою (ЗУ)

Захисний пристрій (ЗУ) володіє здібностями відбивати, поглинати, бути прозорим по відношенню до потоку енергії. Із загального потоку енергії  $W_+$ , що надходить до ЗУ, частина  $W_p$  - поглинається, частина  $W_{-}$  - відбивається та частина  $W_{\sim}$  - проходить крізь ЗУ.

Тоді ЗП можна характеризувати такими енергетичними коефіцієнтами: коефіцієнт поглинання  $\alpha = W_a/W_+$ , коефіцієнтом відбиття  $\rho = W_{-}/W_+$ , коефіцієнтом передачі  $\tau = W_{\sim}/W_+$ .

При цьому виконується рівність

$$\alpha + \rho + \tau = 1. \quad 18.1$$

Сума  $\alpha + \tau = 1 - \rho = v$  (де  $v = W_{\sim}/W_+$ ) характеризує не відбитий потік енергії  $W_v$ , який пройшов в ЗУ.

Якщо  $\alpha = 1$ , то ЗУ поглинає всю енергію, що поступає від джерела; при  $\rho = 1$  ЗУ володіє 100 %-ю відбивною здатністю, а рівність  $\tau = 1$  означає абсолютну прозорість ЗУ, тобто енергія проходить через пристрій без втрат.

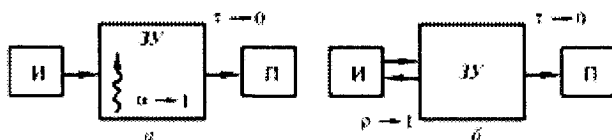
Принципи захисту:

- 1) захист здійснюється за рахунок відбивної здатності ЗУ,  $\rho \rightarrow 1$ ;
- 2) захист здійснюється за рахунок поглинальної здібності ЗУ,  $\alpha \rightarrow 1$ ;
- 3) захист з урахуванням властивостей прозорості ЗУ,  $\tau \rightarrow 1$ .

На практиці принципи комбінують, отримуючи різні методи захисту. Найбільше поширення отримали методи захисту ізоляцією і поглинанням.

Методи ізоляції використовують тоді, коли джерело і приймач енергії, який є одночасно об'єктом захисту, розташовуються з різних сторін від ЗУ (рис. 18.3).

В основі цих методів лежить зменшення прозорості середовища між джерелом і приймачем, тобто виконання умови  $\tau \rightarrow 0$ . При цьому можна виділити два основних методи ізоляції: метод, при якому зменшення прозорість середовища досягається за рахунок поглинання енергії ЗУ, тобто умова  $\tau \rightarrow 0$  забезпечується умовою  $\alpha \rightarrow 1$  (див. рис. 18.3, а), і метод, при якому зменшення прозорості середовища досягається за рахунок високої відбивної здатності ЗП, тобто умова  $\tau \rightarrow 0$  забезпечується умовою  $\rho \rightarrow 1$  (див. рис. 18.3, б).



**Рис. 18.3** Методи ізоляції при розташуванні джерела (И) і приймача (П) з різних боків від захисного пристрою (ЗУ):  
 а - енергія поглинається; б - енергія відбивається

В основі методів поглинання лежить принцип збільшення потоку енергії, що пройшов у ЗУ (рис. 18.4), тобто досягнення умови  $\nu$ . Розрізняють два види поглинання енергії ЗП: поглинання енергії самим ЗП за рахунок її добору від джерела у тій чи іншій формі, у тому числі у вигляді необоротних втрат, що характеризується коефіцієнтом  $\alpha$  (див. рис. 18.4, а) і поглинання енергії у зв'язку з великою прозорістю ЗУ, що характеризується коефіцієнтом  $\tau$  (див. рис. 18.4, б).

Так як при  $\nu \rightarrow 1$  коефіцієнт  $\rho \rightarrow 0$ , методи поглинання застосовують для зменшення відбитого потоку енергії; при цьому джерело та приймач енергії зазвичай знаходяться з одного боку від ЗУ.

При розгляді поширення коливань поряд з коефіцієнтом  $\alpha$  використовують коефіцієнт втрат  $\eta$ , який характеризує кількість енергії розсіяної ЗП:

$$\eta = W_s / \omega \epsilon = E_s / (2\pi \epsilon), \quad 18.2$$

де  $W_s$ ;  $E_s$  - середні за період коливань  $T$  потужність втрат і розсіяна за той же час енергія;

$\omega$  - кругова частота;

$\varepsilon$  - енергія, запасена системою.

Якісна оцінка ступеня реалізації цілей захисту може здійснюватися двома способами:

1) визначають коефіцієнт захисту  $K_w$  у вигляді відношення

$$K_w = \frac{\text{потік енергії при відсутності ЗП}}{\text{потік енергії при наявності ЗП}}, \quad 18.3$$

2) визначають коефіцієнт захисту у вигляді відношення

$$K_w = \frac{\text{потік енергії на вході в ЗП}}{\text{потік енергії на виході із ЗП}}. \quad 18.4$$

Ефективність захисту (дБ) оцінюють за співвідношенням

$$\Delta = 10 \log K_w. \quad 18.5$$

Вибір методів захисту від енергетичних впливів залежить від виду і форми прояву енергії. При захисті від механічних і акустичних коливань основними методами зниження рівня їх впливу є зменшення енергетичних параметрів у джерелі, оптимальна орієнтація джерела коливань щодо об'єкта впливу, поглинання частини генерованої енергії коливань, зменшення енергії коливань на шляху їх розповсюдження від джерела шляхом ізоляції, екранування і демпфування, захист відстанню і часом, проведення організаційно-технічних і соціально-реабілітаційних заходів.

Захист від вібрації у промисловості і у навколишньому середовищі здійснюється впливом на джерело вібрації шляхом зниження вібрації на шляху її поширення, застосуванням відповідної організації праці, використанням засобів індивідуального захисту, проведенням лікувально-профілактичних заходів.

До числа методів захисту від ЕМК та іонізуючих випромінювань у навколишньому середовищі входить захист відстанню, екранування, часткове поглинання потужності випромінювання, зниження рівня енергетичного впливу шляхом розсіювання та відведення частини енергії від місця її локалізації у навколишнє середовище. До основних інженерно-технічних заходів належать зменшення потужності випромінювання безпосередньо у джерелі та електромагнітне екранування.

## 5.2 ЗАХИСТ ВІД АКУСТИЧНИХ І МЕХАНІЧНИХ КОЛИВАНЬ

### 5.2.1 Захист від шуму

Звукові коливання у повітрі призводять до його стиснення і розрідження. В областях стиснення тиск повітря зростає, а в областях розрідження знижується. Різниця між тиском, що існує у середовищі  $p_{\text{ср}}$  у даний момент, і атмосферним тиском  $p_{\text{атм}}$  називається звуковим тиском:

$$p_{\text{зв}} = p_{\text{ср}} - p_{\text{атм}}. \quad 19.1$$

Акустичним полем називають область пружного середовища, яке є засобом передачі акустичних хвиль. Акустичне поле характеризується звуковим тиском  $p_{\text{т}}$  і акустичним опором  $z_{\text{А}}$ . Енергетичними характеристиками акустичного поля є: інтенсивність енергії  $J$ , потужність випромінювання  $\Phi$  - кількість енергії, що проходить за одиницю часу через охоплюючу джерело звуку поверхню, Вт.

Звукова хвиля є носієм енергії у напрямку свого руху. Кількість енергії, що переноситься звуковою хвилею за одну секунду через простір з площею перерізу  $1 \text{ м}^2$ , перпендикулярному напрямку руху, називається інтенсивністю звуку ( $\text{Вт}/\text{м}^2$ ):

$$J = p_{\text{зв}}^2 / z_{\text{А}} \quad 19.2$$

де  $z_{\text{А}}$  - акустичний опір середовища,  $\text{кг}/(\text{м}^2 \text{ с})$ .

Поверхня тіла, що здійснює коливання, є випромінювачем (джерелом) звукової енергії, який створює акустичне поле.

Рівень шуму, що виникає від декількох некогерентних джерел, що працюють одночасно, підраховують на основі принципу енергетичного підсумовування випромінювань окремих джерел:

$$L_{\text{с}} = 10 \log \sum_{i=1}^n 10^{0.1L_i}, \quad 19.3$$

де  $L_i$  - рівень звукового тиску  $i$ -го джерела шуму;

$n$  - кількість джерел шуму.

Сумарний рівень шуму від  $n$  однакових за інтенсивністю джерел шуму у рівновіддаленій від них точці визначають за формулою

$$L_c = L_1 + 10 \log n, \quad 19.4$$

де  $L_1$  - рівень шуму одного джерела, дБ.

При одночасній дії двох джерел з різними рівнями сумарний рівень  $L_c$  визначають за формулою

$$L_c = L_1 + \Delta L, \quad 19.5$$

де  $L_1$  - найбільший з двох сумарних рівнів шуму;

$\Delta L$  - добавка у функції різниці рівнів джерел.

Значення  $\Delta L$  у залежності від різниці рівнів джерел наведено нижче:

Різниця рівнів двох джерел, дБ					
$L_1 - L_2$ (при $L_1 > L_2$ ) .....0	1	2,5	4	6	10
$\Delta L$ , дБ .....3	2,5	2	1,5	1	0,5

При великому числі джерел шуму підсумовування рівнів інтенсивностей проводиться послідовно від найбільшого до найменшого.

Якщо рівень шуму одного джерела перевищує рівні шуму інших джерел на 8...10 дБ, то буде превалювати шум більш інтенсивного джерела, так як добавка до сумарного рівня шуму буде дуже малою. Отже, рівень менш гучного джерела у цьому випадку можна не брати до уваги.

*Нормування шуму.* Нормування акустичних забруднень є одним з вихідних даних при розробці методів захисту навколишнього середовища.

Для оцінки ступеня шумового забруднення навколишнього природного середовища необхідно знати як реальний шумовий фон, так і допустимий рівень шуму, встановлений санітарними нормами СН 2.2.4/2.1.8.562-96 «Шум на робочих місцях, у приміщеннях житлових, громадських будівель і на території житлової забудови». У відповідності з цими нормами сумарний фактичний шум, створюваний різними техногенними джерелами, не повинен перевищувати допустимих рівнів шуму.



Граничні значення рівня звуку (PЗ) різні для різних середовищ існування людини.

Нормованими параметрами постійного шуму у житлових приміщеннях, громадських будівель і на території житлової забудови є рівні звукового тиску  $L$ , дБ, в октавних смугах з середньгеометричними частотами: 31,5; 63; 125; 250; 500; 1000; 2000; 4000; 8000 Гц. Для орієнтовної оцінки допускається використовувати рівні звуку  $L_A$ , дБА.

Нормованими параметрами непостійного шуму у житловій забудові є еквівалентні (по енергії) рівні звуку  $L_{Aекв}$  дБА, та максимальні рівні звуку  $L_{Amax}$ , дБА.

У зв'язку з тим, що шум є шкідливим виробничим фактором, а в ряді випадків і небезпечним, гранично допустимі рівні для шумів різних видів порівнюють з еквівалентними рівнями безперервних шумів.

Гранично допустимі дози (за шкалою А в дБ) у залежності від тривалості впливу наведено нижче.

Тривалість дії, год	8	4	2	1	0,5	0,25	0,12	0,02	0,01
Гранично допустимі дози (за шкалою А), дБ	90	93	96	99	102	105	108	117	120

Прийняті у нашій країні норми шуму ґрунтуються на спектральній та інтегральній оцінці, хоча за кордоном застосовують норми, що встановлюють граничні рівні звуку в акустичних децибелах.

Стосовно до виробничого середовища розроблений стандарт ГОСТ 12.1.003-83 «Шум. Загальні вимоги безпеки», який встановлює класифікацію шуму, характеристики та допустимі рівні шуму на робочих місцях, загальні вимоги до захисту від шуму на робочих місцях, шумовим характеристикам машин, механізмів, засобів транспорту та іншого обладнання (далі - машин) і вимірювань шуму. Стандартом встановлені рівні звукового тиску і еквівалентні рівні звуку на робочих місцях виробничих підприємств у залежності від важкості та напруженості праці у діапазоні частот 63...8000 Гц, а також

максимальні рівні звукового тиску в функції частоти, нижче яких вплив шуму можна вважати безпечним. При цьому виходять не з комфортних умов праці, а з умов, при яких шкідлива дія шуму незначна.

Гранично допустимі рівні звуку та еквівалентні рівні звуку на робочих місцях розроблені з урахуванням напруженості та тяжкості трудової діяльності (табл. 19.1).

Таблиця 19.1

**Допустимі рівні звукового тиску, рівні звуку та еквівалентні рівні звуку на робочих місцях та виробничих приміщеннях і на території підприємств**

Робочі місця	Рівні звукового тиску, дБ, в октавних смугах з середньгеометричними частотами, Гц									Рівні звуку і еквівалентні рівні звуку, дБА
	31,5	63	125	250	500	1000	2000	4000	8000	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Приміщення конструкторських бюро, розрахувачів, програмістів обчислювальних машин, лабораторій для теоретичних робіт	86	71	61	54	49	45	42	40	38	50
Приміщення управління, робочі кімнати	93	79	70	68	58	55	52	50	49	60
Тривалість дії, год	8	4	2	1	0,5	0,25	0,12	0,02	0,01	

Продовження таблиці 19.1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Гранично допустимі дози (за шкалою А), дБ	90	93	96	99	102	105	108	117	120	
Кабіни спостережень і дистанційного управління:										
без мовного зв'язку по телефону	103	94	87	82	78	75	73	71	70	80
з мовленням зв'язком по телефону	%	83	74	68	63	60	57	55	54	65
Приміщення і ділянки точного складання, машинописні бюро	%	83	74	68	63	60	57	55	54	65

Нормування шумів, створюваних міським транспортом, встановлюються значення рівнів звуку у відповідності з ГОСТ 27436-87 і ГОСТ 27.004.022-86.

Допустимі значення рівнів звукового тиску в октавних смугах частот, еквівалентні та максимальні рівні звуку проникаючого шуму у приміщення житлових і громадських будівель і шуму на території житлової забудови наведено у таблиці 19.2.

*Нормування інфразвуку.* На підставі дослідження інфразвуку були розроблені гігієнічні норми цього фактора. Гігієнічне нормування інфразвуку в якості міри базується на критеріях здоров'я і працездатності з оцінкою впливу фактора на весь організм у процесі трудової діяльності з урахуванням напруженості та тяжкості.

Таблиця 19.2

## Норми допустимих рівнів звуку у житловій забудові

Території	Допустимі РЗТ, дБ, в октавних смугах частот зі середньогометричними значеннями, Гц								Допустимі РЗ і еквівалентні РЗ, дБА
	63	125	250	500	1000	2000	4000	8000	
Безпосередньо прилеглі до будівель лікарень, санаторіїв	59	48	40	34	30	27	25	23	35
Безпосередньо прилеглі до житлових будинків (2 м від огорожувальних конструкцій), майданчики відпочинку	67	57	49	44	40	37	35	33	45
Житлові приміщення	55	44	35	29	25	22	20	15	30

*Примітка. Норми наведені для нічного часу (з 23.00 до 07.00 години), для денного часу (з 07.00 до 23.00 години) прийнята поправка + 10дБ (дБА).*

Нормованими параметрами, згідно санітарним нормам СанПіН 2.2.4./2.1.8.583-96 «Інфразвук на робочих місцях, у житлових і громадських приміщеннях і на території житлової забудови» є:

рівні звукового тиску в октавних смугах з середньогометричними частотами 2,4, 8 і 16 Гц (дБ), які визначаються за формулою

$$L_p = 10 \log(p^2/p_0^2), \quad 19.6$$

де  $p$  - середньоквадратичне значення звукового тиску, Па;

$p_0$  - вихідне значення звукового тиску у повітрі, що дорівнює  $2 \cdot 10^{-5}$  Па.

Рівні звукового тиску (при одночисловій оцінці), виміряні по шкалі шумоміра «Лінійна» у дБ (за умови, що різниця між рівнями, виміряними за шкалами «Лінійна» та «А» на характеристиці шумоміра «Повільно», становить не менш ніж 10 дБ).

Нормованими характеристиками непостійного інфразвуку є еквівалентні по енергії рівні звукового тиску («Іжака») (дБ) в октавних смугах з середньгеометричними частотами 2, 4, 8 і 16 Гц і загальний еквівалентний рівень звукового тиску (дБ), визначаються за формулою

$$L_{зТ} = 10 \log \left( \frac{1}{T} \sum_{i=1}^n t_i 10^{0,1L_i} \right), \quad 19.7$$

де  $T$  - період спостереження, год;

$t_i$  - тривалість дії шуму з рівнем  $L_i$  год;

$n$  - загальне число проміжків дії інфразвуку;

$L_i$  - логарифмічний рівень інфразвуку в  $i$ -й проміжок часу, дБ.

Загальний (лінійний) рівень звукового тиску, дБ, - величина, що вимірюється по шкалі шумоміра «Лінійна» або розрахована шляхом енергетичного додавання рівнів звукового тиску в октавних смугах частот без коригувальних октавних поправок.

Еквівалентний (по енергії) загальний (лінійний) рівень звукового тиску  $L_{зкв}$ , дБ, - рівень постійного широкосмугового інфразвуку, середньквадратичний звуковий тиск якого також, як і цього непостійного інфразвуку протягом певного інтервалу часу.

Гранично допустимі рівні інфразвуку на робочих місцях, диференційовані для різних видів робіт, а також у житлових і громадських приміщеннях і на території житлової забудови наведено у таблиці 19.3.

Для шумів, спектр яких охоплює інфранизький і звуковий діапазони, вимір і оцінка коректированого рівня звукового тиску інфразвуку є додатковими до вимірювання і оцінки шуму у відповідності з санітарними нормами «Шум на робочих місцях, у приміщеннях житлових, громадських будівель на території житлової забудови» СН 2.2.4./2.1.8.562-96 та ГОСТ 12.1.003-83 «Шум. Загальні вимоги безпеки».

Таблиця 19.3

### Норми інфразвуку

Призначення приміщень	Рівні звукового тиску, дБ, в октавних смугах з середньгеометричними частотами, Гц				Загальний рівень звукового тиску, дБ
	2	4	8	12	
Для роботи різного ступеня тяжкості	100	95	90	85	100
Для роботи різного ступеня інтелектуально-емоційної напруженості	95	90	85	80	95
Територія житлової забудови	90	85	80	75	90
Житлові і громадські будівлі	75	70	65	60	75

На території житлової забудови у разі постійного інфразвуку рівні звукового тиску не повинні перевищувати 90 дБ в октавних смугах з середньгеометричними частотами 2; 4; 8; 16; 31,5 Гц. Для третьооктавних смуг із середньгеометричними частотами 1,6; 2; 2,5; 3,15; 4; 5; 6,3; 8; 10; 12,5; 16; 20; 25; 31,5; 40 Гц рівень звукового тиску не повинен перевищувати 80 дБ.

У разі непостійного інфразвуку нормованими параметрами вибираються еквівалентні по енергії рівні звукового тиску для тих же октавних смуг.

*Нормування ультразвуку.* Загальні вимоги безпеки до впливу ультразвукових коливань встановлюються стандартом ГОСТ 12.1.001-89. Стандарт поширюється на ультразвукові коливання у діапазоні частот від  $1,12 \dots 10^4$  до  $1,0 \dots 10^9$  Гц, що передаються у повітряному, рідкому і твердому середовищах.

Стандарт встановлює класифікацію, характеристику, допустимі рівні ультразвуку на робочих місцях і загальні вимоги до

ультразвукових характеристик обладнання, методів контролю та захисту від впливу ультразвуку.

Характеристикою повітряного ультразвуку на робочих місцях є рівні звукового тиску в децибелах у триоктавних смугах з середньгеометричними частотами 12,5, 16, 20, 25, 31,5, 40, 50, 63, 80, 100 кГц.

Допустимі рівні звукового тиску на робочих місцях не повинні перевищувати значень, наведених нижче.

Средньгеометричні частоти триоктавних смуг, кГц	12,5	16	20	25	31,5...100,0
Рівень звукового тиску, дБ	80	80 (90)	100	105	110

Нормованою характеристикою контактного ультразвуку є пікове значення віброшвидкості  $L_v$  або її логарифмічні рівні у децибелах в октавних смугах частот зі середньгеометричними частотами 8, 16, 31,5, 63, 125, 250, 500, 1000, 2000, 4000, 8 000, 16 000, 31 500 кГц, що визначаються за формулою

$$L_v = 20 \log \frac{v}{v_0}, \quad 19.8$$

де  $v$  - пікове значення віброшвидкості, м/с;

$v_0$  - опорне значення віброшвидкості, що дорівнює  $5 \cdot 10^{-8}$  м/с.

Допустимі рівні віброшвидкості і її пікові значення для контактного ультразвуку на робочих місцях не повинні перевищувати значень, наведених у таблиці 19.4.

Таблиця 19.4

**Допустимі рівні віброшвидкості для контактного ультразвуку**

Средньгеометричні частоти октавних смуг, кГц	Пікові значення віброшвидкості, м/с	Рівні віброшвидкості, дБ
8 63	$5 \cdot 10^{-3}$	100
125 500	$8,9 \cdot 10^{-3}$	105
$1 \cdot 10^3$ $1,5 \cdot 10^3$	$1,6 \cdot 10^{-3}$	110

Допустимі рівні контактного ультразвуку приймають на 5 дБ нижче значень, зазначених у таблиці 19.4, у тих випадках, коли працюючі зазнають спільного впливу повітряного і контактного ультразвуку.

При використанні ультразвукових джерел побутового призначення, як правило, генеруючих коливання з частотами нижче 100 кГц, допустимі рівні повітряного і контактного ультразвуку не повинні перевищувати 75 дБ на робочій частоті джерела.

Методи боротьби з шумом підрозділяють на методи щодо зниження шуму у джерелі його утворення та заходи щодо зниження шуму на шляху його поширення від джерела.

Якщо звукова хвиля зустрічає перешкоду з іншим, ніж акустичне середовище, хвильовим опором, то частина звукової енергії відбивається від перешкоди, частина проникає в неї і поглинається перешкодою, перетворюючись на теплоту, а частина проникає крізь перешкоду.

Властивості самої перешкоди і матеріалу, що покриває цю перешкоду, визначаються наступними показниками:

коефіцієнтом звукопоглинання

$$\alpha = J_{\text{погл}}/J_{\text{пад}}, \quad 19.9$$

де  $J_{\text{погл}}$  - поглинена матеріалом або перешкодою звукова енергія;

$J_{\text{пад}}$  - падаюча на перешкоду звукова енергія;

коефіцієнт відображення

$$\beta = J_{\text{від}}/J_{\text{пад}}, \quad 19.10$$

де  $J_{\text{від}}$  - відбита від перешкоди звукова енергія;

коефіцієнт звукоізоляції

$$\gamma = J_{\text{пад}}/J_{\text{від}}, \quad 19.11$$

коефіцієнт проходження (проникності або проникнення)

$$\tau = J_{\text{пр}}/J_{\text{пад}}, \quad 19.12$$

де  $J_{\text{пр}}$  - звукова енергія, що пройшла крізь перешкоду;

коефіцієнт розсіювання від поверхні перешкоди

$$\delta = (J_{\text{пад}} - J_{\text{погл}} - L_{\text{пр}})/J_{\text{пад}}. \quad 19.13$$



Величини коефіцієнтів  $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\delta$ ,  $\tau$  залежать від частоти звукової хвилі.

Використовуючи ці формули, можна записати наступні співвідношення:

$$\alpha = 1 - \beta; \quad \beta + \delta + \tau = 1. \quad 19.14$$

Для оцінки і порівняння звукового тиску  $p$  (Па), інтенсивності  $J$  (Вт/м<sup>2</sup>) і звукової потужності  $\Phi$  (Вт) різних джерел прийняті характеристики рівнів  $L_i$ , виражені у безрозмірних одиницях - децибелах (дБ):

$$L_p = 10 \log(p/p_0)^2; \quad 19.15$$

$$L_i = 10 \log(J/J_0); \quad 19.16$$

$$L_\Phi = 10 \log(\Phi/\Phi_0), \quad 19.17$$

де  $p_0 = 2 \cdot 10^{-5}$  Па - стандартний звуковий тиск, що відповідає порозу чутності;

$J_0 = 10^{-12}$  Вт/м<sup>2</sup> - інтенсивність звуку при порозі чутності;

$\Phi_0 = 10^{-12}$  Вт - опорна звукова потужність.

Збільшення інтенсивності звуку в 10 разів відповідає одному белу (Б): 1Б = 10 дБ.

При розробці або виборі методів захисту навколишнього середовища від шумів приймається цілий комплекс заходів, що включає:

проведення необхідних акустичних розрахунків і вимірювань, їх порівняння з нормованими і реальними шумовими характеристиками;

вибір відповідного устаткування і оптимальних режимів роботи;

заміну галасливих джерел і технологій на мал шумні;

зміну спрямованості випромінювання шуму джерелом;

зниження шуму на шляху поширення від джерела шуму до місця, що захищається;

комплекс засобів захисту від шуму у шумному агрегаті, транспортному засобі;

архітектурно-планувальні заходи у житловій забудові;

організаційні заходи;

поліпшення якості сприйманого звуку;  
нові акустичні технології.

Перераховані заходи відносяться до колективних засобів захисту від шуму (рис. 19.1), широко застосовуваних на промислових підприємствах.

Звукоізоляція - зменшення рівня шуму за допомогою захисного пристрою, який встановлюють між джерелом і приймачем, що має велику відбивну і (або) поглинаючу здатність.

Основними характеристиками звукоізоляції при використанні щільних перешкод є маса перешкоди і частота звуку. Акустичні властивості конструкції, що не має отворів і щілин, визначаються, в основному, коефіцієнтами  $\alpha$  і  $\beta$ , коефіцієнт  $\tau$  має значення у десятки разів менше порівняно з коефіцієнтами  $\alpha$  і  $\beta$ .

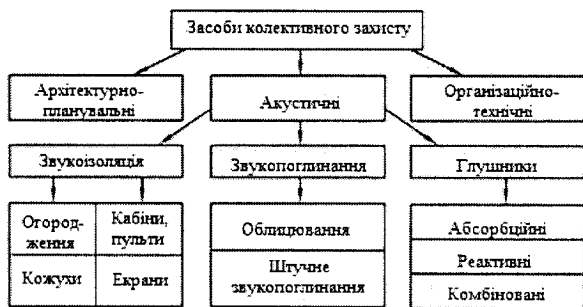


Рис. 19.1 Схема колективного захисту від шуму

Ефективність звукоізоляції оцінюється у децибелах:

$$\Delta = 10 \log(1/\tau) = 10 \log(W^+/W^-) = 10 \log(J_{\text{пад}}/J_{\text{пр}}). \quad 19.18$$

При наявності окремих ділянок з більш низькою звукоізоляцією, ніж у основній конструкції, акустичні властивості конструкції визначаються коефіцієнтом проходження  $x$ . При досить великій власній звукоізоляції пластини загальна звукоізоляція перепони з наскрізним отвором дорівнює

$$Z = 10 \log(S_0/S). \quad 19.19$$

де  $S_0$ ,  $S$  - площа отвору і площа пластини відповідно,  $\text{м}^2$ .

*Звукопоглинання.* Одним із ефективних засобів зниження шуму є застосування у конструкціях звукопоглинальних матеріалів. Ефективність звукопоглинальних матеріалів щодо зменшення шуму визначається коефіцієнтом звукопоглинання  $\alpha$ . Для м'яких пористих матеріалів значення коефіцієнта  $\alpha$  знаходиться в межах 0,2...0,9, для щільних твердих матеріалів (цегла, дерево)  $\alpha$  складає соті частки одиниці.

Одиницею звукопоглинання є себін (сб), а повне звукопоглинання матеріалу

$$A = \alpha S, \quad 19.20$$

де  $S$  - площа даного матеріалу, м<sup>2</sup>.

Ослаблення шуму у приміщенні при збільшенні звукопоглинання стін

$$\Delta L = 10 \log(A_2/A_1) = 10 \log(\alpha_2/\alpha_1) = 10 \log(J_{\text{погл } 2}/J_{\text{погл } 1}) \quad 19.21$$

де  $A_1$  і  $A_2$  - повне звукопоглинання приміщення до і після впровадження звукопоглинаючих матеріалів;

$\alpha_1$  і  $\alpha_2$  - коефіцієнти звукопоглинання приміщення до і після впровадження звукопоглинальних матеріалів.

Рівні звукового тиску у розрахункових точках не повинні перевищувати рівнів, допустимих за нормами у всіх октавних смугах. Необхідне зниження рівнів звукового тиску (дБ) визначають за формулою

$$\Delta L_{\text{р.зр}} = L_{\text{р}} - L_{\text{р,доп}}, \quad 19.22$$

де  $L_{\text{р}}$  - виміряний рівень звукового тиску у робочій точці;

$L_{\text{р,доп}}$  - допустимі рівні звукового тиску згідно з діючими нормативами.

*Захист від інфразвуку.* Засоби захисту від інфразвуку у значній мірі відрізняються від засобів, що застосовуються для боротьби з шумом. Це пов'язано з особливостями фізичних характеристик інфразвукових коливань, зокрема зі значно більшою довжиною хвиль інфразвуку порівняно з розміром перешкод на шляху їх поширення.

Захист від шкідливого впливу інфразвуку відстанню малоефективна, так як поглинання у нижніх шарах атмосфери

інфразвукових коливань з частотою нижче 10 Гц не перевищує  $8 \cdot 10$  дБ/км.

Знизити інтенсивність інфразвуку можна зміною режиму роботи пристрою або його конструкції; звукоізоляцією джерела; поглинанням звукової енергії за допомогою глушників шуму інтерференційного, камерного, резонансного та динамічного типів, а також за рахунок використання механічного перетворювача частоти.

Звукоізоляція джерела інфразвукових коливань не забезпечує достатньою ефективністю на частотах менше 10 Гц, хоча на практиці у ряді випадків застосовується. Оскільки інфразвукові хвилі без істотного загасання поширюються у відкритому просторі, а також без помітного ослаблення проникають у закриті приміщення, основною мірою звукоізоляції приміщень на низьких частотах є збільшення жорсткості огорож. Для підвищення її ефективності на частотах нижче 10 Гц потрібно створювати потужні, жорсткі конструкції з матеріалів з поверхневою щільністю  $10 \dots 10$  кг/м, що у ряді випадків нерентабельно.

*Захист від ультразвуку.* Основним заходом захисту від шкідливого впливу ультразвуку є захист відстанню, тобто заборона безпосереднього контакту працюючих з робочою поверхнею обладнання у процесі його обслуговування, рідиною і оброблюваними деталями під час збудження у них ультразвуку.

Для виключення контакту з джерелами ультразвуку необхідно застосовувати:

дистанційне управління обладнанням;

автоблокування, тобто автоматичне вимкнення устаткування при виконанні допоміжних операцій (завантаження і вивантаження продукції, нанесення контактних мастил тощо);

пристосування для утримання джерела ультразвуку або оброблюваної деталі.

Стаціонарні ультразвукові джерела, що генерують рівні звукового тиску, які перевищують нормативні значення, повинні обладнуватися звукопоглинаючими кожухами й екранами і

розміщуватися в окремих приміщеннях або звукоізованих кабінах.

Для захисту рук від можливого несприятливого впливу контактного ультразвуку у твердому або рідкому середовищах необхідно застосовувати дві пари рукавичок - гумові (зовнішні) та бавовняні (внутрішні) або тільки бавовняні.

Для захисту працюючих від несприятливого впливу повітряного ультразвуку в якості засобів індивідуального захисту слід використовувати протишуми.

### 5.2.2 Захист від вібраційних коливань

Вібрація являє собою механічні коливальні рухи гармонійного виду механічної системи. Причиною вібрації є виникаючі при роботі машин і механізмів нерівноважені силові дії.

Основними параметрами вібрації є частота (Гц);

амплітуда зсуву (м або см);

віброшвидкість (м/с);

віброприскорення (м/с<sup>2</sup>);

період коливань (с).

У практиці віброакустики весь діапазон частот вібрації розбивається на октавні діапазони. У кожному октавному діапазоні верхня гранична частота вдвічі вища нижньої, а середня частота діапазону дорівнює квадратному кореню з добутку верхньої і нижньої частот. Середні геометричні частоти октавних діапазонів нормовані і знаходяться в інтервалі від 1 до 2000 Гц (всього 12 середньочастотних діапазонів).

За способом передачі прийнято розрізняти локальну вібрацію, що передається через руки, і загальну вібрацію, яка передається через опорні поверхні при сидінні або стоянні.

Найбільш небезпечні для людини частоти коливань 6...9 Гц, оскільки вони збігаються з власною частотою коливань внутрішніх органів людини.

*Нормування вібрації.* Розрізняють санітарно-гігієнічне і технічне нормування виробничих вібрацій. При санітарно-гігієнічному нормуванні вібрації за ГОСТ 12.1.012-90 "Вібраційна безпека. Загальні вимоги" та Санітарних норм СН 2.2.4/2.1.8.556-96 "Виробнича вібрація, вібрація в приміщеннях житлових і громадських будівель" проводиться обмеження параметрів виробничої вібрації робочих місць і поверхонь контакту вібронезбезпечних механізмів з руками працюючого, виходячи з фізіологічних вимог. При технічному нормуванні здійснюється обмеження рівня вібрацій з урахуванням технічно досяжного рівня захисту від вібрацій. Санітарно-гігієнічні норми вібрацій встановлюються по стандарту ССБТ і Санітарним нормам для тривалості робочої зміни 8 год.

Вимоги ГОСТ 12.1.012-90 поширюються на робочі місця, на яких людина піддається впливу вібрації, на машини, обладнання і технологічні процеси, які є джерелами вібрації. Показники вібраційного навантаження на оператора формуються з наступних параметрів:

віброприскорення (віброшвидкість);

діапазон частот;

час дії вібрації.

При оцінці вібраційного навантаження на людину-оператора кращим параметром є віброприскорення.

Логарифмічні рівні віброприскорення ( $L_a$ ), дБ, визначають за формулою

$$L_a = 20 \log \frac{a}{1.10^6}, \quad 19.23$$

де  $a$  - середнє квадратичне значення віброприскорення, м.с<sup>-2</sup>.

Логарифмічні рівні віброшвидкості ( $L_v$ ), дБ, визначають за формулою

$$L_v = 20 \log \frac{v}{5.10^{-5}}, \quad 19.24$$

де  $v$  - середнє квадратичне значення віброшвидкості, м.с<sup>-1</sup>.

При інтегральній оцінці за частотою, нормованим параметром є кореговане значення віброшвидкості і віброприскорення ( $U$ ) або їх логарифмічні рівні ( $LU$ ).

При інтегральній оцінці вібрації з урахуванням часу її впливу за еквівалентним (по енергії) рівнем нормованим параметром є еквівалентне кореговане значення віброшвидкості або віброприскорення ( $U_{\text{екв}}$ ) або їх логарифмічний рівень ( $LU_{\text{екв}}$ ).

Гранично допустимі величини нормованих параметрів локальної виробничої вібрації при тривалості вібраційного впливу 480 хвилин (8 год) наведено у таблиці 19.5.

Таблиця 19.5

### Гранично допустимі ознаки локальної виробничої вібрації

Середньгеометричні частоти октавних смуг, Гц	Гранично допустимі значення по осях $X_n, Y_n, Z_n$			
	віброприскорення		віброшвидкості	
	м/с <sup>2</sup>	дБ	м/с·10 <sup>2</sup>	дБ
8	1,4	123	2,8	115
16	1,4	123	1,4	109
31,5	2,8	129	1,4	109
63	5,6	135	1,4	109
125	11,0	141	1,4	109
250	22,0	147	1,4	109
500	45,0	153	1,4	109
1000	89,0	159	1,4	109
Правлені і еквівалентні значення та їх рівні	2,0	126	2,0	112

Відповідно до норм СН 2.2.4/2.1.8.556-96 допустимий рівень вібрації у житлових і громадських будівлях - це рівень фактора, який не викликає у людини значного занепокоєння і істотних змін показників функціонального стану систем і аналізаторів, чутливих до

вібраційного впливу. Допустимі значення нормованих параметрів вібрації у житлових приміщеннях наведено у таблиці 19.6.

Таблиця 19.6

**Допустимі значення вібрації у житлових приміщеннях**

Середньогеометричні частоти октавних смуг, Гц	Допустимі значення по осях $X_0, Y_0, Z_0$			
	віброприскорення		віброшвидкості	
	$m/s^2 \cdot 10^{-3}$	дБ	$m/s \cdot 10^{-4}$	дБ
1	2	3	4	5
2	4,0	72	3,2	76
4	4,5	73	1,8	71
8	5,6	75	1,1	67
16	11,0	81	1,1	67
31,5	22,0	87	1,1	67
63	45,0	93	1,1	67
Правлені і еквівалентні правлені значення та їх рівні	4,0	72	1,1	67

*Примітка.* У денний час у приміщеннях допустиме перевищення рівнів на 5 дБ.

Санітарно-гігієнічна оцінка постійної та непостійної вібрації, що впливає на людину, проводиться наступними методами:

аналізом частотних (спектральних) нормованих параметрів; інтегральною оцінкою за частотою нормованого параметра;

інтегральною оцінкою з урахуванням часу вібраційного впливу за еквівалентним (по енергії) рівнем нормованого параметра.

Вібраційні системи складаються з елементів маси, пружності і демпфування. У такій системі діють сили інерції, тертя, пружності.

Сила інерції дорівнює добутку маси  $M$  на її прискорення  $dv/dt$ .

$$F_M = -Mdv/dt, \quad 19.25$$

де  $v$  - віброшвидкість.



Сила  $F_M$  спрямована у бік, протилежний прискоренню. Сила дії пружного елемента, тобто відновлююча сила, буде спрямована у протилежний бік і дорівнює

$$F_G = Gx, \quad 19.26$$

де  $G$  - коефіцієнт жорсткості пружного елемента, Н/м;

$x = x_1 - x_0$  - зсув кінця пружного елемента, м.

При вібрації пружних систем відбувається розсіювання енергії у навколишнє середовище, а також у матеріалі пружних елементів і в місцях з'єднань деталей конструкції. Ці втрати викликані силами тертя (дисипативними силами), на подолання яких безповоротно розсіюється енергія джерела вібрації.

Якщо розсіювання енергії відбувається в елементі демпфування, тобто в середовищі з в'язким опором, то дисипативна демпфуюча сила  $F_s$  прямо пропорційна швидкості  $v$ :

$$F_s = Sv, \quad 19.27$$

де  $S$  - імпеданс (опір) елемента демпфування, Н.м/с.

Імпеданс вібросистеми складається з імпедансів елемента демпфування, маси і пружності. Імпеданс вібросистеми має мінімальне значення у резонансній області, де він визначається імпедансом елемента демпфування. Поза резонансною областю імпедансом  $S$  можна знехтувати. У діапазоні високих частот рух визначається віброуючою масою  $\omega S$ , а у діапазоні низьких частот жорсткістю системи  $G$ .

Коефіцієнт втрат енергії з урахуванням імпедансу складе

$$\eta = \omega S / G. \quad 19.28$$

Захист від вібрації здійснюється впливом на джерело вібрації шляхом зниження її, а на шляху її поширення з використанням наступних методів:

зменшення або ліквідації збурюючих сил у джерелі. Це досягається шляхом виключення можливих ударів і різких прискорень;

зміна частоти власних коливань машини або установки для виключення резонансу з частотою обурюючої сили;

вібродемпфірування або вібропоглинання шляхом перетворення енергії коливань системи у теплову енергію (використання матеріалів з великим внутрішнім тертям: деревина, гума, пластмаси);

віброгасіння шляхом введення у коливальну систему додаткових мас або збільшення жорсткості системи шляхом установки агрегатів на фундамент;

віброізоляція шляхом введення у систему додаткового пружного зв'язку для ослаблення передачі вібрації суміжному елементу конструкції або робочому місцю.

При проектуванні технологічних процесів та виробничих будівель і споруд повинні бути:

вибрані машини з найменшою вібрацією;

зафіксовані робочі місця (зони), на яких працюючі, можуть піддаватися впливу вібрації;

визначено вимоги віробезпеки за санітарними нормами з урахуванням тимчасових обмежень впливу вібрації, закладених в технологічний процес і зафіксованих у проектній документації;

розроблені схеми розміщення машин з урахуванням створення мінімальних рівнів вібрації на робочих місцях;

вироблена і вказана в проектно-технологічній документації оцінка очікуваного вібраційного навантаження на оператора;

обрані будівельні рішення основ і перекриттів, що забезпечують виконання вимог вібраційної безпеки праці;

обрані і розраховані необхідні засоби віброзахисту для машин або робочих місць, що забезпечують разом з будівельними рішеннями виконання вимог віробезпеки праці.

Дуже ефективний метод зниження вібрації у джерелі - виключення резонансних режимів роботи обладнання. У цьому випадку навіть при малих значеннях дисбалансу і відносно невеликих збуджуючих впливах рівень вібраційних параметрів різко зростає. Для зниження рівня виробничих вібрацій важливо виключити резонансні режими роботи технологічного обладнання. При проектуванні це досягається вибором робочих режимів з

урахуванням власних частот машин і механізмів. У процесі експлуатації можливо зменшити жорсткість агрегатів, а в деяких випадках і їх маси, що призводить до зміни значення власних частот. Можлива зміна робочих режимів обладнання. Все це слід враховувати, якщо машини і механізми у процесі експлуатації з часом стають джерелом вібрацій.

Виброгашення реалізується при збільшенні ефективної жорсткості і маси корпусу машин або станин верстатів за рахунок їх об'єднання в єдину замкнену систему з фундаментом.

Віброізоляція є засобом зменшення динамічних сил, що передаються з віброактивної системи на іншу, яка захищається від вібрації. Мета віброізоляції механізмів - створення таких умов на шляху розповсюдження коливань, які збільшили б незворотні втрати і тим самим зменшили коливальну енергію, що передається від джерела.

В основі методу вібродемпферування (вібропоглинання) лежить збільшення активних втрат у коливальних системах. Штучне збільшення втрат коливальної енергії у системі значно зменшує амплітуди коливань особливо у резонансних областях.

Це досягається вибором матеріалів і конструкції з малою жорсткістю і великим внутрішнім тертям; використанням прокладок з малим значенням модуля Юнга у місцях зчленування окремих елементів конструкції; штучним демпфіруванням віброуючої поверхні різними покриттями. Вібропоглинання полягає в нанесенні упруго'язких матеріалів, що володіють великими внутрішніми втратами, на віброуючі елементи машини, причому вібропоглинаючий матеріал повинен бути щільно закріплений з коливоною поверхнею.

До основних характеристик віброзахисних систем відносяться власна частота системи, механічний імпеданс і коефіцієнти, що визначають процеси затухання вібрацій і розсіювання енергії.

Вільна вібрація ( $Ft = 0$ ) у відсутності сил тертя ( $F_s = 0$ ) з плином часу не згасає.

За умови  $F_M + F_G = 0$  визначається власна частота коливань вібросистеми:

$$\omega_0 = (G/M). \quad 19.29$$

При наявності сил тертя ( $F_s \neq 0$ ) вільна вібрація ( $Ft = 0$ ) згасає. Амплітуда віброшвидкості при цьому з бігом часу зменшується.

Відношення потоку енергії на вході у захисний пристрій і на виході з нього  $W^+/W$  - називають силовим коефіцієнтом захисту при віброізоляції:

$$k_F = W^+/W. \quad 19.30$$

Ступінь захисту характеризується також динамічним коефіцієнтом захисту  $k_x$ , рівним відношенню амплітуди зміщення джерела до амплітуди зміщення приймача.

Енергетичний коефіцієнт захисту можна виразити у вигляді

$$k_W = k_i k_x. \quad 19.31$$

Ефективність віброізоляції

$$\Xi = 10 \log k_i = 10 \log[\eta^2 + (\omega^2/\omega_0^2 - 1)^2] - 10 \log(1 + \eta^2). \quad 19.32$$

Якщо втрати у захисному пристрої відсутні ( $\eta = 0$ ), то ефективність

$$\Xi = 20 \log(\omega^2/\omega_0^2 - 1). \quad (19.33)$$

## 5.3 ЗАХИСТ ВІД ЕЛЕКТРОМАГНІТНИХ ПОЛІВ ТА ВИПРОМІНЮВАНЬ

Вплив фізичних, особливо електромагнітних полів на біосферу різноманітна і багатогранна. У результаті антропогенної діяльності збільшується загальний електромагнітний фон навколишнього природного середовища не тільки у кількісному, але і в якісному відношенні.

На відміну від механічних коливань електромагнітні хвилі можуть поширюватися і у вакуумі, тобто у просторі; не містять атомів, але вони ведуть себе подібно механічним хвилям, зокрема, мають кінцеву швидкість і переносять енергію. Найбільша швидкість електромагнітних хвиль характерна для вакууму (швидкість світла 300 тис. км/с). Енергія електромагнітного поля (ЕМП) пропорційна четвертій степені частоти його коливань.

### 5.3.1 Захист від електромагнітних полів

*Нормативи впливу ЕМП.* Електромагнітне поле, як особлива форма існування матерії, характеризується цілим рядом параметрів - частотою, напруженістю електричного і магнітного полів, фазою, поляризацією, видом модуляції, структурою тощо. Біологічна активність майже всіх перерахованих параметрів вже доведена і ступінь їх впливу врахована у встановлених гранично допустимих рівнях.

Довжина електромагнітних хвиль від  $10^7$  км до  $10^{-11}$  см. У залежності від їх довжин і частот прийнято виділяти іонізуючі випромінювання (гамма та рентгенівські), випромінювання оптичного діапазону (ультрафіолетове, видиме світло, інфрачервоне), радіо- і низькочастотній діапазон.

Прийнято нормувати електромагнітні поля окремо для виробничого персоналу і населення, тобто людей, професійно пов'язаних і непов'язаних з виробництвом та роботою в електромагнітних полях. При цьому враховується, що опромінення населення може проводитися цілодобово, а виробничий персонал потрапляє у поле дії електромагнітних полів тільки на виробництві. У зв'язку з цим гранично допустимі рівні для виробничого персоналу в 2...3 рази вищі, ніж для населення.

Гранично допустимі рівні електромагнітних полів на виробництві не повинні перевищувати рівнів, що встановлені для робочих місць виробничого персоналу, а для населення - на селитебній території, під якою розуміється територія населеного пункту, відведена під житлові квартали, громадські будівлі, парки, бульвари тощо. Узагальнені санітарно-гігієнічні нормативи впливу електромагнітних полів наведені у таблиці 20.1.

У виробничих і побутових умовах на людину впливає широкий спектр електромагнітних полів і електромагнітних випромінювань (ЕМП та ЕМВ).

Таблиця 20.1

**Санітарно-гігієнічні нормативи впливу електромагнітних полів**

Діапазон, області застосування	Нормовані параметри	Допустимі значення
Постійне магнітне поле, умови праці	$B$ , мкТл	ГДР - 10
Електростатичне поле, умови праці	$E$ , В/м	ГДР - 60; $DP = 60/t^{0.5}$ , де $t = 1, 2, 3, \dots, 9$ год, у решту часу $E \leq 20$
Змінні електромагнітні поля 50 Гц, умови праці	$E$ , В/м	ГДР - 25 (без засобів захисту) $< 5^{-2}$ год $5 \dots 10 \dots 10^{-3}$ год $> 10 \dots 15 - 90$ хв $15 \dots 20 - 10$ хв $> 20 \dots 25 - 5$ хв
20...22 кГц, населення	$E$ , В/м	$E_{ГДР} = 0,5$
0,06...300 МГц, умови праці	$B$ , мкТл $E$ , В/м, мкТл	$V_{ГДР} = 5$ $E_{ГДР} = 50$ (0,06...3 МГц) $E_{ГДР} = 20$ (3...30 МГц) $E_{ГДР} = 10$ (30...50 МГц) $E_{ГДР} = 5$ (50...300 МГц) $V_{ГДР} = 6,3$ (0,06... 1,5 МГц) $U_{ГДР} = 0,38$ (30...50 МГц)
0,3...300 ГГц, умови праці	ГПЕ (гранично поглинальна енергія), Вт/м <sup>2</sup>	$ГПЕ_{ГДР} = 10$ Дж/м <sup>2</sup> (енергетичне навантаження) $ГПЕ_{ГДР} = 20$ (від обертових і скануючих антен) $ГПЕ_{ГДР} = 2$ (в інших випадках)

В якості гранично допустимого рівня (ГДР) опромінення населення приймаються такі значення електромагнітних полів, які при щоденному опроміненні у властивих для даного джерела випромінювання режимах не викликають у населення без обмеження

статі і віку захворювань або відхилень у стані здоров'я, що виявляються сучасними методами дослідження у період опромінення або у віддалені терміни після його припинення.

Наприклад, гранично допустимі значення напруженості електричного поля у діапазоні від 48,4 до 300 МГц у зоні розміщення радіотелевізійних передавальних станцій залежать від частоти і визначаються за формулою

$$E_{\text{ГДН}} = 21f^{0,37}, \quad 20.1$$

де  $E$  - гранично допустиме значення напруженості електромагнітного поля. В/м;

$f$  - нормована частота електромагнітного поля, МГц.

*Методи і засоби захисту від ЕМП.* У зв'язку із забрудненням навколишнього середовища такими фізичними полями як електромагнітні випромінювання, необхідно мати і захист від них. Для правильного вибору оптимальних засобів захисту від електромагнітних полів необхідно визначити основні характеристики джерел ЕМП: діапазон частот, енергію і потужність випромінювання, режим роботи, діаграму спрямованості, особливості розповсюдження в атмосфері, біологічну дію, тип поляризації, їх призначення тощо.

У залежності від частоти джерела ЕМП, його потужності та режиму роботи вибирають ті чи інші засоби захисту від впливу електромагнітних коливань на людський організм.

Заходи щодо захисту біологічних об'єктів від ЕМП поділяють на організаційні, інженерно-технічні, медико-профілактичні та лікувальні.

Основні організаційні заходи включають:

- нормування параметрів електромагнітних впливів;
- періодичний контроль опромінення;
- раціональне розміщення джерел і приймачів випромінювання (територіальне рознесення);
- обмеження часу перебування в ЕМП;
- попереджувальні написи і знаки.

Основними інженерно-технічними заходами є зменшення потужності випромінювання безпосередньо у джерелі та електромагнітне екранування.

*Постійне і низькочастотне магнітне поле.* Захист від впливу магнітного поля зводиться до захисту відстанню і екрануванням. При роботі з постійними магнітами, магнітними дефектоскопами, верстатами з магнітним кріпленням оброблюваних деталей захист зводиться до виведення працюючого із зони підвищеного рівня магнітного поля. Встановлення намагнічування і розмагнічування при внесенні у них деталей слід знеструмлювати.

*Електростатичні поля.* Методи, що виключають або знижують інтенсивність генерації зарядів:

зволоження повітря до відносної вологості 65...75%;

хімічна обробка поверхні електропровідними покриттями;

нанесення на поверхню антистатичних речовин;

нейтралізація зарядів із застосуванням індукційних, високовольтних, високочастотних, радіоактивних нейтралізаторів;

очищення рідин від нерозчинних твердих і рідких домішок;

зменшення швидкостей обробки, транспортування.

Методи, що усувають заряди які утворюються:

заземлення електропровідних частин обладнання з опором заземлення не більше 100 Ом;

застосування засобів індивідуального захисту (електростатичні халати та взуття, антистатичні браслети);

виготовлення підлог у вибухонебезпечних приміщеннях електропровідними з питомим електричним опором не більше 106 Ом.м

Для захисту від атмосферної статичної електрики, що досягає потенціалу у кілька мільйонів вольт і сили струму у розряді блискавки 10000 А, застосовуються одиночні або групові заземлені блискавковідводи.

*Побутові електроприлади та персональні комп'ютери.* Електромагнітна безпека електропобутових приладів і комп'ютерів



(ПК) повинна бути підтверджена гігієнічним сертифікатом. Вимоги безпеки при роботі на персональних електронно-обчислювальних машинах сформульовані у СанПіН 2.2.2.542-96 "Гігієнічні вимоги до відеодисплейних терміналів, персональних електронно-обчислювальних машин і організації роботи".

*Захист від впливу ЕМВ РЧ.* При розміщенні радіотехнічних споруд і об'єктів (РТО) на селитебній території з метою одержання рівнів впливу ЕМП, що не перевищують ГДР, враховують:

потужність і діапазон частот джерела ЕМП;

конструктивні особливості, характеристику спрямованості і висоту розміщення антени випромінювача;

оптимальний режим роботи джерела ЕМП;

рельєф місцевості;

функціональне значення прилеглих територій;

поверховість і особливість забудови тощо.

Для захисту населення від впливу ЕМП при спорудженні РТС у разі необхідності створюють санітарно-захисну зону і зони обмеження забудови.

У санітарно-захисній зоні і зоні обмежень забороняється будівництво житлових будинків всіх видів, стаціонарних лікувально-профілактичних і санаторно-курортних закладів, дитячих дошкільних закладів, середніх навчальних закладів всіх видів, інтернатів усіх видів та інших будівель, призначених для цілодобового перебування людей.

Джерела ЕМВ РЧ повинні розташовуватися у виробничих приміщеннях з урахуванням неприпустимості підвищеного електромагнітного впливу на сусідні робочі місця, приміщення, споруди і прилеглі території. Допускається розміщувати антени на дахах житлових, громадських та інших будівель, якщо при цьому усередині будинків та на прилеглий території інтенсивність ЕМВ РЧ не перевищує гранично допустимих значень.

Проводити захист людей від внутрішніх джерел випромінювань найбільш доцільно безпосередньо у місці проникнення

електромагнітної енергії з екрануючих кожухів, покращуючи методи радіогерметизації стиків і зчленувань.

При захисті приміщень від зовнішніх випромінювань з успіхом застосовують обклеювання стін спеціальними металізованими шпалерами, засітчування вікон, спеціальні металізовані штори тощо.

До "активних" методів захисту людини від впливу електромагнітних полів слід віднести методи вимірювання енергетичних параметрів технічних засобів радіозв'язку, радіомовлення і телебачення. Застосування цих методів включає управління потужністю передавачів, зміна характеристик спрямованості антен на більш "екологічно чисті". Суть методу полягає у зміні діаграми спрямованості антен у вертикальній площині шляхом зміни відстані між поверхами антени.

Проектування будь-якої системи захисту починається з порівняння допустимого рівня електромагнітного поля, що визначається у відповідності з прийнятими нормативами ГДР, з рівнями, отриманими методами прогнозу або вимірювання. У результаті такого порівняння отримують величину необхідного ослаблення рівня електромагнітного поля (електромагнітної енергії).

Найбільш ефективним способом зниження інтенсивності ЕМП є екранування. Цей спосіб захисту від електромагнітних випромінювань полягає у відбитті і поглинанні електромагнітних хвиль.

Екранування джерел ЕМВ РЧ або робочих місць здійснюється за допомогою відбиваючих або поглинаючих екранів (стаціонарних або переносних). Відбиваючі екрани виконують з металевих листів, сітки, тканини з мікропроводом тощо. У поглинальних екранах використовують спеціальні матеріали, що забезпечують поглинання випромінювання відповідної довжини хвилі. У залежності від випромінюваної потужності і взаємного розміщення джерела і робочих місць конструктивне рішення екрана може бути різним (замкнута камера, щит, чохол, штора тощо).

Екрани можуть розміщуватися поблизу джерела (кожухи, сітки), на трасі розповсюдження (екрановані приміщення, лісонасадження), поблизу людини, яка захищається (засоби індивідуального захисту - окуляри, фартухи, халати).

Дія електромагнітного екрана як лінійної системи визначається декількома характеристиками, основною з яких є ефективність екранування:

$$\mathcal{E} = E/E_{\mathcal{E}}, \text{ або } \mathcal{E} = H/H_{\mathcal{E}}, \quad 20.2$$

де  $E$ ,  $E_{\mathcal{E}}$ ,  $H$  і  $H_{\mathcal{E}}$  - напруженість електричного і магнітного полів в якій-небудь точці екранованого простору при наявності та за відсутності екрану.

Напруженість поля на даній ділянці при екрануванні джерела. Часто ефективність екранування виражають у децибелах:

$$\mathcal{E}_{\text{дБ}} = 20 \log \mathcal{E}. \quad 20.3$$

Ефективність екранування розраховують, виходячи з вимог норм на рівні опромінення людей. По знайденому значенню ефективності екранування визначають матеріал і геометричні розміри екрана.

### 5.3.2 Захист від теплових і оптичних випромінювань

*Нормування теплового інфрачервоного випромінювання.*  
Нормування теплового випромінювання у виробничих умовах регламентується у відповідності з вимогами стандарту ГОСТ 12.1.005-88. "Повітря робочої зони. Загальні санітарно-гігієнічні вимоги в області робочої зони" та Санітарних правил і норм СанПіН 2.2.4.548-96 "Гігієнічні вимоги до мікроклімату виробничих приміщень".

Нормування ІЧ-випромінювання здійснюється за інтенсивністю допустимих інтегральних потоків випромінювання з урахуванням спектрального складу, розміру опромінюваної площі, захисних властивостей спецодягу для тривалості дії більше 50% зміни. Інтегральна допустима інтенсивність теплового опромінення не повинна перевищувати  $258 \text{ Вт/м}^2 [(2,1 \text{ Дж/}(\text{см}^2 \cdot \text{хв}))]$ .

Для оцінки поєданого впливу параметрів мікроклімату з метою здійснення заходів щодо захисту працюючих від можливого перегрівання рекомендується використовувати інтегральний показник теплового навантаження середовища.

Теплове навантаження середовища (ТНС) - одночасна дія на організм людини параметрів мікроклімату (температура, вологість, швидкість руху повітря, теплове опромінення), що виражається одночисловим показником у градусах Цельсія. Значення ТНС-індексу не повинні виходити за межі величин, рекомендованих нижче.

Категорія робіт з рівня енерговитрат (Дж/с)	Ia до139	1б 140...174	IIa 175...232	IIб 233...290	III 290
Величина інтегрального показника, °C	22,2...26,4	21,5...25,8	20,5...25,1	19,5...23,9	18,0...21,8

Допустимі величини інтенсивності теплового опромінення працюючих на робочих місцях від виробничих джерел, нагрітих до темного світіння (матеріалів, виробів тощо), повинні відповідати значенням, наведеним нижче.

Допустимі величини інтенсивності теплового опромінення працюючих від джерел випромінювання, нагрітих до білого і червоного світіння (розпечений або розплавлений метал, скло, полум'я тощо), не повинні перевищувати 140 Вт/м<sup>2</sup>. При цьому опроміненню не повинно піддаватися більше 25% поверхні тіла, і обов'язковим є використання засобів індивідуального захисту, у тому числі засобів захисту обличчя та очей.

За Санітарними правилами і нормами СанПиН 2.2.4.548-96 температура зовнішніх поверхонь технологічного устаткування та огорожень на робочому місці не повинна перевищувати 45°C.

Поверхня тіла, що опромінюється, %	50 і більше	25...50	Не більше 50
Інтенсивність теплового опромінення, Вт/м <sup>2</sup> , не більше	35	70	100

*Гігієнічне нормування ультрафіолетового випромінювання (УФ).*

Критерієм виробничої та екологічної безпеки будь-якого негативного фактора є неперевищення рівня впливу даного фактора у відповідності з санітарно-гігієнічними нормами. Гігієнічне нормування УФ-випромінювань регламентується Санітарними нормами ультрафіолетового випромінювання у виробничих приміщеннях СН 4557-88.

Нормативи інтенсивності випромінювання встановлені з урахуванням тривалості дії на працюючих, обов'язкового носіння спеодягу, що захищає від випромінювання, головних уборів та використання засобів захисту очей.

З урахуванням оптико-фізіологічних властивостей ока, а також хвильових областей УФ-випромінювань встановлені допустимі щільності потоку енергії, які забезпечують захист поверхонь шкіри та органів зору.

*Нормування лазерного випромінювання.*

Гігієнічні нормативи лазерних випромінювань регламентуються нормами СН 5804-91 "Санітарні норми і правила влаштування та експлуатації лазерів".

Нормовані параметри - гранично допустимий рівень (ГДР) лазерного випромінювання при  $\lambda = 0,2...20$  мкм і крім цього регламентується ГДР на рогівці, сітківці, шкірі.

ГДР залежить від:

довжини хвилі лазерного випромінювання, мкм;

тривалості імпульсу, с;

частоти повторення імпульсу, Гц;

тривалості впливу, с.

Для імпульсного або короточасного впливу, коли сумарний біологічний ефект визначається в основному загальною енергією випромінювання, нормується енергетична експозиція  $Z$  - щільність потоку енергії випромінювання, Дж/м<sup>2</sup>.

При короточасному опроміненні видимим світлом очей нормується енергія лазерного випромінювання  $W$ , Дж, що припадає на апертуру (майданчик) діаметром 7 мм (зіниця ока).

При тривалому опроміненні нормується опроміненість  $E$ , Вт/м<sup>2</sup>, тобто щільність потоку потужності випромінювання. При тривалому опроміненні видимим світлом очей нормується потужність лазерного випромінювання  $P$ , Вт, що припадає на апертуру діаметром 7 мм.

У діапазоні видимого та ближнього інфрачервоного випромінювання (довжина хвилі від 380 до 1400 нм) норми ГДР встановлюються різними для очей і для шкіри.

В інфрачервоному діапазоні (для очей та шкіри) і видиме (для шкіри) при тривалості дії менше 1...3 с нормується енергетична експозиція  $P$ , Дж/м<sup>2</sup>, а при більшій тривалості впливу - опромінення  $E$ , Вт/м<sup>2</sup>.

При хронічному впливі лазерного випромінювання всі значення ГДВ зменшуються у десять разів для ультрафіолетового випромінювання і у п'ять разів для видимого та інфрачервоного діапазонів хвиль.

Для оцінки ступеня небезпеки конкретної лазерної установки необхідно щільність потоку енергії (або потужності) даної установки порівняти зі значенням ГДВ.

#### *Захист від інфрачервоного випромінювання.*

Інтенсивність опромінення  $J_{\text{рас}}$ , Вт/м, від нагрітої поверхні можна визначити за формулою

$$J_{\text{рас}} = \frac{0,91 \cdot S [(T/100)^4 - A]}{L^2}, \quad 20.4$$

де  $S$  - площа випромінюваної поверхні, м<sup>2</sup>;

$L$  - відстань від центру випромінюючої поверхні до опромінюваного об'єкта, м;

$A = 85$  - для шкіри людини і бавовняної тканини;

$A = 100$  - постійний коефіцієнт для сукна.

При тривалому перебуванні людини у зоні теплових випромінювань, як і при систематичному впливі високої температури навколишнього середовища, відбувається значне порушення теплового балансу в організмі. Порушується робота механізму терморегуляції, що підтримує температуру тіла на рівні 36,6...37,2°C, посилюється діяльність серцево-судинної і дихальних систем, посилюється

потовиділення, відбувається порушення сольового балансу організму. При втраті організмом солей у крові погано тримається вода, що призводить до швидкого виділення з організму знову випитої рідини (особливо у спекотних умовах втрата організмом рідини може досягати 1,0...1,5 дм<sup>3</sup>/год). Порушення водно-сольового балансу викликає судоми.

Теплове випромінювання у виробничих умовах зустрічається у діапазоні хвиль від 100 нм до 500 мкм. Інтенсивність теплового випромінювання на робочих місцях може коливатися від 175 до 13956 Вт/м<sup>2</sup>. До гарячих відносять цехи, в яких тепловиділення перевищує 23 Дж/м<sup>2</sup>. У ливарних цехах при нагріванні і обробці деталей інтенсивність теплового випромінювання становить 1392...3480 Вт/м<sup>2</sup>.

У виробничих приміщеннях з великим тепловиділенням (гарячі цехи) на частку інфрачервоного випромінювання може доводитися до 2/3 виділеної теплоти і лише 1/3 - на конвекційну теплоту.

Основними методами захисту від теплових випромінювань є:

зниження ІЧ-випромінювання у джерелі;

механізація трудових процесів;

екранування джерел випромінювання шляхом використання теплоізоляційних матеріалів;

теплоізоляція нагрітих поверхонь;

застосування повітряного душування;

раціональна вентиляція і кондиціонування;

водяні завіси і водяне охолодження нагрітих поверхонь;

обмеження часу перебування;

захист відстанню;

використання засобів індивідуального захисту;

організація раціонального режиму праці та відпочинку.

Коефіцієнт пропускання  $K_{\text{пр}}$  оптичного випромінювання у будь-якому середовищі визначають за формулою

$$K_{\text{пр}} = \exp(\chi - L), \quad 20.5$$

де  $\chi$  - коефіцієнт екстинкції (ослаблення);

$L$  - довжина шляху, пройденого випромінюванням.

Коефіцієнт екстинкції (ослаблення) дорівнює сумі коефіцієнтів поглинання і розсіювання, вимірюється у зворотних одиницях довжини ( $\text{см}^{-1}$ ,  $\text{м}^{-1}$  тощо). При взаємодії випромінювання з середовищем відбуваються, в основному, процеси поглинання (селективні та неселективні) і розсіювання (резонансні і дифузні).

Екранування джерел випромінювання - найбільш поширений і ефективний спосіб захисту від теплових випромінювань. Екрани застосовують як для екранування джерел випромінювання, так і для захисту робочих місць від впливу потоку теплоти.

Кратність послаблення теплового потоку захисним екраном

$$m = q_{1,2} / q_{e,2}, \quad 20.6$$

де  $q_{1,2}$  - щільність теплового потоку між паралельними площинами 1 і 2;

$q_{e,2}$  - щільність теплового потоку між екраном і площиною 2.

Кратність зниження температури випромінюючої поверхні

$$\mu = \frac{T_1}{T_e} = \sqrt{\frac{m}{1 + (T_2/T_1)^4 + (T_e/T_1)^4}}. \quad 20.7$$

Коефіцієнт пропускання теплового потоку

$$\tau = 1/m. \quad 20.8$$

Коефіцієнт ефективності екрану

$$\varepsilon = 1 - \tau = (m - 1)/m. \quad 20.9$$

Теплоізоляція є ефективним заходом не тільки по зменшенню інтенсивності теплового випромінювання, але і загальних тепловиділень, а також для запобігання опіків.

*Захист від ультрафіолетового випромінювання.*

Зниження інтенсивності опромінення та захист від впливу ультрафіолетового випромінювання досягається захистом відстанню, екрануванням джерел випромінювання, екрануванням робочих місць, засобами індивідуального захисту, спеціальним фарбуванням приміщень і раціональним розміщенням робочих місць.

Захист відстанню полягає у видаленні обслуговуючого персоналу від джерел УФ-випромінювання на відстань, на якій рівні УФ-випромінювання не представляють небезпеки для людини, що досягається раціональним розташуванням робочих місць.



Найбільш раціональним методом захисту є екранування (укриття) джерел випромінювань. В якості матеріалів для екрану застосовують різні матеріали і світлофільтри, які не пропускають або знижують інтенсивність випромінювань.

Захист від лазерного випромінювання. Мета захисту від лазерного випромінювання - зниження щільності лазерного випромінювання на робочих місцях. Цього можна досягти організаційними, технічними, планувальними та санітарно-гігієнічними заходами.

Загальні правила безпечної роботи з лазерами полягають у наступному:

- уникати потрапляння прямих, відображених і дифузно відображених лазерних потоків на тіло, особливо в очі;

- застосовувати огорожувальні і поглинальні бар'єри (екрани), що блокують розповсюдження лазерного потоку і електромеханічних впливів;

- застосовувати індивідуальні заходи захисту, особливо захисні окуляри (щитки);

- розміщувати мішень, що опромінюється лазерним потоком у локальних витяжних боксах;

- обмежити доступ до потужних лазерних систем; забезпечити приміщення, де розміщуються потужні лазери, спеціальними світловими табло, плакатами, дверима, заблокованими з блоками живлення лазерів;

- обов'язково навчати персонал правилам безпечної роботи тощо.

Найбільш поширеним з технічних заходів є екранування робочого місця і лазерного випромінювання. Лазерні установки повинні мати блокування, за допомогою яких лазер приводиться у робоче положення, якщо екран на місці. Екрануючі щити, ширми, штори слід виготовляти з непрозорих теплостійких матеріалів. При експлуатації потужних лазерів на всьому шляху від лазера до мішені промінь повинен бути обгороджений екранами та іншими непрозорими предметами, а на кінцевій ділянці лазерного променя рекомендується встановлювати мішень.

### 5.3.3 Захист від іонізуючих випромінювань

При взаємодії жорсткого випромінювання і високоенергетичних частинок з речовиною відбувається його іонізація. Випромінювання з різною довжиною хвилі сильно відрізняються один від одного інтенсивністю і ступенем поглинання їх речовиною. Найбільш інтенсивне іонізуюче випромінювання, особливо  $\gamma$ -випромінювання не поглинається речовинами, непрозорими для хвиль оптичного діапазону.

Забезпечення радіаційної безпеки визначаються наступними принципами:

нормуванням - неперевищенням допустимих меж індивідуальних доз опромінення громадян від усіх джерел іонізуючого випромінювання;

обґрунтуванням - заборона всіх видів діяльності з використання джерел іонізуючого випромінювання, при яких отримана для людини і суспільства користь не перевищує ризик можливої шкоди;

оптимізацією - підтримання на можливо низькому і досяжному рівні індивідуальних доз опромінення і кількості опромінених осіб при використанні будь-якого джерела іонізуючого випромінювання.

Нормування рівня іонізуючих випромінювань. Нормування іонізуючих випромінювань визначається характером впливу іонізуючої радіації на організм людини. У 1999 році були введені Санітарні правила радіаційної безпеки СП 2.6.1.758-99 "Іонізуюче випромінювання, радіаційна безпека. Норми радіаційної безпеки (НРБ-99) та Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки СП 2.6.1.799-99 (ОСПОРБ-99), що базуються на міжнародних нормах.

Норми радіаційної безпеки НРБ-99 застосовуються для забезпечення безпеки людини у всіх умовах впливу на нього іонізуючого випромінювання штучного або природного походження.

НРБ-99 включають у себе визначення і терміни радіаційної безпеки, які встановлюють основні дозові межі (ГД), ГДК радіоактивних речовин у повітряній зоні, у воді відкритих водойм, допустимий вміст радіоактивних речовин в органах тощо.

На підставі нормативних вимог санітарні правила СП 2.6.1.799-99 встановлюють порядок проведення роботи з джерелами іонізуючих випромінювань та забезпечення ліквідації радіоактивних відходів.

Встановлюються такі категорії опромінюваних осіб:

персонал - особи, які працюють з техногенними джерелами (група А) або перебувають за умовами роботи у сфері їх дії (група Б);

все населення, включаючи осіб з персоналу поза сфери та умов їх виробничої діяльності.

У таблиці 20.2 приведені відомості про основні дозові межі опромінення, що встановлюються НРБ-99.

Таблиця 20.2

### Основні дозові межі опромінення

Нормовані величини	Дозові межі, мЗв	
	Особи з персоналу (група А)	Особи з населення
Ефективна доза	20 мЗв на рік у середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 50 мЗв за рік	1 мЗв на рік у середньому за будь-які послідовні 5 років, але не більше 5 мЗв за рік
Еквівалентна доза за рік		
кришталіку	150	15
шкіри	500	50
кисті і стопи	500	50

Примітка. Дози опромінення, як і всі інші допустимі похідні рівні, персоналу групи Б не повинні перевищувати 1/4 значень для персоналу групи А.

Вимоги щодо забезпечення радіаційної безпеки населення поширюються на регульовані природні джерела випромінювання: ізотопи радону і продукти їх розпаду у повітрі приміщень, гамма-випромінювання природних радіонуклідів, що містяться у будівельних виробках, природні радіонукліди у питній воді, добривах та корисних копалинах.

Відносну ступінь радіаційної безпеки населення характеризують наступні значення ефективних доз від природних джерел випромінювання:

менше 2 мЗв/рік - опромінення не перевищує середніх значень доз для населення країни від природних джерел випромінювання:  
 від 2 до 5 мЗв/рік - підвишене опромінення;  
 більше 5 мЗв/рік - високе опромінення.

Норми поширюються на наступні види впливу іонізуючого випромінювання на людину: в умовах нормальної експлуатації техногенних джерел випромінювання; у результаті радіаційної аварії; від природних джерел випромінювання; при медичному опроміненні.

НРБ-99 встановлюють також допустимі рівні потужності поглиненої дози при зовнішньому опроміненні всього тіла від техногенних джерел іонізуючого випромінювання. У робочих приміщеннях, призначених для перебування персоналу, допустимі рівні дорівнюють 10 мкГр/год, а в житлових приміщеннях і в межах території постійного перебування осіб населення - 0,1 мкГр/год. Наведені рівні потужності дози не включають потужність дози від природного радіаційного фону.

У реальних умовах на людину можуть впливати кілька радіоактивних речовин і джерел іонізуючих випромінювань, створюючи при цьому зовнішнє і внутрішнє опромінення. При спільній дії зовнішнього та внутрішнього опромінення для кожного критичного органу повинна дотримуватися умова

$$\frac{HM_{\Sigma}}{ГД} + \sum_j \frac{P_j}{ПГП_j} + \sum_k \frac{P_k}{ПГП_k} \leq 1; \quad 20.10$$

$$\frac{HM_{\Sigma}}{ДМББ} = \sum_j \frac{c_j}{ДКБ_j} + \sum_k \frac{c_k}{ДКБ_k} \leq 1, \quad 20.11$$

де  $HM_{\Sigma}$  - середньорічна потужність максимальної еквівалентної дози;  $c_j$  - середньорічна концентрація  $j$ -го радіонукліда у повітрі зони;  $c_k$  - середньорічна концентрація  $k$ -го радіонукліда у раціоні;  $P_j$  - середньорічне надходження  $j$ -го радіонукліда в органи дихання;  $P_k$  - середньорічне надходження  $k$ -го радіонукліда з раціоном.

У даний час широко використовується поняття ризику від радіаційного впливу. Для оцінки стану радіаційної безпеки введено показник радіаційного ризику. Найбільшою мірою цей ризик характеризує сумарну накопичену ефективну дозу від усіх джерел

випромінювання. Значимість кожного джерела випромінювання слід оцінювати за його вкладом у сумарну ефективну дозу.

Радіаційний ризик можна розглядати як ймовірність виникнення у людини або його потомства будь-якого шкідливого ефекту у результаті опромінення. Межа індивідуального довічного ризику в умовах нормальної експлуатації для техногенного опромінення протягом року персоналу приймається округлено  $1,0 \cdot 10^{-3}$ , а для населення -  $5,0 \cdot 10^{-5}$ .

Рівень зневажливого ризику розділяє область оптимізації ризику і область безумовно прийняттого ризику, він становить  $10^{-6}$ .

Основні принципи радіаційної безпеки реалізуються шляхом зменшення потужності джерел випромінювання до мінімальних величин (захист кількістю); обмеження надходження радіонуклідів у навколишнє середовище; скорочення часу роботи з джерелом (захист часом); збільшення відстані від джерел до працюючих (захист відстанню); екранування джерел випромінювання матеріалами, що поглинають іонізуюче випромінювання (захист екранами); проведенням комплексу організаційно-технічних і лікувально-профілактичних заходів.

Захист від іонізуючих випромінювань досягається в основному методами захисту відстанню, екрануванням і обмеженням надходження радіонуклідів у навколишнє середовище, проведенням комплексу організаційно-технічних і лікувально-профілактичних заходів.

Найбільш прості способи зменшення шкоди від впливу радіації складаються або у зменшенні часу опромінення, або у зменшенні потужності джерела, або ж у видаленні від нього на відстань  $R$ , що забезпечує безпечний рівень опромінення (до межі або нижче ефективної дози). Інтенсивність випромінювання у повітрі при віддаленні від джерела навіть без урахування поглинання зменшується за законом  $1/R^2$ .

Основними заходами захисту населення від іонізуючих випромінювань є всемірне обмеження надходження у навколишню атмосферу, воду, ґрунт відходів виробництва, що містять радіонукліди, а також зонування територій поза промисловим підприємством. У разі

необхідності створюють санітарно-захисну зону та зону спостереження.

Санітарно-захисна зона - територія навколо джерела іонізуючого випромінювання, на якій рівень опромінення людей в умовах нормальної експлуатації цього джерела може перевищити встановлений рівень дози опромінення населення.

Зона спостереження - територія за межами санітарно-захисної зони, на якій можливий вплив радіоактивних викидів установи та опромінення проживаючого населення може досягати встановленого гранично допустимого і на якій проводиться радіаційний контроль. На території зони спостереження, розміри якої, як правило, в 3...4 рази більше розмірів санітарно-захисної зони, проводиться радіаційний контроль.

Якщо ж перераховані прийоми з якихось причин неможливі або недостатні, то слід застосовувати матеріали, що ефективно зменшують випромінювання.

Захисні екрани слід вибирати у залежності від виду іонізуючого випромінювання. Для захисту від  $\alpha$ -випромінювання застосовують екрани зі скла, плексигласу товщиною у кілька міліметрів (шар повітря у кілька сантиметрів).

У випадку  $\beta$ -випромінювання використовують матеріали з малою атомною масою (наприклад, алюміній), а частіше комбіновані (з боку джерела - матеріал з малою, а потім далі від джерела - матеріал з більшою атомною масою).

Для  $\gamma$ -квантів і нейтронів, проникаюча здатність яких значно вища, потрібен більш масивний захист. Для захисту від  $\gamma$ -випромінювань застосовують матеріали з великою атомною масою та з високою щільністю (свинець, вольфрам), а також більш дешеві матеріали і сплави (сталь, чавун). Стаціонарні екрани виконують з бетону.

Для захисту від нейтронного випромінювання застосовують берилій, графіт і матеріали, що містять водень (парафін, вода). Широко застосовують бор і його сполуки для захисту від нейтронних потоків з малою енергією.

## ВИСНОВКИ

Історично склалося так, що, переслідуючи певні цілі: видобуток ресурсів, виготовлення продуктів, прокладку доріг - люди намагалися виконати тільки конкретну задачу, не думаючи про екологічні наслідки, які здійснюють при цьому побічні впливи на навколишнє середовище. Такий підхід був пригодним для виробництва створюваних людиною матеріальних благ. Та доки населення і масштаби виробництва були малі порівняно з розмірами Землі, екологічні наслідки сприймалися як прийнятний компроміс.

Забруднення навколишнього середовища - серйозна проблема для всіх країн світу. По мірі зростання народонаселення і масштабів виробництва екологічні наслідки стають все більш серйозними і поширеними, а незаймані природні простори безперервно скорочуються. Стало ясно, що зниження якості навколишнього середовища вже не можна вважати прийнятним компромісом.

Екологічні проблеми настільки загострилися, що без їх врахування не можна не тільки вирішувати політичні та економічні завдання, але й отримати уявлення про тенденції соціального розвитку людства. Все це не може не справляти негативного впливу на здоров'я людини.

Інженерний захист навколишнього середовища є одним з напрямків екологічної безпеки, спрямованої на підвищення якості життя. Технократичний підхід не є універсальним вирішенням екологічних проблем, але дозволяє істотно скоротити деградацію навколишнього середовища на урбанізованих територіях.

Промислові відходи і забруднення, що виділяються у технологічних циклах підприємств і при очищенні виробничих стічних вод, становлять найбільшу небезпеку насамперед для населення великих промислових центрів і оточуючих їх регіонів, створюють труднощі у роботі міських комунальних служб.

У зв'язку з цим необхідно впроваджувати технологічні процеси, що дають мінімальні викиди, при яких самоочисна здатність природи

достатньою мірою буде перешкоджати виникненню необоротних екологічних змін.

Під безвідходною технологією розуміється ідеальна модель виробництва, у результаті діяльності якого не відбувається викидів у навколишнє середовище, але у більшості випадків вона не може бути реалізована повною мірою. Безвідходне виробництво можна характеризувати всіляко можливою утилізацією відходів, що утворилися у прямих технологічних процесах.

Маловідходна технологія являє собою проміжну ступінь безвідходної і відрізняється від неї тим, що забезпечує одержання готового продукту з не повністю утилізованими відходами. Відходи виробництва і споживання, придатні для переробки у товарну продукцію, відносяться до вторинних матеріальних ресурсів.

При створенні і реалізації маловідходної і безвідходної технології природокористування використовують різні методи і технологічні процеси інженерної екології і хімічної технології, включаючи механічні, фізико-хімічні, хімічні, термічні й біологічні процеси: осадження та розділення гетерогенних систем, коагуляції та електрокоагуляції, флокуляції, сорбції, каталізу, конденсації, флотажі, рідинної екстракції, іонного обміну, хімічного і електрохімічного окислення і відновлення, біохімічного окислення і розкладання, піролізу, вогневого знешкодження тощо.

Подальший розвиток інженерного захисту навколишнього середовища знаходиться у напрямку вдосконалення основних технологій виробництва та мінімізації їх впливу на навколишнє середовище, що потребує подальшого розвитку та підвищення якості технічних природоохоронних методів і засобів. Це, в свою чергу, ставить завдання поглиблення теоретичних основ техніки і технології захисту навколишнього середовища.



## ЛІТЕРАТУРА

1. Баранов Д.А., Кутепов А.М. Процессы и аппараты: Учебник. - М.: Издат. центр "Академия", 2003. - 304 с.
2. Барсуков О.А., Барсуков К.А. Радиационная экология. - М.: Научный мир, 2003. - 253 с.
3. Безопасность жизнедеятельности / Под ред. С.В. Белова. - М: Высшая школа, 2007. - 616 с.
4. Борьба з шумом на производстве: Справочник / Под ред. О.Я. Юдіна. - М: Машиностроение, 1985. - 400 с.
5. Ветошкин А.Р. Защита литосферы от отходов: Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2006. - 224 с.
6. Ветошкин А.Р. Защита окружающей среды от энергетических влияний: Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2007. - 386 с.
7. Ветошкин А.Р. Процессы и аппараты газоочистки: Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2006. - 232 с.
8. Ветошкин А.Р. Процессы и аппараты защиты гидросферы: Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та., 2006. - 266 с.
9. Ветошкин А.Р. Процессы и аппараты пылеочистки: Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та., 2005. - 244 с.
10. Ветошкин А.Р. Процессы инженерной защиты окружающей среды (теоретические основы): Учебн. пособ. - Пенза: Изд-во Пенз. гос. ун-та, 2005. - 380 с.
11. Еремкин А.В., Квашнин В.М., Юнкеров Ю.И. Нормирование выбросов загрязняющих веществ в атмосферу: Учеб. пособ. - М.: Ассоциация строительных вузов, 2000. - 176 с.
12. Защита атмосферы от промышленных загрязнений. / Под ред. С.М. Калверта, Р.М. Инглунда. - М: Металлургия, 1988. - 760 с.
13. Зиганшин М.Р., Колесник А.А., Посохин С.Н. Проектирование аппаратов пылегазоочистки. - М.: "Экопресс - 3М", 1998. - 504 с.
14. Інженерна екологія: Підручник. /Під ред. В.П. Бабака. – К.: Книжкове вид-во НАУ, 2006. - 491 с.
15. Інженерна екологія : Навч. посіб. / А.П. Войцицький, О.Д. Муляр, Л.Г. Кравець, І.В. Нездвелька. – Житомир : ЖНАЕУ, 2014. – 499 с.
16. Инженерная экология. Учебник. / Под ред. В.Т. Медведева. - М.: Гардарики, 2002. — 687. с.

17. Крилов В.А., Юченкова Т.Б. Захист від електромагнітних випромінювань. - М.: Радянське радіо, 1972. - 216 с.
18. Ксенофонов Б. С. Флотацийне очищення стічних вод. - К.: Нові технології, 2003. - 160 с.
19. Куклев Ю.І. Фізична екологія. - К: Вища школа, 2001. - 357 с.
20. Лотош С.Е. Технология основных производств в природопользовании. - Екатеринбург, Изд-во УГЕУ, 1999. - 551 с.
21. Луканін В.Н., Трофименко Ю.В. Промислово-транспортна екологія. Підруч. / Під ред. В.Н. Луканіна. - К: Вища школа, 2001. - 273 с.
22. Методика розрахунку концентрацій в атмосферному повітрі шкідливих речовин, що містяться у викидах підприємств. ОНД-86. Держкомгидромет. - Л.: Гідрометеовидат, 1987. - 93 с.
23. Охрана окружающей среды. Учебник / Под ред. С.В. Белова. - М: Высшая школа, 1991. - 319 с.
24. Очистка производственных сточных вод / Под ред. С. В. Яковлева. - М: Стройиздат, 1985. - 335 с.
25. Ужов В.Н., Вальдберг А.Ю., Мягков Б.В., Решидов В.К. Очистка промышленных газов от пыли. - М: Химия, 1981. - 392 с.
26. Пальгунов П.П., Сумароков М.В. Утилизация промышленных отходов. - М: Стройиздат, 1990. - 352 с.
27. Пирумов А.В. Обеспыливание воздуха. - М: Стройиздат, 1981.- 296 с.
28. Процессы и аппараты химической технологии. / Под ред. А.М. Кутепова. - М: Логос, 2001. - 600 с.
29. Рамм В.М. Абсорбция газов. - М: Химия, 1976. - 655 с.
30. Родионов А.В., Клушин В.Н., Систер В.Р. Технологические процессы экологической безопасности. - Калуга: Изд-во Н. Бочкарьевой, 2000. - 800 с.
31. Родионов А.В., Клушин В.Н., Торочешников Н.С. Техника защиты окружающей среды. - М: Химия, 1989. - 512 с.
32. Санітарно-захисні зони і санітарна класифікація підприємств, споруд та інших об'єктів. Санпін 2.2.1/2.1.1.1200-03.
33. Систер В.Р., Муштаев В.И., Тимонин А.С. Экология и техника сушки диспесных материалов. Учебн. пособ. - Калуга: Изд-во Н.Бочкарьевой, 1999.- 670 с.

Навчальне видання

Мелентій Мелентійович Зацеркляний,  
Олександр Мелентійович Зацеркляний,  
Тетяна Борисівна Столевич

# ПРОЦЕСИ ЗАХИСТУ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Підручник

Підписано до друку 01.09.2017 р. Формат 60x84/16  
Ум.-друк. арк. 30,51 Зам. № 1709-06 Наклад 300 прим.

Видано і віддруковано в ПП «Фенікс»  
(Свідощтво суб'єкта видавничої справи ДК №1044 від 17.09.02)  
м. Олеса, 65009, вул. Зоопаркова, 25.

Тел. (048) 7777-591  
e-mail: [fenix-izd@ukr.net](mailto:fenix-izd@ukr.net)  
[www: law-books.od.ua](http://www.law-books.od.ua)