

В.К. ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ

АГРО- ГІДРОХІМІЯ

Міністерство освіти і науки України
Київський національний університет імені Тараса Шевченка

В.К. ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ

АГРО- ГІДРОХІМІЯ

Підручник

Київ
ДІА
2021

УДК 556+631 (07)

Рецензенти:

Н.П. Шерстюк, доктор геогр. наук, професор,
Дніпровський національний університет імені Олеся Гончара;
М.Р. Забокрицька, канд. геогр. наук, доцент,
Волинський національний університет імені Лесі Українки;
Р.Л. Кравчинський, кандидат геогр. наук,
Карпатський національний природний парк

*Рекомендовано до друку Вченою радою географічного факультету
Київського національного університету імені Тараса Шевченка
(11 грудня 2020 р., протокол № 5)*

Хільчевський В.К. Агрогідрохімія: підручник. – Київ: ДІА. – 2021. – 176 с.

Розглянуто основні проблеми, пов'язані з хімізацією землеробства і охороною водних ресурсів. Дано уявлення про формування балансу хімічних речовин у ґрунті, застосування різних видів добрив і пестицидів, можливі шляхи їхнього надходження у водні об'єкти. Наведено методи розрахунку надходження хімічних речовин у водні об'єкти. Теоретичні положення ілюструються матеріалами про вплив агрохімічних засобів на хімічний склад річкових вод у басейні Дніпра.

Підручник розраховано на студентів спеціальності «Науки про Землю» освітніх програм гідрологічного профілю.

Khilchevskiy V.K. Agrohydrochemistry: textbook – Kyiv: DIA. – 2021. – 176 p.

The main problems associated with the chemicalization of agriculture (fertilizers, pesticides) and the protection of water resources are considered.

The textbook is designed for students of the specialty «Earth Sciences» educational programs of hydrological profile.

ISBN 978-617-7785-25-4

© В.К. Хільчевський



ЗМІСТ

Передмова.....	5
Частина I	
1. ХІМІЗАЦІЯ ЗЕМЛЕРОБСТВА ТА ЇЇ ВПЛИВ НА ВОДНІ ТА ЗЕМЕЛЬНІ РЕСУРСИ.....	8
1.1. Біогеохімічний кругообіг елемента.....	8
1.2. Добрива як засіб впливу на кругообіг речовин.....	10
1.3. Баланс біогенних елементів.....	12
1.4. Охорона водних об'єктів	17
2. ВМІСТ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ҐРУНТІ ТА ШЛЯХИ ЇХ НАДХОДЖЕННЯ У ПРИРОДНІ ВОДИ	21
2.1. Колоїди і тонкодисперсна частина ґрунту.....	22
2.2. Вбирна здатність ґрунту.....	25
2.3. Ґрунтовий розчин і ґрунтове повітря	28
2.4. Гумус.....	32
2.5. Азот, фосфор, калій.....	35
2.6. Мікроелементи.....	38
2.7. Ґрунтовий моніторинг.....	40
3. ХІМІЧНИЙ СКЛАД РОСЛИН.....	43
3.1. Загальні положення.....	43
3.2. Макроелементи.....	45
3.3. Мікроелементи.....	49
4. ХАРАКТЕРИСТИКА ДОБРІВ.....	52
4.1. Класифікація добрив.....	52
4.2. Азотні добрива.....	56
4.3. Фосфорні добрива	58
4.4. Калійні добрива.....	59
4.5. Комплексні мінеральні добрива.....	60
4.6. Мікродобрива.....	61
4.7. Органічні добрива.....	62
4.8. Розрахунок доз добрива.....	64
5. ХАРАКТЕРИСТИКА ПЕСТИЦИДІВ.....	67
5.1. Хімічна класифікація пестицидів.....	68
5.2. Елементи агрохімічної токсикології.....	70
5.3. Токсикологічна характеристика пестицидів.....	73
5.4. Міграція пестицидів у довкіллі (ґрунт, вода).....	78
Частина II	
6. ВИКОРИСТАННЯ СТІЧНИХ ВОД У СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ.....	84
6.1. Досвід використання стічних вод для зрошення у світі і в Україні.....	84
6.2. Якість стічних вод для зрошення.....	87
6.3. Методи меліоративної оцінки вод.....	91

6.4.	Використання стічних вод для зрошення та їхній вплив на ґрунти.....	94
6.5.	Використання стічних вод тваринницьких комплексів	98
6.6.	Утилізація осадів стічних вод.....	101
7.	РОЛЬ ДОБРИВ У ЗМІНІ ГЛОБАЛЬНИХ ПОТОКІВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ.....	103
7.1.	Антропогенне евтрофування водних об'єктів.....	103
7.2.	Формування навантаження водних об'єктів біогенними елементами.....	108
7.3.	Роль землеробства у формуванні вносу біогенних елементів.....	110
7.4.	Співвідношення вносу біогенних елементів поверхневим і ґрунтовим водним стоком.....	113
7.5.	Антропогенні зміни глобальних потоків біогенних елементів.....	116
8.	МЕТОДИ РОЗРАХУНКУ ВИНОСУ СОЛЕЙ, ДОБРИВ І ПЕСТИЦИДІВ З СІЛЬГОСПУГІДЬ.....	121
8.1.	Хімічний склад колекторно-дренажних вод зрошуваних масивів.....	122
8.2.	Хімічний склад вод поверхнево-схилового стоку.....	125
8.3.	Винос хімічних речовин на зрошуваних сільгоспугіддях.....	126
8.4.	Винос хімічних речовин на богарних сільгоспугіддях.....	130
9.	ВПЛИВ АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ НА СТІК ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН ТА ЯКІСТЬ РІЧКОВИХ ВОД В БАСЕЙНІ ДНІПРА..	133
9.1.	Природні умови та сільськогосподарська освоєність дослідних водозборів водобалансових станцій.....	133
9.2.	Гідрологічний режим дослідних водозборів.....	137
9.3.	Генетичні категорії вод місцевого стоку.....	140
9.4.	Гідрохімічний режим тимчасових водотоків (схилів води).....	141
9.5.	Гідрохімічний режим постійних водотоків (малі річки).....	146
9.6.	Динаміка вмісту головних іонів і мінералізації води постійних водотоків	148
9.7.	Особливості стоку хімічних речовин з дослідних водозборів і в басейні Дніпра в цілому.....	150
9.8.	Оцінка впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра.....	156
9.9.	Оцінка впливу пестицидів на якість річкових вод у басейні Дніпра.....	163
	Література.....	174

ПЕРЕДМОВА

Сільське господарство – це потужний фактор впливу на кругообіг речовин у природі. Для підживлення ґрунту на поля постійно вносяться добрива, застосовуються пестициди (засоби захисту рослин), значна кількість сільгоспугідь знаходиться на меліорованих територіях (зрошення та осушення). В агрономічному блоці наук цими питаннями займається агрохімія. *Агрохімія* – наука, завданням якої є вивчення кругообігу речовин у землеробстві і виявлення таких заходів впливу на хімічні й біологічні процеси, що відбуваються в ґрунті та рослині, які сприяють підвищенню врожайності сільськогосподарських культур і поліпшенню якості сільськогосподарської продукції.

В результаті, сільське господарство чинить значний вплив на довкілля, для дослідження якого не достатньо традиційних методів агрохімії. Необхідне вивчення поведінки добрив у ландшафті із застосуванням біогеохімічних методів досліджень. Таким чином, як відзначав у 1984 р. В.О. Ковда, виник новий напрям – *агрогеохімія*. Згодом виникло поняття *агроекологія* – «вивчення взаємозв'язку сільськогосподарських культур та навколишнього середовища» (за визначенням ОЕСР – Організації економічного співробітництва та розвитку).

За рахунок сільського господарства відбувається помітний вплив на якість природних вод у світі, особливо у регіонах інтенсивного землеробства, до яких належить Україна. Підвищені концентрації біогенних елементів і різних видів пестицидів зустрічаються у водах малих і великих річок, ґрунтових водах. Тому актуальними є питання вивчення основних джерел сільськогосподарського забруднення природних вод, процесів, які сприяють цьому.

Серед основних джерел забруднення природних вод стічними водами, а саме промисловими, господарсько-побутовими і сільськогосподарськими – останні мають специфічний характер утворення і надходження у водні об'єкти. Якщо промислові і господарсько-побутові стічні води локалізовані за утворенням і місцем скидів у каналізаційну мережу, то утворення і надходження хімічних речовин з сільськогосподарських угідь має розосереджений характер по всьому водозбору і природні шляхи надходження (гідрографічну мережу) у водні об'єкти.

Гідрохімія (наука про хімічний склад природних вод та їхню якість) займається комплексно цими питаннями з другої половини ХХ ст. Але специфічність досліджень впливу агрохімічних засобів на якість природних вод зумовила виділення окремого напрямку в гідрохімії – агрогідрохімія. Вперше цей термін було запроваджено у 1995 р. у назві навчального посібника (Хільчевський В.К. Агрогідрохімія. К., 1995).

Аерогідрохімія – це напрям в гідрохімії, який досліджує вплив агрохімічних засобів на хімічний склад природних вод із застосуванням теоретичних методів та результатів експериментальних досліджень на водозборах.

В Україні безпечність для здоров'я людини та довкілля пестицидів і агрохімікатів під час виробництва, транспортування, зберігання, випробування і застосування регламентується Законом України «Про пестициди і агрохімікати» від 2 березня 1995 р. (із змінами і доповненнями, внесеними протягом 2004-2020 рр.).

Водна криза і альтернативні джерела води для сільського господарства. Дефіцит води у різних регіонах світу ускладнює проблему «вода і сільське господарство». Сільськогосподарське водокористування є найбільш чутливим індикатором до світової динаміки населення і нестачі води, адже воно є найбільшим водокористувачем – 70 % світового водокористування (18 % – промислове; 12 % – господарсько-побутове). Враховується використання води для вирощування сільськогосподарських культур та худоби з метою забезпечення виробництва продуктів харчування, а також використання води для іригації та прісноводного рибальства.

У світі у сільськогосподарське виробництво залучаються альтернативні джерела води з метою збереження ресурсу прісних вод для питного водопостачання. Наприклад, «сіра вода» – частина господарсько-побутових стічних вод, що формується з умивальників, ванн і душа, яка забруднена жирами і миючими речовинами, але, на відміну від «чорної води» (стічна вода з туалетів), не містить фекальних забруднень. Вважається, що «сіра вода» після певної її обробки є ефективною для зрошення сільгоспугідь, міських парків і полів для гольфу; поповнення поверхневих і підземних водних об'єктів тощо.

Близько 50 країн світу використовують очищені стічні води для зрошення (на них, припадає 10 % всієї площі зрошуваних земель). Завдання полягає в переході від безконтрольної іригації до планового і безпечного використання стічних вод, як це робиться в долині річки Йордан, де з 1977 р. 90 % стічних вод використовується для зрошення земель. В Ізраїлі на 2020 р. відновлені стічні води вже становлять майже 50 % від усієї води, що використовується для іригації. Проект з використання відновленої води в районі Іст-Бей в Каліфорнії (США) призводить до економії близько 20,9 млрд л прісної води на рік. Цього достатньо, щоб забезпечити питною водою 83000 домогосподарств.

В Україні ці напрямки використання води на сьогодні або відсутні взагалі («сіра вода»), або ж після певного розвитку у 1980-х рр. майже повністю згорнуті (використання стічних вод для зрошення). Зрозуміло, що прийде час і в нашій країні звернутися до світового досвіду. А це вже виникнуть нові завдання для аерогідрохімії.

Про увагу світового співтовариства до питань впливу агрохімічних засобів на якість природних вод свідчить прийнята в Європейському Союзі директива 91/676/ЄЕС від 12 грудня 1991 р. «Про захист вод від забруднення, спричиненого нітратами з сільськогосподарських джерел» (скорочено «Нітратна директива»), яка в свою чергу є локальним проявом інтегруючої директиви 2000/60/ЄС від 23 жовтня 2000 р. «Про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики» (скорочено ВРД – «Водна рамкова директива ЄС»), направленої на досягнення доброго екологічного стану природних вод в районах річкових басейнів.

Україна 4 жовтня 2016 р. імплементувала вимоги ВРД ЄС шляхом прийняттям Закону України «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо впровадження інтегрованих підходів в управлінні водними ресурсами за басейновим принципом». Положення цього закону увійшли як зміни до Водного кодексу України (1995).

Даний підручник складається з двох частин. В першій частині викладено основні теоретичні положення агрохімії (хімічний склад ґрунту, рослин, характеристика добрив і пестицидів). У другій частині викладено прикладні агрогідрохімічні аспекти вивчення шляхів надходження агрохімічних засобів у водні об'єкти.

Автор підручника розробляє агрогідрохімічний напрям в гідрохімії з кінця 1980-х рр., про що свідчить, крім названого вище навчального посібника, монографія «Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра» (1996). Тоді ж вперше було запроваджено агрогідрохімічний спецкурс на кафедрі гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, який з того часу удосконалювався і видозмінювався.

Автор: Хільчевський Валентин Кирилович – доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, почесний працівник гідрометслужби України, лауреат Державної премії України в галузі науки і техніки, професор кафедри гідрології та гідроекології географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка.

ЧАСТИНА І

Розділ 1

ХІМІЗАЦІЯ ЗЕМЛРОБСТВА ТА ЇЇ ВПЛИВ НА ВОДНІ ТА ЗЕМЕЛЬНІ РЕСУРСИ

Система людина – довкілля є дуже складною, полікомпонентною, з великою кількістю прямих і зворотних зв'язків, яка включає в себе людину (організм, особистість, суспільство, людство) і довкілля в історичному процесі їх взаємодії. Розумне регулювання стану довкілля залежить від знання цих компонентів, закономірностей екологічної рівноваги і кругообігу речовин.

1.1. Біогеохімічний кругообіг елемента

Зв'язок між різними структурними одиницями біосфери, біогеоценозів і ґрунтом здійснюється через біогеохімічні кругообіги, які являють собою систему узгоджених у просторі та часі трансформаційних і міграційних потоків речовин, і мають циклічний характер.

Біогеохімічний кругообіг елемента – це шлях його участі в перетворенні речовини і енергії в просторі та часі за рахунок трансформаційних і міграційних процесів, які протікають в біогеоценозах за участю біоти і неживих компонентів ґрунту (рис. 1.1).

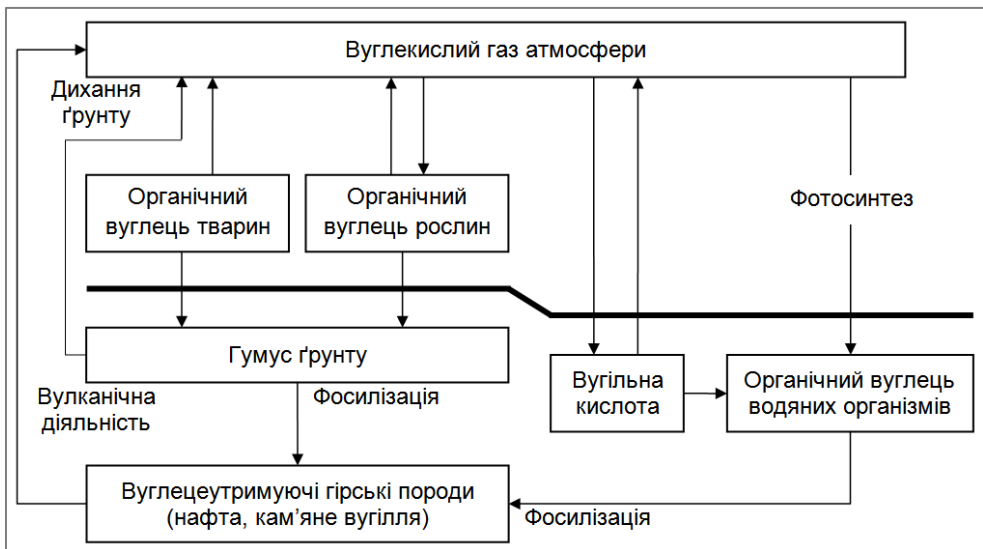


Рис. 1.1. Біогеохімічний кругообіг вуглецю

Схему біогеохімічного кругообігу можна навести в такому вигляді: 1) хімічні форми елемента в ґрунті; 2) надходження доступних форм у рослини; 3) біологічна міграція, тобто перерозподіл елемента по наземних органах і кореневій системі; 4) повернення елемента в ґрунт у трансформованій формі; 5) утилізація і трансформація рослинних рештків ґрунтовою біотою у сполученні з абіогенними процесами трансформації і міграції речовини до початкового стану.

Знання біогеохімічного кругообігу органічної речовини і хімічних елементів дозволяє регулювати водний і повітряний режими ґрунтів, розробляти і ефективно використовувати різні прийоми захисту ґрунту, водних об'єктів від забруднення токсичними речовинами.

Для сучасних умов характерним є потужний техногенний вплив на біосферу і ґрунт, який проявляється через майже повне розорювання орнопридатних земель, внесення в ґрунт великої кількості мінеральних добрив і пестицидів, виробничі викиди в атмосферу, річки і океан різних сполук, серед яких багато токсичних речовин, що включаються в біогеохімічні кругообіги, надходять через ґрунт, гідросферу та атмосферу в рослини, корми, продукти харчування, організми тварин і людей.

Питання полягає в тому, щоб хід науково-технічного прогресу співпадав з позитивним розвитком довкілля і екологізацією всього суспільного виробництва для забезпечення збалансованої динамічної рівноваги в природі. Це має пряме відношення і до сучасного інтенсивного розвитку землеробства, коли суттєво змінюється екологічна ситуація. Навколишнє природне середовище – це біосфера, але біосфера змінена людиною. Сучасні науки призначені підготувати суспільство до того, щоб свідомо впливати на механізм біосфери, керувати її циклами, отримувати біологічну продукцію, не руйнуючи цього механізму.

Біогеоценоз – спільнота рослин, тварин і мікроорганізмів на ділянці земної поверхні з характерними особливостями мікроклімату, геологічної будови, рельєфу, водного режиму. Природні біогеоценози – це саморегулюючі системи, вони більш стійкі порівняно із штучними агрогеоценозами, створеними людиною.

Агрогеоценоз – це біогеоценоз із зруйнованими зворотними зв'язками, який існує завдяки цілеспрямованій діяльності людини. Управління агрогеоценозом здійснюється за допомогою комплексу агрономічних дисциплін, до якого входять агрохімія, ґрунтознавство, фізіологія та біохімія рослин, землеробство, меліорація і сільськогосподарська метеорологія. Агрогеоценози характеризуються включенням у біогеохімічні кругообіги великої кількості баластних речовин мінеральних добрив і пестицидів, які можуть викликати несприятливі наслідки. При обробці ж ґрунту через водну і вітрову ерозію виносяться мінеральні добрива і залишки пестицидів, які надходять у довкілля і стають джерелом його забруднення.

У цілому ж, головними причинами невиробничих втрат добрив і пестицидів є:

- суттєві механічні втрати в технологічному ланцюзі від заводу до поля;
- змив з поверхнево-схиловим стоком з полів у річки, озера, ставки, моря;
- міграція хімічних сполук по профілю ґрунту до ґрунтових вод;
- водна і вітрова ерозія ґрунту;
- накопичення добрив у надлишковій кількості у ґрунті, що негативно впливає на його властивості, родючість і хімічний склад рослинницької продукції;
- значне надходження, особливо азоту добрив і ґрунту, в атмосферу в результаті мікробіологічних, хімічних та інших процесів у ґрунті;
- безгосподарне ставлення до відходів тваринництва;
- непродуктивне й безконтрольне використання у вигляді добрив відходів різних галузей промисловості;
- недосконалість хімічних, фізичних і механічних властивостей мінеральних добрив і пестицидів, а також порушення науково обґрунтованих технологій їх внесення.

1.2. Добрива як засіб впливу на кругообіг речовин

Сільськогосподарське виробництво є важливим фактором антропогенних змін навколишнього природного середовища. На території сільськогосподарських підприємств за рахунок застосування агрохімікатів формуються агрохімічні екосистеми.

Агрохімікати – органічні, мінеральні й бактеріальні добрива, хімічні меліоранти, регулятори росту рослин та інші речовини, що застосовуються для підвищення родючості ґрунтів, урожайності сільськогосподарських культур і поліпшення якості рослинницької продукції.

Меліорації, внесення добрив, агротехніка, застосування засобів захисту рослин (пестицидів), введення у культивування нових високопродуктивних сортів – ось не повний перелік засобів впливу на довкілля. Пізнавши закони природи, використовуючи сучасну науку, людина свідомо впливає на механізми і процеси, які діють у біосфері. За науково обґрунтованого підходу підвищується продуктивність агрохімічних екосистем, зберігається і покращується біосфера. Багато вчених вважає, що розвинуте високопродуктивне сільське господарство – кращий засіб управління екологічними системами, їх збереження й удосконалення.

Добрива – найвагоміший фактор впливу на кругообіг речовин у землеробстві. Головне завдання агрохімії – раціональне й ефективне

використання промислових добрив, що сприятиме поліпшенню довкілля, підвищенню родючості ґрунту.

Основні критерії, які визначають потребу в сільськогосподарській продукції – кількість населення і фізіологічно обґрунтовані норми харчування.

Зростання населення земної кулі та зменшення площі орних земель на одну особу – об'єктивно існуючі фактори, на які необхідно зважати при будь-яких розрахунках, що стосуються підвищення виробництва сільськогосподарської продукції. Наприклад, динаміка населення Землі: 1,6 млрд – 1900 р.; 2,5 млрд – 1950 р.; 6 млрд – 2000 р.; 7,8 млрд – 2020 р.; 9,7 млрд (прогноз) – 2050 р.

Середньосвітовий показник забезпеченості сільськогосподарськими землями на одну особу становить – 0,23 га. В різних країнах цей показник суттєво відрізняється. В Австралії він становить 2,45 га на особу, Канаді – 1,48 га, Україні – 1,07 га, Росії – 0,9 га. У Китаї, Бангладеш та Бельгії на кожного мешканця припадає 0,07 га, у Єгипті – 0,05 га, у Японії – 0,03 га.

Отримання все більших обсягів продукції рослинництва з кожного гектара орної землі – це завдання, вирішення якого дозволить ліквідувати дефіцит продуктів харчування. На рис. 1.2 наведено перших 20 країн у світі (а також Україна) за урожайністю пшениці (на 2017 р.): Ірландія, Нова Зеландія, Нідерланди, Бельгія, Велика Британія, Данія, ФРН, Замбія, Швеція, Франція, Єгипет, Намібія, Саудівська Аравія, Швейцарія, Чилі, Хорватія, Чехія, Люксембург, Китай, Болгарія (ФАО ООН, 2018).

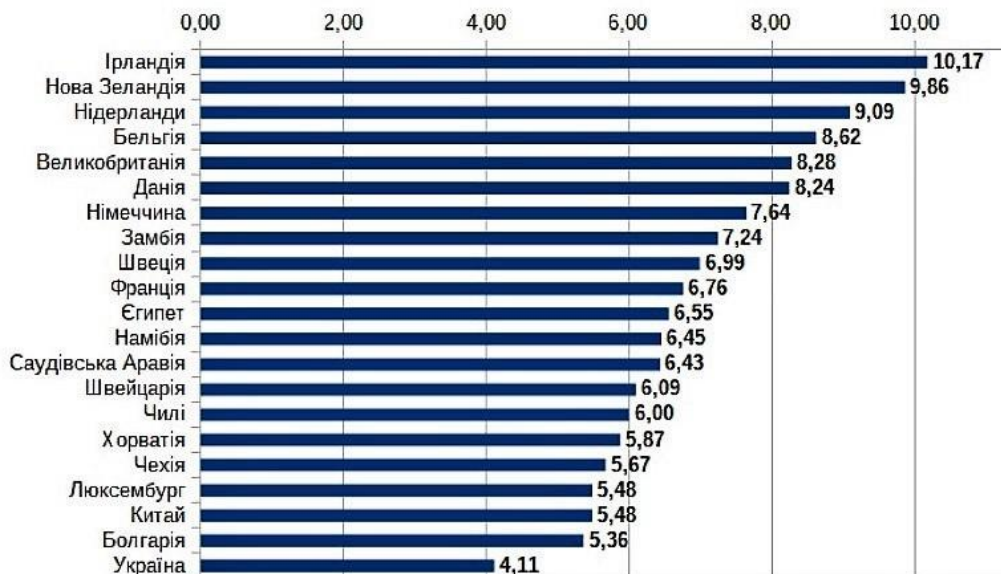


Рис. 1.2. Топ 20 країн за врожайністю пшениці у 2017 р., т/га (ФАО ООН)

Одним з головних факторів підвищення врожайності культур є масштабне застосування мінеральних добрив, пестицидів та інших хімічних засобів. Разом з тим інтенсифікація використання хімічних речовин у сільському господарстві потенційно небезпечна, оскільки може негативно впливати на компоненти довкілля.

При розробці програм подальшого розширення використання агрохімічних засобів у землеробстві треба брати до уваги не тільки збільшення вироблення сільськогосподарської продукції, але й екологічні аспекти.

1.3. Баланс біогенних елементів

Біогенні елементи – це хімічні елементи, які входять до складу організмів і виконують певні біологічні функції. Наявність у ґрунті доступних для рослин форм поживних елементів у певному співвідношенні є основною умовою формування високих врожаїв. Ця обставина і визначає ефективну родючість ґрунтів

Реально дослідження балансу поживних речовин в агрохімії стало розвиватися з появою книги німецького хіміка Юстуса фон Лібіха «Хімія в додатку до землеробства і фізіології» (1840) і його вчення про необхідність повного повернення у ґрунт всіх мінеральних речовин, які були засвоєні з нього рослинами.

Добрива як джерело біогенних елементів – дієвий засіб впливу на кругообіг поживних речовин у землеробстві та на відновлення родючості ґрунту, його фізичних, хімічних та біологічних властивостей, а також на живлення рослин, їх стійкість до несприятливих умов

Проблемі кругообігу речовин у землеробстві, їх балансу багато уваги приділяв відомий агрохімік Д.М. Прянишников. Він відзначав, якщо виснаження ґрунтів через активний обмін речовин у результаті людської діяльності порушує природні умови постійної родючості ґрунту, то масове застосування нових видів добрив, засноване на розвитку хімічної промисловості, є одним з потужних факторів не лише підтримки родючості на постійному рівні (як це уявляв Ю. Лібіх), але і подальшого її підвищення. Це можна ілюструвати хоча б на історичному прикладі зростання врожаїв у західноєвропейських країнах з високим рівнем хімізації землеробства. Вважається, що для одержання стабільних врожаїв сільськогосподарських культур у сівозмінах без втрат родючості ґрунту необхідно застосовувати таку систему удобрення, яка б забезпечувала відшкодування (компенсацію) виносу з врожаєм азоту і калію не нижче 70-80 %, а фосфору – 100 %.

Господарська діяльність людини, інтенсифікація сільського господарства і, перш за все, хімізація викликають певні зміни в процесах перетворення речовини і енергії в природі. Наприклад, відбуваються суттєві зміни в циклі азоту в біосфері при переході від природного стану ґрунту до його стану при інтенсивній обробці. У цілинному ґрунті втрати

азоту в результаті летючості й денітрифікації врівноважуються надходженням цього елемента з атмосферними опадами і за допомогою біологічної фіксації. Якщо земельна ділянка освоюється під інтенсивне сільськогосподарське виробництво, втрати азоту із системи зростають. Поряд із вилученням азоту з ґрунту у вигляді газоподібних продуктів ($\text{NH}_3 + \text{N}_2\text{O} + \text{N}_2$) значно збільшується вимивання нітратів у результаті ерозії.

Азот втрачається і при спалюванні рослинних залишків, а також з виділеннями тварин і людини в процесі життєдіяльності. Значна його кількість відчужується при споживанні сільськогосподарської продукції на промислові та інші потреби, а також засвоюється бур'янами.

Природним шляхом азот надходить у ґрунт у результаті біологічної фіксації, з атмосферними опадами і зрошувальними водами. Компенсувати втрати азоту можна лише при використанні мінеральних та органічних азотних добрив. Це створює умови для збереження і навіть підвищення родючості ґрунтів, а відповідно, і для отримання необхідних людству врожаїв рослинницької продукції.

Дослідження американських вчених у штаті Каліфорнія встановили шляхи серйозних втрат азоту за рахунок вимивання з ґрунту і його летючості. Майже на половині ферм, де проводилися дослідження, втрати азоту, за хімічним аналізом дренажних вод, становили до 100 кг/га на рік. Виявлено також, що більша частина добрив втрачається у вигляді молекулярного азоту та інших газоподібних азотовмісних компонентів. Втрати від ерозії досягли 2 кг/м³ ґрунту щорічно. А це є однією з головних причин забруднення водних об'єктів.

При широкому використанні добрив втрачається не лише азот, але й інші поживні речовини. Ці втрати особливо зростають при порушенні технології використання добрив. Угорські вчені при контролі забруднення басейну оз. Балатон встановили, що неправильне застосування мінеральних добрив може призвести до втрати близько 60-90% азоту, а також великої кількості фосфору і калію.

Втрати азоту та інших поживних речовин не лише знижують ефективність добрив, але й викликають евтрофікацію водойм, забруднення ґрунтових вод і зумовлюють низку інших небажаних явищ у навколишньому середовищі.

Науково-технічний прогрес у галузі хімізації землеробства спрямований перш за все на управління кругообігом поживних речовин і створення їх активного балансу, завдяки застосуванню мінеральних добрив, а головне на попередження їх втрат. Це одна з важливих умов інтенсивного землеробства.

За умов повернення в ґрунт поживних речовин, відчужених з урожаєм, рослини з кожним роком все краще розвиваються, засвоюють з довкілля (атмосфери і верхніх шарів ґрунту) більше біогенних елементів, що сприяє підвищенню родючості ґрунту. Порушення балансу макро- і

мікроелементів може суттєво змінювати хімічний склад рослин і тим самим впливати на нормальне харчування тварин і людини.

У якому б вигляді не вносили азот у ґрунт – у складі органічних чи мінеральних добрив, у якій би формі він не надходив до рослин – у нітратній, аміачній або як вільний молекулярний азот при фіксації бобовими рослинами, вресі-ресі, у метаболізмі органічних сполук у самих рослинах, у синтезі амінокислот і білків може брати участь лише відновлена амонійна форма азоту (NH_4^+). Всі інші форми азоту у ґрунті в результаті хімічних і біологічних перетворень, або безпосередньо в рослинах відновлюються до амонію.

У природних біоценозах існує замкнутий цикл біогенних елементів. У штучних агроценозах відбувається розрив цього циклу. У природі важко знайти ландшафти, в яких природна продукція і вода мали б оптимальне співвідношення всіх хімічних елементів у відповідності до вимог живого організму. Усунення природного дефіциту окремих хімічних елементів, створення умов для отримання високих урожаїв і повноцінної за хімічним складом продукції стали можливими завдяки прогресу в сільському господарстві, водним меліораціям та хімізації землеробства.

Розширене відтворення родючості ґрунту – це початкова умова забезпечення безперервного зростання врожайності.

Баланс поживних речовин – це кількісний вираз вмісту поживних речовин у ґрунті на конкретній площі чи об'єкті досліджень (поле, сівозміна, господарство, зона тощо) з урахуванням всіх шляхів їхнього надходження (внесення добрив, природні джерела) і витрат (винос урожаєм, природні втрати за рахунок вимивання, змиву, летючості) протягом певного проміжку часу.

У прибуткову частину частіше всього включають такі джерела надходження поживних речовин: мінеральні добрива; органічні добрива; рослинні рештки; посівний матеріал; біологічна фіксація бульбачковими мікроорганізмами; атмосферні опади.

У видатковій частині враховують: винос урожаєм основної та побічної продукції, а також рослинними рештками; вимивання в ґрунті води і змив поверхнево-схиловим стоком; втрати в результаті можливих ерозійних процесів; газоподібні втрати тощо.

Існують методики визначення кожного джерела надходження і втрати поживних речовин. З дослідницькою метою – кількісні величини статей балансу приймаються на основі даних, отриманих при експерименті, а для практичних цілей користуються довідковими матеріалами. Виявилось, що часто невеликі статті витрат (наприклад, втрати азоту ґрунту) і надходження поживних речовин (з атмосферними опадами, за рахунок фіксації ґрунтовими мікроорганізмами) взаємно врівноважуються.

Для проведення глибоких теоретичних досліджень з урахуванням всіх статей надходження та витрат велике значення має вивчення

балансу поживних речовин у лізіметрах. При дослідях на лізіметрах застосовують добрива з міченими елементами живлення. Так, результати лізіметричних досліджень на дерново-підзолистих ґрунтах з використанням стабільного ізотопу азоту ^{15}N , показали, що з внесеного добрива 30-60 % азоту використовують рослини, 15-30 % акумулюється в ґрунті, 10-30 % втрачається в результаті летючості газоподібних сполук і 1-5 % вимивається з лізіметричними водами. На окультурених ґрунтах коефіцієнт використання азоту добрив зростає.

Для практичних цілей використовуються дані розрахунків біологічного, господарського і зовнішньогосподарського балансів.

Біологічний баланс досить повно охоплює всі статті надходження поживних речовин з кореневими і поживними залишками. Його можна використати для оцінки окремих спеціалізованих сівозмін.

Господарський баланс дещо спрощений. Він ґрунтується на урахуванні виносу поживних речовин з основною і побічною продукцією і компенсації їх за рахунок внесення мінеральних і органічних добрив. Він дає об'єктивну агроекологічну оцінку системи внесення добрив у господарстві, зоні.

Зовнішньогосподарський баланс враховує відчуження поживних речовин з товарною продукцією за межі господарства і надходження їх з мінеральними добривами. Він має важливе значення для правильного розподілу добрив і значною мірою зумовлюється спеціалізацією господарства. Якщо господарства спеціалізуються на виробництві товарної продукції (наприклад буряку), то баланс буде більш дефіцитним, ніж в господарствах, які спеціалізуються на виробництві тваринницької продукції з власною кормовою базою, в яких значна частина поживних речовин повертається у ґрунт. Баланс і кругообіг окремих поживних елементів у землеробстві (азоту, фосфору і калію) мають свої відмінності.

Азот становить особливий інтерес як основний носій життя, елемент, який визначає кількість і якість урожаю. Азот – біогенний елемент, тому існують природні джерела поповнення його запасів у ґрунті. Потреба рослин у живленні цим елементом, як правило, найбільша, азот відрізняється високою рухливістю в системі «ґрунт - добриво – рослина».

Суттєвим джерелом поповнення активної частини балансу азоту є біологічна фіксація симбіотичними мікроорганізмами. При визначенні балансу азоту в землеробстві важливо враховувати оптимальне співвідношення технічного, що надходить з добривами, і біологічного азоту.

Біологічний азот – не лише джерело поповнення запасів поживних елементів, але і фактор у боротьбі із забрудненням біосфери. Велику роль при цьому відіграють бобові. Вони зовсім не вимагають азотних добрив чи задовольняються невеликою їхньою кількістю, при цьому не

знижуючи врожаю і якості продукції. Тим самим запобігають забрудненню річок і водойм нітратами.

Рекомендується така формула для розрахунку збагачення ґрунту біологічним азотом бобових ($N_{\text{заг}}$):

$$N_{\text{заг}} = N_{\text{пк}} - 0,33(N_{\text{пк}} + N_{\text{ур}}), \quad (1.1)$$

або

$$N_{\text{заг}} = N_{\text{пк}} - N_{\text{бм}}k, \quad (1.2)$$

де $N_{\text{пк}}$ – загальний азот поживно-кореневих залишків, кг/га; $N_{\text{ур}}$ – загальний азот в урожаї, кг/га; $N_{\text{бм}}$ – загальний азот у біомасі рослин (включаючи коріння), кг/га; k – коефіцієнт автофіксації.

У першому випадку припускається, що 1/3 азоту в урожаї – це надходження з ґрунту, 2/3 – з атмосфери; у другому випадку – k встановлюється експериментально. Відповідно, для обох формул треба визначати показник $N_{\text{пк}}$ з поправкою на k .

Оскільки азот – найбільш рухомий, то і забруднення біосфери найбільш ймовірно в результаті неправильного застосування перш за все азотних добрив. Аналізуючи баланс азоту в ґрунті за 5-річний період внесення його в польовій сівозміні, В.І. Никитішин та інші (1991) відзначають, що вимивання нітратів є суттєвим лише у випадку застосування азотних добрив у високих дозах. При 300, 600 і 900 кг/га азоту, внесених у ґрунт за 5 років, рослинами засвоювалося відповідно 55, 43 і 33 %. В орному шарі ґрунту закріплювалося азоту 40, 32 і 29 % (переважно в органічній формі). На глибину 100-300 см мігрувало від 4,19 до 30 % нітратів (NO_3^-). Невраховані втрати становили 2,38 і 62 кг/га. Тому в умовах зони мішаних лісів для запобігання значних втрат азоту за рахунок вимивання польових сівозмін не рекомендується вносити більше 120 кг/га азоту на рік.

Баланс фосфору в землеробстві та його кругообіг в екосистемах також викликає інтерес. Хоча живим організмам фосфору треба приблизно в 10 разів менше, ніж азоту, але це важливий біогенний елемент. Фосфор – не лише джерело живлення для рослин, але і носій енергії, який входить до складу різних нуклеїнових кислот. Дефіцит фосфору різко знижує продуктивність рослин.

На відміну від азоту, фосфор не має природних джерел поповнення запасу в ґрунті. Забезпечити його споживання рослинами можна лише внесенням фосфорних добрив. У перспективі проблема фосфору як біогенного елемента в землеробстві стане першочерговою.

У атмосфері фосфор знаходиться в основному у вигляді пилу і в невеликій кількості. Тому його кругообіг відносно більш простий, ніж кругообіг азоту. У нього залучені лише ґрунт, вода і рослини. Втрати фосфору відбуваються в основному через ерозію ґрунту в складі мілкозему і рідкого стоку. Вилуговування фосфору у ґрунтах середнього і важкого гранулометричного складу звичайно не перевищує 1 кг/га. Лише на легких і торф'яних ґрунтах вимивається 3-5 кг/га фосфору.

Баланс калію поки що вивчений недостатньо. Це пояснюється тим, що, по-перше, високий природний вміст калію в ґрунті низки землеробських зон не лімітує урожай; по-друге, хімічна промисловість забезпечує сільське господарство необхідною кількістю калійних добрив. Природні ж втрати калію більш значні, ніж фосфору. За рахунок вимивання можуть втрачатися десятки кілограмів калію з гектара.

1.4. Охорона водних об'єктів

Використання добрив і пестицидів не завжди узгоджено із завданнями охорони довкілля. Вчені повинні більше уваги приділяти створенню нових видів добрив, які повніше засвоювалися б рослинами і завдавали менше шкоди довкіллю, розробляти екологічно ефективні методи їх внесення. Важливо повніше застосовувати органічні речовини. Біологічні фактори підвищення родючості ґрунту і захисту рослин, вирішення екологічних проблем стосується всіх галузей агропромислового комплексу, це величезне поле діяльності для вчених усіх спеціальностей. За даними ФАО ООН у свій час за 20 років (1965-1985 рр.) у США валовий збір зерна збільшився в 1,9 рази, середня врожайність кукурудзи і пшениці зросла відповідно в 1,6 і 1,4 рази. На думку спеціалістів Служби екологічних досліджень міністерства сільського господарства США, таке зростання було зумовлено значною мірою підвищенням доз внесення мінеральних добрив, особливо азотних.

За даними проведеного аналізу інформації ФАО ООН (2017), фактичний рівень внесення мінеральних добрив у різних країнах світу є досить високим.

Найвищий показник спостерігається у Нідерландах, де в середньому із розрахунку на 1 га наявної земельної площі використовується 258 кг мінеральних добрив у перерахунку на 100% основних поживних речовин, у Великобританії – 247 кг, Ізраїлі – 240 кг, Німеччині – 202 кг, Білорусі – 194 кг, Польщі – 176 кг, Франції – 169 кг, Чехії – 153 кг, США – 137 кг, Італії – 129 кг, Угорщині – 118 кг, Туреччині – 107 кг (рис. 1.3).

В Україні використання мінеральних добрив із розрахунку на 1 га становило, кг/га: 2015 р. – 98; 2016 р. – 110; 2017 р. – 128. При цьому, частка удобрених площ від всіх посівних площ становила, %: 2015 р. – 80,8; 2016 р. – 87; 2017 р. – 89,4.

Велика кількість поживних речовин з добрив і ґрунту втрачається через засміченість бур'янами. При середній засміченості посівів бур'яни відбирають лише 50 кг/га NPK, а при сильній засміченості – 200 кг/га NPK (на формування 1 т зерна витрачається 65-70 кг/га добрив).

Своєчасне знищення бур'янів за допомогою агротехнічних прийомів чи гербіцидів запобігає нераціональному споживанню ними поживних речовин, а також підвищує коефіцієнт продуктивного використання добрив сільськогосподарськими культурами. Основою безпечного

використання пестицидів у землеробстві є чітке дотримання правил їх внесення на поля і постійний контроль їхнього вмісту в об'єктах навколишнього середовища.

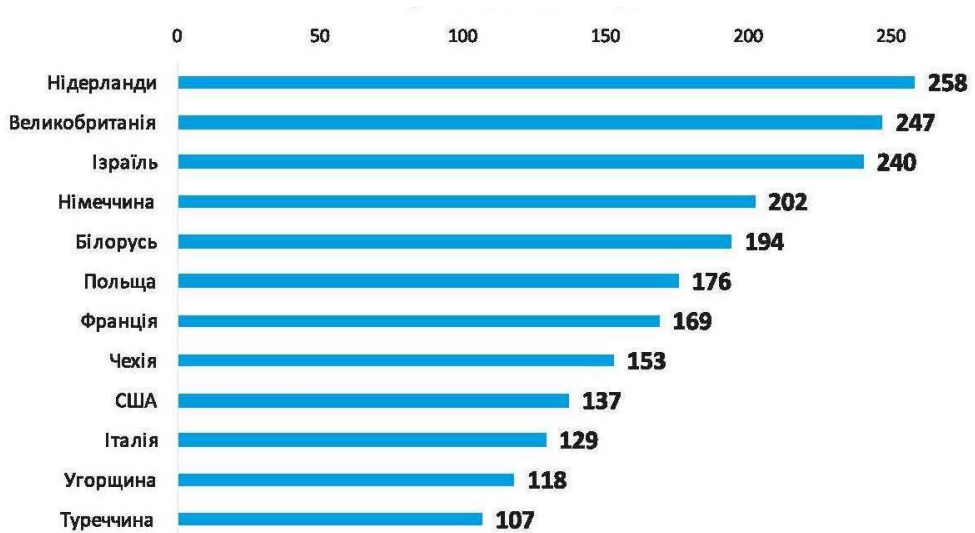


Рис. 1.3. Використання мінеральних добрив у країнах світу у 2017 р. (при 100 % діючої речовини), кг/га

У 1970-х рр. було введено поняття про критичні чи порогові концентрації елементів у довкіллі вище чи нижче яких спостерігається певна біологічна реакція (в тому числі і захворювання). Було запропоновано також поняття про оптимальний вміст хімічних елементів у навколишньому середовищі – в продуктах харчування, воді, повітрі, який найкращим чином забезпечує потребу людини.

Ведення сільського господарства з урахуванням охорони довкілля від забруднення токсичними речовинами вимагає вирішення цілої низки наукових і практичних питань. З них найважливіші:

- встановлення ГДК (гранично допустимих концентрацій) токсикантів у ґрунтах різних природно-кліматичних зон країни;
- систематичний контроль за вмістом токсикантів у ґрунті і в сільськогосподарській продукції;
- тривалий прогноз зміни вмісту і поведінки токсичних речовин у ґрунтах і екосистемах (міграція у воді ґрунтового і поверхневого стоку, у донні відклади водойм, в атмосферу тощо).

Охорона ґрунтів. Згідно державних санітарних правил «Транспортування, зберігання та застосування пестицидів у народному господарстві» (ДСП 8.8.1.2.001-98) треба дотримуватися наступних вимог.

- При використанні пестицидів необхідно вживати заходи, щодо попередження накопичення в ґрунті стійких і активно мігруючих пестицидів.

- Забороняється фумігація орного шару ґрунту пестицидами I та II класів небезпечності, забруднення ґрунтів незнешкодженими залишками робочих розчинів, промивними водами після миття тари, спецодягу, апаратури і приміщень складів.

- Якщо вміст пестицидів у ґрунті перевищує гігієнічні нормативи, забороняється вихід працюючих для проведення робіт, в першу чергу, пов'язаних з розпушуванням ґрунтів; забороняється вирощування рослин харчового та фуражного призначення; на цих ґрунтах дозволяється вирощувати лише технічні культури, які піддаються технологічній переробці.

- Забороняється багаторазове застосування протягом одного сезону того ж самого пестициду.

- Препарати з персистентністю до 4-х місяців застосовуються не більше 2-х разів за вегетаційний період, а більш стійкі пестициди можна використовувати лише за відсутності їхніх залишків після попередніх обробок.

- На територіях великих господарств рекомендується обмежувати багаторазове і тривале внесення в ґрунт пестицидів, які за критеріями токсичності та віддаленої дії віднесені до II та III класів небезпечності, а за критеріями стабільності у воді, ґрунті, коефіцієнтами міграції з ґрунту – до I та II класів небезпечності (у відповідності з «Гігієнічною класифікацією пестицидів за ступенем небезпечності», ДСанПін 8.8.1.002-98).

- Слід впроваджувати перспективні методи обробок, при яких забруднення ґрунтів відбувається найменше: малооб'ємне та ультрамалооб'ємне обприскування, внесення гранульованих форм пестицидів і т.ін.

Охорона водних об'єктів та джерел водопостачання. Згідно державних санітарних правил «Транспортування, зберігання та застосування пестицидів у народному господарстві» (ДСП 8.8.1.2.001-98) стосовно водних об'єктів треба дотримуватися наступних вимог.

- При застосуванні пестицидів установлюються санітарно-захисні зони від меж оброблюваних ділянок до водних джерел: при наземному методі з використанням гранульованих форм пестициду – 300 м; обприскуванні – 500 м; при авіаційному методі – 1000 м (до рибогосподарських водойм не менше 2000 м).

- За необхідності (наявність спеціальних водоохоронних зон, особливостей рельєфу місцевості, зон відпочинку та ін.) установи санітарно-епідеміологічної служби мають право збільшити санітарно-захисні зони в 2-3 рази.

- У санітарній зоні рибогосподарських водойм (не менше 2 км від берегів) забороняється: будівництво і розміщення складів для зберігання пестицидів, розташування майданчиків для протруювання насіння, приготування отруйних принад, робочих розчинів і заправка ними машин та апаратури.

- Категорично забороняється застосування пестицидів у межах першого поясу (суворого режиму) зони санітарної охорони поверхневих та підземних джерел господарсько-питного водопостачання. У межах другого поясу (обмеження) зони санітарної охорони поверхневих та підземних джерел водопостачання забороняється зберігання та застосування пестицидів. У межах третього поясу (спостережень) зони санітарної охорони підземних джерел водопостачання забороняється розміщення складів пестицидів

- При розміщенні об'єктів хімізації (склади, агрохімкомплекси, розчинні вузли і т.ін.) повинні бути здійснені заходи щодо охорони підземних вод (гідроізоляція, вибір ділянок з глибиною залягання ґрунтових вод не менше 2 метрів).

- При застосуванні пестицидів в індивідуальних господарствах джерела водопостачання (криниці, свердловини та ін.) повинні бути надійно укриті, захищені позатрубні простори.

- Категорично забороняється скидання у водні об'єкти незнезаражених колекторно-дренажних і стічних вод, що утворюються при митті тари, машин, устаткування, транспортних засобів і спецодягу, які використовувалися при роботі з пестицидами.

Контрольні питання

1. Дати визначення біогеохімічного кругообігу елементів.
2. Що таке біогеоценоз?
3. Дати визначення агрогеоценозу.
4. Що таке баланс поживних елементів у ґрунті?
5. В чому полягає небезпека застосування агрохімічних засобів для земельних і водних ресурсів?
6. Які завдання необхідно вирішувати для ведення сільського господарства з урахуванням питань охорони довкілля?

ВМІСТ ХІМІЧНИХ ЕЛЕМЕНТІВ У ҐРУНТІ ТА ШЛЯХИ ЇХ НАДХОДЖЕННЯ У ПРИРОДНІ ВОДИ

Оскільки ґрунт є верхньою частиною кори вивітрювання літосфери, то саме він майже повністю успадковує її хімічний склад. Проте саме майже повністю, оскільки внаслідок впливу живої речовини вміст деяких елементів у ґрунті зазнає кардинальних змін у порівнянні з літосферою.

Отже, як у літосфері, так і в ґрунті близько половини займає кисень. Друге місце (майже четверта частина) – кремній. Приблизно десяту частину – алюміній та залізо. Всього лише декілька відсотків займають кальцій, магній, натрій, калій. На всі інші елементи, за винятком вуглецю, припадає менше одного відсотка (табл. 2.1). Окрім елементів, у ґрунті наявна вода, гази та органічні речовини.

Таблиця 2.1. Вміст основних хімічних елементів у літосфері та ґрунті, %

Елемент	Вміст у літосфері	Вмісту ґрунті
O	47,2	49,0
Si	27,6	33,0
Al	8,8	7,13
Fe	5,1	3,80
Ca	3,6	1,37
Na	2,64	0,63
K	2,60	1,36
Mg	2,10	0,63
C	0,10	2,00
S	0,09	0,085
P	0,08	0,08
Cl	0,045	0,01

Необхідно зауважити, що суттєві зміни у вмісті біогенних елементів пов'язані з живою фазою. Зокрема, вуглецю у ґрунтах в понад 20 разів більше, ніж у літосфері, а азоту – у 10. Оскільки водень є елементом води, то і його вміст у педосфері вищий.

У більшості випадків ґрунти майже на 90 % представлені мінеральними *елементарними ґрунтовими часточками* (ЕГЧ), а тому їхній валовий хімічний склад буде визначатися в основному складом і кількісним співвідношенням мінералів. Серед основних мінералів крупну фракцію складають кварц і польові шпати, а тонкодисперсну – глинисті алюмосилікати. Відповідно до цього, у валовому хімічному складі ґрунтів переважають кисень і кремній, менше алюмінію, дуже мало заліза, титану, кальцію та натрію, інші елементи – у мікрокількостях.

Хімічний склад варіює з глибиною. Різниця у валовому хімічному складі окремих горизонтів ґрунтового профілю (рис. 2.1) використовується для визначення хімічного перетворення породи. Для розуміння причин формування особливостей валового хімічного складу ґрунту і його варіювання по профілю завжди необхідно враховувати, що вміст окремих елементів визначається присутністю їх у ґрунті в складі різноманітних конкретних мінеральних і органічних сполук.

Хімічний склад ґрунтів впливає на їхню родючість як безпосередньо, так і зумовлюючи ті або інші властивості ґрунту, що мають вирішальне значення в житті рослин. З одного боку, це може бути дефіцит певних елементів живлення рослин, наприклад, фосфору, азоту, калію, заліза, деяких мікроелементів; з іншого – токсичний для рослин надлишок, як у випадку засолення ґрунтів.

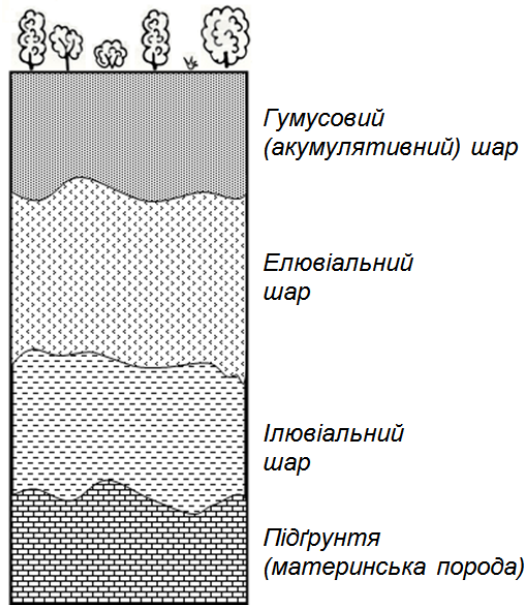


Рис. 2.1. Схематичне зображення ґрунтового профілю

2.1. Колоїди і тонкодисперсна частина ґрунту

Ґрунт – надзвичайно складне утворення, до якого входить тверда, рідка і газоподібна речовини. У свою чергу кожна з цих складових частин ґрунту представлена різними формами. За ступенем дисперсності виділяються дві форми твердої речовини ґрунту. Першу групу становлять порівняно крупні часточки, величина яких перевищує 0,001 мм. Це крупнодисперсна маса ґрунту, яка складена уламками гірських порід, мінеральними новоутвореннями, малозміненими

органічними залишками. До другої групи входять тонкодисперсні часточки величиною від 0,001 мм і менше, які складаються з часточок новоутворених, переважно глинистих мінералів, специфічних сполук – продуктів глибокого розкладання тваринних і рослинних решток і результатів синтезу з цих продуктів нових сполук.

Тонкодисперсна маса відіграє особливу роль у ґрунтоутворенні і має назву ґрунтового колоїдного, або вбирного комплексу.

При подрібненні речовини утворюються часточки різної величини (різного ступеня дисперсності). Чим вищий ступінь дисперсності, тим більша загальна поверхня речовини.

Дисперсні речовини формують дисперсні системи. У дисперсних системах розрізняють *дисперсну фазу* і *дисперсне середовище*. Частки дисперсної фази немовби розчинені у дисперсному середовищі. Серед дисперсних систем виділяються грубодисперсні системи з часточками дисперсної фази крупнішими за 0,1 мк і колоїдно-дисперсні системи (дисперсоїди) з величиною часточок від 0,1 мк до 1 мк. Дрібніші дисперсні часточки являють собою крупні молекули, які утворюють молекулярно-дисперсні системи. Таким чином колоїдний стан характеризується певними розмірами часточок.

Колоїдні розчини – речовини, що складаються з дуже маленьких часточок матерії (дисперсна фаза), які присутні в іншому матеріалі. Колоїдно-дисперсні системи так широко розповсюджені і мають настільки важливе значення в природі і техніці, що виникла спеціальна дисципліна – колоїдна хімія. Колоїдно-дисперсні системи можуть бути представлені різними комбінаціями дисперсного середовища і дисперсної фази. У процесах ґрунтоутворення особливу роль відіграють колоїдно-дисперсні системи, дисперсним середовищем яких є рідина (вода), а дисперсною фазою – тверда речовина. Ці системи мають назву золів або колоїдних розчинів. Тверді частки колоїдних розчинів настільки великі, що не піддаються діалізу (тобто не проходять через перетинку в організмах) на відміну від істинних (молекулярних та іонних) розчинів. У той же час ці частки настільки малі, що на них діють теплові рухи молекул рідини (постійний безсистемний рух часточок – броунівський рух).

Іони кристалічної ґратки, які знаходяться на її поверхні, здатні впливати на вільні іони – відштовхувати однойменно заряджені іони і притягувати іони протилежного знаку. Явище притягування під впливом залишкових сил іонів, які знаходяться на поверхні твердого тіла, називається *сорбцією* (фізико-хімічним поглинанням).

Чим більша поверхня контакту твердого тіла з розчином, чим вищий ступінь його дисперсності, тим більший ефект сорбції.

Процес з'єднання окремих колоїдних часток і випадання осаду називається *коагуляцією*. Осад, одержаний в результаті коагуляції, називається *гелем*.

Колоїди, володіючи величезною поверхнею, можуть поглинати (сорбувати) з розчину іони різних хімічних елементів, не утворюючи з ними при цьому хімічних сполук. Катіони розчину, поглинаючись колоїдними часточками, витісняють раніше поглинуті катіони. Таким чином, у процесі поглинання відбувається своєрідний фізико-хімічний обмін хімічних елементів.

Чим вища валентність поглинутого іона, тим сильніше ці іони зв'язуються з потенціал визначальними іонами і тим сильніше вони нейтралізують заряд колоїдної часточки. Зменшення заряду супроводжується менш енергійним відштовхуванням часточок одна від одної, що призводить до злипання і коагуляції. Відповідно, поглинання колоїдними часточками одновалентних катіонів сприяє утворенню золів, а поглинання дво- і тривалентних катіонів призводить до утворення гелів. За зростаючою силою сорбційних зв'язків (енергії поглинання) і коагулюючою здатністю катіони розташовуються за К.К. Гедройцем у такий ряд:



Колоїдні властивості в ґрунтових часточках спостерігаються при дещо крупніших розмірах, ніж це передбачає теорія колоїдно-дисперсних систем. Яскраво виражені колоїдні властивості мають часточки величиною від 0,001 мм і менше. Тому вони часто об'єднуються під назвою колоїдний комплекс ґрунтів. Хоча, якщо чітко дотримуватися теорії, до колоїдних часточок можуть належати лише часточки величиною від 0,0001 мм і менше. Ця частина ґрунту була ще названа *вбирним комплексом*, оскільки якраз вона зумовлює надзвичайно важливу якість ґрунтів – їх сорбційну вбирну обмінну здатність.

Тонкодисперсні часточки ґрунту в більшості випадків заряджені від'ємно і тому сорбують різні катіони. Як обмінні основи, що становлять дифузійний шар *міцел* (колоїдних часточок з подвійним електричним шаром), у ґрунтових колоїдах зустрічаються кальцій, менше – магній. У вбирному комплексі деяких ґрунтів багато натрію. Іон калію зустрічається часто, але, як правило, у невеликій кількості.

Часто виявляється, що під дією нейтральної солі (наприклад, розчину хлористого калію) тонкодисперсні часточки виділяють основ менше ніж поглинають. Тому за рахунок «вільних» аніонів солі утворюється кислота. Зокрема, при дії на тонкодисперсну частину ґрунту розчином хлористого калію утворюється соляна кислота. Це явище, яке отримало назву обмінної кислотності, відбувається в результаті обміну іонів калію з розчину на іони водню, які поглинулись тонкодисперсними частками.

Іони водню зв'язані достатньо сильно і при обміні з катіонами нейтральної солі повністю не виділяються. Якщо ж подіяти на колоїди гідролітично лужною сіллю (сіллю з сильною основою і слабким аніоном), наприклад, оцтовокислим натрієм, то можна витіснити майже всі

поглинуті іони водню. Це явище називається гідролітичною кислотністю. При цьому утворюється значно більше кислоти, ніж при обміні з катіонами нейтральної солі.

Кількість поглинутих основ і водню називається *ємністю вбирання*, або *обміну*. Дифузійний шар колоїдних міцел може бути повністю насичений основами (кальцієм, магнієм, натрієм, калієм) або частково зайнятий іонами водню. Тому говорять про ступінь насиченості колоїдів основами, тобто про відсотковий вміст суми основ (від ємності вбирання). Ступінь насиченості основами у ґрунтових колоїдах коливається від кількох відсотків до 100.

Величина ємності вбирання (обміну) ґрунтів визначається складом тонкодисперсних часточок ґрунту та їхньою кількістю. Уяву про ємність обміну найбільш розповсюджених компонентів тонкодисперсної частини ґрунтів дає табл. 2.2. Із табл. 2.2 видно, що вбирна здатність ґрунтових колоїдів значною мірою залежить від вмісту в них гумусових речовин. Найбільш високий вміст органічної речовини відзначено в тонкодисперсній частині чорноземних ґрунтів (близько 20 %). Разом з тим, гумус чорноземних ґрунтів має найбільшу ємність вбирання.

Не менш важливе значення для вбирної здатності тонкодисперсної частини має її мінеральний склад.

Таблиця 2.2. Ємність катіонного обміну компонентів тонкодисперсної частини ґрунтів, мг-екв на 100 г речовини

Компоненти	Ємність вбирання
Каолініт	3-20
Гідрослюди	20-50
Монтморилоніт	60-150
Гумінові кислоти:	
<i>підзолистих ґрунтів</i>	350
<i>чорноземних ґрунтів</i>	400-500
Гумус ґрунту (в середньому)	100-200

2.2. Вбирна здатність ґрунту

У результаті різноманітних процесів у ґрунті відбувається вибіркоче накопичення речовин. Властивість ґрунту затримувати, вбирати тверді, рідкі та газоподібні речовини, які знаходяться у контакті з твердою фазою, має *назву вбирної здатності*. Людина давно використовувала у своїй практичній діяльності явище вбирної здатності для очищення питної води. Вбирання ґрунтом катіонів було виявлено в середині XIX ст.

Значним є внесок у вивчення ґрунтових колоїдів таких вчених як К. Ван Бемелен (ввів термін «адсорбція»), Д. Хісінк, С. Матсон, Г. Вігнері. Важливі дослідження в області вбирних явищ у ґрунті здійснив російський вчений К.К. Гедройц.

Вбирна здатність ґрунтів зумовлюється різними причинами. Залежно від них вирізняють наступні типи вбирної здатності ґрунтів.

Механічна вбирна здатність – виявляється при фільтрації води, коли в ґрунтових порах і капілярах затримуються відносно крупні часточки, завислі в поверхневих водах (глинисті та піщані часточки, органічний детритус тощо). Механічна вбирна здатність ґрунтів зумовлює чистоту джерельних ґрунтових вод, що формуються з поверхневих вод, які є каламутними від великої кількості механічних домішок. Явище механічної вбирної здатності надзвичайно широко використовується при влаштуванні штучних фільтрів для очищення води.

Молекулярно-сорбційна або фізична вбирна здатність – збільшення концентрації молекул різних речовин у розчині біля поверхні колоїдів. Колоїдні часточки ґрунту (міцели) в розчині набирають досить складної структури. Будову ґрунтової колоїдної міцели наведено на рис. 2.2.

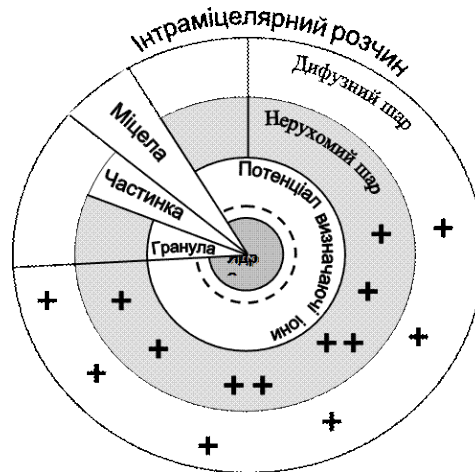


Рис. 2.2. Схема будови колоїдної міцели

Як видно, завдяки наявності на поверхні ядра міцели аніонів, колоїд, що має негативний заряд, адсорбує катіони. Такою адсорбцією і пояснюється фізико-хімічна вбирна здатність ґрунту. Це зумовлюється притягуванням окремих молекул до поверхні твердих ґрунтових часточок у результаті прояву поверхневої енергії. Як відомо, інтенсивність прояву поверхневої енергії залежить від величини поверхні і пов'язане з наявністю у ґрунті тонкодисперсних часточок. Ці часточки можуть притягувати молекули газів (наприклад, молекули водяної пари з повітря), молекули рідких речовин. Зокрема, наявність плівкової вологи навколо ґрунтових часточок зумовлена поверхневими силами. ґрунтові часточки також вбирають недисоційовані на іони молекули твердих речовин, які знаходяться у вигляді молекулярного розчину. Наприклад, при проходженні через ґрунт рідкої частини гною з неї вбираються

молекули органічних сполук внаслідок їх притягування до поверхні тонких часточок. У результаті цього явища відбувається усунення кольору розчину хімічних чорнил при проходженні через ґрунт.

Причому треба підкреслити, що сорбовані молекули не входять до складу твердих часточок, а лише концентруються біля їхньої поверхні.

Іонно-сорбційна або *обмінна вбирна здатність* полягає в обміні іонів колоїдної маси ґрунту на іони ґрунтового розчину. Між ґрунтовою колоїдною масою (ґрунтовим вбирним комплексом) і ґрунтовим розчином існує рухлива рівновага. Зміна у складі ґрунтового розчину викликає відповідні зміни у складі ввібраних іонів. Особливо важливе значення в іонному ґрунтовому обміні мають катіони. З вбиранням аніонів доводиться зустрічатися значно рідше, цей процес дещо менше вивчений.

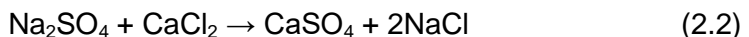
Різні ґрунти мають певну величину ємності вбирання і певний склад ввібраних катіонів (табл. 2.3). ґрунти, вбирний комплекс яких представлений катіонами металів (переважно катіонами лугів і лужних земель), називаються насиченими. Це – чорноземи, каштанові, сіроземи та низка інших ґрунтів переважно аридних ландшафтів. ґрунти, які містять у складі вбирного комплексу іон водню, називаються ненасиченими. Це – підзолисті ґрунти, чорноземи та інші ґрунти переважно гумідних ландшафтів.

Як вже відзначалося, величина ємності вбирання ґрунтів визначається мінералогічним складом тонкодисперсної частини порід, на яких сформовані ці ґрунти, і вмістом у них гумусу. Глинисті важкі ґрунти мають більшу ємність вбирання, ніж піщані.

Таблиця 2.3. Вбирна здатність деяких зональних ґрунтів

ґрунти	Ємність вбирання	Характерні ввібрані катіони, мг-екв/100 г ґрунту
Підзолисті	10-30	Ca, H > Mg
Сірі лісові	20-40	Ca > Mg > H
Чорноземи	40-60	Ca > Mg
Каштанові	15-30	Ca > Mg > Na
Сіро-бурі	10-20	Ca > Mg, Na, K
Червоноземи	10-18	H > Mg > Ca

Хімічна вбирна здатність являє собою утворення важкорозчинних хімічних сполук у результаті реакції обміну в ґрунтовому розчині. Наприклад, виникнення новоутворень гіпсу в ґрунті описується такою реакцією:



Біологічна вбирна здатність зумовлена присутністю тваринних і рослинних організмів. У процесі свого життєвого циклу рослини і тварини

вибірково накопичують деякі хімічні елементи, необхідні для нормальної життєдіяльності організмів. Після відмирання останніх накопичені елементи частково затримуються у ґрунті. Таким чином, ґрунт поступово збагачується певними елементами, наприклад, вуглецем, азотом, фосфором тощо, а також деякими мікроелементами.

2.3. Ґрунтовий розчин і ґрунтове повітря

Більшість хімічних і біологічних процесів у ґрунті можуть відбуватися лише за наявності води. Ґрунтова вода є тим середовищем, у якому здійснюється міграція і диференціація хімічних елементів у процесі ґрунтоутворення. Багато речовин міститься у вільній воді у вигляді істинних чи колоїдних розчинів. Тому вільну ґрунтову воду правильніше називати ґрунтовим розчином.

Ґрунтовий розчин можна зібрати в природних умовах під час дощу чи в період посиленого просочування талих вод. З цією метою використовуються лізиметри. Капілярну воду виділити таким чином не можна. Ґрунтовий розчин з капілярів можна виділити штучно за допомогою витіснення іншою спеціально підібраною рідиною (наприклад, етиловим спиртом), а також віджиманням за допомогою пресів.

Ґрунтовий розчин знаходиться у стані динамічної рівноваги з твердою речовиною і повітрям ґрунту і є найбільш мінливою її частиною.

Розчинність газів у ґрунтовому розчині залежить від тиску газу, температури, а також від вмісту різних сполук. Найбільш енергійно розчиняється у воді вуглекислий газ. Значно менше розчинний кисень і ще менше азот. Розчинність газів має той же порядок, що і їх сорбованість:



Більша частина сполук знаходиться у ґрунтовому розчині у вигляді іонів. Основні аніони ґрунтового розчину (HCO_3^- , NO_2^- , NO_3^-) надходять у нього переважно у результаті біологічних процесів. Основна маса оксидів азоту в ґрунті зв'язана з мікробіологічними процесами нітрифікації. Вміст фосфат-, хлор- і сульфат-іонів переважно зумовлений розчиненням відповідних мінералів і руйнуванням рослинних решток. Переважну частину аніонів ґрунтового розчину незасолених ґрунтах звичайно становлять бікарбонат-іони. У засолених ґрунтах різко зростає вміст хлоридів і сульфатів.

Серед катіонів у ґрунтовому розчині постійно знаходяться у значній кількості Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , NH_4^+ , H^+ ; у деяких ґрунтах – Fe^{3+} , Fe^{2+} , Al^+ , у незначних кількостях присутні рідкісні та розсіяні хімічні елементи (Cu, Zn, Pb, Ni, Co та ін.). У розчинах засолених ґрунтів різко збільшується кількість Na^+ і Mg^{2+} , а з розсіяних хімічних елементів – Sr і B.

Вміст катіонів у ґрунтовому розчині пов'язаний з розчинністю твердих часточок ґрунту і складом увібраних (сорбованих) іонів. Величина розчинності хімічних елементів коливається в значних межах (табл. 2.4).

Таблиця 2.4. Розчинність у воді деяких мінеральних солей при 20°C

Сполуки	Концентрація, г/дм ³	Сполуки	Концентрація, г/дм ³
NaNO ₃	845	Na ₂ CO ₃	215
CaCl ₂	745	Ca(HCO ₃) ₂	165
MgCl ₂	545	NaHCO ₃	96
MgSO ₄	445	K ₂ CO ₃	11
KCl	340	CaSO ₄	2
KNO ₃	316	CaCO ₃	0,06-0,09

Із збільшенням температури розчинність сполук зростає (в деяких з них – дуже різко).

Крім мінеральних сполук, у ґрунтовому розчині постійно присутні водорозчинні органічні сполуки: фульвокислоти, органічні кислоти, амінокислоти, спирти та ін.

Величина осмотичного тиску розчину визначається кількістю часточок (іонів, молекул або міцел), які знаходяться в одиниці об'єму розчину. Тому розчини ґрунтів, які містять легкорозчинні солі, мають більш високий осмотичний тиск.

У засолених ґрунтах величина осмотичного тиску становить 10 атм. і більше (до сотень). У незасолених ґрунтах осмотичний тиск рідко перевищує 2-3 атм. Влітку, у зв'язку із зниженням вологості ґрунту і підвищенням концентрації розчину, осмотичний тиск підвищується, а в сезони посиленого зволоження – знижується. Якщо осмотичний тиск ґрунтового розчину більший, ніж клітинного соку, то припиняється надходження води у кореневі клітини і рослина гине від фізіологічної сухості.

Склад і концентрація ґрунтового розчину зумовлюють його активну реакцію. *Активна реакція (актуальна кислотність чи лужність)* визначається концентрацією у розчині іонів H⁺. Вода, слабо піддаючись електролітичній дисоціації, розпадається на два іони: H⁺ і OH⁻. Концентрація цих іонів надзвичайно мала. Так, добуток їх концентрації дорівнює:

$$[H^+] \cdot [OH^-] = 10^{-14} \quad (2.4)$$

В ідеально чистій воді кількість обох іонів повинна бути однаковою:

$$[H^+] = [OH^-] = 10^{-7}. \quad (2.5)$$

Додавання кислоти підвищує концентрацію H⁺-іонів: [H⁺] > 10⁻⁷. У цьому випадку розчин має кислу реакцію. Присутність основ підвищує концентрацію OH⁻-іонів: [OH⁻] > 10⁻⁷. Реакція розчину стає лужною. Використовується позначення:

$$pH = - \lg [H^+]. \quad (2.6)$$

У нейтральних розчинах величина рН = 7, у лужних – рН > 7; у кислих – рН < 7. В цілому, рН ґрунтового розчину змінюється від 3 до 9 (табл. 2.5).

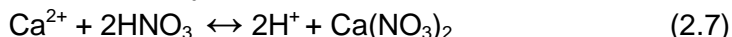
Таблиця 2.5. Класифікація ґрунтових розчинів за величиною рН

Ґрунти	рН
Сильнокислі	3,0 – 4,5
Кислі	4,5 – 5,5
Слабокислі	5,5 – 6,5
Нейтральні	6,5 – 7,0
Слаболужні	7,0 – 7,5
Лужні	7,5 – 8,5
Сильнолужні	> 8,5

Ступінь кислотності ґрунтів є дуже важливим показником, оскільки характеризує багато генетичних і виробничих властивостей ґрунту. Як правило, в кислих ґрунтах відсутні хлориди, сульфати, карбонати. У нейтральних ґрунтах присутні карбонати. У ґрунтах з чіткою лужною реакцією накопичуються не тільки карбонати, але і сульфати, і хлориди. Різні рослини розвиваються у певних інтервалах значень рН.

Величина рН ґрунтового розчину зумовлюється наступними процесами. У результаті життєдіяльності вищих водяних рослин і мікроорганізмів утворюється низка кислот (азотна, азотиста, сірчана, вугільна, щавелева та ін.). Але ці кислоти швидко нейтралізуються основами, сорбованими тонко дисперсною частиною ґрунту. У значних кількостях знаходиться лише вуглекислота, завдяки життєдіяльності рослин. Від вуглекислоти у певній мірі залежить кислотність ґрунтового розчину. Чим більше у повітрі CO₂, тим більше у розчині вуглекислоти і тим кислішим повинен стати розчин. Але, в свою чергу, збільшення вуглекислоти посилює розчинення CaCO₃ і утворення бікарбонату кальцію. У ґрунтах, в яких CaCO₃ відсутній, рН не може бути більше 7.

Ґрунт має буферність, тобто властивість зберігати свою реакцію при порівняно невеликому додаванні кислот чи лугів. Буферність ґрунтів зумовлюється в основному складом поглинутих основ. При дії кислоти на ґрунт з нейтральною реакцією відбуватиметься обмін поглинутих основ на іон водню кислоти, а в розчині утворюватиметься нейтральна сіль:



При реакції лужної солі з кислим ґрунтом відбуватиметься обмін між основами солей і поглинутими іонами водню. У результаті основи будуть сорбовані, а витіснені іони водню знову збільшать кислотність ґрунтів до початкової величини.

Буферності ґрунту сприяє вміст у ґрунтовому розчині бікарбонатів кальцію і вуглекислоти.

Важливе значення для ґрунтоутворення мають *окисно-відновні реакції*, тобто обмін зовнішніми електронами. Окиснення – втрата електронів речовиною, яка окислюється, відновлення – набування електронів речовиною, яка відновлюється. Окисно-відновні реакції зв'язані з життєдіяльністю ґрунтових організмів деякими хімічними реакціями. Окисно-відновні умови визначаються величиною окисно-відновного потенціалу, який вимірюється потенціометром у мілівольтах. Основним окисником у ґрунті є кисень. Тому окисно-відновний потенціал зменшується із збільшенням вологості ґрунту і посиленням біохімічної діяльності ґрунтових організмів.

Поряд з твердою речовиною важливим складником ґрунту є також ґрунтове повітря. Величина сумарного об'єму ґрунтових пор становить від 25 до 60 % об'єму ґрунту. Відповідно, на тверду фазу ґрунту припадає від 40 до 75 % загального об'єму ґрунту. Співвідношення між ґрунтовым повітрям і водою визначається ступенем зволоження ґрунту.

ґрунтове повітря суттєво відрізняється за складом від атмосферного і залежить від біологічних процесів, які відбуваються в атмосфері. Кореневі системи вищих рослин і аеробні мікроорганізми енергійно поглинають кисень і виділяють вуглекислий газ. Надлишок вуглекислого газу з ґрунту виділяється в атмосферу, а атмосферне повітря, збагачене киснем, проникає у ґрунт. Таким чином, ґрунтове повітря знаходиться у стані газового обміну з атмосферним повітрям. Тому приґрунтовий шар атмосфери містить у кілька разів більше вуглекислоти, ніж повітря на висоті кількох метрів. Газовий обмін здійснюється шляхом дифузії, а також завдяки коливанню температур, руху атмосферних опадів та ін. Найбільш активно газовий обмін протікає у приповерхневих шарах ґрунту. Тому нижчі горизонти ґрунтового профілю більш збагачені вуглекислотою, ніж верхні. Про інтенсивність газообміну свідчить кількість CO_2 , який виділяється ґрунтом (до 10 дм^3 на добу на площі 1 м^2).

Чим інтенсивніше відбуваються біологічні процеси у ґрунті, тим більше виділяється CO_2 . Виявлено, що особливо багато вуглекислого газу виділяє ґрунт під лісом. Кількість вуглекислоти у ґрунтовому повітрі змінюється протягом року, досягаючи максимуму у теплу пору року і мінімуму взимку.

У результаті постійного газообміну між ґрунтом і атмосферою встановлюється рухлива рівновага. Вміст основних газів у ґрунтовому повітрі в середньому можна виразити такими величинами (табл. 2.6).

Таблиця 2.6. Склад ґрунтового і атмосферного повітря (в об'ємних %)

Компоненти	Атмосферне повітря	ґрунтове повітря
Азот (N_2)	78	78-80
Кисень (O_2)	21	0,1-20
Вуглекислий газ (CO_2)	0,03	0,1-15

У ґрунтовому повітрі міститься CO₂ в середньому 0,3 %. тобто в 10 раз більше, ніж в атмосферному. Характерна особливість ґрунтового повітря – насиченість парами води; його відносна вологість звичайно близька до 100 %.

Залежно від зовнішніх умов склад ґрунтового повітря суттєво змінюється. Газообмін ґрунту з атмосферою може бути утруднений або ж щільною будовою ґрунту, або ж її надлишковим зволоженням, при якому вода займає не лише капілярні простори, але і макропори. При цьому, в ґрунтовому повітрі різко зменшується вміст O₂ і починають розвиватися анаеробні мікробіологічні процеси, в результаті яких утворюються метан (CH₄), сірководень (H₂S), аміак (NH₃) і деякі інші гази.

Тверда речовина ґрунту більш енергійно поглинає молекули водяної пари ніж молекули газів, а оскільки у ґрунті зазвичай високий вміст водяної пари, то поглинання газів ґрунтом невелике. За здатністю сорбуватися компоненти ґрунтового повітря можна розташувати в такий ряд:



Як видно, з ґрунтових газів у найменшій мірі сорбується азот.

Інколи у складі ґрунтового повітря присутні деякі гази, які дифундують через товщі гірських порід з місць їхнього скупчення. У результаті цього явища ґрунти над нафтовими і газовими родовищами бувають збагачені вуглеводами, над скупченням радіоактивних елементів – радіоактивними еманациями, частково гелієм. На цьому ґрунтуються газові геохімічні методи пошуків родовищ корисних копалин.

2.4. Гумус

Гумус є основним резервом нагромадження в ґрунті азоту, фосфору, калію, сірки, кальцію та інших елементів живлення. Загальний вміст гумусу коливається від 6,6 до 35,8 т/га залежно від типу ґрунту. Найменше його у підзолистих ґрунтах, найбільше – у чорноземах.

Дослідженнями встановлено, що в окультурені ґрунти щорічно надходить 5-7 т/га рослинних решток. У підзолистих ґрунтах їх частка становить 7-8 %, у чорноземах 1-2 % всієї кількості органічної речовини орного шару ґрунту. Маса ґрунтових мікроорганізмів у шарі 0-20 см коливається від 0,7 до 8 т/га, що становить 1-2 % запасів органічної речовини ґрунту.

Негуміфікована органічна речовина ґрунту включає нерозкладені і напіврозкладені рештки рослинного або тваринного походження та тіла мікроорганізмів.

Гумус є головним джерелом живлення рослин такими елементами, як азот і сірка. В табл. 2.7 наведено дані щодо валового запасу гумусу у метровому шарі ґрунту.

Агрохімічна характеристика ґрунтів залежить від їхнього складу кислотності, вбирної здатності, водно-фізичних і біологічних

властивостей, окультурення та географічної широти їхнього розташування. Ці фактори впливають на кількість гумусу, а також на вміст валових запасів і доступних форм поживних речовин у біологічно активному шарі, а в цілому – на родючість ґрунту.

Таблиця 2.7. Валовий запас гумусу у метровому шарі ґрунту

Ґрунт	Вміст гумусу, т/га
Дерново-підзолистий	80-120
Сірий лісовий	150-300
Чорноземи:	
вилужений	500-600
глибокий	650-600
звичайний	400-500
південний	300-350
Темно-каштановий	200-250
Каштановий і світло-каштановий	100-200
Сірозем	50
Чорнозем	150-300
Торфовища	750

За типами ґрунтів і в зональному плані потенційні запаси поживних речовин коливаються в широкому інтервалі (табл. 2.8). Таким чином, валові запаси поживних елементів найменші в ґрунтах Полісся, найбільші в ґрунтах Лісостепу і Степу.

Таблиця 2.8. Валовий вміст азоту, фосфору і калію в орному шарі ґрунту

Ґрунт	Вміст, %		
	N	P₂O₅	K₂O
Дерново-підзолистий	0,04-0,13	0,02-0,15	0,50-2,50
Чорнозем	0,20-0,50	0,10-0,30	1,75-2,50
Сірозем зрошуваний	0,05-0,20	0,08-0,20	1,00-3,00

У ґрунтах Полісся запаси гумусу в метровому шарі становлять 100-200 т/га. Запаси валового азоту в метровому шарі ґрунту становлять 4-6 т/га у супіщаних ґрунтах і 2-3 т/га – в піщаних; запаси загального фосфору досягають 4-5 т/га і калію – 150-200 т/га. Ці ґрунти мають низький вміст доступних для рослин поживних речовин. Крім того, 60-75 % площі цих ґрунтів мають кислу реакцію ґрунтового розчину. В сірих і темно-сірих ґрунтах, які менш поширені на Поліссі, валових запасів азоту, фосфору і калію в 3-4 рази більше, ніж у дерново-підзолистих.

У ґрунтах Лісостепу запаси гумусу в метровому шарі становлять: у глибоких чорноземах – 500-600, в опідзолених чорноземах – 400-450, в темно-сірих ґрунтах – 300-350 т/га. Запаси азоту, відповідно – 25-30, 20-25 і 15-20 т/г; запаси загального фосфору у глибоких чорноземах – 20-25 т/га, у темно-сірих лісових ґрунтах і опідзолених чорноземах – 18-20 т/га P_2O_5 . Валовий вміст калію в ґрунтах Лісостепу високий і становить 1,8-2,5 % у сухому ґрунті.

У ґрунтах Степу запаси гумусу в звичайних чорноземах становлять 300-600, у південних чорноземах – 300-400, темно-каштанових ґрунтах – 230-300 т/га; запаси азоту, відповідно – 16-33, 15-20 і 12-15 т/га. Запаси валового фосфору у звичайних чорноземах становлять 20-25, у південних чорноземах і темно-каштанових ґрунтах – 18-20 т/га; вміст валового калію у звичайних чорноземах – 2,0-2,52, у південних чорноземах і темно-каштанових ґрунтах – 2,5-2,82 т/га. Цим пояснюється неоднакова родючість зазначених ґрунтів. Вона вища там, де більший вміст гумусу. Гумусові речовини ґрунту поділяються на такі групи.

1). Гумінові кислоти, до складу яких входять вуглець (52-62 %), кисень (31-39 %), водень (2,8-6,6 %) і азот (3,3-5,1 %). Негідролізований азот у гумінових кислотах становить 40-50% загальної його кількості. У різних ґрунтах частка гумінових кислот становить 15-30 % загального вмісту гумусу.

2). Фульвокислоти, до складу яких входять вуглець (45-48 %), кисень (43-48 %), водень (5-6 %), азот (1,5-3 %). Вони більш рухомі, азотисті речовини краще піддаються кислотному гідролізу, їхній вміст становить 20-40% вмісту загального азоту ґрунту.

3). Гуміни, які за хімічною природою подібні до гумінових кислот. Вони зв'язані з мінеральною частиною ґрунту, стійкіші проти дії кислот і лугів. Їхній вміст становить 20-30 % вмісту загального азоту ґрунту.

Гумусові речовини гірше мінералізуються в ґрунті, ніж органічні сполуки рослинних решток. Проте процес мінералізації відбувається постійно. В орному шарі дерново-підзолистих ґрунтів щорічно мінералізується в середньому 6-7 ц/га, а в чорноземах – 10 ц/га органічної речовини. Оскільки азоту в гумусі міститься до 5%, то на кожну його частину, поглинуту з ґрунту рослиною, повинна мінералізуватися двадцятикратна кількість гумусу. У ґрунті відбуваються процеси збільшення вмісту гумусу за рахунок мінералізації органічних решток.

Застосування добрив дає змогу впливати на кількісний і якісний склад гумусу. При тривалому і систематичному застосуванні гною і мінеральних добрив у ґрунті помітно збільшується вміст органічної речовини і загального азоту. Ступінь накопичення органічної речовини в ґрунті залежить від норм внесення, біологічних особливостей культур, сівозміни і ґрунтово-кліматичних особливостей зони.

2.5. Азот, фосфор, калій

Азот ґрунту майже повністю входить до складу органічної речовини. В органічній речовині ґрунту вирізняють: 1) негуміфіковані органічні речовини, вміст яких становить 10-15 % загального вмісту органічної речовини ґрунту; 2) органічну речовину специфічного походження – гумус (перегній), вміст якого становить 86-90 % загальної кількості органічної речовини.

Кількість азоту, або як говорять в агрохімії, азотний фонд ґрунту залежить від швидкості мінералізації органічних речовин, що відбувається за такою схемою:

білки, гумінові речовини, амінокислоти, амідни → аміак → нітрити → нітрати → молекулярний азот.

Розкладання органічних речовин ґрунту під впливом різних мікроорганізмів (бактерій, актиноміцетів, пліснявих грибів) до аміаку називається процесом амоніфікації.

Під дією протеолітичних ферментів, які виділяються мікроорганізмами, білки гідролізуються до амінокислот. У свою чергу амінокислоти під впливом спеціальних ферментів дезамінуються і дезамідуються. Внаслідок цього вивільнюється аміак і утворюються органічні кислоти.

Органічні кислоти далі розкладаються на CO_2 , H_2O , CH_4 , H_2 , а аміак (NH_3) утворює солі з мінеральними й органічними кислотами, які є в ґрунті. Наприклад:



Іони амонію NH_4^+ поглинаються ґрунтовим вбирним комплексом. Далі амонійний азот у ґрунті піддається нітрифікації – окисненню аміаку спочатку до азотистої (HNO_2), а потім до азотної кислоти (HNO_3) та її солей. Нітрифікація відбувається під впливом аеробних бактерій, для яких окиснення є джерелом енергії. Оптимальними умовами для бактерій нітрифікаторів є достатня аерація ґрунту, температура 23-28°C, вологість ґрунту 60-70 % його повної вологоємності, нейтральна або слаболужна реакція ґрунтового розчину.

Таким чином, азотний фонд ґрунту містить такі форми азоту:

а) мінеральний азот (NH_4^+ , NO_3^-) – доступний для рослин, характеризує забезпеченість ґрунту азотом на період визначення;

б) легкогідролізований азот – резерв для поповнення мінеральних форм азоту, складається з іонів NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , амідів і амінокислот, характеризує забезпеченість ґрунту азотом протягом усього періоду вегетації;

в) важкогідролізований азот – подальший резерв для збагачення ґрунтів на мінеральні форми азоту; це азот амінів, частина необмінного аміаку та азот гумінів;

г) негідролізований азот (гуміни, меланіни, бітуми, необмінний

амоній) – майже не бере участі в азотному обміні між ґрунтом і рослиною.

Висока нітрифікаційна здатність є показником ступеня окультурення ґрунту і характеризує його родючість. Кількість NO_3^- , що накопичується в ґрунті, залежить від вмісту гумусу в ньому, а також від удобрення рослин. Як правило, нітратів утворюється тим більше, чим вища родючість ґрунту.

Рослини використовують азот як в окисненій, так і у відновленій формі у вигляді солей азотної кислоти і солей амонію. Різні ґрунти містять неоднакові кількості азоту, які дуже коливаються у межах однієї й тієї самої ґрунтової зони.

Основна маса азоту складається з різних органічних сполук, рослинних решток та перегнійних речовин і перебуває в недоступному для живлення рослин стані. Лише близько 1% азоту міститься у мінеральних сполуках. Багатші на органічну речовину ґрунти, наприклад чорноземи, містять також більше мінерального азоту. Постачання рослин азотом залежить від швидкості мінералізації органічних речовин.

Накопичення азоту в ґрунті відбувається різними шляхами (рис. 2.3). Джерелом азоту для ґрунту насамперед є азот атмосфери. Над кожним гектаром земної поверхні в атмосфері знаходиться близько 70 тис. т азоту в молекулярному стані. Проте, молекулярний азот рослини (крім бобових) не засвоюють. Зв'язування молекулярного азоту повітря відбувається під час грозових розрядів і азотфіксуючими бактеріями, що вільно живуть у ґрунті, особливо бульбочковими бактеріями.

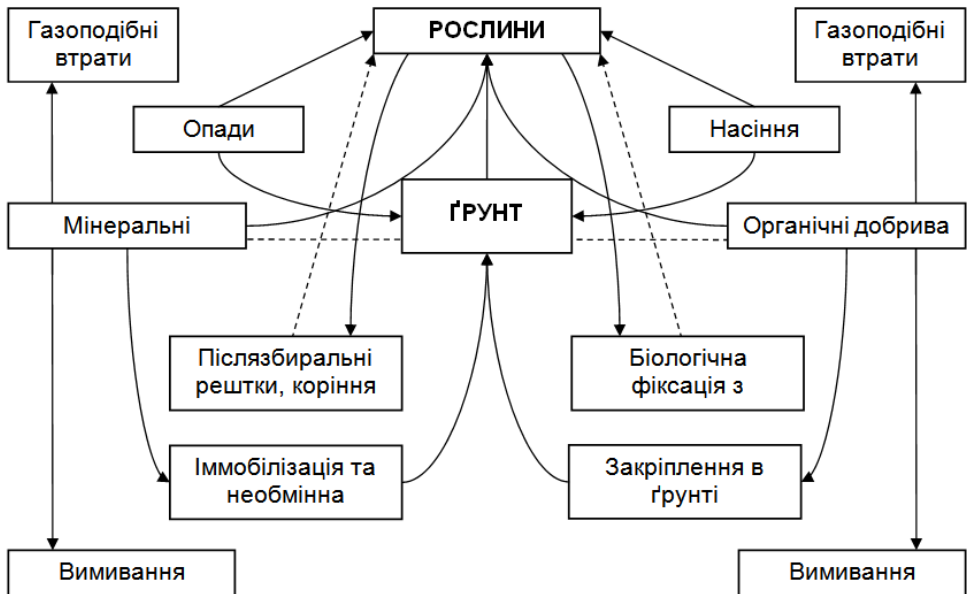


Рис. 2.3. Схема кругообігу азоту

Кількість зв'язаного азоту, що утворюється в атмосфері під час грозових розрядів, невелика – до 2-5 кг/га щорічно. Цей азот у вигляді аміаку і нітратів разом з опадами надходить у ґрунт.

Більше значення має зв'язування (фіксація) молекулярного азоту азотофіксуючими бактеріями. Щорічно вони поповнюють ґрунт азотом – від 5 до 15 кг азоту на 1 га.

Бульбочкові бактерії, що живуть у симбіозі з бобовими рослинами (біологічний синтез азоту), можуть зв'язувати за вегетаційний період під 70 до 200 кг і більше азоту на 1 га.

Крім поповнення ґрунту азотом, весь час відбувається його витрачання внаслідок використання рослинами і виносу з урожаєм, вимивання з ґрунту атмосферними опадами і поливними водами та денітрифікації. *Денітрифікацією* називається процес відновлення нітритного азоту до молекулярного N_2 або до оксидів NO, N_2O під впливом денітрифікуючих бактерій. В основному, втрати азоту з ґрунту є наслідком денітрифікації.

Таким чином, сполуки азоту в ґрунті весь час перетворюються, тобто відбувається кругообіг азоту. Цей кругообіг можна розглядати як внутрішньоґрунтовий, внутрішньогосподарський і геологічний.

Коли в кругообігу витрати азоту більші, ніж його надходження в ґрунт, треба вносити мінеральні добрива.

Фосфор у ґрунті знаходиться у вигляді органічних і мінеральних сполук. Вміст його залежить від механічного складу ґрунту і кількості гумусу в ньому. Так, у темно-сірих лісових ґрунтах і особливо в чорноземах незначне підкислення ґрунту внаслідок систематичного внесення мінеральних добрив зумовлює підвищення рухомості основних мінеральних сполук фосфору – фосфатів кальцію. Тому фосфор, накопичений у такому ґрунті, більш рухомий і доступний для рослин, ніж залишковий фосфор перегною.

Залишковий фосфор розчинних фосфорних добрив швидко включається в хімічні, фізико-хімічні і біологічні процеси, що відбуваються у ґрунті. Проте фосфоритне борошно довго зберігається у ґрунті у вигляді часточок добрива. При їх повільному розкладанні вивільняється фосфор. Тривалість зберігання часточок добрива залежить від процесів і фізіологічної кислотності внесених азотних і калійних добрив.

При внесенні 100 кг P_2O_5 /га з добривом вміст фосфору у ґрунті підвищується на 1-2 мг/100 г ґрунту.

Калій більш поширений у природі, ніж фосфор. Загальний вміст калію у ґрунті становить 1-2,5 %. У земній корі міститься в середньому 2,53 % калію і тільки 0,12 % фосфору. Чим більше у ґрунті дрібнодисперсної фракції, тим вищий вміст калію. Калій за доступністю для рослин поділяється на водорозчинний, обмінний (або адсорбційно

зв'язаний) і калій, що входить до складу безводних силікатів і не витісняється розчином нейтральної солі.

Легко засвоюється рослинами водорозчинний калій, вміст якого порівняно малий (2-3 мг/кг ґрунту). Такий калій міститься в ґрунтовому розчині у вигляді розчинних у воді солей азотної, фосфорної, вугільної і розчинних органічних кислот.

Рослини важко засвоюють калій, що входить до складу безводних силікатів (наприклад, польового шпату – $K_2Al_2Si_6O_{16}$). Калій може переходити з легкодоступної для рослин форми у важкодоступну, і навпаки. Особливо помітне це явище при почерговому зволоженні і підсиханні ґрунту. Чим вища температура, при якій підсихає ґрунт, тим більше в ньому закріплюється калію.

На процеси закріплення калію в необхідній формі впливає наявність у ґрунті органічних речовин, а також реакція ґрунтового розчину. Руйнування гумусу і підкислення ґрунтового розчину (до pH = 4,5-5,5) послаблюють закріплення калію і навпаки.

Для зменшення закріплення калію у ґрунті рекомендується вносити калійні добрива на достатню глибину, що дає змогу запобігти надмірному висиханню ґрунту. Щоб не відбувалося взаємодії добрив з ґрунтом, треба вносити їх у гнізда невеликими дозами, але частіше у сівозміні.

Запаси валового і засвоюваного калію залежать від механічного складу ґрунтів. Як правило, важкі за механічним складом ґрунти містять більше калію, ніж легкі піщані та супіщані. Вміст калію в ґрунтах в Україні підвищується з північного заходу на південний схід.

2.6. Мікроелементи

Вміст мікроелементів у ґрунті залежить від генетичного типу, механічного складу і кислотності ґрунту (табл. 2.9).

Марганець. Легкі ґрунти містять рухомого марганцю більше, ніж важкі, а в кислих ґрунтах його більше, ніж у слабокислих, слаболужних чи лужних.

На Поліссі в ґрунтах легкого механічного складу частка рухомого марганцю щодо загального його вмісту становить 3 %. У північному Лісостепу, де переважають сірі лісові і чорноземні ґрунти ця частка досягає 63 %. Чорноземи темно-каштанові, солонцюваті ґрунти і солонці півдня України з нейтральною і лужною реакцією мають ступінь рухомості марганцю 36-40 %, а карбонатні ґрунти Львівської області і Криму – лише 9,5 %.

Тому марганцеві добрива насамперед слід вносити на дерново-слабко- і середньопідзолистих піщаних і супіщаних ґрунтах Полісся, а також на карбонатних і супіщаних чорноземах. Звичайні і південні чорноземи, каштанові і темно-каштанові, а також солонцюваті ґрунти

забезпечені рухомими формами марганцю, тому вносити за цих умов марганцеві добрива в ґрунт недоцільно.

Цинк. Загальні запаси цинку в ґрунтах України коливаються в межах 9,9-132,5 мг/кг сухого ґрунту, проте ступінь його рухомості невеликий. Найбільший ступінь рухомості цинку для кислих ґрунтів (1 %). Основна ж частина ґрунтів має досить низький ступінь рухомості цинку (0,5 %), тому він малодоступний для рослин, що особливо помітно на ґрунтах з нейтральною і слабколужною реакцією.

Таблиця 2.9. Вміст рухомих форм мікроелементів у ґрунтах України

ґрунт	Вміст, мг/кг сухого ґрунту			
	Mn	Zn	B	Mo
Дерново-слабопідзолистий	188,3	0,19	0,32	0,17
Дерново-середньопідзолистий супіщаний легкосуглинковий	186,0	0,18	0,21	0,11
	146,0	1,18	0,23	0,21
Лучний	515,0	0,30	0,84	0,26
Бурий лісовий легкосуглинковий	599,0	1,17	0,26	0,26
Сірий і світло-сірий лісовий опідзолений	329,5	0,35	0,23	0,22
Темно-сірий лісовий опідзолений	417,0	0,15	0,36	0,18
Чорнозем глибокий малогумусний легко- і середньосуглинковий	378,0	0,12	0,57	0,11
Чорнозем середньогумусний середньо- і важкосуглинковий	439,5	0,19	0,60	0,21
Чорнозем звичайний середньо- і мало гумусний важкосуглинковий	553,4	0,21	0,87	0,12
Чорнозем південний	524,0	0,11	0,53	0,19
Чорнозем карбонатний супіщаний і суглинковий	195,4	0,10	0,39	0,13
Темно-каштановий слабкосолонцюватий	552,7	0,34	2,30	0,19
Каштановий солонцюватий	603,2	0,16	0,95	0,47
Торф низинний	175,0	-	0,26	0,27

Більшість ґрунтів бідна на рухомий цинк і містить його від слідів до 0,30 мг/кг сухого ґрунту.

Бор. Вміст рухомого бору в ґрунтах України коливається в значних межах і зростає з півночі на південь та із заходу на схід. У ґрунтах з нейтральною і лужною реакцією рухомого бору більше, ніж у кислих і слабокислих. Найвищим ступенем рухомості бору характеризуються каштанові і темно-каштанові солонцюваті ґрунти, а також солонці і солончаки, а найнижчим – усі оглеєні та гірсько-лучні, бурі й лісові ґрунти.

Молібден. Вміст рухомих сполук молібдену в ґрунтах різних зон України збільшується з півночі на південь. Малий ступінь рухомості молібдену мають різновиди дерново-підзолистих супіщаних і

легкосуглинкових ґрунтів. Велика рухомість молібдену характерна для солонців, темно-каштанових і каштанових солонцюватих ґрунтів.

2.7. Ґрунтовий моніторинг

Ґрунтовий моніторинг – це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель з метою управління їхньою продуктивністю. Він є складовою частиною екологічного моніторингу, входить до моніторингу суміжних середовищ і біосфери в цілому (рис. 2.4).

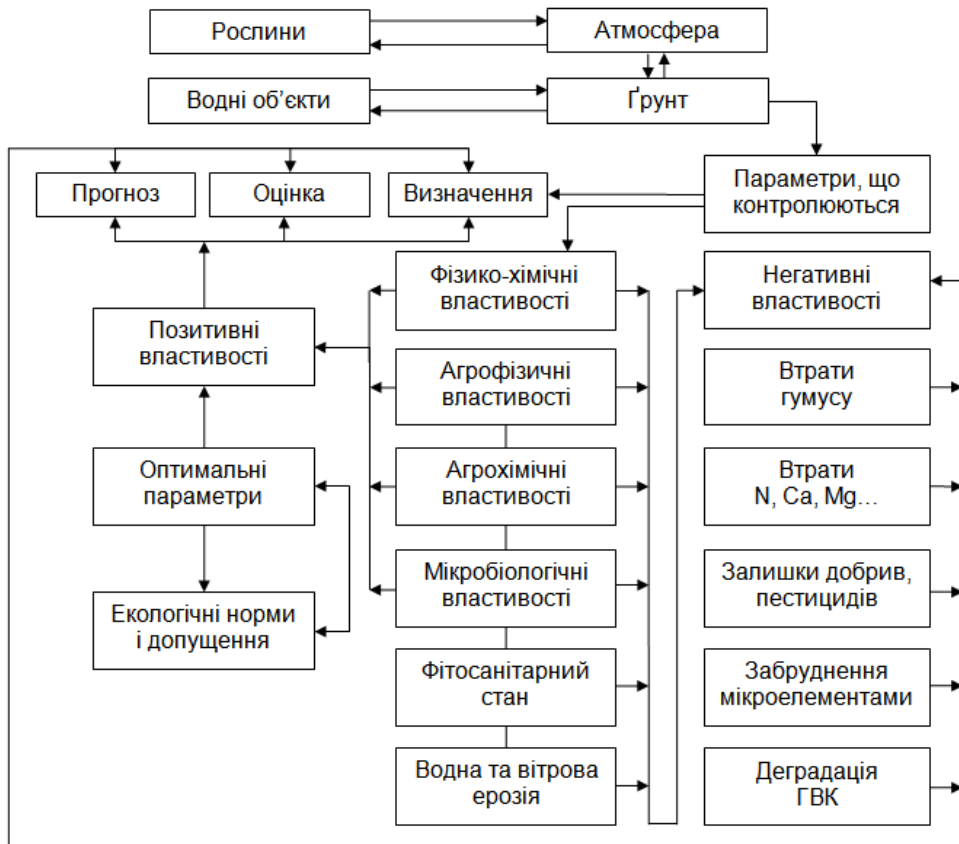


Рис. 2.4. Схема ґрунтово-агрохімічного моніторингу

В.В. Медведєвим було розроблено концепцію ґрунтового моніторингу в Україні. Елементи ґрунтового моніторингу в Україні були й раніше. Так, інститутом «Укрземпроект» у 1956-1961 рр. було проведено 1-й етап широкомасштабного ґрунтового обстеження. У 1975-1990 рр. проведено 2-етап (було обстежено 80 % сільськогосподарських угідь країни).

Порівняння результатів цих двох етапів дало змогу виявити наступні небажані тенденції в зміні ґрунтового покриву:

- посилюється вплив ерозійних процесів на ґрунтовий покрив; так за 20-23-річний період між експедиціями площі еродованих орних ґрунтів зросли на 25 %;

- тривають процеси дегуміфікації ґрунтів, вміст гумусу в ґрунті в середньому по Україні зменшився на 0,3 %;

- через систематичні втрати гумусу, постійний вплив на ґрунт ходових систем машин і ґрунтообробних знарядь відбулося ущільнення ґрунтів;

- внесення високих доз мінеральних добрив призвело до декальцинації ґрунтів, яка виявилась у появі та збільшенні гідролітичної кислотності на чорноземах типових і звичайних;

- будівництво водосховищ на Дніпрі призвело до затоплення великих площ заплавлених земель, а також до підйому підґрунтових вод і підтоплення територій, віддалених від водосховищ.

До 2000 р. елементами ґрунтового моніторингу займалася також «Сільгоспхімія». Було проведено чотири етапи агрохімічних обстежень, які дали змогу виявити тенденції в зміні гумусного стану ґрунтів, реакції ґрунтового середовища, забезпеченості ґрунтів доступними фосфатами та обмінним калієм в окремих господарствах, районах, областях і в цілому по Україні.

Зараз в Україні формується служба ґрунтового моніторингу. До її завдань входить періодичний контроль динаміки основних ґрунтоутворюючих процесів - фізичних, хімічних, біологічних та інших як у природних умовах, так і при антропогенному навантаженні. Об'єктами моніторингу виступають основні типи, підтипи, роди і різновиди ґрунтів, які підбираються в рамках ґрунтової провінції і максимально відображають різноманітність ґрунтового покриву, усі види й рівні антропогенного навантаження.

Постійними пунктами контролю будуть природні об'єкти (ліси, заповідники), еталонні об'єкти високого рівня сільськогосподарського використання ґрунтів (держсортодільниці, поля господарств, де впроваджена ґрунтозахисна контурно-меліоративна система землеробства), звичайні господарства.

Перелік польових і лабораторних аналітичних робіт, що виконуються при проведенні ґрунтового моніторингу, залежить від мінімальної достатньої кількості показників, якими можна охарактеризувати згадані процеси. Кількість контрольованих показників наближається до 115, один тур повного моніторингу ґрунтів вкладається в 5-річний термін. Для гостродинамічних показників, що характеризують кризові екологічні ситуації (ерозія, забруднення, якість продукції), передбачаються спеціальні види оперативної звітності, спостереження ведуться наземними (стандартними методами і приладами) та дистанційними засобами (дистанційне зондування).

Служба ґрунтового моніторингу формується переважно на базі існуючих організацій. Для методичного керівництва, автоматизованої обробки даних і видання інформації споживачам створено головний центр в Національному науковому центрі «Інститут ґрунтознавства і агрохімії імені О.М. Соколовського» Національної академії аграрних наук України (м. Харків). Крім того, залучається низка установ з інших відомств.

Контрольні питання

1. Що таке ґрунт?
2. Які форми твердої речовини виділяють у ґрунті?
3. Що таке ґрунтоутворюючий колоїдний комплекс?
4. Що таке вбирна здатність ґрунту?
5. Які є види вбирної здатності ґрунту?
6. Охарактеризувати ґрунтовий розчин.
7. Охарактеризувати в процентному відношенні основні фази ґрунту: тверду, ґрунтове повітря, ґрунтовий розчин.
8. Що таке кислотність ґрунту?
9. Роль азоту, фосфору і калію в ґрунті?

Розділ 3

ХІМІЧНИЙ СКЛАД РОСЛИН

Рослинні організми складаються з води і сухої речовини, яка містить органічні і мінеральні сполуки. Більшість сільськогосподарських рослин складається на 85-96 % із води і на 4-15 % – із сухої речовини. Суха речовина в середньому на 95 % складається з чотирьох так званих *органогенних елементів*: вуглецю, кисню, водню та азоту (відповідно 45; 42; 6,5 і 1,5 %). Інші елементи залишаються після спалювання рослин у золі і тому називаються *зольними*. Вони становлять близько 5 % маси сухої речовини, а кількість їх може досягати кількох десятків.

3.1. Загальні відомості

Хімічний склад рослин формується під дією комплексу факторів, які є складовими довілля (рис. 3.1).

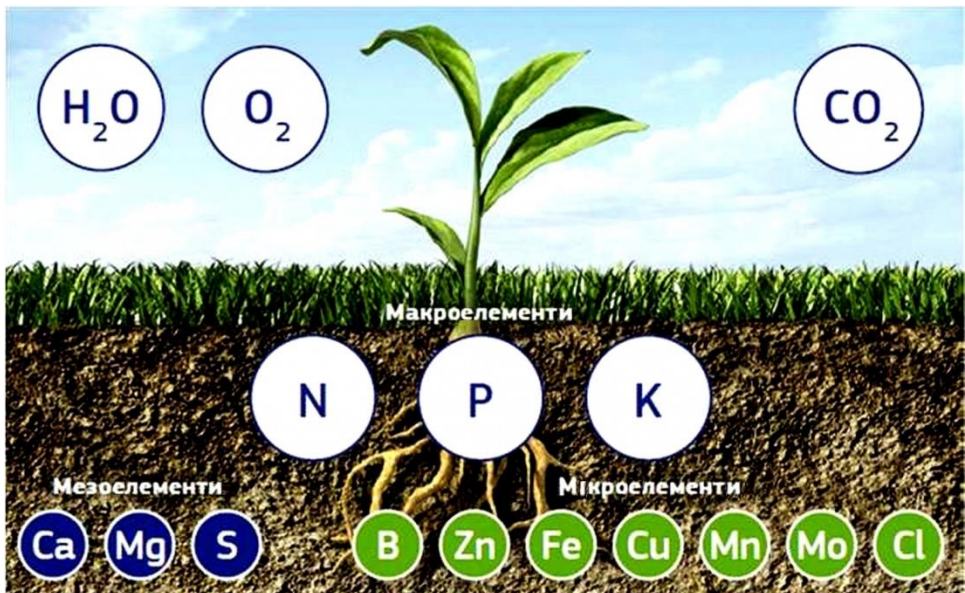


Рис. 3.1. Умови формування хімічного складу рослин

Хімічні елементи, які необхідні рослинам у процесі життєдіяльності, умовно поділяються на макро- і мікроелементи. Макроелементи використовуються рослинами у великих кількостях порівняно з

мікроелементами. Встановлено, що, крім чотирьох органогенних елементів, для нормального росту вищих рослин необхідні такі зольні елементи: P, K, Ca, Mg, S, Cl, Na, Fe, B, Mn, Cu, No, Zn, Co, V. Вміст елементів у рослинах різний. Наприклад, у цукрових буряках більше калію, а в зерні пшениці і кукурудзи – фосфору.

До складу рослин можуть входити майже всі хімічні елементи, що є у ґрунті. З відомих елементів у рослинах знайдено 78. Вважається що для нормального розвитку і росту рослин необхідні 18 елементів: C, O, H, N, P, K, Ca, Mg, Fe, Zn, Cu, B, Mo, S, Na, Mn, Fe, Cl.

Вміст хімічних елементів у рослинах залежить від ґрунтово-кліматичних умов, системи удобрення та біологічних особливостей культури. Найбільше хімічних елементів міститься у молодих рослинах. Середнє співвідношення сполук N: P₂O₅: K₂O в урожаєх різних культур становить 3: 1: 5.

За допомогою хімічного аналізу на вміст елементів в основній і побічній продукції визначається їхня потреба для рослин. Потім обчислюється загальна кількість елементів живлення для всього урожаю в кг/га; визначається їхній винос з ґрунту. Ці дані враховуються при визначенні доз внесення добрив під ту чи іншу культуру.

Елементи живлення нагромаджуються у рослинах протягом вегетаційного періоду нерівномірно, що залежить від біологічних особливостей культури, сорту тощо. Враховуючи роль елементів живлення для рослин, вирізняють два періоди: критичний і максимального їхнього надходження .

Під *критичним періодом* розуміють такий, коли різка нестача, порушення співвідношення або надлишок елементів живлення призводять до негативних явищ в усіх наступних фазах росту і розвитку рослин.

Період максимального надходження – це період найбільшого засвоєння елементів живлення.

Критичний період виявляється в молодому віці рослин: від періоду максимального використання елементів живлення для фаз цвітіння до початку утворення репродуктивних органів.

Хімічні сполуки, що входять до складу живого організму рослини, умовно можна поділити на чотири групи:

- вода;
- органічні речовини;
- органомінеральні сполуки;
- мінеральні солі.

Значення елементів мінерального живлення насамперед у тому, що вони входять до складу важливих органічних сполук, відіграють велику роль у підтриманні певної кислотності середовища, входять до складу буферних систем, зумовлюють осмотичні властивості клітини, беруть участь у каталітичних реакціях, містяться у ферментах.

У багатьох випадках один і той самий елемент може виконувати різні функції.

3.2. Макроелементи

Азот. У сухій речовині рослин міститься 1-3 % азоту. У разі нестачі його рослини втрачають зелене забарвлення, недостатньо розвиваються і не дають врожаю. У білках міститься 16-18 % азоту. Він входить також до складу нуклеїнових кислот, хлорофілу, алкалоїдів, фосфатидів, вітамінів, ферментів. Для рослин джерелом азоту є солі азотної і азотистої кислот, амонійні солі (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+), деякі органічні сполуки азоту. З мінеральних сполук азоту рослини найбільше використовують нітрати та амонійні солі (NO_3^- , NH_4^+), а з органічних – найпростіші амінокислоти та легкорозчинні аміді. Солі азотистої кислоти (нітрити – NO_2^-) істотно значення для живлення рослин не мають, оскільки їх вміст у ґрунті дуже малий. Азот нітратів за рахунок окиснення вуглеводів відновлюється в рослинах до аміаку NH_3 . Накопичення аміаку було б дуже шкідливим для рослин. Проте цього не відбувається, оскільки аміак бере участь в утворенні з органічних кислот амінокислот, з яких синтезуються білки, які містять понад 20 найважливіших амінокислот.

Поряд з синтезом білків у рослинах відбувається їхнє розкладання. У молодих рослинах синтез переважає над розкладанням, а в старих, навпаки, розкладання переважає над синтезом. Під час розкладання білків аміак не накопичується, тому що він знову зв'язується в аспарагін і глутамін.

Бобові рослини за допомогою бульбочкових бактерій засвоюють азот безпосередньо з повітря, взаємовідносини рослин з цими бактеріями називають симбіотичними, тобто корисними для обох організмів. Бактерії одержують від рослин вуглеводи, а рослини – азотні сполуки з бульбочкових. Найкращі умови для життєдіяльності бульбочкових бактерій створюються при $\text{pH} = 6-7$. Ось чому велике значення має вапнування кислих і гіпсування солонцюватих ґрунтів.

Фосфор. Найбільше фосфору надходить у рослини у вигляді солей ортофосфорної кислоти H_3PO_4 . У такій формі фосфору найбільше і в ґрунті, і в добривах. Крім того, використовуються мета- і пірофосфати, гліцерофосфати, гексофосфати і фітин. Обмін фосфоровмісних сполук починається під час проростання насіння, коли внаслідок росту з органічних сполук утворюються мінеральні фосфати, насамперед фосфати кальцію $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$, потім і магнієві солі ортофосфорної кислоти $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$.

Фосфор має велике значення тому, що завжди бере участь у вуглеводному обміні речовин. Мінеральні та органічні фосфати є складовою частиною рослинної клітини, тому вони завжди накопичуються в рослинах. Достатнє фосфатне живлення прискорює утворення репродуктивних органів, наприклад зерна у пшениці та інших

злаків. При фосфорному голодуванні рослин гальмується ріст стебел, листків і зовсім не утворюється насіння.

Калій. Калійне живлення забезпечує нормальну життєдіяльність рослинного організму. Найбільший вміст калію в молодих органах, клітини яких багаті на цитоплазму. Зола молодих рослин містить 5 % калію. Вона насиченіша калієм, а зола старих частин – кальцієм. Велике значення калію підтверджується також тим, що рослини завжди накопичують його в 50 разів більше, ніж натрію. З усіх катіонів потреба рослин у калії найбільша. Тому внесенням калійних добрив можна регулювати як обсяг, так і якість урожаю.

Калій впливає на фізичний стан колоїдів цитоплазми і клітинних стінок. Він збільшує оводненість колоїдів цитоплазми і клітинних стінок, що має велике значення для процесів обміну речовин у клітинах. Підсилене калійне живлення поліпшує морозостійкість рослин, що пояснюється збільшенням вмісту вуглеводів у клітинах і підвищенням осмотичного тиску. За таких умов вода насичена вуглеводами, має нижчу температуру замерзання, у клітинах не утворюється лід, який розриває цитоплазму, і рослини не гинуть.

При внесенні калію в ґрунт підвищується інтенсивність фотосинтезу і зменшуються втрати вуглеводів у процесі дихання рослин. Калій позитивно впливає на обмін азотистих речовин у рослинах. Він прискорює надходження азоту і синтез білка, сприяє накопиченню крохмалю.

Велика нестача калію негативно впливає на всі зазначені процеси. Зовні це виявляється через швидке відмирання старих листків, рослини легко уражаються грибковими захворюваннями.

Сірка. Надходить в рослини у вигляді іонів SO_4^{2-} , тому джерелом її є сульфати кальцію, магнію, калію тощо. Іони SO_4^{2-} в органах рослин зазнають різних перетворень, внаслідок чого сірка входить до складу білків, гірчичної та часникової олії, ферментів, вітамінів тощо.

Незначна кількість сірки перебуває в рослинах у вигляді сполук сірчаної кислоти. Якщо вносити в ґрунт дуже багато сульфатів, то мінеральні сполуки сірки можуть досягати 50 % її загальної кількості.

Значна роль сірки була підтверджена відкриттям хемосинтезу за допомогою сіркобактерій, які окиснюють сірководень (H_2S) до сірки і далі до сірчаної кислоти, а також доведенням фотосинтетичної ролі пурпурних сіркобактерій, внаслідок діяльності яких виділяється елементарна сірка.

Якщо відчувається нестача сірки, рослини перестають рости і розвиватися, листки набувають світло-жовтого і навіть білого забарвлення. Більше сірки міститься в насінні і листках, менше – в стеблах і коренях. Проте завжди сірки більше в тих органах, в яких накопичуються білки. Це свідчить про те, що концентрація її найбільша у білках. При проростанні насіння сірка з відновлених форм переходить у

сульфат, який далі використовується для утворення білків у молодих рослинах. Найбільше сірки міститься в капусті (0,82 %), помідорах і ріпаку (0,42 %) та в люцерні (0,36 %) у перерахунку на суху речовину.

Кальцій. Якщо нестача азоту, фосфору і калію найчастіше відбивається на розвитку надземної частини рослин, то нестача кальцію позначається передусім на кореневій системі. Корені втрачають пружність, ослизняють і загнивають. Кальцій не тільки сприяє мобілізації руху вуглеводів, а й прискорює розклад запасних білків. Цей елемент має важливе значення і для надземної частини рослин. У разі нестачі його на листках спостерігається хлороз, тобто з'являються світло-жовті плями, рослини перестають нормально рости і розвиватися.

Потреба рослин у сполуках кальцію залежить від біологічних особливостей рослин. Наприклад, озима пшениця потребує його менше, ніж цукрові буряки, а цукрові буряки менше, ніж капуста, яка в разі нестачі кальцію хворіє на килу. Крім того, потреби рослин у сполуках кальцію залежать також від реакції середовища. При слабкокислій реакції потреба у кальції збільшується, оскільки іони кальцію завжди виявляють позитивний антагонізм щодо інших катіонів. Так, іони кальцію завжди усувають шкідливу дію іонів магнію і натрію на рослини (тобто фізіологічно зрівноважують розчин), а також іонів калію, амонію, заліза й алюмінію.

Більшість ґрунтів містить достатню кількість кальцію. Кислі ґрунти забезпечені кальцієм менше, що й зумовлює потребу у їх вапнуванні. При цьому не тільки знижується кислотність ґрунту, але й збільшується вміст кальцію в ньому.

Магній. Частковий хлороз листків із світло-зеленими плямами свідчить про нестачу магнію у рослинах. У цьому разі відбувається руйнування хлорофілу, листки засихають і швидко відмирають. Магній бере найактивнішу участь у фотосинтезі та у переміщенні фосфорної кислоти, активізує ферменти у фосфорному обміні, прискорює утворення вуглеводів тощо. На супіщаних і особливо піщаних ґрунтах рослини часто відчують нестачу магнію. Тому при внесенні його як добрива у вигляді бормагнієвих відходів, калімагnezії чи мінералу серпентину поліпшується розвиток цих рослин.

Залізо. При нестачі заліза листки рослин стають світло-жовтими або навіть білими, що свідчать про захворювання їх на хлороз. У разі відсутності заліза у зелених листках не утворюється хлорофіл, хоч воно і не входить до його складу. Залізо бере участь в окисно-відновних процесах, а також входить до складу ферментів, що потрібні для утворення хлорофілу.

Залізо як і магній, необхідне безхлорофільним організмам. Джерелом заліза для рослин є сполуки Fe^{2+} та Fe^{3+} . Сполуки Fe нестійкі, легші окиснюються і лише при надмірній кількості вони шкідливі для рослин.

Залізо легко переходить у важкорозчинні гідрати і фосфати, тому рослини засвоюють його в дуже малих концентраціях.

Алюміній – один з головних компонентів земної кори, посідає третє місце за поширенням. До складу природних сполук алюміній входить у вигляді іона Al^{3+} . Основні мінерали – боксит, алуніт, нефелін, маолініт та інші алюмосилікати. У ґрунтах алюмінію міститься близько 150-660 мг/кг. При вивітрюванні мінералів утворюються гідроксидні сполуки алюмінію різного складу – від $Al(OH)^{2+}$ до $Al(OH)$. Ці часточки згодом стають структурними компонентами глинистих мінералів. Розчинність гідроксидів алюмінію низька, особливо в інтервалі рН 5-8, причому розчинність знижується при утворенні твердих фаз.

У кислих ґрунтах з рН 5,5 рухливість Al різко зростає і при іонному обміні він активно конкурує з іншими катіонами. У нейтральних ґрунтових розчинах вміст алюмінію досягає 400 мкг/дм³, у кислих (рН = 4,4) – 5200 мкг/дм³. Рухомий Al в кислих ґрунтах швидко поглинається рослинами, що може викликати у них хімічний стрес.

У повітрі індустриальних міст вміст алюміній досягає 10 мкг/м³, у сільській місцевості – 0,5 мкг/м³. Вміст алюмінію у водоймах коливається від 2 до 120 мкг/дм³.

Алюміній входить до складу рослин, причому концентрації його коливаються в широких межах – від 14 мкг/кг у коренеплодах моркви до 60-14500 мкг/кг у різних видах трав.

Фізіологічна функція алюмінію в рослинах досі ще не з'ясована остаточно. Є дані, що низький вміст його в ґрунтах сприяє розвитку і росту рослин. Токсична дія алюмінію часто виявляється у рослин, що ростуть на кислих ґрунтах. Встановлено, що алюміній на кислих ґрунтах є одним із важливих факторів, що знижує врожайність більшості культур. Для багатьох рослин початкові симптоми токсичної дії алюмінію виявляються в кореневій системі. Механізм фізіологічної дії алюмінію досі є дискусійним питанням і зводиться в основному до його ролі у гальмуванні переносу поживних речовин і порушення співвідношення між катіонами і аніонами. Надлишок алюмінію в рослинах, на думку деяких вчених, негативно впливає на поділ клітин, змінює властивості цитоплазми і клітинних стінок, осаджує: нуклеїнові кислоти.

Токсична дія алюмінію часто пов'язана з надлишком Cu, Zn та інших металів, доступних рослинам на кислих ґрунтах. У деяких рослин виникає хлороз, викликаний порушенням метаболізму. Взаємодія Al – P пов'язана з утворенням у ґрунтах малорозчинних фосфатів алюмінію ($AlPO_4$) і з негативним впливом алюмінію на метаболізм фосфору. Тому отруєння рослин алюмінієм виявляється при нестачі фосфору, надлишок фосфору – один з ефективних способів зниження токсичної дії алюмінію.

При надлишку алюмінію рослини потерпають на дефіцит Ca, сповільнюється його перенесення, різко знижується і вміст Mg. Рослини,

які дуже чутливі до Mg, є хорошим індикатором на забруднення ґрунту алюмінієм. Внесення Ca та Mg в ґрунт значно знижує токсичну дію Al.

У стічних водах, що використовуються для поливу, вміст сполук алюмінію лімітується. Гранична концентрація алюмінію у стічних водах становить 5 мг/дм³.

Основними антропогенними джерелами забруднення алюмінієм є гірничо-рудні розробки, тверді викиди і стічні води, виготовлення алюмінієвих деталей, конструкцій, посуду. Алюміній використовується при виробництві близько 4000 найменувань різних деталей. Найбільша кількість алюмінію міститься у стічних водах гірничо-рудного, хімічного, лакофарбового, паперового виробництв.

3.3. Мікроелементи

Нормальний ріст і розвиток рослин вимагає наявності в ґрунті елементів, що містяться в рослинах у незначних кількостях (від 0,01 до 0,001 %), але мають велике значення. Це *бор, марганець, молібден, цинк, мідь, кобальт, йод, ванадій, нікель* тощо.

Мідь. Іони міді беруть участь в окисно-відновних реакціях і відіграють важливу роль у процесах фотосинтезу і диханні рослин. Кореневі тканини рослин здатні утримувати мідь від перенесення в поверхневі частини рослини як при надлишку, так і при її нестачі. Мідь належить до малорухомих у рослині елементів. У молодих органах рослин, як правило, спостерігається дефіцит міді.

Виявлено тенденцію до накопичення міді в репродуктивних органах рослин.

Основні біохімічні функції міді такі: у рослинах вона перебуває в основному у вигляді комплексних і хелатних сполук з низькомолекулярними органічними речовинами і протеїнами; відіграє значну роль у таких фізіологічних процесах, як фотосинтез, дихання, перерозподіл азоту, метаболізм протеїнів і клітинних стінок; контролює баланс води в рослинах, утворення ДНК і РНК. Її нестача помітно гальмує процеси репродукції рослин; впливає на стійкість рослин до захворювань.

У цілому ж оцінити потребу рослин у міді та її доступність для рослин важко, оскільки здебільшого нестача міді виявляється побічно. Кількість міді у ґрунті, яку можна розглядати як недостатню, для різних рослин дуже відрізняється.

Внесення міді в ґрунт має тривалий ефект, а неодноразове внесення добрив може призвести до накопичення її в концентраціях, токсичних для рослин. Для оптимальної дії міді на розвиток рослин необхідний не тільки певний рівень її вмісту в ґрунті і в клітинах рослин, але й співвідношення з іншими елементами. Елементи, які мають таку саму спорідненість до протеїнів, як і мідь, можуть виявляти антагоністичну дію (залізо, молібден азот, кальцій).

Хоча мідь є елементом, що відіграє важливу роль у метаболізмі рослин, її слід розглядати як дуже токсичний елемент.

Вміст міді у ґрунті 6-15 мг/кг вважається недостатнім, 15-60 – нормальним, понад 60 мг/кг – надлишковим. Головні симптоми отруєння рослин – поява темно-зеленого листя, товсте коротке коріння, пригнічення утворення пагонів. Треба враховувати, що ще до того, як симптоми отруєння і зниження врожайності сільськогосподарських культур стануть очевидними, продукти харчування, вироблені з продукції з підвищеним вмістом міді, будуть небезпечними для людей.

Основні джерела забруднення міддю – це підприємства кольорової металургії, транспорт, мідьвмісні добрива, пестициди, продукти зварювання і гальванізації, різні види палива тощо. Стічні води деяких металургійних і хімічних комбінатів містять до 400-500 мкг/дм³ міді.

Критичний рівень, при якому надходження важких металів у навколишнє середовище не змінює функціональних властивостей ландшафту, становить для міді 3-30 кг/км² на рік.

Цинк – елемент, який знаходиться в розсіяному стані в земній корі. Відомі 64 мінерали, до складу яких входить цинк. Серед них найважливіші цинкова обманка (ZnS), цинкіт (ZnO), смітсоніт (ZnCO₃) тощо.

При розчиненні мінералів цинк у процесі вивітрювання утворює рухомий іон Zn²⁺. Особливо інтенсивно цей процес відбувається у підкислених або в кислих середовищах. Цинк легко адсорбується як мінеральними, так і органічними компонентами ґрунту, тому в більшості типів ґрунтів спостерігається його акумуляція в поверхневих шарах.

Згідно з балансом цинку в поверхневих шарах різних екосистем, атмосферне надходження цього металу перевищує його винос за рахунок утворення біомаси і вимивання.

Серед головних факторів, що контролюють рухливість цинку в ґрунтах, треба відзначити адсорбцію, утворення органічних хелатів і комплексів співсаджень, мікробіологічну фіксацію. Адсорбція іонів цинку, особливо на глинистих ґрунтах залежить від рН середовища. При рН = 4-5 адсорбція цинку послаблюється за рахунок концентрації інших іонів, що призводять до легкої мобілізації і вимивання Zn з кислих ґрунтів. При зростанні рН до 6-8, коли в ґрунтового розчині підвищується концентрація органічних речовин і, відповідно, органічних комплексів цинку, розчинність цинку дещо зменшується.

У ґрунтах селективність адсорбції чітко виражена. Найбільшу селективність мають мінерали, що містять оксид заліза, галуазит, алофан, виголіт, найменшу – контморилоніт. Основні фактори, що регулюють розчинність цинку в ґрунтах – це наявність глинистих мінералів (вони здатні сильно утримувати Zn), оксидів заліза, а також величини рН.

Органічні компоненти ґрунтів зв'язують цинк у стійкі форми, тому цинк накопичується в органічних шарах ґрунтів і на торфовищах.

Цинк належить до найбільш розчинних мікроелементів. Вміст його в ґрунті коливається від 4 до 270 мкг/кг залежно від типу ґрунту. У дуже кислих ґрунтах ($\text{pH} > 7$) вміст цинку в ґрунтовому розчині досягає 7137 мкг/кг. Найбільш доступний є цинк, сполучений з оксидами заліза $[(\text{FeO}(\text{II}), \text{Fe}_2\text{O}_3(\text{III}), \text{Fe}_3\text{O}_4(\text{II}, \text{III}))]$ і марганцю.

Розчинність і доступність цинку в ґрунтах обернено пропорційно залежать від насиченості їх кальцієм і сполуками фосфору і зменшується у ґрунтах, що добре аеруються, містять багато сполук сірки.

Цинк належить до важливих мікроелементів. Він відіграє значну роль в організмі рослин, активує дію і входить до складу багатьох ферментів. Цинк позитивно впливає на жаростійкість рослин. Нестача цинку призводить до збільшення вмісту вільних амінокислот. Отже, цинк має значення для синтезу білків.

Контрольні питання

1. Якою є пропорція води і сухої речовини в тілі рослини?
2. Що таке зольні елементи?
3. З яких основних органогенних елементів складається суха речовина рослини?
4. Що значить критичний період надходження елементів живлення для рослини?
5. Що значить період максимального надходження елементів живлення для рослини?
6. Охарактеризувати роль макрокомпонентів у складі рослин (азот, фосфор, калій, кальцій, сірка, залізо).
7. Охарактеризувати роль мікрокомпонентів у складі рослин (мідь, цинк).

ХАРАКТЕРИСТИКА ДОБРИВ

Оптимальний ріст рослин залежить від кліматичних факторів (світловий, тепловий, водний, атмосферний режими), забезпеченості поживними речовинами, а також від структури та кислотності ґрунтів, вмісту в них гумусу та інших властивостей. Всі ґрунти мають запас поживних речовин, але більша їх частина знаходиться в малодоступній формі. Тому для оптимізації живлення рослин в ґрунт вносять добрива.

4.1. Класифікація добрив

Добрива – це речовини, призначені для поліпшення живлення рослин і підвищення родючості ґрунту. Їх класифікують за способом виробництва, хімічним складом, фізичним станом, характером дії на ґрунт і рослини, походженням.

За способом виробництва розрізняють *місцеві і промислові добрива*.

За хімічним складом поділяють на *мінеральні, органічні та мікродобрива* (табл. 4.1, 4.2).

Таблиця 4.1. Види мінеральних добрив

Азотні	Фосфорні	Калійні	Комплексні
Аміачна селітра	Суперфосфати	Сильвініт	Амофос
Сульфат амонію	(простий,	Каїніт	Діамофос
Сечовина	гранульований,	Збагачений	Калієва селітра
Аміачна вода	подвійний,	каїніт	Амонізований
Рідкий аміак	потрійний,	Калійні солі	суперфосфат
Натрієва селітра	нейтралізований)	Хлорид натрію	Амонофоска
Калієва селітра	Преципітан	Сульфат калію	Нітрофоска
Хлорид амонію	Фосфорне	Калімаг	Карбоамофоска
Вапнисто-аміачна	борошно	Калімагnezія	Поліфосфати
селітра	Знефторений	Шеніт	амонію
Сульфат-нітрат	фосфат	Калій-	Кристалін
амонію	Фосфатшлаки	електроліт	
Сечовинно-	Суперфос		
формальдегідні			

До мінеральних належать добрива, що містять елементи живлення рослин у вигляді неорганічних сполук, до органічних – ті, що містять елементи живлення у вигляді органічних сполук.

Вид мінерального добрива є характеристикою за поживною речовиною. Розрізняють азотні, фосфорні, калійні, борні, марганцеві, цинкові мідні та інші добрива.

Таблиця 4.2. Види мікродобрив

Борні	Марганцеві	Молібденові	Мідні	Цинкові
Борат магнію Бура Борнодатоли тове борошно Борна кислота	Марганцевий шлак Сульфат марганцю та ін.	Молібдат амонію Відходи лампової промисловості	Піритні недогарки Сульфат міді	Сульфат цинку Полі Мікро- добрива

Поживна речовина – основний елемент живлення, що міститься у добриві: в азотних добривах поживною речовиною є азот (N), у фосфорних – фосфор (P₂O₅), у калійних – калій (K₂O) тощо.

Відношення кількості поживної речовини, внесеної з урожаєм, до загальної кількості поживної речовини, внесеної з добривом, характеризується *коефіцієнтом використання поживної речовини добрива*.

Форма мінерального добрива є його характеристикою за хімічним складом, наприклад: сульфат амонію, аміачна селітра, суперфосфат, фосфатне борошно, хлорид калію, сульфат калію тощо.

Мінеральні добрива, в свою чергу, поділяються на прості (з одним елементом живлення) і комплексні (з кількома елементами живлення). Якщо добриво містить азот, фосфор і калій, його називають повним.

Комплексні добрива поділяють на складні, складно-змішані і змішані. Складні добрива містять два або більше елементів живлення у молекулі хімічної сполуки, з якої складається добриво (наприклад амофос, діамофос), складно-змішані – два або більше елементів живлення у гранулі добрива (наприклад, нітрофос, нітрофоска тощо). Змішані добрива – це механічна суміш простих добрив у певному співвідношенні.

За характером дії на рослини бувають добрива прямої і побічної дії. Добрива прямої дії вносять безпосередньо в ґрунт для забезпечення рослин потрібними елементами живлення. Це азоти фосфорні, калійні і мікродобрива. Добрива побічної дії вносять для поліпшення властивостей ґрунту і мобілізації в них поживних речовин (табл. 4.3). Це – вапняк, гіпс, які поліпшують фізичні властивості ґрунту, його водний і повітряний режим і таким чином впливають на врожайність культур.

Таблиця 4.3. Види добрив побічної дії

Вапняні	Різні
Молотий вапняк Вапно Дефекат Крейда Мергель Лес та ін.	Бактеріальні препарати Нітрагін Азотобактерин Фосфотобактерин Газоторфін

За фізичним станом мінеральні добрива поділяють на тверді і рідкі. Тверді добрива залежно від розміру часток поділяють на порошкоподібні і гранульовані. Гранульовані добрива краще зберігаються, менше злежуються внаслідок слабшої їх гігроскопічності.

За характером дії на ґрунт добрива поділяють на фізіологічно лужні і фізіологічно кислі. Добрива, які підлужують ґрунтовий розчин внаслідок переважного використання рослинами аніонів, називають фізіологічно лужними, які підкислюють ґрунтовий розчин внаслідок переважного використання рослинами катіонів, називають фізіологічно кислими. Усунути надмірну кислотність або лужність добрива можна за допомогою нейтралізуючих добавок (нейтралізація добрива).

Велике значення має вибір способів внесення добрив у ґрунт відповідно до ґрунтово-кліматичних умов і біологічних особливостей рослин. Комплекс послідовних виробничих операцій – це технологія внесення добрива.



Рис. 4.1. Внесення добрив у ґрунт сівалками під час сівби

Розрізняють такі способи внесення добрив: основне – під оранку зябу, а також перед висаджуванням або сівбою культур; передпосівне – під час передпосівного обробітку ґрунту; припосівне – одночасно з сівбою або висаджуванням культур; підживлення – у період вегетації рослин. Якщо добрива вносять у ґрунт один раз на кілька років, то говорять про внесення добрива про запас.

Розрізняють суцільне або розкидне внесення добрив, що забезпечує рівномірний розподіл по поверхні ґрунту, локальне, або місцеве, що забезпечує розміщення добрива в ґрунті осередками різної форми, а також поверхневе і глибоке.

Добрива вносять у ґрунт у повній кількості, що визначається нормами і дозами внесення. Під нормою добрива розуміють загальну кількість добрива, внесеного під сільськогосподарські культури за період їх вирощування. Кількість добрива, внесеного під сільськогосподарські культури за один прийом, називається дозою добрива.

Для визначення результатів впливу добрива на врожай і його якість використовують поняття ефективність добрива. Ефективність добрива, внесеного під попередника на другий і наступні роки, називається післядією добрива.

Таблиця 4.4. Реакція найважливіших хімічних сполук, що містяться у добривах і ґрунті та можливі їхні втрати

Сполука	Реакція	Втрати
Нітрати	Іони NO_3^- не поглинаються. Незначне включення до органічної речовини.	Вимивання у формі NO_3^-
	Денітрифікація	Звітрювання у формі N_2 , NO , N_2O
Аміди	Амоніфікація, а далі аналогічно солям амонію	Аналогічно солям амонію
Ортофосфати	Перетворення на фосфати кальцію, алюмінію, заліза. Проміжні сполуки, що містять K^+ , Mg^{2+} , NH_4^+ .	Фіксація у ґрунті
Поліфосфати	Гідроліз до фосфатів	Фіксація у ґрунті подібно ортофосфатам
Калійні солі	Поглинання K^+ . Фіксація K^+ глинистими мінералами	Вимивання
Кальцієві і магнієві солі, оксиди, гідроксиди	Нейтралізація кислот ґрунту Ca^{2+} і Mg^{2+} , що діють як основи. Осадження у формі карбонатів (за високого рН). Поглинання Ca^{2+} або Mg^{2+}	Вимивання
Аміди	Амоніфікація, а далі аналогічно солям амонію	Аналогічно солям амонію

Показником якості мінерального добрива є вміст у ньому елементів живлення в доступній для засвоєння рослинами формі. Для характеристики азотних фосфорних і калійних добрив визначають

масову частку у них азоту, фосфору і калію в перерахунку на N, P₂O₅, K₂O.

Формули добрив, які використовують в літературі, є умовними. Вони не завжди повністю відображають склад добрива. Наприклад, склад фосфоритного борошна записують як фосфат кальцію Ca₃(PO₄)₂. Насправді ж, формула цього добрива значно складніша. Реакція мінеральних добрив у ґрунті і можливі їхні втрати наведено у табл. 4.4.

4.2. Азотні добрива

Вперше азотне добриво почали видобувати з природних покладів у Чілі близько 1830 р. – чілійську селітру. Але ці поклади швидко вичерпалися. Потім стали виробляти сульфат амонію з газів, що утворювалися при коксуванні вугілля. Але його виробництво не задовольняло зростаючих потреб сільського господарства.

У 1919 р. у Німеччині розробили новий спосіб сполучення атмосферного азоту з воднем. Всі мінеральні азотні добрива зараз виробляють з аміаку та азотної кислоти.

Залежно від форми сполуки, до складу якої входять азот, азотні добрива поділяють на такі групи:

1) аміачні (амонійні) добрива, що містять азот в аміачній (амонійній) формі (NH₃, NH₄⁺), наприклад, сульфат амонію [(NH₄)₂ SO₄], хлорид амонію (NH₄Cl), аміачна вода [(NH₃)H₂O], безводний аміак (NH₃);

2) нітратні добрива (солі азотної кислоти – селітра), що містить азот у нітратній формі NO₃⁻; це натрієва і кальцієва селітра [NaNO₃, Ca(NO₃)₂];

3) аміачно-нітратні добрива, що містять азот в аміачній нітратній формах: до них належить аміачна селітра (NH₄NO₃), вапнисто-аміачна селітра (NH₄NO₃ · CaCO₃), нітрат-сульфат амонію [2NH₄NO₃ · (NH₄)₂SO₄];

4) амідні добрива, що містять азот в амідній формі, - це сечовина (карбамід) – [CO(NH₂)₂], карбамідформ, оксамід (амід щавелевої кислоти) тощо.

Усі азотні добрива, крім карбамідформу, добре розчиняються у воді, а амідні – швидко переходять у ґрунті в розчинну форм.

Ефективність повільнодіючих азотних добрив значною мірою залежить від розміру їх часточок. При зменшенні розміру часточок підвищується швидкість переходу азоту в доступну для рослин форму. Вміст азоту різних видах добрив наведено в табл. 4.5.

При використанні азотних добрив слід враховувати форму азоту в добриві (аміачна, нітратна, амідна, змішана), взаємодію добрива з ґрунтом і біологічні особливості культури. Добра розчинність азотних добрив у воді дозволяє застосовувати їх (за винятком карбамідформу) до сівби, під час сівби і в будь-якій фазі розвитку рослини.

Азот добрив, внесених у ґрунт, розподіляється наступним чином: надходить в рослину (40-50 %); втрачається внаслідок денітрифікації та

інших процесів відновлення (15-25 %); вимивається і втрачається внаслідок ерозії (5-15 %) - табл. 4.6.

Таблиця 4.5. Вміст азоту в різних видах азотних добрив, %

Аміачні	Нітратні	Аміачно-нітратні	Амідні
Сульфат амонію (20,5-21) Хлорид амонію (24-24) Рідкий безводний аміак (82,3) Аміачна вода (20-25), (NH ₃ - 16-21) Аміакати (30-45) Вуглеміакати (18-35) Сульфат амонію-натрію (16)	Натрієва селітра 16 (Na - 26) Кальцієва селітра (15-18)	Аміачна селітра (34,7-35) Вапнисто-аміачна селітра (18-22) Нітрат сульфат амонію (25-27)	Сечовина, карбонат (46) Сечовино-формальдегідне добриво, або карбамідформ (37-40) Сечовинноецетальдегідне добриво (36-38) Кротоніліден-сечовина, КДС (30) Ізобутиліден-сечовина, ІБДС (32) Оксамід (31,8)

Треба враховувати, що азот аміачних добрив поглинається ґрунтом, що запобігає вимиванню його і дає змогу вносити ці добрива до сівби. Недоліком аміачних добрив є значна фізіологічна кислотність. Тому аміачні добрива треба вносити разом з вапном.

Таблиця 4.6. Вміст азоту в різних видах азотних добрив, %

Елемент	Надходить у рослину	Газоподібні втрати	Вимивання, ерозія
Азот	40-50	15-25	5-15

Нітратні форми азотних добрив не поглинаються ґрунтом, тому їх слід вносити завчасно, особливо в районах достатнього зволоження або штучного зрошення. Всі нітратні добрива фізіологічно лужні і при систематичному застосуванні сприяють нейтралізації кислотності ґрунтового розчину. Їх насамперед треба вносити під час сівби і для підживлення сільськогосподарських культур.

Ефективність азотних добрив значно підвищується, якщо удобрювані рослини забезпечені фосфором і калієм. Азотні добрива насамперед

вносять під найцінніші культури: озимі, зернові, цукрові буряки, льон, коноплі, картоплю, кукурудзу, бавовник, тютюн, плодові, овочеві.

Дози азоту для різних культур залежать від способу внесення добрива родючості і вологості ґрунту, попередника. Чим вищий врожай заплановано одержати, чим нижча родючість ґрунту, тим більше вносять азотних добрив. На чорноземах дози їх нижчі, ніж на дерново-підзолистих ґрунтах і сіроземах.

Якщо культура висівається після багаторічних бобових трав, то азотні добрива під неї не вносять або вносять у невеликих кількостях.

В умовах зрошуваного землеробства це основне добриво.

4.3. Фосфорні добрива

Фосфорні добрива виробляються з продуктів переробки природи фосфатів (фосфоритів і апатитів) і частково з відходів металургійної і м'ясної промисловості.

У фосфоритах фосфор міститься у вигляді фосфату кальцію $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$. Крім цієї сполуки, до їх складу входять також оксиди заліза та алюмінію, вапно, пісок, глина та інші домішки. Вміст фосфору в різних фосфоритах неоднаковий і коливається від 10 до 38 %.

Фосфорити з вмістом фосфору понад 30 % переробляють на суперфосфат. Фосфорити з меншим вмістом фосфору використовують безпосередньо для удобрення культур у вигляді фосфоритного борошна. Фосфорити бувають аморфні і кристалічні. Аморфні фосфорити легше розкладаються хімічним способом і за участю мікроорганізмів, тому вони цінніші для безпосереднього використання на добрива.

У горах Каратау (Південний Казахстан) знаходиться найбільше родовище фосфоритів із вмістом P_2O_5 30-36%. В Україні запаси фосфоритів є в Ізюмському, Кролевецькому, Беззиському і Подільському родовищах, але вони не розробляються через низьку якість сировини.

В апатитах фосфор міститься у вигляді $\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2 \cdot \text{CaF}_2 \cdot \text{CaCl}_2$. Найбільше родовище апатитів відкрито в Хібінах на Кольському півострові (Росія). Ці апатити залягають у вигляді апатито-нефелінової породи.

Вміст фосфору (P_2O_5) в апатитах коливається від 7 до 28,5 %. Збагачений апатит, відокремлений від нефеліну, містить 30-40 % P_2O_5 є гарною сировиною для виробництва розчинних фосфорних добрив. Вміст P_2O_5 у різних видах фосфорних добрив наведено у табл. 4.7. За розчинністю і доступністю для рослин фосфорні добрива поділяються на такі групи:

1) добрива, розчинні у воді і легкодоступні для всіх рослин – суперфосфат звичайний $[\text{Ca}(\text{H}_2\text{PO}_4)_2]$, порошкоподібний, гранульований подвійний та потрійний і суперфосфат з добавкою мікроелементів (марганізований, боратовий, цинковий);

2) добрива, не розчинні у воді, але розчинні у слабких кислотах і також доступні для рослин – преципітат (CaHPO_4), мартенівський фосфатшлак ($\text{Ca}_4\text{P}_2\text{O}_9 \cdot \text{CaSiO}$ або $5\text{CaOP}_2\text{O}_5\text{SiO}_2$), знефторений фосфат, плавлений фосфат;

3) добрива, не розчинні у воді і погано розчинні в слабких кислотах; фосфати цих добрив доступні для більшості культур лише після їхньої взаємодії з кислими ґрунтами, внаслідок чого важкорозчинні фосфати добрив переходять у краще розчинні.

Таблиця 4.7. Вміст фосфатів (P_2O_5) у різних видах фосфорних добрив, %

Розчинні у воді	Розчинні у слабких кислотах	Погано розчинні у слабких кислотах
Суперфосфат (14-18) Концентрований, подвійний суперфосфат (38-54) Суперфосфат (36)	Преципітат (25-35) Знефторений фосфат (28-32) Мартенівський фосфатшлак (8-12) Термофосфати (20-25)	Фосфорне борошно (18-22)

4.4. Калійні добрива

Калійні добрива виробляються з природних солей, з яких найпоширенішими є сільвініт, каїніт, лангбейніт, полігаліт. Великі родовища цих солей є на Уралі (Солікамське), у Білорусі (біля м. Солігорська), в Україні (Прикарпатське).

За вмістом поживних речовин калійні добрива поділяють на дві групи:

1) прості калійні добрива, що містять калію (K_2O) до 30% – сільвініт ($\text{KCl} \cdot \text{NaCl}$), каїніт ($\text{KCl}_2\text{MgSO}_4 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), полігаліт ($\text{K}_2\text{SO}_4\text{MgSO}_4 \cdot 2\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), шеніт і лангбейніт ($\text{K}_2\text{SO}_4\text{MgSO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$), калімагнезія і калімаг (K_2SO_4 , MgSO_4). Ці добрива, за винятком калімагу і калімагнезії, добувають простим розмелюванням калійних руд, тому їх називають сирими калійними солями;

2) концентровані калійні добрива, що містять калію (K_2O) понад 30 %, – до цієї групи добрив належать хлорид калію (KCl), 30-40 %-на калійна сіль, калій-електроліт ($\text{KCl} \cdot \text{MgCl}_2$), сульфат калію (K_2SO_4), поташ (K_2CO_3), попіл.

Вміст K_2O в різних видах калійних добрив наведено в табл. 4.8.

Калійні добрива найбільш ефективні, якщо вносити їх під сільськогосподарські культури на бідних калієм дерново-підзолистих ґрунтах легкого механічного складу та торфових ґрунтах. На чорноземах калійні добрива використовують переважно під культури, які засвоюють багато калію (цукрові буряки, плодови). На сіроземах калійні добрива

використовують тільки на зрошуваних ділянках. На солонцюватих солонцях і солончакуватих ґрунтах калійні добрива вносити недоцільно.

Таблиця 4.8. Вміст K_2O в різних видах калійних добрив, %

Прості	Концентровані
Сильвініт (12-18)	Хлорид калію (52,4-60)
Каїніт (10-12)	Калійна сіль (30-40)
Полігаліт (12-14,5)	Калій-електроліт (32)
Шоніт і лайбгейніт (20-23,3)	Сульфат калію (45-50)
Калімагнезія, або сульфат калію-магнію (24-27)	Поташ (55-60)
(MgO – 11-18)	Попіл (10-38)
Калімаг (18,4-19)	

Ефективність різних форм калійних добрив залежить від супутних елементів таких, як натрій, магній, сірка, хлор тощо.

Калійні добрива значно підвищують врожайність сільськогосподарських культур, якщо використовувати їх разом з азотними та фосфорними або лише з фосфорними й органічними добривами. Окремо калійні добрива можна застосовувати тільки на осушених торфовищах, торфово-болотних ґрунтах і заплавах, які забезпечені іншими елементами живлення. На дерново-підзолистих ґрунтах значно підвищується ефективність калійних добрив, якщо проводити й вапнування.

Середні дози калійних добрив для більшості сільськогосподарських культур становлять 45-60 кг K_2O /га. А для цукрових буряків, картоплі, тютюну, плодкових і овочевих дози калійних добрив треба збільшувати до 80-120 кг K_2O /га. Вносять калійні добрива під оранку, під час сівби та при підживленні.

4.5. Комплексні мінеральні добрива

Добрива, до складу яких входить декілька елементів живлення рослин, називаються комплексними (табл. 4.9).

Забезпечення рослин збалансованим живленням, не тільки основними елементами, а саме азотом, фосфором та калієм, але і сіркою, магнієм, кальцієм та мікроелементами, дасть можливість отримати високий урожай. Комплексні мінеральні добрива поділяються на: складні – отримують при хімічній взаємодії вихідних компонентів (амофос, діамфос, калійна селітра); складно-змішані – виробляються з простих або складних добрив, але з додаванням в процесі виготовлення фосфорної або сірчаної кислот з подальшою нейтралізацією (нітрофоска, нітроамофос); змішані або тукосуміші – продукт механічного змішування готових простих і складних добрив

Таблиця 4.9. Вміст поживних елементів у комплексних добривах, % та співвідношення NPK

Вид добрива	Вміст поживних елементів, %
Амофос	N - 10-12, P ₂ O ₅ - 46-50
Діамофос	N-20-21, P ₂ O ₅ -51-53
Калієва селітра	N-13, K ₂ O-46
Нітрофоска	співвідношення NPK = 12:12:12 13:10:13
Нітрофос	N-14-20, P ₂ O ₅ -24-60
Діамонітрофоска	N-17-18, P ₂ O ₅ -17-18, K-17-18
Нітроамофос	N-24, P ₂ O ₅ -24
Нітроамофоска	співвідношення NPK = 17:17:17
Суперамофоска	P ₂ O ₅ -11-18, K ₂ O-12-21
Карбоамофос	NP = 1:2.5; 1:1; 1.5:1; 2:1.1
Карбоамофоска	співвідношення NPK = 1:1:1; 1.5:1:1; 2:1:1; 1:1.5:1
Метафосфат калію	P ₂ O ₅ -80, K ₂ O-33
Метафосфат амонію	N-17, P ₂ O ₅ -80
Поліфосфати амонію	N-16-18, P ₂ O ₅ -58-61
Поліфосфат калію	P ₂ O ₅ -51, K ₂ O-32
Поліфосфати сечивини	N-31-35, P ₂ O ₅ -24-31

Практика показала, що найбільш економічно вигідно використовувати не прості добрива, а складні і складно-змішані. Це дає велику економію щодо транспортних витрат, зберігання і внесення у ґрунт.

4.6. Мікродобрива

Мікродобрива використовуються в основному для передпосівного обробітку і позакореневого живлення.

Борні добрива. Використовують такі борні добрива: хімічно чисті сполуки – бору (Na₂B₄O₇ · 10H₂O), борну кислоту H₃BO₃, сирі боратові руди – борацити, борнодатолітове борошно, відходи хімічної промисловості – осаджений борат магнію та боратові шлаки.

Найбільшого практичного застосування набули борнодатолітове борошно та осаджений борат магнію (B – 1,3-1,5%; Mg – 18-20%). Вносять в ґрунт до сівби, рівномірно розподіляючи їх на поверхні, щоб не утворилися ділянки з підвищеною концентрацією бору, шкідливі для рослин.

Марганцеві добрива. Застосовують у вигляді відходів металургійної промисловості, зокрема, марганцевих шлаків (Mn – 12-22%).

Мідні добрива. Для удобрення використовують піритні (колчеданові) недогарки (0,3-1%), мідний купорос CuSO₄ (25%), шлаки (0,2-0,5%) і мідні руди з низьким вмістом міді (0,5%).

Мідні добрива характеризуються високою післядією, тому її рекомендують вносити один раз у ґрунт на 5-8 років, тобто раз чи два за ротацією сівозміни, одночасно з фосфорними і калійними. Навесні мідні добрива треба вносити не пізніше, ніж за 15 днів до сівби.

Цинкові добрива. Ці добрива застосовують у вигляді сульфату цинку $ZnSO_4$. У посушливих районах цинкові міндобрива ефективніші, ніж інші міндобрива. Це пов'язано з властивістю цинку сприяти накопиченню органічних кислот, які підвищують стійкість рослин проти суховіїв.

4.7. Органічні добрива

До органічних добрив належать гній, торф, сеча, гноївка фекалії, різні компости, пташиний послід, зелене добриво, мул, сажа, органічні відходи сільськогосподарського виробництва, промисловості, житлово-комунального господарства. В органічних добривах містяться макро- і мікроелементи, різні корисні для рослин фізіологічно активні речовини, мікроорганізми, антибіотики тощо. Органічні добрива сприяють кращому перебігу біологічних процесів і поліпшують фізико-хімічні властивості ґрунту.

Органічні добрива мають порівняно невисокий вміст основних елементів живлення і значну кількість вологи, тому їх не перевозять на великі відстані, а використовують на місці. Їх називають місцевими добривами. Вони є значним резервом підвищення родючості ґрунту, а отже, й урожайності сільськогосподарських культур.

Так за останні 20 років втрати гумусу в ґрунтах України становили близько 10 % загального його вмісту. Для досягнення бездефіцитного балансу на Поліссі треба щорічно вносити на 1 га орних земель залежно від типу ґрунтів від 13-14 до 17-18 т органічних добрив; у лісостепу – 11-12; у степу – 5-8 т.

Гній. Гній називають повним добривом, оскільки до його складу входять усі основні елементи живлення рослин: азот, фосфор, калій, магній тощо. Гній складається з підстилки та твердих і рідких виділень тварин. Склад виділень залежить від якості й кількості кормів, виду і віку тварин. Виділення продуктивної молочної худоби бідніші на азот і зольні елементи, тому що частина їх вилучається з молоком. Тверді виділення коней, овець, свиней містять більше поживних речовин, сухої речовини і тому швидше розкладаються, ніж виділення великої рогатої худоби.

Азот твердих виділень вивільнюється в процесі поступової мінералізації і тому повільно засвоюється рослинами. Азот і калій сечі добре засвоюється рослинами.

Азот гною залежить від способу його зберігання. Так, при гарячому способі зберігання (аеробні умови) гній з солом'яною підстилкою містить органічних речовин 38,6 %, азоту 28 % і аміаку 34,4 %, а при холодному способі зберігання (анаеробні умови) – відповідно 14,2; 12,5; 18 %.

Сеча худоби містить у собі поживні елементи. Зокрема, сеча великої рогатої худоби: 0,6 % – N; 0,01 % – P₂O₅; 0,5 % – K₂O; коней: 1,5 % – N; 0,01 % – P₂O₅; 1,6 % – K₂O; свиней: 0,5 % – N; 0,07 % – P₂O₅; 0,9 % – K₂O.

Гноївка, що виділяється при зберіганні гною містить: 0,25 % – N; 0,01 % – P₂O₅; 0,46 % – K₂O.

Поживні речовини в сечі і гноївці перебувають у легкодоступних для рослин формах.

Пташиний послід є швидкодіючим і високоефективним добривом. Найбільше поживних речовин у посліді курей: 1,6 % – N; 1,5 % – P₂O₅; 0,8 % – K₂O; 2,4 % – CaO; 0,7 % – MgO. У качиному та гусячому посліді NPK у два-три рази менше.

Торф. Це цінне добриво, що містить усі потрібні для живлення рослин речовини. Торфи неоднакові і розрізняються за ботанічним складом, ступенем мінералізації та зольністю.

Азоту в торфах багато (1,9-2,2 %), але здебільшого він перебуває у формі органічних сполук, важкодоступній для рослин. Лише під впливом мікробіологічних процесів він переходить у легкодоступні форми.

Фосфору в торфах недостатня кількість (0,17-0,38 %), але трапляються віванітові торфовища з вмістом фосфору до 20 %. Так торфовища після провітрювання можна одразу використовувати як фосфорне добриво. Взагалі ж свіжий торф треба провітрювати протягом 2-2,5 місяців для знешкодження різних оксидних сполук, які негативно впливають на сільськогосподарські рослини.

Вміст калію і кальцію в торфах, за деякими винятками, незначні (0,07-0,12 і 0,17-2,48 % відповідно).

Слабкорозкладений торф є гарним підстилковим матеріалом для тварин.

Торфові компости. Добре мінералізований торф можна використовувати як добриво, проте ефективність його дуже низька. Щоб перевести важкодоступні поживні речовини в легкозасвоювані рослинами форми, торф треба прокомпостувати з добривами, багатими на мікрофлору: гноєм, фекаліями, гноївкою, сечею тощо. Залежно від ступеня розкладання торфу і навколишньої температури процес компостування може тривати від 3 до 6 місяців. Оптимальні умови для компостування створюються в літній час при вологості компосту 60-70 %. Сухий компост з вологістю 40-80 % може погіршувати водний режим ґрунту і рослин.

Міське сміття і промислові органічні відходи є резервом підвищення врожайності сільськогосподарських культур. З відходів житлово-комунального господарства, крім фекалій, найбільше значення має міське сміття.

Свіже сміття використовувати для удобрення не можна оскільки воно містить різні патогенні бактерії, яйця гельмінтів тощо. Використовують

його як добриво тільки після компостування. Дія компостованого сміття така сама, як і дія гною.

Сажа містить до 2-3 % азоту, 0,4 % фосфору, 2,4 % калію. Поживні речовини перебувають у легкодоступній для рослин формі.

Різні м'ясні, м'ясокісткові відходи боєнь після обробки парюю під тиском і знежирювання висушують і подрібнюють. У такому м'ясному борошні близько 9 % азоту, 4 % фосфору, а у кістковому – 6 % азоту і 13 % фосфору.

Вовняні і шкіряні відходи містять до 4-8 % азоту, розкладаються вони дуже повільно, тому їх компостують, змішуючи з вапном або попелом.

Використовуються для удобрення також відходи тютюнових фабрик, рогові відходи, відходи пера і пуху.

Мул ставків і озер. Для удобрення використовується мул тільки тих ставків, в яких ростуть осока, очерет тощо. Верхній шар мулу містить (у перерахунку на суху речовину) близько 1,4 % азоту, 0,3 % фосфору, 0,2 % калію.

4.8. Розрахунок доз добрив

Прогнозування дії різних доз добрив є одним з найважливіших прикладних завдань агрохімії для отримання запланованих урожаїв.

Перші спроби виразити математично закономірність росту рослин була ще на початку ХХ ст. Німецький вчений Е.А. Мітчелліх (1909) назвав встановлену ним залежність «законом урожаю» або «законом сукупної дії факторів». Він виходив з того, що при збільшенні одного з факторів росту (наприклад, дози фосфорної кислоти) і сталості всіх інших протягом вегетаційного періоду урожай зростає.

Найпоширенішим рівнянням, що виявляє залежність величини урожаю від доз добрив, є рівняння, запропоноване англійськими вченими Д. Уройтером і Г. Нетсом (1941):

$$Y = Y_0 + \alpha (1 - 10^{-ax}) \quad (4.1)$$

де Y – урожай, вирощений при внесенні x NPK, кг/га; Y_0 – урожай, вирощений без застосування добрив, кг/га; α – граничний приріст урожаю від застосування добрива, кг/га; a – стала величина для кожної з трьох груп добрив.

У табл. 4.10. наведено оптимальні дози добрив, що відповідають певному ряду співвідношень вартості приросту врожаю (V) і вартості добрив (C), тобто V/C .

Цей метод залишається основою значної частини рекомендацій і в наш час. Особливо він був придатним, поки в сільському господарстві застосовували дози добрив, менші за оптимальні.

В Україні поширені балансові методи розрахунку доз добрив на запланований урожай чи приріст урожаю. Вони ґрунтуються на врахуванні рівня запланованого урожаю, виносу поживних речовин, коефіцієнтів використання поживних речовин з ґрунту і добрив.

Таблиця 4.10. Оптимальні дози добрив, при певному співвідношенні вартості приросту врожаю (V) і вартості добрив (C), кг/га NPK

V/C	N	P, K	V/C	N	P, K
1	13	26	4	75	110
1.5	31	50	6	93	134
2	44	68	8	105	152
3	62	93	10	111	169

Для розрахунку доз добрив на запланований урожай треба мати картограми вмісту доступних для рослин поживних речовин у ґрунті, приблизні величини виносу поживних речовин з ґрунту сільськогосподарськими культурами в перерахунку на 1 т основної і побічної продукції. Необхідно також знайти коефіцієнти використання рослинами поживних речовин з ґрунту і добрив. Для визначення цих коефіцієнтів існують такі формули:

а) для визначення n-коефіцієнта використання поживних речовин ґрунту:

$$n = (ab \cdot 100)/c, \quad (4.2)$$

де a – урожайність зерна, бульб, коренеплодів, ц/га; b – вміст поживних речовин в 1 ц зерна, бульб, коренеплодів, кг; c – запас поживних речовин у ґрунті, кг/га;

б) для визначення N – коефіцієнта використання поживних речовин добрив:

$$N = (AB \cdot 100)/C, \quad (4.3)$$

де A – приріст врожаю, ц/га; B – вміст поживних речовин в 1 ц продукції, кг; C – кількість поживних речовин, внесених у ґрунт у вигляді добрив, кг/га.

Розраховані дози добрив не можна вважати сталими, оскільки потреба в поживних речовинах для запланованого врожаю є величиною змінною і залежать від зміни родючості ґрунту і кліматичних умов впровадження нових сортів і нових агротехнічних заходів.

Таблиця 4.11. Оптимальні дози елементів живлення за умов відсутності впливу ґрунтових факторів, мг/1 г піску

N	P	K	Ca	Mg	S
80-120	40-60	120-200	200-250	50-60	50
Fe	Cu	Zn	Mn	Co	Mo
5-10	0,2-0,35	0,5-1	1-3	0,03-0,04	0,01-0,03

Орієнтовно вважають, що зернові культури і льон з ґрунту можуть використати 50-80 % азоту, 10-15 % фосфору і 20-30 % калію, а просапні та овочеві культури відповідно 70-90 %, 15-20 % і 30-40 %.

Д.М. Прянишніков вважав, що рослини можуть засвоювати з гною 20-30 % азоту, 30-50 % фосфору і 50-70 % калію, а з мінеральних добрив – 50-90 % азоту, 10-25 % фосфору і 60-100 % калію.

Дослідженнями з різними концентраціями елементів живлення встановлено оптимальні дози понад 13 елементів живлення в міліграмах на 1 г піску, тобто за умов відсутності впливу ґрунтових факторів (табл. 4.11).

Комплексний підхід до оптимізації мінерального живлення дає змогу забезпечити рослини одночасно всіма елементами живлення при їх нормальному співвідношенні.

Контрольні питання

1. Дати означення добрив.
2. За якими ознаками класифікують добрива?
3. Що таке поживна речовина добрив?
4. Чим важливі азотні добрива?
5. Чим важливі фосфорні добрива?
6. Чим важливі калійні добрива?
7. Чим важливі мікродобрива?
8. Відзначити специфіку органічних добрив.
9. Які існують методичні підходи до визначення доз добрив, що вносяться у ґрунт?

ХАРАКТЕРИСТИКА ПЕСТИЦИДІВ

Проблема захисту врожаю виникла ще в епоху первіснообщинного ладу. Спробувавши вирощувати необхідні рослини, людина почала створювати більш продуктивні й цінні за харчовими показниками культурні сорти, які в процесі відбору втратили природну стійкість до фітофагів і патогенів і не могли конкурувати з більш пристосованими до умов зовнішнього середовища дикими видами. З часом ця проблема набула величезного значення. Виробництво сільськогосподарської продукції сьогодні неможливо уявити без застосування засобів захисту рослин.

Хімічна боротьба з хворобами рослин набула реального наукового і практичного значення в кінці XIX ст. після створення бордоської суміші і започаткування промислового виробництва сірчаних препаратів.

Висока економічна ефективність хімічного захисту рослин зумовила швидке зростання виробництва і застосування пестицидів, причому з кінця 50-х рр. XX ст. особливо інтенсивно розвивалося використання гербіцидів. Із загальної кількості збереження сільськогосподарської продукції 93 % збережено в результаті застосування пестицидів.

Пестициди – токсичні речовини, їх сполуки або суміші речовин хімічного чи біологічного походження, призначені для знищення, регуляції та припинення розвитку шкідливих організмів, внаслідок діяльності яких вражаються рослини, тварини, люди і завдається шкоди матеріальним цінностям, а також гризунів, бур'янів, деревної, чагарникової рослинності, засмічуючих видів риб. До пестицидів належать також регулятори росту рослин і комах. Сучасні пестициди – це складні органічні сполуки, що належать до ксенобіотиків (чужорідних для біосфери хімічних речовин).

Слово «пестициди» – латинського походження: «пест» – шкода, чума «цидо» – убиваю; перекладається – «ті, що знищують шкоду». Стара назва хімічних засобів захисту рослин «отрутохімікати» – більш вузька, під нею, як правило, розуміють лише препарати, які використовуються для хімічного захисту рослин і тварин від шкідників і хвороб. Крім того, більшість пестицидів не вкладається в поняття «отрута», оскільки вони є малонебезпечними чи практично безпечними для людини і тварин. У нашій країні в сільському господарстві використовується близько 200 пестицидних препаратів. За кордоном асортимент значно ширший.

За даними ФАО ООН на сьогодні у світі навіть за використання пестицидів через різні хвороби, бур'яни та шкідників втрачається 1/3 врожаю. За підрахунками, за відмови від використання пестицидів, світові обсяги врожаїв скоротяться ще на 1/3. Тому виникне проблема забезпечення населення планети продуктами харчування.

Зважаючи на високу економічну ефективність пестицидів, слід враховувати, що їхнє застосування пов'язане з потенціальною і реальною небезпекою. Вона зумовлена їхньою токсичністю для людини і корисної фауни, здатністю викликати побічні ефекти та післядію.

5.1. Хімічна класифікація пестицидів

Всі пестициди поділяються на групи і підгрупи в залежності від природи діючої речовини, виробничого (практичного) призначення, шляхів і способів проникнення в організм, спектру дії тощо.

Про природу діючої речовини дає уявлення хімічна класифікація пестицидів. Вона передбачає поділ пестицидів на групи залежно від хімічної будова. Значення хімічної класифікації велике, оскільки кожний хімічний клас сполук за всієї різноманітності окремих його представників має специфічні, характерні для даного класу особливості, які зумовлюють біологічний характер дії на організм людини і тварин. Розглянемо основні хімічні класи пестицидів.

- Хлорорганічні сполуки (ХОС) – ДДТ, ГХЦГ, поліхлорпінен (ПХП), поліхлоркамфен (ПХК), ефірсульфонат, гелекрон, гептахлор, дилор, каптан, кельтан, мільбекс, немагон, тедіон, тіодан, фталан та інші.

- Фосфорорганічні сполуки (ФОС) – метафос, метилнеркаптофос, бутифос, карбофос, сайфос, метилнітрофос, тіофос, фосфамід, хлорофос, фталофос, абат, антіо, бромфос, валексон, дибром, цидіал, циодрін та ін.

- Ртутьвмісні сполуки (РОС) – гранозан, меркурбензол, меркурбексан.

- Похідні карбомінової, тіоркарбомінової та дитіокарбамінової кислот – баноміл, бентанал, дикрезил, ІФК, карбатіон, карбін, купрозан, полікарбацин, полімарцин, севін, роніт, цинеб, цирам, оптам та ін.

- Карбонові кислоти та їх похідні – далапон, трихлорацетат натрію, амібен, банвел Д, префікс, суфікс, банлен, група 2,4Д, 2,4ДМ, 2м-4хм, камбілен, дактал, дифенамід, пропанід, лассо, ранрод, солан та І н.

- Похідні сечовини та гуанідину – арезин, гербан, диурон, которвн, крисид, ленацил, лінурон, малоран, монурон, тербацил, ФНД та ін.

- Похідні сим-триазинів – агелон, атразин, карагард, незораніл, оксамат, прометрин, пропазин, симазин, семерон, тордон та ін.

- Припарати, які містять алкалоїди – анабазин-сульфат і нікотин-сульфат.

- Похідні піридину – реглон.

- Інші гетероциклічні сполуки – зоокумарин, каликсин, морестан, пірамін, ратиндан, тачііеран, тіазон.

- Нітро- і хлорпохідні фенолу – акрекс, ДНОК, каратан, короцид, нітрофен, пентахлорфенол.

- Вуглеводи, альдегіди та їх похідні – бромистий метил, вітавакс, мінеральні масла, нафтові, метальдегід, неорон, формалін.

- Сполуки, які містять мідь – мідний купорос, бордоська рідина, купронафт, трихлорфенолят міді, хлороксид міді.
- Препарати сірки – сірка, сірчанистий ангідрид, вапняковосірчастий відвар.
- Препарати, які містять миш'як – арсенат кальцію.
- Ціан- і роданвмістні сполуки – делан, ціанплав, ціанамід кальцію, родан.
- Сполуки, які містять фтор – гліфтор, креннісаофтористий натрій, тефлан.
- Інші неорганічні сполуки, які містять метали – залізний купорос, хлорат магнію, хлорат-хлорид кальцію, фосфід цинку.

Узагальнюючи всі класи, можна виділити три наступні основні групи пестицидів залежно від природи діючої речовини.

1). Неорганічні препарати (сполуки заліза, сірки, міді та ін.). Їх використовують у великих кількостях (тис. т). Проти хвороб рослин застосовують сполуки сірки та міді, проти гризунів – фосфат цинку, проти кліщів – сірку. Але для боротьби з комахами і бур'янами їх використовувати заборонено.

2). Пестициди рослинного, бактеріального, грибкового походження (бактеріальні та грибкові препарати, антибіотики).

3). Пестициди промислового органічного синтезу – органічні препарати. Це найбільш значна група пестицидів. У залежності від хімічного складу діючої речовини органічні препарати поділяються на групи, серед яких органічні сполуки фосфору, хлорорганічні сполуки (ГХЦГ, гептахлор, дилор), похідні карбамінової, тіо- та дитіокарбамінової кислот (севін, карбін, ептам, циней, ТМТД та ін.), нітропохідні фенолів (ДНОК, нітрафен), органічні сполуки ртуті (гранозан), похідні сечовини та ін.

У залежності від виробничого (практичного) призначення препарати поділяються на групи за об'єктами використання, кожна з яких контролює (пригнічує, знищує) ті чи інші види шкідливих організмів. У цілому відомо близько 70 виробничих груп пестицидів, серед яких три основні.

- *Інсектициди й акарициди* – препарати для боротьби із шкідливими комахами і кліщами. Інсектоакарициди представлені фосфорорганічними сполуками, синтетичними піретроїдами, похідними карбамінової кислоти і галогенорганічними сполуками. Основні препарати хлорофос, фосфамід, фталофос, поліхлоркамфін, метафос, децис тощо.

- *Фунгіциди* – хімічні препарати для боротьби із спорами грибів і міцелієм. використовуються різні хімічні сполуки. Найбільш поширені похідні дитіокарбамінової кислоти (циней, полікарбацін тощо). Високоєфективними фунгіцидами є похідні фтахаміду (кантан, фтахан), бензамідозолу (беноніл, БНК), сечовини і гуанідину (токсин М, кармін).

- *Гербіциди* – препарати для боротьба з бур'янами. Порівняно з інсектицидами гербіциди менш токсичні для теплокровних організмів.

Найпоширеніші серед гербіцидів похідні симетричного триазину, сечовини, хлорованих аліфатичних і бензойної кислот. Широко використовуються препарати 2,4-Д, 2М-4Х. До гербіцидів ще належать препарати: ятразин, бетанол, дахапон, діален, ентам, лінурон, нітрафен, пронетрин, пропазин, симазин тощо.

Для боротьби з гризунами застосовуються роденциди (фосфід цинку, гліфтор, ратиндан тощо).

З точки зору механізму проникнення в організм, характеру дії основні виробничі групи пестицидів класифікуються на:

- кишкові, які проникають в організм через органи харчування;
- контактні, які знищують комах при їх контакті з обробленими рослинами;
- системні, які здатні рухатись по судинній системі рослин і отруювати шкідників у результаті використання оброблених рослин;
- фуміганти, які проникають у пароподібному чи газоподібному стані в дихальну систему комах.

Треба також відзначити пестициди, представлені препаратами суцільної вибіркової (селективної, специфічної) дії.

5.2. Елементи агрономічної токсикології

У світовій практиці на сучасному етапі розвитку суспільства в різних сферах діяльності людини використовують близько 5 млн хімічних сполук (щорічний приріст 206 тис. хімічних сполук). На їхній основі розроблено широкий асортимент лакофарбових матеріалів, лікувальних препаратів, полімерних речовин, препаратів-консервантів, пестицидів та інших продуктів хімії. Практично всі хімічні речовини в тій чи іншій мірі токсичні чи отруйні.

Токсикологія – наука про отруйні речовини та їхню дію на живі організми. У зв'язку із широким спектром використання хімічних речовин у сучасних умовах токсикологія як наука поділяється на низку спеціальних дисциплін, серед яких: медична (лікувальна), судова, токсикологія бойових отруйних речовин, ветеринарна, промислова, харчова, агрономічна (сільськогосподарська), чи токсикологія хімічних засобів захисту рослин.

Основні завдання агрономічної токсикології – створення теоретичної бази для цілеспрямованого синтезу пестицидів, розробка ефективних методів їх застосування, забезпечення максимальної безпеки інтенсивної хімізації сільськогосподарського виробництва для людини і навколишнього середовища.

На практиці агрохімічна токсикологія оперує такими поняттями, як токсичність, доза, концентрація, норма витрати, експозиція дії препарату.

Токсичність – здатність хімічної речовини у певних кількостях порушувати нормальну життєдіяльність організму, викликати отруєння, а інколи летальність. Кінцева результативність токсичності речовини залежить від низки факторів: хімічної активності та хімічного складу

діючої речовини, набору токсиформних елементів, анатомо-морфологічних і фізіологічних особливостей організму, умов навколишнього середовища.

У цілому токсичність хімічної речовини для живого організму – поняття умовне, оскільки існує загальнобіологічний парадокс: надзвичайно небезпечні для людини хімічні речовини (миш'як, стрихнін, колхіцид) у малих кількостях з успіхом використовуються в лікувальній медицині (наприклад, стоматологічна практика) і селекційній роботі. І навпаки, загальновідомі малотоксичні хімічні речовини, наприклад, кухонна сіль, при значному накопиченні дуже небезпечна для організму і порушення сольового балансу викликає інколи летальне завершення. Таким чином, токсичний ефект тієї чи іншої хімічної речовини залежить від дози.

Доза – конкретна характеристика, міра токсичності – кількість хімічної речовини (мг, г), яка викликає певний ефект. Конкретно дозу виражають в одиницях маси пестициду – відносно до одиниці площі, об'єму чи маси оброблюваного об'єму (найбільш часто – мг/кг).

У залежності від дози один і той же пестицид по відношенню до живого організму може бути поліваріантним: 1) індиферентним; 2) мати хіміотерапевтичні властивості; 3) викликати летальне завершення. Необхідно пам'ятати: чим нижчий чисельний (цифровий) показник дози, тим токсичніший препарат для живого організму, і навпаки.

Дози позначають буквеними символами: ЛД (летальна доза) або СД (смертельна доза); ЛК (летальна концентрація) або СК (смертельна концентрація); ЕД (ефективна доза) з поміткою ефекту. Наприклад, ЛД₈₀ (СД₈₀) – доза пестициду, яка викликає загибель 80 % особин; ЛК₄₀ (СК₄₀) – концентрація пестициду, яка викликає загибель 40 % особин.

Точне визначення дози пестициду, яка забезпечує передбачуваний токсичний ефект на окремому екземплярі тварини, комахи, рослини, неможливе, оскільки біологічні об'єкти характеризуються різною індивідуальною чутливістю до пестицидів. Тому на практиці про токсичність препаратів говорять за середньою характеристикою, частіше всього за дозами, які викликають 50 %-ний ефект, тобто за середньолетальними дозами (ЛД₅₀). У деяких випадках визначають ЛД₉₀ (гранично летальна доза) або ЛД₁₀₀ (абсолютно летальна доза).

Ступінь небезпеки пестициду для живого організму характеризується пороговою, токсично несмертельною і токсично смертельною дозами.

Порогова доза – найменша кількість речовини, яка викликає деякі зміни біофізіологічних функцій організму при відсутності зовнішніх ознак отруєння (патології).

Токсична несмертельна (сублетальна) доза – кількість речовини, яка викликає видимі (фіксовані) прояви отруєння організму.

Токсична смертельна (летальна) доза – кількість пестициду, яка викликає отруєння, що закінчується загибеллю організму.

Поряд з дозою встановлюють оптимальні концентрації робочих розчинів пестицидів, які використовуються безпосередньо для знищення шкідливих організмів. Концентрацію виражають, як правило, у відсотках (вагових чи об'ємних) препарату по відношенню до одиниці маси чи об'єму робочого складу. У виробничих умовах для простоти розрахунків потреби в препаратах за одиницю маси приймають 100 кг, за одиницю об'єму – 100 л. Наприклад, концентрація робочого розчину 0,5 % означає витрату 500 г препарату на кожні 100 л робочого розчину (води). Розрізняють концентрації робочого розчину за препаратом (з.п.) і за діючою речовиною (д.р.).

Норма витрати пестициду – кількість пестициду, яка витрачається на одиницю оброблюваної площі чи об'єму, тобто витрата препарату (г, кг, л) для обробки одиниці площі (га, м²), маси (ц, т), об'єму (м³) чи окремого об'єкта (дерево, кущ, парникова рама). Основою для регламенту норми витрати є встановлення дослідним шляхом оптимальної кількості пестициду чи робочого складу, яка забезпечує у виробничих умовах отримання високого господарського ефекту.

Експозиція – тривалість контакту пестициду з шкідливим організмом в умовах стабільного об'єму: зернохосовища, елеватори, трюми теплоходів, вакуум-апарати.

Відомо, що запас кисню в дихальній системі шкідників, які часто мешкають у зернохосовищах (комахи, кліщі) може бути значним. При незначних ознаках отруєння повітря фумігантом ці шкідники ізолюються від навколишнього середовища і здійснюють автономне живлення киснем. Але автономне живлення киснем не може тривати довго, і шкідники, врешті, відкривають стигни, по призводить до насичення їх організму повітрям, отруєним фумігантом. Експозиція може коливатися від 2 до 10 діб.

Таблиця 5.1. Токсичність для пацюків деяких пестицидів, аспірину і кофеїну

Речовина, препарат	ЛД ₅₀ , мг/кг	Речовина, препарат	ЛД ₅₀ , мг/кг
Алахлор	1200	Сульфометурон	5000
Хлортолуурон	10000	Тербутрин	2380
Ціаназин	1200	Аспірин	1750
Гліфосфат	4320	Кофеїн	200

Примітка: ЛД₅₀ – середньолетальна доза (доза пестициду, яка викликає загибель 50 % особин)

Вивчення впливу пестицидів на людину є завданням токсиколого-гігієнічних досліджень. Важливий критерій можливої небезпеки препарату для людини та об'єктів довкілля – норма витрати на одиницю площі. Треба зазначити, що при нормі витрати пестицидів до 200 г/га на 1 т орного шару ґрунту припадає лише 20 мг препарату. Це у 25 разів менше за одну таблетку аспірину.

Деякі автори-екологи виступають категорично проти застосування пестицидів у сільському господарстві, вказуючи на високу їхню токсичність. Інші дослідники наводять дані про гостру токсичність для пацюків деяких пестицидів, а також аспіріну й кофеїну (табл. 5.1) за таким показником, як ЛД₅₀ мг/кг маси тіла. З табл. 5.1 видно, що токсичність більшості пестицидів у декілька разів менша, ніж аспіріну і кофеїну.

Підвищувати ризик захворювання раком здатні деякі харчові продукти і лікарські препарати (табл. 5.2).

Як бачимо, ризик захворювання раком від автомобільних вихлопів і арахісового масла значно більший, ніж від харчових продуктів. Але, безумовно, наведені дані не заперечують шкідливість для людини і тварин пестицидів.

Таблиця 5.2. Здатність деяких речовин викликати захворювання раком

Речовина, лікарський препарат	Збудник раку	Ризик, %
Водопровідна вода	Хлорофори, діоксан	0,001
Кімнатне повітря	Форкальдегід, бензин	0,6
Арахісове масло (і бутерброд)	Афлотоксин	0,004
Недосмажені гриби	Гідразин та ін.	0,1
Пиво (350 мл)	Алкоголь	2,8
Фенобарбітал	Фенобарбітал	16
ДДТ (фонова кількість у дієті)	ДДТ	0,0003

5.3. Токсикологічна характеристика пестицидів

Деякі пестицидні препарати характеризуються алергійною дією (ГХЦГ, циней), викликають дерматити (гранозан), бронхіальну астму і нервово-паралітичний (шизофренічний) синдром (фосфорорганічні сполуки), мають ендокринні, гонадотоксичні, катарактогенні, канцерогенні наслідки (деякі фосфор-, хлорорганічні пестициди, карбамати). Контроль за безпечним використанням і післядією пестицидів здійснює відповідна служба з гігієнічної регламентації використання пестицидів.

На основі комплексних медико-біологічних досліджень розроблена теорія токсикологічного прогнозу та екотоксикології. Токсикологічна характеристика прогнозує ступінь небезпеки препарату для організму людини і тварин, швидкість і ефективність дії токсичного елемента на шкідливі організми. Серед основних елементів токсикологічної характеристики пестицидів необхідно визначити приналежність препарату до токсикологічної групи, кумуляційну активність сполуки, стійкість до різних факторів навколишнього середовища, летючість.

Асортимент хімічних засобів захисту рослин дуже різноманітний. Головний критерій виділення токсикологічних груп пестицидів – показник СД₅₀. Залежно від дози, яка викликає загибель 50 % експериментальних тварин, пестициди характеризуються наступними чотирма групами.

1). *Сильнодіючі препарати* – ЛД₅₀ – до 50 мг на 1 кг живої маси організму: бромистий метил, гранозан, гліфтор, зоокумарин, фосфід цинку тощо.

2). *Високотоксичні* – ЛД₅₀ – 50-200 мг на 1 кг: гама-ізомер ГХЦГ, гептахлор, ДНОК, метафос, фозалон, фосфамід, цидіал.

3). *Середньотоксичні* – ЛД₅₀ – 200-1000 мг на 1 кг. Тут зосереджена основна маса препаратів інтенсивного застосування і, перш за все, ГХЦГ, гептахлор, бутиловий ефір, карбофос, мідник купорос, нітрафан, севін, рамрод, формалін, хлорофос.

4). *Малотоксичні* – ЛД₅₀ – більше 1000 мг на 1 кг. До них належать гербіциди (атразин, симазин), фунгіциди (бордоська рідина каптан і фталан, цинеб), інсок, антибіотики, регулятори росту.

Існує і більш жорстка класифікація пестицидів за токсикологічними групами з виділенням п'яти токсикологічних груп (табл. 5.3).

Таблиця 5.3. Характеристика токсикологічності пестицидів

Токсикологічна група	ЛД ₅₀ , мг/кг
Надзвичайно токсичні	< 5
Високотоксичні	50-50
Середньотоксичні	50-500
Малотоксичні	500-5000
Практично безпечні	> 5000

Примітка: ЛД₅₀ – середньолетальна доза (доза пестициду, яка викликає загибель 50 % особин), мг на 1 кг живої маси.

Такий поділ пестицидів (табл. 5.3) забезпечує, з одного боку, жорстку ізоляцію препаратів, максимально небезпечних для людини і тварин, а з іншого – визначає можливості практично безпечної, інтенсивної хімізації сільського господарства на фоні постійного збільшення об'єму робіт із захисту рослин.

Деякі пестициди мають кумулятивну здатність.

Кумуляція – накопичення отруйної речовини в організмі в результаті неповної детоксикації і виводу з організму чи підсилення ефекту метатоксичної дії. Такі пестициди небезпечні в тому випадку, коли швидкість надходження їх в організм помітно відстає від швидкості виведення з організму.

Основним показником кумуляції є коефіцієнт кумуляції ($K_{кум}$) – відношення сумарної середньолетальної дози препарату при багатократному, хронічному введенні в організм (ЛД_{50xp}) до середньолетальної дози однократного гострого застосування (ЛД_{50гос}):

$$K_{\text{кум}} = \text{ЛД}_{50\text{хр}} / \text{ЛД}_{50\text{гос}} \quad (5.1)$$

Чим менший $K_{\text{кум}}$, тим більшу кумулятивну активність має препарат. Всі пестициди за їх кумулятивною активністю можна поділити на чотири групи (табл. 5.4).

Таблиця 5.4. Характеристика кумулятивності пестицидів

Кумулятивна група	Коефіцієнт кумуляції, $K_{\text{кум}}$
Надкумулятивні	< 1
Висококумулятивні	1-3
Помірно кумулятивні	3-5
Слабоккумулятивні	> 5

Надкумулятивні і висококумулятивні пестициди відрізняються високою стійкістю в біологічних середовищах (біотах), здатні циркулювати а харчових ланцюгах і поступово накопичуватись в організмах. Більш того, вміст надкумулятивних препаратів у наступних ланках біологічного ланцюга (наприклад, у рослинах, організмі людини) може бути на один-два порядки (в 10-20 разів) вищим, ніж у попередніх ланках (у ґрунті, наприклад). До таких пестицидів належать окремі препарати з групи хлорорганічних сполук.

Як відомо, абіотичні та біотичні фактори навколишнього середовища справляють певний вплив на токсикологічний ефект пестицидів. Природа хімізму діючої речовини визначає різну швидкість розкладу пестицидів у біологічних середовищах і, як наслідок, різну стійкість.

За ступенем стійкості (тривалістю розкладання на нетоксичні компоненти в ґрунті) вирізняють наступні пестициди (табл. 5.5).

Таблиця 5.5. Характеристика пестицидів за стійкістю – тривалістю розкладання на нетоксичні (нейтральні) компоненти в ґрунті

Стійкість у ґрунті	Види пестицидів	Термін розкладання
Дуже стійкі	резидуальні (атризин, симазин, фосфід цинку та ін.)	> 2 роки
Стійкі	ТНТД, ДНОК, мінеральні масла. нафтові та ін.)	< 2 роки
Помірно стійкі	ГХЦГ, циноб	6 місяців
Малостійкі	хлорофос, метафос	< 1 місяця

Стійкість препаратів у навколишньому середовищі впливає на структуру сівозміни наступного сезону, особливості збереження пестицидів. У цілому пестициди, які мають незначну летючість, відрізняються підвищеною стійкістю, і навпаки, летючі препарати – малостійкі сполуки.

За ступенем летючості пестициди поділяються на: високолетючі – концентрація насичення парів у повітрі робочої зони більша чи дорівнює токсичній; летючі – концентрація насичення більша порогової); напівлетючі – концентрація насичення менша або дорівнює пороговій.

Високолетючі препарати (фуміганти, які містять ртуть) інтенсивно проникають в організм через органи дихання і характеризуються інгаляційною дією. При роботі з ними необхідно захищати органи дихання, використовуючи протигази.

В останні роки розширюються дослідження у галузі екотоксикології пестицидів.

Екотоксикологія – специфічна галузь токсикологічних досліджень, яка виявляє, вивчає міграцію штучних і природних токсичних речовин в екосистемах і ландшафтах, оцінює взаємовплив токсикантів і біоти. При екотоксикологічних дослідженнях детально розглядаються основні еколого-агрохімічні (персистентність препаратів, дія на ґрунтові ферментативні процеси і біоту, міграція, транслокація пестицидів) і токсиколого-гігієнічні (вплив на організм, здатність до кумуляції, коефіцієнт роздільної дії препаратів) параметри і аспекти інтенсивного використання хімічних засобів захисту рослин. Розроблена шкала екотоксикологічної оцінки того чи іншого параметра. Кожний параметр оцінюють в балах – від 0 до 8. Препарат, який набрав у сумі 21 бал і вище, відносять до особливо небезпечних, 20-13 балів – до середньонебезпечних, 13 балів і менше – до малонебезпечних. Серед указаних параметрів екотоксикології особливо увагу приділяють коефіцієнту роздільної дії препарату (КРД):

$$\text{КРД} = \text{ЛД}_{50} / \text{N}, \quad (5.2)$$

де ЛД_{50} – середня летальна доза, характерна для досліджуваного препарату, мг/кг; N – сумарна норма витрати препарату протягом вегетаційного періоду, кг/га.

Виявлено, що якщо КРД достатньо високий, то препарат малонебезпечний, і навпаки. Токсиколого-гігієнічний аспект екотоксикології визначає максимально допустимий рівень вмісту (МДР) препаратів у різних ланках біоти, який є практично безпечним для людини, тварин і навколишнього середовища.

Для попередження пестицидного забруднення сільськогосподарської продукції, охорони здоров'я населення і попередження циркуляції пестицидів у навколишньому середовищі експериментально обґрунтовані та встановлені санітарно-гігієнічні нормативи гранично допустимих залишкових кількостей (ГДЗК) пестицидів у продуктах харчування і фуражі, гранично допустимі концентрації (ГДК) пестицидів у повітрі робочої зони, атмосферному повітрі, у питній воді, воді відкритих водойм, у ґрунті. Регламентуються терміни використання пестицидів протягом вегетаційного періоду і особливо терміни останніх хімічних обробок рослин.

ГДЗК пестициду така, що при надходженні в організм з продуктами харчування не викликає ніяких порушень у людини. ГДЗК пестициду виражають в міліграмах діючої речовини на 1 кг продукту (корму, фуражу) і експериментально визначають з таким розрахунком, щоб забезпечити повністю нешкідливий для людини рівень вмісту залишків пестицидів у продуктах харчування. Показники ГДЗК встановлюють для конкретного пестициду і виду сільськогосподарської продукції. Вони координуються Всесвітньою організацією з сільського господарства і продовольства ООН (ФАО) і Всесвітньою організацією охорони здоров'я (ВООЗ).

Показники ГДЕК конкретного пестициду в різних країнах можуть бути неоднаковими. В Україні у харчових продуктах постійного і масового споживання (молоко, масло, м'ясо, яйця), у мучних виробах не допускаються залишки цілої низки пестицидів (гербіциди групи 2,4-Д, нітрофен, ТМТД, хлорофос та ін.). У продуктах сезонного споживання (свіжі ягоди, овочі, фрукти) допускаються лише такі залишкові кількості окремих пестицидів, які руйнуються і виводяться з організму, не створюючи небезпеки накопичення в органах і тканинах.

Для одного і того ж препарату найменші значення гранично допустимих залишкових кількостей встановлюються для продуктів дієтичного харчування і дещо вищі – для продуктів харчування загального споживання.

На основі значень ГДЗК пестицидів обчислювальним методом встановлюють термін останньої обробки (ТОО). Для препаратів, застосування яких протягом вегетаційного періоду може бути без особливих обмежень, ТОО рослин можна розрахувати за формулою:

$$\text{ТОО} = \text{КДЗ} - 2\text{ТЗД}, \quad (5.3)$$

де КДЗ – календарна дата збирання рослин (на основі матеріалів багаторічних спостережень); ТЗД – тривалість захисної дії препарату, дні.

Для більшості фосфорорганічних препаратів період очікування становить 25-30 днів. У першу половину цього періоду препарат захищає рослини від шкідливих організмів, у другу – відбувається його детоксикація.

При використанні особливо стійких препаратів (ГХЦГ, симазин та ін.) період очікування охоплює інколи два-чотири роки. На ділянках, оброблених симазином, зернові культури можна вирощувати через два роки, а при внесенні ГХЦГ – картоплю та інші коренеплоди харчового призначення можна вирощувати не раніше, ніж через чотири роки.

Особливої уваги заслуговує нормування пестицидів у ґрунті (табл. 5.6). Контроль за вмістом пестицидів у ґрунті здійснюється весною перед початком польових робіт і восени – після завершення збирання урожаю.

Для попередження можливого отруєння людей регламентуються терміни та умови роботи на оброблених площах. Так, після використання стійких пестицидів роботи, не зв'язані з розпушуванням ґрунту,

дозволяються через тиждень, а зв'язані з обробкою ґрунту – через два тижні.

Таблиця 5.6. Гранично допустимі концентрації деяких пестицидів у ґрунті, повітрі та воді

Пестицид	Ґрунт, мг/кг	Повітря, мг/м ³	Вода, мг/дм ³
ГХЦГ	0,1	0,05	0,02
Гана-ізомер ГХЦГ	0,1	0,05	0,02
Поліхлорпенін	0,5	0,2	0,2
Поліхлорамфен	0,5	0,5	0,2
Севін	0,005	1,0	0,1
Карбофос	2,0	0,5	0,05
2,4Д	-	0,5	0,2
Симазин	-	2,0	не допускається
Хлорофос	0,5	0,5	0,05

Контроль за правильним використанням препаратів у господарствах забезпечують міжобласні контрольно-токсикологічні лабораторії, обласні та районні органи охорони здоров'я.

5.4. Міграція пестицидів у довкіллі (ґрунт, вода)

Пестициди, на відміну від промислових отруйних речовин, які потрапляють у довкілля як відходи виробництва, застосовуються людиною спеціально. Тому шляхи міграції пестицидів (рис. 5.1) залежать від способів, методів і форм їх використання (рис. 5.2 і 5.3).

Методи застосування пестицидів. Найбільша кількість пестицидів надходить в атмосферу при авіаційному способі їх розпилення. При цьому повітряними потоками пара чи аерозолі препаратів можуть розноситися на значні відстані. Як показали дослідження, хвиля знесення може досягти кількох кілометрів.

Дані свідчать про трансконтинентальне транспортування залишків пестицидів, які потім випадають на поверхню ґрунту чи водойм у вигляді атмосферних опадів. В атмосферних опадах, зібраних у різних районах Землі, виявлені препарати ДДТ (від 0,001 до 0,4 мкг/дм³) і його метаболіти ДДЕ, ДДД, дилдрін, гама-ГХЦГ. Таким шляхом пестициди потрапили в Антарктиду, де, за розрахунками, одного лише ДДТ акумульовано близьмо 2400 т.

Основним методом наземного використання пестицидів є оприскування, яке поділяється на повнолітражне (ПО), малооб'ємне (МО) та ультрамалооб'ємне (УМО). Мало- та ультрамалооб'ємні оприскування – це прогресивні технології внесення пестицидів, оскільки вони забезпечують підвищення продуктивності праці і технічної ефективності. Ці методи є перспективними і з точки зору охорони навколишнього середовища. Вони сприяють суттєвому зниженню норм витрат

препарату. Наприклад, впровадження УМО для обробки плодових садів у США супроводжувалось зниженням витрати пестицидів на 20-25 %. У той же час підвищена дисперсність аерозолів призводить до значного знесення препарату від місця обробки. Дослідники дійшли до висновку, що необхідне подальше вдосконалення і впровадження МО і УМО-оприскувань.

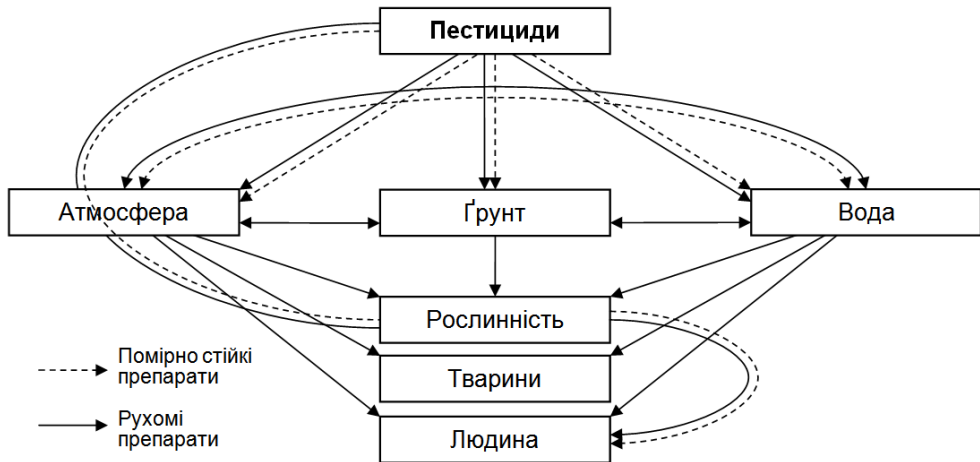


Рис. 5.1. Схема міграції пестицидів у навколишньому середовищі

Достатньо суттєвий вплив на стійкість пестицидів в окремих компонентах довкілля та на процеси їх міграції має препаративна форма пестицидів. Стійкість окремих форм препаратів знижується в такому порядку: гранульовані препарати, дуети, суспензії, емульсії, розчини. З'явилася нова форма застосування – мікрокапсульовані препарати, яка забезпечує стійкість речовини в місці внесення та мінімальну міграцію в інші середовища. У разі надходження пестицидів у водойму вони можуть розповсюджуватися на великі відстані, особливо в проточних водах. Стійкість пестицидів у воді і дальність їх розповсюдження залежать від гідродинамічних особливостей водойми, фізико-хімічних властивостей водного середовища (рН, вміст кисню тощо), кліматичних умов (температура повітря, інтенсивність сонячної радіації) та інших факторів.

«Ґрунт – вода» – початок екологічних ланцюгів міграції пестицидів. Міграція пестицидів здійснюється за так званими екологічними ланцюгами. Першими ланками цих ланцюгів є забруднені пестицидами об'єкти довкілля – вода, ґрунт. Далі з води пестициди надходять у водяну рослинність – фітопланктон, який є поживним середовищем для водних ракоподібних, молюсків та інших мешканців водойм (зоопланктон).



Рис. 5.2. Обробка полів пестицидами з літака



Рис. 5.3. Обробка полів пестицидами сільгосптехнікою

Зоопланктон є кормом для дрібних риб, які в свою чергу поїдаються хижими рибами. Таким чином, створюється ланцюг: вода – фітопланктон – зоопланктон – рослинноядні риби – хижі риби.

З ґрунту пестициди надходять в рослини, потім в організм комах, які є кормом для багатьох видів комахоїдних птахів. Останньою ланкою в цих ланцюгах можуть бути хижі птахи.

Проходження пестицидів по екологічних ланцюгах дуже небезпечно для рослинного і тваринного світу, оскільки в кожній черговій ланці концентрація хімічної речовини підвищується приблизно на один порядок. Так, у дослідях на експериментальних водоймах було виявлено, що при концентрації хлорофосу у воді від 0,05 до 0,5 мг/дм³ у печінці риб знаходили 1,4 мг препарату на 1 мг маси. Найбільша ступінь концентрації відзначається для таких стійких препаратів, як ДДТ, поліхлоркамфен та ін.

Птахи є кінцевою ланкою багатьох екологічних ланцюгів міграції пестицидів, тому вони у більшості випадків дуже чутливі до їх впливу. Оскільки обмін речовин в організмі птахів дуже інтенсивний і вони споживають багато їжі, особливо в період вирощування пташенят, загибель птахів часто є першим свідченням забруднення біосфери.

Частина екологічних ланцюгів виділяється під назвою трофічних ланцюгів. До цієї групи належать ланцюги, кінцевою ланкою яких є продукти харчування людини. Наприклад, ланцюг «ґрунт – рослина» може отримати продовження – «бджола – мед – людина».

Рослини поїдаються травоядними тваринами. В їхньому організмі пестициди, особливо хлорорганічні, можуть накопичуватися у м'ясі, а також виділятися з молоком.

При оцінюванні небезпеки пестицидів для довкілля необхідно враховувати, що в процесі їх метаболізму (перетворення) можуть утворюватися як нетоксичні продукти, так і сполуки, що більш токсичні, ніж початковий продукт. Як приклад, можна навести утворення в процесі метаболізму хлорорганічного пестициду гептахлору його епоксидної похідної – високотоксичної сполуки. Це стало однією з причин його обмеженого використання.

Для характеристики поведінки пестицидів в об'єктах навколишнього природного середовища введено два показники: коефіцієнт біодеградації (КБД), який характеризує швидкість деградації (руйнування) пестициду в екосистемі, та коефіцієнт біологічного зусилля (КБЗ), який визначає зусилля біологічних організмів, направлене на розкладання даного препарату. Чим вищий КБД, тим швидше розкладається препарат, а чим вищий КБЗ, тим препарат більш персистентний (стійкий).

Розроблено наступні комплексні заходи з охорони довкілля від пестицидного забруднення та основні положення підвищення безпечності хімічних методів захисту рослин для людини і корисних організмів.

1. Удосконалення асортименту пестицидів, зниження їх токсичності для людини і корисних тварин, персистентності; підвищення вибіркової дії.

2. Біоекологічне обґрунтування хімічного методу захисту рослин, вибір оптимальних засобів застосування пестицидів.

3. Оптимізація використання пестицидів з урахуванням екологічного порогу небезпечності для кожного виду шкідника в зональному розрізі.

4. Жорстка регламентація внесення пестицидів на основі всебічного вивчення їх санітарно-гігієнічних характеристик і безумовне дотримання техніки безпеки.

5. Розробка та вдосконалення інтегрованих, комплексних систем захисту рослин – основи попередження негативного впливу пестицидів на довкілля

Обробку посівів і насаджень пестицидами проводять, як правило, лише після їх попереднього обстеження, визначення ступеня враження шкідниками і доцільності обробок на основі порогової чисельності шкідливих і корисних організмів.

Всю систему показників забруднення пестицидами компонентів довкілля можна поділити на три групи (ґрунти, вода, рослини):

- 1) показники забруднення ґрунтів;
- 2) показники забруднення природних вод;
- 3) показники забруднення продукції рослинництва.

До першої групи належать: площі ґрунту, забрудненого залишковими кількостями пестицидів (ЗКП) з перевищенням ГДК; «запаси» ЗКП в орному шарі забрудненого ґрунту.

До другої групи належать подібні показники: площі водних басейнів, забруднених ЗКП; концентрації пестицидів у різних типах природних вод (поверхневих, ґрунтових, пластових).

Розрахунки перелічених параметрів доцільно проводити за окремими препаратами, оскільки більшість з них має свої специфічні нормативно-довідкові характеристики.

Дані про кількість препаратів, що застосовуються, дози їх внесення і кратність обробок дають змогу визначити земельні площі, оброблені пестицидами, за формулою:

$$S_{оп} = P_{п} (D_{п} \cdot K), \quad (5.4)$$

де $S_{оп}$ – площа, оброблена пестицидом, га; $P_{п}$ – маса внесеного пестициду, кг; $D_{п}$ – середня рекомендована доза внесення пестициду, кг/га; $S_{оп}$ – рекомендована кратність обробки пестицидом.

Земельні площі, забруднені ЗКП ($S_{зп}$), обчислюють множенням $S_{оп}$ на коефіцієнт частоти виявлення проб ґрунту, які містять залишки пестициду, $K_{ф}$:

$$S_{зп} = S_{оп} \cdot K_{ф}. \quad (5.5)$$

Площі забруднені ЗКП з перевищенням ГДК, обчислюють за формулою:

$$S_{зп} = S_{оп} \cdot K_{фп}, \quad (5.6)$$

де $K_{фп}$ – коефіцієнт частоти виявлення проб ґрунту, вміст ЗКП в яких перевищує ГДК.

Для визначення «запасів» ЗКП, акумульованих в орному шарі забруднених ґрунтів регіону, користуються даними про масу орного шару на 1 га ґрунту даного регіону і середній вміст залишків пестицидів у забруднених пробах:

$$Z_{зг} = N_p \cdot S_{зп} \cdot C_p, \quad (5.7)$$

де $Z_{зг}$ – «запаси» ЗКП, акумульовані в орному шарі забрудненого ґрунту, кг; N_p – маса орного шару 1 га ґрунту в регіоні, тис. т; C_p – середній вміст ЗКП в забруднених пробах, мг/кг (кг/т).

Питання методики розрахунків забруднення природних вод пестицидами розглядається у розд. 8.

Контрольні питання

1. Дати визначення пестицидів.
2. Як перекладається слово «пестициди» з латині?
3. Охарактеризувати хімічну класифікацію пестицидів.
4. Чим різняться ХОС і ФОС?
5. Що таке токсичність речовини?
6. Доза як міра токсичності хімічної речовини.
7. На які токсикологічні групи поділено пестициди?
8. Що таке коефіцієнт кумуляції пестицидів?
9. Які існують комплексні заходи з охорони довкілля від пестицидного забруднення?

ЧАСТИНА II

Розділ 6

ВИКОРИСТАННЯ СТИЧНИХ ВОД ТА ЇХНИХ ОСАДІВ ДЛЯ ЗРОШЕННЯ І УДОБРЕННЯ

У світі у сільськогосподарське виробництво залучаються альтернативні джерела води з метою збереження ресурсу прісних вод для питного водопостачання.

6.1. Використання очищених стічних вод для зрошення у світі і в Україні

У посушливих регіонах світу набуло поширення використання очищених стічних вод для зрошення сільгоспугідь. Або використання «сірої води» – тієї частини господарсько-побутових стічних вод, що формується з умивальників, ванн і душа, яка забруднена жиром і миючими речовинами, але, на відміну від «чорної води» (стічної води з туалетів), не містить фекальних забруднень. Вважається, що вона після обробки є ефективною для: зрошення сільгоспугідь, міських парків і полів для гольфу; поповнення поверхневих і підземних водних об'єктів тощо.

Близько 50 країн світу використовують очищені стічні води для зрошення (на них, припадає 10 % всієї площі зрошуваних земель) – рис. 6.1 і 6.2. Завдання полягає в переході від безконтрольної іригації до планового і безпечного використання стічних вод, як це робиться в долині річки Йордан, де з 1977 р. 90 % стічних вод використовується для зрошення земель.

Проект з використання відновленої стічної води в районі Іст-Бей в Каліфорнії (США) призводить до економії близько 20,9 млрд л прісної води на рік. Цього достатньо, щоб забезпечити питною водою 83000 домогосподарств.

Ізраїль має загальних відновних водних ресурсів 1,78 км³/рік (0,56 – поверхневі води; 1, 22 – підземні). У 2017 р. на 1 людину там припадало 214 м³/рік. Тобто, це країна абсолютного водного дефіциту. В той же час, країна має розвинуту економіку і справляється з водною проблемою (опріснюється морська вода, збирається атмосферна волога, використовуються відновлені стічні води в іригації тощо).

Дефіцит води в Ізраїлі став основною рушійною силою розвитку, адаптації та впровадження очищення і повторного використання стічних вод. Так, повторне використання стічних вод є важливим джерелом води для сільського господарства в Ізраїлі.



Рис. 6.1. Зрошення сільгоспугідь очищеними стічними водами в Ізраїлі



Рис. 6.2. Зрошення сільгоспугідь очищеними стічними водами в Китаї

Із 530 млн м³/рік вироблених в Ізраїлі стічних вод обробляється 476 млн м³/рік (93 %) і 410 млн м³/рік (86 %) повторно використовується при зрошенні. Очищення стічних вод є тріступеневим в залежності від цілей її подальшого використання. Для потреб зрошення проводиться первинне (механічне) і вторинне (біологічна аеробне та анаеробне) очищення.

Високий рівень очищення дозволяє використовувати воду для поливу всіх видів сільськогосподарських культур без ризику для здоров'я споживачів. Ізраїль прагне збільшити вдвічі кількість стічних вод, вироблених для сільськогосподарського сектора, до 2050 р. Таким чином, свіжа прісна вода збережеться для господарсько-питного використання. Заміна використання прісної води обробленими стічними водами допомагає враховувати міжрічну і міжсезонну мінливість, а також підвищує стійкість до зміни клімату.

Україна має загальних відновних водних ресурсів 175,3 км³/рік (170,3 – поверхневі води; 5,0 – підземні). У 2017 р. на 1 людину припадало 214 м³/рік. На 2017 р. в Україні на 1 людину припадало 3964 м³/рік загальних відновних водних ресурсів та 1246 м³/рік – внутрішніх.

Для України застосування господарсько-побутових стічних вод та стічних вод тваринницьких комплексів в іригації є перспективним напрямком у вирішенні завдань з охорони водних ресурсів та економного їх використання. Причому в Україні, де необхідність зрошення земель відчувається так же гостро, як і дефіцит внутрішніх водних ресурсів, такий підхід є комплексним заходом, який одночасно вирішує питання інтенсифікації сільського господарства і захисту водних ресурсів країни від забруднення.

У 2020 р. у засобах масової інформації з'явилося повідомлення про те, що міжнародний агрохолдинг планує запустити перший в Україні проект з використання стічних вод м. Маріуполя Донецької області для зрошення посівів сільськогосподарських культур. Але це питання має свою історію практичної реалізації в Україні.

З історії зрошення стічними водами в Україні. В 1966 р. було створено Українську науково-дослідну станцію зрошення стічними водами (УкрНДСЗСВ) Міністерства меліорації і водного господарства УРСР (розташування – с. Гора Бориспольського району Київської області). А в 1970 р. введено в дію першу чергу Бортницької зрошувальної системи (Бориспільський та Броварський райони Київської області). Для зрошування використовувалися біологічно очищені стічні води Києва.

Станом на 1989 р. в Україні стічними водами зрошувалося близько 100 тис. га, що запобігало щорічному скиданню у водотоки та водойми 180-200 млн м³ стічних вод, з яких 70 % становили очищені міські стічні води, 20 % – стічні води тваринницьких комплексів, 10 % – шахтні та стічні води окремих промислових підприємств. В Україні експлуатувалися у 1980-і рр. крупні зрошувальні системи з використанням стічних вод:

Бортницька у Київській області (23,3 тис. га), Безлюдівська у Харківській (3,9 тис. га), Красинська, Баглійська та інші у Дніпропетровській (21,5 тис. га), Маріупольська та інші у Донецькій (11,4 тис. га), Шкодогірська в Одеській області (1,8 тис. га).

У 1990-і рр. у зв'язку з економічною кризою зрошувальні системи з використанням стічних вод перестали діяти.

В той же час в Україні розробляється нормативна база з цього питання. Так у 2018 р. було затверджено «Порядок повторного використання очищених стічних вод та осаду за умов дотримання нормативів гранично допустимих концентрацій забруднювальних речовин» (наказ № 12 Міністерства регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України від 12 грудня 2018 р.).

Українська науково-дослідна станція зрошення стічними водами у свій час виконала значний обсяг досліджень у цьому напрямі. Згодом вона трансформувалася: 1991-1998 рр. – науково-дослідна станція утилізації стічних вод Інституту гідротехніки і меліорації Української академії аграрних наук; 1998-2012 рр. – центральна науково-дослідна лабораторія якості води та ґрунтів Інституту гідротехніки і меліорації Української академії аграрних наук; з 2012 р. – державне підприємство «Центральна лабораторія якості води та ґрунтів» Інституту водних проблем і меліорації Національної академії аграрних наук України.

6.2. Якість стічних вод, які використовуються для зрошення

Залежно від походження та умов формування стічні води об'єднуються в такі основні групи: господарсько-побутові, промислові, змішані промислові з господарсько-побутовими (міські), стічні води тваринницьких комплексів (які іноді термінологічно невірно називають «стоками»).

Господарсько-побутові стічні води – суміш фекальних мас і стічних вод банно-пральних та інших комунально-побутових установ. Максимальна витрата господарсько-побутових стічних вод з одного гектара житлової забудови міста залежно від густоти населення становить від 0,5 до 2 дм³/с, або 10-15 тис. м³/рік.

За складом ці води порівняно однорідні. Вони містять органічні та мінеральні домішки, через велику кількість мікроорганізмів мають високу біологічну активність, часто забруднені яйцями гельмінтів, кількість яких досягає кількох сотень на 1 дм³ стічних вод.

Серед домішок у цих водах міститься приблизно 58 % органічних і 42 % мінеральних речовин. Сюди входять сполуки азоту, кальцію, магнію, натрію, гідрокарбонатів, хлоридів, сульфатів і багатьох інших хімічних елементів і речовин. У зв'язку з наявністю у складі азотистих, фосфорних і калійних сполук господарсько-побутові стічні води мають

певну удобрювальну цінність і при використанні для зрошення сприяють підвищенню врожайності сільськогосподарських культур.

Промислові стічні води скидаються підприємствами різних галузей. Вони вирізняються різноманітністю хімічного складу, який залежить від специфіки виробництва. Для зрошення ці води не завжди можна використовувати, оскільки поряд з поживними вони можуть міститися речовини, які негативно впливають на властивості ґрунту, врожайність сільськогосподарських культур, якість ґрунтових вод і вирощуваної продукції.

Залежно від напрямку розвитку промисловості, технології виробництва, питомої ваги промислових стічних вод змінюється склад міських стічних вод (табл. 6.1).

Таблиця 6.1. Хімічний склад біологічно очищених стічних вод різних міст України, мг/дм³ (за даними УкрНДЦЗСВ, 1989 р.)

Показник	Київ	Харків	Маріуполь	Одеса
pH	8,2	8,0	7,9	7,5
HCO ₃ ⁻	322	127	195	329
Cl ⁻	83	118	390	294
SO ₄ ²⁻	80	144	309	302
Ca ²⁺	64	60	150	94
Mg ₂₊	26	12	84	51
Na ⁺	80	135	205	193
K ⁺	14	17	11	29
P ₂ O ₅	4,3	1,2	207	6,7
N _(зар)	23	17	16	25
Мінералізація	698	631	1373	1324

Хімічний склад дозволяє широко використовувати стічні води для зрошення, але в деяких випадках, особливо в умовах Донбасу, півдня України, необхідно їх покращення. Воно полягає в зниженні загальної мінералізації, внесенні у воду чи зрошуваний ґрунт речовин, які містять кальцій (гіпс, хлористий кальцій, вапняковий шлам тощо) для попередження осолонцювання ґрунтів.

Стічні води тваринницьких комплексів утворюються в результаті використання системи гідрозмиву приміщень при безпідстилочному утриманні тварин. За хімічним складом і ступенем забруднення їх можна поділити на два типи:

1) Стічні води тваринницьких комплексів з відгодівлі великої рогатої худоби і свиней, які пройшли механічну очистку, характеризуються великим вмістом органічної речовини у завислому і розчиненому стані, високою мінералізацією. Вони дуже насичені мікрофлорою кишкової групи та гельмінтами, містять велику кількість гідрокарбонатів, до

610 мг/дм³ хлоридів, до 510 – натрію, до 420 мг/дм³ кальцію, мають високу удобрювальну цінність – вміст азоту досягав 980 мг/дм³ і більше, фосфору – до 320, калію – 620 мг/дм³ і більше.

2) Стічні води крупних свиновідгодівельних комплексів, які пройшли механічне і двоступеневе біологічне очищення. У сольовому складі переважаючими аніонами є гідрокарбонати (до 1900 мг/дм³), хлориди (до 360 мг/дм³), сульфати (до 320 мг/дм³); серед катіонів домінують натрій (440 мг/дм³), кальцій – до 200 мг/дм³, магній до 100 мг/дм³. Біологічно очищені стічні води тваринницьких комплексів являють собою високопоживну суміш, яка містить до 560 мг/дм³ азоту, до 280 – калію, до 150 мг/дм³ фосфору.

Згідно зі спеціальними санітарними правилами для зрошення можуть бути використані господарсько-побутові, промислові та змішані стічні води після відповідної їх підготовки на спорудах механічного і біологічного очищення. Оброблені для зрошення стічні води не повинні містити патогенних мікроорганізмів та яєць гельмінтів, кількість бактерій групи кишкової палички (колі-індекс) в 1 дм³ не повинна перевищувати 1000.

Придатність стічних вод для зрошення визначається за даними аналізу їх хімічного складу, гідрогеологічних умов, генетичних особливостей ґрунту (табл. 6.2), впливу зрошення на урожайність і якість продукції сільгоспкультур.

Таблиця 6.2. Вимоги до хімічного складу стічних вод при використанні їх для зрошення на різних типах ґрунтів України, мг/дм³

Показник	Дерново-підзолисті	Сірі лісові	Чорноземи	Каштанові
pH	6,5-8,5	6,0-8,5	6,0-8,09	6,0-7,5
Сухий залишок	4000	3500	3000	2500
Сухий залишок	3000	2500	2000	1750
Na ⁺	400	300	250	200
K ⁺	200	150	100	100
Ca ²⁺	800	600	450	600
Mg ²⁺	250	200	200	150
Cl ⁻	400	350	300	250
SO ₄ ²⁻	550	450	400	300
HCO ₃ ⁻	2500	2000	1700	1500
N _(зар)	250	200	150	150
P ₂ O ₅	100	75	75	75
Завислі речовини	3000	3000	3000	3000

Ґрунти з кислою реакцією, низькою буферністю, невисокою родючістю неможна зрошувати кислими і мінералізованими водами, оскільки багаторічне зрошення може призвести до деградації.

Ґрунти з лужною реакцією, засолені і солонцюваті недоцільно зрошувати лужними, сильно мінералізованими водами. Зрошення при цьому буде підсилювати процеси засолення і осолонцювання, що значно погіршить родючість ґрунту в цілому.

Крім перерахованих показників, важливе місце при оцінці придатності стічних вод для зрошення відводиться співвідношенню між одно- і двовалентними катіонами, оскільки наявність переважної кількості одновалентних катіонів зумовлює тенденцію до осолонцювання ґрунтів, які зрошуються. Практика зрошення мінералізованими стічними водами свідчить, що співвідношення натрію і кальцію може знаходитися в межах 1:1-2:1 залежно від загальної мінералізації та ґрунтових умов.

Важливий критерій для визначення придатності стічних вод для зрошення – гранично допустимі концентрації (ГДК) специфічних, забруднювальних речовин (табл. 6.3.).

Таблиця 6.3. Гранично допустимі концентрації специфічних забруднювальних речовин у стічних водах, які використовуються для зрошення, мг/дм³ (за даними УкрНДСЗСВ, 1989 р.)

Забруднювальна речовина	ГДК	Забруднювальна речовина	ГДК
Барій	4,0	Нітрати	0,5
Берилій	0,1	Нафтопродукти	50,0
Бор	0,5	Нітрофеноли	0,08
Бром	0,2	Олово	0,1
Ванадій	0,1	Роданіди	2,0
Вісмут (III)	0,5	Ртуть	0,0008
Вісмут (V)	0,1	Свинець	1,8
Вольфрам	10,0	Селен	0,001
Залізо	20,0	Стронцій	7,0
Кадмій	0,02	Сурма	0,05
Кобальт	1,0	Титан	0,1
Літій	2,5	Фенол	40,0
Марганець	1,0	Фтор	1,5
Мідь	2,0	Хром	0,5
Молібден	0,5	Цинк	5,0
Миш'як	0,2	Ціаніди (крім КС)	10,0
Нікель	0,5	Ціанід калію (КС)	0,2

Якщо склад стічних вод не відповідає вимогам, проводять додаткову їх підготовку, яка полягає у відстоюванні, розведенні, нейтралізації, змішуванні з іншими видами стічних вод.

За несприятливого співвідношення між одно- і двовалентними катіонами проводять хімічну меліорацію, при якій, завдяки внесенню у зрошувальну воду чи у зрошувальний ґрунт речовин, що містять кальцій, попереджаються процеси осолонцювання і погіршення водно-фізичних властивостей ґрунту. Хімічними меліорантами можуть бути гіпс, сірчана кислота, а також відходи місцевої промисловості – залізний купорос, доменний дефекат і мартенівський шлак та ін.

6.3. Методи меліоративної оцінки СТІЧНИХ ВОД

Для меліоративної оцінки стічних вод використовують лабораторний, вегетаційний, лізиметричний і польовий методи досліджень, які дозволяють вивчити основні аспекти утилізації стічних вод у взаємозв'язку вода-ґрунт-рослина-умови використання сільгоспродукції.

Лабораторний метод. У лабораторних умовах вивчають фізичні, хімічні, санітарно-бактеріологічні та гігієнічні властивості стічних вод, ґрунту, сільськогосподарської продукції, а також проводять рекогносцировочні дослідження з вивчення впливу зрошення стічними водами на властивості ґрунту, врожайність і якість продукції сільгоспкультур.

Дослідження з вивчення якості стічних вод виконують шляхом відбору їх проб по основних водовипусках, які характеризують загальний стік того чи іншого об'єкта та їх повного аналізу за загальноприйнятими методиками.

На основі результатів аналізу хімічного складу стічних вод дається оцінка їх придатності для зрошення. Відомі численні методи такої оцінки, при яких враховують загальну мінералізацію води, співвідношення між одно- і двовалентними катіонами та вміст специфічних речовин. Як приклад, розглянемо формулу О.В. Ізраельсона, за якою можна визначати тривалість періоду зрошення, протягом якого ґрунт може досягти межі засолення:

$$h = XSH / P, \quad (6.1)$$

де h – загальний шар води за всі роки зрошення, м; X – об'ємна маса ґрунту, г/см³; S – допустима для рослин загальна кількість солей у ґрунті, яка дорівнює 0,03 %; H – потужність активного шару ґрунту м; P – вміст солей у зрошувальній воді, %.

Показник h , поділений на щорічну зрошувальну норму, дає кількість років, по закінченню яких ґрунт за засоленістю стане шкідливим для культурних рослин. При показнику, який перевищує 10 років, вода вважається придатною для зрошення.

У США небезпеку засолення визначають за електропровідністю. При показнику її більшому 2250 мкОм/см (концентрація солей близько 1440 мг/дм³) воду для зрошення використовувати не рекомендується. Для визначення можливості осолонцювання зрошувального ґрунту

користуються коефіцієнтом адсорбції натрію ґрунтом з води (коефіцієнт олуговування), який визначається за формулою:

$$S = \frac{Na^+}{\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}} \quad (6.2)$$

Вміст інгредієнтів при цьому приймається у мг-екв/дм³. Води з більшим коефіцієнтом вважаються небезпечними з точки зору осолонцювання ґрунтів.

М.Ф. Буданов (1970) всі води з вмістом солей понад 1 г/дм³ запропонував відносити до мінералізованих. Води з мінералізацію 1-3 г/дм³ можуть використовуватися для зрошення, якщо частка від ділення суми всіх інгредієнтів у мг-екв на величину жорсткості (Ca²⁺, Mg²⁺) не буде перевищувати: 4 – для середньо- і важкосуглинистих ґрунтів; 5 – для легко суглинистих; 6 – для супіщаних і піщаних ґрунтів. Воду з мінералізацією понад 3 г/дм³ рекомендується розводити прісною.

Придатність води за осолонцюванням визначають за співвідношенням Na⁺:Ca²⁺ ≤ 1 чи Na⁺:(Ca²⁺ + Mg²⁺) ≤ 0,7. Такі води не будуть викликати осолонцювання ґрунту. При порушенні цього співвідношення пропонується проводити хімічну меліорацію внесенням гіпсу у воду чи ґрунт.

Найбільш узагальнюючий метод оцінки стічних вод наведений у тимчасових будівельних нормах (ТБН) – 33-2.202-86. Поряд з іншими інгредієнтами, він ураховує вміст у стічних водах біогенних елементів (табл. 6.4).

У лабораторних умовах дослідники часто встановлюють токсичність стічних вод методом біологічних тестів, визначаючи швидкість проростання насіння.

Вегетаційний метод. За допомогою вегетаційних досліджень, які проводяться у ємкостях місткістю від 1 до 20 л, вивчають вплив зрошення стічними водами на ріст, розвиток, урожайність рослин і якість вирощуваної продукції.

Отримані у вегетаційному досліді результати орієнтовні. Встановлені закономірності у подальшому вивчають і уточнюють лізиметричними, лабораторно-польовими і польовими дослідженнями в природних умовах.

Лізиметричний метод. За допомогою цього методу вивчають проблеми ґрунтового доочищення стічних вод, вплив зрошення на властивості ґрунту, врожайність і якість сільгоспкультур. Також вивчається зміна рівневого, гідрохімічного і санітарного режимів ґрунтових вод під впливом зрошення стічними водами. Проводять лізиметричні дослідження як у польових, так і в лабораторних умовах. Залежно від досліджуваного показника потужність шару ґрунту в лізиметрах коливається від 20-25 см до кількох метрів.

Таблиця 6.4. Показники придатності стічних вод для зрошення

Показники	Допустимий вміст, значення	Рекомендації щодо використання стічних вод
pH	6-8,5	На всіх видах ґрунтів
Na ⁺ + K ⁺	8	На всіх видах ґрунтів
$\sqrt{\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}}$ мг-екв/дм ³	10	На середніх і легких ґрунтах
	12	На легких за механічним складом ґрунтах
Na ⁺ +K ⁺ +Ca ²⁺ +Mg ²⁺ , мг-екв/дм ³	20	На всіх видах ґрунтів
	48	На середніх і легких за механічним складом ґрунтах при проведенні одного промивного поливу на рік
	75	На середніх і легких ґрунтах. Всі поливи чи кожний другий повинні бути промивними
	150	На легких добре дренованих ґрунтах. Всі поливи повинні бути промивними
Mg ²⁺ +Ca ²⁺ , мг-екв/дм ³	1	На всіх видах ґрунтів
N (загальний), мг/дм ³	50-120	На всіх видах ґрунтів Зрошення з урахуванням водоспоживання культур
P, мг/дм ³	10-30	
K, мг/дм ³	50-150	

За способом наповнення ґрунтом лізиметри поділяють на два типи: з природним ґрунтом і насипним. Використовують при цьому ґрунт, типовий для ділянок існуючого чи перспективного зрошення.

При нетривалих рекогносцирувальних дослідженнях з визначення придатності стічних вод для зрошення окремих об'єктів можна обмежитися закладкою лізиметричних воронок з варіантами польового досліді (в цих умовах достатньо добре зарекомендували себе лізиметри Є.І. Шипової) або лізиметричними дослідженнями в лабораторних умовах. В останньому випадку використовуються лізиметричні колонки, які являють собою металічні, пластмасові (цільні й роз'ємні) чи скляні ємкості невеликого діаметру з сітчастим дном, які можуть бути

насипними чи заповнююватися ґрунтом природної будови. Залежно від задачі досліджень шар ґрунту в лізиметричних колонках може становити від 20 до 100 см.

Польовий метод. Проведенням польових досліджень завершується серія дослідів із застосуванням лабораторного, вегетаційного і лізиметричного методів. У схему досліду вводять основні варіанти: 1) контроль без зрошення; 2) зрошення чистою водою; 3) зрошення стічними водами.

Такі стаціонарні досліди у 1980-х. рр. були закладені УкрНДСЗСВ на ділянках з використанням для зрошення стічних вод Одеси, Маріуполя. Кривого Рогу, Донецька, Харкова та інших міст.

6.4. Використання стічних вод для зрошення та їхній вплив на ґрунт

Якщо склад стічних вод за низкою показників не відповідає необхідним вимогам, проводять їхню передполивну підготовку. Вона передбачає заходи, які запобігають несприятливому впливу стічних вод на агрохімічні, фізико-хімічні та санітарно-гігієнічні показники ґрунту, ґрунтові води, урожай і якість сільськогосподарської продукції. Міські стічні води для зрошення використовують переважно після біологічного очищення, яке є першою ланкою підготовки стічних вод. Здійснюється біологічне очищення стічних вод в аеротенках з пневматичною і механічною аерацією, у біофільтрах, біоставках. Передполивна підготовка їх у залежності від місцевих умов забезпечується також у накопичувачах, водосховищах і шляхом розбавлення стічних вод з метою зниження концентрацій мінеральних і органічних речовин. На рис. 6.3 наведено загальну схему зрошувальної мережі при зрошенні господарсько-побутовими стічними водами населеного пункту.

Треба відзначити, що міські стічні води після біологічного очищення за окремими хімічними і бактеріологічними показниками не завжди відповідають вимогам, які висуваються до поливних вод (не витримуються співвідношення одно- і двовалентних катіонів, мінералізація, хімічний склад).

Додаткова підготовка стічних вод особливо необхідна в умовах степової зони, де спостерігається підвищена мінералізація природних вод, високий вміст натрієвих солей і хлоридів. З метою поліпшення якості вод, які подасться для зрошення, передбачаються організаційно-технічні заходи і заходи з глибокого очищення стічних вод. Організаційно-технічні заходи включають нормування витрат води, обладнання ефективного локального очищення. Має бути виключено скидання в загальну каналізаційну мережу стічних вод промислових підприємств, які містять значну кількість солей, органічних та інших забруднювальних речовин. Скидання промислових стічних вод у міську каналізаційну мережу можливе лише тільки після доведення їхнього складу до певних вимог.

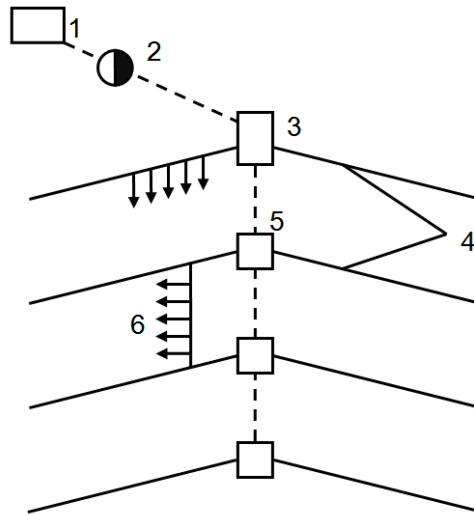


Рис. 6.3. Схема зрошувальної мережі при зрошенні господарсько-побутовими стічними водами населеного пункту: 1- населений пункт; 2 – насосна станція; 3 – відстійник; 4 – зрошувальні канали; 5 – колодязь-водовипуск; 6 – напрям поливу

Можливість використання для зрошення міських стічних вод у санітарно-гігієнічному відношенні у кожному конкретному випадку вирішується санітарно-епідеміологічними органами та органами ветеринарного нагляду на основі результатів спеціальних досліджень, профільних науково-дослідних установ.

Структура посівних площ при зрошенні стічними водами. При вирощуванні сільгоспкультур в умовах зрошення стічними водами необхідно застосовувати комплекс взаємозв'язаних агротехнічних, меліоративних і організаційно-господарських заходів, які забезпечують найбільший вихід сільськогосподарської продукції з кожного гектара поливної землі при найменших затратах праці і засобів, а також охорону водних ресурсів від забруднення.

Для реалізації цього завдання необхідно, перш за все, правильно вирішити питання щодо структури посівних площ і сівозмін. Згідно з санітарними нормами і правилами стічними водами дозволяється поливати кормові, зернові і технічні культури. Цим визначається тип сівозміни і спеціалізації господарств, які використовують для зрошення стічні води. У більшості випадків на землях, зрошуваних стічними водами, господарства спеціалізуються на виробництві кормових культур, молока і м'яса. Не вирощуються культури, які споживаються людиною в раціоні харчування без термообробки.

При плануванні структури посівних площ і сівозмін перевагу треба надавати сільськогосподарським культурам з тривалим періодом

вегетації, більшою потребою в добривах і волозі. Це дозволяє повніше утилізувати і ввести в господарський обіг стічні води і поживні елементи, які знаходяться в них. До таких культур належать багаторічні трави, коренеплоди, кукурудза та ін.

Кормові культури дають найбільш високу віддачу від зрошення стічними водами. Тому на землях, зрошуваних ними, треба організовувати інтенсивні кормові сівозміни.

При визначенні режиму зрошення стічними водами вирішальним фактором отримання високих урожаїв і високої якості ґрунтової доочистки вод є створення оптимального водного режиму протягом вегетації з урахуванням складу стічних вод, гідрогеологічних умов, водно-фізичних і агроеліоративних властивостей, дотримання санітарно-гігієнічних проміжків використання кормів. Висока ефективність зрошення залежить від правильно встановленої розрахункової глибини зволоження ґрунту, прогнозування поливів (строків і поливних норм).

У результаті численних досліджень встановлено, що нижня межа оптимальної вологості ґрунту коливається від 65 до 75 % найменшої вологоємкості.

Основне завдання оперативного планування поливних режимів полягає у визначенні строків поливів, встановленні дати зниження запасів вологи у розрахунковому шарі ґрунту до критичного рівня. Призначення поливів залежно від вологості ґрунту найбільш обґрунтоване з наукової точки зору. Цей метод добре перевірений у виробничих умовах.

За методикою УкрНДІГіМ щоденна витрата вологи встановлюється множенням дефіциту вологості на відповідний біологічний коефіцієнт. Потім від загального запасу вологи на початок умовного періоду знаходять розрахункові витрати і додають суму атмосферних опадів. Коли запас вологи зменшується до заданого порогу передполивної вологості ґрунту, призначається черговий полив.

При використанні для зрошення міських стічних вод з метою отримання високих урожаїв сільськогосподарських культур необхідне відтворення всіх елементів родючості ґрунтів (як органічних, так і мінеральних). Самої по собі удобрювальної цінності міських стічних вод, які використовуються для зрошення, для ґрунту замало: з 1000 м³ цих вод у ґрунт надходить в середньому 12-17 кг азоту, 3-14 фосфору і 9-35 кг калію. Як показали результати досліджень, зрошення міськими стічними водами ефективно лише при внесенні органічних і мінеральних добрив. Установлено також, що найбільш сприятливі фізичні, фізико-хімічні і біологічні властивості мають ґрунти, на яких проводився комплекс агротехнічних і меліоративних заходів з внесення осадів стічних вод, вапнування з метою нейтралізації кислої реакції ґрунтів (лісостеп) і попередження процесів осолонцювання ґрунтів – гіпсування (степ), з застосуванням оптимальних способів обробітку ґрунту та ін.

За даними польових досліджень УкрНДСЗСВ, використання осадів стічних вод як добрива у лісостеповій зоні підвищує врожайність кукурудзи на силос (поливна норма 500 м³/га) більш ніж у два рази, багаторічних трав – у 1,7 рази, і вона становить відповідно 850 і 900 ц/га.

Відомо, що зрошення має суттєвий вплив на водно-фізичні властивості ґрунтів. Установлено, що зрошення орного шару знижує загальну і некапілярну пористість, тим самим порушуючи газообмінні і нормальні умови мікробіологічної активності, умови розкладу і накопичення органічної речовини.

При тривалому (від 10 до 35 років) зрошенні стічними водами у чорноземних ґрунтах відбувається зниження лінії залягання карбонатів, відзначається збільшення на 8-16 см потужності практично всіх горизонтів ґрунтового профілю. Ступінь прояву цих змін знаходиться у прямій залежності від тривалості зрошення. Крім того, в окремих випадках при підвищеній мінералізації стічних вод і несприятливому співвідношенні між одно- і двовалентними катіонами у зрошуваному ґрунті проявляється глибистість, у профілі намічається виділення ілювіюваного горизонту, який характерний для солонцюватих ґрунтів. Це створює додаткові труднощі обробітку ґрунту, погіршує водно-повітряний режим, що може негативно вплинути на урожайність культур.

У ґрунтах, зрошуваних стічними водами, знижується водопроникність порівняно з незрошуваними. Різниця досягає 0,92-2,80 мм/хв. Характерно, що, не дивлячись на значне зниження, водопроникність зрошуваних ґрунтів не опускається нижче задовільної, згідно з класифікацією І.С. Кауричева (незадовільна – менше 30 мм/год).

Зрошення земель стічними водами Одеси (35 років), Кривого Рогу (17 років), Донецька (25 років) супроводжувалося позитивним впливом на вміст органічної речовини у ґрунті. Порівняно з незрошуваними ділянками її вміст в орному шарі підвищувався достатньо відчутно, в окремих випадках досягав 0,3-1 %.

Не дивлячись на те, що за вмістом поглинутого натрію (максимум 5,5 % суми поглинутих основ) зрошені ґрунти не належать до солонцюватих, морфологічні зміни, погіршення фізичних і водно-фізичних властивостей свідчать про повсюдну тенденцію до осолонцювання. Це вказує на необхідність проведення меліоративних заходів, направлених на попередження цього процесу.

Реакція ґрунту за рН водної витяжки при зрошенні стічними водами змінюється у бік підлугування. Порівняно з незрошуваними ділянками в окремих випадках рН підвищується на 0,7-0,9. Абсолютні величини цього показника не перевищують 8,1-8,2.

Мікробіологічні дослідження показали, що найбільш раціональним і екологічно безпечним є використання стічних вод та їхніх осадів спільно з азотно-фосфорними добривами і меліорантами.

При такому використанні стічних вод значно зростає чисельність агрономічно цінних груп ґрунтових мікроорганізмів, на 10-40 % зменшується питомий вміст фітотоксичних форм грибів у популяції ґрунтових мікроорганізмів, збільшується інтенсивність біохімічних процесів у ґрунті та не спостерігається зростання токсичності ґрунтового середовища стосовно вищих рослин.

Дослідження основних шляхів підвищення родючості ґрунтів, зрошуваних стічними водами міст в умовах лісостепу і степу України, дозволили зробити висновок, що використання цих видів стічних вод у сільському господарстві може бути ефективним за умови постійного збагачення їх органічними речовинами і мінеральними добривами, застосування оптимальних агротехнічних і меліоративних заходів.

Крім того, при зрошенні стічними водами треба здійснювати гідрогеологомеліоративний контроль на зрошуваних масивах за допомогою стаціонарної мережі пунктів спостереження. Раціональне використання стічних вод у зрошуваному землеробстві без завдання шкоди довкіллю можливе за дотримання наступних умов.

1. Застосування стічних вод після механічного та біологічного очищення з метою досягнення їх відповідності санітарно-гігієнічним вимогам;

2. Правильний вибір площ для зрошення: а) рівні ділянки з ухилами до 0,02; б) зона аерації складена породами, які мають гарну проникність; в) природно захищені продуктивні водоносні горизонти (водотривкі чи слабопроникні породи мають більшу потужність, регіональне розповсюдження і не тріщинуваті); г) стабільно глибоке залягання ґрунтових вод (більше 5 м), яке забезпечує вільну аерацію поливних стічних вод;

3. Контроль і нормоване використання очищених стічних вод для запобігання забрудненню підземних і поверхневих вод сполуками азоту, фосфору, калію, солями важких металів, хвороботворними бактеріями.

6.5. Використання стічних вод тваринницьких комплексів

Формування загального складу стічних вод тваринницьких комплексів відбувається за рахунок рідкого гною з тваринницьких приміщень, господарсько-побутових стічних вод житлових селищ і промислових стічних вод комбикормових заводів, котельних та інших допоміжних об'єктів.

Підготовка рідкого гною до використання для зрошення і удобрення полягає в обробці розділеного чи не розділеного на фракції гною та його знезараження (рис. 6.4).

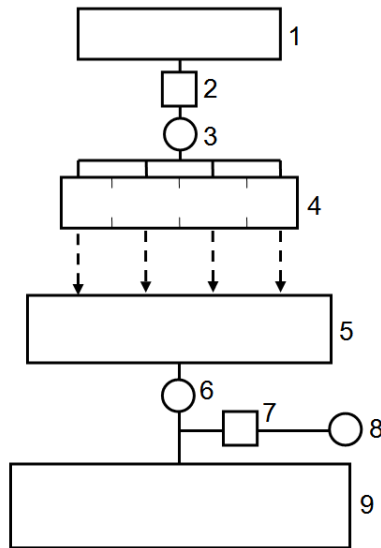


Рис. 6.4. Схема зрошення стічними водами тваринницького комплексу: 1- тваринницький комплекс; 2 – збірник рідких відходів; 3, 6, 7 – насосні станції відповідно неосвітлених та освітлених стічних вод, а також чистої води; 4 – відстійники-гноєнакопичувачі; 5 – резервуар освітленої стічної води; 8 – змішувач освітленої стічної води та чистої води; 9 – поля зрошення

Розділення рідкого гною на тверду фракцію і стічні води проводять в основному природним (у відстійниках-накопичувачах) чи штучним методами (механічними засобами), що застосовуються на великих комплексах.

Знезараження рідкого гною та його окремих фракцій здійснюється біологічними, хімічними і фізичними методами.

Біологічне очищення може відбуватися в природних (відстійники-накопичувачі, біоставки, ґрунт) чи штучних умовах (аеротенки, метантенки тощо). З метою знезараження і дегельмінтизації у природних умовах рідкий гній великої рогатої худоби витримують протягом 6 місяців, свиней – 12.

Хімічні методи знезараження – це обробка формальдегідом, аміаком, хлором, озоном.

Фізичні методи знезараження полягають у тепловій обробці, ультрафіолетовому опроміненні та ін.

Система підготовки біологічно очищених стічних вод тваринницьких комплексів для поливів сільгоспкультур включає при необхідності розведення їх водою з природних джерел у змішувальній камері при ставках-накопичувачах.

Тверду фракцію стічних вод (перед внесенням на поля) знезаражують шляхом компостування чи буртування протягом п'яти-шести місяців на спеціальних гідроізольованих майданчиках з ухилом у бік водовідвідних каналів. Не допускається збереження твердої фракції стічних вод купами, оскільки при цьому не забезпечується знезараження і відбуваються значні втрати органічної речовини, азоту і фосфору.

Рідкий гній і біологічно очищені стічні води тваринницьких комплексів являють собою полідисперсну масу з великою кількістю крупних і тонкодисперсних часточок. Вони характеризуються підвищеною мінералізацією (1,2-4,3 г/дм³) і великим вмістом поживних речовин: азоту загального – 0,01-1,5 г/дм³, фосфору – 0,01-7 г/дм³ (табл. 6.5).

Таблиця 6.5. Хімічний склад біологічно очищених стічних вод та гною тваринницьких комплексів

Інгредієнт	Рідкий гній, мг/дм ³		Рідина з гною, мг/дм ³ (після очищення)		*БОСВ КВС, мг/дм ³
	ВРХ**	свині	ВРХ	свині	
pH	6,9-7,2	6,5-8,2	8,4-8,6	6,7-7,2	7,8-8,2
HCO ₃ ⁻	482-4412	2800-4210	600-2410	2257-3240	823-1891
Cl ⁻	114-640	235-740	58-620	218-412	234-355
SO ₄ ²⁻	120-440	92-410	45-115	73-360	68-321
Ca ²⁺	330-620	240-540	56-420	60-240	73-200
Mg ²⁺	70-420	60-200	37-214	84-124	66-108
Na ⁺	100-440	150-620	71-510	100-440	184-375
K ⁺	320-740	170-1200	145-617	81-360	50-282
P ₂ O ₅	200-600	70-400	118-322	25-185	26-138
NO ₃ ⁻	сліди-80	сліди-60	2,5-4,5	сліди	сліди-2,6
NH ₄ ⁺	720-1100	640-900	324-820	225-570	57-306
N _(зар)	930-1500	930-1200	335-980	233-607	64-560
Сухий залишок	3440-7560	2540-5580	1680-4840	3021-5724	1479-2576
Мінеральний залишок	2200-4240	2120-3500	1250-4350	1662-3610	1316-2198

Примітка: * БОСВ КВС – біологічно очищені стічні води комплексу з відгодівлі свиней; ВРХ – велика рогата худоба.

Відходи тваринницьких комплексів містять велику кількість мікробів (11,5-156 млн колоній в 1 см³) і низький колі-титр 10⁻³-10⁻⁸, а також патогенні мікроорганізми і яйця гельмінтів. Це свідчить про їх небезпечність у санітарному і епідеміологічному відношенні і вимагає оптимальних навантажень цих відходів на одиницю площі.

При тривалому використанні відходів тваринницьких комплексів для зрошення і удобрення можливе засолення і осолонцювання ґрунтів. Це

вказує на необхідність розробки заходів з підготовки стічних вод тваринницьких комплексів для зрошення, здійснення контролю за агро меліоративним станом ґрунту.

6.6. Утилізація осадів стічних вод

Осади стічних вод (ОСВ) – осади, що утворюються на каналізаційних очисних спорудах у процесі очищення стічних вод. Осади стічних вод міських біологічних станцій очищення містять 2,2-2,7 % азоту, 0,7 % фосфору, 0,6 % калію. Найбільш широке поширення мають осади, зброжені в метантенках. Вони містять 35-55 % органічних речовин, мають темно-сірий колір.

Вміст золи в сухій речовині осадів, наприклад, з метантенків Бортницької станції біологічної очистки стічних вод коливався у межах 54,6-69,4 %. Зольність осадів з мулових полів становить 55,3-87,4 %. Зольність – це вміст у відсотках незгоряючого залишку (на безводну масу), який утворюється з мінеральних домішок осаду.

У сухій речовині ОСВ збільшується частка органічних речовин до 70-90 % загальної маси. Основними його компонентами (80-85 %) є вуглеводи жироподібні і білкові речовини.

За катіонно-аніонним складом водної витяжки осади міських стічних вод – це складна багатокомпонентна речовина із значним вмістом аміачного азоту, фосфору, кальцію і меншою кількістю калію. Крім важливих з агрономічного боку елементів, у них містяться іони хлору, сульфати, гідрокарбонати, натрій, які можуть утворювати шкідливі солі і за певних умов негативно впливати на ріст і розвиток рослин.

Надходження в міську каналізаційну мережу промислових стічних вод різних підприємств зумовлює наявність в осадах барію, магнію, заліза, алюмінію, ціанідів, роданідів, фенолів, а також багатьох мікроелементів – бору, марганцю, міді, цинку, кобальту, нікелю,

За удобрювальними властивостями осади стічних вод міст навіть перевищують можливості гною. За данини досліджень, 100 м³ осаду вологістю 96-98 % за своєю дією еквівалентні 23-30 т гною. У 100 м³ осаду міститься, кг: N – 80-100; P₂O₅ – 50-60; K₂O – 5-10; CaO – 300-800; органічної речовини – 2000-3000. При цьому треба відзначити, що через неоднаковий хімічний склад стічних вод на різних очисних станціях, осади не рівноцінні за своїми удобрювальними властивостями. Це пояснюється різним складом міських стічних вод, зумовленим домішками промислових підприємств, характерних для того чи іншого міста.

У результаті надходження на очисні споруди міст різноманітних промислових стічних вод в осаді накопичується значна кількість мікроелементів, г/т сухої речовин осаду: B – 20; Mn – 410; Cu – 62; Zn – 120; Co – 6; Ni – 10.

Найбільш придатними для удобрення сільськогосподарських культур є ОСВ, отримані при очищенні стічних вод міст, в яких переважають господарсько-побутові стічні води.



Рис. 6.5. Осади стічних вод, підготовлені для використання на сільгоспугіддях

На основі досліджень, проведених Українською науково-дослідною станцією зрошення стічними водами (УкрНДСЗСВ), було встановлено норми і терміни використання ОСВ під окремі сільськогосподарські культури в різних природних зонах України. Вони коливаються від десятків до сотень м³/га. Для лісостепової зони оптимальними нормами осадів 97 %-ної вологості є: під кукурудзу – 300-500, картоплю – 200-250 м³/га; 80-86 %-ної вологості – відповідно 180-200 і 120-150 м³/га. Для степової зони оптимальними нормами осаду 97 %-ної вологості під кукурудзу є 200-300, багаторічні трави – 400-500 м³/га. Вносити осади стічних вод під сільгоспкультури можна весною, влітку й восени. Найкраще восени.

Контрольні питання

1. Як утворюються і на які види поділяються стічні води?
2. Коротка характеристика складу кожного виду стічних вод.
3. Яка специфіка складу стічних вод тваринницьких комплексів?
4. Які основні вимоги до хімічного складу стічних вод при використанні їх для зрошення сільгоспугідь?
5. Які методи меліоративної оцінки стічних вод застосовуються?
6. Яких технологічних умов необхідно дотримуватися при використанні стічних вод для зрошення ?
7. В чому полягає специфіка використання відходів тваринницьких комплексів на сільгоспугіддях?

РОЛЬ МІНЕРАЛЬНИХ ДОБРИВ У ЗМІНІ ГЛОБАЛЬНИХ ПОТОКІВ БІОГЕННИХ ЕЛЕМЕНТІВ

Стабільність кругообігу води у планетарному масштабі зумовлює незмінність кількісних характеристик його елементів. Але, при цьому, існують й змінні чинники, які треба враховувати: 1) ритмічні коливання клімату і пов'язані з ними коливання загальної зволоженості значних територій, які мають природний характер; 2) антропогенні зміни клімату, які разом зі змінами теплового балансу планети і перерозподілу тепла викликають перерозподіл опадів; 3) зміни поверхневого і повного водного стоку, які визначаються радикальною перебудовою водного балансу територій в результаті господарської діяльності. Поверхневий стік з розораних земель порівняно зі стоком з природних лісових масивів збільшується в 2-3 рази, повний водний стік – на 20-30 %, а з урбанізованих територій поверхневий стік зростає у кілька разів. Поряд з кількісними змінами стоку відбуваються і якісні його зміни, які викликають найбільшу стурбованість, по-перше, тому, що відбуваються у короткий проміжок часу, а, по-друге – з ними пов'язане широке коло екологічних проблем.

7.1. Антропогенне евтрофування водних об'єктів

У змінах якості вод суші виділяють дві їхні категорії – *антропогенне евтрофування* і *забруднення вод*. Обидві вони є порушенням стану водної екосистеми, але у першому випадку викликані гіперфункцією автотрофної ланки біотичного кругообігу, а у другому – або стимулюванням деструкційних процесів при надходженні у водойму алохтонної легко окиснюваної речовини, або загальним пригніченням процесів біотичного кругообігу при надходженні токсичних речовин.

Низка дослідників відстоює єдність цих процесів і відносять до забруднення всі варіанти відхилення показників якості води від їхнього природного стану. Як відзначалося в роботі з гідроекологічних аспектів водопостачання і водовідведення (В.К. Хільчевський, 1999), одні і ті ж речовини за одних умов стимулюють розвиток планктонних організмів, а за інших (при значних концентраціях) – пригнічують. Інші вчені вважають за доцільне розглядати ці два процеси окремо. Причому, під *антропогенним евтрофуванням* розуміють збільшення надходження у воду поживних для рослин речовин у результаті діяльності людини у басейнах водних об'єктів і викликане цим підвищення продуктивності водоростей і вищих водяних рослин. Процес антропогенного евтрофування протікає аналогічно процесові природного евтрофування,

проходячи ті ж кілька етапів, які характеризуються зміною видового складу водних організмів при суттєвому збільшенні первинної продукції. Ця схожість дає можливість не об'єднувати процеси евтрофування і забруднення в одну категорію.

Існують принципи відмінності природного і антропогенного евтрофування. Перш за все, це швидкість процесу. Дослідження на кількох десятках озер північно-західної частини території Росії показали, що при інтенсивному землеробстві на водозборах озера набули евтрофного чи навіть гіпертрофного стану за кілька десятків років. У результаті діяльності тваринницьких господарств малі озера досягали такого ж чи навіть більшого рівня трофії за 30-40 років. За природного розвитку подібні зміни, як показують дані палеолімонології, проявляються через десятки тисяч років.

Для конкретизації рівнів трофії водних об'єктів необхідна єдина класифікація, що ґрунтувалася б на кількісній основі. Як вважає більшість авторів, найдоцільніше використовувати для оцінки трофії водного об'єкта кількість органічної речовини, накопиченої у воді, як один з кінцевих результатів процесу евтрофування. У міру евтрофування водного об'єкта загальна кількість органічної речовини у воді змінюється повільно. Показником її вмісту може служити кількість вуглецю розчиненої органічної речовини ($C_{\text{РОР}}$), яка має невелику внутрішньомісячну зміну. Згідно з проведеними експериментами (Е.О. Румянцева, 1980), зміни $C_{\text{РОР}}$ протягом місяця не перевищували 12 % середньої величини, тоді як первинна продукція фітопланктону за цей час змінювалася у кілька разів.

І.С. Коплан-Дікс (1988) запропонувала приблизну шкалу вмісту розчиненої органічної речовини ($C_{\text{РОР}}$) в озерах різного рівня трофії (табл. 7.1).

Таблиця 7.1. Шкала вмісту розчиненої органічної речовини ($C_{\text{РОР}}$) в озерах різного рівня трофії

$C_{\text{РОР}}$	Концентрація, мг/дм ³
Оліготрофні	4
Мезотрофні	4-8
Евтрофні	8-12
Гіпертрофні	12

У водоймах, які евтрофують, інтенсивно продукуються прибережні фітоценози, що призводить до заростання мілководь (рис. 7.1). Відмирання фітопанктону, перифітону і вищої водяної рослинності сприяє поверненню біогенних елементів у воду. Розкладання великих кількостей відмерлих водяних рослин та їхніх решток призводить до значного дефіциту кисню, із зростанням якого виникають заморні явища. У результаті – зниження кількості зоопланктону і зообентосу, а інколи і масова загибель риб. Зростання рибопродуктивності, яке спостерігається

за рахунок збільшення кормової бази на перших етапах евтрофування, при подальшому розвитку процесу супроводжується спочатку погіршенням видового складу риби, а потім і зменшенням їх запасів.

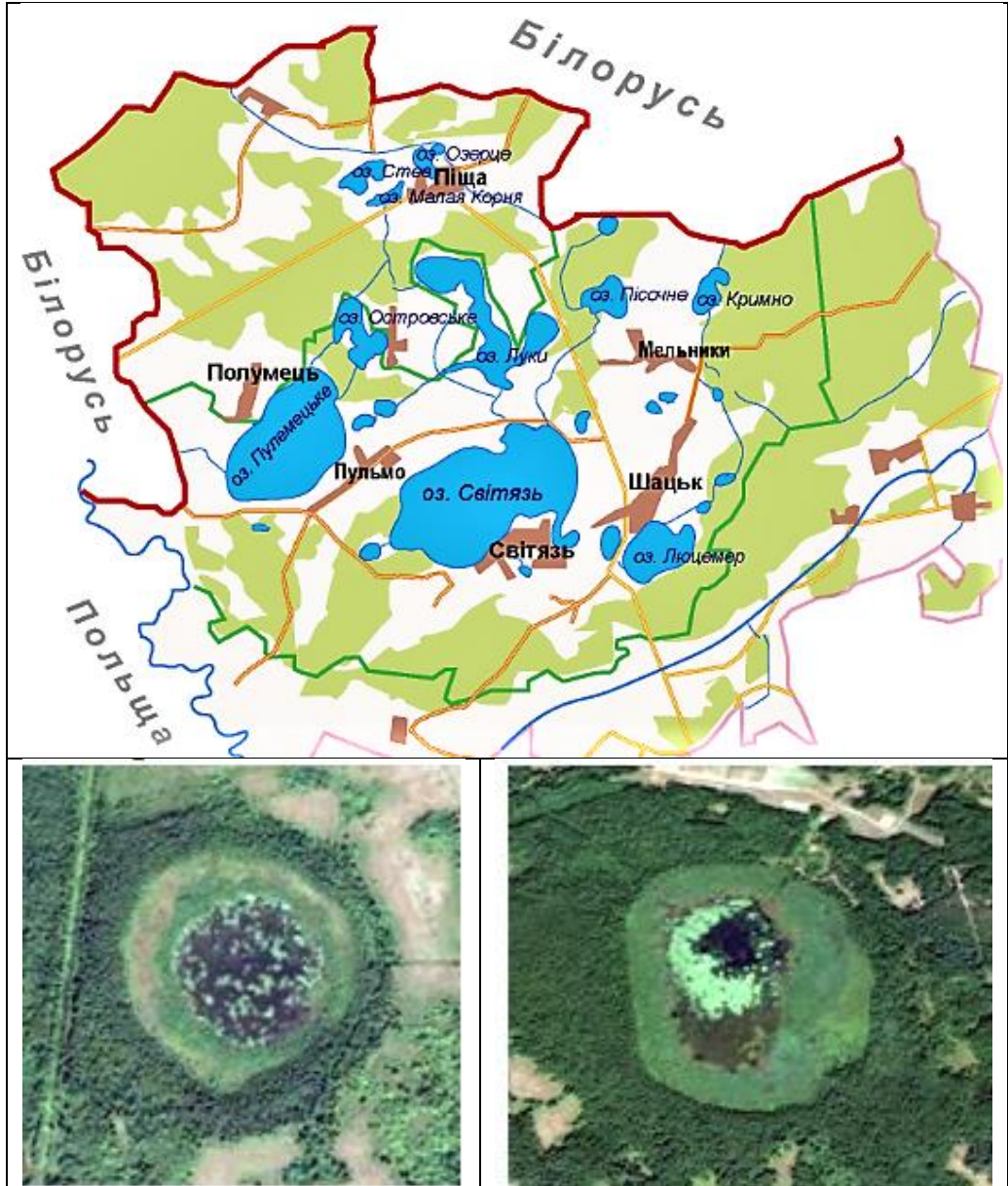


Рис. 7.1. Заростання малих озер Шацької групи: Герасимове та Плотиччя, 2018 р. (Google Earth Pro 7.3.2.5776)

Важливішим наслідком антропогенного евтрофування водойм є зміна якості води, що негативно впливає не тільки на водопостачання, але і на рекреацію.

Зміну якості води частіше всього пов'язують з масовим розвитком планктонних водоростей – «цвітінням» води. Процес розкладання водоростей зумовлює розвиток бактеріоланктону. При масовому розвитку фітопланктону і бактерій у продуктах їхнього метаболізму були виділені токсичні речовини, які викликають серйозні захворювання у людей і тварин. Серед них найбільш відома гафська хвороба (від німецького слова *das Haff* – лиман), вперше описана німецькими вченими. «Цвітіння» води мілководних лагун Балтійського моря у 20-30 рр. ХХ ст. стало звичайним явищем. З рибою, виловленою у цих водоймах у такий період і використаною для харчування, вперше були пов'язані відомі випадки захворювання людей. Пізніше у вітчизняній медичній літературі вона була описана під загальною назвою аліментарний міозит (лат. *alimentaris* – харчовий).

Випадків захворювання тварин зафіксовано на порядки більше, ніж захворювань людей, оскільки людина, як правило, знаходить інші джерела водопостачання. Лише вживання в їжу риби з водойми під час «цвітіння» може викликати гафську хворобу.

У наш час можна говорити про антропогенне евтрофування поверхневих вод суші в цілому. Якщо води суші розглядати як сукупність малих і великих річок, озер і водосховищ з тіснини взаємозв'язками, то, очевидно, що евтрофування відбувається не тільки у слабопроточних водах, де бурхливо розвиваються продукційні процеси, але й у річках. Можна говорити про евтрофування водних систем у цілому. При зменшенні водообміну у всій водній системі чи її частині, відповідно, збільшується продуктивність системи. Зміни ж показників якості води спостерігатимуться і вниз по водній системі.

Співвідношення фосфору та азоту у воді. У гідрохімічній літературі закріпилось уявлення про те, що рівень трофії водного об'єкта визначається у переважній більшості випадків надходженням фосфору. Воно ґрунтується на лімітуючій ролі цього елемента для більшості озер помірної зони. Але інколи цю роль виконує азот, тому особливо важливо встановити співвідношення концентрацій фосфору і азоту у воді, які необхідні для розвитку рослин та загальні закономірності формування цих співвідношень у водах суші.

Атомне співвідношення фосфору та азоту в організмах становить близько 1:10, а відповідне йому співвідношення має – 1:4,26. У діатомових водоростях воно коливається у межах від 1:6 до 1:12, а в синьозелених (ціанобактеріях) – від 1:10 до 1:17, характеризуючи потребу цих водяних рослин.

За даними досліджень, виконаних Інститутом озерознавства РАН в Естонії, Латвії, Білорусі, для найбільш чистих озер характерні

співвідношення вмісту у воді загального фосфору і загального азоту порядку 1:30, 1:40 і навіть 1:100. Для озер, які знаходяться під антропогенним впливом, це співвідношення становить від 1:15 до 1:25, у гіпертрофних озерах – від 1:12 до 1:18 (а можуть бути 1:5 і навіть 1:3).

Ці співвідношення свідчать про те, що на перших стадіях антропогенного евтрофування озер у них, як правило, у надлишку міститься азот, тоді як у гіпертрофних озерах – фосфор, який надходить на пізніх стадіях процесу в значній кількості не лише з водозбору, але і з донних відкладів.

У природних умовах більше надходить у водні об'єкти азоту. У ґрунтовому стоці його вміст переважає вміст фосфору в 100-200 разів, у поверхневому стоці з лісових водозборів – у 150 і більше разів. У той же час у струмках, які дрениють розорані території, зафіксовані співвідношення загальних форм фосфору і азоту 1:8 і 1:7, навіть 1:4 і 1:2. Для господарсько-побутових стічних вод, які скидаються без очищення, – 1:3. Розорювання території більшою мірою інтенсифікує винос фосфору, ніж азоту. Досліди показують, що після розорювання площ, зайнятих раніше лісами, винос у водні об'єкти фосфору збільшився у 10 разів, а винос азоту – лише в п'ять.

Інтерес становить питання виносу цих компонентів у розчиненому вигляді і з завислими частками. З сільськогосподарських угідь у розчиненому вигляді фосфор і азот виноситься у співвідношеннях 1:30, 1:50, рідше 1:150, а інколи – 1:15; з луків – від 1:7 до 1:11. У цілому для великих річок світу природне вагове співвідношення розчинених форм фосфору і азоту оцінюється як 1:15 а для річок, які знаходяться під антропогенним впливом – 1:11.

У твердому стоці співвідношення виносу фосфору і азоту зовсім інші – від 1:5 до 1:1,5. Не дивлячись на те, що з твердим стоком виноситься більша кількість фосфору, ніж у розчиненому стані, у формуванні хімічного складу води водних об'єктів надходження розчиненого фосфору відіграє, ймовірно, вирішальну роль, оскільки у завислих мінеральних часточках деяка частина фосфору знаходиться у важко доступних для організму формах. Потрапляючи, наприклад, в озеро, ця частина сполук фосфору незворотно осаджується на дно і залишається біологічно неактивною.

Співвідношення кількості розчиненого фосфору в органічних і неорганічних сполуках у водах суші змінюється суттєво. Для річок характерне перевищення вмісту розчиненого органічного фосфору порівняно з мінеральним у 1,5-3 рази. Перевага органічних сполук фосфору в стоці зумовлена лісовими ландшафтами чи болотами, а збільшення надходжень фосфору в неорганічній формі може бути пов'язане з внесенням мінеральних добрив. У водоймах це співвідношення залежить від відносного внеску автохтонної органічної речовини і надходження мінерального фосфору з водозбору та з донних

відкладів. У періоди активного розвитку фітопланктону вміст мінерального фосфору у воді водойм, які «цвітуть» стає надзвичайно малим. Це означає, що в таких водоймах відбувається помітна сезонна мінливість співвідношення органічних і мінеральних форм фосфору.

7.2. Формування навантаження водних об'єктів біогенними елементами

Поняття «навантаження водних об'єктів біогенними хімічними елементами» було введено Д. Соєром (1947) і увійшло в гідрохімічну літературу після поширення ідей Р. Фоленвейдера (1968), згідно з яким рівень трофії водойм залежить від сумарного надходження в них загального фосфору.

Під навантаженням водойми тією чи іншою речовиною (хімічним елементом) розуміють сумарне надходження цієї речовини у водойму, яке припадає на одиницю водної поверхні за одиницю часу. Р. Фоленвейдер при встановленні зв'язку між рівнем трофії водойми і навантаженням його фосфором враховував ще і середню глибину водойми. Пізніше в цю залежність був уведений показник проточності.

За останні десятиліття з'явилася значна кількість робіт, у яких співставляються різні джерела надходження біогенних речовин у води суші (табл. 7.2). Як правило, такі оцінки були виконані для водозборів крупних чи важливих у соціально-економічному відношенні озер або водосховищ.

Таблиця 7.2. Оцінка ролі різних джерел формування антропогенного навантаження деяких водних об'єктів світу фосфором, % (за І.С. Коплан-Дікс, 1985)

Водний об'єкт	Тваринництво	Землеробство	*ЖКГ	Промисловість	Атмосферні опади
Оз. Ладозьке			28	38	7
Оз. Верхнє	4		11	3	37
Оз. Мічиган	21		43	5	26
Оз. Гурон	40		20	3	26
Оз. Ері	34		53	3	4
Водойми ФРН		9	91		
Водойми Італії		30	70		
Водойми Швейцарії		26		69	5
Водозбір річки Потомак		8	1	83	
Озера Естонії	52		28	20	

Примітка: *ЖКГ – житлово-комунальне господарство

Як видно з табл. 7.1, частіше оцінюється сумарний внесок сільського господарства у надходження біогенних речовин у води суші.

Аналіз публікацій показує, що при вивченні різних джерел надходження біогенних елементів у води суші дослідники поступово приділяють більшу увагу впливові землеробства і тваринництва порівняно з промисловістю.

У ХХ ст. до найрадикальніших змін потоків біогенних речовин могли призвести два факти: суттєві демографічні зміни і використання мінеральних добрив.

Деякі дослідники вважають зміни, які відбуваються, наслідками демографічного вибуху. Безумовно, демографічні зміни вплинули на всі сфери господарської діяльності, в тому числі і на потоки біогенних речовин, але надходження їх у воду зросло не пропорційно збільшенню людського населення. Так, за останні 200 років населення планети зросло приблизно у шість разів, тоді як надходження фосфору у воду за рахунок господарсько-побутових стічних вод у результаті урбанізації збільшилось у 300 разів (за рахунок підвищення частки міського населення і за рахунок використання синтетичних миючих засобів). Аналогічна картина має місце і у тваринництві.

Демографічний вибух був би неможливим без радикального збільшення врожаїв сільськогосподарських культур, що було зумовлене широким використанням мінеральних добрив. Так, при співставленні середніх врожаїв пшениці в країнах Європи і середніх доз мінеральних добрив стає очевидним ефект використання останніх: врожаї зросли від кількох центнерів до 30 і більше при дозах мінеральних добрив у діючій речовині 100-300 кг/га і перевищили 40 ц/га у тих країнах, де доза добрив перевищила 300 кг/га (ФРН, Бельгія, Нідерланди, Швейцарія).

Зрозуміло, що в наш час мінеральні добрива не можуть не впливати радикально на якість вод суші у зв'язку з їх швидко зростаючими потоками. Але де ж накопичуються 16-17 млн т фосфору, які щорічно вилучаються з літосфери з фосфоритами і апатитами? Переважна частина фосфорних руд використовується для виробництва фосфорних добрив. Доля цієї частини фосфору може бути двоякою: чи накопичення в ґрунті, чи надходження у води суші з наступним виносом в океан.

Накопичення фосфору у ґрунті («зафосфачування» ґрунтів) має місце в багатьох розвинутих країнах. Зараз воно становить близько 1/3 фосфору, який вноситься з мінеральними добривами, хоча у світі в цілому цей процес не відіграє ще достатньо суттєвої ролі. В 70-80-х рр. ХХ ст. баланс фосфору у землеробстві світу, за приблизними оцінками О.В. Петербурзького, ледве зводився.

Таким чином, значна частина фосфору, яка проходить через сферу господарської діяльності з мінеральними добривами, на кінцевій стадії міграції надходить у води суші і накопичується у донних відкладах континентальних водойм і Світового океану. Встановлено, що винос

фосфору з сільгоспугідь відбувається в основному поверхневим стоком – 90 % загальної суми надходження у водойми.

Вважається встановленим той факт, що саме мінеральні добрива відіграли вирішальну роль у формуванні основних потоків біогенних елементів у поверхневій воді. Ці потоки і створили умови для швидкого евтрофування великої кількості водних об'єктів.

7.3. Роль землеробства у формуванні виносу біогенних елементів

У зв'язку із зростанням використання добрив, а отже, і збільшенням надходження біогенних речовин у водойми актуальним стає питання встановлення величини їх виносу з сільськогосподарських полів і природних угідь.

Проведені на прикладі водозбору Валдайського озера дослідження показали, що винос азоту з сільськогосподарських угідь у півтора рази, а фосфору – в три рази більший, ніж з лісових масивів.

Виявлено, що вміст нітратів, нітритів і фосфору в талих снігових і дощових водах схилового стоку з розораних територій Північного Казахстану і Литовської низовини вищий, ніж з природних у 3-10 разів. Притоки Іваньківського водосховища, які протікають по сільськогосподарській території виносять до 450 кг/га розчиненого фосфору, по лісових водозборах – 0,030-0,060 кг P/га, а по заболочених – 0,003 кг/га фосфору на рік. Для азоту таке співвідношення не визначене (В.Н. Башкін, 1975).

Естонські дослідники встановили залежність між виносом азоту (Y , кг/км² на рік) і часткою оброблюваних земель (X , %) на водозборі, яка має лінійний характер:

$$y = 26,3 \cdot x + 21 \quad (7.1)$$

Для фосфору залежність є логарифмічною:

$$y = 11,85 \cdot \lg(X + 1) + 1,76n, \quad (7.2)$$

де $x = 0,80$; $n = 13$.

На Валдаї були проведені роботи з оцінки впливу добрив на винос поживних елементів з ґрунту весняним поверхневим стоком на дослідних ділянках. Було внесено азоту – від 54 до 85,1 кг/га, фосфору – від 14,9 до 33,7 кг/га, калію – від 52,5 до 98,4 кг/га. Винос добрив визначався за різницею виносу біогенних елементів з удобрених і неудобрених ділянок. Досліди показали, що винос азоту і калію добрив не перевищував 6 %, а фосфору – 0,2 % від внесених з добривом. Але на винос речовин впливають агрофон і тип ґрунтів полів. Так, на суглинистих ґрунтах найбільша кількість азоту і калію виноситься з озимих посівів, фосфору – з луків і сіяних трав. З поперечного з'ябу азот і фосфор не виносяться, а калій – у частках відсотку. При цьому винос біогенних елементів з суглинистих ґрунтів, як правило, вищий, ніж з супіщаних.

Є дослідження американських і канадських учених, які свідчать, що питомі втрати поживних елементів з сільськогосподарських угідь вищі, ніж з лісових масивів, у півтора-два рази. Найбільші втрати спостерігаються на зернових і просапних культурах, найменші – на пасовищах і сіяних травах.

При розробці заходів, спрямованих на скорочення виносу поживних речовин з поверхневим і ґрунтовим стоком, надзвичайно важливо знати співвідношення величин виносу сніговим і дощовим стоком. У цьому плані цікаві дослідження проводились на дерново-підзолистих ґрунтах у Білорусі (М.М. Хох та ін., 1977). Дослідні ділянки розміщувалися на схилах північної (ухил 6°) та південної (ухил 9,5°) експозиції. Як свідчать результати цих спостережень, у весняний період у розчиненому вигляді фосфор виноситься приблизно однаково з усіх видів оранки. На схилах північної експозиції внос фосфору із зяблевої оранки був на 20 %, а з трав – на 10 % меншим, ніж на схилах південної експозиції; на перелогових землях – на 20 % менше, ніж на зяблевій оранці і травах.

Твердий стік із зяблевої оранки на схилах південної експозиції через більшу крутизну був більшим на 34 %, ніж на схилах північної експозиції. Це зумовило і більший внос фосфору із зяблевої оранки на південних схилах на 41 %.

На полях із зливовим дощовим стоком у розчиненому вигляді, а також із змитим ґрунтом фосфору виноситься менше, ніж весняним. Підстилаюча поверхня має суттєвий вплив. Для поверхні ґрунту, не захищеної рослинним покривом, характерні більші величини змиву, а в результаті цього і більший внос фосфору і калію як твердими частками ґрунту, так і в розчиненому вигляді. Роль експозиції схилу в умовах зливого стоку на полях під картоплею виявляється менш чітко, ніж на полях під зерновими. Більше того, на полях під ячменем і особливо під віко-вівсяною сумішшю на схилах північної експозиції спостерігався значно більший змив, а з ним і внос фосфору переважно з твердим стоком. Із зяблевої оранки в період весняного водопілля з твердим стоком фосфору виноситься більше 96 %, у літній період з полів під картоплею – 99 % фосфору, під ячменем і віко-вівсяною сумішшю – більше 83,5 %, під чорним паром – 96 %.

Треба відзначити, що у весняний період на зябу щорічно спостерігається поверхневий стік і змив ґрунту, тоді як навіть на орних угіддях поверхневий стік утворюється лише за сприятливих умов (велика інтенсивність дощу, достатнє зволоження ґрунту, наявність розрихлених ділянок, які не захищені рослинним покривом).

Таким чином, розподіл виносу біогенних елементів у розчиненому вигляді за сезонами року ідентичний розподілу рідкого стоку, а із завислими частками – твердого.

Розорювання ґрунту природних угідь призводить до посилення процесу фізико-хімічного вивітрювання мінералів, у результаті

легкорозчинні солі більш доступні для вимивання паводковими водами, ніж на цілині чи перелогових землях. Особливо інтенсивне вимивання в зоні надлишкового зволоження. За умови посушливого клімату розорювання призводить до значного скорочення стоку, що в свою чергу сприяє і скороченню іонного стоку. Така ж картина спостерігається і по відношенню до стоку біогенних речовин.

Сучасний відвальний обробіток ґрунту має ряд значних недоліків, до яких належать: руйнування ґрунтових агрегатів; запливання ґрунту в результаті його оголення при обробітку; схильність ґрунту до водної та вітрової ерозії; втрати гумусу; утворення плужної підшви, яка перешкоджає вбиранню води у глибокі шари ґрунту; ущільнення ґрунту і, врешті, дуже висока мобілізація азоту.

Дощові краплі, потрапляючи на оголений ґрунт, зміщують часточки мулу і глини, які захоплюються водою у найдрібніші ґрунтові пори і забивають їх. Надалі вода у менших кількостях просочується вниз, завдяки чому посилюється поверхневий стік, що призводить і до посилення змиву часток ґрунту, тобто починається активна ерозія. У процесі численних обробітків ґрунту з нього втрачається значна частина органічної речовини, що викликає ще більше його руйнування, оскільки присутність розкладеної органічної речовини посилює вбирну здатність ґрунту. Так, під цілиною і в лісах мінеральний ґрунт зберігається пухким, що сприяє швидкому поглинанню ним води.

ґрунти орних угідь у процесі обробітку не лише розпушуються, але і ущільнюються під впливом лемішів плугів, коліс тракторів, комбайнів, машин. З щільністю ґрунту безпосередньо зв'язаний його водний режим. Ущільнення ґрунту зменшує загальну прозорість і розміри пор, а внаслідок цього його водопроникність.

У зв'язку з цим велика увага приділяється удосконаленню прийомів і систем механічної обробки ґрунту як важливій умові підвищення його родючості, подальшого зростання врожайності культур, зниження енергетичних і трудових затрат. Одним з напрямів дослідження агрономічної науки з удосконалення систем землеробства є створення теоретичних і практичних засад мінімального втручання у ґрунт, що досягається шляхом зменшення кількості обробітків і глибини розпушення, заміни механічних засобів боротьби з бур'янами використанням гербіцидів.

Особливо широке розповсюдження мінімальний обробіток ґрунту набув у США, де він проводиться майже на одній чверті посівних площ, а в низці штатів – на 75 % посівних площ. Використовується така система обробітку ґрунту і в південних областях України.

Головною гідрологічною властивістю мінімального обробітку ґрунту є зменшення поверхневого стоку, змивання ґрунту і виносу поживних елементів. У нас цю систему ще називають безплужним ґрунтозахисним обробітком ґрунту. При цьому значно зростає порівняно з відвальною

оранкою біологічне рихлення підґрунтя дощовими черв'яками, кількість яких зростає у п'ять разів, що також збільшує водопроникність ґрунту.

7.4. Співвідношення виносу біогенних елементів поверхневим і ґрунтовим стоком

Внесення органічних добрив у ґрунт суттєво підвищує його біологічну активність і родючість. Під впливом гною у ґрунті збільшується кількість безхребетних, які розпушують ґрунт, а також бактерій. Сприятливий вплив, який справляють добрива на фізичні властивості ґрунту, виявляється і в збільшенні водопроникності ґрунту. На удобрених ділянках, згідно з результатами дослідів, водопроникність зростає у 1,8 і 2,2 рази порівняно з неудобреними ділянками. Спостереження Є.П. Чернишова (1974) показали, що використання добрив на озимих культурах в умовах Курської області призводить до скорочення рідкого і твердого стоку.

Внесення добрив сприяє покращенню агрофізичних і агрохімічних властивостей ґрунту. В результаті забезпечується кращий розвиток рослин, які захищають поверхню ґрунту від ударної дії крапель дощу і тим самим запобігають розвитку ерозійних процесів. З цієї ж причини знижується і поверхневий стік із схилів, що також впливає на зменшення змиву ґрунту.

Вплив ґрунтового покриву на винос біогенних елементів зі стоком ґрунтових вод оцінюють за даними спостережень по їх вимиванню з лізиметричними (інфільтраційними) водами.

Винос азоту. Сполуки азоту вирізняються високою рухливістю і легко мігрують у ґрунтовій товщі. При надлишку в ній вони часто досягають рівня ґрунтових вод і при помірному зволоженні ґрунту спрямованими вгору токами виносяться у поверхневий шар ґрунту.

Досліди показали, що вміст азоту у водах, які фільтруються з дерново-підзолистих ґрунтів, значно коливається в залежності від агрофону: найбільша концентрація азоту під чистим паром – до 100 мг/дм^3 , на зернових від 20 до 65 мг/дм^3 , на травах – 2 мг/дм^3 ; найменша – у хвойних лісах. У одному з дослідів на різних типах ґрунтів були отримані такі результати. У середньому на глибину 1,5 м просочувалось на супіщаних ґрунтах 29 % атмосферних опадів (370 мм), на суглинках – 3 %, тобто майже у 10 разів менше. Винос азоту добрив на супіщаних ґрунтах становив 13,5 % від всього змитого азоту, на суглинистих – лише 2 %.

У табл. 7.3 наведені дані спостережень за виносом азоту інфільтраційними водами на сільськогосподарських дослідних станціях України. Дослідні ділянки були зайняті типовими для зон сільгоспкультурами. Під культури вносили органічні (6-10 т/га) та мінеральні (4-5 ц/га) добрива. Для визначення втрат азоту при вимиванні

використовували лізиметри і великі циліндри (діаметром 1,0 м і висотою 1,5 м), заповнені ґрунтом з непорушеною структурою.

Таблиця 7.3. Надходження та вимивання азоту інфільтраційними водами в різних природних умовах України (за У.Р. Захарченком)

Місце проведення дослідю	Атмосферні опади, мм	Обсяг води, яка профільнувалася, %	Надходження азоту з атмосферними опадами, кг/га	Вимивання азоту, кг/га
<i>Лісостеп</i>				
Чорнозем глибокий, малогумусний, середньосуглинистий				
Драбовська дослідна станція	440-670	0-10	8,8-9,8	0,0-4,0
<i>Полісся</i>				
Дерново-підзолистий супіщаний ґрунт				
Дослідне господарство «Копилове»	470-725	10-15	4,8-7,1	2,3-5,1
Житомирська дослідна станція	580-710	20-40	5,5	2,2-8,4
Чернігівська дослідна станція	510-630	20-35	4,9-7,0	2,1-25,6

Виявилось, що втрати азоту при вимиванні з ґрунту в умовах лісостепу значно менші, ніж у Поліссі, не дивлячись на те, що в чорноземних ґрунтах азоту міститься більше, ніж у дерново-підзолистих. Пояснюється це, по-перше, більшою кількістю опадів (на 20-30 %), по-друге, більш легким механічним складом ґрунтів Полісся. На чорноземних ґрунтах через півтораметрову їх товщу профільовується не більше 10 % опадів, в той час як на легких за механічним складом ґрунтах Полісся – від 10 до 40 %.

Якщо підсумувати проведені дослідження по виносу азоту, то можна зробити такі висновки (І.С. Коплан-Дікс, 1985):

1. На піщаних ґрунтах вимивання азоту відбувається більш інтенсивно, ніж на суглинистих. За експериментальними даними – у 4,5-18 разів більше. При атмосферних опадах до 615 мм/рік – в 1,5-2 рази, при 779 мм/рік – приблизно однаково. З добре дренажованих ґрунтів азоту виноситься у 12 разів більше, ніж з погано дренажованих.

2. У країнах з морським кліматом (м'яка зима і велика кількість опадів) лізиметричні води виносять азоту на порядок більше, ніж у країнах з континентальним кліматом. У лісостеповій зоні через

недостатню кількість опадів систематичне застосування добрив під культури у сівозміні не приводить до їх вимивання.

3. Значний вплив на винос азоту має агрофон. Найбільший винос спостерігається на парових ділянках (13,7-118 кг/га), найменший - на перелогових землях (0,4 кг/га) і на злакових травах (3 кг/га), тобто річниця може становити десятки і сотні разів.

Винос фосфору. Фосфор – найменш рухливий елемент у ґрунті. Проникаючи на глибину не більше 7-8 м він утворює важкорозчинні сполуки із залізом, алюмінієм і кальцієм, причому до 90 % його вмісту затримується у верхньому сантиметровому шарі ґрунту. За даними М.О. Бобрицької, при внесенні 120 кг/га діючої речовини під зернові на темно-сірих лісових ґрунтах міграція фосфору в іонній формі та у вигляді комплексних сполук практично відсутня, а в середньо- і сильнозмитих ґрунтах – відбувається у невеликих кількостях (0,001-0,014 мг/дм³) в основному у зв'язаному в органічні комплекси вигляді.

Порівняно з виносом фосфору врожаєм постійне його вимивання настільки незначне, що не впливає на баланс його в ґрунтах. Лізіметричними водами на дерново-підзолистому ґрунті вимивання азоту за рік досягає 13-25 кг/га, а фосфору – всього лише 0,006 кг/га.

Практично у всіх публікаціях автори роблять висновок про те, що фосфор здійснює міграцію переважно в горизонтальному напрямку.

Винос калію. Урожаєм виноситься набагато більше калію, ніж вимивається лізіметричними водами, у складі яких він присутній у кількості 1-3 мг/дм³. Річне вимивання калію коливається в межах від 0,4 до 7,0 кг/га. При внесенні високих доз калійних добрив винос калію інфільтраційними водами зростає. На паруючих неудообрених дерново-підзолистих суглинистих ґрунтах вимивання калію становить 3,3 кг/га, а при внесенні K_{170} – 9,6 кг/га, на супіщаних відповідно 2,2 і 10,5 кг/га. Хоча є результати дослідів, коли калію більше вимивалося на суглинистих ґрунтах.

Винос поживних речовин з поверхневим стоком і лізіметричними водами. Вивчення виносу поживних речовин з сільськогосподарських угідь на півночі Болгарії (Придунайська рівнина) спільно поверхневим стоком і лізіметричними водами показало наступне (І. Петрова, 1979). Дослідження виконувалося у вегетаційний період протягом двох років на карбонатних чорноземах. Тут випадає близько 600 мм опадів на рік з максимумом у вегетаційний період (330-375 мм). Було виконано два варіанти дослідів: перший – з внесенням добрив за схемою $N_{12} P_8 K_8$, другий – з внесенням подвійної норми ($N_{24} P_{16} K_{16}$). Поверхневий стік на парових полях був у сім – вісім разів більший, ніж на посівах пшениці, змив ґрунту – у 40 разів більший, тому винос поживних речовин з цього поля як з рідким, так і твердим стоком був у десятки разів вищим. Кількість води, яка профільтрувалася через 50 см шару ґрунту, в 1976 р.

на посівах пшениці була на 10 % більшою, ніж на паровому полі, а в 1977 р. – у три рази меншою.

Поживні елементи виносилися в основному із змитим ґрунтом. Так, загальний азот з твердим стоком виносився на 90 % і більше; загальний фосфор – на 98 % і вище; калій – на 80-84 %.

Аналіз матеріалів різних авторів про вимивання біогенних елементів лізіметричними водами дозволяє дійти таких висновків:

1. На піщаних ґрунтах відбувається більш інтенсивне вимивання біогенних елементів, ніж на суглинистих.

2. У результаті внесення добрив зменшується кількість води, яка просочується; при цьому збільшується питоме вимивання біогенних елементів.

3. Агрофон справляє значний вплив на винос біогенних елементів. Найбільший винос спостерігається на парових полях, найменший – на перелогових землях і злакових травах.

4. Фосфору вимивається на один-два порядки менше, ніж азоту. Калій займає проміжне положення.

5. У країнах з морським кліматом винос біогенних елементів відбувається інтенсивніше, ніж у країнах з континентальним кліматом.

6. У лісовій зоні біогенні елементи вимиваються інтенсивніше, ніж у степовій.

7.5. Антропогенні зміни глобальних потоків біогенних елементів

За останні десятиліття відбувається стрімке зростання виробництва мінеральних добрив і надходжень біогенних речовин у води суші, що сприяло виникненню проблеми забруднення і евтрофування природних вод.

Глобальні потоки фосфору. Збільшення надходження фосфору у води суші подібне зростанню виробництва фосфорних добрив. У кількісному виразі до другої половини ХХ ст. три тренди, а саме споживання харчового фосфору, світового виробництва фосфорних добрив і потік фосфору в гідросферу були близькі між собою. Із середини ХХ ст. тренди потоків фосфору в гідросферу і виробництва фосфорних добрив пішли різко вгору порівняно з потребами в харчовому фосфорі. У наш час ці потоки фосфору вже на порядок переважають продовольчі потреби людини.

До аналогічних висновків можна дійти і в географічному аспекті: антропогенне евтрофування поверхневих вод найбільш яскраво виражене у розвинутих у господарському відношенні регіонах, де використовуються значні дози мінеральних добрив.

У літературі є багато висловлювань про вплив мінеральних добрив на біоценози водойм, а стік мінеральних добрив з полів розглядається як основне джерело надходження біогенних елементів у воду. У дійсності ж, як стверджує І.С. Коплан-Дікс, у загальному потоці біогенних речовин у

воду винос мінеральних добрив з полів не настільки суттєвий, а для фосфорних добрив – мізерний.

Треба враховувати два фактори, які при раціональному використанні мінеральних добрив сприяють зниженню сумарного виносу фосфору з полів.

1. Прискорення росту сільськогосподарських культур за рахунок внесення добрив, у результаті чого часточки ґрунту в меншій мірі вимиваються, утримуючись кореневими системами рослин, які швидко розвиваються.

2. Суттєве збільшення врожаїв, яке визначається рівнем використання добрив і дозволяє для одержання необхідних валових зборів зерна та інших сільськогосподарських культур незначно збільшувати площі полів. У деяких країнах у результаті використання добрив загальні площі розорюваних земель навіть дещо скоротились, наприклад, у США за 60 років – на 8 %.

При використанні фосфорних мінеральних добрив відбувається зростання виносу фосфору з рідким стоком приблизно у два рази, тоді як з твердим стоком винос фосфору не збільшується, або навіть помітне деяке його зниження.

Протягом тривалого періоду розвитку людського суспільства антропогенний кругообіг фосфору мало відрізнявся від природного. Завдяки невеликим розмірам переважної більшості господарств, кожний з них формував свій локальний кругообіг біогенних елементів. Цей кругообіг складався з урожаю полів, луків і сінокосів, який розподілявся між людьми і сільськогосподарськими тваринами. Відходи сільськогосподарського виробництва і продукти метаболізму тварин практично повністю утилізувались у ґрунті (рис. 7.2)

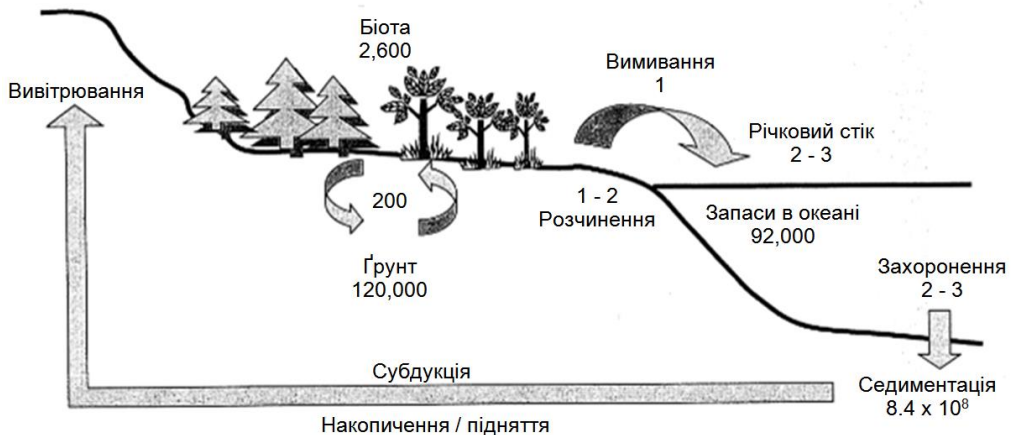


Рис. 7.2. Природний цикл фосфору (за Filipelli, 2002)

На перших стадіях розвитку людського суспільства це відбувалось несвідомо, пізніше застосування органічних добрив стало обов'язковою умовою отримання достатніх для існування врожаїв. Добрива одразу ж пріорювалися; так замикався кругообіг біогенних елементів у селянському господарстві.

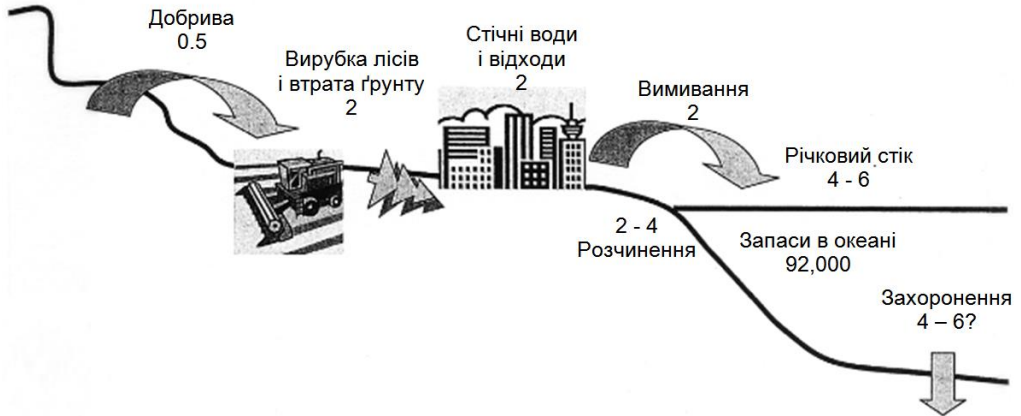


Рис. 7.3. Антропогенний вплив на глобальні потоки фосфору (за Filipelli, 2002)

Продукцію сільського господарства в міста вивозили здавна, але масштаби цього вивозу тривалий час не мали відчутного екологічного значення. Достатньо нагадати, що міське населення світу досягло 3 % лише під 1800 р. Цей відсоток, скоріше і характеризує основні втрати біогенних речовин з антропогенного кругообігу того часу. Зростання міст і швидкий розвиток міської каналізації створили перші передумови для трансформації антропогенного кругообігу біогенних речовин (рис. 7.3).

По-перше, починається процес урбанізації, що викликає збільшення потоку біогенних речовин у міста із замкнутого сільськогосподарського кругообігу того часу. На початку ХХ ст. міське населення досягло 1,4 млрд осіб (13,8 %). Це населення споживало 0,14 млн т фосфору на рік, тоді як у той час в антропогенному кругообігу знаходилось 6-8 млн т фосфору (харчування людини і корм сільськогосподарських тварин).

По-друге, починається розвиток великих тваринницьких господарств, які в подальшому справлятимуть значний вплив на трансформацію сільськогосподарського кругообігу біогенних речовин. Роль цього фактора на початку ХХ ст. була ще мала, і можна говорити лише про локальний обмежений вплив тваринництва того часу на водні об'єкти.

По-третє, входять у вжиток мінеральні добрива у відчутних кількостях. За даними ФАО у 1905 р. у світі застосовувалося уже 1,9 млн т мінеральних добрив (у діючій речовині), в тому числі 0,24 млн т

фосфору. У табл. 7.4 показана еволюція кожного з джерел антропогенного потоку фосфору у воді суші з 1900 до 1980 р.

Таблиця 7.4. Планетарні антропогенні потоки фосфору у воді суші в XX ст. (за І.С. Коплан-Дікс, 1985)

Джерела надходження фосфору	1900		1940		1980	
	Р, млн т	%	Р, млн т	%	Р, млн т	%
Землеробство із застосуванням добрив	0,50	41	0,60	24	0,84	8
Луки і сінокоси	0,40	33	0,50	20	0,72	7
Тваринницькі господарства	0,07	6	0,70	28	3,70	34
Урбанізація	0,12	10	0,31	13	1,69	16
Аліментарний фосфор	0,12	-	0,30	-	0,86	-
Фосфор детергентів	0	-	0,01	-	0,81	-
Стік з міських територій	0,002	-	0,005	-	0,017	-
Виробництво і транспортування мінеральних добрив	0,02	2	0,02	3	1,07	10
Використання детергентів, деревообробна, паперова та інші галузі промисловості	0,10	8	0,30	12	2,70	25

Таким чином, на початку XX ст. були створені початкові умови порушення замкнутості антропогенного кругообігу біогенних елементів. Загальний потік біогенних елементів зростав у міру зростання населення і поголів'я сільськогосподарських тварин (з 1900 по 1983 р. харчовий і кормовий потік фосфору виріс у 3 рази). При цьому, збільшилися потоки біогенних речовин, направлені у міста, і скидання їх у воду через каналізацію (приблизно у 10 разів). Відбулися радикальні зміни у сільському господарстві: сільськогосподарські тварини були зосереджені на великих фермах і тваринницьких комплексах. Ці зміни охопили практично все світове господарство. Так, у 1975 р. у колишніх соціалістичних країнах було зосереджено близько 70 % тварин. Рівень утилізації біогенних речовин у тваринництві став знижуватися, забруднення навколишнього середовища відходами тваринництва перетворилося у серйозну проблему.

Вирішальні зміни пов'язані з різким збільшенням виробництва і застосуванням мінеральних добрив, яке відбувалося у 1950-і рр. Якщо в 1946 р. у світі вироблялися і вносилися, на поля мінеральні добрива, які містили менше 1 млн т фосфору, то до 1960 р. ця величина досягла 33,5 млн т із вмістом фосфору 11 млн т.

У 1970-і рр. роль мінеральних добрив у формуванні потоку біогенних речовин антропогенного походження стала визначальною. Так, у 1971 р. зі світовим урожаєм винесено 15 млн т фосфору, а внесено 9 млн т фосфору (60 %) з мінеральними добривами і лише 6 млн т з органічними. Таким чином, у 1970-і рр. органічні добрива втратили своє провідне значення у формуванні врожаю.

Складнощі, які виникли потім у використанні стічних вод великих тваринницьких комплексів, полягали не у надлишку органічної речовини по відношенню до запитів землеробства, а у необхідності розподілу цих стічних вод на обмежених територіях через нерентабельність перевезень на значні відстані.

Глобальні потоки азоту. Щодо азотних мінеральних добрив, то переносити отримані результати на потоки азоту було б принципово невірно з багатьох причин. Для азоту роль мінеральних добрив буде суттєво відрізняться. Як показують дослідження, кількість азоту, який вимивається з водою, становить 10-25 % його загального надходження з добривами. Існує прямий зв'язок між кількістю внесених азотних добрив і концентрацією азоту у воді прилеглих до сільгоспугідь водних об'єктів.

Радикальні відміни порівняно зі співвідношеннями, одержаними для фосфору, існують у всіх оцінках потоків азоту у зв'язку з його надходженням в атмосферу і проникненням у ґрунтові води.

Контрольні питання

1. Що дає стабільність кругообігу води у планетарному масштабі?
2. Які існують змінні чинники, які треба враховувати, досліджуючи кругообіг води?
3. Які дві категорії процесів виділяють у змінах якості вод суші?
4. В чому суть антропогенного евтрофування водних об'єктів?
5. Що є одним з важливих наслідків антропогенного евтрофування водойм?
6. Яка роль землеробства у формуванні виносу біогенних елементів водні об'єкти?
7. Яким є співвідношення виносу біогенних елементів поверхневим і ґрунтовим стоком?

МЕТОДИ РОЗРАХУНКУ ВИНОСУ СОЛЕЙ, ДОБРИВ ТА ПЕСТИЦИДІВ З СІЛЬГОСПУГІДЬ

Серед основних джерел забруднення природних вод стічними водами, а саме промисловими, господарсько-побутовими і сільськогосподарськими – останні мають специфічний характер утворення і надходження у водні об'єкти. Якщо промислові і господарсько-побутові стічні води локалізовані за утворенням і способом доставки каналізаційним колектором на очисні споруди, то утворення і надходження хімічних речовин з сільськогосподарських угідь має розосереджений характер по всьому водозбору і природні шляхи надходження (гідрографічну мережу) у водні об'єкти.



Рис. 8.1. Утворення схилового стоку на сільгоспугіддях

Речовини, які виносяться водним стоком з сільгоспугідь, можуть бути як природного, так і антропогенного походження. Найбільшу небезпеку для забруднення природних вод являють: а) солі, які вимиваються з ґрунтів; б) добрива, які використовуються для підвищення урожайності сільськогосподарських культур; в) пестициди, які використовуються для боротьби із шкідниками у сільському господарстві.

Методика моніторингу водних об'єктів, який має відображати вплив стічних вод з розосереджених сільгоспугідь на якість води, має свою

специфіку порівняно з моніторингом за впливом промислових і господарсько-побутових стічних вод, які мають чітку локалізацію.

По-перше, необхідно приділяти належну увагу аналізу хімічного складу стічних вод, щоб з'ясувати специфіку забруднювальних речовин, що виносяться з сільгоспугідь (наприклад, наявність пестицидів). По-друге, необхідне оптимальне розташування пунктів моніторингу, яке дасть змогу провести кількісні розрахунки надходження хімічних речовин з сільгоспугідь. Це простіше зробити в районах зрошуваних масивів, які мають мережу каналів і скиди колекторно-дренажних вод. Але складніше це реалізувати на богарних землях, оскільки треба спеціально обладнувати гідрометричні споруди для проведення досліджень виносу хімічних речовин (зокрема, агрохімічних засобів) з експериментальних водозборів. Щоб потім поширити отримані дані на більший водозбір.

Основними джерелами надходження хімічних речовин з сільгоспугідь у водні об'єкти є колекторні води, які скидаються із зрошуваних масивів, і води поверхнево-схилового стоку, які стікають з богарних сільгоспугідь.

8.1. Хімічний склад колекторно-дренажних вод зрошуваних масивів

Колекторні води надходять у водні об'єкти, як правило, протягом всього року. Об'єм води, що скидається, не однаковий і залежить від низки умов: площі масиву, який зрошується колектором, і його гідрогеологічних умов; культури, що вирощується; режиму її поливу (об'єм води, строки, способи поливу); фізико-хімічних та механічних властивостей ґрунтів зрошуваної ділянки та ін. Найбільші об'єми колекторних вод скидаються з квітня по вересень.

Мінералізація колекторних вод змінюється в широких межах – від 0,3 до 30 г/дм³. Вона знаходиться у зворотній залежності від об'ємів скинутої води: у вегетаційний період, коли в колекторну мережу скидається велика кількість зрошуваних вод, мінералізація мінімальна, а взимку, коли колекторна мережа заповнена головним чином ґрунтовою водою – максимальна.

Винос солей коливається від 1 до 200 т/га на рік. Найбільша кількість солей скидається із зрошуваних масивів у вегетаційний період за рахунок більших об'ємів скидних вод.

Між виносом солей та об'ємами колекторних вод, які скидаються, існує достатньо тісний кореляційний зв'язок, який описується у більшості випадків рівнянням типу:

$$G_c = aW^b, \quad (8.1)$$

де G_c – винос солей через колектор за місяць, т; W – об'єм води, скинутий через колектор за місяць, м³; a , b – емпіричні коефіцієнти.

Якісний склад винесених солей визначається фізико-географічними умовами зрошуваних територій: характером засоленості ґрунтів,

мінералогічним складом підстилаючих порід, хімічним складом ґрунтових вод тощо.

Як відзначається у «Временных методических рекомендациях ...» (1983), азотні добрива вимиваються в колекторну мережу в значних кількостях. Найбільші концентрації азоту в колекторних водах (10 мг/дм³ і більше) спостерігаються у вегетаційний період, особливо в короткі періоди, приурочені до обробітку полів добривами і наступного поливу. Форма, в якій вимивається азот, залежить від хімічного складу добрив і терміну контакту з ґрунтом і водою, який визначається строками внесення добрив і режимом зрошення.

Винос азоту протягом року коливається в широких межах: від 1 до 20 кг/га. При цьому, 30-40 % загального виносу припадає на період підживлення рослин, всього протягом року з колекторними водами виноситься від 15 до 22 % азоту від загального його надходження на ділянку з добривами і зрошувальною водою.

Зв'язок між виносом азоту і об'ємом стоку колекторних вод у більшості випадків описується рівнянням типу (8.1).

Фосфорні добрива виносяться колекторними водами у невеликих кількостях. У середньому на рік з 1 га зрошеної території виноситься від 0,03 до 1,36 кг фосфору, що становить не більше 1 % від внесених добрив.

Концентрації пестицидів і тривалість періоду, протягом якого вони виявляються в колекторних водах, дуже різноманітна. Це залежить від фізико-хімічних властивостей препаратів, норм, строків і способів їх застосування, характеру ґрунтового покриву, культур і режиму зрошення. Особливо важливе значення мають фізико-хімічні властивості пестицидів: стійкість, летючість, розчинність, сорбційні властивості та ін.

Згідно з класифікацією за ступенем стійкості (персистентності) у навколишньому середовищі, пестициди поділяються на чотири групи (табл. 8.1):

1) дуже стійкі, які зберігаються у навколишньому середовищі понад 2 роки; 2) стійкі – від 6 місяців до 2 років; 3) помірно стійкі – від 1 до 6 місяців; 4) малостійкі – до 1 місяця.

У колекторну мережу пестициди можуть надходити у період поливу як із зрошувальною водою, яка фільтрується через ґрунт, так і в результаті скидання надлишків води з поверхні системи.

Відомо, що при обробітку сільськогосподарських культур більше половини використаного пестициду потрапляє у ґрунт. Пестициди, що надійшли у ґрунт, частково випаровуються, інша частина препарату змішується з ґрунтом і може залишатися в ньому певний час, який залежить від властивостей, про які говорилося вище. Наприклад, фосфорорганічні сполуки (хлорофос, карбофос та ін.) порівняно швидко розкладаються у воді та ґрунті. Хлорорганічні пестициди (ДДТ гептахлор

та ін.) навпаки – погано розчинні у воді, стабільні та мають високі сорбційні властивості.

Таблиця 8.1. Персистентність деяких пестицидів, які найбільше використовуються в Україні

Пестицид	Період повного зникнення
<i>Дуже стійкі</i>	
ДДТ	2-15 років
ГХЦГ	1-3 роки
Хлордан	5 років
Дилдран	3 роки
Гептахлор	2 роки
Алдрин	2 роки
<i>Стійкі</i>	
Симазин	1 рік
Севин	1-2 роки
Атразин	0,9-1 рік
Монурон	0,5-0,9 року
Дмоурон	0,5-0,7 року
<i>Помірно стійкі</i>	
Трифлорамін	180 днів
Метафос	10-180 днів
2, 4, 5 - т	150 днів
2,4 - д	30-90 днів
Діазин	85 днів
Фосфамід	20-75 днів
Далапон	60 днів
<i>Малостійкі</i>	
Хлорофос	4-45 днів
Карбофос	7-60 днів
Форат	15 днів

Досліди на рисових зрошувальних системах України і Росії показали, що після обробітки полів гербіцидами (пропанід і ордрам) вони з'являються в колекторних водах.

Концентрація пропанілу та його метаболітів в колекторних водах коливається від 1 до 100 мкг/дм³, а в окремих випадках досягає 250-270 мкг/дм³. Максимальні концентрації пропаніду виявляються після першого поливу, який настає після обробітки полів препаратом. Протягом наступного невеликого періоду, який в окремі роки неоднаковий і коливається від 5 до 15 днів, спостерігається різке зниження вмісту гербіциду. В окремих випадках гербіцид може виявлятися в колекторних водах протягом тривалого періоду часу, що пов'язано з цілою низкою причин, які називалися.

У різних природних умовах збереження одних і тих же пестицидів у ґрунті відбувається неоднаково. У степовій зоні розкладання пестицидів відбувається швидше, ніж у лісовій зоні (табл. 8.2).

8.2. Хімічний склад вод поверхнево-схилового стоку

Води поверхнево-схилового стоку, які вимивають хімічні речовини з богарних сільгоспугідь, формуються на водозборах у періоди танення снігу і випадання дощів. На режим стоку хімічних речовин великий вплив здійснюють розподіл водного стоку на досліджуваній території, його внутрішньорічний розподіл та мінливість. Велике значення має генезис водного стоку. Концентрація розчинених речовин залежить від того, чи є водний стік дощовим чи сніговим і яка в ньому частка ґрунтового живлення.

Таблиця 8.2. Персистентність деяких пестицидів у ґрунтах водозборів, розташованих у різних фізико-географічних умовах

Пестицид	Доза, кг/га	Зона	Період напівзникнення, діб	Період повного зникнення, діб
ГХЦГ – γ (гексахлорциклогексан)	100	Степова	2	350
	100	Мішаних лісів	5	460
Метафос	7,5	Степова	0,5-1,0	12
	7,5	Мішаних лісів	1,0-1,6	12-34
Хлорофос	2,0	Степова	0,4	6
	2,0	Мішаних лісів	0,5	4
	15,0	Степова	1,2-1,3	13-15
	15,0	Мішаних лісів	1,4	35

Коливання водності у різні роки і характер внутрішньорічного розподілу стоку зумовлюють різні зміни вносу легкокорозчинних речовин з одних і тих же водозборів.

Основна частина річного водного стоку припадає на період весняного водопілля. У цей же період виноситься і найбільша кількість хімічних речовин.

Концентрація азоту у водах поверхнево-схилового стоку, які стікають з водозборів, розташованих у різних фізико-географічних умовах, коливається від сотих часток до десятків мг/дм³. У період весняного

водопілля найбільші концентрації азоту спостерігаються в перші дні водопілля.

Внесення азотних добрив під зяблеву оранку супроводжується підвищенням концентрації азоту у водах поверхневого стоку в період весняного водопілля у два-три рази. Особливо різке збільшення вмісту азоту в стоці в період водопілля спостерігається при внесенні добрив на поверхню снігу чи сильно промерзлий ґрунт.

Під час дощових паводків концентрація азоту у водах поверхнево-схилового стоку з удобрених масивів у два-три рази вища, ніж з неудобрених.

У період весняного водопілля винос азоту коливається від 0,01 до кількох кг з 1 га.

Найбільша кількість азоту виноситься з полів, зайнятих тільки культурами – до 6 % внесених добрив, найменша – з луків і полів багаторічних трав – до 2,5 %.

Між виносом азоту і об'ємом водного стоку існує тісний зв'язок, який для більшості районів описується рівнянням типу:

$$G_N = a + bW \quad (8.2)$$

де G_N – винос азоту з водозбору за добу, кг; W – об'єм водного стоку за добу, м³; a , b – емпіричні коефіцієнти.

В окремих випадках цей зв'язок описується рівнянням типу (8.1).

Фосфор виноситься водами поверхнево-схилового стоку в незначних кількостях (до 0,1 кг/га під час водопілля).

Концентрація пестицидів у водах поверхнево-схилового стоку залежить як від властивостей самих пестицидів, так і від умов навколишнього природного середовища.

Під час весняного водопілля у водах поверхнево-схилового стоку виявляються лише високоперсистентні пестициди (наприклад, хлорорганічні), які вносилися у минулий вегетаційний період.

Під час дощових паводків концентрація пестицидів у водах поверхнево-схилового стоку визначається швидкістю їх зникнення з ґрунтів, об'ємом водного стоку і періодом часу, який пройшов між обробитком полів препаратом і початком стоку.

У період весняного водопілля винос хлорорганічних пестицидів досягає 80 % річного. У степовій зоні він коливається в межах 0,1-4,0 г/га.

Фосфорорганічні пестициди виносяться водами поверхнево-схилового стоку головним чином у період дощових паводків, Максимальний винос пестицидів, як правило, спостерігається після перших стокоутворюючих опадів.

8.3. Винос хімічних речовин із зрошуваних масивів сільгоспугідь

Вивчення забруднення річок колекторно-дренажними водами, які скидаються із зрошуваних масивів, включає:

а) вивчення хімічного складу води самого джерела забруднення, тобто колекторно-дренажних вод;

б) аналіз змін, які відбуваються у хімічному складі води річок під впливом колекторно-дренажних вод, що надходять.

Звичайно зрошення поєднується з внесенням на поля хімічних препаратів, тому в програмі робіт необхідно передбачити одночасні спостереження за вмістом природних солей, які вимиваються з ґрунтів, а також добрив і пестицидів, що вносяться.

При складанні програми спостережень для вказаних досліджень необхідно попередньо зібрати, вивчити і проаналізувати таку інформацію:

1) розташування і площі зрошуваних сільгоспугідь, скидні води з яких надходять у поверхневі водні об'єкти;

2) схематична карта гідрографічної мережі із зображеними на ній зрошуваними масивами;

3) схема зрошуваних масивів з колекторно-дренажною мережею, а також ділянками водних об'єктів, у які скидаються колекторні води;

4) режим, строки і способи поливу зрошуваних масивів;

5) перелік добрив і пестицидів, які використовуються на кожному зрошуваному масиві, дози, строки і способи їх внесення на поле;

6) об'єми колекторних вод (річні, місячні), які надходять у річки із зрошуваних масивів (з кожного масиву в цілому і по окремих його колекторах).

Об'єктом спостережень треба обрати зрошуваний масив, який має інженерно обладнану мережу. Обов'язковою умовою проведення польових робіт є забезпечення їх гідрометричними спостереженнями (головним чином вимірюванням витрат води), які повинні виконуватись одночасно з гідрохімічними як на колекторах, так і на річках, куди скидаються дренажні води.

Проведення спостережень включає в себе два етапи: рекогносцирувальні спостереження і систематичні.

Рекогносцирувальні спостереження треба проводити у вегетаційний період під час поливів, після обробки рослин хімічними препаратами. Проби води відбираються у замикаючому створі колектора на середині потоку з глибини 0,5 м. Якщо глибина потоку менше 1 м, то з середини його глибини. У річці проби відбираються у фоновому створі та контрольному. Відбір проб у вказаних створах виконується протягом кількох днів від початку поливу для встановлення тривалості періоду підвищених (порівняно з фоновими) концентрацій біогенних речовин і пестицидів у воді. Це необхідно для визначення частоти відбору проб у цей період під час подальших систематичних спостережень.

Для характеристики вмісту головних іонів у воді можна обмежитись відбором однієї проби в кожному створі.

Відбір проб води повинен супроводжуватися вимірюванням витрат води як у колекторі, так і в річці.

Хімічний аналіз проб води на біогенні речовини (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}) треба виконувати на місці, оскільки у свіжовідібраних пробах дані компоненти біохімічно нестійкі. Якщо аналіз не може бути виконаний одразу – проби фільтрують через мембранний фільтр 0,45 мк, консервують 2-4 дм³ хлороформу на 1 дм³ води і зберігають при температурі 3-5°C не більше доби.

Визначення пестицидів у польових умовах виконати практично неможливо. Тому з відібраних проб води пестициди вилучаються екстрагуванням з наступним визначенням у лабораторії. Іонний склад води (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) встановлюється аналізом у лабораторних умовах.

Систематичні спостереження. На основі результатів виконаних рекогносцирувальних спостережень розробляється програма систематичних спостережень. Вибір створів, вертикалів і горизонтів відбору проб зроблено під час рекогносцирувальних спостережень. Згідно з програмою пункти спостережень у місцях надходження стічних вод, які відводяться з сільгоспугідь, належать до 2-ої і 3-ої категорії. Але програма спостережень у цих пунктах повинна суттєво відрізнятися від типової строками відбору проб води. Ця відмінність зумовлена специфікою даного виду забруднень.

Строки відбору проб води. У вегетаційний період проби води для визначення біогенних речовин відбираються один раз на декаду, в інші періоди року – один раз на місяць. Під час проведення підживлення рослин, яке супроводжується поливом, можливий додатковий відбір проб води. Строки відбору проб у цей період корегуються на основі рекогносцирувальних досліджень. Якщо під час рекогносцировки встановлено, що період підвищення концентрацій біогенних речовин у воді становить менше 10 днів, відбір проб треба робити частіше, наприклад, через 5 днів.

Проби води для визначення вмісту малостійких і помірностійких пестицидів відбираються подекадно протягом вегетаційного періоду і один раз на місяць у інші пори року; для визначення стійких і дуже стійких – один раз на місяць.

Проби води для визначення вмісту головних іонів треба відбирати щомісячно протягом всього року.

Інгредієнти. У пробах визначається вміст біогенних речовин (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}), головних іонів (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) і пестицидів.

Програма спостережень може змінюватися залежно від мінливості строків внесення на поля препаратів та їхнього асортименту.

Розрахунок вносу солей, добрив і пестицидів. Розрахунок вносу солей, добрив і пестицидів колекторними водами виконують двома способами.

1). З використанням формули:

$$G = \sum_{i=1}^n C_i Q_i, \quad (8.3)$$

де G – винос речовин за рік, вегетаційний період тощо, кг/га; C_i – концентрація речовин за i -тий розрахунковий період, мг/дм³; Q_i – водний стік за i -тий розрахунковий період, м³; n – кількість розрахункових періодів.

2). Кореляційним способом – за наявності багаторічних матеріалів спостережень встановлюються кореляційні зв'язки виносу хімічних речовин колекторними водами з об'ємом їх стоку. Ці залежності використовуються потім для знаходження кількості винесених речовин за відомим об'ємом стоку.

Якщо проби колекторної води відбирались несистематично, то за знайденими концентраціями будується графік зміни цього компонента у часі, з якого потім знімаються середні місячні значення вказаних величин (на 15 число кожного місяця) і використовуються потім при розрахунках. Далі хід розрахунків аналогічний описаному в першому варіанті.

Таблиця 8.3. Винос азоту і фосфору колекторними водами, які скидаються із зрошуваних масивів Північного Кавказу (Временные методические рекомендации..., 1983), кг/га

Район досліджень	Період спостережень	Азот	Фосфор	Культура
Зрошувальна система № 1	IV-XI 1977	4,46	0,17	Рис
	1978	10,8	1,10	
	V-IX 1979	9,2	-	
	III-XII 1980	5,9	-	
Зрошувальна система № 2	IV-XII 1977	2,35	0,41	Зернові
<i>водобалансові ділянки</i>				
<i>ВБ I</i>		2,5	1,36	Овочеві
<i>ВБ II</i>		3,55	0,60	Виноград
<i>ВБ III</i>		1,14	0,30	Сади
<i>ВБ IV</i>		3,51	0,19	
Зрошувальна система № 3	IV-XII 1977	2,53	0,10	Зернові, овочеві
Зрошувальна система № 7	V-IX 1968	20,5	0,5	Рис

Колекторні води виносять значну кількість азотних добрив: щорічно від 1,5 до 22 % загального надходження азоту на ділянку з добривами і зрошувальною водою (табл. 8.3).

Кількість внесених добрив має зворотну залежність від часу внесення добрив і початку поливу (табл. 8.4).

Таблиця 8.4. Винос азоту із зрошуваних ділянок за періоди спостережень, приурочених до різних строків внесення добрив

Строк внесення добрив	Площа ділянки, га	Час між внесенням добрив і початком скидання води з ділянок, доба	Винос азоту, кг/га
Передпосівний	500	23	0,5
	500	30	0,8
Підживлення	70	2	2,2
	70	4	4,0
	500	2	1,5

8.4. Винос хімічних речовин з богарних сільгоспугідь

Важливе значення мають спостереження на богарних сільгоспугіддях, оскільки вони займають близько 90 % усіх сільськогосподарських площ. Зрозуміло, що винос біогенних речовин і пестицидів з одиниці площі богарних сільгоспугідь менший, ніж із зрошуваних. Але загальний винос речовин з усієї незрошуваної території набагато більший.

Вивчення забруднення води річок сільськогосподарськими стічними водами, які надходять з незрошуваних угідь, як і у випадку вивчення впливу зрошуваних масивів, включає:

а) вивчення хімічного складу води джерела забруднення, тобто стічних вод, які надходять з незрошуваних сільгоспугідь;

б) аналіз змін, які відбуваються в хімічному складі води річок під впливом сільськогосподарських стічних вод з незрошуваних територій.

При розробці програми і організації спостережень необхідно заздалегідь зібрати і проаналізувати таку інформацію:

1) схематична карта річки чи її ділянки, на якій зображені сільгоспугіддя (з вказаними площами), стік з яких потрапляє в даний водний об'єкт;

2) відомості про внутрішній розподіл водного стоку;

3) відомості про культури і види агротехнічних заходів, які проводяться на досліджуваній території;

4) перелік добрив і пестицидів, дози, строки і способи їх внесення.

При виборі об'єктів спостережень необхідно прагнути того, щоб водозбори мали велику площу, з якої надходять невеликі об'єми вод поверхневого стоку. На обраних ділянках повинні використовуватися у значних масштабах і асортименті добрива і пестициди.

Усі польові дослідження повинні бути забезпечені гідрометричними спостереженнями, головним чином вимірюванням витрат води (рис. 8.2),

які необхідно проводити одночасно з гідрохімічними як у замикаючих створах балок, що відводять сільськогосподарські стічні води, так і на річках, в які вони потрапляють.



Рис. 8.2. Пост моніторингу стоку з сільгоспугідь, обладнаний гідрометричним лотком (штат Вісконсин, США)

Проведення спостережень включає два етапи: рекогносцирувальні та систематичні спостереження.

Рекогносцирувальні спостереження виконуються двічі: в період весняного водопілля і після першого за обробіткою полів добривами і пестицидами дощового паводку. Проби води відбираються із замикаючого створа балки, яка відводить стік з сільгоспугідь, з середини потоку в період проходження піку водопілля чи паводку. Відбір проб у річці повинен виконуватися у фоновому і контрольному створах.

При систематичних спостереженнях у період весняного водопілля частота відбору проб води залежить від його тривалості. Якщо водопілля триває кілька днів, треба організувати щоденний відбір проб води. При більш тривалому водопіллі відбір проб води необхідно виконувати не менше п'яти разів (початок, пік, кінець водопілля і по одній пробі на підйомі та спаді водопілля). Проби води бажано відбирати о 12-14 год. дня, коли спостерігається максимальне танення снігу на водозборі.

У період паводків, які викликані дощами, після обробітку полів хімічними препаратами відбираються три проби води (початок, пік, кінець паводку). При короткочасних паводках (тривалість 1-2 год.) – одна проба. Програма спостережень корегується в залежності від змін асортименту використання препаратів, строків і способів їх внесення.

Таблиця 8.5. Коливання концентрацій біогенних речовин у водах поверхнево-схилового стоку різних природних зон

Природна зона	Вміст (min - max), мг/дм ³			
	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Степова	0,01-21,8	0,001-0,930	0,01-2,24	0,001-0,435
Лісостепова	0,88-16,24	0,009-1,668	0,14-2,09	0,002-0,570
Лісова	0,01-16,35	0,009-0,066	0,03-1,47	0,001-0,240

Розрахунок виносу добрив і пестицидів з богарних земель виконується такими ж способами, як і для зрошуваних земель.

У табл. 8.5 наведено дані про межі змін концентрацій біогенних речовин у водах поверхнево-схилового стоку на богарних землях.

Таблиця 8.6. Винос біогенних речовин водами поверхнево-схилового стоку різних природних зон

Природна зона	Винос азоту, кг/га	Винос фосфору, кг/га
Степова	0,01-2,50	0,0001-0,127
Лісостепова	0,01-0,93	0,0002-0,039
Лісова	0,84-2,82	0,032-0,038

Як видно з табл. 8.6, винос азоту з водами поверхнево-схилового стоку у різних природних зонах незрівнянно більший, ніж фосфору.

Контрольні питання

1. Яке походження мають речовини, що виносяться водним стоком з сільгоспугідь?
2. Які речовини, що виносяться з сільгоспугідь, являють найбільшу небезпеку для забруднення природних вод?
3. В чому є специфіка дослідження впливу сільськогосподарських стічних вод на забруднення водних об'єктів порівняно з господарсько-побутовими або промисловими стічними водами?
4. Які основні джерела надходження хімічних речовин з сільгоспугідь у водні об'єкти?
5. В яких межах змінюється мінералізація колекторних вод зрошуваних масивів?

ВПЛИВ АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ НА СТІК ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН ТА ЯКІСТЬ РІЧКОВИХ ВОД БАСЕЙНУ ДНІПРА

Найбільш динамічна частина природних вод – річковий стік – є неоднорідним у гідрохімічному відношенні, що пов'язано як з просторовою різноманітністю фізико-географічних умов, так і зі зміною в річковій мережі водних мас різного генезису та антропогенним впливом. Поверхневі води певної території можна розглядати як такі, що складаються з вод місцевого стоку і вод різних водних об'єктів.

Хімічний склад вод місцевого стоку можна вивчати як безпосередньо на водозборі, так і в русловій мережі, обравши відповідний замикаючий створ. У першому випадку проби будуть характеризувати води певних точок водозбору, у другому – інтегрально весь водозбір.

Багаторічні дослідження процесу формування хімічного складу вод місцевого стоку європейської території колишнього СРСР (П.П. Воронков, 1970), схилових і річкових вод, проведені на експериментальних водозборах в різних природних зонах України (В.К. Хільчевський, 1996), схилового стоку в лісостеповій і степовій зонах України (С.В. Буднік, 2009) дозволили встановити основні теоретичні положення.

В загальних рисах їх можна сформулювати так. Для вод місцевого стоку, які є по суті водами водозборів, основним процесом формування хімічного складу є розчинення неорганічних і органічних сполук товщі ґрунтів. Для вод же «самостійних» водних об'єктів річкового типу (середні та великі річки) головним процесом є змішування, внаслідок якого і відбувається зміна їхнього хімічного складу в міру впадіння приток. Виявлення цих закономірностей можливе на основі матеріалів стаціонарних спостережень на спеціально обладнаних водозборах.

В басейні Дніпра було обрано водозбори на Придеснянській водобалансовій станції (зона мішаних лісів), Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі (лісостеп) і Велико-Анадольській водобалансовій станції (степ) – рис. 9.1. Дослідження виконувалися в період 1988-1995 рр., з повтором у 2008 р.

9.1. Природні умови та сільськогосподарська освоєність дослідних водозборів водобалансових станцій

Придеснянська водобалансова станція (зона мішаних лісів). Придеснянська ВБС знаходиться на відстані близько 40 км на південь від м. Новгород-Сіверський між с. Покошичі і с. Криски Коропського району Чернігівської області. Це південно-західні відроги Середньо-Руської височини поблизу

південної межі зони мішаних лісів на лесовому масиві (Придеснянське плато). Поверхня району частково має хвилястий характер, а в північно-західній частині місцевість стає менш розчленованою з порівняно плоскими вододілами, на яких зустрічаються замкнуті блюдцеподібні пониження. Геологічна будова району характеризується розповсюдженням крейдових, палеоген-неогенових і четвертинних відкладів. Дно долини р. Головесні і балок, які впадають у неї, складені алювіальними утвореннями і похованим торфом, потужність яких перевищує 10 м. Делювіальні відклади – лесовидні суглинки і супіски – вкривають нижні частини схилів і заповнюють западини (блюдця). Ґрунтовий покрив виражений крупно-пилуватими сірими, темно-сірими, світло-сірими лісовими ґрунтами. Тут ростуть листяні та хвойні ліси.



Рис. 9.1. Розташування Придеснянської та Велико-Анадольської водобалансових станцій гідрометслужби України, Богуславського гідролого-гідрохімічного стаціонару Київського національного університету імені Тараса Шевченка (басейн Дніпра)

Середня багаторічна кількість атмосферних опадів коливається в межах 590-640 мм на рік, з них 65 % випадає в теплу пору року. Найбільша їх кількість припадає на липень (95 мм), найменша – на лютий (38 мм). Влітку вони можуть випадати у вигляді злив. Стійкий сніговий покрив встановлюється, як правило, всередині грудня і тримається близько 109 днів. Сходить він переважно в першій декаді квітня. В окремі роки його залягання порушується відлигами. Територія дослідних

водозборів зайнята під сільгоспугіддя, ліси, луки і пасовища (табл. 9.1). Промислові об'єкти тут відсутні.

Основним дослідним водозбором є р. Головесня – права притока Десни. Вся площа водозбору – 42,0 км². площа, яка замикається гідрометричною спорудою, становить 29.5 км². Річка бере початок з джерел, які виходять на денну поверхню в 5 км нижче крайньої верхньої точки вододілу, на південному сході околиці с. Криски. Вона має постійний стік, завдяки численним джерелам, які мають виходи на всьому протязі річки, а особливо в середній і нижній частинах. У низці місць спостерігаються виходи ґрунтових вод. що призводить до заболочення долини.

Ще є р. Воронячий Яр, а для вивчення схилового стоку – улоговини Липине, Підлядо і Дослідна.

**Таблиця 9.1. Господарська освоєність водозборів
Прідеснянської водобалансової станції (ВБС)**

Назва водозбору	Площа, км ²	Сільгосп-угіддя, %	Ліси, %	Луки, %	Болота, %
Головесня	29,5	70	6	22	2
Воронячий Яр	0,95	30	60	5	5
Липине	0,21	94	6	-	-
Підлядо	0,12	2	45	53	-
Дослідна	0,12	100	-	-	-

Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар (лісостепова зона). Район досліджень розташований на правобережній частині Придніпровської височини (Київське плато) у межах лівобережної частини басейну р. Рось (притока Дніпра). В адміністративному відношенні це Богуславський і Миронівський райони Київської області.

Рельєф місцевості яружно-балковий. Схили долин річок, струмків і балок круті, перевищення вододілів над гирлами досягають 40-50 м. Геологічна будова району характеризується палеоген-неогеновими і четвертинними піщано-глинистими відкладами, які перекривають докембрійські граніти. Ґрунти, як правило, крупнопилуваті, легкосуглиністі на лесах і лесоподібних суглинках. На рівнинних ділянках вони виражені переважно типовими вилугованими малогумусними слабко і середньо змитими чорноземами. У верхній частині водозбору р. Бутеня зустрічаються сірі і темно-сірі опідзолнені чорноземи слабко, середньо і сильно змиті. На крутих схилах ґрунти місцями змиті повністю і оголюється шар суглинків. а нижче по схилах – також і шар підстилаючих середньозернистих пісків.

Середня багаторічна кількість атмосферних опадів становить 639 мм на рік. Більше 60 % річних опадів припадає на травень-липень. Добові максимуми опадів досягають 60-70 мм, а кількість їх за місяць може перевищувати 160 мм. Сніговий покрив встановлюється, як правило, в грудні, а сходить у кінці березня, але протягом цього періоду його залягання порушується частими відлигами. Територія дослідних водозборів зайнята в основному під сільгоспугіддя, сільські населені пункти (табл. 9.2). Лісові масиви в більшості штучного насадження.

Таблиця 9.2. Господарська освоєність водозборів Богуславського гідролого-гідрохімічного стаціонару (ГГС)

Назва водозбору	Площа, км ²	Сільгосп-угіддя, %	Ліси, %	Луки, пасовища, %	Поселення, %
Бутеня	59,0	57	14	-	29
Богуславка	11,0	35	25	-	40
Лісова	0,53	2	90	8	-
Плоска	0,085	100	-	-	-
Придорожня	0,40	100	-	-	-
Баші	0,44	100	-	-	-

Основним дослідним водозбором є р. Бутеня – права притока р. Росава. Вона бере початок з джерел на дні балки західніше с. Баші. В дуже посушливі роки р. Бутеня в нижній частині може влітку пересихати на 1-1,5 місяці. Долина річки глибока і порівняно неширока (100-200 м). У заплаві та долинах струмків і балок басейну р. Бутеня є 19 ставків, які спорожняються, як правило, восени і наповнюються під час весняного водопілля. Вершини діючих ярів обваловані для затримки поверхнево-схилового стоку.

Ще є р. Богуславка, а для вивчення схилового стоку – улоговини Лісова, Плоска, Придорожня, Баші.

Велико-Анадольська водобалансова станція (степова зона). Велико-Анадольська ВБС розташована на стику степової частини Донецької фізико-географічної області, степової частини Придніпровської лівобережної низовини і північно-східної частини Приазовської височини на вододілі р. Дніпро та річок, що впадають в Азовське море. В адміністративному відношенні ця територія належить до Волноваського району Донецької області.

Близько 50 % території району займає вододільно-хвилястий тип місцевості з слабодegradованими середньогумусними звичайними чорноземами. Вододільні горби вкриті шаром антропогенних відкладів, кристалічні породи на поверхні можуть оголюватися. Ґрунтовий покрив піддається ерозії. Близько 40 % території району займають долинно-балочні місцевості з сильноеродованими звичайними чорноземами. Особлива увага приділяється залісенню території. Ґрунтові та кліматичні

умови сприяють насадженню полезахисних смуг. Чудовим прикладом лісорозведення є Велико-Анадольський лісовий масив, закладений у 40-х роках XIX ст. у верхів'ї р. Волноваха (2518 га).

Середня багаторічна кількість атмосферних опадів становить 435-470 мм на рік. За теплий період року (квітень-жовтень) випадає 65-70 % річної суми опадів. Максимум їх спостерігається у червні-липні. Для району характерна відносно коротка і малосніжна зима. Кількість днів зі сніговим покривом становить 65-70 при середній висоті снігового покриву 15 см. Основні площі території відведені під сільгоспугіддя (табл. 9.3). На схилах долин і в балках, де ґрунти не обробляються, рослинність представлена травами і чагарниками.

Таблиця 9.3. Господарська освоєність водозборів Велико-Анадольської водобалансової станції (ВБС)

Назва водозбору	Площа, км ²	Сільгосп-угіддя, %	Лісосмуги, %	Цілина, %
Пасічна	2,18	86	1	13
Кашлагачик	3,01	91	-	9
Дубова	0,99	50	50	-
Суха	0,63	100	-	-

Основним дослідним водозбором є р. Пасічна – ліва притока р. Кашлагач. У долині річки спостерігаються виходи ґрунтових вод. В окремі роки р. Пасічна перемерзає. Рельєф басейну – слабогорбиста рівнина.

Ще є р. Кашлагачик, а для вивчення схилового стоку – улоговини Дубова і Суха.

9.2. Гідрологічний режим дослідних водозборів

Гідрологічний режим водотоків Придеснянської ВБС зумовлюється гідрометеорологічними особливостями території. Він характеризується достатньо чітко вираженим весняним водопіллям і літньо-осінньою та зимовою межнями, які можуть порушуватися лише окремими нетривалими дощовими паводками. На тимчасових водотоках (улоговини) стік буває лише від танення снігу, а влітку – від злив. У зимовий період на тимчасових водотоках стік відсутній. Середній річний стік відкритих водозборів становить 57-83 мм. частково вкритих лісом – 40-55 мм. Близько 67-90 % річного стоку припадає на весняне водопілля, 5-20 % – на літо, 9-17% – на зимові відлиги. Максимальний стік можна спостерігати як у період весняного водопілля, так і під час дощових паводків. Самий високий модуль максимального стоку (13100 дм³/с на км²) на водотоках станції спостерігався в улоговині Липине в 1969 р. від

зливи. Середньомісячні за багаторіччя модулі стоку, які було визначено для постійних водотоків, наведені в табл. 9.4.

Таблиця 9.4. Середньомісячні (I-XII) за багаторіччя модулі водного стоку постійних водотоків Придеснянської ВБС (1 - р. Головесня; 2 - р. Воронячий Яр), $\text{дм}^3/\text{с}$ на км^2

Водотік	I	II	III	IV	V	VI
1	3,84	5,25	16,6	12,2	3,58	3,82
2	0,71	0,99	5,45	5,98	0,86	0,89
Водотік	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	3,88	3,51	3,17	3,54	3,82	4,07
2	0,82	0,52	0,42	0,75	0,97	0,90

Середні багаторічні витрати води р. Головесня змінюються в межах, $\text{дм}^3/\text{с}$: весняне водопілля – 417-471; літньо-осіння межень – 91-193; зимова межень – 95-170. Річні величини стоку водотоків Богуславського ГГС змінюються в достатньо широких межах – від 0,4 до 35 мм у маловодні роки 90-95 %-ної забезпеченості до 60-180 мм у багатоводні роки, що зумовлено кількістю опадів та їх розподілом протягом року. Середньомісячні за багаторіччя модулі стоку р. Бутеня і р. Богуславка наведено в табл. 9.5.

Таблиця 9.5. Середньомісячні (I-XII) за багаторіччя модулі водного стоку постійних водотоків Богуславського ГГС (1 – р. Бутеня; 2 – р. Богуславка), $\text{дм}^3/\text{с}$ на км^2

Водотік	I	II	III	IV	V	VI
1	1,68	3,06	6,49	0,82	0,82	1,01
2	1,87	3,47	5,86	4,02	1,49	1,66
Водотік	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	1,16	0,49	1,20	1,47	1,43	1,45
2	1,68	1,31	1,66	1,31	1,54	1,82

Найбільш багатоводними є весняні місяці, коли проходить весняне водопілля, але в деякі роки переважна частина річного стоку (особливо для водотоків без підземного живлення) проходить у літні місяці. Стік з польових водозборів у весняний період (78 % річного) дещо вищий, ніж з вкритих лісом.

Розподіл стоку водотоків, у живленні яких беруть участь підземні води, відрізняється від розподілу в сухих улоговинах. Так, водний стік зимового періоду р. Бутеня, яка має постійне підземне живлення, становить від річного, %, у багатоводний рік – 32, у маловодний – 52, у середній за водністю – 36.

Тривалість весняного водопілля коливається в широких межах. Наприклад, при середній тривалості водопілля на р. Бутеня 47 діб максимальна тривалість його досягла 96 діб (1970 р.), а мінімальна – 17 діб (1951 р.). Для улоговини Плоска воно триває в середньому 11 діб, а максимум досягав 24 доби (1967 р.), мінімум – 2 доби (1966 р.).

Водний стік за літньо-осінній період становить в середньому для тимчасових водотоків 22 %. а для постійних – 16% від середньорічного. Середні багаторічні витрати води р. Бутеня змінюються в межах, $\text{дм}^3/\text{с}$: весняне водопілля – 176-280; літньо-осіння межень – 55-61; зимова межень – 77-92.

Таблиця 9.6. Середній твердий стік з деяких водозборів Богуславського ГГС, т

Назва водозбору	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень	За рік
Бутеня	496	120	37	653
Плоска	7,0	4,1	–	11,1

Кліматичні та геологічні умови району зумовлюють розвиток процесів ерозії. В першому випадку цьому сприяють атмосферні опади, річна сума яких коливається у різні роки від 300 до 1000 мм. У другому – наявність зверху значного шару лесоподібних суглинків, які сприяють утворенню вузьких вимоїн з крутими стінками, від яких відколюється порода, що потім сповзає. Після цього відбувається розмивання водними потоками долин балок і водотоків.

Твердий стік спостерігається як у період весняного водопілля, так і під час дощових паводків. Основна його частка (близько 75 %) припадає на весняне водопілля (табл. 9.6).

Для тимчасових водотоків модулі твердого стоку коливаються в межах від 1,2 до 516 т/км^2 , для постійних – від 1,6 до $20,4 \text{ т/км}^2$ в середньому за рік (табл. 9.7).

Таблиця 9.7. Середні модулі твердого стоку деяких водозборів Богуславського ГГС, т/км^2

Назва водозбору	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень	За рік
Бутеня	8,4	2,0	0,6	11
Плоска	104	62	–	166

Водний стік основного дослідного водозбору Велико-Анадольської ВБС р. Пасічна – незначний. Середні багаторічні витрати води цієї річки

становлять, $\text{дм}^3/\text{с}$: весняне водопілля – 3,7-5,9; літньо-осіння межень – 0,45-0,83; зимова межень – 0,48-1,9. Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку, визначені для р.Пасічна і улоговини Суха, наведені в табл. 9.8.

Таблиця 9.8. Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку водозборів Велико-Анадольської ВБС (1 – р. Пасічна; 2 – улоговина Суха), $\text{дм}^3/\text{с}$ на км^2

Водотік	I	II	III	IV	V	VI
1	0,71	1,98	2,72	1,39	0,71	0,58
2	0,56	2,19	2,72	0,62	0,37	0,35
Водотік	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	0,52	0,15	0,12	0,15	0,19	0,63
2	0,56	0,11	0,15	0,04	0,12	0,37

9.3. Генетичні категорії вод місцевого стоку

У широкому плані під місцевим стоком розуміють поверхневий стік, який формується в межах однорідного, фізико-географічного району. До місцевого стоку належать води, що утворилися з атмосферних опадів, які випали на поверхню достатньо однорідного водозбору (ландшафту) і сформували хімічний склад у процесі стікання в його межах. При таненні снігового покриву чи випадінні рідких атмосферних опадів ці води можуть надходити в річкові системи різними шляхами: по поверхні перезволожених схилів, з тимчасових водоносних шарів, які утворюються на відносних водотривах, з ґрунтової товщі згідно з гідравлічними ухилами постійних водоносних горизонтів. Відповідно до шляхів надходження атмосферних опадів у гідрографічну мережу можна виділити такі генетичні категорії вод:

- поверхнево-схиліві – стікають по поверхні схилів водозборів, коли верхній ґрунтовий шар знаходиться в стані повної вологості;
- ґрунтово-поверхневі води – є сумішшю поверхнево-схилівих вод і вод, які дренують верхній перезволожений шар ґрунту;
- ґрунтово-підґрунтові води – надходять із зони аерації, в якій у період сильного зволоження виникають тимчасові водоносні шари;
- ґрунтові води – надходять з постійно існуючих водоносних горизонтів, які залягають на першому від поверхні землі водотривкому шарі.

Періодичним переважанням на водозборі вод тих чи інших категорій та їх надходженням у руслову систему зумовлюється зміна типів водного живлення водотоків і тим самим їхній гідрохімічний режим.

Поверхнево-схиліві та ґрунтово-поверхневі води заповнюють руслову мережу у фазі максимального розвитку весняного водопілля і значних дощових паводків. Ґрунтово-підґрунтові води починають

відігравати провідну роль у період, перехідний від водопілля до межені. В інший час переважаючими в русловій мережі є води, які дренують постійні водоносні горизонти – ґрунтові води. Води місцевого стоку різного походження в період свого існування на водозборі мають у тій чи іншій мірі суцільне поширення, що є фізичною основою для узагальнення їхніх властивостей на значних територіях. Ця можливість є однією з найбільш суттєвих відмін вод місцевого стоку від більшості природних вод, які знаходяться на поверхні суші.

З гідрохімічної точки зору, до вод, які забезпечують поверхневе живлення річок можна віднести лише поверхнево-схиліві і ґрунтово-поверхневі води, які вимивають з верхнього (орного) шару ґрунту розчинні солі природного походження і внесені з агрохімічними засобами. Оскільки вони близькі за генезисом, то їх ще об'єднують під однією назвою – схиліві води.

Інший тип вод, який досліджується - це води постійних водотоків, або річкові води. На кожній водобалансовій станції основним дослідним водозбором є мала річка.

9.4. Гідрохімічний режим тимчасових водотоків (схиліві води)

Гідрохімічний режим тимчасових водотоків, як і постійних, вивчався за даними багаторічних спостережень, які були розпочаті в різні роки: Придеснянська ВБС – з 1954 р.; Велико-Анадольська ВБС – з 1956 р. Систематичні спостереження на Богуславській польовій експериментальній гідрологічній базі Українського гідрометеорологічного інституту ДСНС України та НАН України були розпочаті в 1974 р., за попередній період є гідрохімічні дані за окремі роки. З організацією на її основі в 1981 р. гідролого-гідрохімічного стаціонару Київського національного університету імені Тараса Шевченка гідрохімічні дослідження значно розширилися. Хімічний склад схилівих вод вивчався за біогенними речовинами (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-}), оскільки азот, фосфор, а також калій є найважливішими поживними елементами, які вносяться на сільгоспугіддя з агрохімічними засобами для удобрення ґрунту, та за головними іонами (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) і мінералізацією води. Схилівий стік, який фіксується гідрометричними пристроями в улоговинах і балках, спостерігається під час весняного водопілля в результаті танення снігу, а також під час літньо-осінньої межені від злив.

Весняне водопілля. Середні концентрації біогенних речовин у схилівих водах, які формуються на водозборах у різних природних зонах, відрізняються між собою (табл. 9.9). Відзначаються такі особливості: збільшення вмісту NO_3^- , PO_4^{3-} з півночі на південь; помітно більші концентрації біогенних речовин у тих водах, які сформувалися на ділянках вкритих повністю чи частково лісом у всіх трьох природних

зонах (улоговини Підлядо, Дубова, балка Лісова), порівняно з ділянками, що повністю зайняті під сільгоспугіддя.

Таблиця 9.9. Середні концентрації біогенних речовин у схилових водах під час весняного водопілля, мг/дм³

Улоговина, балка	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>			
Липине	0,41	0,15	0,14
Підлядо	0,53	0,20	0,20
Дослідна	0,44	0,17	0,1
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>			
Лісова	2,8	0,37	0,54
Плоска	1,8	0,05	0,52
Придорожна	1,3	0,07	0,43
Баші	1,5	0,08	0,47
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>			
Дубова	2,5	0,25	0,55
Суха	1,6	0,19	0,37

Середні концентрації головних іонів у схилових водах дослідних водозборів у різних природних зонах наведені в табл. 9.10.

Таблиця 9.10. Середні концентрації головних іонів і мінералізація схилових вод під час весняного водопілля, мг/дм³

Улоговина, балка	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	Σ _i
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>							
Липине	23,5	9,3	3,9	8,0	2,2	2,8	49,8
Підлядо	26,5	13,7	9,8	9,3	6,8	3,9	70,1
Дослідна	27,0	14,7	2,9	8,1	2,5	6,3	61,4
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>							
Лісова	26,5	19,2	2,0	9,0	2,8	3,1	62,5
Плоска	56,2	9,8	4,1	16,1	3,4	9,6	99,3
Придорожна	96,1	14,2	12,2	21,0	5,5	26,3	175
Баші	98,2	15,1	15,4	26,5	6,1	28,1	189
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>							
Дубова	217	520	70,5	126	39,8	157	1130
Суха	175	285	23,7	68,1	21,3	128	701

У цілому, спостерігається тенденція до збільшення вмісту головних іонів у схилових водах, а відповідно і мінералізації з півночі на південь. Амплітуда змін мінералізації досить велика – від 49,8 мг/дм³ (улоговина Підлядо, зона мішаних лісів) до 1130 мг/дм³ (улоговина Дубова, степова

зона). Така велика різниця між мінералізацією (у 23 рази) і вмістом головних іонів пов'язана з місцевими природними, зокрема ґрунтовими умовами. Значна кількість опадів у зоні мішаних лісів і легкий механічний склад ґрунтів (представленими тут в основному сірими лісовими) сприяють добрій промитості цих ґрунтів і відносній бідності мінеральними сполуками.

Значення мінералізації схилових вод дослідних водозборів степової зони (див. табл. 9.10) є близькими між собою – 49,8-70,1 мг/дм³. У лісостеповій зоні відзначаються більші відміни мінералізації схилових вод (62,5-189,0 мг/дм³), що пов'язано з різноманітністю ґрунтів. Найменша мінералізація (62,5 і 99,3 мг/дм³) спостерігається для схилових вод, що сформувалися на світло-сірому лісовому ґрунті балки Лісова і темно-сірому лісовому ґрунті улоговини Плоска. Більш мінералізованими є води, які формуються на типових вилугованих чорноземах улоговин Придорожна і Баші (175 та 189 мг/дм³). У степовій зоні схиліві води, які формуються на звичайних чорноземах з солонцюватими включеннями, що містять підвищену кількість соди, сульфатів і хлоридів, мають за рахунок цих іонів дуже високу мінералізацію – 1130 мг/дм³ (див. табл. 9.10).

На початку весняного водопілля до річкової мережі надходять найменш мінералізовані схиліві води, близькі за хімічним складом до атмосферних. У міру того як розмерзається ґрунт ці води починають вилуговувати з його верхнього горизонту водорозчинні солі і стають більш мінералізованими.

Якщо порівняти хімічний склад схилових вод дослідних водозборів під час весняного водопілля з хімічним складом атмосферних опадів (табл. 9.11) у цих районах, то можна відзначити наступне.

Таблиця 9.11. Середні концентрації головних іонів та мінералізація атмосферних опадів у різних природних зонах України, мг/дм³

Улоговина, балка	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	Σ _i
<i>Зона мішаних лісів</i>							
Чернігів	10,2	13,1	1,9	5,8	0,9	2,4	34,3
<i>Лісостепова зона</i>							
Богуслав	12,2	13,0	2,8	8,0	1,2	5,2	42,4
<i>Степова зона</i>							
Асканія-Нова	38,0	9,5	8,6	9,4	2,1	14,8	82,4

Лише для зони мішаних лісів перевищення мінералізації схилових вод над мінералізацією атмосферних опадів порівняно незначне – 1,5-2 рази. У лісостеповій зоні це перевищення становить 1,5-4,5 рази, у степовій – 18 разів. У лісостеповій, а особливо степовій зонах ґрунт швидко розмерзається і в складі схилових вод починають домінувати

ґрунтово-поверхневі води, тобто ті, які дренують верхній перезволожений шар ґрунту, вимиваючи з нього хімічні речовини.

Літньо-осіння межень. Концентрації біогенних речовин у схилових водах, які формуються під час злив на дослідних водозборах, наведені в табл. 9.12.

Таблиця 9.12. Середні концентрації біогенних речовин у схилових водах під час літньо-осінньої межені, мг/дм³

Улоговина, балка	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>			
Липине	0,34	0,14	0,13
Підлядо	0,20	0,19	0,19
Дослідна	0,64	0,20	0,17
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>			
Лісова	2,3	0,05	0,1
Плоска	4,6	0,14	1,03
Придорожна	1,9	0,43	0,51
Баші	3,1	0,07	0,61
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>			
Дубова	2,9	0,02	0,56
Суха	1,8	0,12	0,43

У період літньо-осінньої межені зберігається тенденція, яка характерна для весняного водопілля – зростання в цілому концентрацій біогенних речовин у схилових водах з півночі на південь, особливо NO₃⁻ та PO₄³⁻.

Цікавою є картина з мінімальними і максимальними концентраціями у водах з дуже освоєними водозборами. Влітку в схилових водах, які формуються на лісових водозборах (балка Лісова) чи значно залісених (улоговина Підлядо) спостерігаються мінімальні концентрації біогенних речовин (причому менші, ніж весною), а на зайнятих повністю під сільгоспугіддя – максимальні (улововини Плоска. Дослідна. Баші).

Середні концентрації головних іонів і мінералізація схилових вод у період літньо-осінньої межені наведені у табл. 9.13. Під час літньо-осінньої межені зберігається та ж тенденція, що і в період весняного водопілля – підвищення мінералізації схилових вод з півночі на південь. Влітку порівняно з весною зростають абсолютні значення мінералізації вод у 1,4-2,4 рази. Відбувається це за рахунок практично всіх іонів, але найбільший внесок аніонів і катіонів, які зумовлюють хімічний тип вод у різних природних зонах. Так, для водозборів зони мішаних лісів – це гідрокарбонати (зростання в 1,4-3,1 рази), кальцій (1,5-2 рази).

Таблиця 9.13. Середні концентрації головних іонів і мінералізація схилових вод під час літньо-осінньої межени, мг/дм³

Улоговина, балка	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ + K ⁺	Σ _i
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісіє)</i>							
Липине	75,2	13,2	4,5	17,2	4,9	4,9	120
Підлядо	70,7	15,3	10,1	13,2	5,9	11,2	126
Дослідна	37,4	16,4	5,8	15,2	4,3	8,9	88
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>							
Лісова	31,5	19,2	2,0	9,0	2,8	3,1	62,5
Плоска	56,2	13,9	14,0	12,0	4,9	3,2	79,5
Придорожна	114	27,4	15,3	29,4	5,6	31,6	223
Баші	113	25,2	17,1	31,5	9,5	34,3	221
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>							
Дубова	294	625	105	149	82,1	241	1442
Суха	236	422	90,1	131	54,8	148	1082

Для водозборів лісостепової зони (за винятком балки Лісова) помітним є зростання сульфатів (1,5-4 рази), хлоридів (1,5-7 разів), для водозборів степової зони – всіх іонів.

Хімічний тип схилових вод визначався за формулою Курлова з порівнянням за два періоди: 1-й період – відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.); 2-й період – розрахунковий (1986-1990 рр.).

На Придеснянській ВБС у 1-й період схилові води характеризуються як гідрокарбонатно-сульфатні кальцієво-магнієві.

У 2-й період тип вод на Придеснянській ВБС значно трансформувався, вони стають гідрокарбонатно-сульфатні натрієво-кальцієві (під час весняного водопілля) і гідрокарбонатно-сульфатні натрієво-магнієво-кальцієві (під час літньо-осінньої межени). Особливістю 2-го періоду є деяке зменшення вмісту сульфатів, підвищення хлоридів та зростання мінералізації води.

На Богуславському ГГС у 1-й період під час весняного водопілля і літньо-осінньої межени схилові води характеризуються як гідрокарбонатні кальцієво-магнієві.

У 2-й період вони трансформувалися в гідрокарбонатні кальцієво-натрієві з певним підвищенням значення сульфатів і хлоридів.

На Велико-Анадольській ВБС у 1-й період схилові води є сульфатно-гідрокарбонатні натрієво-кальцієві.

У 2-й період вони трансформуються в сульфатні натрієво-кальцієві. Особливістю трансформації хімічного складу силових вод є суттєве підвищення вмісту сульфатів і зменшення гідрокарбонатів, зростання мінералізації вод.

9.5. Гідрохімічний режим постійних водотоків (малі річки)

Гідрохімічний режим постійних водотоків (малих річок) на дослідних водозборах Придеснянської ВБС (р. Головесня), Богуславського ГГС (р. Бутеня) і Велико-Анадольської ВБС (р. Пасічна) вивчався за такими ж компонентами і за ті ж роки, що і гідрохімічний режим тимчасових водотоків. Оскільки в цих водотоках водний стік спостерігається протягом року, то на відміну від схлизових вод розглядаються не два, а три сезони: весняне водопілля; літньо-осіння межень; зимова межень.

Весняне водопілля. Середні концентрації біогенних речовин у воді малих річок різних природних зон під час весняного водопілля наведені в табл. 9.15.

Таблиця 9.15. Середні концентрації біогенних речовин у воді малих річок у різні сезони (1 – весняне водопілля; 2 – літньо-осіння межень; 3 – зимова межень), мг/дм³

Річка	Сезон	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	PO ₄ ³⁻
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>				
Головесня	1	0,25	0,05	0,19
	2	0,39	0,11	0,17
	3	0,22	0,04	0,14
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>				
Бутеня	1	4,5	0,19	0,29
	2	6,7	0,38	0,24
	3	2,8	0,52	0,21
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>				
Пасічна	1	1,4	0,05	0,12
	2	1,8	0,09	0,08
	3	1,3	0,13	0,08

Відзначаються такі особливості: дещо більша амплітуда коливань NO₃⁻ у воді постійних водотоків (0,25-4.5 мг/дм³) порівняно з схлизовими водами (0.4-2.8 мг/дм³); найбільші концентрації сполук азоту і фосфору характерні для лісостепової зони (р. Бутеня), найменші для зони мішаних лісів (р. Головесня). Характерно, що концентрації нітратів і нітритів, які є токсичними речовинами, як у схлизових водах, так і у воді малих річок дослідних водозборів навіть не наближаються до ГДК (за СанПІН 4630-88 ГДК для NO₃⁻ – 45 мг/дм³, NO₂⁻ – 3,3 мг/дм³), а є на один-два порядки нижчими. Середні концентрації головних іонів і мінералізація води постійних водотоків наведені в табл. 9.16. Як і в схлизових водах, для головних іонів спостерігається чітка тенденція збільшення мінералізації води малих річок з півночі на південь. Концентрації головних іонів та мінералізація води малих річок зони мішаних лісів і лісостепової зони

значно вищі, ніж у схилових водах цих зон (у 4,5-6,0 разів). Для степової зони це перевищення незначне – лише в 1,3 рази.

Таблиця 9.16. Середні концентрації головних іонів і мінералізація води малих річок у різні сезони (1 – весняне водопілля; 2 – літньо-осіння межень; 3 – зимова межень), мг/дм³

Річка	Се-зон	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	Σ_i
<i>Гридеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>								
Головесня	1	200	18,6	15,9	47,1	11,4	16,8	310
	2	233	20,7	15,4	57,6	16,0	17,3	360
	3	242	19,3	15,4	59,1	14,3	17,1	367
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Бутеня	1	340	33,1	30,3	71,3	38,5	43,2	556
	2	327	33,4	42,5	78,2	39,3	48,1	568
	3	559	63,2	59,4	108	46,1	37,4	872
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>								
Пасічна	1	199	858	24,2	278	49,5	73,1	1482
	2	249	1136	41,8	343	67,5	91	1928
	3	203	879	38,5	249	80,1	81	1549

Коливання мінералізації води досить великі – зокрема, в період весняного водопілля від 310 мг/дм³ (р. Головесня, зона мішаних лісів) до 1482 мг/дм³ (р. Пасічна, степова зона). Але амплітуда цих змін значно менша (у 5 разів), ніж для схилових вод (у 23 рази). Пояснити це можна впливом більш мінералізованих підземних вод, які живлять річки. У степу наявні сприятливіші ґрунтові умови для схилових вод збагачуватися розчинними солями, ніж у зонах мішаних лісів та лісостеповій.

Літньо-осіння межень. Під час літньо-осінньої межені відбувається збільшення вмісту сполук азоту порівняно з весняним періодом у воді малих річок усіх трьох зон (див. табл. 9.15). Найбільші концентрації цих сполук спостерігаються у воді р. Бутеня (лісостепова вона). Концентрації PO_4^{3-} зменшуються. Вміст головних іонів також зростає у воді досліджуваних водотоків у всіх трьох природних зонах, що призводить до підвищення мінералізації води (див. табл. 9.16). Зберігається чітка тенденція збільшення мінералізації вод з півночі на південь.

Зимова межень. Під час зимової межені спостерігається зменшення концентрацій NO_3^- і PO_4^{3-} у воді досліджуваних водотоків порівняно з періодом літньо-осінньої межені. Але продовжують зростати концентрації NO_2^- (див. табл. 9.15). Під час зимової межені порушується чітка тенденція зонального збільшення вмісту головних іонів і мінералізації води з півночі на південь. Якщо в зоні мішаних лісів і лісостеповій зоні в зимовий період відбувається подальше їхнє зростання, оскільки малі річки переходять на підземне живлення, то у степовій зоні

спостерігається зменшення мінералізації води з 1928 до 1549 мг/дм³ (у 2,4 рази) в першу чергу за рахунок зменшення концентрацій сульфатів – з 1136 до 897 мг/дм³. Пояснити це можна відсутністю схилового стоку в цей період року, який є основним постачальником сульфатів з ґрунту.

Хімічний тип води малих річок також визначався за формулою Курлова за два періоди (як і для схилових вод): 1-й період – відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.); 2-й період – розрахунковий (1986-1990 рр.). На Придеснянській ВБС вода р. Головесня за обидва періоди характеризується як гідрокарбонатна кальцієво-магнієва.

Трансформація типу води у 2-й період не спостерігається, але відбувається підвищення вмісту сульфатів і хлоридів під час весняного водопілля і зимової межени порівняно з 1-м періодом. На Богуславському ГГС вода р. Бутеня є також гідрокарбонатною кальцієво-магнієвою. Трансформації типу води в 2-й період не спостерігається, але відбувається підвищення значення сульфатів і хлоридів під час весняного водопілля; сульфатів – у межений період. На Велико-Анадольській ВБС вода р. Пасічна у 1-й період є сульфатною кальцієвою (під час весняного водопілля і літньо-осінньої межени) і сульфатною кальцієво-натрієвою (під час зимової межени). У 2-й період провідним аніоном залишаються сульфати, а серед катіонів кальцій (весняне водопілля і літньо-осіння межень) та кальцій з магнієм (зимова межень). У 2-й період в процентному відношенні зростає значення сульфатів.

9.6. Динаміка вмісту головних іонів і мінералізації ВОДИ ПОСТІЙНИХ ВОДОТОКІВ

При не досить стійкому режимі компонентів хімічного складу річкових вод з року в рік у їхній динаміці, окрім випадкових коливань, можна прослідкувати певні закономірності. Ці закономірності можуть бути охарактеризовані в одному випадку однонаправленим трендом, який полягає в поступовому зростанні чи зменшенні середньорічних характеристик від початку періоду спостережень до його закінчення; у другому – перемінним трендом, коли тенденція зростання змінюється його зменшенням, і навпаки. Ступінь прояву таких закономірностей не завжди можна оцінити за допомогою візуального аналізу табличних чи графічних даних. Для усунення суб'єктивних помилок при виділенні в динаміці досліджуваних характеристик прихованих закономірностей використовується методика апроксимації рядів спостережень за допомогою згладжувальних функцій, параметри яких визначаються методом найменших квадратів. Використовувався набір функцій: лінійна, експоненціальна, логарифмічна, степенева, парабола, гіпербола. Для апроксимації динаміки рядів обиралася та функція, в якій середньоквадратичне відхилення (σ) було мінімальним, а сама функція та її параметри піддаються найбільш змістовній інтерпретації. Графічно зображувалися фактичні та апроксимовані значення ряду (y) по роках (x).

При апроксимації середньорічних концентрацій головних іонів у воді досліджуваних малих водотоків проявилася тенденція однонаправленої зміни – тренд.

Для р. Головесня для всіх головних іонів спостерігається тенденція зростання різної інтенсивності; для р. Бутеня – тенденція зростання концентрацій SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} і падіння HCO_3^- , Ca^{2+} , $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ та суми іонів; для р. Пасічна – зростання концентрації всіх головних іонів (табл. 9.17). Тенденція зменшення концентрацій, яка проявилася для хімічного складу води р. Бутеня, характерна для іонів, що зумовлюють хімічний тип вод цього регіону.

Ступінь прояву тенденцій зміни концентрацій різна, а відносна похибка (δ) коливається в межах від 6 до 85 %. Найменші відносні похибки характерні для Ca^{2+} (6-15 %) і HCO_3^- (8-24 %), що вказує на незначну мінливість їх концентрацій за багаторіччя. Потім йдуть Σ_i (6-30 %), SO_4^{2-} (10-37 %), Cl^- (15-41 %), Mg^{2+} (18-45), $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ (27-88 %).

Таблиця 9.17. Емпіричні рівняння, які оптимально апроксимують динаміку середньорічних концентрацій головних іонів у воді малих річок (1954-1992 рр.)

Іон	р. Головесня	р. Бутеня	р. Пасічна
HCO_3^-	$y=186,1+1,09x$	$y=4,62+62,8lgx$	$y=4,48+0,76x$
SO_4^{2-}	$y=8,42+1,11x$	$y=15,1+1,83x$	$y=570+19,x$
Cl^-	$y=45,5+0,31x$	$y=33,3+0,31x$	$y=27,1+0,36x$
Ca^{2+}	$y=0,47+0,81x$	$y=74,8-0,56/x$	$y=240+1,26x$
Mg^{2+}	$y=1/(0,1 - 2,3e^{-3})x$	$y=35,6-0,85/x$	$y=32,8+1,41x$
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$y=17,8+0,23x$	$y =40,7-0,2x$	$y=38,8+5,3x$
Σ_i	$y=248,1-6,8e^{-3}x$	$y=620-0.83/x$	$y=1106+3,9x$

Відомо, що добра апроксимація динаміки певного інгредієнта деякою нескладною (малопараметричною) функцією дає можливість його прогнозування за цією функцією шляхом екстраполяції за межі спостереження. Якщо апроксимація має відносну похибку в діапазоні 0-10 %, прогноз у цьому випадку можна вважати добрим, 11-20 % – задовільним, 21-30 % – допустимим. При цьому слід пам'ятати, що для прогнозу якості води, її забруднення специфічними забруднювальними речовинами формальної екстраполяції мало. Тут треба враховувати соціальні фактори і майбутні об'єми внесення агрохімічних засобів чи скидання стічних вод, заплановані водоохоронні заходи тощо. Але для прогнозу концентрації у воді головних іонів, як показує досвід, цей метод може бути використаний у випадку виявлення однонаправлених трендів за достатньо тривалими рядами спостережень. Прогноз за отриманими залежностями (див. табл. 9.18) рекомендується здійснювати на відрізок часу, який не перевищує 1/3 довжини досліджуваного ряду.

9.7. Особливості стоку хімічних речовин з дослідних водозборів і в басейні Дніпра в цілому

Під стоком хімічних речовин розуміють кількість розчинених у воді речовин (мінеральних і органічних), які стікають з поверхневим і підземним водним стоком з території басейну водотоку чи водойми за певний проміжок часу (добу, місяць, сезон, рік та ін.).

Стік мінеральних речовин поділяється на іонний стік (головні іони), стік біогенних речовин та мікроелементів. Стік хімічних речовин (R, т) розраховується за формулою:

$$R = W \cdot C, \quad (9.1)$$

де W – об'єм водного стоку за досліджуваний період, м³; C – концентрація хімічної речовини (чи сума концентрацій) в 1 м³ води за досліджуваний період, г, кг.

Стік хімічних речовин є дуже важливим геохімічним показником, який описує ерозійні та акумулятивні процеси на земній поверхні. Він кількісно характеризує витратну частину сольового балансу басейну річки, ерозію ґрунтів, засолення територій та ін. За допомогою цього показника можна вивчати антропогенний вплив на хімічний склад річкових вод, маючи достатньо тривалі ряди спостережень.

Як видно з наведеної вище формули, для стоку хімічних речовин основне значення має об'єм водного стоку з водозбірної площі, який тісно пов'язаний з кількістю атмосферних опадів.

Крім того, важливими є характер підстильної поверхні та загальний зв'язок з ландшафтом, які значною мірою зумовлюють концентрації хімічних речовин у воді.

З двох величин, які безпосередньо зумовлюють величину стоку хімічних речовин (водність річки і мінералізація води), мінливість першої з них у річному циклі, як правило, більша, ніж другої.

Стік хімічних речовин з дослідних водозборів вивчався за такими ж компонентами і за ті ж роки, що і гідрохімічний режим.

У табл. 9.18 наведені дані щодо розподілу водного стоку і стоку розчинених біогенних речовин (БР) та головних іонів (ГІ) з дослідних водозборів за сезонами.

Як видно з табл. 9.18, у цілому під час весняного водопілля проходить переважна частина схлизових вод, а, відповідно, і стоку розчинених у них хімічних речовин, хоча для різних зон спостерігаються певні особливості.

Так, найбільша частка весняного стоку схлизових вод і хімічних речовин відзначається на водозборах Придеснянської ВБС (92-96 %), помітно меншою є для водозборів Богуславського ГГС (64 %) і підвищується на Велико-Анадольській ВБС (83-88 %).

Таблиця 9.18. Розподіл стоку води і розчинених хімічних речовин з дослідних водозборів за сезонами за багаторічний період, %

Водозбір	Весняне водопілля			Літньо-осіння межень			Зимова межень		
	Стік води	Стік БР	Стік ГІ	Стік води	Стік БР	Стік ГІ	Стік води	Стік БР	Стік ГІ
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>									
Липине	96	95	90	4	5	10			
Підлядо	96	95	93	4	5	7			
Дослідна	96	95	94	4	5	6			
Головесня	38	33	31	49	57	51	13	10	18
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>									
Лісова	82	88	78	18	12	22			
Плоска	72	52	64	28	48	36			
Придорожна	70	80	65	30	40	35			
Баші	71	67	60	29	33	40			
Бутеня	41	35	37	42	53	43	17	12	20
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>									
Дубова	90	89	86	10	11	14			
Суша	86	84	79	14	16	21			
Пасічна	58	56	53	29	32	34	13	12	13

Примітка: БР – біогенні речовини, ГІ – головні іони.

Підвищення частки схилового стоку в літньо-осінню межень у лісостеповій зоні пояснюється двома факторами: випаданням більшої кількості зливових опадів з просуванням на південь і значною розчленованістю рельєфу порівняно з іншими двома зонами, що сприяє утворенню схилового стоку і вимиванню хімічних речовин з ґрунту. Для постійних водотоків спостерігається дещо інша ситуація. Більша частина водного стоку і стоку хімічних речовин постійних водотоків Придеснянської ВБС і Богуславського ГГС проходить у період літньо-осінньої межені (див. табл. 9.18), яка триває значно довше, ніж весняне водопілля, і тому має більшу водність. Для р. Пасічна (Велико-Анадольська ВБС), у якій значно меншим є живлення за рахунок підземних вод, максимум стоку, як і для схилових вод, припадає на весняне водопілля.

9.7.1. Стік біогенних речовин

Стік біогенних речовин зі схиловими водами. Частка стоку біогенних речовин зі схиловими водами водозборів Придеснянської ВБС і Велико-Анадольської ВБС практично однакова з водним стоком. Спостерігається лише невелика різниця між ними (1-2 %) у бік збільшення стоку БР під час літньо-осінньої межені (табл. 9.18). Це вказує на те, що визначальним у процесі формування стоку біогенних речовин на цих водозборах є вимивання наявних сполук біогенних речовин з ґрунту

пропорційно об'ємові водного стоку, який утворився від танення снігу чи випадання дощів.

Таблиця 9.19. Середні показники стоку біогенних речовин зі схилливими водами, кг/км²

Водозбір	Весняне водопілля				Літньо-осіння межень			
	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	сума	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	сума
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>								
Липине	14,0	5,1	4,8	23,9	0,54	0,22	0,21	0,97
Підлядо	16,6	6,2	6,3	29,1	0,27	0,25	0,33	0,85
Дослідна	16,9	6,0	6,4	29,3	1,1	0,35	0,61	2,1
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Лісова	15,3	2,2	3,0	20,5	2,7	0,06	0,12	2,9
Плоска	8,0	0,21	2,3	10,5	7,6	0,23	1,7	9,5
Придорожна	4,9	0,31	1,6	6,8	3,0	0,68	0,80	4,5
Баші	5,5	0,29	1,7	7,5	4,5	0,10	0,88	5,5
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>								
Дубова	4,8	0,48	1,1	6,4	0,62	0,04	0,12	0,78
Суша	5,3	0,63	1,2	7,1	1,0	0,07	0,20	1,3

Для схилливих вод водозборів Богуславського ГГС (крім балки Лісова) тенденція зменшення частки стоку біогенних речовин порівняно з водним стоком під час весняного водопілля (4-20 %) і відповідного збільшення під час літньо-осінньої межень проявляється дуже чітко.

Це можливе при зростанні ролі антропогенного фактора в літньо-осінню межень на добре освоєних і удобрених сільгоспугіддях цих водозборів.

Протилежним є співвідношення між стоком біогенних речовин і водним стоком на водозборі балки Лісова, яка повністю вкрита лісом. Під час весняного водопілля частка першого перевищує частку другого, а влітку – навпаки. Пояснюється це тим, що за осінньо-зимовий період у ґрунтах водозбору накопичуються біогенні речовини за рахунок процесів мінералізації залишків відмерлої рослинності, які потім інтенсивно вимиваються у весняний період. Влітку лісові ґрунти менш збагачені біогенними речовинами.

З табл. 9.19 видно, що під час весняного водопілля найбільша кількість біогенних речовин стікає зі схилливими водами водозборів зони мішаних лісів (23,9-29,3 кг/км²), близьким до них є водозбір балки Лісова у лісостеповій зоні (20,5 кг/км²). З просуванням на південь стік біогенних речовин зі схилливими водами зменшується і становить в основному 6,8-10,5 кг/км² для водозборів лісостепової зони; 6,4-7,1 кг/км² для водозборів степової зони. Пов'язано це зі зменшенням водності водозборів у цьому напрямку, але концентрації, навпаки, зростають.

Влітку максимальні показники стоку біогенних речовин фіксуються на водозборах Богуславського ГГС у лісостеповій зоні (2,9-9,5 кг/км²). У цілому ж, у літньо-осінній період показники стоку біогенних речовин у 15-20 разів менші, ніж весною, що пояснюється надзвичайно малим водним стоком.

Стік біогенних речовин з водами малих річок. Для постійних водотоків зберігається та ж сама тенденція у співвідношеннях частки стоку біогенних речовин і водного стоку, що і для схилових вод. Весною перша є дещо меншою, ніж друга (на 3-8 %), а влітку – відповідно більшою (див. табл. 9.18).

Під час весняного водопілля показники сумарного стоку біогенних речовин постійних водотоків (табл. 9.20) в цілому є вищими, ніж для схилових вод.

Таблиця 9.20. Середні показники стоку біогенних речовин малих річок у різні сезони (над рискою – показник стоку, кг/км²; під рискою – величина стоку, кг)

Річка	Сезон	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}	Сума
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>					
Головесня	весна	<u>19,1</u> 563	<u>3,9</u> 115	<u>15,0</u> 443	<u>48</u> 1416
	літо- осінь	<u>39,3</u> 1159	<u>11,0</u> 325	<u>17,0</u> 501	<u>67,3</u> 1985
	зима	<u>5,7</u> 168	<u>1,0</u> 29,5	<u>3,6</u> 106	<u>10,5</u> 310
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>					
Бутеня	весна	<u>91,5</u> 5398	<u>3,9</u> 230	<u>5,9</u> 348	<u>101</u> 5959
	літо- осінь	<u>141</u> 8319	<u>7,9</u> 466	<u>5,0</u> 295	<u>154</u> 9086
	зима	<u>3,7</u> 1398	<u>4,4</u> 260	<u>1,8</u> 106	<u>29,9</u> 1764
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>					
Пасічна	весна	<u>16,6</u> 36,5	<u>0,61</u> 0,82	<u>3,1</u> 6,8	<u>20,3</u> 44,7
	літо- осінь	<u>10,6</u> 23,3	<u>0,53</u> 1,17	<u>0,47</u> 1,0	<u>11,6</u> 25,5
	зима	<u>3,5</u> 7,7	<u>0,36</u> 0,79	<u>0,22</u> 0,10	<u>4,1</u> 9,0

Найбільш близькими є значення цих показників для обох типів вод на водозборах зони мішаних лісів, найбільше відрізняються – на водозборах лісостепової зони. Так, сумарний показник стоку нітратів і нітритів р. Головесня весною становить 23,0 кг/км², а схилових вод по різних улоговинах Придеснянської ВБС – 19,1-22,8 кг/км². У той же час

сумарний показник стоку нітратів і нітритів р. Бутеня ($91,5 \text{ кг/км}^2$) значно більший, ніж схилових вод по улоговинах Богуславського ГГС ($5,2-17,5 \text{ кг/км}^2$). Взагалі, показники стоку мінеральних сполук азоту р. Бутеня значно перевищують ці характеристики р. Головесня і р. Пасічна. Пояснюється це значними концентраціями нітратів і нітритів у воді р. Бутеня. Сумарний показник стоку нітратів і нітритів р. Пасічна становить $17,2 \text{ кг/км}^2$, а схилових вод по улоговинах Велико-Анадольської ВБС – $5,3-5,9 \text{ кг/км}^2$.

Щодо стоку фосфатів, то спостерігається чітко виражене перевищення цього показника для постійних водотоків над схиловими водами (у 2-3 рази).

У літньо-осінню межень відбувається збільшення стоку біогенних речовин постійних водотоків зони мішаних лісів і лісостепової зони (р. Головесня і р. Бутеня). Для р. Пасічна (степова зона), яка влітку дуже збіднюється на водний стік, спостерігається зменшення стоку біогенних речовин порівняно з весняним водопіллям, що характерно і для схилових вод.

Під час зимової межені відзначаються найменші показники стоку біогенних речовин для постійних водотоків.

9.7.2. Стік головних іонів

У співвідношенні частки стоку головних іонів зі схиловими водами дослідних водозборів та їх водним стоком відзначається подібна закономірність, що і для стоку біогенних речовин. Весною перша є дещо меншою, ніж друга (2-20 %). а влітку – відповідно більшою (див. табл. 9.18). З табл. 9.21 видно, що під час весняного водопілля найбільший стік головних іонів спостерігається для схилових вод зони мішаних лісів по улоговинах Придеснянської ВБС ($1701-2456 \text{ кг/км}^2$). Це пояснюється значною водністю. Аналогічно в степовій зоні по улоговинах Велико-Анадольської ВБС ($1869-2281 \text{ кг/км}^2$), що пояснюється значною мінералізацією вод.

Під час літньо-осінньої межені зі зменшенням водності відзначається значне пониження стоку головних іонів в усіх зонах (табл. 9.22).

Таблиця 9.21. Середні показники стоку головних іонів зі схиловими водами під час весняного водопілля, кг/км^2

Улоговина, балка	HCO_3^-	SO_4^{2-}	СГ	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	Σ_i
1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>							
Липине	806	317	133	273	75,1	95,6	1701
Підлядо	839	434	310	294	215	123	2220
Дослідна	1080	588	116	324	100	252	2456
<i>В середньому</i>	908	446	186	297	130	157	2125

1	2	3	4	5	6	7	8
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>							
Лісова	145	105	10,9	49,1	15,3	16,9	342
Плоска	249	43,5	18,2	71,6	15,1	42,6	441
Придорожна	360	53,3	45,8	78,8	20,6	98,6	656
Баші	249	38,3	39,1	67,3	15,5	71,3	480
<i>В середньому</i>	251	60,0	28,5	66,8	66	57,3	480
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>							
Дубова	416	997	135	242	76,3	301	1869
Суха	527	950	79,0	227	71,0	427	2281
<i>В середньому</i>	472	964	107	234	74	364	2075

Таблиця 9.22. Середні показники стоку головних іонів зі схлиловими водами під час літньо-осінньої межени, кг/км²

Улоговина, балка	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	Σ_i
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>							
Липине	119	20,9	7,1	27,2	7,8	7,8	190
Підлядо	94,3	20,4	13,5	17,6	7,9	14,9	168
Дослідна	65,5	28,7	10,2	26,6	7,5	15,6	154
<i>В середньому</i>	93	23,3	10,3	23,6	7,7	12,8	171
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>							
Лісова	37,4	16,5	16,6	14,2	5,8	3,8	94,5
Плоска	97,3	66,8	11,3	38,7	7,2	26,3	246
Придорожна	180	43,2	24,1	46,3	8,8	49,7	352
Баші	164	36,7	24,8	45,8	13,8	49,8	321
<i>В середньому</i>	114	48,8	19,2	46,2	8,9	32,4	253
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>							
Дубова	62,4	132	22,5	31,6	17,4	51,1	317
Суха	131	234	50,1	72,8	30,4	82,2	601
<i>В середньому</i>	91	183	36,3	57	24	66,5	459

Для літньо-осінньої межени найбільші величини показників стоку головних іонів залишаються для схлилових вод степової зони, а найменші за рахунок зменшення мінералізації вод – для зони мішаних лісів. Самий мінімум відзначається для балки Лісова (94,5 кг/км²) на Богуславському ГГС, де спостерігається дуже мала мінералізація схлилових вод. Для обох сезонів характерними є максимуми стоку іонів, які зумовлюють тип вод. У зоні мішаних лісів і лісостеповій – це гідрокарбонати і кальцій, у степовій – сульфати, а також натрій та калій. Для постійних водотоків зберігається та ж тенденція у співвідношеннях частки стоку головних іонів і водного стоку, що і для схлилових вод. Весною перша є дещо меншою, ніж друга (4-5 %), а влітку – відповідно більшою (див. табл. 9.18). З табл. 9.23

видно, що у весняне водопілля показники стоку головних іонів постійних водотоків є значно вищими, ніж для схлипових вод (у 5-15 разів).

Таблиця 9.23. Стік головних іонів малих річок у різні сезони (1 – весняне водопілля; 2 – літньо-осіння межень; 3 – зимова межень), над рискою – показник стоку, т/км²; під рискою - величина стоку, т

Річка	Сезон	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Σ _i
<i>Гридеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>								
Головесня	1	<u>15,8</u> 466	<u>1,5</u> 44,3	<u>1,3</u> 38,4	<u>3,7</u> 109	<u>0,9</u> 26,6	<u>1,3</u> 38,4	<u>24,5</u> 723
	2	<u>23,5</u> 693	<u>2,1</u> 61,9	<u>1,6</u> 47,2	<u>5,8</u> 171	<u>1,6</u> 47,2	<u>1,7</u> 50,2	<u>36,2</u> 1068
	3	<u>6,3</u> 186	<u>0,50</u> 14,8	<u>0,40</u> 11,8	<u>1,5</u> 44,3	<u>0,37</u> 10,9	<u>0,45</u> 13,3	<u>9,6</u> 283
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Бутеня	1	<u>6,9</u> 407	<u>0,67</u> 39,5	<u>0,62</u> 36,6	<u>1,3</u> 76,7	<u>0,78</u> 46,0	<u>0,90</u> 53,1	<u>11,1</u> 655
	2	<u>7,0</u> 277	<u>0,90</u> 53,1	<u>0,91</u> 53,7	<u>1,8</u> 106	<u>0,92</u> 54,3	<u>1,5</u> 88,5	<u>13,0</u> 767
	3	<u>4,7</u> 277	<u>0,53</u> 31,3	<u>0,50</u> 29,5	<u>0,92</u> 54,3	<u>0,39</u> 23,0	<u>0,32</u> 18,9	<u>7,4</u> 437
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>								
Пасічна	1	<u>2,4</u> 5,3	<u>10,1</u> 22,2	<u>0,29</u> 0,64	<u>3,3</u> 7,3	<u>0,59</u> 1,3	<u>0,86</u> 1,9	<u>17,5</u> 38,5
	2	<u>1,5</u> 3,3	<u>6,7</u> 14,7	<u>0,25</u> 0,55	<u>2,0</u> 4,4	<u>0,40</u> 0,88	<u>0,54</u> 1,2	<u>11,4</u> 25,1
	3	<u>0,55</u> 1,2	<u>2,4</u> 5,3	<u>0,11</u> 0,24	<u>0,68</u> 1,5	<u>0,22</u> 0,48	<u>0,22</u> 0,48	<u>4,2</u> 9,2

У всі три сезони найбільший стік головних іонів спостерігається в зоні мішаних лісів для р. Головесня (9,6-36,2 т/км²) за рахунок її значної водності. Для інших водотоків дослідних водозборів відзначаються менші показники стоку головних іонів. Весною для р. Бутеня він становить 11,1 т/км², для р. Пасічна – 17,5 т/км²; влітку відповідно – 13,0 і 1,4 т/км²; взимку – 7,4 і 4,2 т/км². Для всіх трьох сезонів характерними є максимуми стоку іонів, які зумовлюють тип води. У зоні мішаних лісів і лісостеповій це гідрокарбонати і кальцій, у степовій – сульфати, кальцій і натрій.

9.8. Оцінка впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра

Антропогенне навантаження на довкілля, в тому числі і на природні води, зростає у міру збільшення суспільного виробництва. Оскільки показник стоку хімічних речовин у межах історичного часу є критерієм направленості процесів взаємодії води з корою вивітрювання та

біосферою, то його суттєві зміни за відносно короткий проміжок часу (десятки років) може свідчити про вплив антропогенних факторів.

Методика визначення сумарної антропогенної складової іонного стоку (без поділу на види господарської діяльності) для великих і середніх річок України зводиться до визначення антропогенної складової стоку хімічних речовин ($R_{ан}$) зводиться до встановлення різниці між стоком хімічних речовин за розрахунковий період (R) і період, прийнятий як відносний гідрохімічний фон ($R_{ф}$):

$$R_{ан} = R - aR_{ф}, \quad (9.2)$$

де a – поправка на різницю водного стоку за розрахунковий і фоновий періоди.

Антропогенна складова стоку хімічних речовин може виражатися як в абсолютних одиницях (тонни), так і відносних (%).

Для розробки методики оцінки впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин з річковими водами, яка наводиться нижче, був також використаний прийом співставлення даних за розрахунковий період з фоновими даними.

Відомо, що речовини, які вносяться для удобрення на поля з агрохімічними засобами, можуть потрапляти в річкові води шляхом надходження зі схиловим стоком ($R_{саз}$) у розчиненому вигляді і нерозчиненому стані разом з частками еродованого ґрунту, а також з ґрунтовими водами ($R_{газ}$). Їхня частка ($R_{аз}$) у сумарному стоці хімічних речовин річки (R_p) буде характеризувати роль агрохімічних засобів.

У процесі стікання по малій гідрографічній мережі (улоговини, балки) частина хімічних речовин, яка сорбована на часточках ґрунту, розчиняється в схилових водах. Тому дані хімічного аналізу цих вод враховують внесок рідкої і твердої фаз у формування вмісту хімічних компонентів.

При визначенні частки схилового стоку, яка формується за рахунок агрохімічних засобів, виходимо з того, що ці засоби є практично єдиним фактором зміни хімічного складу схилових вод по улоговинах, зайнятих під сільгоспугіддя, за багаторічний період. Тому необхідно знайти різницю між стоком хімічних речовин зі схиловими водами за розрахунковий період (yR_{cp}) та період відносного фону ($yR_{ф}$) по кожній досліджуваній уловині ($yR_{саз}$), яка і буде характеризувати внесок агрохімічних засобів (кг, т):

$$yR_{саз} = yR_{cp} - ayR_{сф}. \quad (9.3)$$

За розрахунковий період було прийнято 1986-1990 рр., за фоновий - 1956-1960 рр. Застосування мінеральних добрив у басейні Дніпра в період, прийнятий як фоновий, було мінімальним – близько 20 кг/га NPK. Як відзначалося, в 1970 р. воно досягло 65 кг, а в 1990 р. – 160 кг/га NPK. Знаходимо величину показника стоку хімічних речовин зі схиловими водами, який формується за рахунок агрохімічних засобів ($P_{саз}$), у цілому

для басейну малої річки. Визначається він як середній для всіх улоговин (n), які зайняті під сільгоспугіддя (кг/км², т/км²):

$$P_{\text{саз}} = \Sigma (yR_{\text{саз}1} / F_{y1} + yR_{\text{саз}2} / F_{y2} + \dots + yR_{\text{саз}n} / F_{yn}) / n, \quad (9.4)$$

де F – площа улоговин, зайнятих під сільгоспугіддя.

Знайдений $P_{\text{саз}}$ дозволяє обчислити стік хімічних речовин зі схилливими водами, який формується за рахунок агрохімічних засобів ($R_{\text{саз}}$) з усієї території сільгоспугідь ($F_{\text{ср}}$) басейну (кг, т):

$$R_{\text{саз}} = P_{\text{саз}} \cdot F_{\text{ср}}. \quad (9.5)$$

9.8.1. Вплив агрохімічних засобів на стік хімічних речовин на дослідних водозборах

У табл. 9.24 та 9.25 наведено дані про стік біогенних речовин і головних іонів зі схилливими водами дослідних водозборів, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів.

Таблиця 9.24. Стік біогенних речовин зі схилливими водами з сільгоспугідь, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (над ризкою – показник стоку, кг/км²; під ризкою – величина стоку, кг)

Річка	Сезон	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>				
Головесня	весна	<u>13,2</u> 273	<u>3,8</u> 78,7	<u>5,8</u> 120
	літо-осінь	<u>0,55</u> 11,4	<u>0,16</u> 3,3	<u>0,13</u> 2,7
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>				
Бутеня	весна	<u>3,4</u> 114	<u>0,14</u> 4,7	<u>0,23</u> 7,7
	літо-осінь	<u>3,1</u> 104	<u>0,18</u> 6,1	<u>0,33</u> 11,1
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>				
Пасічна	весна	<u>1,7</u> 3,2	<u>0,10</u> 0,19	<u>0,18</u> 0,34
	літо-осінь	<u>0,23</u> 0,44	<u>0,03</u> 0,05	<u>0,04</u> 0,08

Визначення іншої складової – надходження агрохімічних засобів з ґрунтовими водами шляхом співставлення даних за певний розрахунковий період з фоновими даними неможливе, оскільки такі спостереження не проводяться. Тому можна скористатися експериментальними даними, які були отримані на стокових майданчиках та лізиметрі (випаровувач ДГІ 500-100) Богуславського ГГС у 1987 р., а також опублікованими матеріалами досліджень.

Винос біогенних речовин, які надходять з добривами на поля, зі стоком ґрунтових вод становить від сумарного виносу: в зоні мішаних

лісів для сполук азоту – 26 %, фосфору – 12 %; у лісостеповій зоні для сполук азоту – 18 %, фосфору – 9 %; у степовій зоні – для сполук азоту 15 %, фосфору – 7 %.

Таблиця 9.25. Стік головних іонів зі схилувими водами сільгоспугідь (1 - весняне водопілля; 2 - літньо-осіння межень; 3 – за рік), який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (над рискою - показник стоку кг/км²; під рискою - величина стоку, т)

Річка	Сезон	HCO_3^-	SO_4^{2-}	СГ	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$Na^+ + K^+$	Σ_i
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>								
Головесня	1	<u>399</u> 8,26	<u>89,2</u> 1,85	<u>149</u> 3,08	<u>0</u> 0	<u>33,0</u> 0,68	<u>19,0</u> 0,39	<u>689</u> 14,3
	2	<u>33,5</u> 0,69	<u>5,1</u> 0,11	<u>8,3</u> 0,17	<u>1,6</u> 0,03	<u>2,4</u> 0,05	<u>3,8</u> 0,08	<u>54,7</u> 1,13
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Бутеня	1	<u>0</u> 0	<u>31,8</u> 1,08	<u>9,1</u> 0,31	<u>0</u> 0	<u>9,2</u> 0,31	<u>12</u> 0,40	<u>62,1</u> 2,1
	2	<u>0</u> 0	<u>21,6</u> 0,73	<u>7,3</u> 0,25	<u>2,2</u> 0,16	<u>1,9</u> 0,06	<u>7,8</u> 0,26	<u>40,3</u> 1,3
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>								
Пасічна	1	<u>23,6</u> 0,04	<u>57,8</u> 1,1	<u>77,0</u> 0,15	<u>67,8</u> 0,13	<u>59,2</u> 0,11	<u>345</u> 0,66	<u>630</u> 2,19
	2	<u>7,3</u> 0,01	<u>109</u> 0,21	<u>25,9</u> 0,05	<u>7,4</u> 0,01	<u>16,8</u> 0,03	<u>43,4</u> 0,08	<u>210</u> 0,40

У табл. 9.26 наведені дані про стік біогенних речовин з ґрунтовими водами дослідних водозборів, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів у трьох природних зонах.

Таблиця 9.26. Стік біогенних речовин з ґрунтовими водами, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів, кг

Річка	Сезон	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>				
Головесня	весна	68,3	19,5	14,4
	літо-осінь	2,9	0,9	3,2
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>				
Бутеня	весна	20,5	0,9	0,7
	літо-осінь	18,7	1,1	1,0
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>				
Пасічна	весна	0,48	0,03	0,05
	літо-осінь	0,07	0,01	0,01

Частку хімічних речовин, які надходять з сільгоспугідь у річкові води за рахунок агрохімічних засобів (табл. 9.27; 9.28) можна визначати як окремо для схилового стоку ($R_{\text{сас}}$) і стоку з ґрунтовими водами ($R_{\text{ґаз}}$), так і сумарну – $R_{\text{аз}}$ (%):

$$R_{аз} = (R_{саз} + R_{газ}) / R_p, \quad (9.6)$$

де R_p – загальний стік хімічних речовин з річковими водами.

Як видно з табл. 9.27, найбільше біогенних речовин агрохімічних засобів зі схилливими і ґрунтовими водами надходить з сільгоспугідь у зоні мішаних лісів, які представлені легкими за механічним складом ґрунтами (30-72 % від стоку біогенних речовин з річковими водами).

Сполук азоту виноситься значно більше, ніж фосфору. Переважна більшість біогенних речовин виноситься під час весняного водопілля (для зони мішаних лісів – понад 95 %, для лісостепової – 90 %, для степової – 56-80 %).

Таблиця 9.27. Частка біогенних речовин, які надходять з сільгоспугідь у річкові води за рахунок агрохімічних засобів (над рискою – зі схилливими водами; під рискою з ґрунтовими водами), %

Річка	Сезон	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>				
Головесня	весна	$\frac{38}{9}$	$\frac{58}{14}$	$\frac{27}{3}$
	літо-осінь	$\frac{1}{0,4}$	$\frac{1}{0,4}$	$\frac{1}{0,1}$
	за рік	$\frac{15}{4}$	$\frac{17}{4}$	$\frac{12}{1}$
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>				
Бутеня	весна	$\frac{12}{2}$	$\frac{18}{4}$	$\frac{6}{1}$
	літо-осінь	$\frac{1}{0,2}$	$\frac{1}{1,2}$	$\frac{4}{0,5}$
	за рік	$\frac{4}{0,7}$	$\frac{4}{0,7}$	$\frac{3}{0,6}$
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>				
Пасічна	весна	$\frac{9}{1,4}$	$\frac{23}{3,5}$	$\frac{5}{0,4}$
	літо-осінь	$\frac{2}{0,3}$	$\frac{5}{0,8}$	$\frac{4}{0,3}$
	за рік	$\frac{5}{0,8}$	$\frac{9}{1,4}$	$\frac{5}{0,4}$

З табл. 9.28 видно, що частка головних іонів із схилливими водами, яка надходить у річкові води за рахунок агрохімічних засобів значно менша, ніж біогенних речовин (0,1-8,5 %).

Лише по хлору для водозбору р. Пасічна (степова зона) цей показник досягає 23 % у період весняного водопілля.

Серед аніонів найбільший антропогенний вплив відчувають сульфати і хлориди, серед катіонів – магній, натрій і калій.

Таблиця 9.28. Частка головних іонів, які надходять з сільгоспугідь у річкові води (1 – весняне водопілля; 2 – літньо-осіння межень; 3 – за рік) за рахунок агрохімічних засобів зі схиловими водами, %

Річка	Сезон	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	Σ _i
<i>Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)</i>								
Головесня	1	1	4,1	8,1	0	2,2	1,1	2,1
	2	0,01	0,1	0,4	0	0,1	0,2	0,1
	3	0,07	1,6	3,4	0	1	0,5	0,7
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Бутеня	1	0	2,8	0,8	0,2	0,9	0,8	0,3
	2	0	1,4	0,5	0,1	0,1	0,3	0,2
	3	0	0,8	0,4	0,1	0,3	0,4	0,2
<i>Велико-Анадольська ВБС (степова зона)</i>								
Пасічна	1	0,8	5,0	23	1,8	8,5	13,4	6
	2	0,3	1,4	9	0,2	3,4	4,7	1,6
	3	0,5	3,1	14	1,1	5,5	8,5	3,5

9.8.2. Вплив агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра в цілому

Виконані дослідження на дослідних водозборах дозволяють екстраполювати отримані результати на відповідні природні зони з метою оцінки впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра. Для цього треба розрахувати стік хімічних речовин, який формується в кожній природній зоні ($R_{пз}$):

$$R_{пз} = W_{пз} \cdot C_{пз} \quad (9.7)$$

де $W_{пз}$ – об'єм водного стоку, який формується в даній природній зоні, км³; $C_{пз}$ – середня концентрація хімічної речовини в річкових водах природної зони, мг/дм³.

Розрахований об'єм водного стоку ($W_{пз}$) становить для середнього за водністю року, км³: зона мішаних лісів – 8,72; лісостепова 8,61; степова – 2,48. Також було розраховано значення $C_{пз}$.

Розрахунки стоку виконувалися як по біогенних речовинах (табл. 9.29), так і по головних іонах (табл. 9.31) для середнього за водністю року.

У цілому в басейні Дніпра за рахунок виносу агрохімічних засобів з водозборів формується 7 % річного стоку нітратів, 11 % – нітритів і 8 % – фосфатів. Це надзвичайно мала кількість порівняно з добривами, які вносяться на сільгоспугіддя на території басейну (табл. 9.30). Слід відзначити суттєву деталь. Отримані результати співставимі з даними досліджень загального виносу біогенних речовин з території басейну Дніпра.

Але в деяких роботах, у яких за основу методики бралися емпіричні коефіцієнти можливого виносу добрив водним стоком, результати виходили в 10-30 разів вищими, ніж реальний стік біогенних речовин у

басейні Дніпра, визначений за даними гідрологічних і гідрохімічних спостережень.

Таблиця 9.29. Середньорічний стік біогенних речовин у басейні Дніпра з території України (над першою рискою) та його складова, що формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (над другою рискою), т/рік; агрохімічна складова (під другою рискою), %

Природна зона	NO_3^-	NO_2^-	PO_4^{3-}
Мішаних лісів	253/48/19	49/10/20	680/88/13
Лісостепова	999/47/5	67/3,4/5	672/27/4
Степова	280/16/6	505/5,5/1	161/8,7/2
Всього в басейні Дніпра	1532/111/7	171/19/11	1513/124/8

Таблиця 9.30. Використання азотних і фосфорних добрив у різних природних зонах басейну Дніпра на території України, 10^3 т/р

Природна зона	Азотні	Фосфорні	Всього
Мішаних лісів	572,4	391	963,4
Лісостепова	955,3	652,5	1608
Степова	534,3	365	899,3
Всього в басейні Дніпра	2062	1408,5	4370,1

Таблиця 9.31. Середньорічний стік головних іонів у басейні Дніпра з території України (над рискою, тис. т/рік) та його складова, що формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (під рискою, %)

Природна зона	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	Σ_i
Мішаних лісів	<u>1700</u> 0,7	<u>220</u> 2,0	<u>180</u> 3,0	<u>490</u> 0,0	<u>80</u> 0,8	<u>70</u> 0,4	<u>2740</u> 0,8
Лісостепова	<u>3600</u> 0,0	<u>570</u> 0,8	<u>310</u> 0,4	<u>740</u> 0,0	<u>260</u> 0,3	<u>450</u> 0,4	<u>5930</u> 0,1
Степова	<u>720</u> 0,5	<u>1600</u> 3,0	<u>1500</u> 14	<u>410</u> 1,0	<u>280</u> 1,0	<u>1100</u> 12	<u>5610</u> 7,0
Всього в басейні Дніпра	<u>6000</u> 0,3	<u>2300</u> 3,0	<u>2000</u> 11	<u>1640</u> 0,3	<u>620</u> 0,7	<u>1620</u> 8,0	<u>14280</u> 3,0

Як видно з табл. 9.31, у басейні Дніпра за рахунок виносу агрохімічних засобів з водозборів формується 0,3 % річного стоку гідрокарбонатів, 3 % – сульфатів, 11 % – хлоридів, 0,3 % – кальцію, 0,7 % – магнію, 8 % – натрію і калію, 3 % – суми іонів.

9.8.3. Висновки по виносу агрохімічних засобів з водним стоком у басейні Дніпра

Таким чином, вивчення хімічного складу, гідрохімічного режиму та стоку хімічних речовин на дослідних водозборах Придеснянської ВБС, Богулавського ГГС і Велико-Анадольської ВБС, розташованих у зоні мішаних лісів, лісостеповій та степовій зонах, дає можливість оцінити вплив агрохімічних засобів на стік хімічних речовин як самих водозборів, так і природних зон, а також басейну Дніпра в цілому. Досягти цього можна досліджуючи схиліві води, які вимивають з верхнього (орного) шару ґрунту розчинні солі природного походження та внесені з агрохімічними засобами, а також хімічний склад води малих річок, поверхневе живлення яких здійснюють схиліві води. Багаторічні ряди спостережень за вмістом біогенних речовин (NO_3^- , NO_2^- , PO_4^{3-}) та головних іонів дозволяють виділити періоди відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.), в який на сільгоспугіддя у басейні Дніпра вносилося близько 20 кг/га NPK, і розрахунковий (1986-1990 рр.), коли використання мінеральних добрив досягло 160 кг/га NPK. Результати досліджень, отримані за розробленою методикою, свідчать, що в басейні Дніпра агрохімічні засоби найбільше впливають на стік біогенних елементів (7-11 %), а також таких головних іонів, як сума натрію і калію (8 %), що пов'язано із застосуванням азотних, фосфорних і калійних добрив. За рахунок баластних речовин, які в деяких видах добрив становлять більше половини маси, та хімічних меліорантів формується 11 % стоку хлоридів і 3 % – сульфатів. У цілому високий відсоток по хлоридах та натрію і калію отримано за рахунок степової зони, в якій роль агрохімічних засобів підсилюється місцевими природними умовами. Привертають увагу певні зміни, які відбуваються з хімічними типами вод, особливо схилівих, за два періоди (за формулою Курлова). Перший визначальний аніон і катіон залишаються незмінними, але після них відзначаються переміщення. Вони полягають у підвищенні ролі сульфатних й хлоридних аніонів і зниженні – гідрокарбонатів, підвищенні ролі катіонів натрію і калію та зниженні – кальцію.

9.9. Оцінка впливу пестицидів на якість річкових вод у басейні Дніпра

Оскільки пестициди є ксенобіотиками, то вже сам факт наявності будь-якої кількості їх у воді чи інших компонентах ландшафту є прямим показником антропогенного впливу. Ступінь небезпечності пестициду як джерела забруднення біосфери характеризують такі параметри: стійкість в об'єктах довкілля (ґрунт, вода, рослини); рухливість речовини; здатність до накопичення в біологічних системах; токсичність речовини для організму теплокровних, корисної флори і фауни. Основним фактором розповсюдження пестицидів є сільгоспугіддя, які ними

обробляються. У процесі застосування пестицидів переважна їх частина (близько 70 %) потрапляє на поверхню ґрунту, що створює передумови до їх міграції по ґрунтово-водно-повітряних і харчових ланцюгах. Забруднення пестицидами водних об'єктів може відбуватися не лише в результаті міграції з ґрунту, але і шляхом безпосереднього поверхневого вкривання дрібнодисперсними часточками в процесі застосування пестицидів і перенесення їх повітряними потоками за межі оброблюваних територій. На шляху міграції речовини кожен з об'єктів довкілля вступає у взаємодію з хімічною сполукою в результаті чого здійснюється повна або часткова детоксикація (деградація) пестициду. Швидкість деградації речовин у різних об'єктах довкілля зумовлена багатofакторним процесом взаємодії, який включає реакції гідролізу, окиснення, фоторозкладу, розкладання під впливом мікроорганізмів і т.д.

Таблиця 9.32. Гранично допустимі концентрації (ГДК) деяких хлорорганічних пестицидів у воді водних об'єктів господарсько-питного і культурно-побутового використання (за СанПіН 4630-88 та ін. джерелами)

Назва пестициду	ГДК	Лімітуючий показник шкідливості	Концентрація, мг/дм ³	Клас небезпечності
ГХЦГ - гексахлорциклогексан, або гексахлоран	ГДК	Органолептичний (запах)	0,02	4***
α-ГХЦГ (альфа-ізомергексахлоран)	ГДК*	Санітарно-токсикологічний (СТЛ)	0,015	2
γ-ГХЦГ (гамма-ізомергексахлоран, або ліндан)	ГДК*	СТЛ	0,004	1
ДДТ (дихлордифенілтрихлоретан)	ГДК	СТЛ	0,10	2
ДДЕ (метаболіт ДДТ)	**	СТЛ	0,10	2

Примітки: * ГДК α-ГХЦГ взята за літературними джерелами; ** ДДЕ є найбільш характерним і стійким у довкіллі метаболітом (продуктом трансформації) ДДТ, тому для нього ГДК взято за ДДТ; *** класи небезпечності: 1 – надзвичайно небезпечна: речовина; 2 – високонебезпечна; 3 – небезпечна; 4 – помірно небезпечна.

При плануванні та проведенні заходів щодо хімічної боротьби з шкідниками, хворобами рослин і бур'янами необхідно забезпечити профілактику негативних наслідків. Для цього доцільно керуватися об'єктивними критеріями оцінки небезпечності препаратів, які

відображені у відповідних класифікаціях (ДСанПІН, рекомендаціях ВОЗ – Всесвітньої організації охорони здоров'я та ін.).

Одним з найважливіших критеріїв для водних об'єктів є ГДК (гранично допустима концентрація) або ОДР (орієнтовно допустимі рівні) пестицидів у воді водних об'єктів (табл. 9.32). Слід відзначити, що вимоги до ГДК пестицидів у воді водних об'єктів рибогосподарського призначення набагато жорсткіші. Зокрема, наведені у табл. 9.32 пестициди у воді цих водойм повинні бути відсутні. У світовій практиці, в тому числі і в Україні, використовується як комплексний критерій небезпечності пестицидів для людини допустима добова доза (ДДД), яка характеризує біологічну активність речовини з урахуванням її токсичних властивостей.

Допустима добова доза (ДДД) – максимальна доза речовини (мг/кг маси тіла), щодобове надходження якої в організм людини протягом всього життя не може викликати захворювань, або відхилень у стані здоров'я, або негативно впливати на наступні покоління. Урахування сумарної дози пестициду, яка надходить в організм людини з усіх середовищ за рахунок продуктів харчування, з водою та атмосферним повітрям ($D_{\text{ф}}$) і співставлення її величини з ДДД для людини є показником фактичного рівня гігієнічної небезпеки забруднення пестицидом даної території:

$$\text{ФНП} = D_{\text{ф}} / \text{ДДД}, \quad (9.8)$$

де ФНП – фактичне навантаження пестицидом.

Прийнята наступна класифікація забруднення об'єктів довкілля пестицидами на основі визначення фактичного навантаження пестицидом (ФНП):

- високонебезпечне, $\text{ФНП} > 10$;
- небезпечне, $3 < \text{ФНП} < 10$;
- потенційно небезпечне, $1 < \text{ФНП} < 3$;
- безпечне, $\text{ФНП} < 1$.

Надходження пестициду в організм людини з питною водою ($D_{\text{в}}$) може бути описане виразом:

$$D_{\text{в}} = C_{\text{в}} \cdot N_{\text{в}}(1-k), \quad (9.9)$$

де $C_{\text{в}}$ – концентрація препарату у воді водного об'єкта, який використовується для водопостачання; $N_{\text{в}}$ – добова норма водоспоживання людини, л; k – коефіцієнт деструкції пестициду на очисних спорудах водопроводу в процесі водопідготовки.

9.9.1. Вміст пестицидів у річкових водах басейну Дніпра

Вміст хлорорганічних пестицидів (ХОП) у річкових водах басейну Дніпра досліджувався по 18 створах, розташованих у всіх природних зонах, для яких була наявна інформація гідрометслужби за 1982-1992 рр. При цьому, слід зазначити, що проаналізувати цю інформацію за такий достатньо тривалий період можна було лише за хлорорганічними

пестицидами (α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, ДДЕ, ДДТ), які порівняно регулярно визначалися і є більш стійкими, ніж пестициди фосforoорганічної групи.

В цілому ж на вміст пестицидів у воді в системі гідрометслужби аналізувалося близько 50 % проб, відібраних для хімічного аналізу, що в першу чергу пов'язано зі значними затратами на аналіз. Не зважаючи на те, що застосування ДДТ заборонене в більшості розвинутих країн (Україна в складі колишнього СРСР прийняла заборону в числі перших у 1969 р.), висока персистентність (стійкість) і глобальна міграція зумовлюють необхідність регулярного контролю поведінки його залишкових кількостей у навколишньому середовищі. Використання ДДТ у низці країн підживлює ті міграційні потоки і рівні накопичення його залишків і метаболітів, які склалися під час інтенсивного застосування препарату в ХХ ст. ДДТ має різні ізомери, токсичність яких суттєво відрізняється між собою. Інсектицидні властивості в найбільшій мірі виражені в n, n' -ізомері. У технічному препараті ДДТ, який являє собою складну суміш сполук, n, n' -ізомеру міститься 75-76 %. Найбільш характерним і стійким у навколишньому середовищі метаболітом є n, n' – ДДЕ. Технічний препарат ГХЦГ являє собою суміш восьми ізомерів з приблизним вмістом, %: α -ізомер – 53-70; β -ізомер – 3-14; γ -ізомер – 11-18; Δ -ізомер – 6-10; решта ізомерів – 3-5 %. З усіх ізомерів інсектицидні властивості має лише гамма-ізомер. За даними, отриманими в різних природних зонах, персистентність γ -ізомеру в ґрунті в 1,5 рази вища, ніж α -ізомеру. Першим етапом дослідження пестицидів у річкових водах басейну Дніпра було виділення частки проб, у яких контрольовані пестициди виявлялися за період досліджень (табл. 9.33).

Таблиця 9.33. Частка проб, у яких було виявлено контрольовані пестициди у річкових водах басейну Дніпра (через тире: весняне водопілля – літньо-осіння межень – зимова межень) за 1982-1992 рр., %

№	Річка – пункт	Проаналізовано проб	Частка проб, в яких виявлено пестициди			
			α -ГХЦГ	γ -ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6	7
Зона мішаних лісів						
1	Стир – Луцьк	11-24-5	36-17-2	27-22-40	9-8-0	18-4-0
2	Уборть – Перга	15-19-4	27-37-25	20-32-0	45-21-0	27-11-0
3	Тетерів – Житомир, *в.м.	17-47-8	29-28-25	24-30-14	35-28-12	29-17-12
4	Тетерів – Житомир, **н.м.	12-33-10	23-30-20	33-18-30	5-21-10	25-15-20
5	Ірша – Малин, в.м.	9-26-10	11-27-30	11-27-20	0-27-20	11-27-30

1	2	3	4	5	6	7
6	Ірша – Малин, н.м.	9-24-12	22-42-25	22-37-25	11-25-33	44-29-17
7	Десна – Чернігів	14-41-14	35-15-21	28-15-8	21-20-17	28-10-8
8	Головесня – Покошичі	11-13-5	39-19-22	22-18-15	21-21-19	38-32-3
В середньому для зони			29-27-24	24-24-19	21-21-14	27-18-15
Лісостепова зона						
9	Рось – Богуслав	9-29-9	22-31-47	22-17-28	22-17-50	44-17-22
10	Рось – Корсунь- Шевченківський , в.м.	12-25-9	42-32-44	42-20-44	42-32-22	47-32-11
11	Рось – Корсунь- Шевченківський н.м.	11-25-9	48-44-44	27-24-22	45-24-22	45-36-22
12	Сула – Лубни	15-25-7	40-32-43	2-12-14	13-8-14	7-0-14
13	Псел – Запсілля	12-17-8	42-18-37	25-12-25	25-6-12	17-6-0
14	Орель – Царичанка	22-15-6	55-27-33	48-20-48	14-0-17	14-0-17
В середньому для зони			42-31-41	32-18-30	27-14-22	29-15-14
Степова зона						
15	Інгулець – Кривий Ріг, в.м.	11-14-4	36-21-10	31-70	0-21-0	0 9-36-0
16	Інгулець – Кривий Ріг, н.м.	2-14-4	42-40-10	50-39-0	0-0-0	0-0-0
17	Самара – Новомосковськ	8-12-4	50-34-50	50-50-0	20-0-0	0-9-0
18	Вовча – Васильківка	11-13-4	47-35-20	42-37-0	10-0-0	10-0-0
В середньому для зони			44-33-23	47-38-3	8-5-0	5-11-0
В середньому для басейну Дніпра			38-3-31	34-27-17	19-13-12	20-15-10

Примітка: *в.м. – вище міста; ** н.м. – нижче міста.

Як видно з наведених у табл. 9.33 даних, контрольовані пестициди в середньому для басейну Дніпра виявлялися у переважній меншості проб (від 10 до 38 % проб). Лише в одному випадку (р. Орель – с. Царичанка) під час весняного водопілля проби, в яких знайдені контрольовані пестициди (ГХЦГ) становлять більше половини від проаналізованих – 55 %. По низці створів контрольовані пестициди взагалі не виявлені за весь період досліджень. У цілому, можна відзначити наступні закономірності. Найбільше проб, у яких виявлені контрольовані пестициди характерно для періоду весняного водопілля, коли формується значний схиловий стік і відбувається передпосівне застосування пестицидів. У літньо-осінній період їхня частка

зменшується, досягаючи мінімуму взимку. Але по деяких видах пестицидів є відхилення від цієї закономірності. Зокрема, для річок лісостепової зони частка проб з виявленими α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ і ДДЕ більша взимку, ніж влітку. Для річок степової зони частка проб з виявленими ДДТ влітку більша, ніж весною. У цілому для басейну Дніпра під час весняного водопілля контрольовані пестициди виявлені у 28 % проаналізованих проб, під час літньо-осінньої межени – 21 %, зимової межени – 18 %. У середньому за рік найбільше проб із знайденими пестицидами характерно для лісостепової зони – 26 %, потім зони мішаних лісів 22 % і степової – 19 %. Серед пестицидів, які найбільше зустрічаються в проаналізованих пробах, на першому місці α -ГХЦГ (33 % на рік); далі йдуть γ -ГХЦГ (26 %), ДДТ та його метаболіт ДДЕ (по 15 %).

Оскільки вміст пестицидів має дискретний характер, то користуватися такою характеристикою як середнє арифметичне неправомірно. Тому в табл. 9.34-9.36 наведено дані, які характеризують амплітуду між мінімальними і максимальними концентраціями або рівні концентрацій ХОП, які зустрічаються у воді річок басейну Дніпра. Як видно з табл. 9.34, під час весняного водопілля найбільший діапазон коливань характерний для концентрацій ДДТ і ДДЕ, причому найбільший для річок лісостепової зони: відповідно 0,001-0,975 мг/дм³ (р. Рось – м. Богуслав) і 0,001-0,896 мг/дм³ (р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський). Дещо менший він для річок зони мішаних лісів: відповідно 0,001-0,827 і 0,001-0,825 мг/дм³ (р. Тетерів – м. Житомир); найменший – для річок степової зони: відповідно 0,001-0,031 мг/дм³ (р. Самара – м. Новомосковськ) і 0,001-0,26 мг/дм³ (р. Вовча – смт Васильківка). Максимальні концентрації α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ на один- два порядки менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

Таблиця 9.34. Концентрація хлороганічних пестицидів у річкових водах басейну Дніпра під час весняного водопілля, мг/дм³

№	Річка - пункт	α -ГХЦГ	γ -ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6
Зона мішаних лісів					
1	Стир – Луцьк	0,001-0,006	0,001-0,003	0,001-0,003	0,001-0,003
2	Уборть – Перга	0,004-0,006	0,001-0,004	0,001-0,002	0,001-0,002
3	Тетерів – Житомир, *в.м.	0,003-0,631	0,003-0,024	0,002-0,825	0,001-0,825
4	Тетерів – Житомир, **н.м.	0,001-0,006	0,001-0,021	0,001-0,004	0,001-0,827
5	Ірша – Малин, в.м.	0,001-0,003	0,003-0,007	0,001-0,003	0,002-0,067
6	Ірша – Малин, н.м.	0,001-0,02	0,001-0,07	0,001-0,008	0,001-0,248
7	Десна – Чернігів	0,001-0,011	0,001-0,019	0,004-0,036	0,008-0,09
8	Головесня – Покошичі	0,001-0,008	0,001-0,008	0,001-0,021	0,002-0,06
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,631	0,001-0,024	0,001-0,825	0,001-0,827
Лісостепова зона					
9	Рось – Богуслав	0,001-0,002	0,005-0,009	0,009-0,025	0,021-0,975

1	2	3	4	5	6
10	Рось – Корсунь-Шевченківський, в.м.	0,001-0,004	0,003-0,021	0,004-0,729	0,018-0,48
11	Рось – Корсунь-Шевченківський, н.м.	0,001-0,004	0,003-0,021	0,004-0,896	0,023-0,509
12	Сула – Лубни	0,001-0,005	0,002-0,003	0,008-0,017	0,001-0,136
13	Псел – Запілля	0,003-0,006	0,003-0,006	0,001-0,019	0,02-0,186
14	Орель – Царичанка	0,004-0,029	0,003-0,056	0,001-0,008	0,025-0,047
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,006	0,002-0,056	0,001-0,896	0,001-3,75
Степова зона					
15	Інгулець – Кривий Ріг, в.м.	0,004-0,012	0,001-0,008	0	0,001-0,01
16	Інгулець – Кривий Ріг, н.м.	0,001-0,02	0,004-0,01	0	0
17	Самара – Новомосковськ	0,005-0,029	0,008-0,045	0,007-0,006	0,003-0,031
18	Вовча – Васильківка	0,002-0,006	0,002-0,008	0,001-0,026	0,001-0,019
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,029	0,001-0,045	0,001-0,026	0,001-0,031

Примітка: *в.м. – вище міста; ** н.м. – нижче міста.

З табл. 9.35 видно, що під час літньо-осінньої межени найбільший діапазон коливань також характерний для концентрацій ДДТ і ДДЕ, зокрема, для річок лісостепової зони: 0,001-0,724 і 0,001-0,251 мг/дм³ (р. Рось – м. Корсунь-Шевченківський); незначно менший для річок зони мішаних лісів: відповідно 0,001-0,705 мг/дм³ (р. Ірша – м. Малин) і 0,001-0,241 мг/дм³ (р. Десна – м. Чернігів); найменший – для річок степової зони: відповідно 0,35-0,144 мг/дм³ (р. Самара – м. Новомосковськ) і 0,001-0,047 мг/дм³ (р. Інгулець – м. Кривий Ріг). Максимальні концентрації α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ майже на порядок менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

Таблиця 9.35. Концентрація хлорорганічних пестицидів в річкових водах басейну Дніпра під час літньо-осінньої межени за період 1982-1992 рр., мг/дм³

№	Річка - пункт	α -ГХЦГ	γ -ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6
Зона мішаних лісів					
1	Стир – Луцьк	0,002-0,012	0,003-0,006	0,001-0,002	0,001-0,002
2	Уборть – Перга	0,001-0,012	0,001-0,005	0,001-0,002	0,001-0,002
3	Тетерів – Житомир, *в.м.	0,001-0,016	0,001-0,082	0,001-0,061	0,002-0,495
4	Тетерів – Житомир, **н.м.	0,001-0,141	0,001-0,003	0,001-0,004	0,001-0,010
5	Ірша – Малин, в.м.	0,001-0,014	0,001-0,096	0,001-0,006	0,001-0,007
6	Ірша – Малин, н.м.	0,002-0,006	0,001-0,06	0,001-0,015	0,001-0,705
7	Десна – Чернігів	0,002-0,016	0,002-0,06	0,001-0,241	0,003-0,54

1	2	3	4	5	6
8	Головесня – Покошичі	0,001-0,010	0,001-0,008	0,002-0,011	0,003-0,01
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,141	0,001-0,096	0,001-0,241	0,001-0,705
Лісостепова зона					
9	Рось – Богуслав	0,001-0,053	0,001-0,058	0,011-0,053	0,01-0,586
10	Рось – Корсунь-Шевченківський, в.м.	0,002-0,11	0,003-0,010	0,003-0,181	0,041-0,659
11	Рось – Корсунь-Шевченківський, н.м.	0,004-0,142	0,004-0,015	0,001-0,251	0,053-0,724
12	Сула – Лубни	0,001-0,06	0,002-0,010	0,006-0,008	0
13	Псел – Запілля	0,002-0,006	0,002-0,013	0,001-0,01	0,001-0,179
14	Орель – Царичанка	0,003-0,008	0,007-0,008	0	0
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,142	0,001-0,058	0,001-0,251	0,001-0,724
Степова зона					
15	Інгулець – Кривий Ріг, в.м.	0,002-0,011	0,002-0,003	0,001-0,047	0,035-0,071
16	Інгулець – Кривий Ріг, н.м.	0,001-0,006	0,001-0,003	0	0
17	Самара – Новомосковськ	0,002-0,065	0,006-0,078	0	0,008-0,144
18	Вовча – Васильківка	0,008-0,011	0,001-0,065	0	0
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,013	0,001-0,078	0,001-0,047	0,008-0,144

Примітка: *в.м. – вище міста; ** н.м. – нижче міста.

З наведених у табл. 9.36 даних видно, що під час зимової межени найбільший діапазон коливань також характерний для концентрацій ДДТ і ДДЕ, але для річок зони мішаних лісів – відповідно 0,001-0,753 і 0,001-0,389 мг/дм³ (р. Ірша – м. Малин).

Для річок лісостепової зони він становить 0,001-0,250 і 0,001-0,302 мг/дм³ (р. Рось – м. Богуслав). У воді досліджуваних річок степової зони ДДТ і ДДЕ за цей період не виявлялися. Максимальні концентрації α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ майже на порядок менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

Таблиця 9.36. Концентрація хлорорганічних пестицидів в річкових водах басейну Дніпра під час зимової межени за період 1982-1992 рр., мг/дм³

№	Річка - пункт	α -ГХЦГ	γ -ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6
Зона мішаних лісів					
1	Стир – Луцьк	0,001-0,002	0,002-0,005	0	0
2	Уборть - Перга	0,001-0,00	0	0	0
3	Тетерів – Житомир, *в.м.	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002
4	Тетерів – Житомир, **н.м.	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002

1	2	3	4	5	6
5	Ірша – Малин, в.м.	0,001-0,037	0,001-0,021	0,001-0,252	0,001-0,753
6	Ірша – Малин, н.м.	0,001-0,191	0,001-0,006	0,001-0,389	0,001-0,02
7	Десна – Чернігів	0,001-0,07	0,001-0,002	0,02-0,2	0,001-0,036
8	Головесня - Покошичі	0,001-0,006	0,001-0,003	0,002-0,009	0,001-0,008
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,191	0,001-0,021	0,001-0,389	0,001-0,753
Лісостепова зона					
9	Рось – Богуслав	0,001-0,07	0,001-0,002	0,001-0,302	0,001-0,250
10	Рось – Корсунь- Шевченківський, в.м.	0,001-0,090	0,001-0,006	0,068-0,078	0,022-0,040
11	Рось – Корсунь- Шевченківський, н.м.	0,002-0,091	0,001-0,006	0,077-0,080	0,025-0,040
12	Сула – Лубни	0,001-0,004	0,001-0,003	0,001-0,006	0,001-0,026
13	Псел – Запілля	0,001-0,004	0,001-0,003	0,001-0,005	0
14	Орель – Царичанка	0,002-0,01	0,004-0,019	0,001-0,011	0,001-0,03
	<i>В цілому для зони</i>				
Степова зона					
15	Інгулець – Кривий Ріг, в.м.	0,003-0,011	0,004-0,017	0	0
16	Інгулець – Кривий Ріг, н.м.	0,001-0,002	0	0	0
17	Самара – Новомосковськ	0,001-0,002	0,001-0,01	0	0
18	Вовча – Васильківка	0,002-0,004	0	0	0
	<i>В цілому для зони</i>	0,001-0,011	0,001-0,017	0	0

Примітка: *в.м. – вище міста; ** н.м. – нижче міста.

Таким чином, для коливань концентрацій ДДТ і ДДЕ спостерігається тенденція, що характерна для частки проб, у яких взагалі були виявлені пестициди – більші концентрації спостерігаються весною, зменшуючись влітку і досягають мінімальних значень взимку. Причому відзначається зменшення максимальних концентрацій цих пестицидів з півночі на південь.

Для α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ такі чіткі закономірності і тенденції не спостерігаються. З метою виявлення певних закономірностей у формуванні концентрацій пестицидів у річкових водах статистичними методами було виконано кореляційний аналіз між концентраціями чотирьох досліджуваних пестицидів і витратами води по пунктах, для яких накопичено найбільше даних (р. Тетерів – м. Житомир, вище міста; р. Десна – м. Чернігів; р. Рось – м. Богуслав).

Отримані досить малі коефіцієнти кореляції (0,01-0,09) не дають змоги говорити про достовірний статистичний зв'язок між концентраціями пестицидів і витратами води.

Вплив пестицидів на якість річкових вод можна оцінити за допомогою ГДК. Як уже відзначалося вище, при цьому може бути два підходи.

З позицій використання водних об'єктів для господарсько-питних цілей всі знайдені за період досліджень концентрації ХОП у річкових водах басейну не перевищують ГДК, які встановлені нормативами СанПіН 4630-88 (див. табл. 9.32), тобто цілком задовольняють вимогам за даними показниками.

З позицій використання водних об'єктів для рибогосподарських цілей, що передбачає повну відсутність у воді даних ХОП, усі встановлені за період досліджень їхні концентрації в тій чи іншій мірі перевищують ГДК, тобто не відповідають нормативам.

За період з 1982-1992 рр. у середньому для басейну Дніпра ХОП були знайдені в 22 % проаналізованих проб, причому найменше їх виявлялося за останні три-чотири роки досліджень. Таким чином, за умов дискретності характеру вмісту досліджуваної групи ХОП розраховувати їх винос з річковими водами басейну Дніпра за багаторічний період буде неправомірним. Але це не значить, що неможна розраховувати винос пестицидів по конкретних створах за проміжки часу, коли вони виявляються у воді річок.

Можна запропонувати більш оптимальний показник – коефіцієнт пестицидного навантаження на водний об'єкт ($K_{пн}$):

$$K_{пн} = n/N [(C_{max} - C_{min})/C_{ГДК}], \quad (9.10)$$

де n – кількість проб, у яких знайдено пестицид; N – кількість проаналізованих проб; C_{max} , C_{min} – максимальна і мінімальна концентрації пестициду за період спостережень; $C_{ГДК}$ – гранично допустима концентрація пестициду у воді водних об'єктів господарсько-питного використання.

Як видно, з табл. 9.37, в цілому, більші значення $K_{пн}$ щодо видів пестицидів отримані для ізомерів гексахлорану α -ГХЦГ (максимальний $K_{пн} = 0,012$ у весняний період для зони мішаних лісів) і γ -ГХЦГ (максимальний $K_{пн} = 0,007$ у літньо-осінній період для степової зони).

Таблиця 9.37. Коефіцієнти пестицидного навантаження ($K_{пн}$) на річкові води в різних природних зонах басейну Дніпра

ХОП	Сезон	Улоговина Плоска	Улоговина Придорожна	Улоговина Баші	Річка Бутеня
α -ГХЦГ	весна	0,05-0,06	0,02-0,03	0,03-0,05	0,03-0,04
	літо-осінь	0,04-0,05	0,02-0,03	0,04-0,05	0,02-0,04
ДДЛ	весна	0,3-0,4	0,03-0,04	0,2-0,3	0,1-0,2
	літо-осінь	0,2-0,3	0,03-0,4	0,2-0,3	0,1-0,2
ДДЕ	весна	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08	0,03-0,04
	літо-осінь	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08	0,02-0,04
ДДТ	весна	1,0-1,3	0,1-0,2	0,5-0,7	0,1-0,2
	літо-осінь	1,1-1,2	0,1-0,3	0,5-0,8	0,1-0,2

Більшість $K_{\text{пн}}$ для ДДТ і його метаболіта ДДЕ на один-два порядки менші, ніж в ізомерів гексахлорану. Лише у весняний період $K_{\text{пн}}$ для ДДТ у лісостеповій зоні має значення 0,01. Такі надзвичайно малі абсолютні значення коефіцієнта пестицидного навантаження зумовлюються двома причинами. По-перше, виявленням пестицидів у незначній кількості проб (n/N), по-друге, надзвичайно низькими їхніми концентраціями, які на кілька порядків менші, ніж ГДК для водних об'єктів господарсько-питного водокористування – $(C_{\text{max}} - C_{\text{min}})/C_{\text{ГДК}}$. У випадку зростання, кількості проб, у яких будуть знаходити пестициди, і наближенням його концентрації до ГДК (тим більше, перевищенням) $K_{\text{пн}}$ буде зростати і може перевищувати одиницю.

9.9.2. Висновки по виносу пестицидів з водним стоком у басейні Дніпра

Отже, виконані дослідження низки ХОП у поверхневих водах басейну Дніпра дозволяють зробити наступні висновки. Досліджувані пестициди (α -ГХЦГ, γ -ГХЦГ, ДДЕ і ДДТ) в цілому для річкових вод басейну Дніпра виявлялися у переважній меншості проб (10-38 %).

Найбільше проб, у яких знайдено пестициди, припадає на весняний період, коли формується значний схиловий стік. У середньому за рік найбільше проб із знайденими пестицидами характерно для лісостепової зони – 26%, для зони мішаних лісів – 22 % і степової – 19 %. Вищі концентрації ДДТ і ДДЕ спостерігаються весною, зменшуючись влітку і досягають мінімальних значень взимку. Причому, відзначається зменшення максимальних концентрацій цих пестицидів з півночі на південь. Для α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ таких чітких закономірностей не спостерігається. Рівень концентрацій ХОП у схилових водах у цілому вищий, ніж у річкових водах (по Богуславському ГГС). Більші значення коефіцієнтів пестицидного навантаження характерні для ізомерів гексахлорану – α -ГХЦГ і γ -ГХЦГ.

З позицій використання водних об'єктів для господарсько-питних цілей всі знайдені за період досліджень концентрації ХОП у річкових водах не перевищують ГДК. З позицій використання водних об'єктів для рибогосподарських цілей, усі встановлені їхні концентрації перевищують ГДК, тобто не відповідають нормативам.

ЛІТЕРАТУРА

Основна

1. Агроекологія: навч. посібник / М.М. Городній, М.К. Шикуча, І.М. Гудков та ін. / За ред. М.М. Городнього. – К.: Вища школа, 1993. - 416 с.
2. Агроекологія: навч. посібник / А.М. Фесенко, О.В. Солошенко, Н.Ю. Гаврилович та ін. / За ред. О.В. Солошенка, А.М. Фесенко – Харків: ХНТУСГ, 2013. – 291 с.
3. Господаренко Г.М. Агрехімія: підручник. – К.: Аграрна освіта, 2013. – 406 с.
4. Хільчевський В.К. Агрехімія: навч. посібник - К.: ВПЦ «Київський університет», 1995. - 162 с.
5. Хільчевський В.К. Роль агрехімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра: монографія. - К.: ВПЦ «Київський університет», 1996. - 222с.
6. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. Основи гідрохімії: підручник. - К.: Ніка-Центр, 2012. – 326 с..
7. Хільчевський В.К., Осадчий В.І., Курило С.М. Регіональна гідрохімія України: підручник. - К.: ВПЦ «Київський університет», 2019. – 343 с.

Додаткова

1. Будник С.В., Хильчевский В.К. Гидродинамика и гидрохимия склоновых водотоков: монография. - К.: Обрії, 2005.- 368 с.
2. Використання осадів стічних вод у сільському господарстві: монографія / В.К. Хильчевський, В.М. Савицький, К.О. Чеботько та ін. - К.: ВПЦ «Київський університет», 1997. - 115 с.
3. Воронков П.П. Гидрохимия местного стока Европейской территории СССР: монография. – Л.: Гидрометеиздат, 1970. – 187 с.
4. Временные методические рекомендации по расчету выноса органических, биогенных веществ, пестицидов и микроэлементов речным стоком. – Москва: Московское отд. Гидрометеиздата, 1983. – 31 с.
5. Временные методические указания по организации и проведению наблюдений за загрязнением рек стоками, отводимыми с сельскохозяйственных угодий, и оценке выноса ими солей, удобрений и пестицидов. – Ленинград: Гидрометеиздат, 1981. – 41 с.
6. Загальна гідрологія: підручник / В.К. Хильчевський, О.Г. Ободовський, В.В. Гребінь та ін. / За ред. В.К. Хильчевського, О.Г. Ободовського. - К.: ВПЦ «Київський університет», 2008. – 399 с.
7. Закревский Д.В., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Сток химических компонентов рек Украинской ССР // Водные ресурсы. - 1988. - № 6. – С. 63-73.
8. Использование сточных вод для орошения / Ю.Г. Бескровный, М.В. Козинец, И.О. Бойко и др. / Под ред. Ю.Г. Бескровного - К.: Урожай, 1989. - 160 с.
9. Кравчинський Р.Л., Хильчевський В.К., Корчемлюк М.В., Стефурак О.М. Моніторинг природних водних джерел Карпатського національного природного парку / За ред. В.К. Хильчевського. – Івано-Франківськ: Фоліант, 2019. – 124 с.

10. Савицький В.М., Чунарьов О.В., Хільчевський В.К. Відходи виробництва і споживання та їх вплив на ґрунти і природні води / За ред. В.К. Хільчевського. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2007. – 152 с.

11. Хільчевський В.К. Влияние сельскохозяйственного производства на химический состав природных вод // Гидробиологический журнал. - 1993. - № 1 (29). – С. 74-85.

12. Хильчевский В.К., Хильчевский Р.В., Гороховская М.С. Экологические аспекты выноса с речным стоком химических веществ в водные объекты бассейна Днепра // Водные ресурсы. - 1999. - № 4 (26). – С. 506-511.

13. Хільчевський В.К. Нариси історії гідрохімії в Україні: монографія. – К.: ДІА, 2020. - 136 с.

14. Хільчевський В.К., Забокрицька М.Р., Кравчинський Р.Л., Чунарьов О.В. Основні засади управління якістю водних ресурсів та їхня охорона / За ред. В.К. Хільчевського. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2015. – 154 с.

Нормативні документи

1. Закон України «Про пестициди і агрохімікати» від 2 березня 1995 р. із змінами, внесеними протягом 2004-2020 рр.

2. Авіаційне застосування засобів захисту рослин і мінеральних добрив у народному господарстві України. - Державні санітарні правила, 1996 р. (ДСП 382-96).

3. Гігієнічна класифікація пестицидів за ступенем небезпечності. - Державні санітарні правила і норми, 1998 р. (ДСанПіН 8.8.1.002.-98).

4. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною. - Державні санітарні правила і норми, 2010 р. (ДСанПіН 2.2.4-171-10).

5. Державний реєстр пестицидів і агрохімікатів, дозволених до використання в Україні. 04.05.2020 / Офіційний портал Міністерства енергетики та захисту довкілля.

6. Директива 2000/60/ЄС Європейського Парламенту та Ради від 23 жовтня 2000 р. про встановлення рамок діяльності Співтовариства у сфері водної політики із змінами та доповненнями, внесеними Рішенням 2455/2001/ЄС і Директивою 2009/31/ЄС (Офіційний вісник ЄС, L 327, 22 грудня 2000 р. 1-73).

7. Директива Ради 91/676/ЄЕС від 12 грудня 1991 р. про захист вод від забруднення, спричиненого нітратами з сільськогосподарських джерел, із змінами і доповненнями, внесеними Регламентом (ЄС) № 1882/2003 (Офіційний вісник ЄС, L 375, 31 грудня 1991 р. 1-8).

8. Допустимі дози, концентрації, кількості та рівні вмісту пестицидів у сільськогосподарській сировині, харчових продуктах, повітрі робочої зони, атмосферному повітрі, воді водоймищ, ґрунті. - Державні санітарні правила і норми, 2001 р. (ДСанПіН 8.8.1.2.3.4-000-2001).

9. Транспортування, зберігання та застосування пестицидів у народному господарстві. - Державні санітарні правила, 1998 р. (ДСанП 8.8.1.2.001-98).

Навчальне видання

Хільчевський Валентин Кирилович

Агрогідрохімія

Оригінал-макет авторський
Обкладинка – В.К. Хільчевський

Підписано до друку 01.02.2021 р. Формат 70-100/16
Папір офсетний
Умовн. друк. арк. 10,1

Видавництво «ДІА»
03022, Київ, вул. Васильківська, 45
Тел. (044) 257-16-15. E-mail: dia_1997@ukr.net
Свідоцтво про внесення до
Державного реєстру суб'єктів видавничої справи
ДК № 1149 від 12.12.2002 р.
Надруковано – друкарня ТОВ «ДІА»



ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ ВАЛЕНТИН КИРИЛОВИЧ

(23.12.1953 р.н.) – гідролог-гідрохімік, вчений в області якості поверхневих вод та управління водними ресурсами, доктор геогр. наук, професор, засл. діяч науки і техніки України, лауреат Державної премії України. В 2000-2019 рр. – зав. кафедри гідрології та гідроекології Київського національного університету ім. Т. Шевченка, з 2019 р. – професор цієї кафедри. Має понад 420 наукових праць, з них понад 50 книг (монографії, підручники, навчальні посібники). Серед них - підручники «Основи гідрохімії» (2012), «Регіональна гідрохімія України» (2019), монографія «Нариси історії гідрохімії в Україні» (2020) та ін.