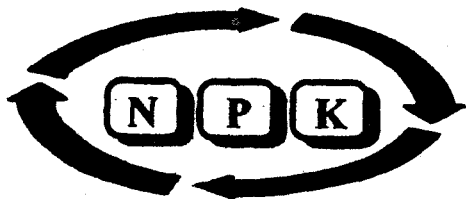


**В.К.ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ**

**РОЛЬ  
АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ  
У ФОРМУВАННІ ЯКОСТІ ВОД  
БАСЕЙНУ ДНІПРА**





**В.К.ХІЛЬЧЕВСЬКИЙ**

**РОЛЬ  
АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ  
У ФОРМУВАННІ ЯКОСТІ ВОД  
БАСЕЙНУ ДНІПРА**

**Київ**

**Видавничо-поліграфічний центр**

**"Київський університет"**

**1996**

УДК 556.114(075.8)

Рецензенти: д-р геогр. наук Д. В. Закревський,  
канд. геогр. наук С. С. Левківський  
(Київський університет імені Тараса Шевченка),  
канд. хім. наук В. Є. Косматий  
(Національний аграрний університет)

Редактор Н. О. Витвицька

Хільчевський В. К. Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра. - К.: ВПЦ "Київський університет", 1996. - 222с.: іл.

У монографії наведені результати гідрохімічних досліджень, які виконані на малих водозборах зони мішаних лісів, лісостепової і степової зон у поєднанні з матеріалами режимних спостережень Держкомгидромету та інших установ. Оцінені екологічні умови застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра.

Hilchevski V.K. The Role of Agrochemical Measures in Forming of Water Quality in the Dnieper-river Basin. - Kiev.: Editing Centre "Kiev University", 1996 - 222 p.

In the monograph the results of hydrochemical investigations of small watersheds of mixed forest, steppe-forest and steppe natural zones are presented in addition to the data of regime observations of State Committee of Hydrometeorology and other institutions. The ecological conditions of the use of agrochemical measures in the Dnieper-river basin are described.

ISBN 6-1201-1412-4

©

В. К. Хільчевський, 1996

Хімічний склад річкових вод, його якісні, кількісні та структурні показники тісно пов'язані з формуванням водного стоку і стоку хімічних речовин на водозборі та їх генезисом. В.Г.Глушковим при обґрунтуванні географо-гідрологічного методу було сформульоване положення про зв'язки хімічного складу вод географічного ландшафту з кліматичними, геологічними, геоморфологічними, ґрунтовими і геоботанічними умовами. Але, не зважаючи на очевидність такого підходу до аналізу формування хімічного складу річкових вод, він до цього часу не отримав належного розвитку.

Застосування в гідрохімічних дослідженнях географо-гідрологічного методу значною мірою наближає до вирішення проблем гідроекології, під якою розуміємо вчення про взаємозв'язки між гідрохімічними, гідрологічними і гідробіологічними процесами у водах, які містяться у різних компонентах навколишнього природного середовища та впливають на життєдіяльність організмів і мають склад і властивості, сформовані під дією природних і антропогенних факторів (В.К.Хільчевський, В.І.Пелешенко, М.Д.Гродзинський, 1995).

Серед важливих завдань досліджень географічного напрямку в сучасній гідрології є поглиблення уявлень про роль різних видів господарської діяльності, зокрема, застосування агрохімічних засобів у сільському господарстві, в першу чергу на водозборах. Передбачається пріоритет балансових методів (як у дослідженні кількості, так і якісного складу вод), які значною мірою повинні ґрунтуватися на експериментальних даних. Це зумовлено тим, що в останні роки через не завжди коректне застосування різних видів математичного моделювання, пов'язаного з неодмінним спрощенням природних процесів, і неретельним ставленням до отримання натурних даних зростає небезпека появи хибних результатів і висновків щодо екологічного стану водних об'єктів.

У даній роботі, яка є першою в Україні такого плану, розвивається і поглиблюється географо-гідрологічний метод у гідрохімії. Застосовуючи його, автор синтезує результати досліджень на експериментальних водозборах у різних природних зонах басейну Дніпра з даними режимних спостережень Держкомгидромету на середніх і великих річках; вивчення осадів стічних вод очисних споруд, які в накопичувачах є потенційними джерелами забруднення навколишнього середовища, з можливістю їх використання після спеціальної підготовки в сільському господарстві. Виходячи з положення, що в найближчому майбутньому немає реальної альтернативи агрохімічним засобам для підтримання балансу поживних речовин у ґрунті, автор акцентує увагу на екологічних умовах їх застосування. Важливою є думка про необхідність реанімації тих небагатих водобалансових станцій, що є в Україні, як найбільш підготовлених полігонів для моніторингу антропогенних змін на водозборах.

М.Д.Гродзинський, д-р геогр. наук,  
Голова Української асоціації ландшафтних екологів

## П Е Р Е Д М О В А

Басейн Дніпра, на території якого в Україні проживає близько 22 млн чол., є великим багатогалузевим природно-господарським комплексом з високим рівнем освоєності та антропогенного навантаження, одним з провідних компонентів якого є сільське господарство. Сільськогосподарська освоєність басейну становить в середньому 63,5%. Питома вага ріллі в складі сільськогосподарських угідь у цілому по басейну досягла межі 80%.

За масштабами використання території, за площею, на яку здійснюється прямий фізичний, хімічний і біологічний вплив, сільське господарство суттєво відрізняється від інших галузей народного господарства. Воно належить до виробництва, що найбільш поєднані з навколишнім середовищем. Це зумовлює специфіку його дослідження і регламентації впливу на природу. При цьому треба зважати на ті реалії, що агрохімічні засоби (добрива і пестициди) будуть ще тривалий час застосовуватися на сільгоспугіддях, оскільки це є основоположним принципом інтенсифікації землеробства, спрямованого на збільшення чи утримання на стабільному рівні виробництва сільськогосподарської продукції.

Значний інтерес, в тому числі і сільського господарства, викликає проблема утилізації і використання осадів стічних вод (ОСВ). Так, на мулових майданчиках очисних споруд у басейні Дніпра, за даними Мінекобезпеки України, накопичено близько 2 млн т необроблених ОСВ, що призводить до забруднення поверхневих і підземних вод, а також атмосфери. Одним з шляхів вирішення цієї проблеми, яким пішли в багатьох країнах, є використання ОСВ після відповідної підготовки як органомінеральних добрив. Таку можливість підтверджують дослідження мулу на очисних спорудах м. Нетішина Хмельницької області та деяких інших міст, виконані в Київському університеті імені Тараса Шевченка та інституті "Укрводпроект".

Розглядаючи ці проблеми, не можна не відзначити концептуальну неузгодженість, яка існує між поглядами на застосування агрохімічних засобів у представників аграрної науки і практики і багатьох спеціалістів та аматорів в області охорони природи. Перші з часів виходу в світ книги П.Лібиха "Хімія в додатку до землеробства і фізіології" (1840) стоять на чітких позиціях підтримання балансу поживних речовин у ґрунті за допомогою добрив, науковим обґрунтуванням чого

займається фундаментальна аграрна наука агрохімія, а другі (особливо останні десять-двадцять років) – займають щодо цього різко негативну позицію, вбачаючи в агрохімічних засобах лише одне з джерел забруднення навколишнього середовища.

Безумовно, використання агрохімічних засобів у землеробстві як показують дослідження, особливо з порушенням технологій їх внесення, призводить до попадання частини хімічних речовин у природні води і в результаті погіршує їх якість. Але, поки в найближчому майбутньому немає реальної альтернативи застосуванню добрив і пестицидів, необхідне зближення позицій – представників аграрної сфери у бік "екологізації", а спеціалістів в області охорони природи у бік глибшого розуміння задач і методів аграрної науки і практики, більшого професіоналізму.

Гідрохімія за таких умов не може задовольнитися традиційними методами дослідження концентрацій речовин, які є показниками впливу агрохімічних засобів на якість вод. Необхідно ув'язувати поведінку цих речовин у воді з іншими елементами ландшафту і антропогенним навантаженням на водозборі. Таким чином формується новий науковий напрям – агрогідрохімія.

При дослідженнях застосовується географо-гідрологічний метод, обґрунтований у свій час В.Г.Глушковым, в основі якого лежить положення про зв'язок хімічного складу вод географічного ландшафту з кліматичними, геоморфологічними, ґрунтовими і геоботанічними умовами на водозборі.

В Україні це положення було розвинуто Л.М.Горєвим і В.І.Пелешенком при балансових гідрохімічних дослідженнях, але виявлення деяких генетичних складових мало розрахунковий (опосередкований) характер. Тому виникає необхідність експериментальних гідрохімічних досліджень на малих водозборах.

Базовими дослідними полігонами в Україні можуть стати водобалансові станції, розташовані в різних природних зонах (Придеснянська водобалансова станція – зона мішаних лісів, Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар – лісостепова зона, Велико-Анадольська водобалансова станція – степова зона).

Дослідження, результати яких викладені в монографії, тісно пов'язані з науковою тематикою кафедри гідрології та гідрохімії географічного факультету Київського університету імені Тараса Шевченка і проблемної науково-дослідної лабораторії гідроекології та гід-

рохімії. Це сприяло впровадженню наукових розробок у практику. Зокрема, вони були використані в Інституті "Київпроект", Київському центрі з контролю та вивчення забруднення природного середовища Держкомгідромету України, Інституті "Гідропроєкт", Міжреспубліканській Раді Академій наук України, Білорусі та Молдови з проблем охорони водних ресурсів Дніпра, Прип'яті та Дністра, Волинський гідрогеолого-меліоративній партії Держводгоспу України, Богуславський польовий гідрологічний базі УкрНДГМІ та ін. Був розроблений і запроваджений у навчальний процес спецкурс "Агрогідрохімія", який читається для студентів кафедри.

Методичні підходи в дослідженнях розроблялися також під час наукового стажування автора в Бухарестському університеті (Румунія) на польовому стаціонарі географічного факультету (1988-1989 рр.).

У роботі використані деякі положення з методів гідрохімічних досліджень, започаткованих д-ром геогр. наук, проф., Заслуженим діячем науки і техніки В.І.Пелешенком, який завідував кафедрою гідрології та гідрохімії протягом 1976-1993 рр., і з теорії оптимізації природного середовища, яку розвиває д-р геогр. наук, проф., завідувач цієї кафедри Л.М.Горєв.

Плідною була співпраця з колегами по проблемній лабораторії гідроекології та гідрохімії - завідувачем, д-ром геогр. наук Д.В.Закревським, кандидатами географічних наук М.І.Ромасем, С.І.Сніжком і В.І.Осадчим, канд. хім. наук В.М.Савицьким, науковим співробітником І.О.Шевчук, з якими довелося брати участь в численних експедиціях у басейні Дніпра і налагоджувати дослідження на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі. Корисними були творчі контакти з колегами по кафедрі - доцентом С.С.Левківським і асистентом В.В.Гребенем.

Підрозділ 1.3 написаний спільно з Оганесян Світланю Володимирівною, якій автор вдячний за допомогу у виданні книги.



## ОГЛЯД ДОСЛІДЖЕНЬ ВПЛИВУ АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ НА ЯКІСТЬ ПРИРОДНИХ ВОД І ВИКОРИСТАННЯ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД

Огляд досліджень зручно зробити за основними науково-галузевими напрямками.

Гідрохімічні дослідження в басейні Дніпра. Гідрохімічний режим річок басейну р. Дніпро та його водосховищ вивчали Г.Д.Коненко (1952), О.П.Нахшина (1964, 1968), О.М.Алмазов, О.І.Денисова, Ю.Г.Майстренко та ін. (1978).

Значний внесок у дослідження умов формування гідрохімічного режиму дніпровських водосховищ і розробку методів його прогнозування зробила О.І.Денисова (1967, 1974, 1979).

Опубліковані монографії, в яких узагальнені матеріали з гідрохімії окремих водосховищ каскаду: Каховського (О.І.Денисова, Ю.Г.Майстренко, 1962); Київського (за ред. Я.Я.Цесба, Ю.Г.Майстренко, 1972); Кременчуцького (за ред. Л.М.Зімбалевої, 1979).

Ряд робіт учених інституту гідробіології НАН України присвячений різним аспектам формування гідрохімічного режиму чи певним групам хімічних компонентів у поверхневих водах басейну Дніпра, зокрема, органічній речовині води і донних відкладів (Ю.Г.Майстренко, 1965; О.І.Денисова, О.П.Нахшина, Б.І.Новиков та ін., 1987), мікроелементам (О.П.Нахшина, 1983; Ю.Б.Набиванець, 1990, В.М.Білокінь, 1993, І.В.Іскра, 1995). Детальне вивчення закономірностей міграції різних форм металів у дніпровській воді проведене П.М.Линником і Б.Й.Набиванцем (1986).

Формуванню гідрохімічного режиму гирлової ділянки - Дніпровського лиману присвячені роботи, розпочаті ще О.М.Алмазовим (1962) і розвинуті Л.О.Журавльовою (1988) та її колегами (В.М.Самойленко, 1990).

У 1993 р. був розроблений проект "Національна програма з екологічного оздоровлення басейну ріки Дніпро та поліпшення якості питної води" (головна організація - Український науковий центр охорони вод Мінекобезпеки).

Узагальнюючою роботою з гідрохімії та гідрології р.Дніпро і його водосховищ стала монографія О.І.Денисової, В.М.Тимченка, О.П.Нахшиної та ін. (1989).

Треба відзначити і внесок у вивчення хімічного складу поверхневих вод басейну р. Дніпро вчених Київського університету імені Тараса Шевченка. Особливо це стосується робіт з гідрохімічного районування і картографування (Л.М.Горев, Д.В.Закревський, В.І.Пелешенко, 1974; В.І.Пелешенко, 1975; Л.М.Горев, Д.В.Закревський, О.О.Косовець, В.І.Пелешенко, М.І.Ромась, 1979), дослідження хімічного стоку річок (Д.В.Закревський, В.І.Пелешенко, В.К.Хільчевський, 1988), стоку та режиму біогенних елементів у воді річок басейну р. Дніпро (С.І.Сніжко, 1989), мікроелементів (В.І.Осадчий, 1991; В.М.Савицький 1988), надходження хімічних речовин на територію басейну з атмосферними опадами (М.І.Ромась, 1979).

Узагальнення досліджень впливу осушувальних меліорацій на хімічний склад річкових вод виконані Д.В.Закревським (1992). Роль зрошувальних меліорацій та їх оптимізація оцінювалася Л.М.Горевим (1987). Різним фактором антропогенного впливу (водні меліорації, промисловість, комунальне господарство, цукрові заводи) присвячені роботи І.В.Гриба (1981), І.Г.Гарасевич (1983), В.І.Пелешенка, Л.М.Горева, В.К.Хільчевського (1981), Л.М.Горева, В.І.Пелешенка, В.К.Хільчевського (1983), А.П.Чернявської (1992), санітарно-гігієнічним аспектам якості води - В.К.Хільчевського (1982, 1983, 1984, 1985).

Проблемами якості природних вод у басейні Дніпра для різних цілей займаються в інститутах УкрНДІВЕР (О.І.Денисова, А.П.Чернявська, А.В.Яцик та ін.), УкрНДГМІ (В.І.Осадчий, Н.М.Осадча, О.В.Войцехович), УкрНДІГІМ (Г.П.Рябцева та ін.), Укрводпроект (К.О.Чеботько та ін.), УкрНЦОВ (А.В.Гриценко та ін.).

Дослідження впливу агрохімічних засобів на якість природних вод. Проблеми збільшення продуктивності сільського господарства за рахунок внесення добрив і збереження якості природних вод не повинні становити протиріччя, їх вирішення має здійснюватися паралельно. З таких позицій проводяться дослідження рядом вітчизняних і зарубіжних вчених (І.С.Коглан-Дікс, Г.В.Назаров, В.К.Кузнецов, 1985; В.Ф.Ладонін, М.І.Луньов, 1984; В.Г.Мінеєв, 1990; Т.П.Унанянц, 1981; I. laug, Z. Harnos, 1985 та ін.).

Важливим є питання надходження в природні води азоту, фосфору і калію з добривами, внесеними на поля. Оцінці цього процесу присвячені роботи В.Г.Мінеєва (1984, 1990), О.В.Петербурзького (1979), В.О. Ковди (1984), М.Т.Гомчара (1986), Е.Хайніша, Х.Паукке (1979).

М.М.Городнього (1990), Л.І.Никифоренка, О.Г.Тарарики, В.Заїки (1983). Особлива увага приділяється вивченню нітратних сполук як найбільш токсичних для живих організмів (Ц.І.Бобрицька, 1984; О.В.Ключарев, 1982; В.Н.Кудеяров, В.Н.Башкін, 1978; Г.П.Лапшина і М.М.Тарасов, 1970; З.Д.Федотов, В.П.Страутиня, 1969; В.К.Хільчевський, 1994; R.Zadlvar, 1964; G. Kruglova, 1982; I.Hall, 1984; R.Gerum, F.Pusch, 1989).

Деякі дослідники приділяють увагу і так званім супутнім чи баластним для добрив хімічним компонентам - кальцію, хлору тощо (Ю.В.Алексєєв, 1981; В.Г.Мінеєв, 1984; Д.В.Закревський, 1992).

Реально існує проблема накопичення пестицидів у біосфері та в гідросфері, зокрема. Тому одним з важливих постає питання дослідження персистентності пестицидів у навколишньому середовищі і процесів їх міграції у водні об'єкти (Л.І.Медвідь, 1977; Л.П.Брагинський, Ф.Я.Комаровський, О.І.Мережко, 1979; Л.П.Брагинський, 1972; К.К.Врочинський, М.М.Телитченко, О.І.Мережко, 1980; К.К.Врочинський, 1981; В.Т.Каплін, Т.П.Лиховидова, 1984; В.К.Хільчевський, 1994). Значний інтерес викликає вивчення вмісту пестицидів у водних об'єктах (С.Г.Малахов, Ц.І.Бобовникова, 1981; К.К.Врочинський, 1987; B.Wanchofe, 1988).

Питанню надходження хімічних компонентів у водні об'єкти, які вносяться з добривами і пестицидами на богарні землі, присвячені роботи Е.Хайніша, Х.Паукке, (1979), В.О.Мельникової, А.С.Демченко, М.М.Тарасова (1987), Ц.І.Бобовникової, Є.П.Вірченко, Г.К.Морозової (1979), E.de Becker, G.Billen (1984), H.Wegener, (1984).

Більша увага приділяється вивченню колекторно-дренажних вод, які скидаються із зрошувальних масивів, оскільки вони можуть бути серйозним джерелом забруднення природних вод біогенними елементами і пестицидами (В.О.Ковда, 1984; Г.П.Лапшина, М.М.Тарасов, 1970; О.О.Алекін, А.С.Демченко, Л.В.Бражнікова та ін., 1967, 1968, 1969, 1979; М.М.Тарасов, В.С.Баранов, Е.О.Кобилева та ін. 1984; R.Sylvester, 1963; G.Wilcox, 1982).

Питанню підвищення ефективності зрошувальних меліорацій за умов найменшого негативного впливу на водні ресурси присвячені роботи Л.М.Горєва (1987), Л.М.Горєва, В.І.Пелешенка (1991, 1992).

Осушувальні меліорації як і зрошувальні, сприяють надходженню хімічних компонентів з дренажним стоком у водні об'єкти (Є.П.Панов, Г.І.Корольова, 1982). Вагомі дослідження з цього питання в Україні

виконані Д.В.Закревським (1990, 1991, 1992). Слід назвати також роботи Н.І.Іванушкіної, Г.П.Рябцевої (1985); О.Ф.Попова (1988); З.Б.Кіндеріса (1978); З.Д.Федотова (1978); В.І.Пелешенка, Д.В.Закревського, В.К.Хільчевського (1980).

Дослідження осадів стічних вод (ОСВ) очисних споруд і можливостей їх використання як добрив. ОСВ застосовуються для удобрення сільгоспугідь у різних країнах світу. Але при цьому як і зі звичайними добривами виникають питання природоохоронного характеру. Це, в першу чергу, вивчення власне хімічного складу ОСВ (S.Deina, C.Gessa, B.Manunza, 1990; I.N.Kos, 1989; M.Skarda, J.Jukasova, 1989; H.Sfara, 1991). Важливим питанням є інактивація патогенних мікроорганізмів в ОСВ (E.Crainiceanu, M.Decun, V.Tomescu, 1986; H.Greenberg, T.Shastison, W.Elldas, 1986) і приготування компостів для використання на сільгоспугіддях (S.Coppola, F.Villan, 1987; V.Mokinlej, L.Vestal, A.Eralp, 1985); вплив ОСВ на фізичні та хімічні властивості ґрунтів (D. Stadelmann, O.Fureer, 1985; M.Lineres, 1986; G.Wei, 1985; Є.В.Макаренко та ін., 1991; В.А.Касатиков, С.М.Касатикова, 1991). За впливом на хімічний склад ґрунту вчені порівнюють ОСВ з мінеральними добривами (В.О.Касатиков, С.М.Касатикова, 1991). Такої ж думки дотримуються німецькі вчені (R.Gerum, F.Pusch, 1989), українські (Т.М.Хрустова, С.Я.Найштейн, 1974; О.І.Терещук, 1988; Ю.Г.Бескровний та ін., 1989; В.М.Савицький, В.К.Хільчевський, К.О.Чеботько та ін., 1994). Але всі вони наголошують на чіткому контролі внесення ОСВ на сільгоспугіддя після спеціальної обробки. Схема використання ОСВ на сільгоспугіддях повинна завершуватися ґрунтовим моніторингом (М.М.Городній та ін., 1993; Ю.С.Бескровний та ін., 1989) та моніторингом якості природних вод у даному регіоні (В.К.Хільчевський, 1995).

Одним з важливих напрямків дослідження стічних вод та їх осадів на тваринницьких комплексах стала оцінка кількості відходів на одну умовну тварину або комплексу в цілому (В.І.Дмитрієва, Н.А.Лапшина, 1975, 1977; H.Traulsen, 1981) та дослідження хімічного складу відходів тваринницьких комплексів (І.Д.Гришаєв, С.О.Мигко, О.В.Комарова, 1977; Є.М.Громозова, О.П.Смирнов, М.В.Голуб, 1980; В.І.Дмитрієва, В.О.Нікітін, В.О.Поленіна, 1977; А.С.Демченко, М.М.Тарасов, Т.О.Ніколаєва та ін., 1984; О.М.Мастров, В.К.Коалов, 1975). Оцінюється надходження хімічних компонентів а пасовищ і тваринницьких комплексів у водні об'єкти (В.М.Кудеяров, В.М.Башкін, 1978; Л.Л.Россолімо, 1977; D.Drapper, 1979).

# 1. УМОВИ ФОРМУВАННЯ ВОДНИХ РЕСУРСІВ ДНІПРА,

## ЇХ ВИКОРИСТАННЯ ТА ЯКІСТЬ

### 1.1. Природні умови

Дніпро є найбільшою рікою України (площа басейну 510,2 тис. км<sup>2</sup>, довжина 2285 км, після побудови водосховищ - 2200 км) і займає третє місце після Волги (площа басейну 1360 тис. км<sup>2</sup>, довжина 3530 км) і Дунаю (площа басейну 817 тис. км<sup>2</sup>, довжина 2850 км) на європейському континенті. В межах України Дніпро має довжину 1205 км і площу басейну близько 305 тис. км<sup>2</sup>. Природні умови в різних частинах басейну Дніпра охарактеризовані в ряді робіт [66, 69, 224] та ін.

Басейн Дніпра розміщений у трьох природних зонах: мішаних лісів (до м. Києва), лісостеповій (до м. Запоріжжя) і степовій; протікає по території трьох країн - Росії, Білорусі та України (рис. 1.1). По прямій з півночі на південь між витокм Дніпра і його гирлом (при впадінні у лиман), відстань більше 1000 км. Як відзначає О. Н. Лапогенов [119], у наш час недоцільно застосовувати прийнятий раніше поділ Дніпра за умовами формування гідрологічного режиму на ділянки: Верхній - від витоку до м. Києва, Середній - від м. Києва до м. Запоріжжя і Нижній - від м. Запоріжжя до гирла. Зумовлено це тим, що ріка нижче впадіння р. Прип'яті являє собою каскад водосховищ, у межах якого вплив природних умов на формування водного стоку набуває деяких особливостей. У даній роботі вживається поняття Верхній, Середній і Нижній Дніпро лише для того, щоб показати місце розташування тих чи інших об'єктів.

Рельєф верхньої частини басейну Дніпра (до гирла Прип'яті) переважно рівнинний, і лише біля самого витоку збереглися виступи залишків давніх морен. На іншій території водозбору спостерігається чергування низовин і височин, які розділяють долини приток. Великими рівнинними ділянками тут є Центрально-Білоруська рівнина і Білоруське Полісся. Річна кількість опадів становить 560-620 мм, причому особливо багато їх випадає в західній і північно-західній частинах, де на рік спостерігається до 200 днів з опадами. Тривалі снігові та холодні зими, помірно тепле і вологе літо зумовлюють помітну перевагу опадів над випаровуванням. Тому в межах водозбірної басейну верхньої частини Дніпра добре розвинута гідрографічна мережа, густота якої становить 0,37-0,47 [119]. Ця частина басейну сильно покрита мішаними і хвойними лісами, які на окремих ділянках займають 50% по-

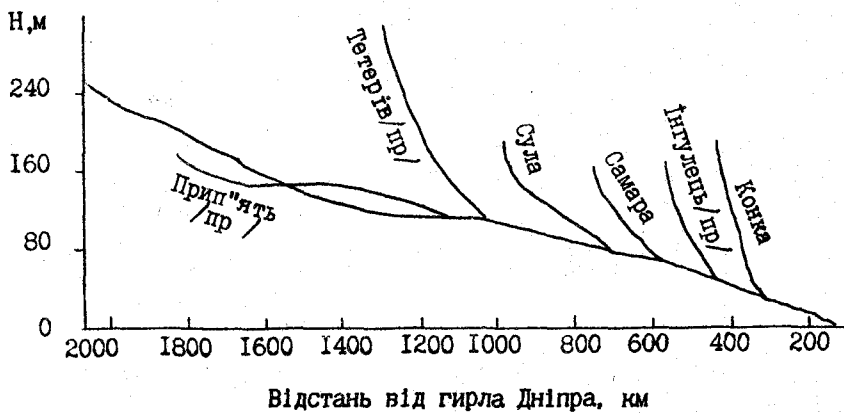
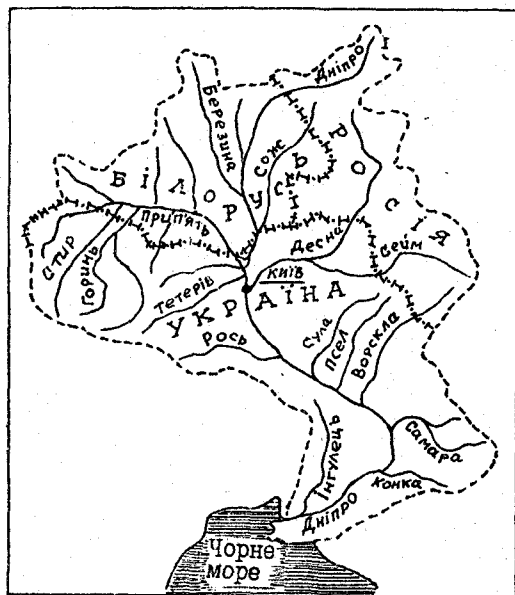


Рис. 1.1. Схема басейну Дніпра та його поздовжній ухил  
(H - перевищення над рівнем моря, м)

верхні. Грунтовий покрив виражений підзолистими, супіщаними, піщаними, суглинистими і торфово-болотними ґрунтами [12, 193]. Частка бо- літ становить у середньому 14% поверхні басейну, але у західній частині (басейн річок Березина і Прип'ять) вона зростає до 20%.

Всього в басейні р.Дніпро є понад 30 тис. великих і малих річок загальною протяжністю понад 130 тис.км. Але, завдяки високій зволо- женості і густій гідрографічній мережі, в басейні Верхнього Дніпра, який займає 65% загальної площі, формується 80% річного стоку. Три великих притоки Березина, Сож і Прип'ять, на водозбори яких припадає лише 37% площі, формують близько 49% стоку Дніпра (табл. 1.1). Ріка Десна постачає близько 20% стоку, її басейн значною мірою розташований у зоні мішаних лісів [130, 212 ].

Озерність басейну Дніпра порівняно невелика. У долинах Верхньо- го Дніпра, Прип'яті та Десни знаходяться численні, мілкі зап- лавні озера, але нижче за течією практично всі вони опинилися на дні водосховищ каскаду. Лише нижче греблі Каховської ГЕС збереглися зап- лавні та дельтові озера.

Південніше, вниз за течією помітно змінюються і кліматичні умо- ви: підвищується температура повітря, перехід через 5°C відбувається у першій декаді квітня біля Києва і в останню декаду березня біля Херсона. Річна сума опадів зменшується з 620 до 323 мм, у той час як

Таблиця 1.1. Характеристика головних приток Дніпра

Річка	Довжина, км	Площа ба- сейну, тис. км <sup>2</sup>	Річний стік, км <sup>3</sup>	Частка від загального стоку Дніпра, %
Березина	613	24,5	4,6	8,7
Сож	648	42,1	7,0	13,0
Прип'ять	761	121,0	14,5	27,0
Тетерів	365	15,1	0,8	1,5
Десна	1130	88,9	11,4	20,0
Сула	363	18,5	1,3	2,5
Псел	717	22,8	1,8	3,5
Ворскла	464	14,7	1,0	1,9
Орель	346	9,8	0,4	0,8
Інгuleць	549	13,7	0,3	0,6

сумарне випаровування відповідно зростає. Порівняно з басейном Верхнього Дніпра зменшується тривалість стійкого снігового покриву. Біля Києва вона становить у середньому 105 днів, біля Дніпропетровська - 68, біля Херсона - стійкий сніговий покрив не утворюється в 50% усіх зим. З півночі на південь змінюється характер ґрунтового покриву. В ньому починають переважати дерново-підзолисті ґрунти і чорноземи, а потім і темно-каштанові, зустрічаються солончаки. У лісостеповій зоні лісистість зменшується. Так, вище Кременчука вона становить 11% площі, а біля південної її межі у долинах річок зустрічаються незначні ділянки дуба, осики. У межах степової зони збереглися лише острови лісової рослинності, залишки нерозораної площі басейну займають степові трави. Ще південніше, на ділянці водозбору Дніпра, який припадає на Причорноморську низовину, в лівобережній частині зустрічаються суцільні масиви піску, в долині розвинута плавнева деревно-чагарникова рослинність.

Рівнинний характер водозбірної басейну зумовлює порівняно однорідну циркуляцію повітряних мас над її поверхнею. У холодну пору року над північною і північно-західною частинами басейну переважають південні та південно-західні вітри, з просуванням на південь збільшується повторюваність вітрів східного і північно-східного напрямків. Влітку і на початку осені над усією територією басейну переважають західні та північно-західні вітри. Середні швидкості вітру за місяць і рік невеликі і становлять 2,7-5,3 м/с. Раз на рік швидкість вітру може досягати 23 м/с, раз на 5 років - 26, раз на 10 років - 28 м/с. Створення каскаду водосховищ вплинуло на характер атмосферної циркуляції над ними і над прилеглими ділянками водозбору. Дослідження на Кременчуцькому водосховищі свідчать, що над відкритою акваторією порівняно з сушею швидкість вітру може збільшуватися майже на 30%. Після заповнення водосховища над ним і прилеглою територією зросла повторюваність поздовжніх північно-західних вітрів [38].

Головним джерелом живлення річок басейну Дніпра є талі води. Частка талих вод перевищує 50% річного стоку. При просуванні з північного заходу на південний схід частка снігового живлення зростає до 80% і більше. Якщо в межах зони мішаних лісів талі води становлять 55-65% річного стоку (Дніпро, Сейм, Прип'ять), то в степовій зоні ця частка зростає до 80-85%, незважаючи на зменшення товщини снігового шару і вмісту вологи в ньому (басейн Інгульця, Самари,



Кам'янки та ін.).

Частка живлення Дніпра (у межах України) за рахунок дощових вод мала і не перевищує 10%, а на півдні в смузі посушливих степів - знижується до 1%. Частка підземного живлення становить 30%, а на деяких річках Волино-Подільської височини може досягати 50%. На півдні басейну, внаслідок занурення підземних вод на велику глибину і зменшення глибини врізу річкових долин, частка підземного живлення може сильно зменшуватися - до 0,1% [198].

Всі річки рівнинної частини басейну Дніпра належать до річок з весняним водопіллям (з однією чи кількома хвилями) і виразної межі, яка порушується дощовими паводками. Більша частина стоку (53%) припадає на весну. З просуванням з півночі на південь частка весняного стоку збільшується і в степовій частині басейну становить 76-80%. Влітку та взимку об'єми стоку приблизно однакові (17-19%) і зменшуються з півночі на південь. Найменша частка річкового стоку надходить восени і коливається від 10-15% на півночі до 3-4% на півдні. В літній період річки нижньої частини басейну Дніпра пересихають (Бик, Базавлук та ін.).

Максимальні витрати води в басейні Дніпра визначаються географічним розташуванням водотоків, сезонністю переважаючого живлення (весною - за рахунок талих вод, у межень - дощового чи зимового стоку). В цілому максимальні витрати води від танення снігу перевищують максимуми від злив, але на малих водозборах буває навпаки. З просуванням з півночі на південь площі водозборів, в яких максимальні дощові витрати води перевищують весняні, зростають. Максимальні витрати води від талих вод формуються в березні-квітні. Максимальні модулі коливаються від 36 до 360 л/с·км<sup>2</sup>.

Мінімальний стік річок басейну Дніпра спостерігається в літні й осінні місяці. Середньомісячні модулі мінімального стоку у верхній частині басейну (Полісся) становлять 0,35-0,85 л/с·км<sup>2</sup>, а на півдні наближаються до нуля.

Середній водний баланс басейну Дніпра зумовлюється річною сумою опадів 609 мм, які витрачаються головним чином на випаровування (526 мм) і меншою мірою на формування місцевого стоку (83 мм). Частка поверхневого стоку досягає 64 мм, підземного - 19 мм. Валове зволоження становить 545 мм. Середній коефіцієнт стоку всієї території басейну дорівнює 0,14. Абсолютні значення елементів водного балансу поступово зменшуються з півночі на південь внаслідок зміни кліматич-

них умов (опадів, температури повітря, випаровування). На місцеві водні баланси впливають також внутрішні зональні фактори: заболоченість, ґрунтові та геологічні умови. Так, у зоні мішаних лісів великі болотні масиви значно зменшують поверхневий стік.

Поверхневий стік у басейні Дніпра пов'язаний головним чином з весняним водопіллям і без спеціального регулювання повністю втрачається для народного господарства та ще й може завдавати значної шкоди (заболочування, ерозія ґрунтів тощо). Підземний стік відзначається достатньою стабільністю і зумовлює природні ресурси підземних вод. Що стосується валового зволоження (опаді мінус поверхневий стік), то більша його частина витрачається на випаровування, а менша – на відтворення рослинної маси і живлення підземних вод [198].

Водні ресурси басейну Дніпра оцінюються за річним стоком річок, який утворюється з поверхневої та підземної складових. У басейні Дніпра міститься близько двох третин поверхневих водних ресурсів України. Близько 37% поверхневих водних ресурсів формується в басейнах середньої і нижньої течії Дніпра (нижче Києва), а інша частина надходить з басейну Верхнього Дніпра та Прип'яті, розташованих головним чином у Росії і Білорусі (табл. 1.2).

Таблиця 1.2. Поверхневі водні ресурси Дніпра [69]

Площа водозбору, тис. км <sup>2</sup>	Забезпеченість, %	Показники стоку річок		Зовнішній притік, км <sup>3</sup>	Сумарний стік, км <sup>3</sup>
		загальний, км <sup>3</sup>	питомий, тис. м <sup>3</sup> /км <sup>2</sup>		
Басейн Дніпра в цілому					
509	50	53,9	105,9	-	53,9
	75	43,4	85,3	-	43,4
	95	32,6	64,0	-	32,6
Середній і Нижній Дніпро					
270	50	20,0	74,1	33,9	53,9
	75	16,1	59,6	27,3	43,4
	95	12,1	44,8	20,5	32,6

У різних частинах басейну Дніпра геологічні умови формування

хімічного складу вод різні в залежності від літологічного складу гірських порід, кліматичних умов і ступеня засолення ґрунтів [201, 222].

У північній частині басейну в межах Правобережного Полісся долини річок прорізають відносно малопотужні товщі водно-льодовикових відкладів, під якими залягають кристалічні породи докембрію. У багатьох місцях граніти виходять на денну поверхню. Малі нахили поверхні, залягання близько до неї твердих кристалічних порід та значна кількість опадів зумовлюють помітну заболоченість території Центрального Полісся (Рівненська і Житомирська області). Це сприяє накопиченню у водах річок і водойм органічних речовин болотного походження.

У Західному Поліссі (басейни річок Турія, Стохід, Стир) і Східному (басейн р.Десна) корінні породи Українського кристалічного щита залягають глибоко і вкриті великою товщею осадових порід верхньокрейдової і палеоген-неогенової систем із включенням у них потужних водоносних горизонтів. Карстові води мергельно-крейдових відкладів сеноманських і сеноман-туронських горизонтів живлять багато річок і сприяють збагаченню їх гідрокарбонатами кальцію і магнію [98].

Значна кількість опадів у верхній частині басейну Дніпра сприяє добрій промитості ґрунтів і відносній бідності поверхневих вод на мінеральні сполуки. З іншого боку, широке розповсюдження боліт сприяє збагаченню поверхневих вод органічними речовинами. В цих водах підвищені також концентрації заліза і марганцю.

Для правобережних приток р.Прип'ять характерні зменшення величин мінералізації води та збільшення її колірності вниз за течією річок по мірі пересікання Прип'ятської низовини.

У лісостеповій частині басейну Дніпра виділяють три основні геоморфологічні області: правобережну підвищену рівнину; лівобережну підвищену рівнину; низовинне Середнє Придніпров'я.

У нижній частині Середнього Придніпров'я вздовж лівих берегів річок Сейм і Десна та лівобережних приток Дніпра - Трубежа, Сули, Псла, Ворскли, а також у долині р.Тясмин на правобережжі ґрунтовий покрив виражений солонцюватими включеннями, які містять підвищену кількість розчинних солей: соди, сульфатів і хлоридів [97].

Ґрунтовий покрив північної частини Лівобережного Подніпров'я на північ від лінії Переяслав-Хмельницький-Прилуки засолений содою, південної - сульфатами і хлоридами.

Характер ґрунтів лісостепової зони басейну Дніпра впливає на гідрохімічний режим його приток. На більшій частині території в русловій мережі переважають помірно мінералізовані гідрокарбонатні води; у воді лівобережних приток Дніпра міститься підвищена кількість карбонатів і гідрокарбонатів натрію та магнію (річки Супій, Оржиця, гирлові ділянки Сули і Ворскли), а південніше Ворскли - сульфатів і хлоридів (річки Орель і Самара).

Хімічний склад ґрунтових вод, які живлять річки басейну Дніпра, дуже різноманітний. У басейні Прип'яті, а також Десни річковою мережею дренуються ґрунтові води гідрокарбонатно-кальцієвого складу. Таким же складом і величинами мінералізації (до 1 г/л) характеризуються ґрунтові води в басейнах Росі і Тясмина. В середній частині басейну, між Сулою, Пслом і Ворсклою, і в лівобережній частині водозбору Орелі зустрічаються ґрунтові води дуже різноманітного складу: гідрокарбонатно-кальцієві з мінералізацією до 1 г/л; сульфатно-кальцієві; сульфатно-натрієві (інколи хлоридно-сульфатні) з мінералізацією більше 3 г/л.

У басейнах р. Самара та її притоки Вовчої і в басейні Конки у живленні річок беруть участь ґрунтові води сульфатно-кальцієвого і сульфатно-натрієвого складу, а також води хлоридно-сульфатно-натрієвого складу із загальною мінералізацією від 3 до 10 г/л.

Нижче м. Дніпродзержинська, на правобережжі в басейнах Сури, Базавлука, Інгульця в ґрунтових водах з мінералізацією від 3 до 10 г/л яскраво виражене переважання сульфатів і хлоридів натрію.

## 1.2. Коливання водності річок у басейні Дніпра

Коливання стоку річок за багаторіччя цікавлять гідрохіміків як основа для дослідження гідрохімічного режиму річок у різні періоди водності і як кількісний фактор оцінки надходження хімічних речовин у водні об'єкти та оцінки їхніх втрат.

Відомо, що коливання водності річок має циклічний характер, пов'язаний зі змінами зволоження території. Г.І. Швецем [254] висловлена думка, що в коливаннях стоку Дніпра за останні 4 тис. років спостерігався багатовіковий цикл з маловодною (до VII ст.) і багатоводною (до 40-х років нашого століття) фазами.

Як відзначає С.С. Левківський [122], за період систематичних спостережень на Дніпрі (з 1818 р.) у водності річки можна виділити 9

повних циклів внутрівікових коливань. Вони включають багатоводні та маловодні періоди, середній стік протягом яких виявлявся на 7-30% вищим або нижчим від норми. Після 1942р. і включно до 1976р. спостерігався маловодний період сучасного циклу водності. В.М.Тимченко [69], який дослідив річний приплив річкових вод у дніпровські водосховища і стік Дніпра у гирлі, відзначає також, що цей період характеризується переважанням років з пониженою водністю. Середній за цей час об'єм річного припливу становив  $47,5 \text{ км}^3$ . У цей же період (1955-1957 рр.) почалися відчутні забори води з Дніпра на безповоротне водокористування. Всього за 20 років (1956-1976 рр.) ці втрати становили близько  $60 \text{ км}^3$ , що призвело до зниження середнього стоку у гирлі річки ( у створі Каховської ГЕС) за маловодний період 1943-1976 рр. до  $43,5 \text{ км}^3/\text{рік}$ .

З настанням багатоводного періоду (з 1977 р.) середній об'єм річного припливу води у водосховища каскаду за останні 10 років становив  $68 \text{ км}^3$ , що вище норми на 30%. Але це природне підвищення водності лише нейтралізувало помітно зростаюче безповоротне водокористування, що проявилось в ефекті стабілізації стоку в гирлі на пониженому відносно норми рівні. Стік Дніпра в створі Каховської ГЕС, якщо його рахувати як середній за 10, 20, 30 і 40 років, зберігається приблизно однаковим -  $43-45 \text{ км}^3/\text{рік}$  [69].

Річні величини стоку з року в рік безперервно змінюються. Ці зміни відбуваються навколо якоїсь середньої величини (норми), мають циклічний характер і повинні братися до уваги при визначенні розрахункових значень стоку.

Проаналізувати багаторічні коливання стоку, встановити закономірності та особливості таких коливань на окремих територіях можливо лише ґрунтуючись на результатах спостережень впродовж багатьох років.

Аналіз змін річкового стоку за тривалі періоди спостережень показує наявність постійних коливань витрат води за роками. Коливання стоку в часі проявляються у формі послідовної зміни багатоводних і маловодних груп років. Ці групи утворюють цикли водності різного розмаху її коливань.

Наявність у багаторічних коливаннях динамічних складових у вигляді циклів зумовлює подібність часового ходу величин стоку на відносно великих територіях. Це дозволяє застосовувати для вивчення основних закономірностей коливань стоку географічний підхід.

Достатньо ефективним апаратом для аналізу циклічної структури багаторічних коливань стоку є різницеві інтегральні криві, які враховують коливання стоку за окремі відносно короткі проміжки часу. Різницева інтегральна крива будується шляхом додавання відхилень модульних коефіцієнтів від середнього, тобто її ординати обраховуються за формулою:

$$f(t) = \sum_i^t (K_i - 1),$$

де  $K_i$  - модульний коефіцієнт.

Таким чином, ординати кривої дають на кінець кожного  $i$ -го року нарастаючу суму відхилень річних модульних коефіцієнтів  $K_i$  від норми, або середнього багаторічного значення.

Як кожна інтегральна крива в часі, ця крива має таку особливість: відхилення середнього значення величини (у данному разі модульного коефіцієнта) за будь-який інтервал часу  $m$ -років від середнього його значення за багаторічний період спостережень (яке дорівнює одиниці) характеризується тангенсом кута нахилу лінії, яка з'єднує точки початку і кінця інтервалу, до горизонтальної прямої і визначається за формулою:

$$K_{с.р} = [(l_k - l_n) / m] + 1,$$

де  $l_k$  і  $l_n$  - кінцева та початкова ординати інтегральної кривої для відрізка часу, який розглядається;  $m$  - кількість років в ньому.

Період часу, для якого відрізок інтегральної кривої має напрям вверх і значення  $K_{с.р} > 1$ , відповідає багатоводній фазі водності, а період, для якого відрізок кривої має нахил униз і  $K_{с.р} < 1$ , відповідає маловодній фазі. Два сусідні періоди - багатоводний і маловодний - становлять цикл коливань водності.

Для вивчення коливань стоку річок басейну Дніпра в межах України нами з В.В.Гребенем були обрані 12 водпостів на річках, які розміщені рівномірно по всій площі басейну і мають достатньо тривалі періоди спостережень (табл. 1.3).

По всіх водпостах були побудовані різницеві інтегральні криві. На рис. 1.2 для ілюстрації наведені деякі з них.

Аналіз кривих показує, що в багаторічних коливаннях водності річок басейну Дніпра деякі характерні періоди виділяються досить чітко, а деякі - менш чітко. При цьому на загальному фоні багатовод-

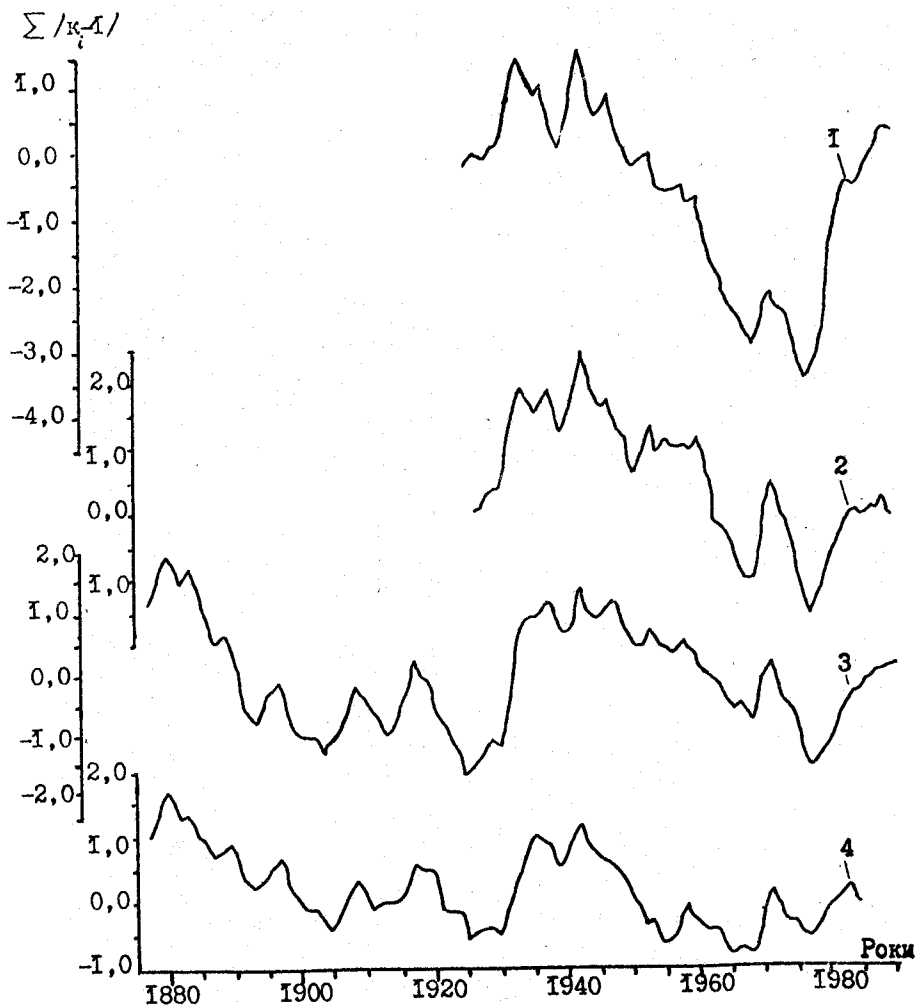


Рис.1.2. Різницеві інтегральні криві: 1 - р.Псел-с.Зап.ілля;  
2 - р.Сейм-с.Мутине; 3 - р.Десна-м.Чернігів;  
4 - р.Дніпро-м.Київ

ного або маловодного періоду бувають окремі роки, а інколи і групи років протилежної водності, які, проте не змінюють загальної тенденції коливань водності за період. Наприклад, маловодні 1910-1915 рр. на фоні багатоводного періоду 1905-1917 рр.; багатоводні 1970-1971 рр. на фоні маловодного періоду 1943-1977 рр. (див. рис. 1.2).

Таблиця 1.3. Основні відомості про періоди спостережень за водністю деяких річок басейну Дніпра

№ п/п	Річка	Водпост	Площа водозбору, км <sup>2</sup>	Період спостережень за стоком, роки
1.	Дніпро	Київ	328000	1877-1984
2.	Десна	Чернігів	81400	1877-1990
3.	Сейм	Мутіне	25600	1926-1990
4.	Псел	Запсілля	22400	1925-1990
5.	Сула	Лубни	14200	1923-1990
6.	Інгuleць	Могилівка	9280	1926-1987
7.	Рось	Корсунь-Шевченківський	10300	1913-1990
8.	Тетерів	Макалевичі	7890	1925-1987
9.	Уж	Поліське	5690	1916-1990
10.	Случ	Сарни	13300	1924-1990
11.	Стир	Луцьк	7200	1923-1990
12.	Турія	Ковель	1480	1923-1990
13.	Головесня	Покошичі	29,5	1950-1990
14.	Бутеня	-	59,0	1953-1990
15.	Богуславка	-	11,0	1950-1990
16.	Пасічна	-	2,2	1951-1990
17.	Мокрі Яли	Грушевський	32,4	1954-1990

Тривалість періодів різна - від 3 до 42 років. Повні цикли також різної тривалості - від 21 до 61 року (табл.1.4). Деякі з них виділяються чітко (наприклад цикл 1926-1977 рр.), інші - менш чітко.

Необхідно відзначити, що коливання стоку річок різних частин басейну співпадають не повністю. Це означає, що зміна водності по території басейну відбувається несинхронно. Тільки дуже багатоводні



і маловодні періоди і роки охоплюють всю територію. Наприклад, багатоводні періоди 1905-1909, 1916-1917, 1931-1933, 1940-1942, 1970-1971, 1978-1988 рр.; маловодні періоди 1896-1904, 1920-1925, 1937-1939, 1943-1977 рр. Коливання стоку річок території басейну не синхронні, а синфазні, коли зберігається загальна відповідність фаз циклів (багато- чи маловодна) із зміщенням початку або кінця у межах 1-2 років. Особливо в цьому відношенні виділяються Прип'ять та її притоки. Так, якщо на більшій частині басейну Дніпра маловодний період закінчується в 1977 р., то на цих річках - у 1964-1965 рр.; багатоводний період, який слідує за ним, закінчується в 1982-1983 рр., тоді як на інших річках басейну Дніпра - в 1988 р. За коливаннями стоку басейн Прип'яті ближчий до басейну Західного Бугу, Вісли та Німану. Окремо виділяються дві річки - Уж та Тетерів. Так, якщо на більшості річок басейну Дніпра дуже чітко виражені багатоводні 1940-1942 рр., то на них цей максимум значно нижчий за максимум 1933-1934 рр. Необхідно відзначити, що Тетерів за характером коливань стоку займає середнє положення між річками басейну Прип'яті та іншими річками басейну Дніпра. За характером коливань стоку річки Рось та Інгулець ближчі до Південного Бугу, лівобережні притоки та річки басейну Десни ближчі до Дніпра. Це пояснюється географічним положенням та іншими фізико-географічними факторами [122].

**Таблиця 1.4. Характерні періоди і повні цикли в багаторічних коливаннях стоку річок басейну Дніпра (в межах України)**

Період (роки)	Кількість років	Періоди: багатоводний (+); маловодний (-); повний цикл (+-)	Модульний коефіцієнт, $K_1$
1	2	3	4
	<b>р. Дніпро - м. Київ</b>		
1877-1881	5	+	1.15
1882-1904	23	-	0.92
1905-1917	13	+	1.03
1918-1925	8	-	0.87
1926-1942	17	+	1.11
1943-1977	35	-	0.95
1978-1983	6	+	1.13

Продовження табл. 1.4

1	2	3	4
1984-...	...	-	...
1882-1942	61	+-	1,00
1926-1977	52	+-	0,99
1905-1925	21	+-	0,99
р. Десна - м. Чернігів			
1877-1881	5	+	1,15
1882-1904	23	-	0,88
1905-1917	13	+	1,12
1918-1925	8	-	0,76
1926-1942	17	+	1,17
1943-1977	35	-	0,92
1978-1990	13	+	1,13
1991-...	...	-	...
1882-1942	61	+-	1,00
1926-1977	52	+-	1,00
1905-1925	21	+-	0,99
р. Сейм - с. Мутіне			
1926-1942	17	+	1,15
1943-1977	35	-	0,88
1978-1988	11	+	1,17
1989-...	...	-	...
р. Псел - с. Запсілля			
1925-1942	18	+	1,11
1943-1977	35	-	0,86
1978-1988	11	+	1,36
1989-...	...	-	...

1	2	3	4
р. Сула - м. Лубни			
1928-1942	15	+	1,29
1943-1976	34	-	0,82
1977-1988	12	+	1,23
1989-...	...	-	...
р. Інгулець - с. Могилівка			
1928-1942	15	+	1,27
1943-1976	34	-	0,73
1977-...	...	+	...
р. Рось - м. Корсунь-Шевченківський			
1913-1921	9	-	0,69
1922-1942	21	+	1,22
1943-1976	34	-	0,87
1977-1988	12	+	1,31
1989-...	...	-	...
р. Тетерів - с. Макалевичі			
1931-1933	3	+	1,50
1934-1965	32	-	0,74
1966-1986	21	+	1,41
1987-...	...	-	...
р. Уж - смт Поліське			
1931-1934	4	+	1,51
1935-1965	31	-	0,74
1966-1983	18	+	1,46
1984-...	...	-	...

Закінчення табл. 1.4

1	2	3	4
р. Случ - м. Сарни			
1924-1939	16	-	0,85
1939-1942	4	+	1,55
1943-1966	24	-	0,79
1967-1982	16	+	1,31
1983-...	...	-	...
р. Стир - м. Луцьк			
1924-1964	41	-	0,93
1965-1982	18	+	1,19
1983-...	...	-	...
р. Турія - м. Ковель			
1926-1942	17	+	1,24
1943-1973	31	-	0,78
1874-1982	9	+	1,21
1983-...	...	-	...

Особливий інтерес з точки зору багаторічних коливань стоку річок басейну Дніпра, зокрема його зменшення, має післявоєнний період, що характеризується інтенсивною діяльністю людини у всіх галузях господарства, яка до того ж співпала з маловодним періодом. Деякі дослідники вважали, що водність цього періоду пов'язана з вирубкою лісу, значною розораністю водозборів, впровадженням агротехнічних заходів, осушенням боліт та ін. Дійсно, післявоєнний період виділяється як маловодний. Однак не слід пояснювати маловодність господарською діяльністю, бо в коливаннях стоку Дніпра і раніше, в періоди екстенсивної господарської діяльності, спостерігалися такі ж самі маловодні періоди. Крім цього, маловодність чітко виявлена як на річках посушливої зони, де господарська діяльність була більш інтен-

сивною і відбивалася на формуванні стоку, так і на річках зони достатнього зволоження, де господарська діяльність не могла привести до значного зменшення стоку. На це чітко вказувалося в роботі [122]. І дійсно, всупереч численним прогнозам, з 1978 р. на річках басейну починається багатоводний період, який продовжувався до 1986-1988 рр., а потім знову змінився на маловодний.

Таким чином, порівняння річного стоку за характерні періоди і цикли показує, що водність річок басейну Дніпра, по яких є спостереження за стоком, не має тривалих однонаправлених змін. Цей висновок підтверджується і аналізом змін величин опадів, в коливаннях яких теж спостерігається циклічність.

Метою вивчення коливань стоку малих річок дослідних водозборів (Головесня, Бутеня, Богуславка, Пасічна, Мокрі Яли), які в цілому підлягають тим же закономірностям, що й на великих і середніх річках (рис. 1.3 і 1.4), було виділення конкретних періодів однонаправлених змін водності для порівняння характеристик хімічного складу води. Такими періодами можна вважати 1956-1960 рр., 1971-1975 рр. і 1986-1990 рр., для яких характерний спад водності.

### 1.3. Використання водних ресурсів басейну Дніпра в промисловості, сільському і комунальному господарстві

Комплексне використання водних ресурсів Дніпра почалося в 30-ті роки нашого століття. У 1932 р. в районі Запоріжжя, нижче відомих порогів, була збудована гребля Дніпрогесу. Тим самим став безпечним наскрізний прохід суден по річці, створений енергетичний центр потужного промислового району. Але це був лише початок реалізації планів комплексного використання водних ресурсів Дніпра. Постала потреба забезпечити водою і енергією населення і підприємства зростаючих промислових центрів таких, як Запоріжжя, Дніпропетровськ, Дніпродзержинськ, а також зрошувати посушливі території південних районів України. Згідно з дослідженнями, водокористування з Дніпра за 1962-1980 рр. зросло майже в 5 разів, відбір води на зрошення - в 16,4 рази [69.]

Як відомо, основний об'єм стоку Дніпра формується у верхній частині басейну, де в живленні річок переважають талі води. З весняним водопіллям з водозбору надходить від 36% (у маловодний рік) до 60-64% (у середній за водністю та багатоводний роки) річного об'єму

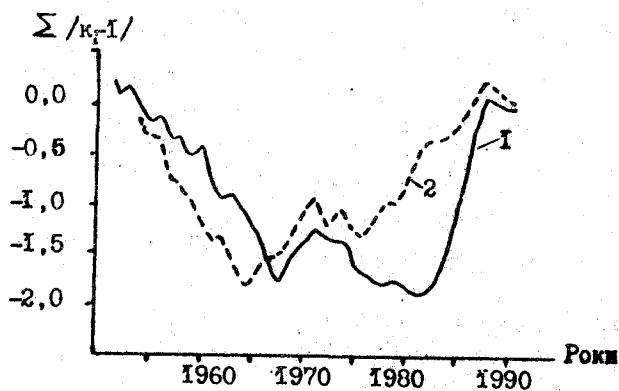


Рис.1.3. Різницеві інтегральні криві: 1 - р.Головесня - с.Покошичі; 2 - атмосферні опади /Приднісянська водно-балансова станція/

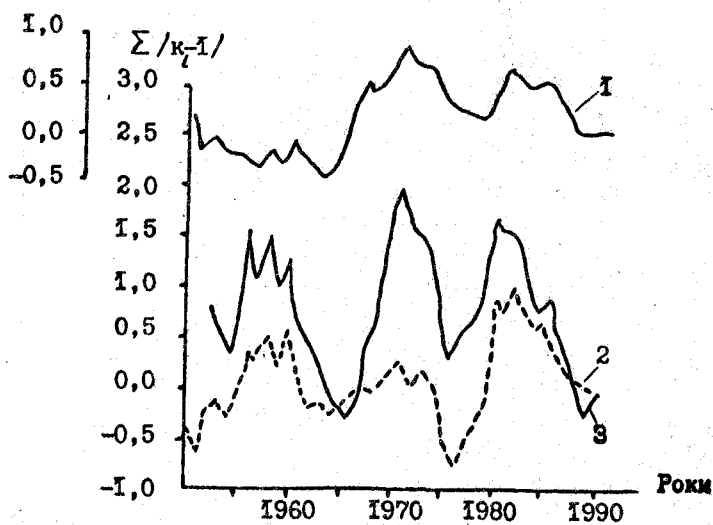


Рис.1.4. Різницеві інтегральні криві: 1 - атмосферні опади; 2 - р.Богуславка; 3 - р.Бутеня /Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар/

стоку. Але під водокористування на потреби зрошення припадає саме на літній період. Тому природний режим стоку Дніпра не в змозі був забезпечити перспективне вирішення основних водогосподарських проблем, хоча за річним об'ємом міг значно перекрити водокористування. Через це в 1949-1952 рр. була розроблена перша схема комплексного використання водних ресурсів Дніпра, яка враховувала всі вимоги водокористувачів. Надалі вона уточнювалася і корегувалася. Передбачалося підвищення ефективності народногосподарського використання стоку шляхом спорудження в межах середньої і нижньої ділянки річки каскаду водосховищ. На Верхньому Дніпрі зберігався природний режим стоку, яким він залишається і в наш час.

Реалізація схеми почалася в 1950 р. спорудженням Каховської ГЕС, самої нижньої в каскаді дніпровських ГЕС. Із заповненням водосховища до нормального підпірного рівня (НПР) у 1956 р. вона запрацювала на повну потужність. З Каховського водосховища для вирішення водогосподарських проблем, перш за все зрошення, можна використовувати  $6,8 \text{ км}^3$  води. У 1954 р. почалося спорудження Кременчуцького гідровузла, яке завершилося у 1961 р. У наступні роки були споруджені Дніпродзержинський - 1964р., Київський - 1965р. і Канівський - 1974р. гідровузли, після чого середня і нижня течії Дніпра перетворилися на каскад з шести водосховищ.

У міру створення каскаду розширювалися можливості використання крупнотонажних суден озерного типу. Якщо прийняти об'єм перевезень у 1953 р. (до введення в експлуатацію Каховського гідровузла) за 100%, то в 1961 р. вони становили 125%, в 1966 р. - 180, в 1970 р. - 240% [122]. Після заповнення Канівського водосховища і реконструкції шлюзів Дніпрогесу по річці пішли судна вантажопідйомністю 4-5 тис. т.

Значна роль дніпровських водосховищ в енергетичному забезпеченні республіки. Зарегульованість частини стоку дозволяє шести гідроелектростанціям (загальна потужність понад 3 млн кВт) реагувати на пікові періоди енергоспоживання, що важко зробити на ТЕС і АЕС. Для підвищення ефективності роботи дніпровських ГЕС у покритті пікових навантажень споруджена Київська ГАЕС (гідроакмулююча станція).

Водосховища на Дніпрі сприяли розвитку зрошувального землеробства у південних районах республіки. Починаючи з 60-х років, вводяться в експлуатацію великі зрошувальні системи: Каховська (106 тис.га), Північно-Кримська (170 тис.га), Червонознам'янська (94 тис.га), Інгулецька (94 тис.га), Рогачицька (30 тис.га). У 1970 р.

відбір води на зрошення становив  $6,8 \text{ км}^3$  [255].

Значні об'єми води відбираються з каскаду водосховищ для водозабезпечення великих міст і промислових центрів: Києва, Черкас, Кременчука, Дніпродзержинська, Дніпропетровська, Запоріжжя, Нікополя, Марганця і Херсона. Для водозабезпечення інших промислових центрів збудовані канали Дніпро-Донбас і Дніпро-Кривий Ріг. Таким чином, зі створенням каскаду водосховищ основними водокористувачами Дніпра стають водопостачання і зрошення. Зараз дніпровською водою зрошується понад 1,0 млн га, причому майже третина цієї площі розташована за межами басейну: в Криму, Донбасі та Причорномор'ї. Загальний об'єм водокористування в басейні Дніпра безперервно зростає головним чином за рахунок відбору з Каховського водосховища (табл. 1.5), яке перетворилося у водойму вже не стільки енергетичного призначення скільки у водойму, яка забезпечує інші господарські потреби водокористувачів.

На території басейну Дніпра в Україні проживає близько 22 млн чол. у 19 адміністративних областях. Сільськогосподарська освоєність території басейну становить в середньому 63,5%. Питома вага ріллі в складі сільськогосподарських угідь в цілому по басейну досягла величини 80%. Поверхня басейну зайнята лісами на 18,8%, розорана - на 60% (рис. 1.5), сильно еродована - на 35%, урбанізована - на 5%, зайнята меліоративними системами - на 10%, затоплена штучними водоймами - на 3%.

Таблиця 1.5. Водозабір з водосховищ Дніпра на господарські потреби в 1980-1984 рр.,  $\text{км}^3$  [69]

Водосховище	1980	1981	1982	1983	1984	1980-1984
Київське	0,05	0,10	0,15	0,19	0,16	0,65
Канівське	2,67	2,15	2,05	2,10	2,02	10,99
Кременчуцьке	0,29	0,46	0,33	0,43	0,48	1,99
Дніпродзержинське	0,16	0,22	0,38	0,60	1,27	2,63
Запорізьке	3,60	3,35	3,25	3,34	3,23	16,77
Каховське	5,15	5,15	5,50	9,42	9,80	35,02
Каскад водосховищ	11,92	11,43	11,66	16,08	16,96	68,05



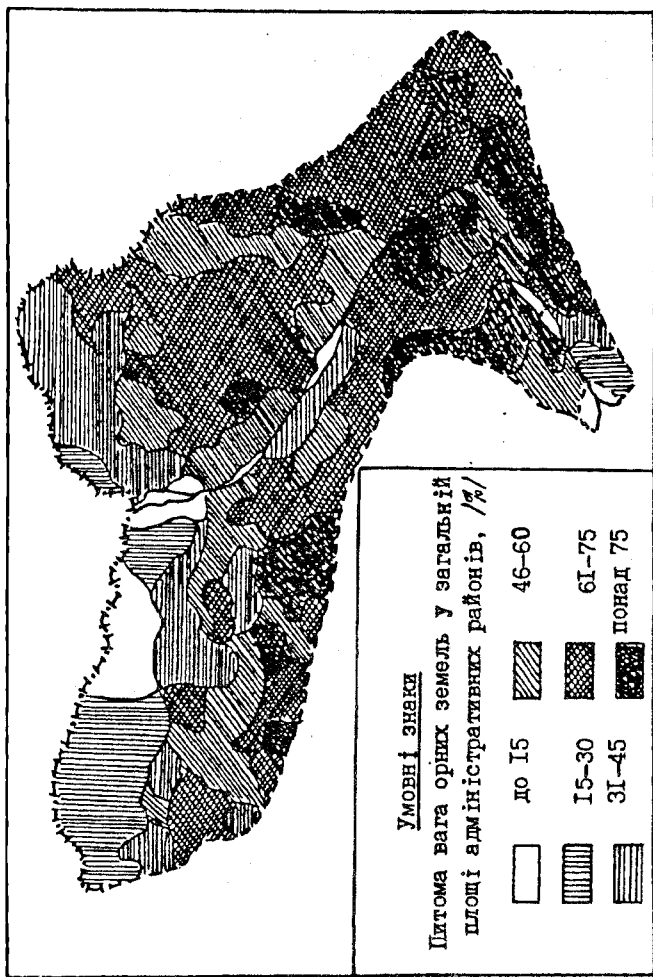


Рис. 1.5. Розораність земель в різних областях на території басейну Дніпра

Таким чином, на 4/5 території басейну Дніпра первинний природний ландшафт повністю трансформований.

Площа еродованих земель за останні 25 років збільшилася на 28%, загальний виїст гумусу в ґрунті зменшився на 10%. У той же час у басейні Дніпра збереглися цінні в екологічному відношенні природні комплекси, які вимагають захисту і збереження. На території басейну створено 4403 заповідні об'єкти загальною площею 967,9 тис. га (3,3% території басейну).

Водою Дніпра забезпечується 2/3 населення України (понад 30 млн чол.), а також 50 великих міст та промислових центрів, близько 10 тис. підприємств, 53 великі зрошувальні системи площею понад 1,2 млн га [73].

За співвідношенням об'ємів водокористування і наявних місцевих водних ресурсів, що формуються в маловодний рік, надзвичайно високим рівнем експлуатації виділяються Київська, Черкаська, Кіровоградська, Донецька, Дніпропетровська, Запорізька, Херсонська області, де водозабір у кілька разів перевищує місцеві водні ресурси.

У межах Житомирської, Рівненської, Сумської, Чернігівської, Київської і Полтавської областей розміщено 61% площі водозбору, на якій формується 75% місцевого стоку Дніпра, а водозабір, безповоротне водокористування і скидання забруднених стічних вод на цій території становлять відповідно 26,15 і 14%. У той же час у межах Дніпропетровської, Запорізької і Херсонської областей, на які припадає 19% площі водозбору, формується лише 6% місцевого стоку Дніпра, а водозабір, безповоротне водокористування (з урахуванням Криму) і скидання забруднених стічних вод становлять відповідно 67,73 і 79%. Лише з промислових підприємств Дніпропетровська, Дніпродзержинська, Нікополя, Павлограда, Запоріжжя і Кривого Рогу скидається 70% всього об'єму забруднених стічних вод у басейні Дніпра, а у Дніпропетровській і Запорізькій областях об'єм забруднених стічних вод у 5-9 разів перевищує місцеві водні ресурси.

Надзвичайного господарського навантаження зазнають малі річки басейну Дніпра. Об'єм водозбору з них досягає  $2,1 \text{ км}^3$  на рік, у тому числі з підземних горизонтів  $0,9 \text{ км}^3$ . Водними ресурсами малих річок забезпечується 18% всіх народногосподарських потреб у басейні Дніпра. Це в основному сільгосподопостачання (60%) та зрошення (38%). У малу гідрографічну мережу скидається 15% всіх стічних вод у басейні і 6% - забруднених.

В Україні в басейні Дніпра знаходиться чотири АЕС (Хмельницька на р.Горинь, Рівненська на р.Стир, Чорнобильська на р.Прип'ять, Запорізька на р.Дніпро). При цьому щільність розміщення АЕС значно перевищує середні світові рівні: порівняно з США - у 7 разів, Францією - у 10 разів. Світовий досвід не має аналогів подібної концентрації потужностей атомної енергетики, як в басейні Дніпра.

Прогнозні ресурси підземних вод у басейні Дніпра в межах України становлять  $12,8 \text{ км}^3$ , з яких  $4,7 \text{ км}^3$  гідравлічно не зв'язані з поверхневими водами. Нерівномірність розподілу знижує можливість використання цих вод до  $1,2 \text{ км}^3$ . Основна частина прогнозних ресурсів (85%) зосереджена в північній та південно-західній частинах, у Дніпровському та Волино-Подільському артезіанських басейнах. Особливо великі запаси підземних вод (36%) зосереджено на території Чернігівської, Київської, Полтавської та Харківської областей.

Таким чином, басейн Дніпра являє собою великий багатогалузевий природно-господарський комплекс з високим рівнем освоєності і антропогенного навантаження на водні об'єкти.

У 1990 р. - останньому році стабільного розвитку країни - господарським комплексом у басейні Дніпра і за його межами було використано  $24,8 \text{ км}^3/\text{рік}$  дніпровської води. Найбільша частина цього об'єму припадає на виробничі потреби -  $13,0 \text{ км}^3/\text{рік}$  (54%); для потреб зрошення -  $7,4 \text{ км}^3/\text{рік}$  (31%); на господарсько-побутові потреби населення -  $2,7 \text{ км}^3/\text{рік}$  (11%); на сільськогосподарське водопостачання витрачалося  $0,9 \text{ км}^3/\text{рік}$  (4%). Безповоротне водокористування становило  $12,7 \text{ км}^3/\text{рік}$  (близько 50%) [161].

На сьогоднішній день всі водокористувачі забезпечуються водою Дніпра за рахунок зарегульованості його стоку каскадом водосховищ. Без перерозподілу цього стоку безперервне водопостачання в повному об'ємі всіх водокористувачів у роки 50%-ної забезпеченості і вище було б неможливе.

У басейні Дніпра збудовано 510 водосховищ та понад 12,6 тис. ставків, в яких щорічно збирається  $47,5$  млрд  $\text{м}^3$  води весняного водопілля. Канали Дніпро-Донбас, Дніпро-Кривий Ріг, Північно-Кримський та інші перерозподіляють більше  $17$  млрд  $\text{м}^3/\text{рік}$  води.

На сучасному етапі розвитку водогосподарського комплексу застосування в промисловості оборотного і повторного водопостачання досягло  $42,0$  млрд  $\text{м}^3/\text{рік}$ , що становить 83,4% (при оптимальних 97-97,5%) від загального об'єму води, яка використовується промисло-

вими підприємствами.

Загальне водовідведення від промислових підприємств у басейні Дніпра в 1990 р. становило 9,9 млрд  $\text{м}^3/\text{рік}$ , з них без очистки - 282 млн  $\text{м}^3/\text{рік}$ . У 1992 р. ці показники дещо знизилися (табл. 1.6).

Стічні води після біологічних очисних споруд населених пунктів (1,6 млрд  $\text{м}^3/\text{рік}$ ) майже повністю скидаються у водні об'єкти. Неефективне очищення стічних вод на біологічних очисних спорудах має місце через їх перевантаження і недотримання в багатьох випадках умов скидання виробничих стічних вод у каналізацію населених пунктів, у результаті чого очищення стічних вод біологічними методами просто неможливе. Так, у 1992 р. забруднені стічні води потрапляли в річки і водойми від біологічних очисних споруд 113 населених пунктів басейну Дніпра, в тому числі від міст Києва, Дніпропетровська, Запоріжжя, Кривого Рогу, Полтави, Кременчука, Черкас, Житомира, Херсона, Чернігова, Рівного та ін.

У результаті такого неупорядкованого відведення виробничих і побутових стічних вод у трансформовану водну систему басейну Дніпра щорічно скидається близько 11,5 млрд  $\text{м}^3$  стічних вод. Понад 2 млрд  $\text{м}^3$  виробничих і побутових стічних вод із загального об'єму, що надходить у водні об'єкти, відноситься до категорій "недостатньо очищених" і "неочищених" стічних вод. Зі стічними водами до басейну Дніпра надходить кожний рік у середньому: 2,8 тис. т нафтопродуктів; 54,9 тис. т завислих речовин; 1,7 тис. т фосфору; 13,4 тис. т азоту\* 6,9 тис. т фенолів; 2,0 т формальдегіду та інші речовини [161].

Оцінки, виконані у 1992 р., показали, що головними забруднювачами дніпровської води були ВУВКГ (виробниче управління водоканалізаційного господарства) м. Києва, злизові стічні води м. Києва, Запорізьке ВУВКГ, Дніпропетровське ВУВКГ, злизові стічні води м. Дніпропетровська.

Кількість колекторно-дренажних вод зі зрошуваних масивів становила у 1992 р. близько 6 млрд  $\text{м}^3/\text{рік}$ , загальне водовідведення від тваринницьких комплексів і ферм у басейні Дніпра - близько 170 млн  $\text{м}^3/\text{рік}$ .

Проведений Міністерством охорони навколишнього природного середовища та ядерної безпеки аналіз екологічної ситуації в басейні показав її територіальну диференціацію та загальний незадовільний стан.

Таблиця 1.6. Водовідведення у водні об'єкти басейну Дніпра від галузей промисловості, комунального і сільського господарства у 1992 р., млн. м<sup>3</sup> /рік [161]

Галузі господарства	Загальний об'єм стічних вод	Об'єм нормативно-чистих стічних вод	Об'єм стічних вод, які вимагають очищення	Об'єм стічних вод, які скинуті без очищення	Об'єм стічних вод, які скинуті недос-татньо очищеними	Об'єм стічних вод, які нормативно очищені
Електроенергетика	6899,8	6843,1	56,7	-	2,9	53,8
Паливна	139,3	42,5	96,8	-	-	96,8
Чорна металургія	714,3	224,3	490,0	1,4	444,3	44,3
Кольорова металургія	21,7	18,7	3,0	-	1,6	1,4
Хімічна і нафто-хімічна	328,5	121,9	206,6	31,5	8,9	166,2
Машинобудування і металообробка	51,9	18,1	33,8	3,5	9,4	20,9
Лісова, дерево-обробна і целюлознопаперова	58,3	4,6	53,7	-	0,7	53,0
Виробництво будматеріалів	49,4	29,1	20,3	0,1	0,3	19,9
Логка	27,2	0,5	26,7	-	13,7	13,0
Харчова	133,1	84,7	48,4	1,7	22,0	24,7
Інші галузі промисловості	22,65	10,3	12,4	2,6	2,7	7,1
Промисловість в цілому	8446,2	7397,8	1048,4	40,8	506,5	501,1
Комунальне господарство	1487,5	30,9	1456,6	99,5	99,3	1257,8
Сільське господарство	2309,2	2092,3	216,9	-	0,6	216,3
В С Ї О Г О	12242,9	9521,0	2721,9	140,3	606,4	1975,2

Території "надзвичайно забруднені" та "екологічного лиха" займають близько 20% площі басейну (рис. 1.6). Територія "екологічної катастрофи" - це 30-кілометрова зона аварії на ЧАЕС, "екологічного лиха" - північна частина Житомирської та Київської областей. До "надзвичайно забруднених" належать території Дніпропетровської, східних районів Кіровоградської, значна частина Чернігівської та Херсонської областей. Такі дані були отримані методом картографічного синтезу - накладанням покомпонентних карт санітарно-гігієнічної характеристики стану атмосферного повітря, поверхневих вод та ґрунтів, які були розроблені на основі матеріалів Центральної СЕС МОЗ України [161].

#### 1.4. Загальна оцінка якості поверхневих вод

Річки. Оцінка якості річкових вод басейну Дніпра за 1990-1993рр. була виконана на 90 створах за індексом забруднення вод (ІЗВ). Суть методики зводиться до виявлення ступеня перевищення ГДК (гранично допустимої концентрації) речовин, які зумовлюють якісь води. Причому кількість показників за вимогами Держкомгідромету повинна бути не меншою шести і обов'язково включати розчинений кисень і БСК<sub>5</sub>. ІЗВ має інтегральний характер і тому безпосередньо вказати на певний вид господарської діяльності, який спричиняє погіршення якості води, не може. Оцінка виконується за такими класами якості води: I - дуже чиста; II - чиста; III - помірно забруднена; IV - забруднена; V - брудна; VI - дуже брудна; VII - надзвичайно брудна.

Використані в роботі дані Держкомгідромету включали O<sub>2</sub>, БСК<sub>5</sub>, мінеральні сполуки азоту і фосфору, СПАР, нафтопродукти, деякі важкі метали (Cu, Zn, Cr<sup>6+</sup>).

Треба відзначити, що створи контролю якості річкових вод у басейні Дніпра по природних зонах розташовані нерівномірно, але це добре відображає розвиток гідрографічної мережі з півночі на південь. Так, нами досліджувався 41 створ у зоні мішаних лісів (правобережжя 31, лівобережжя 10), 32 - у лісостеповій зоні (відповідно 10 і 22), 17 - у степовій зоні (відповідно 4 і 13).

Результати виконаної оцінки (як середньої для чотирьох років) свідчать, що в цілому по басейну якість річкових вод в основному оцінюється в інтервалі II-V класів (табл. 1.7). Більше половини створів (53%) має якість води III класу (помірно забруднена). Мало ство-



рів з водою II класу (чиста) - 19%, більше з водою IV класу (забруднена) - 26%. Дуже мало, але зустрічаються створи з водою V класу (брудна). Не виявлено серед досліджуваних створів крайніх значень шкали класів - ні I (дуже чиста), ні VI (дуже брудна) і VII (надзвичайно брудна).

Таблиця 1.7. Оцінка якості річкових вод басейну Дніпра (1990-1993 рр.), % від досліджених створів

Клас якості води	% від досліджених створів
I - дуже чиста	0
II - чиста	19
III - помірно забруднена	53
IV - забруднена	26
V - брудна	2
VI - дуже брудна	0
VII - надзвичайно брудна	0

Якщо розглядати якість річкових вод за природними зонами, то можна відзначити певні закономірності. Так, менш забрудненою виявилася вода в річках лісостепової зони (табл.1.8). Тут 91% створів належить до II і III класів, у той час як у зоні мішаних лісів лише 63%, а в степовій - 59%. До IV класу в лісостеповій зоні увійшло всього 9% створів, а у двох інших зонах - по 35%. Для них же відзначається і наявність води V класу (2 і 6%). Але це не означає, що річкові води зони мішаних лісів і степової зони однаково забруднені. В річкових водах першої представлені більш широкий діапазон класів якості води (II-IV), в той час як у другій води II класу не відзначено взагалі.

Сезонна динаміка якості річкової води в цілому по басейну проявляється у збільшенні частки створів, які мають воду II класу (чиста) взимку. З 17-18% під час весняного водопілля і літньо-осінньої межі до 23% у зимову межу. Відповідно зменшується частка створів IV класу якості води з 28-29% до 23% (табл. 1.9).



**Таблиця 1.8. Оцінка якості річкових вод басейну Дніпра за природними зонами (1990-1993 рр.). % від досліджених створів**

Клас якості води	Зона мішаних лісів	Лісостепова	Степова
I - дуже чиста	0	0	0
II - чиста	27	30	0
III - помірно забруднена	36	61	59
IV - забруднена	35	9	35
V - брудна	2	0	6

**Таблиця 1.9. Оцінка якості річкових вод басейну Дніпра за сезонами (1990-1993 рр.). % від досліджених створів**

Клас якості води	Весняне водопілля	Літньо-осіння межінь	Зимова межінь
I - дуже чиста	0	0	0
II - чиста	17	18	23
III- помірно забруднена	51	52	52
IV - забруднена	29	28	23
V - брудна	3	2	2

Ця загальна закономірність має свої особливості для річок різних природних зон. Так, якість води річок лісостепової і степової зон послідовно покращується від весни і літа до зими - відповідно з III на II і з IV клас на III клас. (табл. 1.10). Для річок зони мішаних лісів ця ситуація не така чітка. Спостерігається певне погіршення якості води влітку (збільшується частка створів з водою III і IV класів за рахунок зменшення частки створів з водою II класу). Але назиму якість води покращується.

**Таблиця 1.10. Оцінка якості річкових вод басейну Дніпра в природних зонах у різні сезони, % від досліджених створів**

Клас якості води	Зона мішаних лісів			Лісостепова зона			Степова зона		
	В	Л	З	В	Л	З	В	Л	З
I - дуже чиста	0	0	0	0	0	0	0	0	0
II- чиста	32	22	27	19	31	41	0	0	0
III-помірно забруднена	30	36	42	72	59	50	52	59	64
IV -забруднена	36	40	29	9	10	9	41	35	30
V - брудна	2	2	2	0	0	0	7	6	6

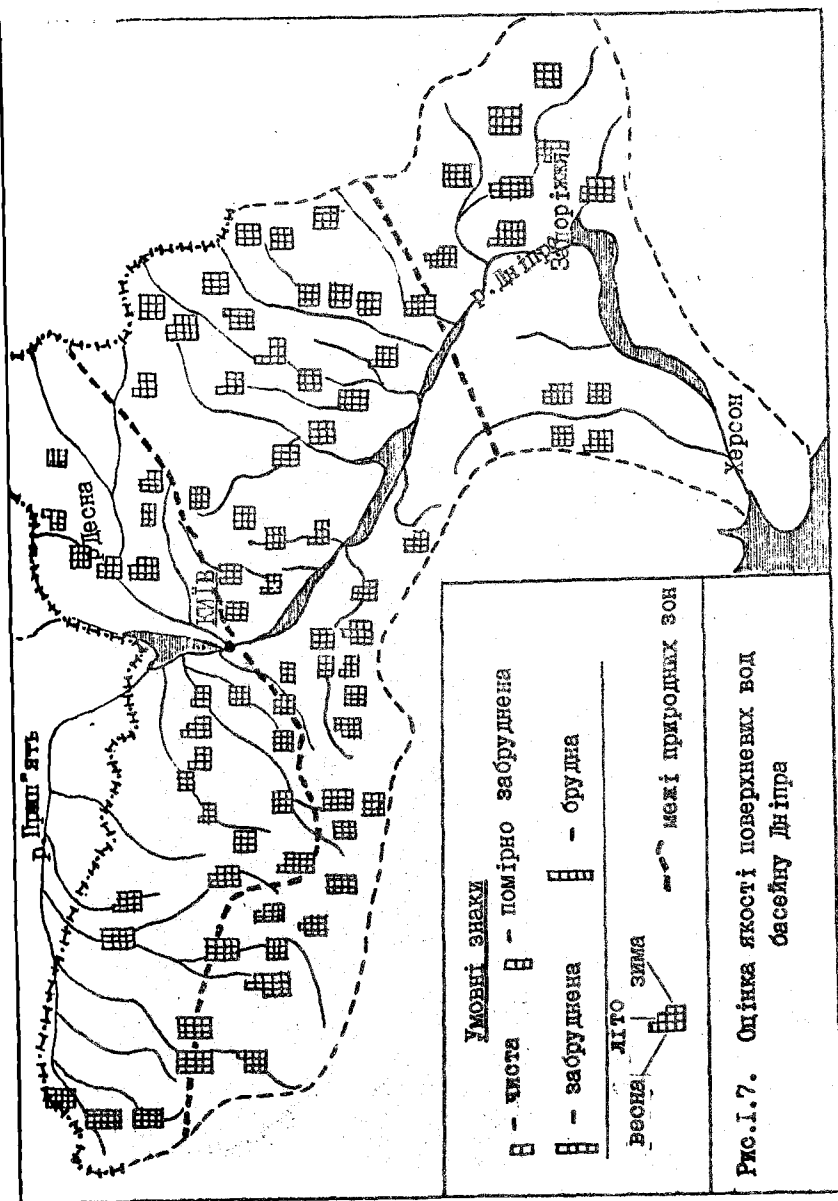
Примітка. В - весняне водопілля, Л - літньо-осіння межень, З - зимова межень.

Більшість з досліджених створів на річках розташовані вище і нижче міст. Спостерігається певна тенденція погіршення якості води в створах нижче міст. Але виявити чіткі закономірності при цьому важко, бо бувають випадки при розрахунках, коли в створі нижче міста вода має кращу якість, ніж у створі вище міста. Погіршення якості води нижче міста (частіше з III на IV) відзначалося для р. Турія - м. Ковель, р. Стир - м. Луцьк, р. Устя - м. Рівне, р. Гнилоп'ять - м. Бердичів, р. Інгулець - м. Кривий Ріг, р. Псел - м. Суми, р. Самара - м. Новомосковськ.

Стабільно невисока якість води (IV, а то і V класи) спостерігається для таких річок, як Устя - м.Рівне, Случ - м.Старокоштанів, Случ - м.Новоград-Волинський, Глиноп'ять - м.Бердичів, Самара - м.Новомосковськ, Солона (притока р. Вовча) - с. Новопавлівка, Вовча - м.Павлоград, Мокра Московка - м. Запоріжжя.

На рис. 1.7 за допомогою стовпчиків-діаграм ілюструється загальна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра за сезонами.

Подібні дослідження виконувалися нами раніше. За період 1976-1982 рр. для басейну Верхнього Дніпра [236] і за період 1987-1989 рр. для всього басейну Дніпра [249]. Треба відзначити, що як і майже двадцять років тому, так і тепер, гірша якість води спостерігається на одних і тих же створах і приблизно на одному рівні.



Водосховища. Як було показано в роботах О.І.Денисової та її колег [66, 69], оцінити достатньо достовірно якість води водосховищ можна лише за умови їхнього натурного вивчення. Безумовно, це так. Але в даному випадку при просторовому дослідженні басейну Дніпра виникла необхідність оцінки якості води водосховищ дніпровського каскаду настільки, наскільки це дозволяє інформація моніторингу Держкомгідромету за 1990-1993 рр.

Було обрано 36 створів на всіх шести водосховищах дніпровського каскаду, причому їхня кількість не була однаковою для кожного водосховища (від чотирьох на Київському водосховищі до дев'яти - на Запорізькому). Характеристики хімічного складу води використовувалися ті ж, що й для річкових вод.

Результати виконаної оцінки (як середньої за чотири роки) свідчать, що якість води дніпровських водосховищ оцінюється в основному в діапазоні II і V класів (табл. 1.11). Порівняно з річковими водами спостерігається зміщення класів якості води в бік більшого забруднення. Так, в усіх водосховищах помітну частку становлять створи з водою V класу (брудна), для Кременчуцького і Дніпродзержинського водосховищ створи з водою V (брудна) і VI (дуже брудна) класів досягають відповідно 38 і 27%. Таким чином, згідно з розрахунками вода цих водосховищ, ймовірно, найбільш забруднена.

Таблиця 1.11. Оцінка якості води дніпровських водосховищ (1990-1993 рр.). % від досліджених створів по кожному водосховищу

Клас якості води	Київське	Канівське	Кременчуцьке	Дніпродзержинське	Запорізьке	Каховське
I - дуже чиста	0	0	0	0	0	0
II - чиста	14	10	8	0	0	0
III- помірно забруднена	52	53	39	64	75	69
IV - забруднена	28	30	18	17	17	25
V - брудна	6	7	22	14	8	6
VI - дуже брудна	0	0	13	5	0	0

На жаль, наявна інформація не дозволила розглянути сезонну динаміку якості води кожного водосховища. Тому ІЗВ, розраховані для кожного з них, були об'єднані в три загальні ряди для водосховищ каскаду за сезонами (табл. 1.12).

Таблиця 1.12. Оцінка якості води дніпровських водосховищ (1990-1993 рр.), % від досліджених створів на усіх водосховищах

Клас якості води	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень
I - дуже чиста	0	0	0
II- чиста	8	10	12
III- помірно забруднена	53	54	73
IV - забруднена	24	20	9
V - брудна	8	12	6
VI - дуже брудна	7	4	0

Як видно з табл. 1.12, для води дніпровських водосховищ характерна та ж сама динаміка якості, що і для річкових вод. Спостерігається певне покращення якості води в зимовий період. Так, частка створів з водою IV класу помітно зменшується (відповідно 24, 20 і 9%), проте зростає частка створів III і навіть II класів. Деяке збільшення частки створів з водою V класу влітку пояснюється як зростаючим сезонним антропогенним навантаженням, так і внутрішніми процесами, розкладанням водної рослинності.

Таким чином, отримані результати інтегральної оцінки якості поверхневих вод басейну Дніпра по річках і водосховищах, крім інших, дають змогу також зробити важливий висновок, що покращення якості поверхневих вод у зимовий період пов'язане зі зменшенням антропогенного навантаження за рахунок відсутності поверхневого стоку з урбанізованих територій і сільськогосподарських угідь.

### 1.5. Застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра

Басейн Дніпра характеризується значною сільськогосподарською освоєністю. Площа сільгоспугідь в басейні на території України становить 23274 тис. га, в тому числі ріллі - 16327 тис. га (площа басейну 30532 тис. га). Басейн Дніпра розташований на території 19 областей, з яких шість входять повністю (Житомирська, Рівненська, Чернігівська, Дніпропетровська, Полтавська і Сумська) і 13 - частково (табл. 1.13).

Таблиця 1.13. Сільськогосподарське використання земель у басейні Дніпра (за даними Мінекобезпеки України, 1993)

N	Область	Частка території, що входить у басейн, %	Загальна площа території, тис. га	Площа сільгоспугідь, тис. га	Площа ріллі, тис. га	Площа меліорованих земель, тис. га
1.	Вінницька	12	318,1	271	207,4	4,9
2.	Волинська	80	1611,2	1105,6	505,6	318,9
3.	Дніпропетровська	100	3192	2604	2043	253,5
4.	Донецька	25	663	553	407,5	24,8
5.	Житомирська	100	2981	2049	1213	409,2
6.	Запорізька	53	1441,1	1281	1008,6	124,4
7.	Київська	96	2778,2	1816,6	1345	305,2
8.	Кіровоградська	60	1474,4	1313	1070,4	17,9
9.	Львівська	10	218,3	133	80,8	99,9
10.	Миколаївська	20	492,6	424,6	333,6	85,6
11.	Полтавська	100	2876	2369	1786	92,6
12.	Рівненська	100	2005	1128	606	374,4
13.	Сумська	100	2384	1814	1242	123,1
14.	Тернопільська	20	276,4	226,4	173,4	18,1
15.	Харківська	36	1099,7	909,3	674,5	28,4
16.	Херсонська	51	1448,9	1096	884,9	183,7
17.	Хмельницька	40	825,2	696,8	515,2	68,6
18.	Черкаська	60	1255,2	975,6	765	80,2
19.	Чернігівська	100	3192	2508	1465	292,2
Всього у басейні:			30532,3	23274,0	16327,2	2905,6

Інтенсивне ведення сільськогосподарського виробництва на сучасному етапі його розвитку передбачає широке використання агрохімічних засобів: мінеральних добрив, хімічних меліорантів і засобів захисту рослин (пестицидів).

Застосування добрив. Основними видами добрив, які застосовуються в сільському господарстві, є азотні (поживна речовина N), фосфорні (поживна речовина  $P_2O_5$ ) і калійні ( $K_2O$ ). У свою чергу вони ще поділяються за хімічним складом і товарною назвою.

Наведемо перелік основних видів мінеральних добрив, які використовуються в басейні Дніпра.

Азотні добрива: аміак безводний  $NH_3$ , 83% азоту; аміак водний, 20% азоту; аміачна селітра (нітрат амонію, амоній азотнокислий)  $NH_4NO_3$ , 35% азоту; сечовина (карбамід)  $CO(NH_2)_2$ , 46% азоту; сульфат амонію  $(NH_4)_2SO_4$ , 21% азоту.

Фосфорні добрива: преципітат  $CaHPO_4 \cdot 2H_2O$ , від 22 до 37%  $P_2O_5$ ; суперфосфат звичайний  $Ca(HPO_4) \cdot 2H_2O$ , близько 20%  $P_2O_5$ ; суперфосфат подвійний  $Ca(H_2PO_4) \cdot H_2O$ , 43-49%  $P_2O_5$ ; фосфатшлак, 14-16%  $P_2O_5$ ; фосфат знефторений, 30-32%  $P_2O_5$ ; фосфоритне борошно  $Ca_3(PO_4)_2CaCO_3$ , 19-30%  $P_2O_5$ .

Калійні добрива: калій хлористий  $KCl$ , 50-60%  $K_2O$ ; калійна сіль, 40%  $K_2O$ ; сульфат калію  $K_2SO_4$ , 48-50%  $K_2O$ ; калімаг  $K_2SO_4 \cdot 2MgSO_4$ , 17-19%  $K_2O$ ; калімагnezія  $K_2SO_4 \cdot MgSO_4 \cdot 6H_2O$ , 28-30%  $K_2O$  і 8-10%  $MgO$ ; каїніт  $KCl \cdot MgSO_4 \cdot 3H_2O$ , 9-10%  $K_2O$ .

Треба також відзначити, що разом з поживною (діючою) речовиною можуть надходити в ґрунт і так звані баластні речовини, які входять до складу добрив. Наприклад, недоліком хлориду амонію ( $NH_4Cl$ ) є значний вміст хлору (66,6%). При нормі внесення на поля 60 кг/га азоту з цим добривом вносять в ґрунт 150 кг хлору. Хлориди і сульфати в значній кількості можуть надходити в ґрунт з суперфосфатом (до 40%  $CaSO_4$ ), хлоридом калію (до 40% хлору) та ін.

Вплив добрив на продуктивність агроєкосистем обмежений природними умовами. Межею позитивного ефекту застосування добрив є повне забезпечення вирощуваної культури поживними елементами. Загальною тенденцією світового землеробства є випередження темпів приросту об'ємів їх використання порівняно зі зростанням сільськогосподарської продукції. Неадекватність внеску в агроєкосистему мінерального живлення приросту продукції рослин зумовлюється його втратами в результаті вимивання, ерозії, виносу бур'янами, а також недосконалістю

існуючої технології внесення, коли значна кількість туків потрапляє за межі зони розташування кореневої системи і не може використовуватися рослинами [76]. У зв'язку з цим у розвинутих країнах світу в останні роки застосування добрив зростає в незначній мірі або ж залишається на стабільному рівні. Але в більшості з них цей рівень у чотири-сім разів вищий, ніж у нашій країні. Так, в Англії вносять понад 350 кг/га поживних речовин, у Франції - 320, у Німеччині - 500, Японії - 500 (урожайність зернових 50 ц/га); в Голландії - 800 кг/га (урожайність зернових 70 ц/га); в Україні - близько 160 кг/га (урожайність зернових 24 ц/га) [1].

Застосування добрив у басейні Дніпра за період з 1970 по 1990 р. зросло з 65 до 160 кг/га оранки, або в 2,5 раза. Продукція рослинництва за цей час зросла на 22%. Середня оптимальна норма НРК у ґрунтово-кліматичних умовах України, за даними польових дослідів, становить 220 кг/га (табл. 1.14), що на 37% вище досягнутого рівня [1, 2].

Таблиця 1.14. Орієнтовні норми внесення мінеральних добрив (НРК) під основні сільськогосподарські культури на різних типах ґрунтів у басейні Дніпра, кг/га [2]

Ґрунти	Озима пшениця	Ярова пшениця	Цукровий буряк	Кукурудза
Дерново-підзолисті	$N_{60}P_{40}K_{40}$	$N_{50}P_{40}K_{20}$	$N_{120}P_{75}K_{80}$	$N_{80}P_{55}K_{55}$
Сірі лісові і вилуговані чорноземи	$N_{50}P_{45}K_{40}$	$N_{55}P_{40}K_{40}$	$N_{55}P_{105}K_{55}$	$N_{55}P_{60}K_{55}$
Типові, звичайні і південні чорноземи	$N_{40}P_{60}K_{30}$	$N_{20}P_{50}K_{20}$	$N_{55}P_{65}K_{50}$	$N_{50}P_{55}K_{40}$

Таким чином, подальше збільшення застосування добрив поки ще може служити ефективним резервом підвищення врожайності за умови збалансованого внесення поживних елементів (середнє співвідношення  $N:P_2O_5:K_2O$  у врожах різних культур становить 3:1:5).



Існує удобрення основне (допосівне), припосівне і підживлення. Основно удобрення (близько 80% всіх добрив) застосовується перед посівом для забезпечення живлення рослин протягом усієї вегетації. Строки і способи внесення добрив залежать від ґрунтово-кліматичних умов. У басейні Дніпра в зоні мішаних лісів на легких ґрунтах і при достатній зволоженості основне удобрення застосовується під час весняної оранки і культивації. У лісостеповій зоні восени вносяться близько 60-70% добрив (всі фосфорні та калійні, 20-40% азотних), інша частина - при підживленні. У степовій зоні під більшість культурся норма запланованих добрив вноситься восени при оранці зябу [2].

Небезпека прямої токсичної дії мінеральних добрив на живі організми незначна, оскільки вони складаються з природних речовин, які використовуються рослинами. Негативний вплив їх на навколишнє середовище і якість продукції можливий при завищенні норм внесення, порушенні правил транспортування, зберігання, а також технології застосування [1].

Застосування великої кількості мінеральних добрив може знизити біологічну повноцінність їжі і кормів нобажаною зміною співвідношення зольних елементів і складу органічних компонентів.

Особливо небезпечним є надлишкове накопичення у воді і рослинах азотних сполук - нітратів і нітритів. Накопичення азоту у водоймах викликає інтенсивний розвиток водної рослинності (евтрофікацію), а в результаті - значне зменшення вмісту у воді кисню, що згубно для риби. Споживання тваринами і людиною питної води з наявністю нітратів більше допустимих санітарних норм може викликати захворювання, а продуктів рослинного походження, які містять підвищену їх кількість, - отруєння. ГДК нітратів у воді водних об'єктів господарсько-побутового водокористування становить 45,0 мг/л, нітритів - 3,3 мг/л (за СанПІН 4630-88).

Фосфор, хоча і менш рухомий, ніж азот, але потрапляє у водні об'єкти зі скиловими водами сільськогосподарських угідь. Підвищення його концентрацій у воді також шкідливе і сприяє евтрофікації в першу чергу водосховищ.

На водну фауну негативно може діяти надходження у водні об'єкти хлору, який міститься в калійних добривах, а підвищення його концентрації в зрошувальних водах пригнічує розвиток сільськогосподарських культур.

Статистичні дані дають можливість охарактеризувати застосування

агрохімічних засобів у басейні Дніпра в 1993 р. (табл. 1.15).

Таблиця 1.15. Річне використання агрохімічних засобів у басейні Дніпра: над ризиком - кг/га ріллі.; під ризиком - всього по області, т  
(за даними Мінекобезпеки України, 1993)

N	Область	Використання добрив			Використання пестицидів
		всього	азотних	фосфорних	
1.	Вінницька	141/29165	96/19920	45/9245	1,1/227,6
2.	Волинська	192/97079	131/66305	64/30774	1,1/928,7
3.	Дніпропетровська	100/203691	68/139121	32/64570	1,1/2187,4
4.	Донецька	98/39979	67/27306	31/12674	1,1/464,5
5.	Житомирська	141/170309	96/116321	45/53988	1,4/1721,2
6.	Запорізька	100/100561	68/68863	32/31878	1,1/1076
7.	Київська	152/205654	104/140462	48/65192	1,1/1525,7
8.	Кіровоградська	100/106723	68/72892	32/33831	1,0/1103,3
9.	Львівська	192/15518	131/10599	61/4919	1,4/111,7
10.	Миколаївська	95/31596	65/21580	30/10016	1,1/356,7
11.	Полтавська	126/224147	86/153092	40/71055	1,1/1990
12.	Рівненська	192/116356	131/79471	61/36885	1,6/947,5
13.	Сумська	126/155878	86/106463	40/49412	1,2/1523,8
14.	Тернопільська	140/24349	96/16631	44/7719	1,1/190,2
15.	Харківська	126/84653	98/57818	40/28835	1,1/763,8
16.	Херсонська	95/83804	65/57238	30/26566	1,0/920,6
17.	Хмельницька	141/72388	96/49407	45/22931	1,1/585,3
18.	Черкаська	100/76275	68/52096	32/24179	1,1/819,5
19.	Чернігівська	152/224003	104/152994	48/71009	1,4/2106,7
	Всього у басейні	132/2062076	91/1408398	42/653678	1,2/19550

Хімічні меліорації ґрунтів. У степових районах басейну Дніпра засолені ґрунти, які містять надлишок шкідливих для більшості сільськогосподарських культур солей, покращують промиваннями на фоні дренажу, глибоким обробітком, а головне, гіпсуванням, що призводить до усунення надлишкової лужності. Деякі хімічні меліоранти (гіпс, хлорид кальцію, сульфат заліза, сірчана кислота та ін.) сприяють

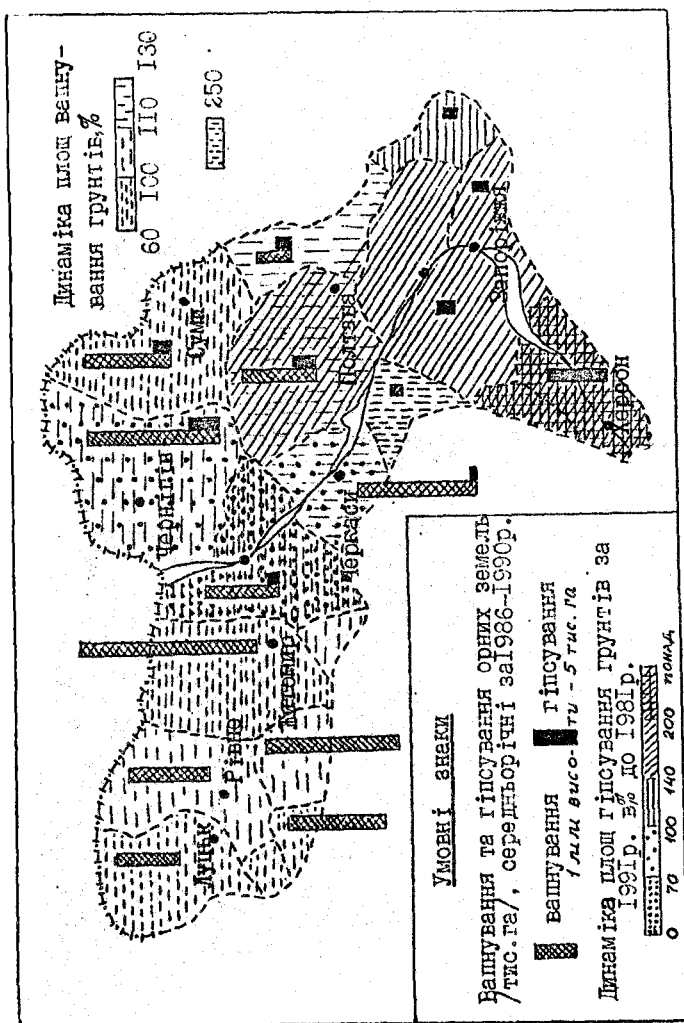


Рис. 1.8. Валування та гіпсування ґрунтів у басейні Дніпра

усуненню з ґрунту соди ( $\text{NaHCO}_3$ ) - найбільш токсичної для рослин солі [2]. Дози меліорантів при гіпсуванні становлять від 3 до 15 т/га.

Для підвищення родючості кислих ґрунтів (тобто зменшення їх кислотності) застосовують вапнування, яке найбільш розповсюджене в зоні мішаних лісів. Дози меліорантів (вапняне борошно, мергель та ін.) при вапнуванні становлять від 3 до 6 т/га.

На рис. 1.8 наведена ситуація з вапнуванням і гіпсуванням ґрунтів у басейні Дніпра за останні роки.

**Застосування пестицидів.** Сучасний асортимент пестицидів достатньо широкий, включає 700 хімічних сполук, на основі яких випускається понад 1200 препаратів різних фірмових найменувань. В Україні для боротьби з бур'янами і шкідниками в сільському господарстві найбільш широко застосовується близько 150 препаратів, які входять до двох основних класів пестицидів: хлорорганічних і фосфорорганічних. Важливою особливістю більшості хлорорганічних сполук є стійкість до впливу різних факторів навколишнього середовища і можливе наростання їх концентрацій у наступних ланках біологічного ланцюга. У ґрунті можуть виявлятися залишкові дози протягом місяців, а то і років [213].

Перевагою фосфорорганічних пестицидів є їх відносно мала хімічна і біологічна стійкість. Більша частина з них розкладається в рослинах, ґрунті, воді протягом одного місяця.

Залежно від властивостей пестициду та його призначення для обробітку 1 га потрібно від 0,2 до 40 кг (частіше 0,5-2 кг) пестициду в перерахунку на діючу речовину. На рис. 1.9 наведена картосхема використання пестицидів у басейні Дніпра по адміністративних областях.

Динаміка середньорічного використання пестицидів в Україні така (кг/га ріллі): 1981-1985 рр. - 4,7; 1986-1990 рр. - 4,5; 1991 р. - 2,7; 1993 р. - 1,2. Толерантність території до пестицидного навантаження оцінюється величиною індексу здатності самоочищення земельних угідь  $I_{\text{co}}$ , запропонованого М.С.Соколовим та ін. [213]. Вона відображає інтенсивність деструкції пестицидів залежно від ґрунтово-кліматичних умов і виражається в оціночних балах: 0,1 - для ландшафтів сухих степів і солончаків, до 1 - для ландшафтів окультурених ґрунтів у зоні достатнього вологозабезпечення.

Різній здатності до самоочищення відповідають такі індекси: дуже інтенсивна > 0,80; інтенсивна 0,80-0,61; помірна 0,60-0,41; слабка 0,40-0,20; дуже слабка < 0,20. Інтенсивність процесів фізико-хі-

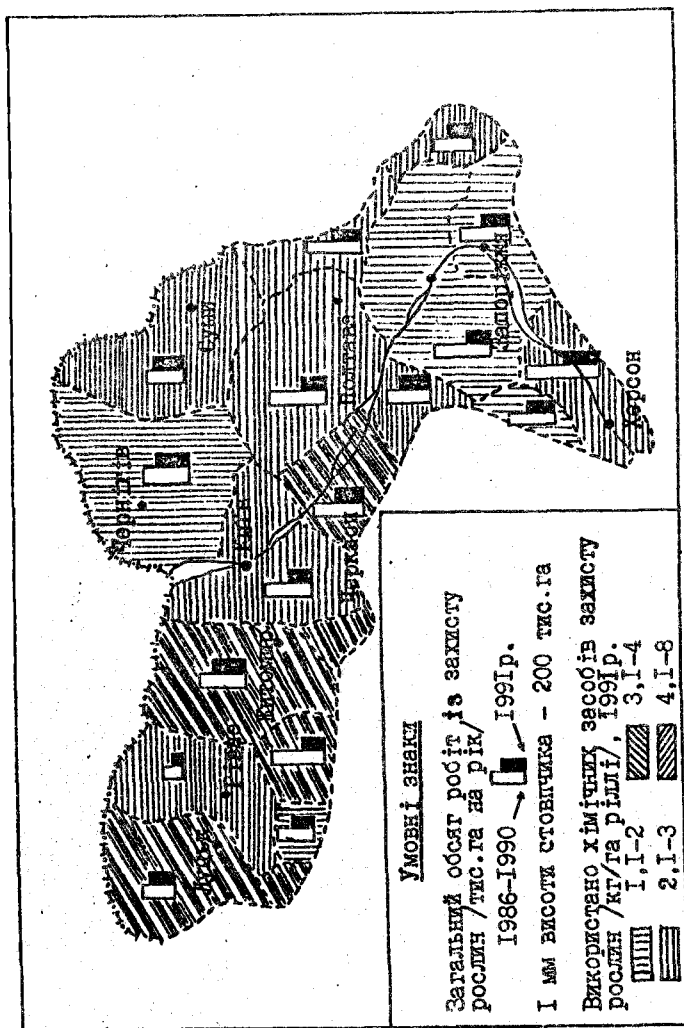


Рис. 1.9. Використання хімічних засобів захисту рослин у басейні Дніпра

мічного і мікробіологічного розкладання пестицидів на території України згідно з цією класифікацією відображають середні зональні індекси самоочищення, визначені на основі ґрунтового і агрохімічного районування. При цьому враховувалися типи ґрунтів і вологозабезпеченість (гідротермічний коефіцієнт - ГТК) різних регіонів.

Величини зональних індексів самоочищення ґрунтів у басейні Дніпра наводяться нижче [213].

I. Поліська зона дерново-підзолистих типових і оглеєних ґрунтів, ГТК - 2,0-1,6;  $I_{c_0}$  - 0,5.

II. Лісостепова зона чорноземів типових і сірих опідзолених ґрунтів.

1. Західна, центральна, лівобережна низовинна провінції, ГТК - 1,6-1,3;  $I_{c_0}$  - 0,6.

2. Лівобережна висотна провінція.

а) Північно-західна провінція, ГТК - 1,3-1,1;  $I_{c_0}$  - 0,7.

III. Степова зона чорноземів звичайних і південних.

Підзона чорноземів звичайних Північного Степу.

3. Дністровсько-Дніпровська провінція, ГТК - 1;  $I_{c_0}$  - 0,5.

4. Дніпровсько-Донецька провінція, ГТК - 0,8;  $I_{c_0}$  - 0,3.

Підзона південностепова чорноземів південних.

5. Азово-Причорноморська провінція, ГТК - 0,7;  $I_{c_0}$  - 0,3.

При вирішенні природоохоронних проблем, пов'язаних із застосуванням агрохімічних засобів, треба враховувати специфіку пестицидів, як забруднюючих речовин. Нітрати, важкі метали, фтор та інші агрохімічні токсиканти є природними компонентами і являють небезпеку лише при значному підвищенні їх вмісту в окремих середовищах і об'єктах. Пестициди є ксенобіотиками (речовинами неприродного походження), і це зумовлює особливості їх стану і поведінки в навколишньому середовищі і заходи щодо попередження їхнього негативного впливу.

За даними ООН, щорічно майже в 1 млн чол. реєструється різного ступеня отруєння пестицидами, які застосовуються при обробітку сільськогосподарських культур. Виникає питання, яке ж місце пестицидів серед інших речовин, що являють небезпеку для людини?

За даними американських вчених (G.Ware, 1986), у США із загальної кількості отруєнь хімічними речовинами зі смертельним наслідком на пестициди припадало лише 2,6%. Згідно з цією ж статистикою знеболюючі ліки стали причиною смертельних отруєнь у 17,4% випадків, алкоголь - у 10,5% випадків. Таким чином, пестициди не можна віднести

до хімічних речовин, які являють найбільшу потенційну і реальну небезпеку в повсякденному житті людини. Але існує небезпека опосередкованого (через міграційні, харчові ланцюги) впливу на здоров'я людини та її спадковий апарат. Іншими словами, токсиколого-гігієнічні проблеми, з якими стикається людина при застосуванні пестицидів, скоріше носять хронічний, ніж гострий характер [125].

Таким чином, застосування охарактеризованих груп агрохімічних засобів (мінеральні добрива, хімічні меліоранти, пестициди) формує в басейні Дніпра три основних потоки надходження хімічних речовин за рахунок сільського господарства, які можуть впливати на якість вод.

## 2. МЕТОДИКА НАТУРНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ОБРОБКА ДАНИХ

У роботі використані гідрохімічні дані, які були отримані під час натурних досліджень у басейні Дніпра при опрацюванні планової науково-дослідної тематики проблемної лабораторії гідроекології та гідрохімії і кафедри гідрології та гідрохімії географічного факультету Київського університету імені Тараса Шевченка, а також матеріали Мінекобезпеки, Держкомгідромету і Держводгоспу України [38, 39, 52, 79, 137, 198]. На рис. 2.1 показані основні райони і створи на річках, по яких виконувалися дослідження.

Натурні дослідження стали поєднанням різних видів польових досліджень у басейнах приток Дніпра: три-чотиримісячні експедиції в літньо-осінній період на річках зони мішаних лісів і лісостепової зони (1976-1986 рр.); гідрохімічні зйомки в різні фази гідрологічного режиму на водних об'єктах Київського і Чернігівського Полісся (1978-1980 рр.); дистанційний відбір проб води з вертольота на Київському водосховищі і його притоках спільно зі співробітниками Гідрохімічного інституту (м. Ростов-на-Дону) Держкомгідромету СРСР в 1987 р.; літні експедиції на дослідних водозборах Придеснянської (зона мішаних лісів) та Велико-Анадольської (степова зона) водобалансових станцій у 1993 р.; гідрохімічні спостереження і польові досліді на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі (лісостепова зона) кафедри гідрології та гідрохімії (починаючи з 1981р.); відбір та аналіз проб стічних вод, ОСВ і ґрунтів на очисних спорудах м. Нетішина (Хмельницька обл.) і прилеглих до них територіях.

Треба відзначити, що перші спроби організації напівстаціонарних



гідрохімічних досліджень робилися автором спільно з д-ром геогр. наук Д.В.Закревським ще під час тривалих експедицій в басейнах річок на осушуваних територіях Українського Полісся.

Використані класичні в географії методи і підходи при вивченні природних об'єктів, адаптовані для потреб гідрохімічних досліджень (рис. 2.2). Зокрема, вперше в Україні за участю автора був організований Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар, обрані та випчені у трьох природних зонах країни експериментальні басейни малих річок, вперше дослідним шляхом вивчався хімічний склад вод місцевого стоку, вплив частоти відбору проб на визначення хімічного стоку річок [177, 183].

Хіміко-аналітичні роботи виконувалися з дотриманням стандартних методик, які рекомендовані для використання в системі Держкомгідромету для аналізу природних вод [126, 204]. Дещо складнішим і більш трудомістким був аналіз ОСВ і ґрунтів, тому нижче на цьому зупинимося більш детально.

У природних водах визначався вміст головних іонів, біогенних речовин, ряд мікроелементів.

## 2.1. Експедиційні дослідження

Експедиційні дослідження виконувалися, починаючи з 1977р. Це в першу чергу дослідження в басейнах річок на осушуваних територіях зони мішаних лісів (р.Стохід - 1977 р., р.Перга - 1978 р., р.Здвиж - 1979 р., р.Уж - 1987 р.), у пониззі р.Прип'ять (1981 р.). На річках лісостепової зони (р.Трубіж, р.Рось) експедиції проводилися у 1982-1986 рр.

У басейнах річок на осушуваних територіях обиралися характерні осушувальні системи, на яких вивчався хімічний склад різних типів природних вод у період літньо-осінньої межени: річкові води; води дренажних каналів; ґрунтові води. Точки спостережень розмішувалися залежно від конструкції осушувальних систем і гідрогеологічних умов на їх територіях. Проби води відбиралися через 5-10 днів і аналізувалися безпосередньо біля водних об'єктів та в обладнаній стаціонарній лабораторії [45, 82, 84-86, 171, 172, 178]. За сезон відбиралося понад 400 проб поверхневих і ґрунтових вод.

Гідрохімічні зйомки водних об'єктів Київського і Чернігівського Полісся виконувалися в 1978-1980 рр. у зв'язку з вивченням природних



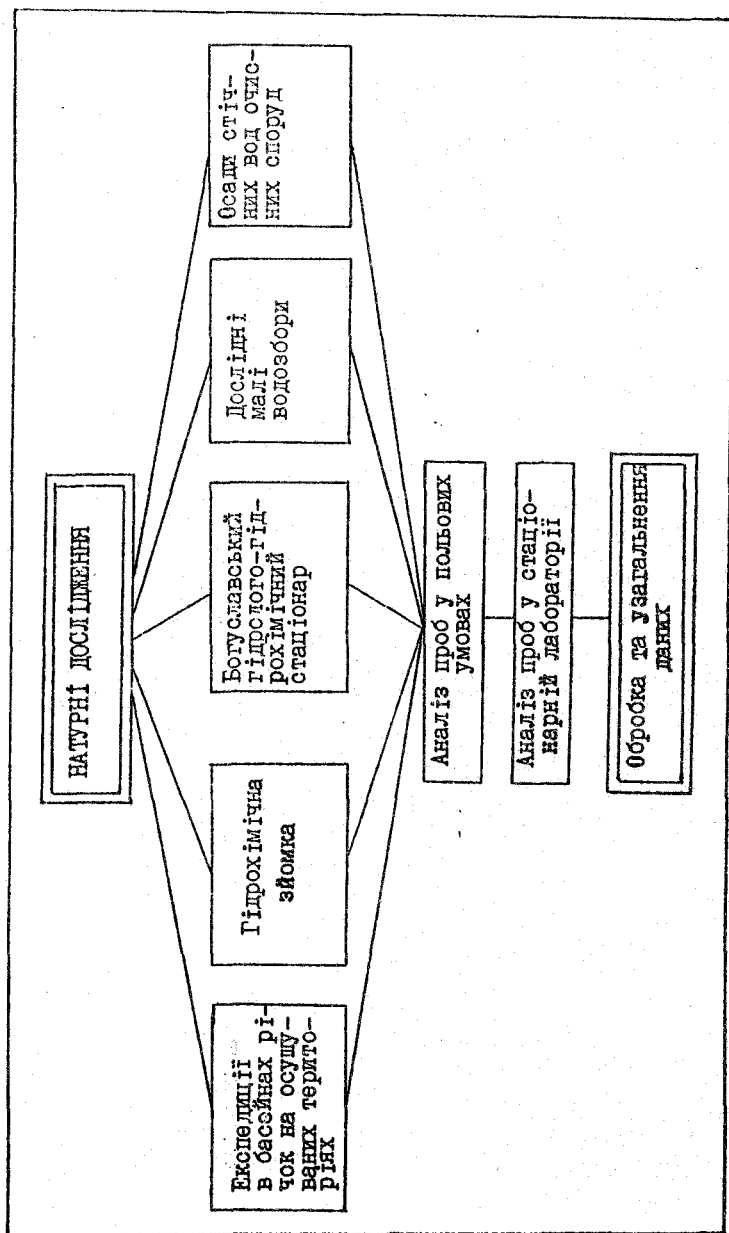


Рис. 2.2.2. Схема комплексу гідрохімічних досліджень в басейні Дніпра

умов і ресурсів м. Києва і приміської зони. Досліджувалися водотоки і події як на території м. Києва, так і далеко за його межами в Київській і Чернігівській областях. Це річки Стугна, Ірпінь, Тетерів, Уж, Прип'ять, Десна, Сейм, Київське і Канівське водосховища [48, 170, 174, 176, 181, 182]. Точки відбору проб, по можливості, прив'язувалися до створів Держкомгідромету з метою узагальнення даних (див. рис. 2.1). Проби води відбиралися мобільним експедиційним загonom, в той же день доставлялися в лабораторію для хімічного аналізу. Всього було відібрано 212 проб.

Дистанційний відбір проб води з вертольота на Київському водосховищі та його притоках здійснювався в період літньої межні 1987 р. спільно з експедиційним загonom Гідрохімічного інституту (м. Ростов-на-Дону), який працював за тематикою з оцінки наслідків аварії на Чорнобильській АЕС. Проби води відбиралися з поверхневого шару (0,5м) у 22 точках на водосховищі і в гирлах річок Тетерів та Ірпінь. Вертоліт зависав на висоті 8-10 м над поверхнею води, на шнурі на борт опускався пробовідбірник, виготовлений з титанового сплаву (місткістю 2 л). Після відбору води проба піднімалася на борт вертольота, консервувалася і після закінчення гідрохімічної зйомки доставлялася у стаціонарну лабораторію для хімічного аналізу. Було відібрано 42 проби.

Метод дуже ефективний вразі необхідності швидкого отримання даних про хімічний склад поверхневих вод великих акваторій чи басейнів річок. Про це засвідчила наступна гідрохімічна зйомка басейну Південного Бугу, який у той час досліджувала проблемна лабораторія гідрології та гідрохімії. Вона була виконана за один день.

Експедиційні дослідження на малих водозборах Придеснянської і Велико-Анадольської водобалансових станцій, які розташовані відповідно в зоні мішаних лісів і степовій зоні, проводилися в період літньої межні 1993 р.. Вибір цих водозборів був зумовлений необхідністю отримання натурних даних про формування хімічного складу вод місцевого стоку в різних природних зонах. Відбиралися проби поверхневих, ґрунтових і підземних вод - всього 48 проб. Використовувалися також матеріали багаторічних спостережень цих станцій за хімічним складом природних вод.

Придеснянська водобалансова станція (ВБС) розташована на сході Чернігівської області на межі з Сумською областю. Річка Головесня є головним водотоком, на якому виконуються дослідження. Це - правобере-

режна притока р. Десна (рис. 2.3).

У табл. 2.1 наведені основні морфометричні характеристики водозборів Придеснянської ВЕС [134].

**Таблиця 2.1. Основні морфометричні характеристики водозборів Придеснянської водобалансової станції**

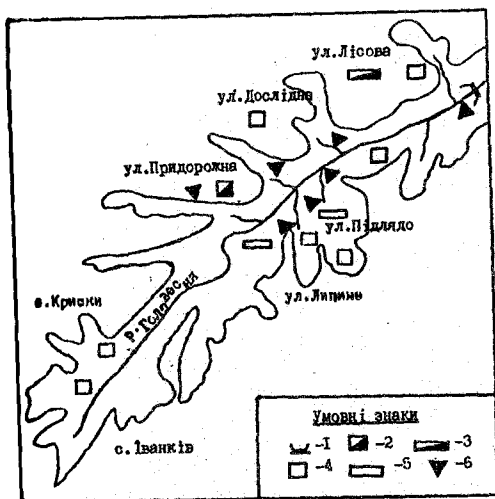
Назва водозбору	Площа басейну, км <sup>2</sup>	Довжина басейну, км	Ширина басейну, км	Висота басейну, м абс.
Р.Головесня	29,5	12,0	3,0	170
Рівчак Воронячий Яр	0,95	1,5	0,7	180
Улоговина Липине	0,12	0,56	0,26	177
Улоговина Підлядо	0,12	0,54	0,22	176
Улоговина Дослідна	0,12	0,68	0,18	195

Велико-Анадольська водобалансова станція розташована на південному сході Донецької області у Волноваському районі на вододілі р.Дніпро і річок Приазов'я. Основним дослідним водозбором, який належить до басейну Дніпра, є річка Пасічна. Це верхів'я р. Кашлагач, яка впадає в р.Вовча, а та, в свою чергу, в р. Самара (рис.2.4).

У табл. 2.2 наведені основні морфометричні характеристики водозборів Велико-Анадольської ВЕС [133].

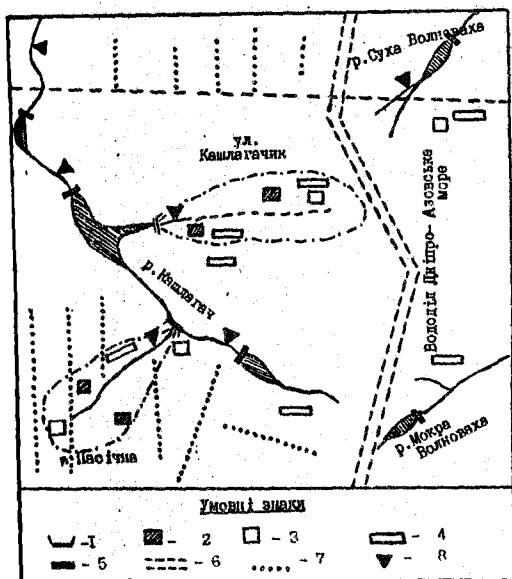
**Таблиця 2.2. Основні морфометричні характеристики водозборів Велико-Анадольської водобалансової станції**

Назва водозбору	Площа басейну, км <sup>2</sup>	Довжина басейну, км	Ширина басейну, км	Ухил басейну, %
Р. Пасічна	2,19	2,4	0,76	14
Улоговина Кашлагачик	3,01	3,0	0,91	16
Улоговина Дубова	0,99	1,2	0,66	24
Улоговина Суха	0,63	0,8	0,57	23



**Рис.2.3.** Схема водозборів Придеснянської водобалансової станції:

1 - гідрометрична споруда;  
2 - стоковий майданчик;  
3 - метеомайданчик; 4 - опадомір з самописцем;  
6 - точка відбору проб поверхневих вод на хімічний аналіз



**Рис.2.4.** Схема водозборів Велико-Анадольської водобалансової станції: 1 - гідрометрична споруда; 2 - ґрунтовий випаровувач; 3 - опадомір з плевіографом; 4 - опадомір; 5 - гребля; 6 - дорога; 7 - лісосмуга; 8 - точка відбору проб поверхневих вод на хімічний аналіз

## 2.2. Дослідження на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі

Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар (ГГС) Київського університету імені Тараса Шевченка було створено в 1981 р. у районі Богуславської польової експериментальної гідрологічної бази (БПЕГБ) Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту Держкомгідромету для проведення експериментальних досліджень впливу господарської діяльності на поверхневі води в умовах малих водозборів р. Бутеня (біля м.Миронівки впадає в р. Росава - ліву притоку р.Рось) і р.Богуславка (впадає в р.Рось у межах м.Богуслава), а також на р.Рось в районі м.Богуслава. Гідрологічна база була заснована ще в 1939 р. Інститутом гідрології і гідротехніки АН України, має метеостанцію, гідрометричні споруди, стокові майданчики, створи свердловин. Тут проводиться комплекс гідрометеорологічних спостережень. Виходять друком "Матеріали спостережень Богуславської польової експериментальної гідрологічної бази" [132].

Починаючи з 1981 р., кафедра гідрології та гідрохімії і проблемна лабораторія гідроекології та гідрохімії Київського університету імені Тараса Шевченка досліджували в різні фази гідрологічного режиму хімічний склад річкових (річки Рось, Бутеня, Богуславка), схилових (улоговини в басейні р.Бутеня - Придорожна, Баші, Плоска і балка Лісова) і підземних вод, а також атмосферних опадів [183]. Схема розташування пунктів спостережень показана на рис. 2.5.

Проби річкових і схилових вод на хімічний аналіз відбиралися у створах стаціонарних гідрологічних постів, проби атмосферних опадів - у районі метеостанції БПЕГБ за допомогою спеціального пристрою. Частота відбору проб річкових і схилових вод зумовлювалася гідрологічною фазою. Так, у період весняного водопілля в р.Бутеня відбиралося 33 проби, в р.Богуславка - 21, в улоговинах - по 15 - 20 проб. У дні з різкою зміною водного стоку відбирали по три-чотири проби на день, а в меженний період - дві-три на місяць. Кількість проб підземних вод і атмосферних опадів була значно меншою.

Характеристика водозборів, на яких проводилися дослідження хімічного складу води, наведена в табл. 2.3. Найбільший серед них - р. Бутеня (59 км<sup>2</sup>), в басейні якої знаходяться чотири дослідні улоговини.

В лабораторних умовах визначалися в природних водах біогенні

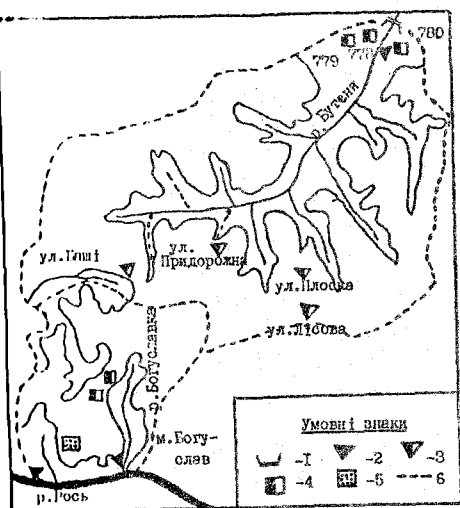


Рис.2.5. Схема розташування пунктів спостереження на Богуславському гідрологічно-гідрохімічному стаціонарі: 1 - гідрометрична споруда; 2 - пункти спостережень за хімічним складом річкових вод; 3 - схилів; 4 - підземних; 5 - атмосферних опадів; 6 - вододільна лінія

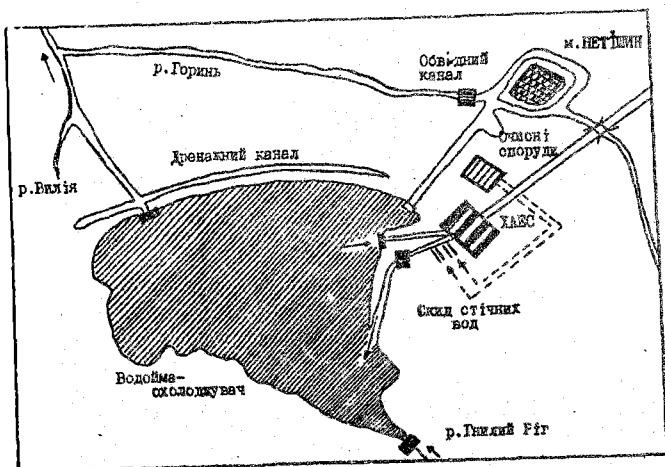


Рис.2.6. Схема розташування очисних споруд та інших господарських об'єктів у районі м.Нетішина

поряд з гідрохімічними дослідженнями, виконувалися і деякі водобалансові дослідження згідно із загальноприйнятими методиками [37].

Таблиця 2.3. Основні морфометричні характеристики водозборів Богуславського гідролого-гідрохімічного стаціонару

Назва водозбору	Площа басейну, км <sup>2</sup>	Довжина басейну, км	Ширина басейну, км	Ухил басейну, %
Р. Бутеня	59,0	12,5	4,7	68,9
Р. Богуславка	11,0	0,57	1,9	97,2
Балка Лісова	0,53	0,95	0,56	182
Улоговина Плоска	0,085	0,54	0,19	24,7
Улоговина Придорожна	0,40	1,2	0,33	22,7
Улоговина Баші	0,44	0,95	0,46	34,8

### 2.3. Дослідження осадів стічних вод

ОСВ утворюються в результаті очистки стічних вод, внаслідок випадання нерозчинних речовин у первинних відстійниках і вивільнення стічних вод після біологічної очистки від надлишкового мулу і твердих завислих часток у вторинних відстійниках. Для подальшої утилізації ОСВ складаються у так званих мулових відвалах.

У 1992 р. разом з В.М.Савицьким виконані дослідження ОСВ очисних споруд м.Нетішин Хмельницької області [205]. При цьому використовувалися також дані лабораторії охорони навколишнього середовища Хмельницької АЕС, починаючи з 1989 р.

М. Нетішин Славутського району Хмельницької області (населення близько 30 тис.чол.) є містом супутником великого енергетичного об'єкту - Хмельницької АЕС, розташованої на р. Горинь (рис. 2.6). Очисні споруди міста входять до складу виробничого комплексу АЕС, розташовані безпосередньо на території, яка прилягає до електростанції, і призначені для своєчасної обробки господарсько-побутових стічних вод, що надходять з міста по двох колекторах, а також з будмайданчика і промислової території АЕС. Продуктивність очисних спо-

карт) на території очисних споруд. Тривалість витримки мулів у тах становить: I-VI - 12 місяців; VIII - 6 місяців; IX-X - 2 місяці; XI - 10 днів. Крім того, для характеристики номенклатури ґрунтів прилеглих територій відбиралися зразки ґрунту по точках, наведені у табл. 2.4.

Маса відібраних зразків становила 4-5 кг. Проби відбирався поліетиленові пакети і відправлялися для аналізу в стаціонарну лабораторію. Перед аналізом проби осереднювалися ретельним перемішуванням. Гранулометричний склад досліджуваних зразків визначали методом водного помутніння (за Сабанінім).

Таблиця 2.4. Точки відбору зразків ґрунтів у районі м.Нетішин

N точки відбору	Розміщення точки відбору
1.	М. Нетішин, дачні ділянки
2.	Там же
3.	С. Старий Кривин, дачні ділянки
4.	С. Комарівка, дачні ділянки
5.	Там же
6.	- " -
7.	С. Цвітоха, поле поблизу будинку правління
8.	С. Цвітоха, підсобне господарство ХАЕС
9.	Там же
10.	- " -
11.	- " -

#### 2.4. Хіміко-аналітичні роботи

Як уже відзначалося, хіміко-аналітичні роботи по аналізу природних вод виконувалися, як правило, у два етапи. Перший - аналіз проб води безпосередньо в польових умовах на базі експедиції



лабораторії гідроекології та гіdroхімії географічного факультету Київського університету імені Тараса Шевченка ( $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Mn}$ ). При цьому базовими були стандартні методики визначення хімічного складу природних вод, які застосовуються в системі Держкомгідромету [126, 204]. Це дозволило отримувати власні результати, які були порівняні з багаторічними даними Держкомгідромету.

Менш відомі гіdroхімікам методики аналізу властивостей та хімічного складу ОСВ і ґрунтів, через те коротко зупинимося на них. На рис. 2.7 наведена схема дослідження ОСВ за основними групами показників.

Вологість досліджуваних проб (вміст гігроскопічної вологи, яка припадає на 100 г абсолютно сухої речовини і виражена у відсотках) визначалася за втратою ваги досліджуваних зразків ОСВ чи ґрунтів при висушуванні при  $105^\circ\text{C}$ . Кислотно-основні властивості оцінювали за значенням pH водної витяжки, яку готували перемішуванням протягом 3-5 хв зразка з дистильованою водою у співвідношенні 1:5 чи 1:10 (за масою) [10, 203].

Вміст водорозчинних форм важких металів ( $\text{Cr}$ ,  $\text{Mn}$ ,  $\text{Fe}$ ,  $\text{Co}$ ,  $\text{Ni}$ ,  $\text{Cu}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Cd}$ ,  $\text{Pb}$ ) визначали екстракційно-атомно-абсорбційним методом за методикою, розробленою В.І.Пелешенком, В.М.Савицьким, В.І.Осадчим та ін. [180].

Оцінку вмісту водорозчинних форм органічної речовини в зразках здійснювали за даними аналізу перманганатної (ПО) і біхроматної (БО) окиснюваності водних витяжок. Шляхом приготування та аналізу водних витяжок (1:10 чи 1:20) встановлювали також і концентрації в ґрунтах чи ОСВ сновних компонентів водорозчинних солей. Вказані компоненти визначали за традиційними гіdroхімічними методиками [126, 204] з використанням методів об'ємного аналізу ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ), фотоелектроколориметрії ( $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), полум'яної фотометрії ( $\text{K}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ).

Визначення вмісту залишкових кількостей пестицидів у зразках виконувалися хроматографічними методами (в УкрНДІТОКС) після попередньої екстракції цільових інгредієнтів різними органічними розчинниками [204].

Радіоізотопний склад ОСВ і ґрунту за елементами  $^{40}\text{K}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{144}\text{Ce}$  та іншими гамма-випромінюючими ізотопами вивчали

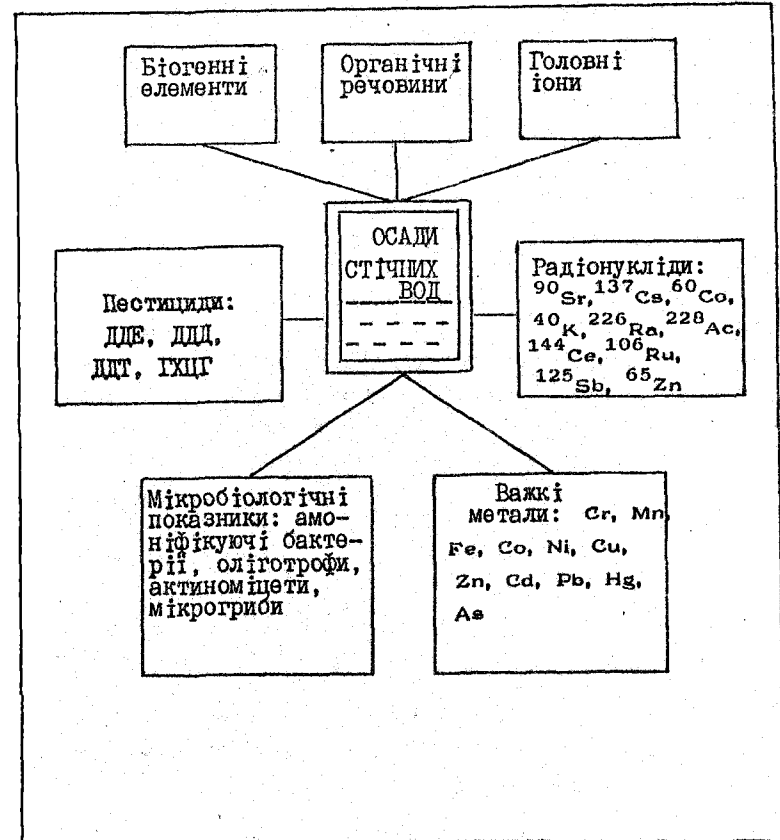


Рис.2.7. Схема дослідження осадів стічних вод.

на гамма-спектрометрі, який складався з багатоканального аналізатора імпульсів фірми "Nokia" (Фінляндія) і детектора з надчистого германію фірми "Ortec" (США),  $^{90}\text{Sr}$  - на сцинтиляційному бета-спектрометрі німецької фірми "Robotron" (аналізи виконано в УкрНДІ сільськогосподарської радіології).

Визначення мікробіологічних показників для оцінки наявності в ОСВ шкідливих мікроорганізмів виконувалися в УкрНДІ цукрового буряка.

У роботі використані також аналітичні дані щодо хімічного складу стічних вод, які були отримані в лабораторії охорони навколишнього середовища Хмельницької АЕС.

## 2.5. Обробка даних

Оскільки виявлення певних закономірностей у змінах хімічного складу природних вод можливе лише за умови достатньо надійної інтерпретації даних, нами застосовувалися ймовірісно-статистичні методи і обробка даних за стандартними програмами на ЕОМ.

Основні використані методики - це оцінка статистичних характеристик хімічного складу вод за допомогою параметричних критеріїв, апроксимація динаміки багаторічних рядів даних за допомогою оптимальних функцій методом найменших квадратів, аналіз циклічності коливання водного стоку за допомогою різницевих інтегральних кривих, оцінка однорідності зразків ОСВ і екологічних умов застосування агрохімічних засобів у різних регіонах басейну Дніпра за допомогою кластерного аналізу, виявлення структурних особливостей ОСВ і направленості процесів формування їхніх фізико-хімічних властивостей за допомогою факторного і кореляційного аналізів [131, 169, 179, 210, 234, 244].

Для рядів даних -  $n > 30$  (в основному це головні іони) найбільш широко залучалися перші дві методики, тому доцільно показати їхню специфіку стосовно обробки гідрохімічної інформації в даному підрозділі. Що ж до інших показників (пестициди, інколи біогенні елементи, дані щодо стічних вод, ОСВ і ґрунтів тощо), спостереження за якими були нетривалими чи уривчастими, то методи їх обробки описуються у відповідних підрозділах.

Оцінка статистичних характеристик рядів. Для цього визначалося середнє арифметичне ( $\bar{X}$ ), середньоквадратичне відхилення ( $\sigma$ ), коефіцієнт асиметрії ( $A$ ), ексцес ( $E$ ):

$$\bar{x} = 1/n \sum_{i=1}^n x_i;$$

$$A = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^3 / n \sigma^3$$

$$\sigma = \sqrt{1/n \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2};$$

$$E = \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^4 / n \sigma^4$$

де  $n$  - число членів ряду,  $x_i$  - значення випадкової перемінної в  $i$ -тій пробі.

Крім того, обчислювалися коефіцієнти варіації ( $V, \%$ ), показники точності середнього з ймовірністю 95 ( $P, \%$ ) і стандартні похибки коефіцієнтів асиметрії та ексцесу ( $S_A$  і  $S_E$ ):

$$V = (\sigma/\bar{x}) \cdot 100\%;$$

$$P = (1,96\sigma / \sqrt{n\sigma}) \cdot 100\%;$$

$$S_A = \sqrt{S/n};$$

$$S_E = 2S_A.$$

Для кожного з рядів спостережень встановлювався закон розподілу (нормальний, логнормальний, неупорядкований). При виконанні умов  $A < 3S_A$  і  $E = 3S_E$ , емпіричний розподіл з ймовірністю 99,76% не суперечить гіпотезі про нормальний закон розподілу досліджуваного показника.

Зв'язок між показниками оцінювався за допомогою обчислення парного коефіцієнта кореляції ( $r$ ):

$$r = \frac{\sum_{i=1}^n [(x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})]}{(n-1)\sigma_{\bar{x}} \cdot \sigma_{\bar{y}}}$$

де  $\bar{x}$  і  $\bar{y}$  - оцінка середніх показників, для яких визначався зв'язок;  $\sigma_{\bar{x}}$  і  $\sigma_{\bar{y}}$  - стандартні похибки середніх;  $n$  - число парних вимірів.

Значимість коефіцієнтів кореляції перевірялася за допомогою змінної величини  $Z$  (критерій Фішера) та його стандартної похибки  $\sigma_Z$ :

$$Z = 1,15 \cdot \ln[(1-r)/(1-r)] ;$$

$$\sigma_Z = 1/\sqrt{n-3}.$$

Зв'язок з ймовірністю 95% приймався суттєвим за умов  $Z > 1,96$ .

Існує ряд способів перевірки однорідності вибраних даних [164, 179]. Щоб запобігти виникненню необгрунтовано високої похибки при визначенні середньобогаторічної концентрації  $\bar{x}$  і середньоквадратичного відхилення з ряду виключалися нехарактерні (помилкові чи ті, які з'явилися в результаті випадкового, а не стабільного забруднен-

ня) екстремальні значення. З цією метою при  $n < 30$  застосовувалися формули:

для високих концентрацій у ряду

$$I' = (x_n - x_{n-1}) / (x_n - x_2) ;$$

для низьких концентрацій у ряду

$$I'' = (x_2 - x_1) / (x_{n-1} - x_1) ,$$

де  $x_n$  - останній,  $x_{n-1}$  - передостанній,  $x_1$  - перший,  $x_2$  - другий член ранжованого зростаючого ряду концентрацій,  $I'$  і  $I''$  - критерії виключення при  $n < 30$ .

Якщо  $I'$  чи  $I''$  виявлявся більшим, ніж табличне  $I_\tau$ , то екстремальне значення не враховувалось при визначенні  $\bar{X}$  і  $S$ .

Для рядів, в яких  $n > 30$ , застосовувалися формули:

$$I' = (x_{\max} - \bar{X}) / \sigma_x ;$$

$$I'' = (\bar{X} - x_{\min}) / \sigma_x$$

Статистичні параметри, які характеризують емпіричну сукупність, зумовлюються видом функції розподілу. Як показують раніше виконані дослідження різними авторами, розподіли концентрацій хімічних компонентів у природних водах у більшості випадків належать до симетричних чи помірно асиметричних [179]. Подібна закономірність характерна для розподілу хімічних компонентів і в річкових водах України [169].

Емпіричні криві апроксимуються частіше за все нормальним, рідше логнормальним, законом розподілу ймовірностей. Це дозволяє застосовувати для узагальнень оцінки основних статистичних параметрів - середнє арифметичне значення і стандартне відхилення. У табл. 2.5 і 2.6, як приклад, наведені параметричні критерії розподілу вмісту головних іонів у воді р. Головесня (Придеснянська водобалансова станція) у періоди літньо-осінньої і зимової межени (1954-1990 рр.), як найбільш типові.

Як показали результати обчислень, переважна більшість досліджуваних рядів не суперечить гіпотезі про нормальний закон розподілу ймовірностей. Лише в окремих випадках значення коефіцієнтів асиметрії та ексцесу були більшими, ніж їх стандартні похибки. В основному, це стосується розподілів  $Na^+ + K^+$ . Детальний їхній аналіз показав, що причиною великих значень коефіцієнтів асиметрії та ексцесу є аномально високі концентрації  $Na^+ + K^+$ . Інколи - недостатня довжина рядів. Якщо взяти до уваги, що на визначення розрахунковим методом  $Na^+ + K^+$  накладається значення помилки, то можна сказати, що сума цих металів не дуже зручна для статистичної обробки.

Таблиця 2.5. Визначення типу та оцінка основних статистичних параметрів розподілу концентрацій головних іонів у воді р. Головесня (Придеснянська водобалансова станція) за період літньо-осінньої межні (1954-1990 рр.)

Іони	Статистичні параметри			
	$A/3\sigma_A$	$E/3\sigma_E$	$\bar{x}(\text{мг/л})/P, \%$	$S/V, \%$
$\text{HCO}_3^-$	-0,3/1,3	-1,2/2,6	233/7	38,3/19
$\text{SO}_4^{2-}$	0,2/1,3	-0,8/2,6	20,7/3	27/22
$\text{Cl}^-$	1,2/1,3	2,2/2,6	15,4/11	1,7/31
$\text{Ca}^{2+}$	-0,3/1,3	-1,2/2,6	57,6/6	9,5/17
$\text{Mg}^{2+}$	-0,03/1,3	-0,9/2,6	16,0/12	2,5/32
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	1,4/1,3	2,8/2,6	17,3/18	3,5/52
$\Sigma i$	-0,1/1,3	-1,2/2,6	321/6	50/17

Таблиця 2.6. Визначення типу та оцінка основних статистичних параметрів розподілу концентрацій головних іонів у воді р.Головесня (Придеснянська водобалансова станція) за період зимової межні (1954-1990рр.)

Іони	Статистичні параметри			
	$A/3\sigma_A$	$E/3\sigma_E$	$\bar{x}(\text{мг/л})/P, \%$	$S/V, \%$
$\text{HCO}_3^-$	-1,1/1,5	0,8/3,1	242/10	39,4/21
$\text{SO}_4^{2-}$	1,2/1,5	2,1/3,1	19,3/29	5,1/58
$\text{Cl}^-$	0,8/1,5	1,3/3,1	15,4/17	3,8/36
$\text{Ca}^{2+}$	1,3/1,5	2,1/3,1	59,1/11	19,1/34
$\text{Mg}^{2+}$	1,3/1,5	2,4/3,1	14,3/49	4,4/82
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	0,4/1,5	-1,2/3,1	17,1/29	3,9/45
$\Sigma i$	-1,3/1,5	0,9/3,1	372/12	86/31

Точність визначення середнього арифметичного, виражена у відсотках (при довірчій ймовірності 95%), змінювалася в основному в межах 6-50%. Найбільша точність середніх спостерігається для розподілу вмісту  $\text{HCO}_3^-$ , для яких показник точності становить близько 5-12% (притоки Дніпра зони мішаних лісів і лісостепової зони). Близькі за точністю середніх  $\text{Ca}^{2+}$  (7-13%) і  $\Sigma i$  (8-15%).

З меншою точністю визначені середні розподілу  $\text{SO}_4^{2-}$  (8-32%), при-

чому точність вища для річок степової зони,  $\text{Cl}^-$  (12-22%). Найбільші похибки середніх характерні для  $\text{Mg}^{2+}$  (11-49%) і  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  (17-50%).

Застосовуючи оцінки показників точності середніх і коефіцієнта варіації, можна зробити висновок, що найбільш стабільні фактори, а такими є природні, впливають на формування  $\text{HCO}_3^-$  і  $\text{Ca}^{2+}$  у річкових водах басейну Дніпра в зоні мішаних лісів і лісостеповій зоні, а також на формування  $\text{SO}_4^{2-}$  у річкових водах степової зони. Інші іони підпадають під вплив більшої кількості факторів, серед яких не останню роль відіграють антропогенні.

Динаміка концентрації хімічних компонентів у річкових водах апроксимувалася за допомогою набору функцій згладжування [234]:

лінійна	$y = Ax + B$ ;	степенева	$y = Ax^B$ ;
експоненціальна	$y = A \exp(Bx)$ ;	парабола	$y = Ax^2 + Bx + C$ ;
логарифмічна	$y = A \ln x + B$ ;	гіпербола	$y = A/x + B$ ,

де  $y$  - величина, що апроксимується;  $x$  - час/роки від початку спостережень,  $A$  і  $B$  - параметри функцій. Цей набір функцій дає можливість підібрати серед них таку, яка з достатньою для практичних цілей точністю опише певні закономірності, що належать до одного з двох видів:

- наявність однонаправленого еволюторного тренду, що полягає в поступовому зростанні чи зменшенні середніх концентрацій;
- наявність змінного тренду, коли тенденція зростання концентрацій змінюється його зменшенням, чи навпаки.

Визначення для кожного досліджуваного ряду оптимальної апроксимуючої функції здійснюється за такою схемою:

- методом найменших квадратів визначаються для досліджуваного ряду параметри кожної з функцій;
- за отриманими параметрами цих функцій розраховуються згладжені значення досліджуваного ряду для кожної позначки часу;
- для кожної функції знаходяться середньоквадратичні відхилення апроксимованих нею значень досліджуваного ряду;
- з усього набору функцій, які згладжують ряд, обирається та, для якої мінімальним є  $\delta$ .

Обрана таким чином функція найкраще характеризує приховану тенденцію зміни в часі досліджуваних характеристик і може бути використана для прогнозу. Завчасність такого прогнозу формально може бути будь-якою, але для отримання прогнозів з достатньою для практики надійністю прогнозний проміжок часу не повинен перевищувати 1/3 дов-

жини апроксимованого ряду.

Картосхеми на рис. 1.5, 1.8, 1.9 зроблені з використанням серії карт "Україна. Природне середовище та людина" [220] і доповнені архівними матеріалами Мінекобезпеки і Держводгоспу України.

### 3. ВПЛИВ АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ НА СТІК ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН І ЯКІСТЬ РІЧКОВИХ ВОД БАСЕЙНУ ДНІПРА

Найбільш динамічна частина природних вод - річковий стік - є неоднорідною в гідрохімічному відношенні, що пов'язано як з простою 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 різноманітних 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 скилових і річкових вод, виконані П.П.Воронковим у стаціонарних і експедиційних умовах [30] і продовжені Б.Г.Скальським [36], дозволили встановити основні теоретичні положення. В загальних рисах вони формулюються 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.

Таким чином, для правильної оцінки динаміки якості річкових вод необхідне знання закономірностей формування гідрохімічного режиму в різних ландшафтних умовах і врахування впливу на нього антропогенних факторів. Вирішення цих задач можливе на основі матеріалів стаціонарних спостережень на спеціально обладнаних водозборах. Тому нами були обрані в басейні Дніпра водозбори на Придеснянській водобалансовій станції (зона мішаних лісів), Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі (лісостепова зона) і Велико-Анадольській водобалансовій станції (степова зона).

### 3.1. Природні умови і сільськогосподарська освоєність дослідних водозборів

Придеснянська ВБС (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 острові (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. Делувіальні відклади - лесовидні суглинки і супісі - вкривають нижні частини схилів і заповнюють западини (блюдця).

Грунтовий покрив виражений крупно-пилуватими сірими, темно-сірими, світло-сірими лісовими ґрунтами. Тут ростуть листяні та хвойні ліси.

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. 3.1). Промислові об'єкти тут відсутні.

Основним дослідним водозбором є р. Головесня - права притока Десни. Вся площа водозбору 42,0 км<sup>2</sup>, площа, яка замикається гідрометричною спорудою, становить 29,5 км<sup>2</sup>. 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 ряді місць спосте-



рігаються виходи ґрунтових вод, що призводить до заболочення долини.

Таблиця 3.1. Господарська освоєність водозборів  
Придніпрянської ВЕС

Назва водозбору	Площа, км <sup>2</sup>	Сільгосп- угіддя, %	Ліси, %	Луки, пасови- ща, %	Болота, %
Р.Головесня	29,5	70	6	22	2
Рівчак Воронячий Яр	0,95	30	60	5	5
Улоговина Липине	0,21	94	6	-	-
Улоговина Підлядо	0,12	2	45	53	-
Улоговна Дослідна	0,12	100	-	-	-

Богуславський ГТС (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-балочний. Схили долин річок, рівчаків 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, крупнопиливаті, легкосуглинисті на лесах і лесоподібних суглинках. На рівнинних ділянках вони виражені переважно типовими вилугованими малогумусними слабо і середньо змитими чорноземами. У верхній частині водозбору р.Бутеня зустрічаються сірі і темно-сірі опідзолені чорноземи слабо, середньо і сильно змиті. На крутих схилах ґрунти місцями змиті повністю і оголюється шар суглинків, а нижче по схилах - також і шар підстиляючих середньозернистих пісків.

Середня багаторічна кількість атмосферних опадів становить 539 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 порушу-

ється частими відлигами.

Територія дослідних водозборів зайнята в основному під сільгоспугіддя, сільські населені пункти (табл. 3.2). Лісові масиви в більшості штучного насадження.

Таблиця 3.2. Господарська освоєність водозборів  
Богуславського ГГС

Назва водозбору	Площа, км <sup>2</sup>	Сільгосп- угіддя, %	Ліси, %	Луки, сади, %	Населені пункти, дороги, %
Р. Бутеня	59,0	57	14	-	29
Р. Богуславка	11,0	35	25	-	40
Балка Лісова	0,53	2	90	8	-
Улоговина Плоска	0,085	100	-	-	-
Улоговина Придорожна	0,40	100	-	-	-
Улоговина 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 рівчаків і балок басейну р. Бутеня є 19 ставків, які спорожнюють, як правило, восени і наповнюються під час весняного водопілля. Вершини діючих ярів обваловані для затримки поверхнево-схилового стоку.

Велико-Анадольська ВБС (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. Грунтовий покрив під-

дається 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. 3.3). На схилах долин і в балках, де ґрунти не обробляються, рослинність представлена травами і чагарниками.

Таблиця 3.3. Господарська освоєність водозборів Велико-Анадольської ВБС

Назва водозбору	Площа, км <sup>2</sup>	Сільгосп- угіддя, %	Ліси, лісо- ві сму- ги, %	Ціли- на, %	Просіки, %
Р.Пасічна	2,19	86	1	13	-
Улоговина Кашлагачик	3,01	-	91	-	9
Улоговина Дубова	0,99	50	50	-	-
Улоговина 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.

### 3.2. Гідрологічний режим дослідних водозборів

Гідрологічний режим водотоків Придеснянської ВБС зумовлюється гідрометеорологічними особливостями території характеризується

достатньо чітко вираженим весняним водопіллям і літньо-осінньою та зимовою межами, 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% - літо, 9-17% - зимові відлиги.

Максимальний стік можна спостерігати як у період весняного водопілля, так і під час дощових паводків. Самий високий модуль максимального стоку ( $13100 \text{ л/с}\cdot\text{км}^2$ ) на водотоках станції спостерігався в улоговині Липине в 1969 р. від зливи.

Середньомісячні за багаторіччя модулі стоку, які нами визначені для постійних водотоків, наведені в табл. 3.4.

Таблиця 3.4. Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку постійних водотоків Придеснянської ВБС (1 - р.Головесня, 2 - р.Воронячий Яр), л/с·км<sup>2</sup>

Водотік	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	3,84	5,25	16,6	12,2	3,58	3,82	3,88	3,51	3,17	3,54	3,82	4,07
2	0,71	0,99	5,45	5,98	0,86	0,89	0,82	0,52	0,42	0,75	0,97	0,90

Середні багаторічні витрати води р.Головесня змінюються в межах, л/с: весняне водопілля - 417-471; літньо-осіння межень - 91-193; зимова межень - 95-170 [134].

Річні величини стоку водотоків Богуславського ГТС 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 наведені в табл. 3.5.

Таблиця 3.5. Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку постійних водотоків Богуславського ГТС (1 - р.Бутеня, 2 - р.Богуславка ), л/с·км<sup>2</sup>

Водо- тік	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	1,68	3,06	6,49	3,20	0,82	1,01	1,16	0,49	1,20	1,47	1,43	1,45
2	1,87	3,47	5,86	4,02	1,49	1,66	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 9%: 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 в 1970 р. досягла 96 діб, а мінімальна - 17 діб (1951 р.). Для улоговини Плоска воно триває в середньому 11 діб, а максимум у 1967 р. досягав 24 доби, мінімум у 1966 р. - 2 доби.

Водний стік за літньо-осінній період становить в середньому для тимчасових водотоків 22%, а для постійних - 16% середньорічного. Середні багаторічні витрати води р.Бутеня змінюються в межах, л/с: весняне водопілля -176-280; літньо-осіння межень - 55-61; зимова межень - 77-92 [132].

Кліматичні та геологічні умови району зумовлюють розвиток процесів ерозії. В першому випадку цьому сприяють 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 вже 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. 3.6).

Таблиця 3.6. Середній твердий стік з деяких водозборів Богуславського ГГС, т

Назва водозбору	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень	За рік
Р.Бутеня	496	120	37	653
Улоговина Плоска	7,0	4,1	-	11,1

Для тимчасових водотоків модулі твердого стоку коливаються в межах від 1,2 до 516 т/км<sup>2</sup>, для постійних - від 1,6 до 20,4 т/км<sup>2</sup> в середньому за рік (табл. 3.7).

Таблиця 3.7. Середні модулі твердого стоку деяких водозборів Богуславського ГГС, т/км<sup>2</sup>

Назва водозбору	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень	За рік
Р.Бутеня	8,4	2,0	0,6	11,0
Улоговина Плоска	104	62	-	166

Водний стік основного дослідного водозбору Велико-Анадольської ВЕС р.Пасічна - незначний. Середні багаторічні витрати води цієї річки становлять, л/с: весняне водопілля - 3,7-5,9 літньо-осіння межень - 0,45-0,83; зимова межень - 0,48-1,9 [133].

Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку, визначені для р.Пасічна і улоговини Суха, наведені в табл. 3.8.

Таблиця 3.8. Середньомісячні за багаторіччя модулі водного стоку водозборів Велико-Анадольської ВБС (1 - р.Пасічна, 2 - улоговина Суха), л/с км<sup>2</sup>

Поді- ткі	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII
1	0,71	1,98	2,72	1,39	0,71	0,58	0,52	0,15	0,12	0,15	0,19	0,63
2	0,56	2,19	2,72	0,62	0,37	0,35	0,56	0,11	0,15	0,04	0,12	0,37

### 3.3. Генетичні категорії вод місцевого стоку

У широкому плані під місцевим стоком розуміють поверхневий стік, який формується в межах однорідного фізико-географічного району.

Згідно з П.П.Воронковим [30], 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: а) поверхнево-схиліві - стікають по поверхні схилів водозборів, коли верхній ґрунтовий шар знаходиться в стані повної вологості; б) ґрунтово-поверхневі води - є сумішшю поверхнево-схилівих вод і вод, які дренують верхній перезволожений шар ґрунту; в) ґрунтово-підґрунтові води - надходять із зони аерації, в якій у період сильного зволоження виникають тимчасові водоносні шари; г) 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 ідрохімічний режим.

Поверхнево-схилові 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-схилові 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 об'єднують під однією назвою - схилові [30, 36], що нами приймається в даній роботі.

Інший тип вод, який досліджуємо, це води постійних водотоків, або річкові води. На кожній водобалансовій станції основним дослідним водозбором є мала річка.

### 3.4. Гідрохімічний режим тимчасових водотоків (схилові води)

Гідрохімічний режим тимчасових водотоків, як і постійних, вивчався за даними багаторічних спостережень, які були розпочаті в різні роки: Придеснянська ВЕС - з 1954р.; Велико-Анадольська ВЕС - з 1956р. Систематичні спостереження на Богуславській польовій експериментальній гідрологічній базі УкрНДГМІ були розпочаті в 1974р., за попередній період є гідрохімічні дані за окремі роки. З організацією на її основі в 1981 р. гідролого-гідрохімічного стаціонару Київського університету імені Тараса Шевченка гідрохімічні дослідження значно розширилися.

Хімічний склад схилових вод вивчався за біогенними речовинами ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ), оскільки азот, фосфор, а також калій є найважливішими поживними елементами, які вносяться на сільгоспугіддя з аг-



рохімічними засобами для удобрення ґрунту, та за головними іонами ( $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ ) і мінералізацією води.

Схиловий стік, який фіксується гідрометричними пристроями в улоговинах і балках, спостерігається під час весняного водопілля в результаті танення снігу, а також під час літньо-осінньої межени відплив.

Весняне водопілля. Середні концентрації біогенних речовин у схилових водах, які формуються на водозборах у різних природних зонах, відрізняються між собою. (табл. 3.9).

Таблиця 3.9. Середні концентрації біогенних речовин у схилових водах під час весняного водопілля, мг/л

Улоговина, балка	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)			
Липине	0,41	0,15	0,14
Підлядо	0,53	0,20	0,20
Дослідна	0,44	0,17	0,16
Богуславський ГГС (лісостепова зона)			
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
Велико-Анабольська ВЕС (степова зона)			
Дубова	2,5	0,25	0,55
Сука	1,6	0,19	0,37

Відзначаються такі особливості: збільшення вмісту  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  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.

Середні концентрації головних іонів у схилових водах дослідних водозборів у різних природних зонах наведені в табл. 3.10.

Таблиця 3.10. Середні концентрації головних іонів і мінералізація  
схилових вод під час весняного водопілля, мг/л

Улоговина, балка	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma_i$
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)							
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
Богуславський ГТС (лісостепова зона)							
Лісова	26,5	19,2	2,0	9,0	2,8	3,1	62,5
Плюска	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	175,0
Баші	98,2	15,1	15,4	26,5	6,1	28,1	189,0
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)							
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 збільшення вмісту головних іонів у схилових водах, а відповідно і мінералізації з півночі на південь. Амплітуда змін мінералізації досить велика – від 49,8 (улоговина Підлядо, зона мішаних лісів) до 1130 мг/л (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 (виражених тут в основному сірими лісовими) сприяють добрій промитості цих ґрунтів і відносній бідності мінеральними сполуками. Значення мінералізації схилових вод дослідних водозборів цієї зони (див. табл. 3.10) є близькими між собою – 49,8-70,1 мг/л.

У лісостеповій зоні відзначаються більші відміни мінералізації схилових вод (62,5-189,0 мг/л), що пов'язано з різноманітністю ґрунтів. Найменша мінералізація (62,5 і 99,3 мг/л) спостерігається для схилових вод, що сформувалися на світло-сірому лісовому ґрунті балки Лісова і темно-сірому лісовому ґрунті уловини Плюска. Більш міне-

мінералізованими є води, які формуються на типових вилугованих чорноземних улоговин Придорожна і Баші (175 і 189 мг/л).

У степовій зоні схилі води, які формуються на звичайних чорноземних з солонцюватими включеннями, що містять підвищену кількість соди, сульфатів і хлоридів, мають за рахунок цих іонів дуже високу мінералізацію - 1130 мг/л (див. табл. 3.10).

Як відзначає П.П.Воронков [30], на початку весняного водопілля до річкової мережі надходять найменш мінералізовані схилі 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 схилих вод дослідних водозборів під час весняного водопілля з хімічним складом атмосферних опадів (табл. 3.11) у цих районах, то можна відзначити, що лише для зони мішаних лісів перевищення мінералізації перших над другими 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 схилих вод починають домінувати ґрунтово-порихневі води, тобто ті, які дренують верхній перезволожений шар ґрунту, вимиваючи з нього хімічні речовини.

Таблиця 3.11. Середні концентрації головних іонів і мінералізація атмосферних опадів у різних природних зонах, мг/л

Пункт	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma_i$
Чернігів (зона мішаних лісів)	10,2	13,1	1,9	5,8	0,9	2,4	34,3
Богуслав (лісостепова зона)	12,2	13,0	2,8	8,0	1,2	5,2	42,4
Асканія-Нова (степова зона)	38,0	9,5	8,6	9,4	2,1	14,8	82,4

Літньо-осіння межень. Концентрації біогенних речовин у схилих водах, які формуються під час злив на дослідних водозборах, наведені в табл. 3.12.

У період літньо-осінньої межени зберігається тенденція, яка характерна для весняного водопілля - зростання в цілому концентрацій біогенних речовин у скилових водах з півночі на південь, особливо  $\text{NO}_3^-$  і  $\text{PO}_4^{3-}$ .

Таблиця 3.12. Середні концентрації біогенних речовин у скилових водах під час літньо-осінньої межени, мг/л

Улоговина, балка	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)			
Липине	0,34	0,14	0,13
Підлядо	0,20	0,19	0,19
Дослідна	0,64	0,20	0,17
Богуславський ГГС (лісостепова зона)			
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
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)			
Дубова	2,9	0,02	0,56
Сука	1,8	0,12	0,43

Цікавою є картина з мінімальними і максимальними концентраціями у водах з дуже освоєними водозборами. Влітку в скилових 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 (улоговини Плоска, Дослідна, Баші).

Середні концентрації головних іонів і мінералізація скилових вод у період літньо-осінньої межени наведені у табл. 3.13.

Під час літньо-осінньої межени зберігається та ж тенденція, що і в період весняного водопілля - підвищення мінералізації скилових 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 3.13. Середні концентрації головних іонів і мінералізація скилових вод під час літньо-осінньої межні, мг/л

Улоговина, балка	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$
<b>Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)</b>							
Липине	75,2	13,2	4,5	17,2	4,9	4,9	120
Підялдо	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
<b>Богуславський ГТС (лісостепова зона)</b>							
Лісова	31,5	13,9	14,0	12,0	4,9	3,2	79,5
Плоска	58,4	40,1	6,8	23,2	4,3	15,8	148
Придорожна	114	27,4	15,3	29,4	5,6	31,6	223
Ваші	113	25,2	17,1	31,5	9,5	34,3	221
<b>Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)</b>							
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) помітне зростання сульфатів (1,5-4 рази), хлоридів (1,5-7 разів), для водозборів степової зони - всіх іонів.

Хімічний тип скилових вод визначався за формулою Курлова з порівнянням за два періоди: відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.) - I і сучасний (1986-1990 рр.) - II, методика визначення яких наведена в розд. 1.2. У табл. 3.14. для прикладу наведені дані по деяких водозборах.

На Придеснянській ВЕС у I періоді скилові води характеризуються як гідрокарбонатно-сульфатні кальцієво-магнієві. У II періоді тип вод дещо трансформується, вони стають гідрокарбонатно-сульфатні натрієво-кальцієві (під час весняного водопілля) і гідрокарбонатно-сульфатні натрієво-магнієво-кальцієві (під час літньо-осінньої межні). Особливістю II періоду є деяке зменшення значення сульфатів

і підвищення - хлоридів, зростання мінералізації води.

На Богуславському ГТС у I періоді під час весняного водопілля і літньо-осінньої межні схилі води характеризуються як гідрокарбонатні кальцієво-магнієві. У II періоді вони трансформувалися в гідрокарбонатні кальцієво-натрієві з певним підвищенням значення сульфатів і хлоридів.

На Велико-Анадольській БЕС у I періоді схилі води є сульфатно-гідрокарбонатні натрієво-кальцієві. У II періоді вони трансформуються в сульфатні натрієво-кальцієві. Особливістю є суттєве підвищення значення сульфатів і зменшення гідрокарбонатів, зростання мінералізації вод.

Таблиця 3.14. Хімічні типи схиліх вод (формула Курлова) за періоди 1956-1960рр. (I) і 1986-1990рр. (II)

Улоговина	Період	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень
<i>Придеснянська БЕС (зона мішаних лісів)</i>			
Дослідна	I	$\frac{\text{HCO}_3 53\text{SO}_4 39\text{Cl}18}{\text{Ca}61\text{Mg}35(\text{Na}+\text{K})4}$	$\frac{\text{HCO}_3 50\text{SO}_4 43\text{Cl}17}{\text{Ca}44\text{Mg}36(\text{Na}+\text{K})20}$
	II	$\frac{\text{HCO}_3 51\text{SO}_4 28\text{Cl}21}{(\text{Na}+\text{K})46\text{Ca}34\text{Mg}20}$	$\frac{\text{HCO}_3 49\text{SO}_4 28\text{Cl}23}{(\text{Na}+\text{K})35\text{Mg}33\text{Ca}32}$
<i>Богуславський ГТС (лісостепова зона)</i>			
Придорожна*	I	$\frac{\text{HCO}_3 82\text{SO}_4 10\text{Cl}18}{\text{Ca}52\text{Mg}28(\text{Na}+\text{K})20}$	$\frac{\text{HCO}_3 76\text{SO}_4 16\text{Cl}18}{\text{Ca}50\text{Mg}30(\text{Na}+\text{K})20}$
	II	$\frac{\text{HCO}_3 71\text{SO}_4 15\text{Cl}14}{\text{Ca}48(\text{Na}+\text{K})32\text{Mg}20}$	$\frac{\text{HCO}_3 65\text{SO}_4 20\text{Cl}15}{\text{Ca}51(\text{Na}+\text{K})33\text{Mg}16}$
<i>Велико-Анадольська БЕС (степова зона)</i>			
Дубова	I	$\frac{\text{SO}_4 58\text{HCO}_3 33\text{Cl}19}{(\text{Na}+\text{K})50\text{Ca}36\text{Mg}14}$	$\frac{\text{SO}_4 56\text{HCO}_3 34\text{Cl}10}{(\text{Na}+\text{K})44\text{Ca}39\text{Mg}17}$
	II	$\frac{\text{SO}_4 70\text{HCO}_3 16\text{Cl}14}{(\text{Na}+\text{K})50\text{Ca}30\text{Mg}20}$	$\frac{\text{SO}_4 66\text{HCO}_3 18\text{Cl}16}{(\text{Na}+\text{K})46\text{Ca}32\text{Mg}22}$

Примітка. \* Для улоговини Придорожна I період 1971-1975рр.

### 3.5. Гідрохімічний режим постійних водотоків (малі річки)

Гідрохімічний режим постійних водотоків (малих річок) на дослідних водозборах Придеснянської ВЕС (р. Головесня), Богуславського ГТС (р. Бутеня) і Велико-Анадольської ВЕС (р. Пасічна) вивчався за тими 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 схислових 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. 3.15.

Таблиця 3.15. Середні концентрації біогенних речовин у воді малих річок у різні сезони (1 - весняне водопілля, 2 - літньо-осіння межень, 3 - зимова межень), мг/л

Річка	Сезон	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)				
Головесня	1	0,25	0,05	0,19
	2	0,39	0,11	0,17
	3	0,22	0,04	0,14
Богуславський ГТС (лісостепова зона)				
Бутеня	1	4,5	0,19	0,29
	2	6,7	0,38	0,24
	3	2,8	0,52	0,21
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)				
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  $\text{NO}_3^-$  у воді постійних водотоків (0,25-4,5 мг/л) порівняно з схисловими водами (0,4-2,8 мг/л); 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 схилових водах, так і у воді малих річок дослідних водозборів навіть не наближаються до ГДК (за СанПІН 4630-88 для  $\text{NO}_3^-$  - 45 мг/л,  $\text{NO}_2^-$  - 3,3 мг/л), а є на один-два порядки нижчими.

Середні концентрації головних іонів і мінералізація води постійних водотоків наведені в табл. 3.16. Як і в схилових водах, для головних іонів спостерігається чітка тенденція збільшення мінералізації води малих річок з півночі на південь.

Концентрації головних іонів і 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 3.16. Середні концентрації головних іонів і мінералізація води малих річок у різні сезони (1 - весняне водопілля, 2 - літньо-осіння межень, 3 - зимова межень), мг/л

Річка	Сезон	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$
<i>Придеснянська ВЕС (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 ВЕС (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/л (р.Головесня, зона мішаних лісів) до 1482 мг/л (р.Пасічна, степова зона). Але амплітуда цих змін (у 5



рацію) значно менша, ніж для схилових вод (у 23 рази). Пояснити це можна "вирівнюючою" дією більш мінералізованих підземних вод, які живлять річки, та більш сприятливими ґрунтовими умовами в степовій зоні, ніж у зонах мішаних лісів та лісостеповій, збагачуватися схиловим водам розчинними солями.

**Літньо-осіння межень.** Під час літньо-осінньої межні відбувається збільшення вмісту сполук азоту порівняно з весняним періодом у воді малих річок усіх трьох зон (див. табл. 3.15). Найбільші концентрації цих сполук спостерігаються у воді р. Бутеня (лісостепова зона). Концентрації  $\text{PO}_4^{3-}$  зменшуються.

Вміст головних іонів також зростає у воді досліджуваних водотоків у всіх трьох природних зонах, що призводить до підвищення мінералізації води (див. табл. 3.16). Зберігається чітка тенденція збільшення мінералізації вод з півночі на південь.

**Зимова межень.** Під час зимової межні спостерігається зменшення концентрацій  $\text{NO}_3^-$  і  $\text{PO}_4^{3-}$  у воді досліджуваних водотоків порівняно з періодом літньо-осінньої межні. Але продовжують зростати концентрації  $\text{NO}_2^-$  (див. табл. 3.15).

Під час зимової межні 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 їх зростання, оскільки малі річки переходять на підземне живлення, то у степовій зоні спостерігається зменшення мінералізації води з 1928 до 1549 мг/л (у 2,4 рази) в першу чергу за рахунок зменшення концентрацій сульфатів - з 1136 до 897 мг/л. Пояснити це можна відсутністю схилового стоку в цей період року, який, ймовірно, є основним постачальником сульфатів за рахунок вимивання з ґрунту.

Хімічний тип води малих річок також визначався за формулою Курлова за два періоди (табл. 3.17).

На Придеснянській ВЕС вода р. Головесня за обидва періоди характеризується як гідрокарбонатна кальцієво-магнієва. Трансформація типу води у II період не спостерігається, але відбувається підвищення значення сульфатів і хлоридів під час весняного водопілля і зимової межні порівняно з I періодом.

На Богуславському ГТС вода р. Бутеня є також гідрокарбонатною кальцієво-магнієвою. Трансформація типу води в II період не спостерігається, але відбувається підвищення значення сульфатів і хлоридів

під час весняного водопілля; сульфатів - у меженний період.

На Велико-Анадольській ВЕС вода р. Пасічна у I періоді є сульфатною кальцієвою (під час весняного водопілля і літньо-осінньої межні) і сульфатною кальцієво-натрієвою (під час зимової межні). У II періоді провідним аніоном залишаються сульфати, а серед катіонів кальцій (весняне водопілля і літньо-осіння межень) та кальцій з магнієм (зимова межень). У II періоді в процентному відношенні зростає значення сульфатів.

Таблиця 3.17. Хімічні типи води малих річок (формула Курлова)  
за періоди 1956-1960 рр. (I) і 1986-1990 рр. (II)

Річка	Період	Весняне водопілля	Літньо-осіння межень	Зимова межень
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)				
Голо- весня	I	$0.2 \frac{\text{HCO}_3 88\text{SO}_4 9\text{Cl}3}{\text{Ca}68\text{Mg}20(\text{Na}+\text{K})12}$	$0.3 \frac{\text{HCO}_3 86\text{SO}_4 8\text{Cl}6}{\text{Ca}67\text{Mg}26(\text{Na}+\text{K})7}$	$0.4 \frac{\text{HCO}_3 76\text{Cl}14\text{SO}_4 10}{\text{Ca}49\text{Mg}30(\text{Na}+\text{K})21}$
	II	$0.3 \frac{\text{HCO}_3 66\text{SO}_4 17\text{Cl}17}{\text{Ca}53\text{Mg}27(\text{Na}+\text{K})20}$	$0.4 \frac{\text{HCO}_3 90\text{SO}_4 6\text{Cl}14}{\text{Ca}69\text{Mg}25(\text{Na}+\text{K})6}$	$0.4 \frac{\text{HCO}_3 72\text{SO}_4 14\text{Cl}14}{\text{Ca}55\text{Mg}25(\text{Na}+\text{K})20}$
Богуславський ГГС (лісостепова зона)				
Буте- ня	I	$0.6 \frac{\text{HCO}_3 86\text{Cl}19\text{SO}_4 5}{\text{Ca}49\text{Mg}38(\text{Na}+\text{K})13}$	$0.7 \frac{\text{HCO}_3 85\text{Cl}19\text{SO}_4 6}{\text{Ca}47\text{Mg}33(\text{Na}+\text{K})20}$	$0.8 \frac{\text{HCO}_3 83\text{Cl}110\text{SO}_4 7}{\text{Ca}48\text{Mg}35(\text{Na}+\text{K})16}$
	II	$0.4 \frac{\text{HCO}_3 76\text{SO}_4 13\text{Cl}11}{\text{Ca}51\text{Mg}31(\text{Na}+\text{K})18}$	$0.7 \frac{\text{HCO}_3 76\text{Cl}113\text{SO}_4 11}{\text{Ca}39\text{Mg}36(\text{Na}+\text{K})25}$	$0.8 \frac{\text{HCO}_3 77\text{Cl}113\text{SO}_4 10}{\text{Ca}49\text{Mg}39(\text{Na}+\text{K})12}$
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)				
Пасі- чна	I	$1.1 \frac{\text{SO}_4 74\text{HCO}_3 22\text{Cl}14}{\text{Ca}71\text{Mg}17(\text{Na}+\text{K})12}$	$1.3 \frac{\text{SO}_4 78\text{HCO}_3 19\text{Cl}13}{\text{Ca}73\text{Mg}17(\text{Na}+\text{K})10}$	$1.2 \frac{\text{SO}_4 80\text{HCO}_3 17\text{Cl}13}{\text{Ca}55(\text{Na}+\text{K})29\text{Mg}16}$
	II	$1.9 \frac{\text{SO}_4 84\text{HCO}_3 10\text{Cl}16}{\text{Ca}58(\text{Na}+\text{K})24\text{Mg}18}$	$2.7 \frac{\text{SO}_4 83\text{HCO}_3 12\text{Cl}15}{\text{Ca}62\text{Mg}21(\text{Na}+\text{K})17}$	$1.9 \frac{\text{SO}_4 83\text{HCO}_3 12\text{Cl}15}{\text{Ca}49\text{Mg}36(\text{Na}+\text{K})15}$

Примітка.\* Для р. Бутеня I період 1971-1975 рр.

### 3.6. 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 ( $\sigma$ ) було мінімальним, а сама функція та її параметри піддаються найбільш змістовній інтерпретації. Крім того, ЕОМ графічно зображувала 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  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  і падіння  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  та суми іонів; для р. Пасічна - зростання концентрації всіх головних іонів (табл. 3.18).

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 ( $\delta$ ) коливається в межах від 6 до 85%. Найменші відносні похибки характерні для  $\text{Ca}^{2+}$  (6-15%) і  $\text{HCO}_3^-$  (8-24%), що вказує на незначну мінливість їх концентрацій за багаторіччя. Потім ідуть

$\Sigma_i$  (6-30%),  $\text{SO}_4^{2-}$  (10-37%),  $\text{Cl}^-$  (15-41%),  $\text{Mg}^{2+}$  (18-45) і  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$  (27-88%).

Таблиця 3.18. Емпіричні рівняння, які оптимально апроксимують динаміку середньорічних концентрацій головних іонів у воді малих річок (1954-1992 рр.)

Іон	р. Головесня	р. Бутеня	р. Пасічна
$\text{HCO}_3^-$	$y=186,1+1,09x$	$y=462+62,81gx$	$y=4,48+0,76x$
$\text{SO}_4^{2-}$	$y=8,42+1,11x$	$y=15,1+1,83x$	$y=570+19,7x$
$\text{Cl}^-$	$y=45,5+0,31x$	$y=33,3+0,31x$	$y=27,1+0,36x$
$\text{Ca}^{2+}$	$y=-0,47+0,81x$	$y=74,8-0,56/x$	$y=240+1,26$
$\text{Mg}^{2+}$	$y=1/(0,1-2,3e^{-3})x$	$y=35,6-0,85/x$	$y=32,8+1,41$
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$y=17,8+0,23x$	$y=40,7-0,2x$	$y=38,8+5,3x$
$\Sigma i$	$y=248,1-6,8e^{-3}x$	$y=620-0,83/x$	$y=1106+3,9x$

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 забруднюючими 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 наш досвід при дослідженнях Верхнього Дніпра [234], цей метод може бути використаний у випадку виявлення однонаправлених трендів за достатньо тривалими рядами спостережень (у нашому випадку по р.Головесня - 38 років, р.Пасічна - 36 років, р.Бутеня - 18 років).

Прогноз за отриманими залежностями (див. табл. 3.18) рекомендується здійснювати на відрізок часу, який не перевищує 1/3 довжини досліджуваного ряду (відносно для р.Головесня - до 2005 р., р.Пасічна - до 2004 р., р.Бутеня - до 1998 р.).

### 3.7. Особливості стоку хімічних речовин з дослідних водозборів і в басейні Дніпра в цілому

За визначенням О.О.Алекіна, 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 [4].

Стік хімічних речовин ( $R$ , т) розраховується за відомою формулою:

$$R = W \cdot C,$$

де  $W$  - об'єм водного стоку за досліджуваний період,  $m^3$ ;  $C$  - концентрація хімічної речовини (чи сума концентрацій) в  $1 m^3$  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 тривалий ряд 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 опадів. Крім того, важливі характер підстилаючої поверхні та загальний зв'язок з ландшафтом, які значною мірою зумовлюють концентрації хімічних речовин у воді.

З двох величин, які безпосередньо визначають величину стоку хімічних речовин (водність річки і мінералізація води), мінливість першої з них у річному циклі, як правило, більша, ніж другої [4].

Стік хімічних речовин з дослідних водозборів вивчався за такими ж компонентами і за ті ж роки, що і гідрохімічний режим.

У табл. 3.19 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. 3.19, у цілому під час весняного водопілля проходить переважна частина скилових вод, а відповідно і стоку розчинених у них хімічних речовин, хоча для різних зон спостерігаються

певні особливості. Так, найбільша частка весняного стоку схилових вод і хімічних речовин відзначається на водозборах Придеснянської ВЕС (92-96%), помітно меншою є для водозборів Богуславського ГТС (64%) і підвищується на Велико-Анадольській ВЕС (83-88%).

Таблиця 3.19. Розподіл стоку води і розчинених хімічних речовин з дослідних водозборів за сезонами за багаторічний період, %

Водозбір	Весняне водопілля			Літньо-осіння межень			Зимова межень		
	Водний стік	Стік БР	Стік ГІ	Водний стік	Стік БР	Стік ГІ	Водний стік	Стік БР	Стік ГІ
<i>Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)</i>									
Ул. Липине	96	95	90	4	5	10			
Ул. Підлядо	96	95	93	4	5	7			
Ул. Дослідна	96	95	94	4	5	6			
Р. Головесня	38	33	31	49	57	51	13	10	18
<i>Богуславський ГТС (лісостепова зона)</i>									
Балка Лісова	82	88	78	18	12	22			
Ул. Плоска	72	52	64	28	48	36			
Ул. Придорожна	70	60	65	30	40	35			
Ул. Баші	71	67	60	29	33	40			
Р. Бутеня	41	35	37	42	53	43	17	12	20
<i>Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)</i>									
Ул. Дубова	90	89	86	10	11	14			
Ул. Суха	86	84	79	14	16	21			
Р. Пасічна	58	56	53	29	32	34	13	12	13

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 ВЕС і Богуславського ГТС проходить у період

літньо-осінньої межні (див. табл. 3.19), яка триває значно довше, ніж весняне водопілля, і тому має більшу водність. Для р. Пасічна (Велико-Анадольська ВЕС), у якій значно меншим є живлення за рахунок підземних вод, максимум стоку, як і для схилових вод, припадає на весняне водопілля.

**Стік біогенних речовин.** Частка стоку біогенних речовин зі стіловими водами водозборів Придеснянської ВЕС і Велико-Анадольської ВЕС практично однакова з водним стоком. Спостерігається лише невелика різниця між ними (1-2%) у бік збільшення під час літньо-осінньої межні (табл. 3.19). 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 3.20. Середні показники стоку біогенних речовин зі схиловими водами, кг/км<sup>2</sup>

Улоговина, балка	Весняне водопілля				Літньо-осіння межень			
	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Сума	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Сума
<i>Придеснянська ВЕС (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 ВЕС (степова зона)</i>								
Дубова	4,8	0,48	1,1	6,4	0,62	0,04	0,12	0,78
Сука	5,3	0,63	1,2	7,1	1,0	0,07	0,20	1,3

Для схилових 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 межні 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. 3.20 видно, що під час весняного водопілля найбільша кількість біогенних речовин стікає зі скиловими водами водозборів зони мішаних лісів (23,9-29,3 кг/км<sup>2</sup>), близьким до них є водозбір балки Лісова у лісостеповій зоні (20,5 кг/км<sup>2</sup>). З просуванням на південь стік біогенних речовин зі скиловими водами зменшується і становить в основному 6,8-10,5 кг/км<sup>2</sup> для водозборів лісостепової зони; 6,4-7,1 кг/км<sup>2</sup> для водозборів степової зони. Пов'язано це зі зменшенням водності водозборів у цьому напрямку, адже концентрації, навпаки, зростають.

Влітку максимальні показники стоку біогенних речовин фіксуються на водозборах Богуславського ГГС у лісостеповій зоні (2,9-9,5 кг/км<sup>2</sup>). У цілому ж у літньо-осінній період показники стоку біогенних речовин у 15-20 разів менші, ніж весною, що пояснюється надзвичайно малим водним стоком.

Для постійних водотоків зберігається та ж сама тенденція у співвідношеннях частки стоку біогенних речовин і водного стоку, що і для скилових вод. Весною перша є дещо меншою, ніж друга (на 3-8%), а влітку - відповідно більшою (див. 3.19).

Під час весняного водопілля показники сумарного стоку біогенних речовин постійних водотоків (табл. 3.21) в цілому є вищими, ніж для скилових вод. Найбільш близькими є значення цих показників для двох 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/км<sup>2</sup>, а скилових вод по різних улоговинах Придеснянської ВЕС - 19,1-22,8 кг/км<sup>2</sup>. У той же час сумарний показник стоку нітратів і нітритів р. Бутеня (91,5 кг/км<sup>2</sup>) значно більший, ніж скилових вод по улоговинах Богуславського ГГС (5,2-17,5 кг/км<sup>2</sup>). 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 ВЕС –  $5,3\text{--}5,9 \text{ кг/км}^2$ .

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 межень відзначаються найменші показники стоку біогенних речовин для постійних водотоків.

При розгляді особливостей стоку біогенних речовин з водами місцевого стоку на дослідних водозборах у різних природних зонах виникла потреба оцінки його репрезентативності в цілому для басейну Дніпра. З цією метою використані матеріали щодо стоку біогенних речовин (рис. 3.1 і 3.2), які були отримані за участю автора в проблемній лабораторії гідроекології та гідрохімії Київського університету імені Тараса Шевченка при дослідженні стоку хімічних речовин з річковими водами в Чорне і Азовське моря (1971–1980 рр.) на основі даних Держкомгідромету про хімічний склад води приток Дніпра (середні і великі річки).

Як видно з табл. 3.20, показники сумарного стоку нітратів і нітритів ( $5,2\text{--}22,2 \text{ кг/км}^2$ ) із схиловими водами дослідних водозборів не перевищують виділених на картосхемах (див. рис. 3.1) градацій показників стоку сполук азоту великих і середніх річок відповідних басейнів у всі сезони (менше  $50 \text{ кг/км}^2$ , а в басейні Десни весною цей показник становить  $50\text{--}100 \text{ кг/км}^2$ ).

Картосхеми по річкових водах складені для сумарного стоку трьох сполук азоту ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), в якому  $\text{NH}_4^+$  більше 50%. Але експериментальні дослідження на Богуславському ГГС показали, що у водах місцевого стоку вміст  $\text{NH}_4^+$  становить до 30%. Тобто на малих водозборах більш інтенсивно відбуваються процеси нітрифікації  $\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$  за участю аеробних бактерій.

Таблиця 3.21. Середні показники стоку біогенних речовин малих річок у різні сезони (над рискою - показник стоку,  $\text{кг}/\text{км}^2$ ; під рискою - величина стоку,  $\text{кг}$ )

Річка	Сезон	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$	Сума
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)					
Головесня		<u>19,1</u>	<u>3,9</u>	<u>15,0</u>	<u>48</u>
	Весна	563	115	443	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
Богуславський ГТС (лісостепова зона)					
Бутеня		<u>91,5</u>	<u>3,9</u>	<u>5,9</u>	<u>101</u>
	Весна	5398	230	348	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
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)					
Пасічна		<u>16,6</u>	<u>0,61</u>	<u>3,1</u>	<u>20,3</u>
	Весна	36,5	0,82	6,8	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

Показники стоку фосфатів зі скиловими водами на Богуславському ГТС і Велико-Анадольській ВЕС ( $1,1-3,0 \text{ кг}/\text{км}^2$ ) не перевищують виділених на картосхемах (див. рис. 3.2) градацій цих показників для ве-

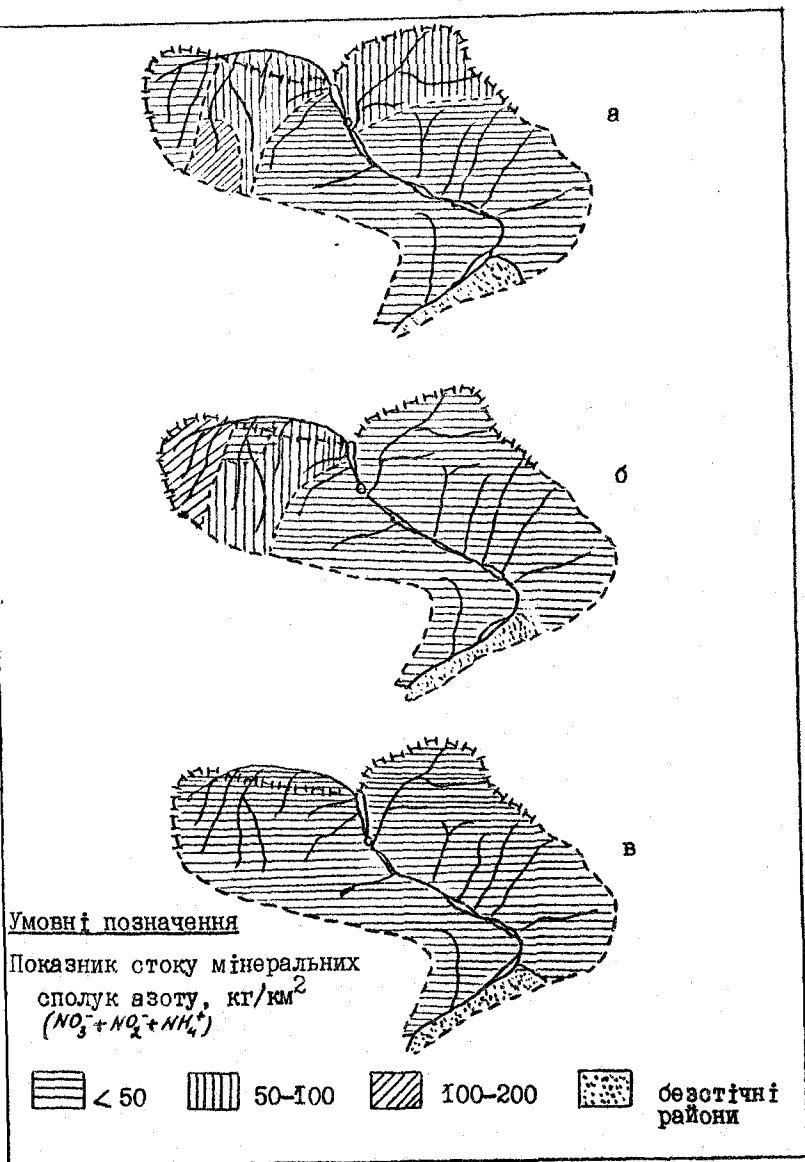


Рис.3.1. Картошхеми стоку мінеральних сполук азоту з території басейну Дніпра: а -весняне водопідлля; б- літньо-осіння межень; в -зимова межень

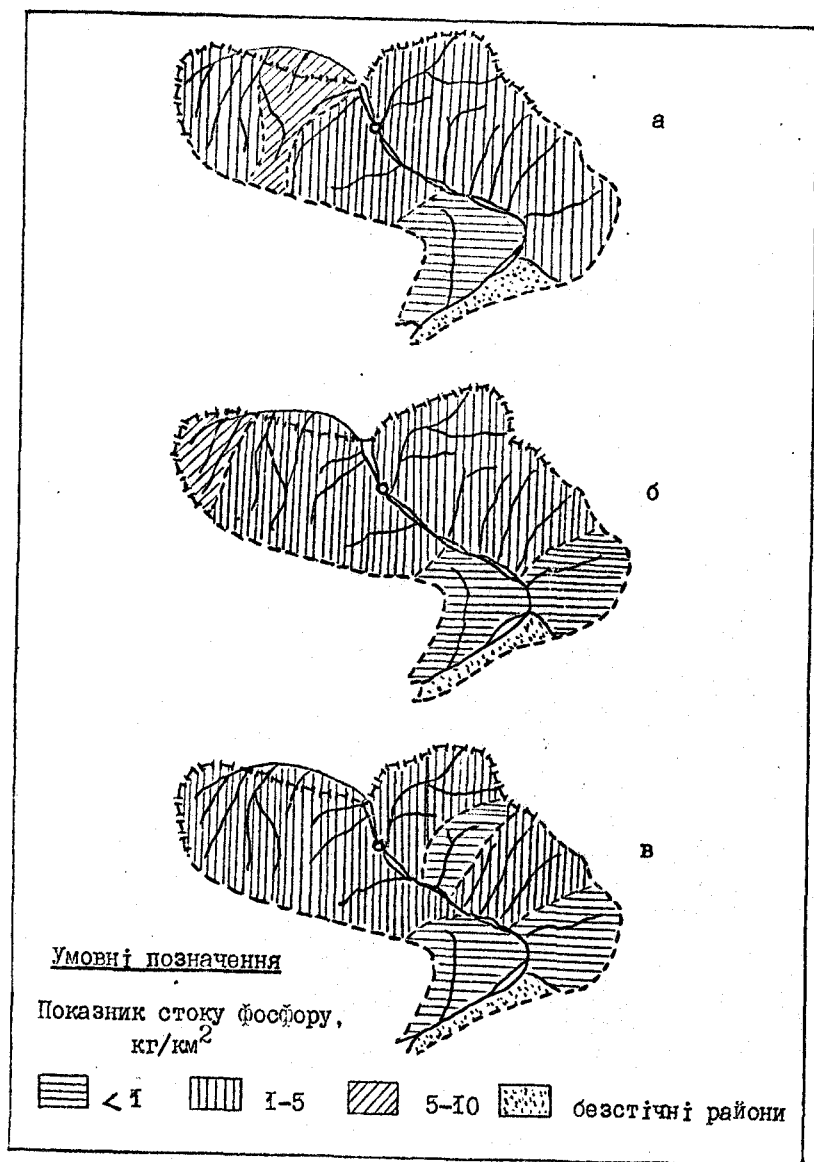


Рис.3.2. Картоосхеми стоку фосфору з території басейну Дніпра:  
 а - весняне водопілля; б - літньо-осіння межень; в - зимова межень  
 - 100 -

ликих і середніх річок (в межах 1-5 кг/км<sup>2</sup>), для водозборів Придеснянської ВБС є більш високими (див. табл. 3.20) і по улоговинах Дослідна і Підлядо дещо перевищують показник стоку фосфатів у басейні Десни (6,0-6,4 кг/км<sup>2</sup>).

Показники стоку біогенних речовин постійних водотоків дослідних водозборів (див. табл. 3.21) більш відрізняються від цих характеристик для великих і середніх річок. Спостерігаються значні перевищення показників стоку нітратів і нітритів на р. Бутеня на Богуслаському ГГС під час весняного водопілля і літньо-осінньої межні (91 -141 кг/км<sup>2</sup>) над виділеними на картосхемах градаціями показників стоку сполук азоту з водами великих і середніх річок (менше 50 кг/км<sup>2</sup>) та показників стоку фосфатів р. Головесня (Придеснянська ВБС) у ці ж сезони (15,0-17,0 кг/км<sup>2</sup>) над показниками стоку фосфатів у басейні Десни (1-5 кг/км<sup>2</sup>).

Таблиця 3.22. Середні показники стоку головних іонів зі схилливими водами під час весняного водопілля, кг/км<sup>2</sup>.

Улоговина, балка	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	Σ
Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)							
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
Середня	908	446	186	297	130	157	2125
Богусласький ГГС (лісостепова зона)							
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
Середня	251	60,0	28,5	66,8	66	57,3	480
Велико-Анакольська ВБС (степова зона)							
Дубова	416	997	135	242	76,3	301	1869
Суша	527	950	79,0	227	71,0	427	2281
Середня	472	964	107	234	74	364	2075

Стік головних іонів. У співвідношенні частки стоку головних іонів зі схилувими 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. 3.19).

З табл. 3.22 видно, що під час весняного водопілля найбільший стік головних іонів спостерігається для схилувих вод зони мішаних лісів по улоговинах Придеснянської ВЕС (1701-2456 кг/км<sup>2</sup>). Це пояснюється значною водністю. Аналогічно в степовій зоні по улоговинах Велико-Анадольської ВЕС (1869-2281 кг/км<sup>2</sup>) пояснюється значною мінералізацією вод. Під час літньо-осінньої межні зі зменшенням водності відзначається значне пониження стоку головних іонів в усіх зонах (табл. 3.23).

Таблиця 3.23. Середні показники стоку головних іонів зі схилувими водами під час літньо-осінньої межні, кг/км<sup>2</sup>

Улоговина, балка	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	Σ <sub>i</sub>
<i>Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)</i>							
Лилине	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
Середня	93	23,3	10,3	23,6	7,7	12,8	171
<i>Богуславський ГТС (лісостепова зона)</i>							
Лісова	37,4	16,5	16,6	14,2	5,8	3,8	94,5
Плюска	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
Середня	114	48,8	19,2	46,2	8,9	32,4	253
<i>Велико-Анадольська ВЕС (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
Середня	91	183	36,3	57	24	66,5	459

Для літньо-осінньої межени найбільші величини показників стоку головних іонів залишаються для схиливих вод степової зони, а найменші за рахунок зменшення мінералізації вод - для зони мішаних лісів. Самий мінімум відзначається для балки Лісова ( $94,5 \text{ кг/км}^2$ ) на Богуславському ГГС, де спостерігається дуже мала мінералізація схиливих 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 схиливих вод. Весною перша є дещо меншою, ніж друга (4-5%), а влітку - відповідно більшою (див. табл. 3.19).

З табл. 3.24 видно, що у весняне водопілля показники стоку головних іонів постійних водотоків є значно вищими, ніж для схиливих вод (у 5-15 разів). У всі три сезони найбільший стік головних іонів спостерігається в зоні мішаних лісів для р. Головесня ( $9,6-36,2 \text{ т/км}^2$ ) за рахунок її значної водності. Для інших водотоків дослідних водозборів відзначаються менші показники стоку головних іонів. Весною для р. Бутеня він становить  $11,1 \text{ т/км}^2$ , для р. Пасічна -  $17,5 \text{ т/км}^2$ ; влітку відповідно -  $13,0$  і  $11,4 \text{ т/км}^2$ ; взимку -  $7,4$  і  $4,2 \text{ т/км}^2$ .

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.

Оцінка репрезентативності стоку головних іонів дослідних водозборів у різних природних зонах виконувалася також шляхом співставлення з картосхемами іонного стоку по всьому басейну Дніпра (рис. 3.3), складеними за даними щодо великих і середніх річок.

Показники стоку головних іонів зі схиливими водами дослідних водозборів (див. табл. 3.22 і 3.23) не тільки не перевищують виділених на картосхемах градацій (менше  $10$  і  $10-20 \text{ т/км}^2$ ), але є значно меншими від них ( $0,17-2,5 \text{ т/км}^2$ ) в усі сезони.

Показники стоку головних іонів постійних водотоків дослідних водозборів (див. табл. 3.24) у ряді випадків перевищують градації, виділені на картосхемі. Це спостерігається для р. Головесня під час весняного водопілля ( $24,5 \text{ т/км}^2$ ) і літньо-осінньої межени ( $36,2 \text{ т/км}^2$ ), тоді як для басейну Десни показники іонного стоку в ці сезони становлять відповідно  $10-20 \text{ т/км}^2$  і менше  $10 \text{ т/км}^2$ .

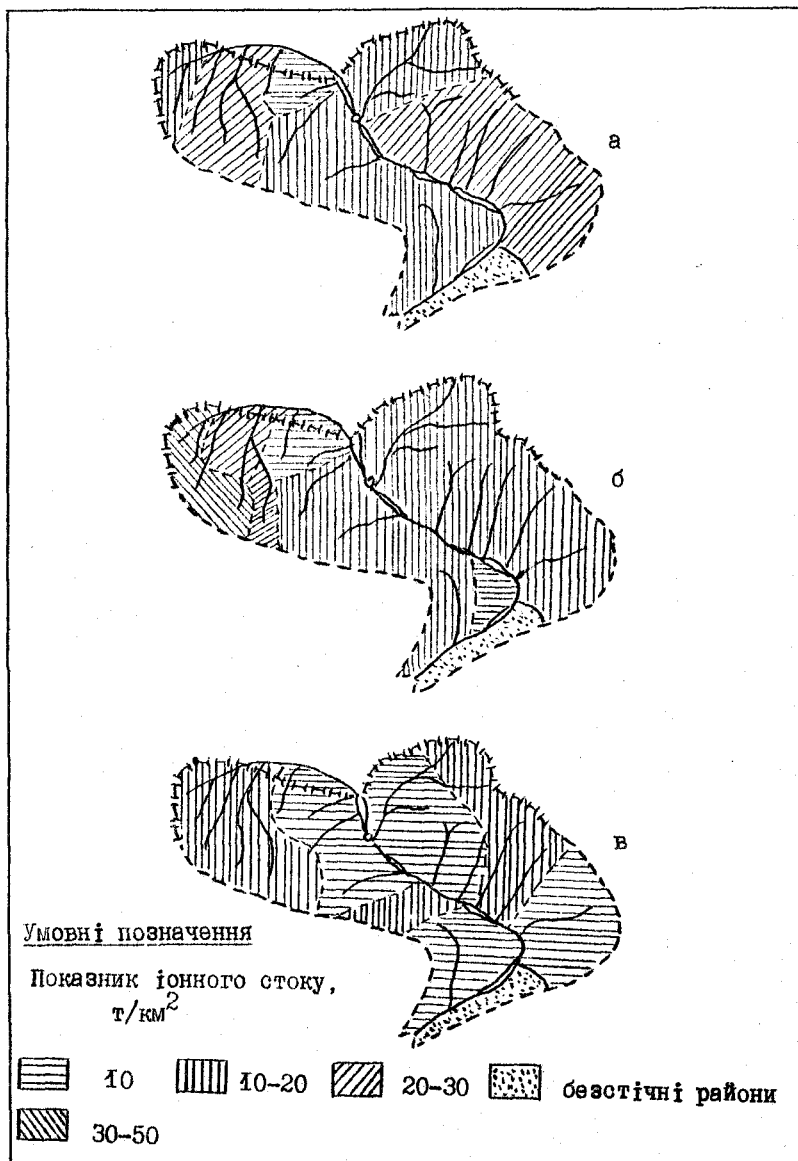


Рис.3.3. Картосхеми іонного стоку річок басейну Дніпра:  
 а - весняне водопілля; б - літньо-осіння межень; в - зимова  
 межень  
 - 104 -



Таблиця 3.24. Стік головних іонів малих річок у різні сезони  
(над рискою - показник стоку, т/км<sup>2</sup>; під рискою  
- величина стоку, т )

Річка	Сезон	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup> +K <sup>+</sup>	Σ
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)								
Головесня	Весна	<u>15,8</u> 466	<u>1,5</u> 44,3	<u>1,3</u> 38,4	<u>3,7</u> 109	<u>0,90</u> 26,6	<u>1,3</u> 38,4	<u>24,5</u> 723
	Літо- осінь	<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
	Зима	<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
Богуславський ГГС (лісостепова зона)								
Бутеня	Весна	<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
	Літо- осінь	<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
	Зима	<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
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)								
Пасічна	Весна	<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
	Літо- осінь	<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
	Зима	<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

Незначне перевищення цих характеристик для великих і середніх річок показниками стоку головних іонів р. Бутеня відзначається під час весняного водопілля та літньо-осінньої межені; р. Пасічна - під час літньо-осінньої межені.

### 3.8. Оцінка впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра

Антропогенне навантаження на навколишнє середовище, 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 (десять років) може свідчити про вплив антропогенних факторів [4].

Методика визначення сумарної антропогенної складової іонного стоку (без поділу на види господарської діяльності) для великих і середніх річок України започаткована в роботах В.І.Пелешенка [169], Л.М.Горєва і В.І.Пелешенка [45]. Вона також була реалізована при дослідженнях впливу осушувальних меліорацій на іонний стік річок Українського Полісся Д.В.Закревським [82], з деякими модифікаціями при вивченні особливостей умов формування річкового стоку біогенних речовин басейну Дніпра С.І.Сніжком [209], при оцінці зміни хімічного складу річкових вод басейну Верхнього Дніпра під впливом антропогенного фактора В.К. Хільчевським [234].

Суть методики 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 ( $R_{\phi}$ ):

$$R_{ан} = R - aR_{\phi},$$

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, нами 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 ( $R_{сас}$ ) у розчиненому вигляді і нерозчи-

неному стані разом з частками еродованого ґрунту, а також з ґрунтовими водами ( $R_{гас}$ ). Їхня частка ( $R_{ас}$ ) 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 частках 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 ( $VR_{ср}$ ) та період відносного фону ( $VR_{сф}$ ) по кожній досліджуваній уловині ( $VR_{сас}$ ), яка і буде характеризувати внесок агрохімічних засобів (кг, т):

$$VR_{сас} = VR_{ср} - aVR_{сф}$$

За розрахунковий період був прийнятий 1986-1990 рр., за фоновий - 1956-1960 рр. (див. розд. 1. 2).

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 [1].

Знаходимо величину показника стоку хімічних речовин зі схиловими водами, який формується за рахунок агрохімічних засобів ( $P_{сас}$ ), у цілому для басейну малої річки. Визначається він як середній для всіх улогівин ( $n$ ), які зайняті під сільгоспугіддя (кг/км<sup>2</sup>, т/км<sup>2</sup>):

$$P_{сас} = \sum_{i=1}^n (VR_{сас_i} / F_{y_i} + VR_{сас_2} / F_{y_2} + \dots + VR_{сас_n} / F_n) / n,$$

де  $F$  - площа улогівин, зайнятих під сільгоспугіддя.

Знайдений  $P_{сас}$  дозволяє обчислити стік хімічних речовин зі схиловими водами, який формується за рахунок агрохімічних засобів ( $R_{сас}$ ) з усієї території сільгоспугідь басейну (кг, т):

$$R_{сас} = P_{сас} \cdot F_{сг}.$$

де  $F_{\text{сг}}$  - площа сільгоспугідь в басейні річки.

У табл. 3.25 і 3.26 наведені дані про стік біогенних речовин і головних іонів зі скиловими водами дослідних водозборів, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів.

Таблиця 3.25. Стік біогенних речовин зі скиловими водами сільгоспугідь, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (над рискою - показник стоку,  $\text{кг}/\text{км}^2$ ; під рискою - величина стоку,  $\text{кг}$ )

Річка	Сезон	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$
Придніська ВЕС (зона мішаних лісів)				
Головесня	Весна	$\frac{13,2}{273}$	$\frac{3,8}{78,7}$	$\frac{5,8}{120}$
	Літо-осінь	$\frac{0,55}{11,4}$	$\frac{0,16}{3,3}$	$\frac{0,13}{2,7}$
Богуславський ГТС (лісостепова зона)				
Бутеня	Весна	$\frac{3,4}{114}$	$\frac{0,14}{4,7}$	$\frac{0,23}{7,7}$
	Літо-осінь	$\frac{3,1}{104}$	$\frac{0,18}{6,1}$	$\frac{0,33}{11,1}$
Велико-Анапольська ВЕС (степова зона)				
Пасічна	Весна	$\frac{1,7}{3,2}$	$\frac{0,10}{0,19}$	$\frac{0,18}{0,34}$
	Літо-осінь	$\frac{0,23}{0,44}$	$\frac{0,03}{0,05}$	$\frac{0,04}{0,08}$

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 отримані на стокових майданчиках і лізіметрі (випаровувач ДГІ 500-100) Богуславського ГТС у 1987 р., а також опублікованими матеріалами дослід-

Таблиця 3.26. Стік головних іонів зі схилливими водами сільгосп-  
угідь, який формується за рахунок застосування  
агрохімічних засобів (над рисою - показник  
стоку  $\text{кг/км}^2$ ; під рисою - величина стоку, т)

Річка	Сезон	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$
Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)								
Головесня	Весна	399	89,2	149	0	33,0	19,0	689
		8,26	1,85	3,08	0	0,68	0,39	14,3
	Літо-осінь	33,5	5,1	8,3	1,6	2,4	3,8	545
		0,69	0,11	0,17	0,03	0,05	0,08	1,13
Богуславський ГГС (лісостепова зона)								
Бутеня	Весна	0	31,8	9,1	0	9,2	12	62,1
		0	1,08	0,31	0	0,31	0,40	2,1
	Літо-осінь	0	21,6	7,3	2,2	1,9	7,8	40,3
		0	0,73	0,25	0,16	0,06	0,26	1,35
Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)								
Пасічна	Весна	23,6	57,8	77,0	67,8	59,2	345	1150
		0,04	1,10	0,15	0,13	0,11	0,66	2,19
	Літо-осінь	7,3	109	25,9	7,4	16,8	43,4	210
		0,01	0,21	0,05	0,01	0,03	0,08	0,40

Аналіз цих матеріалів [1, 108] свідчить, що винос біогенних речовин, які надходять з добривами на поля, зі стоком ґрунтових вод становить від сумарного виносу: в зоні мішаних лісів для сполук азоту - 25%, фосфору - 12% ; у лісостеповій зоні для сполук азоту - 18%, фосфору - 9%; у степовій зоні - для сполук азоту 15%, фосфору - 7%.

У табл. 3.27 наведені дані про стік біогенних речовин з ґрунтовими водами дослідних водозборів, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів у трьох природних зонах.

Таблиця 3.27. Стік біогенних речовин з ґрунтовими водами, який формується за рахунок застосування агрохімічних засобів, кг

Річка	Сезон	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{3-}$
Придеснянська ВБС (зона мішаних лісів)				
Головесня	Весна	68,3	19,5	14,4
	Літо-осінь	2,9	0,9	3,2
Богуславський ГГС (лісостепова зона)				
Бутеня	Весна	20,5	0,9	0,7
	Літо-осінь	18,7	1,1	1,0
Велико-Анадоцька (степова зона)				
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.3.28; 3.29) можна, визначати як окремо для схилового стоку і стоку з ґрунтовими водами, так і сумарну (%):

$$R_{ав} = (R_{сав} + R_{гав}) / R_p .$$

Як видно з табл. 3.28, найбільше біогенних речовин агрохімічних засобів зі схильними 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 3.28. Частка біогенних речовин, які надходять з сіль-  
госпугідь у річкові води за рахунок агрохімічних  
засобів (над риском - зі скиловими водами;  
під риском з ґрунтовими водами; справа - їх сума), %

Річка	Сезон	$\text{NO}_3^-$	$\text{NO}_2^-$	$\text{PO}_4^{2-}$
Головесня	Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)			
	Весна	$\frac{38}{9}$ 47	$\frac{58}{14}$ 72	$\frac{27}{3}$ 30
	Літо-осінь	$\frac{1}{0,4}$ 1,4	$\frac{1}{0,4}$ 1,4	$\frac{1}{0,1}$ 1,1
	За рік	$\frac{15}{4}$ 19	$\frac{17}{4}$ 21	$\frac{12}{1}$ 13
Бутеня	Богуславський ГТС (лісостепова зона)			
	Весна	$\frac{12}{2}$ 14	$\frac{18}{4}$ 22	$\frac{6}{1}$ 7
	Літо-осінь	$\frac{1}{0,2}$ 1,2	$\frac{1}{1,2}$ 2,2	$\frac{4}{0,5}$ 4,5
	За рік	$\frac{4}{0,7}$ 4,7	$\frac{4}{0,7}$ 4,7	$\frac{3}{0,6}$ 3,6
Пасічна	Велико-Анадольська ВЕС (степова зона)			
	Весна	$\frac{9}{1,4}$ 10,4	$\frac{23}{3,5}$ 26,5	$\frac{5}{0,4}$ 5,4
	Літо-осінь	$\frac{2}{0,3}$ 2,3	$\frac{5}{0,8}$ 5,8	$\frac{4}{0,3}$ 4,3
	За рік	$\frac{5}{0,8}$ 5,8	$\frac{9}{1,4}$ 10,4	$\frac{5}{0,4}$ 5,4

З табл. 3.29 видно, що частка головних іонів із скиловими 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 пері-

од весняного водопілля. Серед аніонів найбільший антропогенний вплив відчувають сульфати і хлориди, серед катіонів - магній, натрій і калій.

Таблиця 3.29. Частка головних іонів, які надходять з сільгосп-угідь у річкові води за рахунок агрохімічних засобів зі схиловими водами, %

Річка	Сезон	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$
<i>Придеснянська ВЕС (зона мішаних лісів)</i>								
Головесня	Весна	1	4,1	8,1	0	2,2	1,1	2,1
	Літо-осінь	0,01	0,1	0,4	0	0,1	0,2	0,1
	За рік	0,07	1,6	3,4	0	1	0,5	0,7
<i>Богуславський ГГС (лісостепова зона)</i>								
Бутеня	Весна	0	2,8	0,8	0,2	0,9	0,8	0,3
	Літо-осінь	0	1,4	0,5	0,1	0,1	0,3	0,2
	За рік	0	0,8	0,4	0,1	0,3	0,4	0,2
<i>Велико-Анабольська ВЕС (степова зона)</i>								
Пасічна	Весна	0,8	5,0	23	1,8	8,5	13,4	6
	Літо-осінь	0,3	1,4	9	0,2	3,4	4,7	1,6
	За рік	0,5	3,1	14	1,1	5,5	8,5	3,5

Виконані роботи 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 ( $R_{пз}$ )

$$R_{пз} = W_{пз} \cdot C_{пз}.$$

де  $W_{пз}$  - об'єм водного стоку, який формується в даній природній зоні, км<sup>3</sup>;  $C_{пз}$  - середня концентрація хімічної речовини в річкових водах зони, мг/л.

Величини  $W_{пз}$  розраховувалися з використанням даних довідника з водних ресурсів [212] і табл. 1.13. Вони становлять для середнього



за водністю року, км<sup>3</sup>: зона мішаних лісів - 8,72; лісостепова - 8,61; степова - 2,48.

Величини  $C_{пз}$  розраховувалися за матеріалами досліджень Д.В.Закревського, В.І.Пелешенка і В.К.Хільчевського, які вміщені в роботі [49].

Розрахунки стоку виконувалися як по біогенних речовинах (табл. 3.30), так і по головних іонах (табл. 3.32) для середнього за водністю року.

Таблиця 3.30. Середньорічний стік біогенних речовин у басейні Дніпра з території України (над риском) та його складова, що формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (під риском), т/р, (справа %)

Природна зона	$NO_3^-$	$NO_2^-$	$PO_4^{3-}$
Мішаних лісів	$\frac{253}{48}$ 19	$\frac{49}{10}$ 20	$\frac{680}{88}$ 13
Лісостепова	$\frac{999}{47}$ 5	$\frac{67}{3,4}$ 5	$\frac{672}{27}$ 4
Степова	$\frac{280}{16}$ 6	$\frac{505}{5,5}$ I	$\frac{161}{8,7}$ 2
Всього в басейні Дніпра	$\frac{1532}{111}$ 7	$\frac{171}{19}$ II	$\frac{1513}{124}$ 8

У цілому в басейні Дніпра за рахунок виносу агрохімічних засобів з водозборів формується 7% річного стоку нітратів, 11% - нітри-тів і 8% - фосфатів. Це надзвичайно мала кількість порівняно з доб-ривами, які вносяться на сільгоспугіддя на території басейну (табл. 3.31).

Слід відзначити суттєву деталь. Отримані результати співстави-мі з даними досліджень загального виносу біогенних речовин з терито-рії басейну Дніпра [84, 209]. Але в деяких роботах [161, 257], у яких за основу методики бралися емпіричні коефіцієнти можливого ви-носу добрив водним стоком, результати виходили в 10-30 разів вищими, ніж реальний стік біогенних речовин у басейні Дніпра, визначений за

даними гідрохімічних і гідрологічних спостережень.

Таблиця 3.31. Використання азотних і фосфорних добрив у різних природних зонах басейну Дніпра на території України,  $10^3$  т/р

Природні зони	Азотні	Фосфорні	Всього
Мішаних лісів	572,4	391,0	181,5
Лісостепова	955,3	652,5	302,8
Степова	534,3	365,0	169,4
Всього в басейні Дніпра	2062,0	1408,5	653,7

Таблиця 3.32. Середньорічний стік головних іонів у басейні Дніпра з території України (над риском) та його складова, що формується за рахунок застосування агрохімічних засобів (під риском), тис. т/р, (справа - %)

Природна зона	$\text{HCO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	$\text{Cl}^-$	$\text{Ca}^{2+}$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$\Sigma$
Мішаних лісів	$\frac{1700}{11,5}^{0,7}$	$\frac{220}{3,5}^{2,0}$	$\frac{180}{6,1}^{3,0}$	$\frac{490}{0}^{0,0}$	$\frac{80}{0,8}^{1,0}$	$\frac{70}{0,4}^{0,6}$	$\frac{2740}{22,3}^{0,8}$
Лісостепова	$\frac{3600}{0}^{0,0}$	$\frac{570}{4,6}^{0,8}$	$\frac{310}{1,2}^{0,4}$	$\frac{740}{0}^{0,0}$	$\frac{260}{0,8}^{0,3}$	$\frac{450}{1,8}^{0,4}$	$\frac{5930}{8,4}^{0,1}$
Степова	$\frac{720}{3,6}^{0,5}$	$\frac{1600}{49,6}^{3,0}$	$\frac{1500}{210}^{14}$	$\frac{410}{4,1}^{1,0}$	$\frac{280}{2,8}^{1,0}$	$\frac{1100}{130}^{12}$	$\frac{5610}{400}^{7,0}$
Всього в басейні Дніпра	$\frac{6000}{15,1}^{0,3}$	$\frac{2300}{57,7}^{3,0}$	$\frac{2000}{217}^{11}$	$\frac{1640}{4,1}^{0,3}$	$\frac{620}{4,4}^{0,7}$	$\frac{1620}{132}^{8,0}$	$\frac{14280}{430}^{3,0}$

Як видно з табл. 3.32, 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.

Таким чином, вивчення хімічного складу, гідрохімічного режиму і стоку хімічних речовин на дослідних водозборах Придніснської ВЕС, Богулавського ГГС і Велико-Анадольської ВЕС, 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 схилі води, які вимивають з верхнього (орного) шару ґрунту розчинні солі природного походження і внесені з агрохімічними засобами, а також хімічний склад води малих річок, поверхневе живлення яких здійснюють схилі води.

Багаторічні ряди спостережень за вмістом біогенних речовин ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ) і головних іонів дозволяють виділити періоди відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.), в який на сільгосп-угіддя 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 хлоридам 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 схиліх, за два періоди (за формулою Курлова). Перші визначальні аніон і катіон залишаються незмінними, але після них відзначаються переміщення. Вони полягають у підвищенні ролі сульфатних й хлоридних аніонів і зниженні - гідрокарбонатних, підвищенні ролі катіонів натрію і калію та зниженні - кальцію.

### 3.9. 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 пря-

ним показником антропогенного впливу.

Ступінь небезпечності пестициду як джерела забруднення біосфери характеризують такі параметри: стійкість в об'єктах природного середовища (грунт, 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 природного середовища вступає у взаємодію з хімічною сполукою, в результаті чого здійснюється повна або часткова детоксикація (деградація) пестициду.

Швидкість деградації речовин у різних об'єктах зумовлена багатofакторним процесом взаємодії, який включає реакції гідролізу, окиснення, фоторозкладу, розпаду під впливом мікроорганізмів і т.д.

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 (Держстандартах, СанПін 4630-88, 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. 3.33).

Слід відзначити, що вимоги до ГДК пестицидів у воді водних об'єктів рибогосподарського призначення набагато жорсткіші. Зокрема, наведені у табл. 3.33 пестициди у воді цих водойм повинні бути відсутні [32].

Таблиця 3.33. Гранично допустимі концентрації (ГДК) або орієнтовно допустимі рівні (ОДР) деяких хлорорганічних пестицидів у воді водних об'єктів господарсько-побутового і культурно-побутового водокористування (за СанПін 4630-88 та іншими джерелами)

Назва пестициду	ГДК або ОДР	Лімітуючий показник шкідливості	Концентрація, мкг/л	Клас небезпечності
ГХЦГ - гексахлорциклогексан; або гексахлоран	ГДК	Органолептичний (запах)	20,0	4***
$\alpha$ - ГХЦГ (альфа-ізомергексахлоран)	*	Санітарно-токсикологічний	15,0	2
$\gamma$ - ГХЦГ (гама-ізомергексахлоран, або ліндан)		Те ж саме	4,0	1
ДДТ (дихлордифенілтрихлоретан)	ГДК	" - "	100,0	2
ДДЕ (метаболіт ДДТ)	**	" - "	100,0	2

Примітки: \* гранично допустима концентрація  $\alpha$ - ГХЦГ взята за літературними джерелами [125];

\*\* ДДЕ є найбільш характерним і стійким у навколишньому середовищі метаболітом (продуктом трансформації) ДДТ, тому для нього ГДК взято по ДДТ;

\*\*\* класи небезпечності: 1 - надзвичайно небезпечна речовина; 2 - високонебезпечна; 3 - небезпечна; 4 - помірно небезпечна.

Зараз у світовій практиці, в тому числі і в Україні, використовується як комплексний критерій небезпечності пестицидів для людей допустима добова доза - (ДДД), яка характеризує біологічну активність речовини з урахуванням її токсичних властивостей.

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 ( $D_f$ ), і співставлення її величини з ДДД для людини є показником фактичного рівня ризичної небезпеки забруднення пестицидом даної території

$$\Phi НП = D_f / ДДД,$$

де  $\Phi НП$  - фактичне навантаження пестициду.

Прийнята така класифікація забруднення об'єктів навколишнього середовища [213]: 1) високонебезпечне,  $\Phi НП > 10$ ; 2) небезпечне,  $3 < \Phi НП < 10$ ; 3) потенційно небезпечне,  $1 < \Phi НП < 3$ ; 4) безпечне,  $\Phi НП < 1$ .

Надходження пестициду в організм людини з питною водою ( $D_b$ ) може бути описане виразом

$$D_b = C_n \cdot H_b (1-k),$$

де  $C_n$  - концентрація препарату у воді водного об'єкта, який використовується для водопостачання;  $H_b$  - добова норма водоспоживання людини, л;  $k$  - коефіцієнт деструкції пестициду на очисних спорудах водопроводу в процесі водопідготовки [213].

Вміст хлорорганічних пестицидів (ХОП) у річкових водах басейну Дніпра досліджувався по 18 створах, розташованих у всіх природних зонах, для яких є інформація Держкомгідромету за 1982-1992 рр. При цьому слід зазначити, що проаналізувати цю інформацію за такий достатньо тривалий період можна лише за хлорорганічними пестицидами ( $\alpha$ -ГХЦГ,  $\gamma$ -ГХЦГ, ДДЕ, ДДТ), які порівняно регулярно визначалися і є більш стійкими, ніж пестициди фосфоорганічної групи. В цілому ж на вміст пестицидів у воді в системі Держкомгідромету 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 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 ряді країн підживлює ті міграційні потоки і рівні накопичення його залишків і метаболітів, які склалися під час інтенсивного застосування препарату в 50-60-ті роки. Його вміст у природних водах і зараз залишається одним з найбільших серед ХОП.

ДДТ має різні ізомери, токсичність яких суттєво відрізняється між собою. Інсектицидні властивості в найбільшій мірі виражені в *p*, *p'*-ізомеру. У технічному препараті ДДТ, який являє собою складну суміш сполук, цього ізомеру міститься 75-76%. Найбільш характерним і стійким у навколишньому середовищі метаболітом є *p*, *p'* - ДДЕ.

Технічний препарат ГХЦГ являє собою суміш восьми ізомерів з приблизним вмістом, %: альфа-ізомер - 53-70; бета - 3-14; гамма - 11-18; дельта - 6-10; решта ізомерів - 3-5. З усіх ізомерів інсектицидні властивості має лише гамма-ізомер. За даними, отриманими в різних природних зонах, персистентність гамма-ізомеру в ґрунті в 1,5 рази вища, ніж альфа-ізомеру [125].

Першим етапом дослідження пестицидів у річкових водах басейну Дніпра було виділення частки проб, у яких контрольовані пестициди виявлялися за період досліджень (табл. 3.34).

**Таблиця 3.34. Частка проб, у яких були виявлені контрольовані пестициди, у воді річок басейну Дніпра (через тире - весняне водопілля - літнє - осіння межень - зимова межень) за 1982-1992 рр.**

N	Річка - пункт	Проаналі- зовано проб	Частка проб, у яких виявлені пестициди, %			
			$\alpha$ - ГХЦГ	$\gamma$ - ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
Зона мішаних лісів						
1.	Стир - м. Луцьк	11-24-5	36-17-20	27-22-40	9-8-0	18-4-0
2.	Уборть - с. Перга	15-19-4	27-37-25	20-32-0	45-21-0	27-11-0
3.	Тетерів - м. Жито- мир (вище міста)	17-47-8	29-28-25	24-30-14	35-28-12	29-17-12
4.	Тетерів - м. Жито- мир (нижче міста)	12-33-10	23-30-20	33-18-30	5-21-10	25-15-20
5.	Ірша - м. Малин (вище міста)	9-26-10	11-27-30	11-27-20	0-27-20	11-27-30

Продовження табл. 3.34

1	2	3	4	5	6	7
6.	Ірша - м. Малин (нижче міста)	9-24-12	22-42-25	22-37-25	11-25-33	44-29-17
7.	Десна - м. Чернігів	14-41-14	35-15-21	28-15-8	21-20-17	28-10-8
8.	Головесня - с. По- кошичі	11-13-5	39-19-22	22-18-15	21-21-19	38-32-30
	В середньому для зони		29-27-24	24-24-19	21-21-14	27-18-15
<i>Лісостепова зона</i>						
9.	Рось - м. Богуслав	9-29-9	22-31-47	22-17-28	22-17-50	44-17-22
10.	Рось - м. Корсунь- Шевченківський (вище міста)	12-25-9	42-32-44	42-20-44	42-32-22	47-32-11
11.	Рось - м. Корсунь- Шевченківський (нижче міста)	11-25-9	48-44-44	27-24-22	45-24-22	45-36-22
12.	Сула - м. Лубни	15-25-7	40-32-43	2-12-14	13-8-14	7-0-14
13.	Псел - с. Запсілля	12-17-8	42-18-37	25-12-25	25-6-12	17-6-0
14.	Орель - с. 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
<i>Степова зона</i>						
15.	Інгулець - м. Кривий Ріг (вище міста)	11-14-4	36-21-10	31-70	0-21-0	9-36-0
16.	Інгулець - м. Кривий Ріг (нижче міста)	12-14-4	42-40-10	50-39-0	0-0-0	0-0-0
17.	Самара - м. Ново- московськ	8-12-4	50-34-50	50-50-0	20-0-0	0-9-0
18.	Вовча - смт Василь- ківка	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		38-3-31	34-27-17	19-13-12	20-15-10

Як видно з наведених у табл. 3.34 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 конт-



рольовані пестициди ( $\lambda$ -ГХЦГ) становлять більше половини від проаналізованих - 55%. По ряду 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  $\lambda$ -ГХЦГ,  $\gamma$ -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 межні - 21%, зимової межні - 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  $\lambda$ -ГХЦГ (33% на рік); далі йдуть  $\gamma$ -ГХЦГ (26%), ДДТ та його метаболіт ДДЕ (по 15%).

Оскільки вміст пестицидів має дискретний характер, то користуватися такою характеристикою як середнє арифметичне неправомірно [179]. Тому в табл. 3.35-3.37 наведені дані, які характеризують амплітуду між мінімальними і максимальними концентраціями або рівні концентрацій ХОП, які зустрічаються у воді річок басейну Дніпра.

Як видно з табл. 3.35, під час весняного водопілля найбільший діапазон коливань характерний для концентрацій ДДТ і ДДЕ, причому найбільший для річок лісостепової зони: відповідно 0,001-3,75 мкг/л (р. Рось - м. Богуслав) і 0,001-0,896 мкг/л (р. Рось - м. Корсунь-Шевченківський). Дещо менший він для річок зони мішаних лісів: відповідно 0,001-0,827 і 0,001-0,825 мкг/л (р. Тетерів - м. Житомир); найменший - для річок степової зони: відповідно 0,001-0,031 мкг/л (р. Самара - м. Новомосковськ) і 0,001-0,26 мкг/л (р. Вовча - смт Васильківка). Максимальні концентрації  $\lambda$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -ГХЦГ на один-два порядки менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

Таблиця 3.35. Рівні концентрацій ХОП, які зустрічаються у річкових водах басейну Дніпра під час весняного водопілля за період 1982-1992 рр., мкг/л

N	Річка - пункт	А- ГХЦГ	У- ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6
<b>Зона мішаних лісів</b>					
1.	Стир - м. Луцьк	0,001-0,006	0,001-0,003	0,001-0,003	0,001-0,003
2.	Уборть - с. Перга	0,004-0,006	0,001-0,004	0,001-0,002	0,001-0,002
3.	Тетерів - м. Житомир (вище міста)	0,003-0,031	0,003-0,024	0,002-0,025	0,001-0,025
4.	Тетерів - м. Житомир (нижче міста)	0,001-0,006	0,001-0,021	0,001-0,004	0,001-0,027
5.	Ірша - м. Малин (вище міста)	0,001-0,003	0,003-0,007	0,001-0,003	0,002-0,067
6.	Ірша - м. Малин (нижче міста)	0,001-0,02	0,001-0,07	0,001-0,008	0,001-0,248
7.	Десна - м. Чернігів	0,001-0,011	0,001-0,019	0,004-0,036	0,008-0,098
8.	Головесня - с. Покошичі	0,001-0,008	0,001-0,008	0,001-0,021	0,002-0,061
У цілому для зони		0,001-0,031	0,001-0,024	0,001-0,025	0,001-0,027
<b>Лісостепова зона</b>					
9.	Рось - м. Богуслав	0,001-0,002	0,005-0,009	0,009-0,025	0,021-3,75
10.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (вище міста)	0,001-0,004	0,003-0,021	0,004-0,029	0,018-0,481
11.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (нижче міста)	0,001-0,004	0,003-0,021	0,004-0,096	0,023-0,509
12.	Сула - м. Лубни	0,001-0,005	0,002-0,003	0,008-0,017	0,001-0,136
13.	Псел - с. Запсілля	0,003-0,006	0,003-0,006	0,001-0,019	0,02-0,186
14.	Орель - с. Царичанка	0,004-0,029	0,003-0,056	0,001-0,008	0,025-0,047
У цілому для зони		0,001-0,006	0,002-0,056	0,001-0,096	0,001-3,75

1	2	3	4	5	6
<b>Степова зона</b>					
15	Інгулець -м.Кривий Ріг (вище міста)	0,004-0,012	0,001-0,008	0	0,001-0,01
16	Інгулець -м.Кривий Ріг (нижче міста)	0,001-0,02	0,004-0,01	0	0
17	Самара - м.Ново- московськ	0,005-0,029	0,008-0,045	0,007-0,006	0,003-0,031
18	Вовча - смт Ва- сильківка	0,002-0,006	0,002-0,008	0,001-0,026	0,001-0,019
У цілому для зони		0,001-0,029	0,001-0,045	0,001-0,026	0,001-0,031

З табл. 3.36 видно, що під час літньо-осінньої межені найбільший діапазон коливань також характерний для концентрацій ДДТ і ДДЕ 1, зокрема, для річок лісостепової зони: 0,001-0,724 і 0,001-0,251 мкг/л (р.Рось - м.Корсунь-Шевченківський); незначно менший для річок зони мішаних лісів: відповідно 0,001-0,705 мкг/л (р.Ірша - м.Малин) і 0,001-0,241 мкг/л (р.Десна - м.Чернігів); найменший - для річок степової зони: відповідно 0,35-0,144 мкг/л (р.Самара - м.Новомосковськ) і 0,001-0,047 мкг/л (р.Інгулець - м.Кривий Ріг). Максимальні концентрації  $\alpha$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -ГХЦГ майже на порядок менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

**Таблиця 3.36. Рівні концентрацій ХОП, які зустрічаються у річкових водах басейну Дніпра під час літньо-осінньої межені за період 1982-1992 рр., мкг/л**

№	Річка - пункт	$\alpha$ - ГХЦГ	$\gamma$ - ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
1	2	3	4	5	6
<b>Зона мішаних лісів</b>					
1.	Стир - м.Луцьк	0,002-0,012	0,003-0,006	0,001-0,002	0,001-0,002
2.	Убороть - с.Перга	0,001-0,012	0,001-0,005	0,001-0,002	0,001-0,002

1	2	3	4	5	6
3.	Тетерів - м. Житомир (вище міста)	0,001-0,016	0,001-0,082	0,001-0,061	0,002-0,495
4.	Тетерів - м. Житомир (нижче міста)	0,001-0,141	0,001-0,003	0,001-0,004	0,001-0,010
5.	Ірша - м. Малин (вище міста)	0,001-0,014	0,001-0,096	0,001-0,006	0,001-0,007
6.	Ірша - м. Малин (нижче міста)	0,002-0,006	0,001-0,06	0,001-0,015	0,001-0,705
7.	Десна - м. Чернігів	0,002-0,016	0,002-0,06	0,001-0,241	0,003-0,54
8.	Головесня - с. Пожичі	0,001-0,010	0,001-0,008	0,002-0,011	0,003-0,012
У цілому для зони		0,001-0,141	0,001-0,096	0,001-0,241	0,001-0,705
<i>Лісостепова зона</i>					
9.	Рось - м. Богуслав	0,001-0,053	0,001-0,058	0,011-0,053	0,01-0,586
10.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (вище міста)	0,002-0,11	0,003-0,010	0,003-0,181	0,041-0,659
11.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (нижче міста)	0,004-0,142	0,004-0,015	0,001-0,251	0,053-0,724
12.	Сула - м. Лубни	0,001-0,06	0,002-0,010	0,006-0,008	0
13.	Псел - с. Запсілля	0,002-0,006	0,002-0,013	0,001-0,01	0,001-0,179
14.	Орель - с. Царичанка	0,003-0,008	0,007-0,008	0	0
У цілому для зони		0,001-0,142	0,001-0,058	0,001-0,251	0,001-0,724
<i>Степова зона</i>					
15.	Інгулець - м. Кривий Ріг (вище міста)	0,002-0,011	0,002-0,003	0,001-0,047	0,035-0,071
16.	Інгулець - м. Кривий Ріг (нижче міста)	0,001-0,006	0,001-0,003	0	0
17.	Самара - м. Новомосковськ	0,002-0,065	0,006-0,078	0	0,008-0,144

Закінчення табл. 3.36

1	2	3	4	5	6
18	Вовча - смт Васильківка	0,008-0,011	0,001-0,013	0	0
	У цілому для зони	0,001-0,065	0,001-0,078	0,001-0,047	0,008-0,144

З наведених у табл. 3.37 даних видно, що під час зимової межні 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 мкг/л (р. Ірша - м. Малин). Для річок лісостепової зони він становить 0,001-0,250 і 0,001-0,302 мкг/л (р. Рось - м. Богуслав). У воді досліджуваних річок степової зони ДДТ і ДДЕ за цей період не виявлялися. Максимальні концентрації  $\delta$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -ГХЦГ майже на порядок менші, ніж ДДТ і ДДЕ.

Таблиці 3.37. Рівні концентрацій ХОП, які зустрічаються у річкових водах басейну Дніпра під час зимової межні за період 1982-1992 рр., мкг/л

N	Річка - пункт	$\delta$ - ГХЦГ	$\gamma$ - ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
<b>Зона мішаних лісів</b>					
1.	Стир - м. Луцьк	0,001-0,002	0,002-0,005	0	0
2.	Уборть - с. Перга	0,001-0,002	0	0	0
3.	Тетерів - м. Житомир (вище міста)	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002
4.	Тетерів - м. Житомир (нижче міста)	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002	0,001-0,002
5.	Ірша - м. Малин (вище міста)	0,001-0,037	0,001-0,021	0,001-0,252	0,001-0,753
6.	Ірша - м. Малин (нижче міста)	0,001-0,191	0,001-0,006	0,001-0,389	0,001-0,02
7.	Десна - м. Чернігів	0,001-0,07	0,001-0,002	0,02-0,2	0,001-0,036
8.	Головесня - с. Покошичі	0,001-0,006	0,001-0,003	0,002-0,009	0,001-0,008

Закінчення таблиці 3.37

1	2	3	4	5	6
	У цілому для зони	0,001-0,191	0,001-0,021	0,001-0,389	0,001-0,753
	<i>Лісостепова зона</i>				
9.	Рось - м. Богуслав	0,001-0,107	0,001-0,002	0,001-0,302	0,001-0,250
10.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (вище міста)	0,001-0,090	0,001-0,006	0,068-0,078	0,022-0,040
11.	Рось - м. Корсунь-Шевченківський (нижче міста)	0,002-0,091	0,001-0,006	0,077-0,080	0,025-0,040
12.	Сула - м. Лубни	0,001-0,004	0,001-0,003	0,001-0,006	0,001-0,026
13.	Псел - с. Запсілля	0,001-0,004	0,001-0,003	0,001-0,005	0
14.	Орель - с. Царичанка	0,002-0,01	0,004-0,019	0,001-0,011	0,001-0,032
	У цілому для зони	0,001-0,107	0,001-0,019	0,001-0,302	0,001-0,250
	<i>Степова зона</i>				
15.	Інгулець - м. Кривий Ріг (вище міста)	0,003-0,011	0,004-0,017	0	0
16.	Інгулець - м. Кривий Ріг (нижче міста)	0,001-0,002	0	0	0
17.	Самара - м. Новомосковськ	0,001-0,002	0,001-0,01	0	0
18.	Вовча - смт Васильківка	0,002-0,004	0	0	0
	У цілому для зони	0,001-0,011	0,001-0,017	0	0

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  $\alpha$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -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.

У 1986-1987 рр. за домовленістю про творчу співдружність спільно з УкрНДІТОКС нами проводилися дослідження вмісту пестицидів у скилових і річкових водах дослідних водозборів Богуславського ГГС (табл. 3.38).

Таблиця 3.38. Рівні концентрацій ХОП у скилових і річкових водах дослідних водозборів Богуславського ГГС за 1986-1987 рр., мкг/л

ХОП	Сезон	Ул. Плоска	Ул. Придорожна	Ул. Бамі	Р. Бутеня
$\gamma$ -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
ДДД	Весна	0,3-0,4	0,03-0,04	0,2-0,3	0,1-0,2
	Літо-осінь	0,2-0,3	0,03-0,04	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	0,4-0,6
	Літо-осінь	1,1-1,2	0,1-0,3	0,5-0,8	0,4-0,6

Наведені в табл. 3.38 дані свідчать, що в скилових водах у цілому рівень концентрацій ХОП вищий, ніж у річкових водах. Весною, як правило, виявляються більші концентрації пестицидів у водах дослідних водозборів, ніж влітку.

Вплив пестицидів на якість річкових вод можна оцінити за допо-

могою такого критерію, як ГДК. Як уже відзначалося вище, при цьому може бути два підходи.

З позицій використання водних об'єктів для господарсько-побутових цілей всі знайдені за період досліджень концентрації ХОП у річкових водах басейну не перевищують ГДК, які встановлені нормативами СанПін 4630-88 (див. табл. 3.33), тобто цілком задовольняють вимоги 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 ( $K_{пн}$ ):

$$K_{пн} = n/N [(C_{\max} - C_{\min})/C_{ГДК}],$$

де  $n$  - кількість проб, у яких знайдений 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-побутового водокористування.

Як видно, з табл. 3.39 в цілому більші значення  $K_{пн}$  щодо видів пестицидів отримані для ізомерів гексахлорану -  $\alpha$ -ГХЦГ (максимальний  $K_{пн} = 0,012$  у весняний період для зони мішаних лісів) і  $\gamma$ -ГХЦГ (максимальний  $K_{пн} = 0,007$  у літньо-осінній період для степової зони). Більшість  $K_{пн}$  для ДДТ і його метаболіта ДДЕ на один-два порядки менші, ніж в ізомерів гексахлорану. Лише у весняний період  $K_{пн}$  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-побутового водокористування -  $(C_{\max} - C_{\min})/C_{ГДК}$ . У випадку зростання, кількості проб, у яких будуть знаходити пестицид, і наближенням його концентрації до ГДК (тим більше, перевищенням)  $K_{пн}$  буде зростати і може перевищувати одиницю.

Таблиця 3.39. Коефіцієнти пестицидного навантаження ( $K_{пн}$ ) на річкові води в різних природних зонах басейну Дніпра

Природна зона	Сезон	$\alpha$ - ГХЦГ	$\gamma$ - ГХЦГ	ДДЕ	ДДТ
Мішаних лісів	Весна	0,012	0,001	0,002	0,002
	Літо-осінь	0,002	0,006	0,0005	0,001
	Зима	0,0001	0,0001	0,0001	0,00002
Лісостепова	Весна	0,0002	0,004	0,001	1,01
	Літо-осінь	0,003	0,003	0,0004	0,008
	Зима	0,003	0,002	0,001	0,0003
Степова	Весна	0,001	0,005	0,0002	0,00002
	Літо-осінь	0,001	0,007	0,0003	0,0001
	Зима	0,0002	0,0001	0	0

Отже, виконані дослідження ряду ХОП у поверхневих водах басейну Дніпра дозволяють зробити наступні висновки.

Досліджувані пестициди ( $\alpha$  - ГХЦГ,  $\gamma$  - ГХЦГ, ДДЕ і ДДТ) в цілому для річкових вод басейну Дніпра встановлювалися у переважній меншості проб (10-38%). Найбільше проб, у яких знайдені пестициди, припадає на весняний період, коли формується значний схильний стік.

У середньому за рік найбільше проб із знайденими пестицидами характерно для лісостепової зони - 26%, потім 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  $\alpha$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -ГХЦГ таких чітких закономірностей не спостерігається.

Рівень концентрацій ХОП у схислових водах у цілому вищий, ніж у річкових водах (по Богуславському ГГС).

Більші значення коефіцієнтів пестицидного навантаження характерні для ізомерів гексахлорану -  $\alpha$ -ГХЦГ і  $\gamma$ -ГХЦГ.

З позицій використання водних об'єктів для господарсько-побутових 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.

#### 4. ХАРАКТЕРИСТИКА СКЛАДУ ОСАДІВ СТИЧНИХ ВОД І МОЖЛИВОСТІ ЇХ ЗАСТОСУВАННЯ В СІЛЬСЬКОМУ ГОСПОДАРСТВІ

##### 4.1. Проблема використання та утилізації ОСВ

Сирі осадки стічних вод, які утворюються в результаті біологічної очистки, мають невисоку концентрацію твердих компонентів. Одним з найбільш простих способів їх ущільнення і зневоднення є осадження цих компонентів (ущільнення під дією сили тяжіння). Концентрування ОСВ досягається за рахунок тиску верхнього осаду, який віджимає воду з шару твердих часток у відстійниках-мулонакопичувачах. Значна кількість мулів, які утворюються при цьому, утилізується чи обробляється з метою зменшення забруднення. Існують різні підходи до вирішення цієї проблеми. В країнах Європейського економічного співтовариства, де щорічно утворюється до 6,0 Мт ОСВ, приблизно третя частина цієї кількості використовується у сільському господарстві як добрива (особливо інтенсивно у ФРН). Таке використання ОСВ достатньо вигідне, оскільки до їхнього складу входить 5-6% азоту, 1-2% фосфору, близько 0,5% калію. Ці та інші поживні елементи перебувають, як правило, в доступній для рослин формі, що за ефективністю застосування наближає ОСВ до гною і підвищує врожайність сільськогосподарських культур на 30-40% [41].

Проведені в Україні дослідження можливості використання ОСВ для удобрення сільгоспугідь дали позитивні результати щодо значного збільшення врожайності сільськогосподарських культур [41, 96, 217,

При цьому треба відзначити, що розглянутий спосіб використання ОСВ ускладнюється наявністю в них патогенних мікроорганізмів і деяких токсичних речовин. Тому необхідна певна їхня технологічна обробка. Розповсюдженню патогенних мікроорганізмів можна запобігти шляхом дезинфекції ОСВ перед внесенням їх у ґрунт (мезофільне чи термофільне збродження, зневоднення, підсушування на мулових полях). Токсичні речовини можна перетворювати у сполуки, з мінімальними міграційними властивостями.

Найбільш придатними для застосування в сільському господарстві є ОСВ господарсько-побутових і змішаних стічних вод. У них міститься менше специфічних забруднюючих речовин промислового походження [217].

Ряд дослідників, у зв'язку з названими вище можливими негативними властивостями ОСВ, дотримується обережної точки зору щодо їх застосування у сільському господарстві як добрив [272, 276]. Тому пропонуються захоронення чи спалювання ОСВ. Так, у Великобританії скидається в море близько 10 млн т ОСВ на рік. У Франції 30% ОСВ спалюється, але частина їх використовується в сільському господарстві, а у Данії спалюється 100% ОСВ [41].

На нашу думку, обидва підходи щодо проблеми ОСВ перегукуються з різними підходами як до проблеми використання агрохімічних засобів у сільському господарстві в наш час, так і з проблемою охорони навколишнього середовища в цілому. Причому часто ці підходи зумовлені економічним станом конкретної держави.

В Україні, зокрема, на мулових майданчиках очисних споруд міст, розташованих у басейні Дніпра, накопичено близько 2 млн т неутилізованих ОСВ, що часто призводить до вторинного забруднення поверхневих і підземних вод [161].

До розробки питання використання ОСВ як додаткового джерела удобрення сільгоспугідь спонукає і такий фактор, як значне зменшення виробництва мінеральних добрив та інших агрохімічних засобів в Україні за останні роки, що пов'язано із загальною економічною кризою та з втратою постачальників сировини. Достатньо для прикладу порівняти дані за 1985, 1990, 1991, 1992 рр., млн т: вироблено всього мінеральних добрив - 5,1; 4,8; 4,2; 3,3; з них азотних - 3,2; 3,0; 2,8; 2,5; фосфорних - 1,6; 1,6; 1,3; 0,6; калійних - 0,3; 0,1; 0,1; 0,1 (Стат. щорічник: Народне господарство України у 1992 р., К., 1993).

Проведені нами в 1992 р. дослідження ОСВ очисних споруд невели-

кого м. Нетішина, яких сотні в Україні, допомогли сформувати своє бачення даної проблеми.

#### 4. 2. Хімічний склад і властивості ґрунтів у районі м. Нетішина

М. Нетішин і досліджуваний регіон, згідно з фізико-географічним районуванням, знаходиться частково на сході Волинської височини (Корецький фізико-географічний район) і частково в Малому Поліссі (Шепетівський фізико-географічний район) лісостепової зони [224].

Зразки ґрунтів відбиралися по 11 точках. У табл. 4.1 охарактеризовані місця відбору зразків і номенклатура ґрунтів. У семи точках ґрунти виявилися дерново-середньопідзолистими чи слабіпідзолистими, у трьох - дерново-глеєві, в одному - лучноболотними.

Таблиця 4.1. Точки відбору зразків ґрунтів та їх номенклатура

N	Точки відбору	Номенклатура ґрунтів
1.	М. Нетішин, дачні ділянки	Дерново-глеєві піщані
2.	Там же	Те ж саме
3.	С. Старий Кривин, дачні ділянки	"
4.	С. Комарівка, дачні ділянки	Дерново-середньо-
5.	Там же	підзолисті супіщані
6.	"	Те ж саме
7.	С. Цітоха, поле поблизу	Дерново-слабіпідзолисті
8.	будинку правління	глеєваті піщані
9.	С. Цітоха, підсобне	Те ж саме
10.	господарство ХАЕС	Лучно-болотні
11.	Там же	Дерново-середньопідзолисті
12.	"	супіщані
13.	"	Те ж саме
14.	"	"

Співставляючи результати досліджень ґрунтів, які були відібрані в районах м. Нетішина, сіл Старий Кривин, Комарівка і Цвітоха, (рис. 4.1), можна зробити висновок, що в цілому їхній хімічний склад є достатньо типовим і відповідає складу аналогічних типів ґрунтів інших районів. У той же час досліджені ґрунти мають деякі особливості. Зокрема, органічні речовини в ґрунтах містяться у вигляді практично нерозчинних у воді сполук. Вміст розчинних органічних сполук не перевищує 0,03%, у той час як загальна концентрація органіки в ґрунтах може досягати 6,6-9,3%. Розчинними є переважно свіжоутворені органічні сполуки, про що свідчать співвідношення ПО/БО водної витяжки (> 40%).

За активною реакцією досліджувані ґрунти можна охарактеризувати як нейтральні та слаболужні ( $\text{pH}=6,8-7,7$ ). Це зумовлено дещо підвищеним вмістом карбонатів, зокрема, кальцію, які у вигляді карбонатних включень інколи виходять навіть на денну поверхню.

У ґрунтах можуть міститися такі солі як хлориди ( $\text{NaCl}$ ,  $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{CaCl}_2$ ), сульфати ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{MgSO}_4$ ), бікарбонат ( $\text{NaHCO}_3$ ) і карбонат натрію ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ), а також нітрати, нітрити та амонійні солі, кислі фосфати натрію і калію, які добре розчиняються у воді.

Солі, розчинні у воді, можуть бути шкідливими для рослин. У засолених ґрунтах легкорозчинні солі за шкідливістю можна роташувати у такій послідовності:  $\text{NaHCO}_3 > \text{NaCl} > \text{CaCl}_2 > \text{Na}_2\text{SO}_4 > \text{MgCl}_2 > \text{MgSO}_4$  [10].

Тобто, найбільш шкідливою з усіх солей є сода, яка навіть при 0,005%-ному вмісті у ґрунтах викликає загибель рослин. У кислих заболочених і торфово-болотних ґрунтах шкідливий вплив на рослини мають надлишкові кількості водорозчинного Fe (закисного), Mn і Al.

Як показали виконані нами дослідження, вміст різних компонентів водорозчинних солей в ґрунтах незначний (табл. 4.2). Загальний вміст солей в ґрунтах змінюється від 0,11 до 0,15%. Згідно з [110], за загальним вмістом розчинних солей (в %) ґрунти поділяються на: незасолені, якщо солей < 0,3%, слабкозасолені - 1,0-2,0%, сильнозасолені - 2,0-3,0% і солончаки - > 3,0%. При цьому, поріг токсичності за вмістом хлоридів дорівнює 0,01% [146]. Таким чином, досліджувані ґрунти є незасоленими і повністю безпечними за вмістом хлоридів (0,005-0,009%).

У найбільших концентраціях у даних ґрунтах містяться кальцій, гідрокарбонати, сульфати, інколи калій та нітрати.

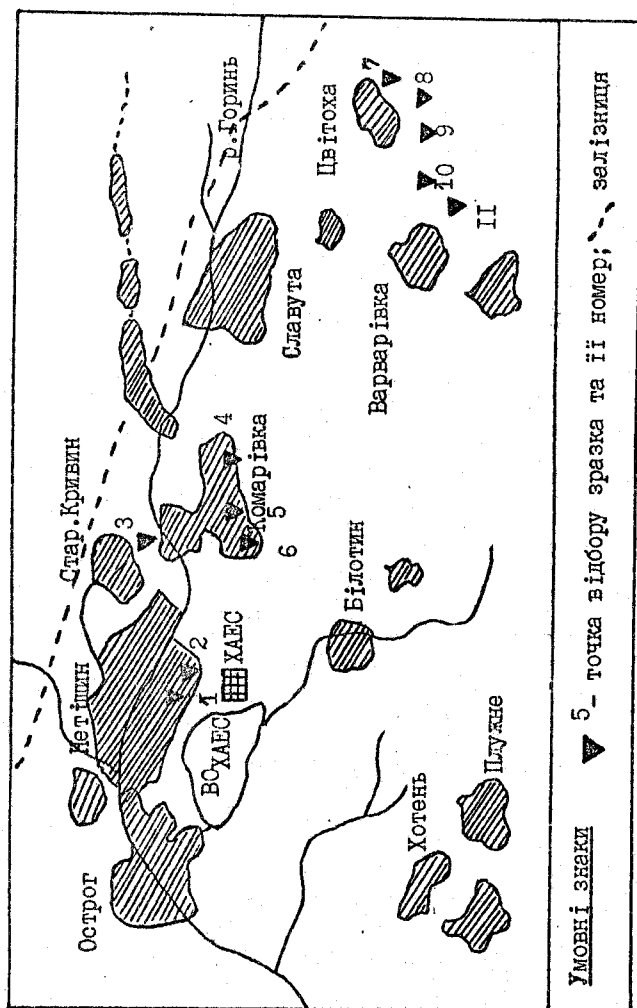


Рис. 4.І. Схема розміщення точок відбору зразків ґрунтів у районі м. Метішина

Таблиця 4.2. Вміст компонентів основних розчинних солей в досліджуваних ґрунтах, мг/кг сухої речовини

Точки відбору зразків	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Σ, %
М. Нетішин, дачні ділянки	180	12,0	6,0	38,0	21,0	579	192	70,1	149	0,13
С. Старий Кривин, дачні ділянки	100	12,2	4,0	2,0	24,0	244	100	55,8	65	0,15
С. Комарівка, дачні ділянки	147	8,1	4,0	2,3	12,7	596	198	76,0	27	0,11
С. Цвітоха	212	24,0	7,2	11,6	9,1	756	200	72,0	80	0,14

Незначні концентрації водорозчинних біогенних сполук (табл. 4.3 і 4.4) свідчать про обмеженість запасів у ґрунтах найбільш доступних (тобто легкорозчинних у воді) для живлення рослин форм азоту і фосфору. При цьому треба відзначити, що відносний вміст органічної компоненти фосфору значно вищий, тобто суттєва частка водорозчинного фосфору входить до складу органічної речовини.

Таблиця 4.3. Вміст різних водорозчинних форм азоту в досліджуваних ґрунтах, мг/кг сухої речовини

Точки відбору зразків	N <sub>NH<sub>4</sub></sub> <sup>+</sup>	N <sub>NO<sub>2</sub></sub> <sup>-</sup>	N <sub>NO<sub>3</sub></sub> <sup>-</sup>	N <sub>мін</sub>	N <sub>орг</sub>	N <sub>ваг</sub>
М. Нетішин, дачні ділянки	20,0	2,1	33,6	51,3	6,9	58,2
С. Старий Кривин, дачні ділянки	6,8	1,0	14,6	18,8	2,6	21,4
С. Комарівка, дачні ділянки	11,5	4,4	6,0	18,2	3,0	21,2
С. Цвітоха	7,1	1,5	18,0	31,2	4,1	35,4

Відомо, що основні поживні речовини (азот, фосфор і калій) присутні в ґрунтах у формі сполук, які засвоюються або не засвоюються

рослинами. Сполуки, які засвоюються, називаються рухливими, легко-розчинними, легкодоступними. Засвоєння сполук азоту, фосфору і калію залежить від вологості та умов аерації ґрунтового шару, вмісту інших елементів, властивостей рослин, пори року, температури [10].

Таблиця 4.4. Вміст різних водорозчинних форм фосфору в досліджуваних ґрунтах, мг/кг сухої речовини

Точки відбору зразків	$PO_4^{3-}$	$P_{\text{мін}}$	$P_{\text{орг}}$	$P_{\text{заг}}$
М.Нетішин, дачні ділянки	23,7	7,9	2,0	9,9
С.Старий Кривин, дачні ділянки	7,8	2,6	1,9	4,5
С.Комарівка, дачні ділянки	4,0	1,4	1,2	2,5
С.Цвітоха	35,2	11,7	1,9	13,6

Доступним для живлення рослин є легкорозчинний нітратний азот, вміст якого є основним показником забезпеченості ґрунту азотом, а також сорбований амонійний азот.

Доступний для рослин фосфор присутній в ґрунті переважно в сполуках з кальцієм, магнієм, деякими оксидами. Відомості про цю форму фосфору дозволяють визначити потребу ґрунту у фосфорних добривах. Ступінь забезпеченості ґрунту доступним для рослин фосфором характеризується такими показниками [10]:

Вміст  $P_2O_5$  (P), мг/кг

Забезпеченість ґрунту

200 (87,5) і більше

Висока

200-80 (87,5-30)

Середня

Менше 80 (30)

Не забезпечена

Ступінь забезпеченості ґрунту доступним для рослин калієм характеризується такими показниками [10]:

Вміст  $K_2O$  (K), мг/кг

Забезпеченість ґрунту

200 (165) і більше

Висока

200-100 (165-80)

Середня

Менше 100 (80)

Не забезпечена



Порівняння цих даних з отриманими результатами (табл. 4.5) показує, що досліджувані ґрунти за вмістом фосфору і калію в цілому належать до середньозабезпечених (у деяких випадках низькозабезпечених).

Таблиця 4.5. Вміст доступних для живлення рослин амонійного (розчинного і сорбованого) азоту, фосфору і рухливого (розчинного і обмінного) калію в досліджуваних ґрунтах, мг/кг сухої речовини

Точки відбору зразків	$M_{NH_4^+}$	$P_{PO_4^{3-}}$	$K_{рух}$
М.Нетішин, дачні ділянки	65,1	77,1	135,6
С.Старий Кривин, дачні ділянки	69,8	24,7	120,0
С.Комарівка, дачні ділянки	66,4	42,9	62,3
С.Цвітоха	65,7	79,2	124,2

Оцінка даних табл. 4.3 і 4.5 показує, що доступний для живлення азот міститься в ґрунтах переважно у вигляді сорбованого амонійного азоту. Рівень концентрацій сумарного вмісту доступних для рослин азотних сполук (у розрахунку на елементарний азот) дорівнює 0,005–0,01%.

Концентрації важких металів у різних ґрунтах характеризуються достатньо широкою амплітудою коливань, яка залежить від природи металу, його розповсюдження в земній корі, антропогенного впливу. Як видно з табл. 4.6, концентрації таких елементів, як Ti, Cr, Mn, Cu, Zn, Rb, Fe, Sr, Y, Pb, As відповідають валовим концентраціям важких металів у ґрунтах незабруднених ландшафтів [203].

Таким чином, ґрунти цього регіону в даний час важкими металами не забруднені.

Ще більший інтерес викликає вміст водорозчинних форм цих елементів, оскільки вони більш рухливі і можуть бути більш токсичними при значних концентраціях. Як показали наші дослідження, такі форми Cr, Mn, Fe, Ni і Pb містяться в ґрунтах у кількостях від десятих часток до 1,0–1,3% (по відношенню до валових концентрацій). Для Zn і Cu вміст водорозчинних форм в окремих випадках зростає до 3,0–4,5% і 6,0–7,0% відповідно.

Таблиця 4.6. Валовий вміст важких металів і деяких мікро-елементів - неметалів у досліджуваних ґрунтах, мг/кг сухої речовини

Точки відбору зразків	Ti	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Rb
М. Нетішин, дачні ділянки	740	41,5	128,8	53,4	10,1	12,5	28,1
С. Старий Кривин, дачні ділянки	2627	97,8	18,1	89,1	7,3	32,4	22,0
С. Комарівка, дачні ділянки	1815	34,1	343,1	47,1	7,4	13,4	25,5
С. Цвітоха	1485	12,4	475	65,6	9,1	13,1	12,5
Точки відбору зразків	Fe	Sr	Y	Pb	As	Se	Br
М. Нетішин, дачні ділянки	5602	41,4	7,0	11,8	1,0	-	2,7
С. Старий Кривин, дачні ділянки	39180	43,9	20,1	5,7	7,4	1,2	6,0
С. Комарівка, дачні ділянки	9745	30,8	10,1	7,8	4,4	1,4	3,0
С. Цвітоха	8785	49,5	7,3	7,2	5,8	0,9	1,6

Таким чином, важкі метали в досліджуваних ґрунтах достатньо міцно зв'язані і за звичайних умов малорухливі.

Номенклатура та вміст пестицидів, які виявлені в досліджуваних ґрунтах, є типовими для даного регіону. Практично для всіх цих пестицидів знайдені концентрації (табл. 4.7) суттєво нижчі ГДК [207]. Так, ГДК для ДДТ і його метаболітів (ΣДДТ), а також ГХЦГ дорівнюють до 100 мкг/кг сухого ґрунту. В окремих випадках виявлено пропазин (представник групи симм-тріазинів). Виявлені також представники фосфорорганічних пестицидів: фозалон, хлорофос, фозамід, метафос, карбофос, ДДВФ.

**Таблиця 4.7. Вміст пестицидів, виявлених у досліджуваних  
грунтах, мкг/кг сухої речовини**

Точки відбору зразків	ДДЕ	ДДД	ДДТ	Σ ДДТ	ГХЦГ
М.Нетішин, дачні ділянки	0,5	0,2	1,2	2,0	0,3
С.Старий Кривин, дачні ділянки	0,1	0,1	0,5	0,7	0,6
С.Комарівка, дачні ділянки	1,6	1,1	3,7	6,3	1,3
С.Цвітоха	0,9	0,6	5,2	6,6	0,6

Радіометричні дослідження відібраних зразків ґрунтів показали, що в них присутні як техногенні радіонукліди ( $^{137}\text{Cs}$ ,  $^{134}\text{Cs}$ ,  $^{106}\text{Ru}$ ,  $^{144}\text{Ce}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ), які були і серед випадіннь під час аварії на Чорнобильській АЕС у 1986 р. [100], так і природні ізотопи - продукти розпаду природного урану-238 ( $^{226}\text{Ra}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ), природного торію-232 ( $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ), а також природні ізотопи калій-40 та інших елементів. При цьому основний внесок у сумарну активність мають природні ізотопи. Концентрації радіоактивних ізотопів коливаються в межах  $n \cdot 10^{-9}$  -  $n \cdot 10^{-11}$  Кі/кг.

Мікробіологічні дослідження не виявили якихось аномалій у мікробіоценозах ґрунтів. Рівень патогенної мікрофлори відповідає загальному розповсюдженню рівню в аналогічних об'єктах навколишнього середовища.

#### **4.3. Хімічний склад і властивості стічних вод та ОСВ очисних споруд м. Нетішина**

Хімічний склад стічних вод, які надходять на очисні споруди. Згідно з даними тривалих спостережень лабораторії охорони навколишнього середовища Хмельницької АЕС, господарсько-побутові стічні води м.Нетішина і стічні води проммайданчика АЕС характеризуються наявністю достатньо широкого кола типових мінеральних і органічних забруднюючих речовин, концентрації яких помітно коливаються протягом часу. Високими рівнями концентрацій характеризуються такі компоненти, як амонійний азот, нафтопродукти, жири, СПАР. Стічні води містять значну кількість нерозчинних і розчинних органічних речовин, про що свідчать дуже високі величини таких показників, як окисню-

ваність, хімічне споживання кисню (ХСК) і БСК (табл. 4.8). При цьому, відношення окиснюваності до ХСК значно нижче 40%. Це свідчить про те, що органічна речовина стічних вод складається головним чином зі свіжоутворених органічних сполук [204], скоріше за все, сполук, які є продуктами, що утворюються в результаті господарсько-побутової діяльності. Значний внесок у забруднення стічних вод мають зливові води, на що вказують високі концентрації нафтопродуктів, жирів, завислих часток.

Таблиця 4.8. Хімічний склад стічних вод до і після очистки на очисних спорудах м. Нетішина (за середньомісячними даними), мг/л

Показники	До очистки	Після очистки
pH	7,5	7,8
O <sub>2</sub> розч. мг/л	0,0	7,1
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг/л	27,3	1,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг/л	0,27	0,30
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , мг/л	1,8	3,7
Фосфати, мг/л	1,0	0,8
Fe <sub>ввг.</sub> мг/л	2,0	1,8
Лужність, ммоль/л	6,7	5,2
Cl <sup>-</sup> , мг/л	58,2	44,4
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/л	63,4	59,2
Нафтопродукти, мг/л	7,1	1,7
СПАР, мг/л	20,5	4,8
Окиснюваність, мгО/л	50,9	8,5
ХСК, мгО/л	566	301
БСК <sub>5</sub> , мгО <sub>2</sub> /л	79,3	6,6
Завислі речовини, мг/л	140	35,2
Сухий залишок, мг/л	366	359

Таким чином, з урахуванням кваліфікації рівнів забруднення різних вод досліджувані стічні води треба охарактеризувати як "дуже брудні", не придатні для будь-яких видів утилізації без попередньої достатньо глибокої очистки [19]. У той же час ці води за своїм хі-

мічним складом відповідають "Нормативам концентрацій шкідливих речовин у стічних водах при надходженні на очистку" [207], що свідчить про достатньо ефективну роботу очисних споруд м. Нетішина.

Очищені стічні води повинні відповідати певним нормативам за хімічними, фізичними, бактеріологічними та деякими іншими вимогами. У більшості випадків стічні води, які пройшли очистку, характеризуються такими параметрами: рН 6,5-8,5; ХСК 20-150 мгО/л; БСК<sub>5</sub> 10-40 мгО<sub>2</sub>/л; завислі речовини - 14-70 мг/л; сухий залишок - 1000-4700 мг/л; О<sub>2</sub> 4-8 мг/л [19]. Як видно з табл. 4.8, очищені стічні води практично повністю відповідають вказаним параметрам. У цілому ці води можуть бути віднесені до категорії від "помірно брудних" до "брудних", що дає можливість їх використання для деяких технічних цілей, а також контрольованого скиду в природні водойми і водотоки [19, 207].

Хімічний склад ОСВ. На рис. 4.2 наведена схема мулових карт очисних споруд м. Нетішина. Термін витримування осадів у цих картах такий: I-VI - 12 місяців; VIII - 6; IX-X - 2 місяці; XI-XII - 10 днів. Порівняно з вивченими ґрунтами мулові відклади очисних споруд м. Нетішина характеризуються перш за все значно вищими концентраціями досліджуваних компонентів хімічного складу.

Величина рН водних витяжок ОСВ коливається в межах 6,4-8,4.

Органічна речовина ОСВ представлена переважно малорозчинними і певною мірою гуміфікованими формами (співвідношення ПО до БО >40%). У зв'язку з цим використання відкладів як добрив може мати помітний позитивний вплив на агрохімічні властивості удобрюваних ґрунтів.

В ОСВ виявлена значна кількість водорозчинних солей (у середньому 2,6-3,2%), серед яких переважають сульфати, бікарбонати, нітрати, кальцій, магній, амоній, а також хлориди (табл. 4.9).

Таблиця 4.9. Вміст компонентів основних розчинних солей в ОСВ, мг/кг сухої речовини

N карт	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	K <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	Cl <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Σ%
I-VI	6220	824	224	139	212	1757	17467	267	425	2.72
VIII	7617	507	352	243	165	8111	14023	694	345	3.17
IX-X	4103	816	655	365	1036	12531	5456	673	655	2.59

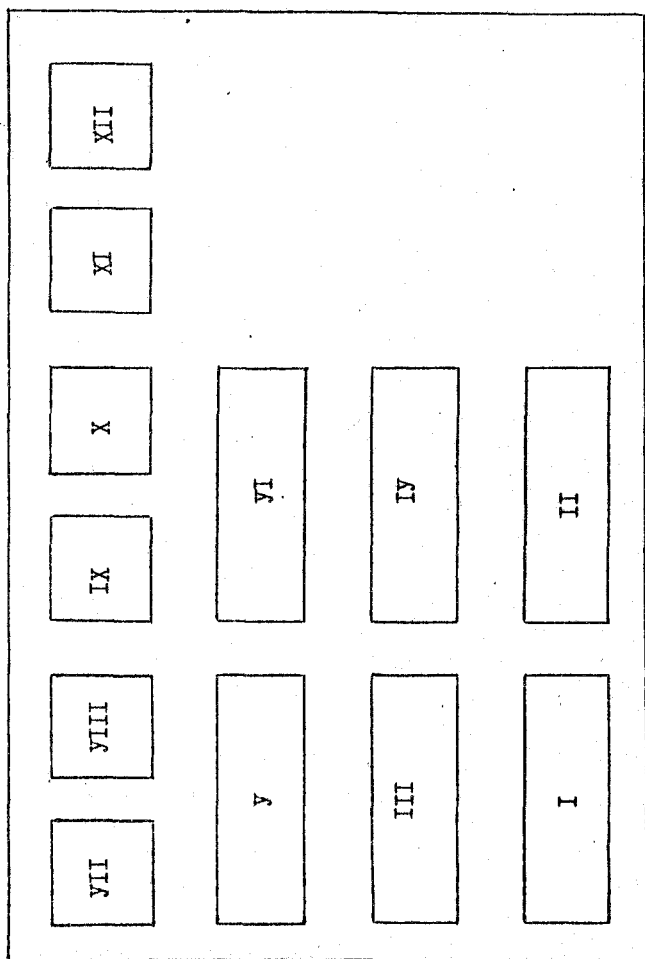


Рис. 4.2. Схема розміщення мулових карт на очисних спорудах м.Негіщина / I, II, ..., XII - номери мулових карт/

Спостерігаються високі концентрації водорозчинних біогенних сполук (табл. 4.10 і 4.11).

Таблиця 4.10. Вміст різних водорозчинних форм азоту в досліджуваних ОСВ, мг/кг сухої речовини

N карт	$N_{NH_4^+}$	$N_{NO_2^-}$	$N_{NO_3^-}$	$N_{мин}$	$N_{орг}$	$N_{вар}$
I-VI	154	10,5	116	467	51,3	341
VIII	129	13,9	77,7	218	75,9	296
IX-X	804	16,8	147	960	80,4	1048

Таблиця 4.11. Вміст різних водорозчинних форм фосфору в досліджуваних ОСВ, мг/кг сухої речовини

N карт	$PO_4^{3-}$	$P_{мин}$	$P_{орг}$	$P_{вар}$
I-VI	20,8	6,8	51,5	58,3
VIII	18,6	6,3	118	124
IX-X	20,2	9,7	108	118

Дуже високі концентрації доступних для живлення рослин біогенних елементів в ОСВ (табл. 4.12).

Таблиця 4.12. Вміст доступних для живлення рослин амонійного (розчинного і сорбованого) азоту, фосфору і рухливого (розчинного і обмінного) калію в досліджуваних ОСВ, мг/кг сухої речовини

N карт	$N_{NH_4^+}$	$N_{PO_4^{3-}}$	$K_{рух}$
I-VI	329	3423	614
VIII	1057	6847	737
IX-X	2442	6336	1280

В табл. 4.13 наведені дані про валовий вміст важких металів і

деяких мікроелементів - неметалів, які визначалися в ОСВ різних строків витримки.

**Таблиця 4.13. Валовий вміст важких металів і деяких мікроелементів-неметалів у досліджуваних осадах ,  
мг/кг сухої речовини**

N карт	Ti	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Rb
I-VI	2830	237	2106	221	455	3584	22
VIII	2764	210	2640	175	460	3641	16
IX-X	2500	214	1625	213	546	3982	11
XI-XII	2076	314	2169	236	448	3361	15
N карт	Fe	Sr <sub>сгаб</sub>	Y	Pb	As	Se	Br
I-VI	70149	188	13,0	75,0	12,0	2,3	51,0
VIII	74789	142	7,0	76,0	13,7	5,1	51,9
IX-X	58298	131	10,0	87,1	12,9	1,3	51,0
XI-XII	70756	115	6,5	78,5	6,5	0,8	28,5

Фосфорорганічні пестициди і більшість пестицидів групи сим-тріазинів у мулових відкладах не виявлені. Але знайдені хлорорганічні пестициди, причому, їхній вміст вищий, ніж у ґрунтах (табл. 4.14). Це ГХЦГ, ДДТ і його метаболіти. У той же час їхні концентрації не перевищують ГДК для ґрунту. Таким чином, у разі використання ОСВ як добрив додаткового забруднення ґрунту пестицидами не буде.

**Таблиця 4.14. Вміст пестицидів, виявлених у досліджуваних ОСВ,  
мкг/кг сухої речовини**

N карт	ДДЕ	ДДД	ДДТ	Σ ДДТ	ГХЦГ
I-VI	33,9	71,8	9,3	112	4,0
VIII	11,4	22,6	14,2	48,5	1,5
IX-X	46,3	17,3	56,2	24,0	1,2



Як і у випадку досліджених ґрунтів, вміст в ОСВ радіоактивних елементів незначний. Їх концентрації коливаються в межах  $n \cdot 10^{-9}$  -  $10^{-10}$  Кі/кг. Основний внесок у сумарну радіоактивність мають природні ізотопи ( $^{40}\text{K}$ ,  $^{212}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Pb}$ ,  $^{214}\text{Bi}$ ,  $^{208}\text{Tl}$ ) [197].

Загальна мікробна засміченість ОСВ у шість-сім разів перевищує аналогічний показник для ґрунтів. У той же час за вмістом сапрофітної мікрофлори мулові відклади і ґрунти відрізняються мало. Також в ОСВ практично не виявлені бактерії групи кишкової палички (тобто патогенні мікроорганізми) і життєздатні яйця гельмінтів. Це пов'язано з особливостями технології очистки стічних вод і обробки ОСВ, що включає термофільне зброджування останніх (при підвищеній температурі). Таким чином, за мікробіологічними параметрами якихось суттєвих обмежень для використання відкладів як добрив практично немає.

Підвищений вміст інших мікроорганізмів (висока мікробна засміченість мулових відкладів) зумовлений в основному сприятливими умовами для їх розвитку, які виникають у товщі відкладів при їх витримуванні в мулових картах (близька до нейтральної реакція середовища, наявність поживних речовин, сприятливий температурний режим, вологість тощо).

#### 4.4. Агрохімічна оцінка ОСВ

Під агрохімічною оцінкою ОСВ розуміємо виявлення ступеня їхньої спорідненості із зональними ґрунтами і встановлення придатності для використання їх як добрив.

Як показують виконані нами дослідження, за такими параметрами, як величина мінерального залишку, валовий вміст ОР і вологість (вологоемність) ОСВ близькі до гумусових і торф'янистих ґрунтів. Якщо взяти самий вологоемний з ґрунтів - торф'янистий, то його вологоемність наближається до 80-90%, а найменша польова становить, як правило, 50-70%. Вологість досліджених відкладів коливається в межах 50-85% і залежить від строків їх витримування в картах. ОСВ, витримані в картах протягом року, характеризуються вологістю 50-70%, при середній 61,2%.

Треба відзначити, що за вмістом органічної речовини і різних азотовмісних сполук ОСВ є органомінеральним субстратом, сильно збагаченим азотом (див. табл. 4.10, 4.12). Органічна речовина в них слабо зв'язана з мінеральною компонентою, достатньо рухлива. Тому

вона може зіграти роль доброго стимулятора рослин.

Характерною особливістю ОСВ з агрохімічної точки зору є високий вміст фосфатів. Звичайно вміст фосфатів навіть у багатих на фосфор ґрунтах становить 0,1-0,25% [118]. Концентрації  $P_2O_5$  у досліджуваних ОСВ (3,03-6,41%) дозволяють оцінити останні як цінне фосфорвмісне добриво.

За вмістом водорозчинних солей (див.табл. 4.9) ОСВ належать до категорії сильно засолених (2-3% солей). Засолення сульфатно-содового типу (співвідношення  $SO_4^{2-}/HCO_3^-$  у всіх випадках більше 1) [110, 146]. У той же час, судячи з величини рН водної витяжки, яка не перевищує 8,2, соди в мулових відкладах не може бути.

Високий вміст бікарбонатів, сульфатів, водорозчинних солей натрію і магнію є несприятливим фактором при використанні відкладів як добрив. Але основне обмеження для такого використання мулів витікає з наявності високих концентрацій хлоридів, які в усіх зразках ОСВ помітно перевищують гранично допустимі рівні (0,01%) для ґрунтів [207]. Тому при агровикористанні осадів необхідно чітко контролювати надходження в ґрунти хлоридів та інших водорозчинних солей.

З досліджуваних мікроелементів до необхідних для розвитку рослин треба віднести Mn, Zn, Cu, а також Fe. Безумовно, токсичними є такі мікроелементи, як Cr, Pb, Cd, As. За валовим вмістом цих речовин не можна однозначно визначити якою мірою рослини можуть їх засвоювати, треба виявити водорозчинні форми. Як видно з експериментальних даних (див.табл. 4.13), у досліджуваних мулах рухливі форми мікроелементів містяться у досить невеликих концентраціях. Порівняно, наприклад, з нормально забезпеченими сірими лісовими ґрунтами ОСВ у два-три рази збіднені марганцем і в два-три рази збагачені міддю. Вміст цинку в 200 разів більший, ніж у нормальних ґрунтах. Треба відзначити, що такий високий вміст цинку може заважати засвоєнню рослинами міді. З екологічної точки зору оптимальний вміст цинку в різних ґрунтах повинен становити 15-350 мг/кг.

Вміст титану в мулах в 1,5-2 рази менший, ніж у звичайних ґрунтах. Рівні концентрацій хрому, кадмію (рухливі форми), мист"яку і свинцю практично не виходять за межі інтервалів, характерних для аналогічних антропогенних утворень.

При використанні різних добрив (не лише на основі ОСВ), які містять підвищені кількості важких металів (зокрема, так звані мік-

родобрива). треба підтримувати певні рівні їх в ґрунтах [203]. Так, для садових і городніх ділянок оптимальні концентрації біологічно активних елементів становлять: для невибагливих рослин, до яких належать декоративні, трав'янисті дикоростучі рослини тощо - В - 1,0-2,0; Сu - 3,5-9,0; Мо - 0,03-0,07; Мп - 100-300; Zn - 7,0-14,0 мг/кг; для вибагливих рослин (овочі та інші сільськогосподарські культури) вказані рівні децю вищі - В - 2,0-3,0; Сu - 9,0-14,0; Мо - 0,07-0,09; Мп - 180-420; Zn - 14-20 мг/кг.

Отримані експериментальні дані свідчать про те, що при наявності цілого ряду позитивних властивостей ОСВ очисних споруд м.Нетішина (цінний органомінеральний субстрат) вони характеризуються і деякими негативними агрохімічними властивостями. До таких властивостей належать перш за все високий вміст легкорозчинних солей, зокрема хлоридів, а також деяких важких металів. При усуненні вказаних недоліків, яке може бути забезпечене науково обґрунтованим і контрольованим застосуванням мулів, вони можуть використовуватися у сільському господарстві для оптимізації складу і властивостей ґрунтів.

При використанні ОСВ у сільському господарстві для удобрення необхідно враховувати можливість накопичення в ґрунтах токсичних речовин. Виходячи з цього рекомендується вносити ОСВ на одні і ті ж угіддя не частіше одного разу на п'ять років кількістю 5-20 т/га у розрахунку на суху речовину.

Допустимі надходження лімітованих токсичних речовин, для яких встановлені ГДК у ґрунтах, можна розраховувати за формулою [217]:

$$D_{\text{дп}} = (ГДК_{\text{дп}} - \Phi) 3000.$$

де  $D_{\text{дп}}$  - допустиме надходження в ґрунт лімітованої токсичної речовини, г/га;  $ГДК_{\text{дп}}$  - гранично допустима концентрація даної речовини в ґрунті, г/т сухої речовини ґрунту;  $\Phi$  - реальний фоновий вміст даної речовини в ґрунті, г/т сухої речовини ґрунту; 3000 - маса орного шару ґрунту, т/га.

Щорічну допустиму дозу внесення в ґрунт органомінеральних добрив на основі ОСВ розраховують за формулою [217]:

$$D_{\text{осв}} = D_{\text{дп}} / 50 C_{\text{дп}}.$$

де  $D_{\text{осв}}$  - допустима доза внесення в ґрунт висушених осадів, т/га

на рік за сухою речовиною; 50 - максимальний строк внесення ОСВ (чи добрив на їх основі) на одну і ту ж ділянку, роки;  $C_{др}$  - вміст в ОСВ лімітованих речовин, г/т сухого ОСВ.

Таблиця 4.15. Щорічні допустимі дози внесення ОСВ очисних споруд м. Нетішина  $D_{осв}$ ), в ґрунт розраховані для окремих лімітованих речовин ( $D_{др}$ ) у розрахунку на суху речовину

Лімітовані речовини	Вміст у ґрунті г/т	Значення ГДК у ґрунті, г/т	Середній вміст в ОСВ карт I-VI, г/т	$D_{др}$ кг/га	$D_{осв}$ т/га
As	5,8	20,0	12,0	42,6	71,0
Cr	12,4	100,0	237,0	262,8	22,1
Ni	65,6	50,0	221,0	149,4	13,5
Cu	9,1	100,0	465,0	272,7	12,0
Zn	13,1	300,0	3584,0	860,7	4,8
Pb	7,2	100,0	74,6	278,4	74,5
Mn	475,0	1500,0	2106,0	3075,0	29,2
Cl	71,9(0,007%)	100(0,01%)	267(0,03%)	84,3	6,3
Σ водо-розчинних солей*	1400(0,14%)	2000(0,2%) 3000(0,3%)	27900(2,8%) -	1800,0 4800,0	1,3 3,4

Примітка. \*) Згідно з різними літературними джерелами верхня межа, за якою починається засолення ґрунту, становить 0,2-0,3%.

Для виконання вказаних розрахунків були взяті інгредієнти (табл. 4.15), для яких у даний час є норми (ГДК), що регламентують їхній вміст у ґрунтах сільгоспугідь. При виборі цих інгредієнтів враховували також рівні їхніх концентрацій у досліджуваних відкладах (витриманих у мулових картах протягом року і які підлягають утилізації, тобто у картах I-VI). При цьому розрахунки виконували для ґрунтів підсобного господарства ХАЕС у с. Цвітоха, як найбільш забезпечених експериментальними аналітичними даними.

Як свідчать розрахунки (див. табл. 4.15), величину допустимої щорічної дози внесення мулових відкладів у ґрунти регіону лімітують

в першу чергу такі показники, як вміст водорозчинних солей (засоленість осадів), а також цинку і хлоридів. З урахуванням значень їхніх концентрацій по картах I-VI допустима щорічна доза внесення ОСВ як добрив не повинна перевищувати 1,3-3,4 т/га у розрахунку на суху речовину. На добре промитих ґрунтах лімітуючим показником стає лише цинк, і вказана доза може бути збільшена до 4,8 т/га. Таким чином, максимальна доза осадів, яку можна вносити на 1 га один раз на п'ять років, становить 6,5-17,0 т/га за сухою речовиною осадів. З урахуванням середньої вологості осадів у картах I-VI, яка дорівнює 61,2%, максимальна одноразова доза на 1 га становить 16,8-43,8 т ОСВ.

Ці розрахунки добре узгоджуються з рекомендаціями в різних літературних джерелах, в яких наводяться дози 5-20 т/га у розрахунку на суху речовину осадів [217, 250].

За умови повторного внесення висушених ОСВ необхідно (перед кожним внесенням) здійснювати поточний контроль реального вмісту токсичних речовин у ґрунті, який удобрюється, і при необхідності корегувати рвову дозу. Враховуючи властивості досліджуваних ОСВ треба відзначити, що оптимальним строком їх внесення в ґрунт є осінь (під зяблеву оранку). Ефективність застосування ОСВ може бути підвищена шляхом сполучення з мінеральними добривами, зокрема, калійними.

#### 4.5. Однорідність і генетично-структурні особливості хімічного складу ОСВ

Однорідність хімічного складу ОСВ. Для перевірки однорідності результатів аналізів ОСВ на окремих об'єктах (мулових картах) застосовувався метод кластерного аналізу. Його математичний апарат дозволяє виявити зразки з однорідним складом ОСВ і зразки аномальні, які відрізняються за складом чи властивостями від характеристик основної кількості зразків [210].

Доцільність використання кластерного аналізу у даному випадку пояснюється необхідністю встановлення однорідних за хімічним складом та фізичними властивостями груп зразків, враховуючи при цьому, що один і той же зразок охарактеризовано значним числом хімічних та фізичних характеристик. Отже, об'єктивна перевірка гіпотези про однорідність зразків ОСВ можлива лише при одночасному урахуванні та порівнянні всього комплексу показників, визначених в результаті лабораторних досліджень. Врахувати цю багатофакторність дозволяє метод

кластерного аналізу. Він дає можливість на основі сукупності характеристик множини об'єктів (у кожному випадку множини зразків ОСВ) розбити цю множину об'єктів на  $m$  кластерів так, щоб кожний об'єкт належав одному і тільки одному кластеру і щоб об'єкти, які належать до одного кластеру, були подібними (однорідними); а ті, які належать до різних кластерів, - різнорідними (неоднорідними). В кластерному аналізі головним етапом є розрахунок неоднорідності груп об'єктів, критерієм якої служить міра схожості між об'єктами. Це функція, що ставить у відповідність кожній парі об'єктів спостережень  $(k, l)$  деяке число  $S_{kl}$ , що характеризує ступінь схожості між пунктами  $k$  і  $l$ . Для виразу міри схожості використовується коефіцієнт відстані  $R_{kl}$ . Найчастіше застосовується Евклідова відстань [76]:

$$R_{kl} = \sqrt{\sum_{i=1}^n (X_{ik} - X_{il})^2}.$$

де  $X_{ik}$  - координати  $k$ -го об'єкта;  $X_{il}$  - координати  $l$ -го об'єкта.

На основі розрахованих величин  $R_{kl}$  між усіма об'єктами досліджень (зразками ОСВ) на комп'ютері виконується процедура кластеризації. За допомогою графіка залежності міри неоднорідності - від кроку кластеризації визначається розрахунковий крок кластеризації, що відповідає моменту перегину графіка і "стрижку" міри неоднорідності. Комбінація груп досліджених зразків, що відповідають цьому розрахунковому кроку, є однорідною, інші групи (кластери, часто нечисленні) з більшим кроком кластеризації будуть неоднорідними по відношенню до першого кластера.

Результати такої обробки даних щодо ОСВ м. Нетішина наведені в табл. 4.16. Аналіз виконувався по окремих групах характеристик складу, кількість членів ряду становила 16. Треба підкреслити, що особливою перевагою застосування кластерного аналізу (в даному випадку) є те, що встановлення однорідності виконується шляхом порівняння зразків за комплексом усіх показників, які входять до структури аналізованої групи. Це, з одного боку, посилює надійність виявлення аномальних зразків, а з іншого, - підкреслює наявність однорідності (чи відсутність її) в рядах спостережень [76, 131].

Аналізуючи результати перевірки даних щодо ОСВ м. Нетішина на однорідність, можна зробити такий висновок: фізико-хімічні характеристики ОСВ однорідні в середині рядів спостережень за окремими їх компонентами. Ступінь однорідності дуже високий (87,5-93,8%). З 16

зразків за кожною компонентою складу виявилось не більше одного-двох зразків аномальних. Найбільш часто аномальним був зразок 1 (у семи випадках з 9), у трьох випадках - зразок IV. Інші проби, які виявлялися аномальними по одному разу, практично суттєво не впливають на однорідність рядів спостережень.

Таблиця 4.16. Перевірка внутрішньої однорідності результатів аналізу характеристик складу ОСВ м.Нетішин методом кластерного аналізу

№ гру- п ха- ракте- рист	Назва характе- стик складу ОСВ	Кіль- кість зраз- ків	№ одно- рідних за складом зразків	Ступінь одно- ріднос- ті, %	№ неод- норідних за скла- дом зраз- ків	Ступінь неодно- рід- ності, %
1.	Фізичні та фізико- хімічні властивості	16	2, 3, 5-16	87,5	1, 4	12,5
2.	Мінеральні компоненти	16	2, 3, 5-16	87,5	1, 4	12,5
3.	Легкорозчинні солі	16	2, 4, 12	87,5	1, 3	12,5
4.	Валовий вміст пожив- них речовин	16	2-22	93,8	1, 0	6,2
5.	Воднорозчинні форми N і P	16	2-12	93,8	1, 0	6,2
6.	$N_{NH_4}^+$ , $P_{PO_4}^{3-}$	16	2, 3, 5-12	87,5	1, 4	12,5
7.	Мікроелементи (валовий вміст)	16	1-4, 6, 8-12	87,5	5, 7	12,5
8.	Мікроелементи (воднорозчинні форми)	16	2-16	93,7	1, 0	6,3
9.	Мікрофлора	16	1-9, 12-16	87,5	10, 11	12,5

У цілому ж аномальність більшості цих проб може бути викликана трьома групами факторів: впливом на дану ділянку ОСВ даної карти якихось другорядних (аномальних) факторів; недоліками при відборі зразків; помилками при аналізі.

Висновок про високий ступінь внутрішньої однорідності характеристик ОСВ дозволяє виконувати розрахунки їхніх статистичних параметрів і використовувати останні для обґрунтування вмісту тих чи інших речовин в ОСВ.

Генетично-структурні особливості. Правильна інтерпретація вели-

кої кількості (комплексу) фізичних, хімічних, бактеріологічних характеристик ОСВ є достатньо складним завданням. Тому для об'єктивного виявлення структурних особливостей ОСВ і направленості процесів формування їхніх фізико-хімічних властивостей застосовувалися методи факторного і кореляційного аналізів [164]. За допомогою факторного аналізу виділялися групи однорідних за генезисом характеристик, а кореляційного – встановлювалася наявність взаємозв'язків між ними. Таким чином було виділено три градації ОСВ за гранулометричним складом:

- 1) частки діаметром від 0,5–0,25 ( $f_1$ ) до 0,25–0,1 мм ( $f_2$ );
- 2) частки діаметром від 0,1–0,05 ( $f_3$ ) до 0,05–0,01 мм ( $f_4$ );
- 3) частки діаметром від 0,01–0,005 ( $f_5$ ) і менше 0,005 мм ( $f_6$ ).

Це означає, що структура гранулометричного складу ОСВ включає три генетично однорідні структурні групи, які по-різному впливають на якісні характеристики ОСВ чи зумовлюють їх.

Для більш детального аналізу впливу гранулометричного складу на формування фізико-хімічних властивостей ОСВ розглянемо поетапно результати кореляційного аналізу їх характеристик.

З табл. 4.17 видно чітку структурну диференціацію мінеральних і органічних компонентів ОСВ відносно їхнього гранулометричного складу. Крупні частки діаметром від 0,5 до 0,1 мм ( $f_1$  і  $f_2$ ), віднесені до першої генетично однорідної групи речовин, складаються з мінеральних компонентів. Про це свідчить наявність кореляційного зв'язку між їхнім процентним вмістом і величиною зольності (додатній коефіцієнт кореляції  $r = 0,76$ ;  $r = 0,45$ ), а також зворотний зв'язок з вмістом органічної речовини (ОР), гумусу. Достатньо чітко в структурі ОСВ проявляється також група, яка складається з самих дрібних фракцій діаметром 0,01–0,005 мм ( $f_5$ ) і 0,005 мм ( $f_6$ ). Між вмістом цих часток і вмістом ОР та гумусу є суттєві кореляційні зв'язки, що вказує на переважно органічну природу часток цих фракцій.

Таким чином, гранулометричний склад характеризує неоднорідність ОСВ не лише за розмірністю часток, але і за генезисом окремих фракцій. Цей факт необхідно врахувати при наступному вивченні і практичному використанні ОСВ.

Що ж до часток середнього розміру, то вони не проявляють себе ні як мінеральні, ні як органічні (див. табл. 4.17). На нашу думку, ці фракції ОСВ можуть бути представлені органомінеральними утвореннями чітко вираженого антропогенного походження. Їхня структура і фі-



зико-хімічні властивості визначаються накопиченими у них різноманітними речовинами антропогенного походження.

Таблиця 4.17. Кореляційна матриця залежності деяких хімічних характеристик ОСВ від їх гранулометричного складу

Параметри	$f_1$	$f_2$	$f_3$	$f_4$	$f_5$	$f_6$	Зольність	ОР	ОР водорозчинна	Гумус
$f_1$		0,58	-0,49	-	-0,55	-0,72	0,76	-0,76	-0,48	-0,42
$f_2$			-	-0,43	-	-0,65	0,45	-0,44	-	-0,59
$f_3$				-0,65	-	-	-	-	-	-
$f_4$					-0,56	-	-	-	-	-
$f_5$						0,44	-0,70	0,70	0,91	0,60
$f_6$							-0,93	0,93	0,63	0,96
Зольність								-	-0,77	-0,96
ОР									0,77	0,97
ОР водорозчинна										0,74
Гумус										

Треба відзначити, що, не дивлячись на певну однорідність, частки  $f_3$  і  $f_4$  все ж відрізняються між собою. По-перше, між їхнім вмістом є від'ємний зв'язок ( $r = -0,65$ ), по-друге, у часточках діаметром 0,2-0,05 мм ( $f_3$ ) накопичуються такі метали, як Cr і Ni, а в частках діаметром 0,05-0,01 мм ( $f_4$ ) - Cu і Zn (табл. 4.18).

Ця таблиця також добре ілюструє генетичну неоднорідність ОСВ. Вона показує, що сприятливі умови для накопичення важких металів існують у самій дрібній фракції осадів, а частки крупного діаметра інертні до накопичення таких елементів. Частки проміжного розміру ( $f_3$  і  $f_4$ ) проявляють вибірковість у спорідненості з різними важкими металами, яка залежить від співвідношення в цих частках органічних і мінеральних компонентів.

Поведінку важких металів у товщі ОСВ характеризує табл.

4.19.

Наведені в ній коефіцієнти кореляції вказують на однакову по-

ведінку чи єдині джерела надходження в ОСВ таких елементів, як Cr і Ni, а також Cu і Zn. У той же час такий елемент, як Ga за умовами надходження, накопичення і поведінки в осаді суттєво від них відрізняється.

Таблиця 4.18. Кореляційна залежність вмісту деяких важких металів від гранулометричного складу ОСВ

Метали	$f_1$	$f_2$	$f_3$	$f_4$	$f_5$	$f_6$
Cr	-0,81	-0,72	0,55	-	-	0,59
Ni	-0,71	-0,81	0,48	-	-	0,50
Cu	-	-0,50	-0,47	0,64	-	0,72
Zn	-0,47	-0,73	-	0,70	-	0,79
Ga	-	-	-	-	-	-

Таблиця 4.19. Кореляційні залежності між деякими металами в ОСВ

Метали	Cr	Ni	Cu	Zn	Ga
Cr	-	0,80	-	-	-
Ni	-	-	-	0,60	-
Cu				0,78	-0,62
Zn					-0,61
Ga					

Розподіл поживних речовин у досліджуваних ОСВ нагадує розподіл органічних речовин (табл. 4.20). Азот і фосфор знаходиться у складі самої дрібної органічної фракції ОСВ, тобто у складі органічних сполук.

Калій у розглянутих осадах представлений мінеральними формами. Про це свідчать залежності, наведені в табл. 4.21.

Таблиця 4.20. Кореляційна залежність вмісту основних поживних речовин від розмірів часток досліджуваних ОСВ

Показники	$f_1$	$f_2$	$f_3$	$f_4$	$f_5$	$f_6$
$N_{\text{вар}}$	-0,74	-0,59	-	-	0,77	0,90
$P_{\text{вар}}$	-0,40	-0,62	-	-	-	0,80
$K_{\text{вал}}$	-	-	-	-	-	-0,97

Таблиця 4.21. Кореляційні залежності вмісту поживних речовин від вмісту органічних компонентів досліджуваних ОСВ

Показники	ОР	ОР водорозчинна	Гумус
$N_{\text{вар}}$	0,94	0,85	0,96
$P_{\text{вар}}$	0,65	0,64	0,69
$K_{\text{вал}}$	-0,97	-0,70	-0,48

Таким чином, дослідження складу ОСВ м.Нетішина математичними методами показали, що:

1) гранулометричний склад ОСВ можна поділити на три групи (градації), які відрізняються між собою не лише розмірами часток, але і фізико-хімічними властивостями;

2) частки ОСВ крупного розміру діаметром від 0,5 до 0,1 мм складаються виключно з мінеральних компонентів. Самі дрібні фракції ОСВ (<0,01 мм) мають переважно органічну природу або сильно збагачені диспергованим і помітно гумусованим органічним матеріалом. Проміжна ланка - частки діаметром від 0,1 до 0,01 мм - представлені, скоріше за все, органомінеральними сполуками;

3) найбільшу практичну цінність при можливому використанні ОСВ для удобрення мають фракції з діаметром часток 0,01 мм і менше. Вони складаються з органічної речовини, гумусу, збагачені поживними елементами, зокрема, азотом і фосфором. У той же час ці фракції можуть накопичувати певні кількості важких металів та інших шкідливих речовин та їх сполук.

За участю автора вивчалися також ОСВ очисних споруд міст Дніпро-

петровська і Запоріжжя (В.К.Хільчевський, В.М.Савицький, К.О.Чеботько, С.І.Сніжко, 1996). Проведені методом однофакторного дисперсійного аналізу дослідження на однорідність показали, що деякі характеристики ОСВ м. Нетішина і цих міст належать до єдиної генеральної сукупності. Це дозволяє стверджувати, що при певних особливостях ОСВ очисних споруд того чи іншого міста існують загальні закономірності формування їхнього складу. Відповідно, отримані результати можуть бути орієнтиром при плануванні досліджень і використанні ОСВ очисних споруд інших міст країни.

#### 4.6. Можливості застосування ОСВ у різних фізико-географічних умовах басейну Дніпра і санітарно-гігієнічні аспекти охорони навколишнього середовища

При всіх позитивних аспектах використання необроблених ОСВ як додаткового джерела органімінеральних добрив може супроводжуватись і реальною небезпекою забруднення ґрунтів сільськогосподарських угідь і суміжних з ними середовищ (поверхневих і ґрунтових вод, повітря, рослин тощо) деякими токсичними речовинами, зокрема, солями важких металів, хлоридами, нітратами, іншими водорозчинними сполуками. Ґрунти та інші середовища можуть забруднюватись патогенними мікроорганізмами, яйцями гельмінтів. Як наслідок, може погіршуватись санітарно-гігієнічний стан природних середовищ, зменшується їхня здатність до самоочищення і репродукування, а токсичні інгредієнти можуть накопичуватись у кількостях, небезпечних для життєдіяльності вищих організмів, у тому числі і людини.

У зв'язку з цим достатньо ефективним прийомом перетворення ОСВ у якісні та безпечні у санітарному відношенні органімінеральні добрива є їх компостування [217]. При цьому буртування і витримування осадів у чистому вигляді не дає достатнього ефекту. Використання добавок (гною, подрібненої соломи, зеленої маси, меліорантів, які містять кальцій та інші компоненти), а також забезпечення аерування компостованої маси полегшать вирішення даної задачі. Процес компостування обов'язково повинен супроводжуватись санітарно-гігієнічним контролем компосту на різних стадіях його визрівання. Недотримання даних вимог призводить до помітного зростання епідеміологічного ризику в місцях використання недостатньо знезаражених ОСВ для удобрення. Ступінь ризику зумовлюється ґрунтово-кліматичними умовами

місцевості. При його оцінці треба враховувати й інші фактори. В даний час при існуючих технологіях сучасні очисні споруди, як правило, не забезпечують повного знезараження як стічних вод, так і осадів, які утворюються при їх очистці. В результаті цього тривале використання ОСВ для удобрення одних і тих же сільгоспугідь збільшує потенціальну загрозу погіршення епідеміологічної ситуації на даних угіддях і прилеглих територіях. Крім того, з усіх об'єктів навколишнього середовища найбільшого біологічного забруднення зазнають саме ґрунти. Ступінь епідеміологічної небезпеки зумовлюється тривалістю виживання збудників різних захворювань у ґрунтах та інших конкретних природних середовищах і наявністю можливостей для їх розповсюдження. У свою чергу життєдіяльність і активність таких збудників залежить від фізико-географічних умов місцевості, які впливають на здатність ґрунтів до самоочищення.

З викладеного витікає, що при оцінці епідеміологічного ризику у випадку сільськогосподарської утилізації ОСВ необхідно враховувати перш за все зональну інсоляцію і такі фізико-хімічні характеристики ґрунтів, як вміст гумусу і дрібнодисперсних фракцій, наявність і вміст обмінних основ, карбонатність і рН. Як свідчать результати робіт деяких авторів (Г.Я.Чегринцев та інш., 1989), за умовами радіаційного балансу найбільшим ступенем епідеміологічного ризику при внесенні на поля недостатньо знезаражених осадів характеризується зона Українських Карпат і прилеглі території Львівської, Івано-Франківської та Чернівецької областей (сумарна сонячна радіація становить 98-100 ккал/см<sup>2</sup>). У басейні Дніпра до регіонів підвищеного ризику за тривалістю виживання яєць гельмінтів належать також територія Українського Полісся, північні райони Сумської і Вінницької областей, а також повністю Житомирська, Рівненська і Волинська області (басейни річок Турія, Стохід, Стир, Горинь, Случ, Уборть, Уж, Тетерів, Здвиж, Ірпінь, Десна, Псел). У цих регіонах застосування ОСВ для удобрення можна рекомендувати лише за умови їх повного знезараження. Ґрунти південно-східних і південних областей України (сумарна сонячна радіація становить 110-120 ккал/см<sup>2</sup>) більш придатні для застосування осадів комунально-побутових стічних вод, оскільки самосчисна здатність даних ґрунтів по відношенню до мікробіологічного забруднення значно вища.

На основі залежностей, які існують між названими факторами (рівнями інсоляції і фізико-хімічними властивостями ґрунтів) та епі-

деміологічним ризиком, пов'язаним з утилізацією ОСВ для удобрення, основні типи ґрунтів можна поділити на три групи. До першої треба віднести всі різновиди дерново-підзолистих ґрунтів (ризик дуже високий і високий), до другої - сірі опідзолені та дерново-буроземні ґрунти, які характеризуються ризиком середнього ступеня, до третьої групи входять каштанові та чорноземні ґрунти, для яких ризик захворюваності людей (зокрема, гельмінтозами) є невисоким.

Крім розглянутих факторів, при застосуванні ОСВ для удобрення сільгоспугідь треба враховувати такі характеристики місцевості, як ухил і розчленованість тих чи інших ділянок, глибину залягання ґрунтових вод. Ухили зумовлюють інтенсивність поверхневого стоку і відповідно можливість забруднення водою і водотоків хімічними і біологічними компонентами внесених на поля осадів. На територіях з ухилом 6-12° і більше (лісостепова і північ степової частини басейну Дніпра) застосування ОСВ повинно обмежуватись чи супроводжуватись агротехнічними заходами, які перешкоджають виносу зі стоком твердої фази ґрунтів і осадів. Оптимальні глибини залягання ґрунтових вод - не менше 100-150 см. При необхідності утилізації ОСВ на території, яка не відповідає вказаним вимогам (деякі райони Прип'ятського Полісся), знезараження осаду повинно бути практично повним, а вміст токсичних речовин мінімально допустимим.

На основі аналізу літературних джерел, а також особистих досліджень ми пропонуємо таку схему ступенів ризику використання недостатньо знезаражених ОСВ для удобрення сільгоспугідь за комплексом фізико-географічних факторів (табл. 4.22).

Таблиця 4.22. Ступінь ризику використання недостатньо знезаражених ОСВ для удобрення сільгоспугідь у басейні Дніпра за комплексом фізико-географічних факторів

Ступінь ризику	Типи ґрунтів	Ухил поверхні, градуси	Глибина залягання ґрунтових вод, м
Дуже високий	Дерново-підзолисті	>12	1-1,5
Високий	Сірі опідзолені	12-8	1,5-3
Середній	Дерново-буроземні	8-6	3-5
Незначний	Чорноземи, каштанові	<6	>5

Існує прямий зв'язок між епідеміологічним ризиком використання ОСВ і зональністю ґрунтів, пов'язаний з інсоляцією, вмістом гумусу і дрібнодисперсних фракцій, наявністю обмінних основ, карбонатністю і рН.

Одним з важливих критеріїв санітарно-гігієнічної оцінки ґрунтів у зв'язку з утилізацією ОСВ як добрив є біологічна активність і транслокація в рослинницьку продукцію таких інгредієнтів осаду, як важкі метали. В цьому зв'язку треба підкреслити, що використання в різних ґрунтово-кліматичних зонах України ОСВ (міста Київ, Харків, Львів, Херсон) різноманітного складу і особливо компостів, приготівлених на основі цих осадів, в діапазоні навантажень від 150 до 450 кг/га у розрахунку на загальний азот не мало помітного впливу на процеси накопичення у рослинах більшості важких металів [250]. Більш високі навантаження ОСВ підвищували в ґрунтах природний фон таких елементів, як нікель, свинець, цинк, хром, мідь. Цей факт підтверджує можливість внесення на поля науково обґрунтованих доз ОСВ (чи компостів), а також необхідність проведення постійного контролю за вмістом вказаних речовин в окремих партіях ОСВ, ґрунтах і вирощуваних сільгоспкультурах. При цьому значення водно-міграційного фактора в системі санітарно-гігієнічної оцінки можливої міграції досліджуваних елементів менш суттєве порівняно з іншими критеріями, наприклад, впливом на ґрунтовий біогеоценоз чи транслокацію в рослини. В цілому в межах існуючих в ОСВ коливань концентрацій важких металів і доз осаду залежно від сівозміни і типів ґрунтів обґрунтований сприятливий епідеміологічний прогноз відносно можливості широкомасштабного застосування осадів як добрив. З гігієнічної точки зору доза внесення добрив чи відповідних компостів (наприклад, під зернові культури), яка досягає 150-300 кг/га за загальном азотом може бути рекомендована для всієї території України. Вказані висновки ґрунтуються по результатах досліджень, що були виконані на легких підзолистих ґрунтах, у яких рухливість важких металів, радіонуклідів, пестицидів та інших токсичних інгредієнтів, привнесених у ґрунти з ОСВ, максимальна. А якщо відсутні негативні ефекти на вказаних ґрунтах, то ймовірність транслокації токсичних інгредієнтів у рослинницьку продукцію з більш важких ґрунтів (сірих лісових і чорноземів) суттєво зменшується [1, 250].

У 80-х роках Українська науково-дослідна станція зрошення стіч-

ними водами (УкрНДСЗСВ) вивчала можливість застосування ОСВ як добрива у лісостеповій (Бортницький зрошувальний масив) і степовій (зрошувальна система на стічних водах м. Маріуполя) зонах України [96]. На основі досліджень встановлені норми і строки застосування ОСВ під окремі сільгоспкультури. Для лісостепової зони оптимальними нормами осадів 97%-ної вологості є, т/га: під кукурудзу на зелений корм і силос - 300-500, картоплю - 200-250; 80-86%-ної вологості - відповідно 180-200 і 120-150. Для степової зони оптимальними нормами осаду 97%-ної вологості під кукурудзу на зерно є 200-250, кукурудзу на силос - 250-300, багаторічні трави - 400-500 т/га, осадів 60-62%-ної вологості - відповідно 50-60, 60-70 і 100-120 т/га. Вносить ОСВ можна весною, влітку і восени. Осінній термін визнано найкращим.

Найбільш широке розповсюдження в сільському господарстві набули ОСВ, які пройшли термофільне зброджування при температурі 50-53° С (навідміну від мезофільного 30-35° С), термічну стабілізацію і підсушені в картах мулових полів до вологості 60-80%, чи в рідкому (первинному) вигляді вологістю 97-98%. Така підготовка ОСВ найбільш проста у технічному відношенні.

Після термофільного зброджування чи стабілізації ОСВ в основному направляються до місць складування і подальшого зневоднення і знезараження при тривалому зберіганні на відкритому повітрі.

Осади, які підсушені до вологості 60%, вносять на поля за технологією внесення гною.

Як показують виконані дослідження, використання ОСВ для удобрення сільгоспугідь в басейні Дніпра можливе без нанесення шкоди навколишньому середовищу за умов застосування термофільного зброджування ОСВ з метою їх максимального знезараження, компостування ОСВ з використанням добавок (гною, подрібненої соломи, різних меліорантів) і правильного вибору площ для удобрення - рівні ділянки з незначними ухилами, зона аерації складена добре проникними породами, природно захищені найближчі водоносні горизонти, достатньо глибоке залягання ґрунтових вод (не менше 1,5 м).

Вибір ділянок для удобрення ОСВ треба здійснювати конкретно на місцевості з урахуванням названих вище лімітуючих факторів. У цілому ж можливість використання ОСВ у сільськогосподарському виробництві зумовлюється загальними екологічними умовами застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра, які розглядаються в розд. 5.



## 5. ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНИХ УМОВ ЗАСТОСУВАННЯ АГРОХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ У БАСЕЙНІ ДНІПРА

### 5.1. Вибір основних структурних типологічних територій

Винос агрохімічних засобів із сільськогосподарських угідь залежить від різних факторів: рельєфу місцевості, кількості атмосферних опадів та їх характеру, фізико-механічних властивостей ґрунту, доз внесення хімічних речовин та ін. [1, 3, 106, 229].

Найбільшу здатність утримувати агрохімічні засоби в ґрунті має ліс, потім сінокоси, пасовища, орні землі, які зайняті сільськогосподарськими культурами. Найбільше поживних речовин вимивається з ґрунту на паровому полі (у 5-10 разів більше, ніж на ґрунті, зайнятому культурами, оптимально забезпеченими поживними речовинами). На забруднення природних вод впливає характер землекористування. Відповідно найбільше забруднюються води на ріллі і менше - під лісами [74].

В Україні ведуться дослідження екологічних умов використання агрохімічних засобів [1, 16, 35, 41, 166]. Вони мають емпіричний характер, виконуються на окремих дослідних ділянках і поки що мають локальне значення. Щодо узагальнюючих робіт у масштабах країни чи природних зон, то таких немає. Це пояснюється труднощами в проведенні масових дослідів, відсутністю методики, яка б дала можливість поширити отримані дані на великі території.

Маючи досвід роботи із значними обсягами інформації, ми спробували оцінити екологічні умови застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра, використовуючи географічний підхід. Суть цього підходу полягає не в оцінці наслідків застосування мінеральних добрив чи пестицидів, а у виявленні подібних природних комплексів як за потребою у застосуванні агрохімічних засобів, так і за ландшафтними умовами можливого їх виносу в річки. Для цього необхідно враховувати природні та антропогенні фактори, які узагальнені під назвою екологічні. При цьому виходили з таких основних принципів: 1) необхідність оцінки ролі основних груп факторів, від яких залежить винос хімічних речовин із сільськогосподарських угідь - рівень забезпеченості ґрунтів NPK, вміст гумусу та кислотність, розораність території, рельєф та еродованість ґрунтів, кліматичні умови, рівень ґрунтових вод, густина гідрографічної мережі і хімічний склад поверхне-

вих вод; 2) можливість використання наявної інформації з літературних і архівних джерел; 3) виділення пріоритетних характеристик; 4) уніфікація пріоритетних характеристик за допомогою числових значень з відповідними розмірностями з метою підготовки для обробки на ЕОМ; 5) вибір основних структурних типологічних територій, до яких можна віднести інформацію; 6) застосування математичних методів для обробки даних.

Основною типологічною територією, за якою збиралися дані щодо пріоритетних характеристик, обрано фізико-географічний район, який є частиною області чи підобласті з місцевими відмінностями у спрямованості та інтенсивності сучасних природних процесів [224]. Таким чином на території басейну Дніпра оцінювалася інформація по 17 обраних пріоритетних характеристиках 117 фізико-географічних районів.

Основними джерелами, які використовувалися були "Атлас природних умов і природних ресурсів Української РСР" [13], серія карт "Україна. Природне середовище та людина" [220], "Щорічники якості поверхневих вод" [79], архівні матеріали Мінекобезпеки. Використовувалися також матеріали агрогрунтового районування і агрохімічні характеристики [2], групування ґрунтів за ступенем кислотності і агрокліматичного районування [13], дані власних експедиційних досліджень. Нижче розглядаються основні групи характеристик.

## 5.2. Рівень забезпеченості ґрунтів NPK та вміст гумусу

Азот ґрунту майже повністю входить до складу органічної речовини. В органічній речовині ґрунту розрізняють: 1) негуміфіковані органічні речовини, вміст яких становить 10-15% загального вмісту органічної речовини ґрунту; 2) органічну речовину специфічного походження - гумус (перегній), вміст якого становить 85-90% загальної кількості органічної речовини [2].

Згідно із зональністю ґрунтів валові запаси азоту найменші в ґрунтах Полісся, найбільші - в ґрунтах лісостепової і степової зон (табл. 5.1).

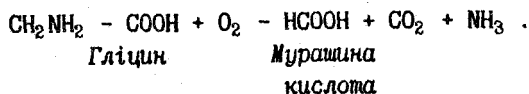
Азотний фонд гумусу залежить від швидкості мінералізації органічних речовин за такою схемою:

Білки, гумінові речовини, амінокислоти, амідри -- аміак -- нітри -- нітрати -- молекулярний азот.

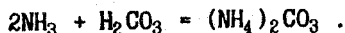
Таблиця 5.1. Середній вміст азоту в орному шарі ґрунтів у басейні Дніпра [1]

Грунт	Вміст азоту, %	Грунт	Вміст азоту, %
Дерново-підзо- листий	0,05-0,20	Каштановий	0,15-0,25
Сірий лісовий	0,20-0,35	Сірозем	0,10-0,20
Чорнозем		Червонозем	0,20-0,30
звичайний	0,25-0,45		
глибокий	0,40-0,50		
вилугований	0,30-0,45		

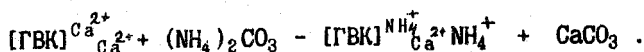
Амінокислоти під впливом спеціальних ферментів дезамінуються. Внаслідок цього вивільняється аміак і утворюються органічні кислоти, наприклад:



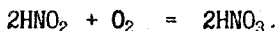
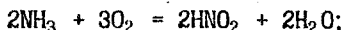
Органічні кислоти далі розкладаються на  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{CH}_4$  і  $\text{H}_2$ , а аміак утворює солі з мінеральними та органічними кислотами, які є в ґрунті:



Іони амонію  $\text{NH}_4^+$  поглинаються ґрунтовим вбирним комплексом:



Амонійний азот у ґрунті піддається нітрифікації - окисненню аміаку до азотної кислоти та її солей. Нітрифікація відбувається під впливом аеробних бактерій, для яких окиснення є джерелом енергії. Спочатку за допомогою бактерій роду *Nitrosomonas*, *Nitrosocystis*, *Nitrospira* аміак окиснюється до  $\text{HNO}_2$ , а потім бактерії роду *Nitrosobacter* окиснюють  $\text{HNO}_2$  до  $\text{HNO}_3$ :



Висока нітрифікаційна здатність є показником ступеня окультурення ґрунту і характеризує його родючість. Останнім часом забезпеченість рослин азотом оцінюють за нітрифікаційною здатністю ґрунту, яка дає змогу виявити, скільки утворюється нітратів у ґрунті за найсприятливіших умов за певний час (табл. 5.2).

Таблиця 5.2. Забезпеченість ґрунтів доступними формами азоту для зернових культур, мг/100 г ґрунту (рН 5-6)

Ступінь забезпеченості	Вміст азоту (за І. В. Тюріним і М. М. Коновою)	Нітрифікаційна здатність ґрунту (за С. М. Кравковим)	Чутливість до азотних добрив
Дуже низький	<3	<0,5	Дуже висока
Низький	4	0,8	Висока
Середній	4-6	0,8-1,5	Середня
Високий	>6	>5	Низька

Рівень забезпеченості азотом ґрунтів у басейні Дніпра змінюється від дуже низького (зона мішаних лісів) до дуже високого (степова зона, область Придніпровської лівобережної низовини) [2]. Запаси загального азоту в метровому шарі ґрунту зони мішаних лісів становлять 4-6 т/га у супіщаних ґрунтах і 2-3 т/га - в піщаних. У ґрунтах лісостепової зони запаси азоту в метровому шарі глибоких чорноземів становлять 25-30 т/га, в опідзолених чорноземах - 20-25 т/га, в темно-сірих ґрунтах - 15-20 т/га. У ґрунтах Степу запаси азоту у звичайних чорноземах становлять 16-33 т/га, у південних чорноземах - 15-20 т/га, у темно-каштанових ґрунтах - 12-15 т/га.

Фосфор у ґрунті міститься 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 рухливості основних мінеральних сполук фосфору - фосфатів кальцію (табл. 5.3). Тому фосфор, нагромаджений у такому ґрунті, більш рухливий і доступний для рос-

лин, ніж залишковий фосфор гною [1, 2].

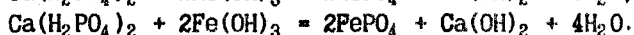
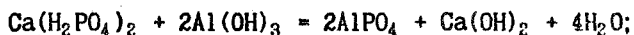
Таблиця 5.3. Забезпеченість ґрунтів доступними формами фосфору ( $P_2O_5$ ) і калію ( $K_2O$ ), мг/100г ґрунту (за даними О.Т.Кірсанова, 1981)

Ступінь забезпеченості	$P_2O_5$	$K_2O$
Дуже низький	0-3	0-4
Низький	3-6	4-8
Середній	6-10	8-12
Підвищений	10-15	12-17
Високий	15-25	17-25
Дуже високий	>25	>25

У бідних на гумус сіроземах органічна речовина гною частково захищає залишковий фосфор від закріплення його карбонатами. Підкислююча дія азотно-калійних добрив у лузному середовищі не виявляється. За цих умов фосфор, нагромаджений внаслідок тривалого застосування гною, більш рухливий і доступний для рослин, ніж фосфор, що залишився у ґрунті після довгочасного внесення мінеральних добрив.

При тривалому застосуванні суперфосфату в ґрунті нагромаджується більше фосфатів тривалентних металів, а у разі внесення фосфоритного борошна – більше фосфатів кальцію [75].

Дерново-підзолисті ґрунти, що містять іони  $Al^{3+}$  і  $Fe^{3+}$ , є причиною ретроградації фосфору, яка полягає в тому, що водорозчинний фосфор суперфосфату, взаємодіючи з іонами  $Al^{3+}$  та  $Fe^{3+}$ , утворює не доступні для рослин сполуки  $AlPO_4$  і  $FePO_4$ :



Рівень забезпеченості ґрунтів фосфором у басейні Дніпра змінюється від низького (зона мішаних лісів) до дуже високого (Південна степова підзона) [1]. Запаси загального фосфору в ґрунтах зони мішаних лісів досягають 4-5 т/га. У ґрунтах лісостепової зони запаси фосфору в метровому шарі глибоких чорноземів становлять 20-25 т/га.

у темно-сірих лісових ґрунтах і опідзолених чорноземах - 15-20 т/га. У ґрунтах степової зони запаси фосфору становлять 20-25 т/га у звичайних чорноземах, 18-20 т/га - у південних чорноземах і темно-каштанових ґрунтах.

Калій у природі поширений більше, ніж фосфор. Вважається, що у земній корі міститься в середньому 2,58% калію і тільки 0,12% фосфору. Загальний вміст калію в ґрунті становить 1-2,5%. Чим більше у ґрунті дрібнодисперсних фракцій, 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 [51].

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

Значно більше калію, адсорбційно зв'язаного з ґрунтовими колоїдами (обмінний калій). Цей калій легко переходить у розчин, обмінючись на інші катіони. Він також доступний для рослин (див. табл. 5.3).

Рослини важко засвоюють калій, що входить до складу безводних силікатів (польового шпату  $K_2Al_2Si_6O_{16}$ ). Калій може переходити з легко доступної для рослин форми у важко доступну, і навпаки. Особливо помітне це явище при попереминому зволоженні і підсиханні ґрунту. Чим вище температура, при якій підсихає ґрунт, тим більше в ньому закріпиться калій.

Таблиця 5.4. Валовий вміст азоту, фосфору і калію в орному шарі ґрунту в басейні Дніпра, % (за даними П.М.Смирнова, 1985)

ґрунт	N	P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	K <sub>2</sub> O
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

В табл. 5.4 наведені дані щодо валового вмісту поживних речовин

(НРК) в орному шарі ґрунтів басейну Дніпра.

Рівень забезпеченості ґрунтів калієм у басейні Дніпра змінюється від низького (зона мішаних лісів) до дуже високого (Південна степова підзона). Запаси калію у ґрунтах басейну Дніпра становлять 150-200 т/га.

Оцінка рівня забезпеченості азотом, фосфором і калієм наведена за п'ятибальною шкалою: 1 - дуже низький; 2 - низький; 3 - помірний; 4 - високий; 5 - дуже високий [2].

Гумус - органічна, темного забарвлення частина ґрунту, яка утворюється в результаті біохімічних перетворень рослинних і тваринних решток. З органічних сполук, які входять до складу гумусу, основними є гумінові кислоти (найбільш важливі для родючості ґрунтів) і фульвокислоти. У гумусі містяться основні елементи живлення рослин, які під дією мікроорганізмів стають доступними для рослин. Гумус знаходиться у верхніх горизонтах ґрунтів у різних кількостях і формах. Так, у чорноземах - 10-12% гумусу (головним чином гумінові кислоти), у підзолистих ґрунтах - 3-4% (в основному фульвокислоти). Гумус - важливий фактор родючості ґрунтів [74, 75, 193]. У табл. 5.5 наведено дані щодо валового запасу гумусу у метровому шарі ґрунту.

Таблиця 5.5. Валовий запас гумусу у метровому шарі різних типів ґрунтів у басейні Дніпра (за І.В.Турінін, 1982)

N	Г р у н т	Вміст гумусу, т/га
1.	Дерново-підзолистий	80-120
2.	Сірий лісовий опідзолений	150-300
3.	Чорнозем	
	вилугований	500-600
	глибокий	650-800
	звичайний	400-500
	південний	300-350
4.	Темно-каштановий	200-250
5.	Каштановий	100-200
6.	Сірозем	50
7.	Червонозем	150-300
8.	Торфовища	750

У ґрунтах зони мішаних лісів басейну Дніпра запаси гумусу становлять у середньому 100-200 т/га. У лісостеповій зоні запаси гумусу в метровому шарі, т/га: у глибоких чорноземах - 500-600, в опідзолених чорноземах - 400-500, у темно-сірих ґрунтах - 300-350 т/га. У степовій зоні у звичайних чорноземах запаси гумусу становлять 330-600, у південних чорноземах - 300-400, темно-каштанових ґрунтах - 250-300 т/га.

### 5.3. Кислотність ґрунтів

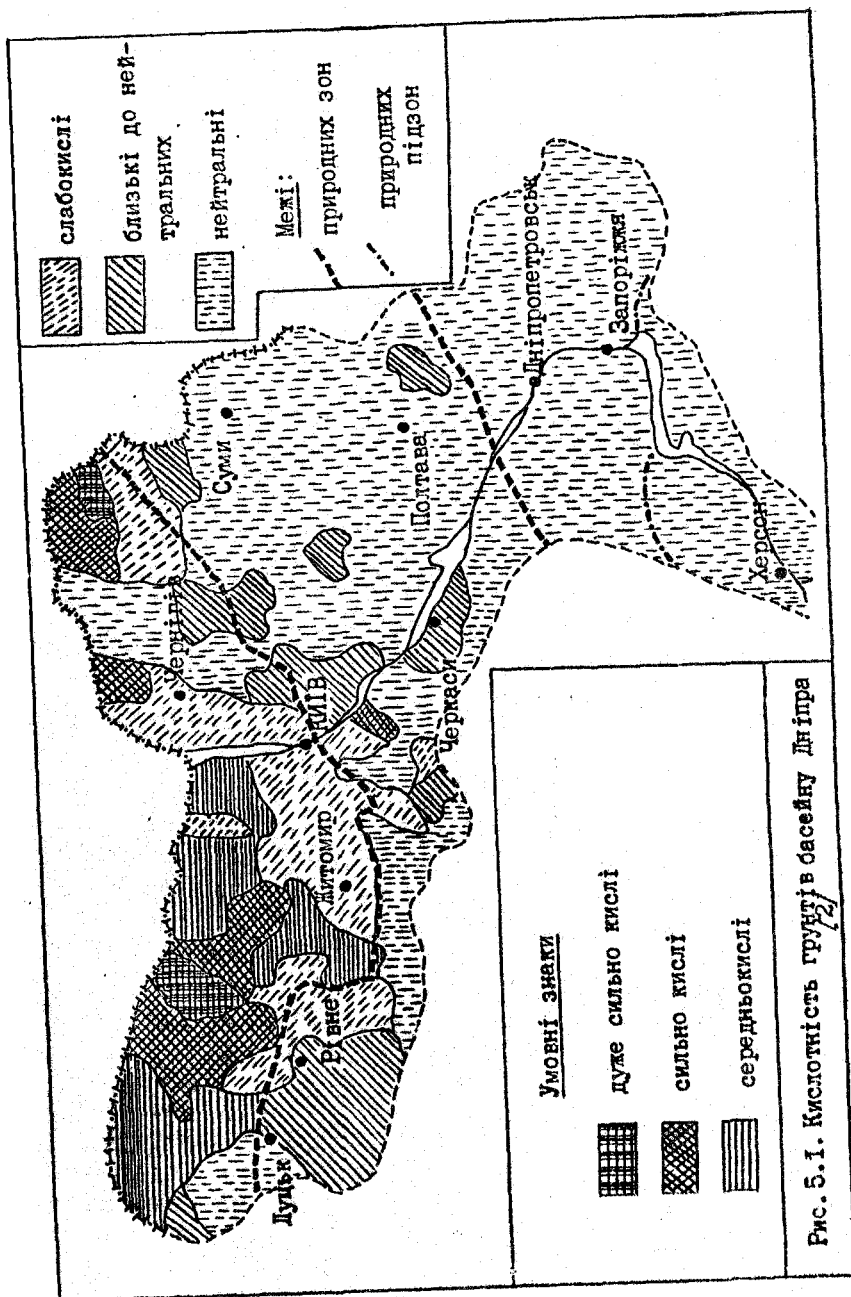
Ступінь кислотності ґрунтів є досить важливим показником, оскільки характеризує багато генетичних і виробничих їх властивостей. Як правило, у кислих ґрунтах відсутні хлориди, сульфати, карбонати. У нейтральних ґрунтах присутні карбонати. У ґрунтах з чіткою лужною реакцією накопичуються не лише карбонати, але й сульфати і хлориди. Різні рослини нормально розвиваються при певних інтервалах значень рН [1].

Визначається кислотність ґрунту за рН сольової витяжки. Загальноприйнятою в Україні зараз є така класифікація кислотності ґрунтів за рН сольової витяжки [2]: дуже сильно кислі (<4,0); сильно кислі (4,0-4,5); середньокислі (4,6-5,0); слабокислі (5,1-5,5); близькі до нейтральних (5,6-5,8); нейтральні (>5,8) [2].

Як видно з рис. 5.1, у басейні Дніпра зустрічаються ґрунти усіх ступенів кислотності. Безумовно, переважають території з ґрунтами нейтральними (стєпова і частково лісостєпова зони). У зоні мішаних лісів переважають слабкислі і середньокислі ґрунти. Є ґрунти сильно кислі і навіть дуже сильно кислі (басейни р. Горинь, верхів'я р. Десна). Підвищена, шкідлива для рослин кислотність характерна для світло-сірих, сірих і темно-сірих лісових опідзолених ґрунтів, вилугованих, сильновилугованих і опідзолених чорноземів.

Для усунення надлишкової кислотності та підвищення родючості таких ґрунтів і отримання стабільних урожаїв на них поряд з іншими агроприйомами проводять вапнування. Для цього застосовують вапняну муку, мергель, туфи, крейду і т.п. Механізм дії вагування заснований на заміні у вбирному комплексі іонів водню і алюмінію на іони кальцію і магнію. При цьому в результаті нейтралізації кислотності ґрунту і збільшення вмісту кальцію посилюється життєдіяльність корисних мікроорганізмів, і ґрунт збагачується доступними для рослин





елементами живлення, покращується його структура, підвищується ефективність органічних і мінеральних добрив [75].

Дози вапнякових добрив залежать від величини кислотності ґрунту і його механічного складу, вони повинні бути достатніми для підтримання протягом 10-12 років слабокислої реакції ґрунту, яка забезпечує нормальні умови для росту і розвитку рослин (табл. 5.6).

**Таблиця 5.6. Повні (нормальні) дози вапна для вапнування ґрунтів різного механічного складу у басейні Дніпра, т/га [2]**

Механічний склад ґрунту	рН сольової витяжки з ґрунту					
	<4,5	4,6	4,8	5,0	5,2	5,4-5,5
Супіщані і легкосуглинисті	4,0	3,5	3,0	2,5	2,0	2,0
Середньо- і важкосуглинисті	6,0	5,5	5,0	4,5	4,0	3,5

Враховуючи те, що дія вапна в сівозміні повніше проявляється на другий рік після його внесення, вапнування в сівозміні проводять так, щоб культури, які добре реагують на цей агроприйом висівалися на другий і навіть третій рік після його застосування.

На солонцюватих ґрунтах суттєве значення для підвищення врожайності має внесення гіпсу для усунення надлишкової лужності, яка шкідлива для багатьох сільськогосподарських культур. У басейні Дніпра особливо актуальне це питання для крайніх південних регіонів (зокрема в Херсонській області).

Для гіпсування проявляється в заміні натрію, який увібраний ґрунтом, на кальцій. Дози гіпсу, які визначаються за кількістю натрію в кореновому шарі ґрунту, що треба замінити на кальцій, становлять від 3-4 до 10-15 т/га, найбільші - на содових солончаках [74].

Гіпс вносять двома прийомами: перед оранкою і після неї під культивування. Для гіпсування ґрунту застосовують в основному сиромолотий гіпс (з природних родовищ), фосфогіпс - відходи виробництва добрив, відходи содової промисловості.

Тривалість переходу солончаків під дією гіпсу в культурний

грунт, тобто меліоративний період. становить 8-10 років при відсутності зволоження і 5-6 років при зрошенні.

Ситуацію з вапнуванням і гіпсуванням ґрунтів у басейні Дніпра за останні роки див. на рис. 1.8.

#### 5.4. Рельєф та еродованість ґрунтів

Рельєф місцевості є носієм еродованої енергії території і багато в чому зумовлює кількість та інтенсивність атмосферних опадів, об'єм і швидкість скилового стоку, вологість і водопроникність ґрунтів, тепловий баланс поверхні. Найважливішими морфологічними показниками, що впливають на швидкість ерозійних процесів, є глибина місцевих базисів ерозії, розчленованість території яружно-балковою мережею, величина балкових водозборів, довжина, крутизна, експозиція і форма схилів [89, 163, 196].

Височини еродовані більше, ніж рівнинні території. У басейні Дніпра особливо виражені ерозійні процеси на Придніпровській височині і Подільському плато. Значно слабкіше вони проявляються в рівнинних районах Полісся, на Придніпровській низовині [224].

М.М.Заславський [89] запропонував класифікацію схилів за їх довжиною (табл. 5.7), яка використовується при вивченні розчленування рельєфу.

На карті "Густота розчленування рельєфу" [13], інформацію з якої ми використовували, наведені більш короткі інтервали, м: менше 200; 200-300; 300-400; 400-600; 600-800; 800-1000; 1000-2000; понад 2000. Середня ширина елементарних схилів у басейні Дніпра змінюється від 1500 м (Волинське Полісся) до 300 м (Придніпровська височина).

Таблиця 5.7. Класифікація схилів за довжиною [89]

Довжина схилу, м	Назва схилу	Довжина схилу, м	Назва схилу
До 50	Надзвичайно короткий	500-1000	Підвищеної довжини
50-100	Дуже короткий	1000-2000	Довгий
100-200	Короткий	2000-4000	Дуже довгий
200-500	Середньої довжини	Понад 4000	Надзвичайно довгий

Необхідною умовою для формування стоку є ухил поверхні. Тому крутизна схилів є однією з основних умов розвитку ерозійних процесів. Ерозійні процеси починають розвиватися при крутизні схилу  $0,5-2^\circ$ . Із збільшенням крутизни схилу підвищується швидкість стікання поверхневих вод і посилюється змивання ґрунту [89].

Згідно з даними карти "Глибина розчленування рельєфу" [13], в басейні Дніпра відносні перевищення вододілів над тальвегами коливаються від 0-10 м (Волинське Полісся) до 80-100 м (Придніпровська височина).

**Еродованість ґрунтів.** За генезисом тимчасових потоків, що викликають змивання і розмивання ґрунту, М.М. Заславський виділяє такі типи водної ерозії: внаслідок стікання дощових опадів, внаслідок стікання талих вод, внаслідок стікання вод при зрошенні (іригаційна), внаслідок стікання підґрунтових вод, що виходять на поверхню, та внаслідок наявності стічних вод [89]. Основний вплив на ґрунтовий покрив справляють перші три типи водної ерозії.

Початок змивання ґрунту багато в чому залежить від крутизни схилу і механічного складу ґрунту. На суглинкових ґрунтах змивання починається при крутизні  $0,5-1^\circ$ , а на супіщаних  $1-2^\circ$  [75].

Вміст і якісний склад гумусу, вбирна здатність та склад обмінних катіонів є важливими показниками протиерозійної стійкості ґрунтів. Найбільш стійкі проти змивання чорноземи звичайні й типові на важкосуглинкових і глинистих лесовидних суглинках. Слабко стійкі проти змивання ґрунти на крупнопилуватих лесах, на елювії і делювії щільних карбонатних і безкарбонатних порід. Збільшення опідзоленості і ступеня еродованості знижує протиерозійну стійкість ґрунтів.

Зниження протиерозійної стійкості ґрунтів на південь і північ від лісостепової зони в басейні Дніпра зумовлене зменшенням вмісту в ґрунтах гумусу, появою в складі ґрунтового вбирного комплексу одновалентних катіонів та збільшенням вмісту у поверхневому шарі карбонатів [1, 193].

З табл. 5.8 видно, що руйнування ґрунтів ерозією значно знижує їхню подальшу протиерозійну стійкість. Причому, чим нижчий рівень родючості ґрунтового підтипу, тим сильніше знижується протиерозійна стійкість ґрунтів із збільшенням ступеня їх еродованості. Так, порівняно з повніспрофільним темно-сірим лісовим ґрунтом протиерозійна стійкість слабкозмитого ґрунту знижується в 2,9; а середньозмитого в 3,3 рази.

Противерозійна стійкість сірого лісового повнопрофільного ґрунту в 1,6 рази нижча, ніж темно-сірих лісових. А його змиті утворення мають ще нижчу стійкість проти ерозії. Сірий лісовий слабкозмитий ґрунт змивається у 2,7 рази швидше, а середньозмитий - в 3,8 рази швидше, ніж повнопрофільний.

Таблиця 5.8. Характеристика противерозійної стійкості ґрунтів  
(за Л.М.Насировою, 1981)

Еродованість ґрунту	Темно-сірий лісовий				Сірий лісовий			
	Інтенсивність, мм/хв		Каламутність потоку, г/л	Інтенсивність змивання, г/(хв м <sup>2</sup> )	Інтенсивність, мм/хв		Каламутність потоку, г/л	Інтенсивність змивання, г/(хв м <sup>2</sup> )
	дощування	стоку			дощування	стоку		
Незмитий	1	0,24	6,0		1	0,32	9,0	17,0
	1	0,36	12,8	10,3	1	0,38	18,8	
	2	0,80	17,2		2	0,85	20,0	
Слабкозмитий	1	0,28	7,1		1	0,32	16,7	44,8
	1	0,48	27,5	29,8	1	0,55	37,7	
	2	0,66	45,1		2	0,85	52,7	
Середньозмитий	1	0,30	8,4		1	0,36	20,4	64,9
	1	0,43	33,6	34,8	1	0,56	53,8	
	2	0,76	45,8		2	0,86	75,4	

Дослідження показали, що найвищу противерозійну стійкість мають чорноземні ґрунти, меншу - сірі лісові, ще меншу - дерново-підзолисті.

Ступінь еродованості земель у басейні Дніпра змінюється від 1% в зоні мішаних лісів до 40-60% у Північній степовій підзоні.

### 5.5. Кліматичні умови

Клімат впливає на ґрунтоутворення як безпосередньо, так і опосередковано, впливаючи на інші фактори ґрунтоутворення (породи, ґрунтові води, рослинний і тваринний світ). У результаті безпосереднього впливу формуються тепловий і водний режими ґрунту, які зу-

мовляють особливості міграції речовини при вивітрюванні та ґрунтоутворенні. Рух повітряних мас викликає міграцію солей і твердих часток через атмосферу, а також впливає на газову фазу ґрунту [74].

Тепловий режим значною мірою зумовлює інтенсивність механічних, геохімічних і біологічних процесів, які протікають у ґрунті. Температура впливає на інтенсивність хімічних та біохімічних реакцій. Згідно з правилом Вант-Гофа, швидкість хімічної реакції зростає в два-три рази з підвищенням температури на кожні  $10^{\circ}\text{C}$  [75]. Тому в різних природних зонах басейну Дніпра через неоднакові термічні умови, зокрема весною, швидкість хімічних реакцій у ґрунті, інтенсивність засвоєння добрив може відрізнятись у кілька разів.

Особливо треба відзначити вплив на ґрунтоутворення від'ємних температур. Промерзання ґрунту залежить від ряду причин: географічного положення даної ділянки, її кліматичних особливостей, температури замерзання ґрунтового розчину, товщини снігового покриву і часу його випадання. У басейні Дніпра глибина промерзання ґрунту коливається від 20 см (Волинське Полісся, область Волинської височини, Мале Полісся – на крайньому північному заході, Дніпровсько-Молочанська степова область Причорноморської низовини і степова область західних відрогів Приазовської височини – на крайньому півдні) до 60 см (Чернігівське і Новгород-Сіверське Полісся, більша частина лісостепової зони і Північної степової підзони) [13]. Збільшення глибини промерзання ґрунту на південний схід пов'язано з більш суворими кліматичними умовами взимку, деяким зменшенням висоти снігового покриву (на правобережжі) і лісистості території. Що ж до території Чернігівського і Новгород-Сіверського Полісся, то з перелічених факторів їх стосується лише перший.

Важливою особливістю кліматичних факторів є їх вплив на розвиток ерозійних процесів. При цьому безпосередньо впливають сумарна кількість опадів, їх вид, тривалість, інтенсивність і час випадання. Температура і вологість повітря діють опосередковано.

У різних ґрунтово-кліматичних зонах басейну Дніпра строки і періоди прояву водної ерозії неоднакові. На інтенсивність ерозії у весняний період істотний вплив чинять висота снігового покриву та швидкість сніготанення.

У Північній степовій підзоні середня висота снігового покриву становить 5-10 см (у Південній степовій підзоні взагалі стійкий сніговий покрив спостерігається лише в 50% зим), а в зоні мішаних лі-

сів вона збільшується до 40-50 см (Новгород-Сіверське Полісся). Відповідно збільшуються і запаси снігової води [224].

Але точніше ерозійну здатність води характеризують не її запаси у снігу, а інтенсивність сніготанення. Стрімка весна, швидке танення снігу призводять до інтенсивного стоку та руйнування ґрунту. Швидкість раннього весняного сніготанення зумовлюється температурою повітря і наростає з північного заходу на південний схід.

Ерозія, що виникає в результаті стікання талих вод, охоплює одночасно великі площі в зонах, де сніговий покрив формується щорічно. Вона виявляється приблизно в один і той самий період року і триває звичайно 5-15 діб (наприклад, Придніпровська височина), коли значні площі не вкриті рослинністю, а ґрунт, за винятком поверхневого шару перебуває у промерзломому стані і має низьку водопроникність. Води, що стікають, мають невелику каламутність (менше  $20 \text{ г/м}^3$ ), а значне сумарне змивання ґрунту відбувається внаслідок великого об'єму стоку [89].

Таблиця 5.9. Характеристика найбільш ерозійно небезпечних дощів, зафіксованих у басейні Дніпра (за О.Г.Тарарико, 1986)

Станція	Рік	Дата	Тривалість		Кількість опадів, мм	Інтенсивність, мм/хв		Ерозійний індекс
			год	хв		Середня	Максимальна	
Київ	1974	02.08	1	45	41,5	0,40	1,62	11,8
Яготин	1980	22.07	3	05	39,2	0,21	1,83	13,0
Фастів	1973	29.07	1	03	47,0	0,75	2,00	13,9
Жашків	1978	28.06	8	00	55,7	0,12	1,32	13,2
Шевченкове	1972	09.07	1	29	54,9	0,62	2,12	23,0
	1979	11.07	1	55	58,0	0,50	1,30	17,4
Світло-водськ	1971	21.07	10	05	62,9	0,10	1,23	15,6
	1972	18.07	4	32	62,8	0,23	1,03	13,2
Полтава	1971	23.07	10	40	79,0	0,12	0,78	11,1

Ерозійний вплив зливових опадів залежить від їх кількості, інтенсивності випадання й тривалості дощу. Характерною особливістю

злив є періодичність їх випадання та пульсаційний характер інтенсивності. Тому злизова ерозія водночас виявляється на досить обмеженій території і не кожен рік. Але рясна злива, що випадає раз на три - п'ять років, може за кілька хвилин завдати такого руйнування ґрунту, яке стік талих вод може викликати лише за 10-15 років [1].

Найбільш ерозійно небезпечними в басейні Дніпра є рясні дощі шаром понад 60 мм і тривалістю від 2 до 5 год. Максимальна інтенсивність таких дощів перевищує 1,2-2 мм/хв, а ерозійний індекс коливається від 10,7 до 35,5 (табл. 5.9).

Як свідчать опрацьовані нами дані [13, 224], в басейні Дніпра найбільші сумарні опади за одну зливу можуть досягати від 120 мм (зона змішаних лісів) до 180 мм (Південна степова підзона - територія яка примикає до гирла Дніпра).

## 5.6. Гідрографічна мережа

Верхня частина гідрографічної мережі, як правило, не має постійних водотоків, (суходільна мережа). Нижня частина - річкова долина - вміщує річкове русло. У суходільній частині гідрографічної мережі виділяють кілька ланок. Улоговина - верхня ланка гідрографічної мережі, з'єднана з найвищими частинами водозборів. Вона характеризується незначною глибиною (0,5-2 м), пологими симетричними схилами (крутизна менше  $2^{\circ}$ ), відсутністю розмивів і площею водозбору 0,2-5 га [1]. Прикладом можуть бути досліджувані нами улоговини Придорожна і Липине на Придеснянській воднобалансовій станції, Баші та Лісничка на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі Київського університету імені Тараса Шевченка (див. розд. 2).

Суходільна мережа за довжиною й за участю в утворенні форм рельєфу набагато переважає річкову долину. Це показав своїм дослідженням у лісостеповій зоні О.С.Козменко (1954), який на водозборі річки площею 5450 км<sup>2</sup> визначив співвідношення ланок гідрографічної мережі за їх протяжністю. Улоговини становили 21%, лощини - 41, лощини-суходоли - 18, балки - 12 і долини 8%. Таким чином, суходільна ланка разом із розташованими вище неї дрібнішими елементами займає до 92% усієї гідрографічної мережі, а власне на річкову мережу залишається 8%.

Дослідження, проведені нами на водозборі р.Бутеня (лісостепова зона), дали близькі результати, %: улоговини - 22; лощини - 57; бал-



ки - 11; долина річки - 10.

Схиловий водний стік, який сформувався на суходільній мережі, є основним постачальником хімічних речовин, що змиваються з сільсько-господарських угідь в нижню частину гідрографічної мережі - річкову.

Густота річкової мережі в басейні Дніпра змінюється від менш як  $0,20 \text{ км/км}^2$  (деякі райони Північної лісостепової області Дніпровської терасової рівнини) до  $0,60 \text{ км/км}^2$  (Північно-Подільська область) [13, 198].

#### 5.7. Районування території басейну Дніпра за екологічними умовами застосування агрохімічних засобів

Для районування території басейну Дніпра за екологічними умовами застосування агрохімічних засобів був використаний кластерний аналіз. У розд. 4 детально описано можливості використання цього методу. Відзначимо, що залучалися 17 пріоритетних характеристик для 117 фізико-географічних районів (табл. 5.10):

$$F_a = f_a (y_1, y_2, \dots, y_n) ,$$

де  $F_a$  - функція, яка відображає групу або клас фізико-географічних районів з подібними екологічними умовами;  $a$  - кількість груп або класів;  $y_1, y_2, \dots, y_n$  - пріоритетні характеристики екологічних умов;  $n$  - кількість характеристик.

Таблиця 5.10. Пріоритетні характеристики, які використані для районування

N	Характеристика	Розмірність
1	2	3
	Рівень забезпеченості ґрунтів:	
1.	азотом	Бали
2.	фосфором	"-
3.	калієм	"-
4.	Кислотність ґрунту	Величина pH

Продовження табл. 5.10

1	2	3
5.	Розораність території	%
6.	Ступінь еродованості ґрунтів	%
7.	Коефіцієнт фільтрації орного шару	см/с
8.	Середня ширина елементарних схилів	м
9.	Перевищення вододілу над тальвегом	м
10.	Сумарна сонячна радіація	ккал/см <sup>2</sup>
11.	Середня глибина промерзання ґрунту	см
12.	Кількість опадів на рік	мм
13.	Коефіцієнт зволоження	Безрозмірний
14.	Густота річкової мережі	км/км <sup>2</sup>
15.	Лісистість	%
16.	Глибина ґрунтових вод	м
17.	Мінералізація поверхневих вод	мг/л

З використанням ЕОМ вся множина об'єктів (117) була об'єднана у 28 груп (табл. 5.11). Насиченість груп різна - від 10-12 фізико-географічних районів до 1.

Таблиця 5.11. Кількість фізико-географічних районів у виділених групах

№ групи	Кількість фізико-географічних районів	№ групи	Кількість фізико-географічних районів
1	2	3	4
1	6	15	13
2	1	16	1
3	5	17	12
4	1	18	1
5	9	19	5
6	2	20	2
7	5	21	4
8	2	22	7
9	10	23	2

1	2	3	4
10	2	24	8
11	2	25	1
12	2	26	6
13	2	27	3
14	2	28	1

Треба відзначити, що за сумою показників в однорідні групи потрапляли і фізико-географічні райони, які розташовані в різних фізико-географічних областях. Наприклад, з Житомирського, Чернігівського і Новгород-Сіверського Полісся; області Волинської височини і Малого Полісся; Північної лісостепової області Дніпровської терасової рівнини і Північної лісостепової області Полтавської (Придніпровської) рівнини і т. д.

У табл. 5.12, у якій подано результати районування, крім назв фізико-географічних районів, наведені дані про річки, що знаходяться на їх території. Така інформація в першу чергу важлива для гідрохіміків і гідроекологів.

Таблиця 5.12. Районування території басейну Дніпра за екологічними умовами застосування агрохімічних засобів

№ груп	Фізико-географічний район (басейни річок)	Фізико-географічна область	Фізико-географічна провінція
1	2	3	4
<b>Зона мішаних лісів</b>			
1.	Цуманський (межиріччя річок Стир нижче м. Луцька і р. Горинь нижче м. Рівного), Турійський (верхів'я р. Турія і р. Стохід), Ковельський (межиріччя річок Західний Буг і Стохід, смугою - м. Ковель - м. Любомль), Костопільський (межиріччя річок Горинь нижче м. Рівного і Случ нижче м. Новоград-Волинського до її	Волинське Полісся	Українське Полісся

1.	2.	3.	4.
	впадіння у р.Горинь), Маневицький (межиріччя річок Стохід і Горинь у середній частині їх басейнів), Верхньоприл'ятський (верхів'я р.Прип'ять, нижні частини басейнів річок Вижевка і Турія, Шацькі озера)		
2.	Нижньогоринський (межиріччя річок Стир, Горинь та Уборть у нижній частині їх басейнів)	"_"	"_"
3.	Олевський (басейн р.Уборть поблизу смт Олевська), Городницький (басейн р.Случ нижче м.Новоград-Волинського), Новоград-Волинський (басейн р.Случ поблизу м.Новоград-Волинського), Червоноармійський (верхів'я річок Ірша і Уж), Рокитнянський (верхів'я річок Ствига, Льва, Бобер)	Житомирське Полісся	"_"
4.	Баранівський (басейн р. Случ поблизу смт Баранівки)	"_"	"_"
5.	Словечансько-Овруцький (верхів'я р.Норин), Жеревський (басейн річок Жерев, Норин і Уж між м.Коростенем і смт Народичами), Коростеньський (басейн р.Уж поблизу м.Коростеня), Черняхівсько-Потіївський (верхів'я річок Тетерів, Ірша) Любецько-Чернігівський (межиріччя річок Дніпро і Десна поблизу м.Чернігова)	"_"  Чернігівське Полісся	"_"  "-"

1	2	3	4
	Холминсько-Костобобринський, Новгород-Сіверський (правобережжя р. Десна від державного кордону до смт Коропа), Придеснянський (лівобережжя р. Десна до смт Коропа, пониззя річок Ствиг, Знобівка, Бичиха, Івотка, Шостка, Реть), Ямпольський (верхів'я річок Улиця, Знобівка, Бичиха, Івотка, Шостка)	Новгород- Сіверське Полісся	—"
6.	Коростишівський (басейн р. Те- терів поблизу м. Коростишева)	Житомирське	—"
	Киево-Бородянський (межиріччя річок Здвиж та Ірпінь)	Полісся Київське Полісся	—"
7.	Новошепелицько-Вільчанський (пониззя р. Прип'ять, малі річки Ілля, Грезля), Прип'ятьсько-Дніпров- ський (лівобережна пригирлова ділянка р. Прип'ять), Базарсько-Іванківський (межиріччя річок Уж і Тетерів між смт Поліське та смт Іванків), Нижньотете- рівсько-Придніпровський (межиріччя рі- чок Уж і Тетерів в пригирлових ділянках, пониззя р. Здвиж), Середньотетерівський (середня частина межиріччя річок Тетерів і Здвиж)	—"	—"
8.	Чорнобильсько-Чистогалівський (право- бережна пригирлова ділянка р. Прип'ять) Дніпровсько-Деснянський (межиріччя річок Дніпро і Десна у пониззі)	Київське Полісся Чернігівське Полісся	—"
9.	Дніпровсько-Замглайський (межиріччя річок Дніпро і Десна вище м. Чернігова), Замглайсько-Смяцький	—"	—"

1	2	3	4
10.	<p>(межиріччя річок Сож і Снов нижче м.Городня), Городнянський (межиріччя річок Сож і Снов вище м. Городня), Корюковський (межиріччя річок Снов і Десна в районі м. Щорса), Репкинсько-Чернігівський, Тупичівсько-Седнівський (озера Ральце, Скваров, Болваничі), Березнянсько-Менський (басейни р. Мена і р. Дягова), Сосницько-Коропський (межиріччя р.Десна і пригирлової ділянки р. Сейм), Середньо-Деснянський (басейни р.Десна вище м.Чернігова і до гирла р.Сейм), Нижньо-Деснянський (понижся р.Остер, витoki р.Трубіж)</p> <p>Сновський (середня і нижня частини басейну р.Снов)</p> <p>Сновсько-Ревнинський (верхів'я річок Снов і Ревна)</p>	—	—
<b>Лісостепова зона</b>			
11.	<p>Луцько-Рівненський (верхів'я р.Стир)</p> <p>Шепетівський (басейн р.Горинь між м.Шепетівкою і м.Славутою, витoki р.Случ)</p>	Область Волинської височини Мале Полісся	Західно-Українська провінція
12.	Корецький (басейн р.Горинь на ділянці від м.Славути до смт Гоща), Мизоч-Повчанський (басейн р. Іква м. Дубно)	Область Волинської височини	—

1	2	3	4
13.	Бузько-Стирський (верхів'я р. Західний Буг, витoki р. Стир), Ікво-Віліїський (межиріччя річок Іква і Вілія в середній їх частині)	Мале Полісся	—"
14.	Кременецький кряж (витoki річок Іква і Горинь), Случ-Горинський (верхів'я річок Горинь і Случ)	Північно-Подільська область	—"
15.	Любарсько-Чуднівський (верхів'я р. Тетерів, пониззя р. Гнилоп'ять та р. Гуйва), Андрушівсько-Фастівський (верхів'я річок Кам'янка, Ірпінь, Унава, Гуйва), Уланівський (вододіл річок Тетерів Південний Буг у районі м. Козятин), Самгородсько-Липовецький (витoki річок Рось, Сов, Гнилоп'ять, Роставиця), Сквирсько-Ружинський (верхів'я річок Рось і Роставиця)	Північна лісостепова область Придніпровської височини	Дністровсько-Дніпровська лісостепова провінція
	Обухівсько-Васильківський (басейн р. Стугна), Казарлицько-Гребінківський (притоки р. Рось), Канівсько-Ржищевський (правобережжя Канівського водосховища)	Лісостепова область Київського плато	—"
	Таращансько-Богуславський (басейн р. Рось у середній частині), Ставищансько-Жашківський (межиріччя верхів'їв річок Рось і Гнилий Тикич), Плисковсько-Оратовський (межиріччя верхів'їв річок Рось, Гнилий Тикич і Південний	Центральна лісостепова область Придніпровської височини	—"

1	2	3	4
	Буг), Городищансько-Кам'янський (басейни річок Верхній Тясмин і Ольшанка)		
16.	Кремгесівський (верхів'я річок Інгулець і Тясмин, правобережжя р. Дніпро в районі м. Кременчука)	- "-	- "-
17.	Дніпровський заплавно-боровий (долина р. Дніпро вздовж лівого берега Канівського водосховища, гирлові ділянки річок Трубіж і Супій), Бориспільсько-Баршівський (верхів'я річок Трубіж, Супій, Альта), Бобровицько-Лосинівський (межиріччя річок Остер, Трубіж і Супій), Батмацько-Ніжинський (верхів'я річок Остер і Удай), Переяслав-Хмельницький (понижся річок Трубіж і Супій), Яготинсько-Гребінківський (середня частина басейну річок Супій і Удай), Чорнобаєвський (межиріччя річок Супій і Сула)	Північна лісостепова область Дніпровської територіальної рівнини	Лівобережно-Дніпровська лісостепова провінція
	Липоводолинсько-Недригайлівський (межиріччя верхів'їв річок Сула, Хорол і Псел), Миргород-Ромоданівський (межиріччя середньої частини річок Сула, Хорол і Псел), Лебединсько-Зеньківський (лівобережжя верхів'я річок Псел, Груня, Ташань), Хорольсько-Кобеляцький (межиріччя річок Хорол і Псел в середній частині), Псельсько-Ворсклинський (межиріччя верхів'їв річок Псел і Ворскла)	Північна лісостепова область Полтавської (Придніпровської) рівнини	- "-



1	2	3	4
18.	Черкасько-Тясминський (правобережжя Кременчуцького водосховища)	Північна лісостепова область Дніпровської терасової рівнини	—"
19.	<p>Конопотсько-Буринський (верхів'я р. Сейм), Роменсько-Улянівський (правобережжя верхів'я річок Сула, Великий Ромен, Терен), Ічнянсько-Лотвицький (межиріччя верхів'я річок Сула та Удай)</p> <p>Кролевецько-Глухівський (верхів'я річок Сейм і Клевень), Хотинсько-Краснопільський (верхів'я р. Псел вище м. Суми)</p>	<p>Північна лісостепова область</p> <p>Сумська лісостепова область</p>	<p>—"</p> <p>Середньо-Руська лісостепова провінція</p>
20.	Оболонсько-Градизький (межиріччя пониззя річок Псел і Сула, лівобережжя Кременчуцького водосховища), Кременчуцько-Кишенківський (межиріччя пригирлових ділянок річок Псел і Ворскла)	Південна лісостепова область Дніпровської терасової рівнини	Лівобережно-Дніпровська лісостепова провінція
21.	<p>Ворсклинський (середня і нижня частини басейну р. Ворскла), Коломак-Табаллицький (річки Мерла, Коломак, Орчик)</p> <p>Тростянецько-Сумський (межиріччя річок Псел і Ворскла нижче м. Суми), Великописарівсько-Азтирський (долина р. Ворскла в районі м. Тростянець)</p>	<p>Південна лісостепова область</p> <p>Полтавської (Придніпровської) рівнини</p> <p>Сумська лісостепова область</p>	<p>—"</p> <p>Середньо-Руська лісостепова провінція</p>

Продовження табл. 5.12

1	2	3	4
<b>Степова зона</b>			
<b>Північна степова підзона</b>			
22.	Долинсько-Петрівський (середня частина басейну р. Інгулець, верхів'я річок Зелена, Жовта, Бокова, Боковенька), П'ятихатський (верхів'я р. Саксагань), Сурсько-Дніпровський (р. Мокра Сула), Томаківсько-Хортицький (межиріччя річок Дніпро, Томаківка і Базавлук), Нікопольський (правобережжя Каховського водосховища), Базавлуцький (верхів'я р. Базавлук), Інгулецько-Саксаганський (середня частина басейнів річок Інгулець і Саксагань)	Степова область південних відрогів Придніпровської височини	Правобережно-Дніпровська північно-степова провінція
23.	Дніпровсько-Орельський (межиріччя пригирлових ділянок річок Ворскла і Самара), Орельсько-Самарський (межиріччя середньої частини басейну річок Орель і Самара)	Степова область Придніпровської лівобережної низовини	Лівобережно-Дніпровська північно-степова провінція
24.	Верхньо-Орельський (верхів'я р. Орель), Верхньо-Орельсько-Самарський (межиріччя верхів'я річок Орель і Самара), Нижньосамарський (понижзя р. Самара), Моківський (лівобережжя верхів'я р. Самара), Дніпровсько-Вовчанський (межиріччя річок Дніпро і Вовча), Запорізький (лівобережжя Запорізького водосховища), Покровський (середня частина басейну р. Вовча), Гуляйпільський (верхів'я річок Конка і Гайчур), Мокро-Ялинський	--	--

1	2	3	4
25.	Верньо-Вовчанський (Верхів'я річок Самара і Вовча)	Донецька фізико-географічна область	
<u>Південна степова підзона</u>			
26.	Високопільсько-Апостолівський (верхів'я річок Інгулець, Висунь і Кам'янка), Висунь-Інгулецький (понижся річок Інгулець і Висунь), Інгулецько-Дніпровський (межиріччя річок Інгулець і Дніпро), Бериславсько-Нововоронцівський (правобережжя Каховського водосховища), Нижньо-інгулецько-Дніпровський (правобережжя пониззя р. Дніпро), Бузько-Дніпровський (смуга вздовж Дніпровсько-Бузького лиману)	Бузько-Дніпровська степова область Причорноморської низовини	Причорноморська степова провінція
27.	Горностаївсько-Білозерський (лівобережжя середньої частини Каховського водосховища), Кам'янсько-Дніпровський (лівобережжя верхньої частини Каховського водосховища), Дніпровсько-Молочанський (межиріччя річок Дніпро і Молочна)	Дніпровсько-Молочанська степова область Причорноморської низовини	—"
28.	Дніпровсько-Конський (межиріччя річок Конка і Токмак)	Степова область західних відрогів Приазовської височини	—"

Таким чином виконане районування території басейну Дніпра (рис. 5.2) свідчить, що існують групи фізико-географічних районів, а відповідно і басейнів річок в межах однієї або кількох фізико-географічних областей, які мають подібні екологічні умови для застосування агрохімічних засобів.

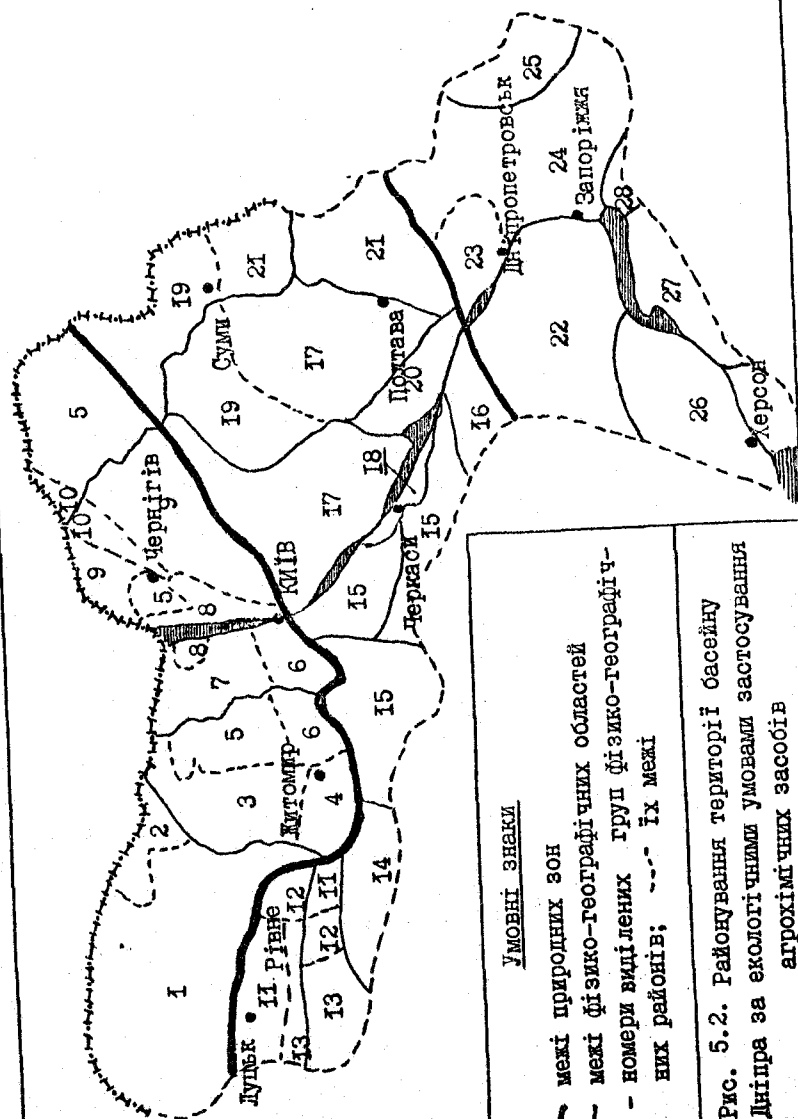
Районування може використовуватися в перспективному для землеробства напрямку - програмуванні врожаїв. Зокрема, воно розширює можливості прогнозування врожаю за ґрунтово-кліматичними та агрохімічними ресурсами. Для кожного фізико-географічного району, який входить до виділеної групи, близькими будуть такі критерії як максимально можливі запаси продуктивної вологи, запаси гумусу, вміст потенціально доступних для рослин форм елементів живлення (а відповідно і норми застосування агрохімічних засобів) та урожайність. Місцеві особливості ґрунту (кислотність, засолення, оглеєння) враховуються за допомогою поправкових коефіцієнтів.

У такому разі рівняння для прогнозування врожаю і розрахунку ефективності використання земельних, агрохімічних і гідрометеорологічних ресурсів можна застосовувати в цілому для території виділеної групи фізико-географічних районів [1]:

$$Y = (A_0 X_0 + A_1 X_1 + A_2 X_2) + A_3 K / 100$$

де  $Y$  - прогнозований урожай, ц/га;  $A_0$  - ціна одного бала, кг основної продукції культури, що прогнозується;  $X_0$  - бонітет ріллі, бал;  $A_1$  - окупність 1 т органічних добрив урожаєм, кг;  $X_1$  - доза органічних добрив, т/га;  $A_2$  - окупність 1 кг поживної речовини мінеральних добрив урожаєм, кг;  $X_2$  - доза мінеральних добрив, кг/га поживної речовини;  $A_3$  - урожайний еквівалент ГТК (гідротермічного коефіцієнту) при відхиленні його конкретного значення від середньобагаторічного показника;  $K$  - відхилення конкретного значення ГТК від середньобагаторічної норми; 100 - коефіцієнт для перерахунку кілограмів на центнери.

За наведеним рівнянням можна об'єктивно оцінити реальні можливості ґрунтово-кліматичних і агрохімічних ресурсів землеробства в даному регіоні, включаючи продуктивність ріллі ( $A_0 X_0$ ), ефективність органічних ( $A_1 X_1$ ) і мінеральних ( $A_2 X_2$ ) добрив, а також впливу гідрометеорологічного режиму ( $A_3 K$ ) на урожайність сільськогосподарських



культур.

Отже, з'являється можливість регіонального планування і прогнозування врожаїв сільськогосподарських культур.

Використовуючи районування, можна до певної міри уніфікувати водоохоронні заходи в межах виділених груп фізико-географічних районів. Як відомо, водоохоронні заходи складаються із: організаційно-господарських; агротехнічних; луко- і лісомеліоративних; гідротехнічних, які спрямовані на зменшення поверхневого стоку, зниження інтенсивності ерозії, зменшення виносу забруднюючих речовин у водні об'єкти [130].

Районування дозволяє, визначивши пріоритетні водоохоронні заходи для одного фізико-географічного району, планувати і впроваджувати їх для всієї виділеної групи.

#### 5.8. Принципи організації та схема функціонування моніторингу впливу землеробства на якість природних вод

Як відомо, в Україні функціонує моніторинг забруднення поверхневих вод суші. Він являє собою систему спостережень та оцінки стоку поверхневих вод суші з метою отримання інформації про їх якість, яка необхідна для раціонального використання водних ресурсів та здійснення заходів по їх охороні від забруднення. Систематичні спостереження і контроль рівня забрудненості поверхневих вод здійснюються шляхом організації в першу чергу стаціонарної мережі пунктів контролю за природним станом і забрудненням поверхневих вод за фізичними, хімічними і гідробіологічними показниками.

Згідно відповідних "Методичних рекомендацій з принципів організації системи спостереження ..." (1984), пункти стаціонарної мережі розміщуються в місцях:

- розташування міст і великих робітничих селищ, стічні та зливові води яких скидаються у водні об'єкти;
- скиду стічних вод окремих великих промислових підприємств (заводів, рудників, шахт, нафтопромислів та ін.);
- скиду підігрітих вод від ТЕЦ, ДРЕС, АЕС;
- скиду колекторно-дренажних вод, які відводяться із зрошуваних масивів або осушуваних земель;
- передгребельних ділянок річок, важливих для рибного господарства;

- великих нерестилищ і місць зимівлі цінних видів промислових організмів;

- замикаючих створів великих та середніх річок;

- розташування гирлової зони забруднених приток великих водоймів і водотоків.

Як видно з наведеного, у вимогах до розміщення пунктів стаціонарної мережі контролю якості поверхневих вод, практично, зовсім не враховується необхідність контролю якості вод місцевого стоку, який в першу чергу може відчувати на собі антропогенне навантаження за рахунок інтенсивного землеробства, пов'язаного із застосуванням агрохімічних засобів.

На річках басейну Дніпра розміщено близько 90 пунктів Держкомгидромету, основного відомства, яке здійснює державний моніторинг якості поверхневих вод. Існує також відомча мережа пунктів спостереження за станом водних об'єктів Держводгоспу, Міністерства охорони здоров'я та інших відомств. Але треба зважати на те, що в басейні Дніпра налічується близько 30 тис. різних річок, на яких збудовані водосховища і ставки, призначені для зрошення, риборозведення і рекреації. Забруднюючі речовини, які надходять з водозборів, накопичуються у воді, донних відкладах, призводять до евтрофування цих водних об'єктів. Систематичні дані про ці процеси відсутні.

Таке положення склалося не лише в Україні. Як відзначають російські вчені В.М.Котляков, М.І.Коронкевич і Г.М.Черногаєва, дані існуючої мережі спостережень не задовольняють зростаючих потреб до гідрометеорологічної інформації в Росії як за її повнотою, так і за охопленням території. У все більшій мірі відчувається необхідність виявлення закономірностей формування рідкого, твердого і хімічного стоку на водозборах, до попадання води в річкову мережу. Стандартні гідрометеорологічні спостереження практично не дозволяють висвітлити це питання. Необхідна організація спеціальних, на ландшафтній основі, водобалансових експериментальних досліджень [30].

Треба відзначити, що ще у 50-і роки в системі Гідрометеослужби в різних природних зонах України були відкриті водобалансові станції, які поряд з гідрометеорологічними дослідженнями розпочали і вивчення хімічного складу вод місцевого стоку. Це такі водобалансові станції, як Придеснянська (зона мішаних лісів), Богуславська (лісостепова зона), Велико-Анадольська (степова зона) і Закарпатська гірська (Українські Карпати). Значних зусиль по налагодженню дослід-

жень на цих станціях доклали М.В. Пікуш, І.С. Шпак, Б.М. Штенгольц, М.Г. Галущенко та ін.

Ці станції публікували матеріали своїх спостережень, виконували дослідження в рамках загальносоюзних програм. На жаль, доводиться констатувати що в даний час у зв'язку з економічною кризою в країні їх робота зведена до мінімуму, а Велико-Анадольська водобалансова станція на початку 90-х років взагалі закрита.

Принциповими положеннями методології моніторингу впливу землеробства на якість природних вод є комплексне вивчення водного стоку і стоку хімічних речовин та їх генетичних складових у рамках геосистеми "водозбір-річка" (рис. 5.3), використання при оцінці впливу землеробства на хімічний склад річкових вод гідрологічних і гідрохімічних узагальнень природної зональності, врахування особливостей формування водного стоку і стоку хімічних речовин різних природних і антропогенних ландшафтів.

За І.П. Герасимовим, який виділяє три ступені моніторингу (біоекологічний або санітарно-гігієнічний, геоекологічний і біосферний), даний вид моніторингу буде належати до другого ступеня. Геоекологічний (геосистемний або природно-господарський), який включає спостереження за змінами природних екосистем, перетворенням їх у природно-технічні, спирається на систему географічних стаціонарних, спеціальних зональних або регіональних і фонових спостережень. Використовуються показники масоенергообміну, біопродуктивності, здатності до самоочищення, гранично допустимі концентрації речовин.

Моніторинг впливу землеробства на якість природних вод може здійснюватися самостійно на водобалансових станціях Держкомгидромету, або ж після методичного узгодження бути об'єднаним з ґрунтовим моніторингом.

Ґрунтовий моніторинг - це система спостережень, кількісної оцінки та контролю за використанням ґрунтів і земель з метою управління їх продуктивністю [1]. В Україні розроблена концепція і техніко-економічне обґрунтування організації цього моніторингу. Постійними пунктами будуть природні об'єкти (ліси, заповідники), еталонні об'єкти високого рівня сільськогосподарського використання ґрунтів (держсортодільниці, варіанти стаціонарних дослідів, поля господарств, де впроваджена ґрунтозахисна контурно-меліоративна система землеробства), звичайні господарства (табл. 5.13).

Причому розробники системи ґрунтового моніторингу враховують,



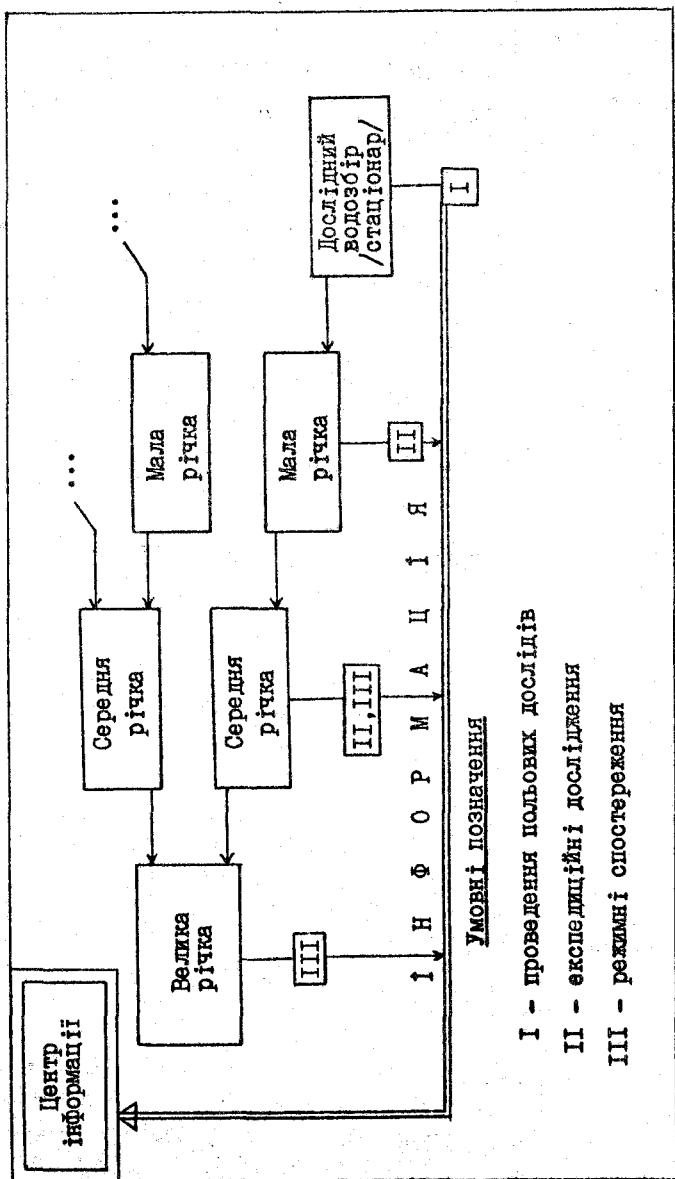


Рис. 5.3. Схема системи моніторингу впливу землеробства на якість природних вод річкового басейну

що для достовірної оцінки ґрунтів потрібна інформація про клімат, ґрунтоутворювальні породи, води (поверхневі та ґрунтові) і включають їх як об'єкти моніторингу.

Можливе також узгодження досліджень з гідрохімічними спостереженнями, які виконуються в системі Держводгоспу на зрошуваних і осушуваних землях.

**Таблиця 5.13. Пункти спостережень на локальних станціях системи ґрунтового моніторингу України (за В.В.Медведевим та ін., 1989)**

Локальні станції (ґрунтові провінції)	Площа угідь млн.га		Кіль-ть пунктів спостережень		
	всього	в тому числі орні ґрунти	у природних біо-оценозах	у господарствах	у дослідних станціях
<b>Поліська базова станція</b>					
Західнополіська	1,64	0,88	30	71	6
Правобережнополіська	1,60	1,09	32	56	6
Лівобережнополіська	1,50	0,96	26	54	12
<b>Лісостепова базова станція</b>					
Закарпатська	0,60	0,24	15	34	6
Передкарпатська	0,61	0,36	22	46	9
Західнолісостепова	2,35	2,00	29	127	6
Правобережнолісостепова	7,28	6,53	36	162	7
Лівобережнолісостепова	6,0	5,0	41	158	6
<b>Степова базова станція</b>					
Задніпровська	0,68	0,77	-	108	6
Правобережностепова	3,69	3,04	2	197	36
Лівобережностепова	7,69	6,30	3	328	136
Південносухостепова	4,22	3,53	10	369	108
Кримська	1,82	1,40	8	252	10

На водобалансових станціях основним водним об'єктом, який досліджується є мала річка (наприклад, р.Головесня на Придеснянській ВЕС, р.Бутеня на Богуславському ГГС, р.Пасічна на Велико-Анадольській ВЕС). В її басейні обираються і обладнуються гідрометричними

спорудами дослідні водозбори, розташовані залежно від природних умов у лісі, на сільгоспугіддях чи не зайнятих у сільському господарстві землях. Щодо елементів рельєфу, то це є улоговини, лощини, балки, які входять до гідрографічної мережі малої річки і першими "перехоплюють" хімічні речовини, що стікають з водами місцевого стоку.

Моніторинг впливу землеробства на якість природних вод повинен забезпечити можливість оцінки в першу чергу таких процесів, як трансформація хімічного складу атмосферних опадів на водозборі, а також схилових вод, сорбція забруднюючих речовин у воді водних об'єктів, самоочисна здатність водних об'єктів.

**Трансформація хімічного складу атмосферних опадів на водозборі.** У системі моніторингу впливу землеробства на якість природних вод початковою ланкою повинні бути атмосферні опади, які випадають на водозбір (див. рис. 5.3). Збагачення їх розчиненими в ґрунті речовинами в процесі стікання з водозбору буде залежати від конкретних природних умов, пори року, застосування агрохімічних засобів на сільгоспугіддях. Інтенсивність процесу трансформації певного хімічного компоненти I при цьому може бути оцінена за формулою:

$$I = \pm S_{in} - S_{ik}/S_{in}$$

де  $S_{in}$  - початкова концентрація i-го хімічного компоненти (в даному випадку в атмосферних опадах);  $S_{ik}$  - кінцева концентрація цього компоненти (в даному випадку в схилових водах). Знак плюс означає, що відбувається зниження вмісту досліджуваного компоненти, а знак мінус - що відбувається підвищення.

**Трансформація хімічного складу схилових вод.** Подальша трансформація хімічного компоненти на шляху до малої річки може визначатися як за цією формулою, так і за наступною:

$$I = \pm S_{in} - S_{ik}/L,$$

де L - довжина досліджуваної ділянки гідрографічної мережі.

Гідродинамічні процеси зумовлюють змішування і розбавлення схилових вод, які стікають з різних водозборів по балках, у руслі малої річки. Схематично кінцевий ефект цього процесу можна відобразити наступною формулою:

$$S_k = S_p Q_p + \sum_{i=1}^n S_{o,i} G_{o,i} / Q_p + \sum_{i=1}^n G_{o,i}.$$

де  $Q_p$ ,  $S_p$  - відповідно витрати води і концентрація хімічного компонента в річці у верхньому створі до впадіння схилових вод;  $G_{o,i}$ ,  $S_{o,i}$  - відповідно витрати схилових вод і концентрація цього хімічного компонента у воді  $i$ -ої бокової притоки;  $n$  - число бокових приток.

**Процеси сорбції.** Суттєву роль у зміні вмісту розчинених у річкових водах речовин відіграють сорбційні процеси. Здатність сорбувати з води на своїй поверхні різні речовини мають лубі дрібнодисперсні механічні домішки. Найбільший сорбційний ефект дають присутні в річковій воді різні завислі частки мінерального і органічного походження, а також фіто- і зоопланктон. В.Т.Каплін (1979) кількісну оцінку сорбційного ефекту самоочищення води за час  $t$  пропонує виконувати за таким рівнянням:

$$db/dt = K_1 w(a-b)S - K_2 w,$$

де  $b$  - фактичний вміст адсорбованої речовини в сорбенті (г/г);  $w$  - питома площа поверхні сорбуючих часток (см<sup>2</sup>/г сорбента);  $K_1$  і  $K_2$  - коефіцієнти пропорційності, які характеризують відповідно здатність речовини сорбуватися даним сорбентом і процес переходу речовини з поверхні сорбента у воду;  $a$  - питома ємність сорбента по даній речовині (г/г);  $S$  - концентрація речовини у воді річки (г/г).

**Процес самоочищення.** При вивченні самоочищення води малої річки необхідно пам'ятати, що оцінка всіх змін, які відбуваються у воді, повинна виконуватися на основі дослідження так званих контрольних об'ємів води в початковому і кінцевому створах досліджуваної ділянки. При цьому визначення складу і властивостей контрольного об'єму води в кінцевому створі повинні починатися через певний час після того, як визначені відповідні характеристики контрольного об'єму води в початковому створі ділянки. Час пробігання контрольним об'ємом води досліджуваної ділянки називається часом добігання.

Нижче наводяться формули для розрахунку самоочищення річкових вод на ділянках з практично постійною по довжині витратою води.

Самоочищення річкової води розраховують за формулою:

$$\Delta m = Q(S_{i,n} - S_{i,k})T,$$

де  $\Delta m$  - самоочищення річкової води від  $i$ -ої речовини на ділянці за період часу  $T$  (у г або інших одиницях маси);  $Q$  - середня за період  $T$  витрата води на ділянці ( $\text{м}^3/\text{с}$ );  $S_{in}$ ,  $S_{ik}$  - середні за період  $T$  концентрації  $i$ -ої речовини в річковій воді на початку і в кінці ділянки ( $\text{г}/\text{м}^3$ );  $T$  - період часу, за який оцінюється самоочищення води на ділянці (с). Період часу  $T$  не треба плутати з часом добігання води на ділянці -  $t$ .

Оцінку самоочищення річкової води на ділянці річки від комплексу речовин  $i$ -ої групи лімітуючих показників (ЛП) за час  $T$  буває зручно виразити через різницю сум відношень концентрацій кожної речовини цієї групи до відповідних ГДК:

$$\Delta M_j = kQT \left( \sum_{i=1}^n S_{i,jn} / \text{ГДК}_i - \sum_{i=1}^n S_{i,jk} / \text{ГДК}_i \right),$$

де  $\Delta M_j$  - оцінка самоочисної здатності річкової води на ділянці від комплексу речовин  $j$ -ої групи ЛП за час  $T$  (умовних  $T$ );  $k$  - розмірний коефіцієнт, чисельно рівний і умовній  $\text{т}/\text{м}^3$ ;  $S_{i,jn}$ ,  $S_{i,jk}$  - концентрація  $i$ -ої речовини, яка належить до  $j$ -ої групи ЛП у воді річки початкового і кінцевого створів ділянки;  $n$  - загальне число речовин  $j$ -ої групи ЛП, що виявлені у воді початкового створу, по якій ведеться розрахунок самоочищення;  $T$  - період часу, за який оцінюється самоочищення води на ділянці (с).

В цілому ж при реалізації схеми моніторингу, яка нами пропонується можна досягти широкого спектру контрольованості процесів, що відбуваються на водозборі у природних водах і ґрунтах (табл. 5.14).

**Таблиця 5.14. Процеси і показники, які контролюються моніторингом впливу землеробства на якість природних вод**

	Контрольований процес	Показник
1	2	3
1.	Випадання атмосферних опадів	Кількість опадів (мм); рН, вміст у них біогенних елементів, головних іонів, важких металів, пестицидів (мг/л)
2.	Утворення схилових вод	Витрата ( $\text{м}^3/\text{с}$ ), об'єм ( $\text{м}^3, \text{км}^3$ ), рН вміст - такі, як у (1); хімічний стік (тис т)
3.	Формування річкового стоку	Всі показники, як у (2)

Продовження табл. 5.14

1	2	3
4.	Формування ґрунтових вод	Глибина залягання (м), рН, вміст - такі, як у (1)
5.	Залучення до сільськогосподарського обороту	Площі, які залучаються (га); види сільгоспкультур
6.	Агрохімічне навантаження	Норми внесення добрив і пестицидів; дані про валпсування і гіпсування ґрунтів (кг/га, т/га)
7.	Водний режим ґрунту	Вологість, %
8.	Поживний режим ґрунту	Рухомі форми НРК (мг/л)
9.	Забрудненість ґрунту	Валові і рухомі форми важких металів; пестицидів; радіоактивні елементи (мг/л)
10	Оцінка інтенсивності процесів ерозії	Площі еродованих земель, га
11	Визначення втрат ґрунту і води на стокових майданчиках	Маса рідкого (м <sup>3</sup> /га) і твердого (т/га) стоку
12	Засоленість ґрунту зони аерації	Вміст водорозчинних солей (мг/л)
13	Вторинне осолонцювання	Склад увібраних катіонів; активність іонів Н <sup>+</sup> ; кальцій і натрій, співвідношення $a_{Na}/a_{Ca}$

Частота відбору проб і зразків. Їх аналіз може змінюватися залежно від місцевих агрохімічних умов. Але при цьому обов'язково треба охопити такі строки: початок сніготанення на водозборі; розвиток весняного водопілля, його пік і спад; період весняного внесення агрохімічних засобів; початок і кінець періоду вегетації, літнє підживлення сільгоспкультур добривами; літні та осінні паводки; період після збирання врожаю. В осінньо-зимовий період частота відбору проб може становити один раз на місяць.

Моніторинг впливу землеробства на якість річкових вод дозволяє:

1) за даними базових полігонів, розташованих у різних ландшафтних умовах, отримувати інформацію, яка буде репрезентативною для відповідних природних зон;

2) в рамках геосистеми "водозбір-мала річка-середня річка-велика річка" сумістить рознорідну вихідну інформацію (природні та адмі-

ністративно-господарські характеристики) на регіональному і часовому рівні;

3) отримати диференціальну та інтегральну оцінки забруднення природних вод суші.

Оскільки в даний час немає можливості створювати спеціальні структурні підрозділи, пропонується реанімація роботи водобалансових станцій, розташованих у різних ландшафтних умовах, що дозволить створити на їхній основі полігони з вивчення впливу агрохімічних засобів, зокрема, і землеробства, взагалі, на якість вод місцевого стоку на водозборах. При цьому на думку багатьох вчених, при оцінці кількості забруднюючих речовин, які надходять у ландшафт і виходять з нього, серед методів наукового узагальнення особливого значення набуває метод балансів [36].

## В И С Н О В К И

Застосування агрохімічних засобів у сучасному землеробстві формує три незалежні потоки надходження хімічних речовин у ґрунти та річкові води.

Перший - речовини добрив, які постійно застосовуються для підживлення рослин і підвищення родючості ґрунтів. Вони є аналогічними тим речовинам, що наявні у природних водах. Поряд з поживними біогенними елементами - азотом, фосфором і калієм - вносяться баластні речовини (сульфати, хлориди та ін.), які входять до складу добрив і часто за кількістю перевищують самі поживні елементи.

Другий - речовини хімічних меліорантів, в основному карбонати, сульфати і хлориди кальцію та магнію, сульфати заліза, які епізодично застосовуються для усунення надлишкової кислотності (вапнування) і лужності (гіпсування) ґрунтів і теж присутні в природних водах.

Третій - пестициди, які застосовуються для боротьби з бур'янами і шкідниками в сільському господарстві і є ксенобіотиками, тобто речовинами неприродного походження, що зумовлює особливості їх стану і поведінки в навколишньому середовищі. У цілому великий асортимент пестицидів належить до двох груп: хлорорганічних і фосфорорганічних сполук. Препарати першої групи більш стійкі до розкладання в ґрунті, другої - менш стійкі.

Згідно з цим, у річкових водах вивчають біогенні речовини, в першу чергу сполуки азоту і фосфору, головні іони та пестициди у різні фази гідрологічного режиму (весняне водопілля, літньо-осіння і зимова межени), що відповідає сезонному характеру землеробства.

Оцінка впливу агрохімічних засобів на якість річкових вод передбачає дослідження вмісту хімічних речовин та їх виносу з водозборів водами місцевого стоку (схилowymi і малих водотоків) в різних географічних ландшафтах з їх кліматичними, ґрунтовими, геоморфологічними і геоботанічними особливостями, різною сільськогосподарською освоєністю і нормами внесення агрохімічних засобів, а також умов трансформації хімічних речовин у воді в процесі їх надходження в руслову мережу більш високого порядку. Для вод місцевого стоку основний процес формування хімічного складу - це розчинення хімічних речовин, які є в ґрунтах, тому ці води є одним з важливих індикаторів тих змін, що відбуваються на водозборах.



У більшості робіт, присвячених даній проблемі, оцінюють винос тих чи інших агрохімічних засобів з територій сільгоспугідь у річки. У результаті розрахунків за емпіричними коефіцієнтами отримують надзвичайно великі показники щодо надходження добрив чи пестицидів у річкові води, які не співставимі з фактичними даними гідрохімічних спостережень.

У даній роботі питання вирішується інакше - яка частка реально-го стоку хімічних речовин формується за рахунок агрохімічних засобів.

Реалізувати цей підхід дало змогу дослідження хімічного складу вод місцевого стоку на водобалансових станціях у різних природних зонах (Придеснянська і Велико-Анадольська) та Богуславському ГГС за багаторіччя з виділенням двох періодів: відносного гідрохімічного фону (1956-1960 рр.) і сучасного розрахункового (1986-1990 рр.).

Азотні і фосфорні добрива, які найбільше застосовуються в сільському господарстві, у першу чергу впливають на вміст і стік сполук азоту і фосфору в річкових водах. Як показали дослідження, в басейні Дніпра за рахунок виносу добрив з сільгоспугідь формується 7% річного стоку нітратів, 11 - нітритів, 8% - фосфатів.

Більше біогенних речовин за рахунок агрохімічних засобів надходить з сільгоспугідь у зоні мішаних лісів, які розташовані на легких за механічним складом ґрунтах і добре промиваються атмосферними опадами.

Переважає більшість сполук азоту і фосфору виноситься з водозборів під час весняного водопілля: для зони мішаних лісів - понад 95%; для лісостепової - 70-90; для степової - 56-80%.

Баластні речовини, які в деяких видах добрив (хлорид амонію, хлорид калію, суперфосфат та ін.) за кількістю у 2-2,5 рази перевищують поживну речовину, впливають на вміст та стік головних іонів у річкових водах. Свій внесок, хоча порівняно і незначний, дають і хімічні меліоранти.

За рахунок виносу речовин з агрохімічними засобами в басейні Дніпра формується 11% річного стоку хлоридів, 3 - сульфатів, 8 - натрію і калію, 3% - суми іонів. Переважає більшість головних іонів виноситься з водозборів під час весняного водопілля.

Проаналізовані за період 1982-1992 рр. дані спостережень Держкомгідромету за чотирма видами хлорорганічних пестицидів ( $\alpha$  - ГХЦГ,  $\gamma$  - ГХЦГ, ДДЕ і ДДТ) по 18 створах річок басейну Дніпра засвідчили,

що ці пестициди присутні далеко не в усіх пробах. Частка проб, у яких вони виявлені, становить 10 - 38%. У цілому найбільше виявлено пестицидів у річкових водах під час весняного водопілля, коли формується значний схиловий стік.

Концентрації пестицидів, знайдених у річкових водах, коливаються від тисячних до десятих часток мкг/л, що не перевищує ГДК для водних об'єктів господарсько-побутового водокористування. Але є недовпустимими для рибогосподарських водних об'єктів.

Набагато рідше, ніж інші, але все ж виявляється у воді заборонений до застосування ДДТ, що є свідченням його високої персистентності у навколишньому середовищі.

При надзвичайній дискретності даних про вміст контрольованих пестицидів можна говорити лише про їх концентрації у річкових водах. Розрахунки їх стоку будуть неправомірними.

До розробки питання використання осадів стічних вод очисних споруд як додаткового джерела удобрення сільгоспугідь спонукає ряд факторів. По-перше, досвід такого використання ОСВ є в зарубіжних країнах; по-друге, стихійно в Україні вони теж використовуються з цією метою; по-третє, існує проблема утилізації значної кількості ОСВ, які накопичуються поблизу міст і часто спричиняють забруднення поверхневих і ґрунтових вод.

Дослідження, виконані на очисних спорудах м.Нетішина та деяких інших міст у басейні Дніпра, показали, що за умови спеціальної обробки (зброджування, компостування та ін.) ОСВ господарсько-побутових чи змішаних стічних вод можна перетворити у повноцінне органічне добриво і використовувати в сільському господарстві. При цьому необхідно здійснювати поточний контроль вмісту патогенних мікроорганізмів і токсичних речовин у ґрунті, який удобрюється.

Винос агрохімічних засобів з сільськогосподарських угідь залежить від багатьох факторів: рельєфу місцевості, густоти гідрографічної мережі, кількості та характеру атмосферних опадів, фізико-механічних властивостей ґрунту, доз внесення тощо. Виконане районування показало, що на території басейну Дніпра можна виділити 28 груп фізико-географічних районів, які мають подібні екологічні умови для застосування агрохімічних засобів. Ця подібність повинна враховуватися як при зональному підході в землеробстві, так і при плануванні водоохоронних заходів.

У рамках існуючої мережі державного моніторингу практично не

можливо оцінити вплив агрохімічних засобів зокрема, чи землеробства взагалі, на якість поверхневих вод, оскільки не досліджуються води місцевого стоку. Щоб не створювати нові структурні підрозділи з цією метою пропонується реанімація роботи водобалансових станцій, які розташовані в різних природних зонах і є найбільш підготовленими дослідними полігонами.

Принциповими положеннями методології моніторингу впливу землеробства на якість природних вод є комплексне вивчення водного стоку і стоку хімічних речовин та їх генетичних складових у рамках геосистеми "водозбір-ріка", використання гідрологічних і гідрохімічних узагальнень щодо природної зональності, врахування особливостей формування водного стоку і стоку хімічних речовин різних природних і антропогенних ландшафтів.

При прогнозуванні гідроекологічних ситуацій, яке включає передбачення гідрометеорологічних і соціально-економічних умов, необхідно керуватися достатньо жорсткими вимогами до якості водних ресурсів. Це може бути підвищення вимог до ГДК та інших нормативних критеріїв якості води з метою максимального наближення до природних показників. У такому разі треба відмовитися від застосування пестицидів у сільському господарстві, а більшість промислових об'єктів закрити взагалі. Це, скоріше, ідеалізоване вирішення проблеми. Більш реальним на сьогодні може бути суворе дотримання існуючих нормативів, що не знімає повністю проблеми забруднення водних об'єктів, але дає змогу підтримувати рівень, допустимий з гігієнічної точки зору.

Стосовно використання агрохімічних засобів такий підхід повинен виявлятися в поліпшенні технології їх використання, внесення в науково обгрунтованих дозах, дотриманні встановлених правил перевезення, зберігання і підготовки до внесення. Тоді в басейні Дніпра, на території якого застосовується добрив у 2-5 разів менше, ніж у розвинутих країнах Європи, з'явиться можливість керування потоками хімічних речовин, які надходять у річкову мережу з водозборів.

## СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Агроэкология / За ред. М.М.Городнього. - К.: Вища шк., 1993. - 416 с.
2. Агрохимическая характеристика почв СССР: Украинская ССР / Под ред. А.В.Соколова, Н.К.Крупского. - М.: Наука, 1973. - 341 с.
3. Азот в земледелии Нечерноземной полосы / Под ред. Н.А.Саложникова. - Л.: Колос, 1973. - 330 с.
4. Алекин О.А., Бражникова Л.В. Сток растворенных веществ с территории СССР. - М.: Наука, 1964. - 143 с.
5. Алекин О.А., Демченко А.С., Бражникова Л.В. К вопросу о влиянии удобрений на химический состав сбросных вод орошаемых территорий // Гидрохим. материалы. - 1967. - 43. - С. 137-148.
6. Алекин А.А., Демченко А.С., Бражникова Л.В. Изучение условий вымывания минеральных удобрений из почвы орошаемого участка // Там же. - 1969. - 50. - С. 155-160.
7. Алексеев Ю.В. Применение удобрений в сельском хозяйстве в связи с задачами охраны природы // Охрана природы и применение химических средств в сельском и лесном хозяйстве. - Л., 1981. - С. 49-50.
8. Алмазов А.М. Гидрохимия устьевых областей рек. - К.: Изд-во АН УССР, 1962. - 242 с.
9. Алмазов А.М., Денисова А.И., Майстренко Ю.Г. и др. Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и притоков. - К.: Наук. думка, 1967. - 316 с.
10. Аринушкина Е.В. Руководство по химическому анализу почв. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1962. - 491 с.
11. Артюшин А.М., Державин Л.М. Краткий справочник по удобрениям. - М.: Колос, 1984. - 208 с.
12. Атлас почв Украинской ССР. - К.: Урожай, 1979. - 159 с.
13. Атлас природных условий и естественных ресурсов Украинской ССР - М.: ГУГК, 1978. - 183 с.
14. Ахаминов А.Д. Некоторые аспекты воздействия сельского хозяйства на природную среду (на примере Кабардино-Балкарской АССР) // Социально-экономические проблемы повышения эффективности размещения производительных сил. - М., 1983. - С. 67-75.
15. Ахтырцев Б.П. Вынос и накопление зольных веществ в почвах широколиственных лесов Среднерусской лесостепи // Почвоведение. - 1968. - № 10. - С. 95-107.
16. Балюк С.А. О загрязнении природных почв и вод в условиях орошения на Украине // Мелиорация и водное хоз-во. - 1992. - №1. - С. 25-29.
17. Бандурски Р. Биологическое восстановление сульфатов и нитратов // Биохимия растений. - М.: Мир, 1968. - 312 с.
18. Баранников В.Д. Охрана окружающей среды в зоне промышленного животноводства. - М.: Россельхозиздат. - 1985. - 254 с.
19. Беспамятнов Г.П., Кротов Ю.А. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде. Справочник. - Л.: Химия,

1985. - 528 с.

20. Білявський Г.О., Падун М.М., Фурдуй Р.С. Основи загальної екології. - К.: Либідь, 1993. - 304 с.

21. Бобовникова Ц.И., Вирченко Е.П., Морозова Г.К. Оценка поверхностного стока хлорорганических пестицидов // Миграция и превращение пестицидов в окружающей среде. - М.: Гидрометеоиздат, 1979. - С. 45-54.

22. Бобрицкая М.А. Миграция элементов в местном геохимическом ландшафте реки Истры Московской области // Почвоведение. - 1984. - N 11. - С. 38-42.

23. Богословский Б.Б. Внешний водообмен и некоторые особенности водных масс пресных озер // Тр. Всесоюз. симп. по основным пробл. пресновод. озер - Вильнюс, 1970. - Ч. 1. - С. 237-258.

24. Бок Р. Методы разложения в аналитической химии. - М.: Химия, 1984. - 432 с.

25. Брагинский Л.П. Пестициды и жизнь водоемов. - К.: Наук. думка, 1972. - 227 с.

26. Брагинский Л.П., Комаровский Ф.Я., Мережко А.И. Персистентные пестициды в экологии пресных вод. - К.: Наук. думка, 1979. - 141 с.

27. Водохранилища и их воздействие на окружающую среду /Под ред. Г.В. Воропаева и А.Б. Авакяна. - М.: Наука, 1986. - 368 с.

28. Водохранилища мира / Под ред. Г.В. Воропаева и А.С. Вендрова. - М.: Наука, 1979. - 290 с.

29. Воронков М.Г., Федотова Л.А., Переферкович А.Н. Пестициды - защитники растений. - Рига: Знание, 1967. - 164 с.

30. Воронков П.П. Гидрохимия местного стока европейской территории СССР. - Л.: Гидрометеоиздат, 1970. - 186 с.

31. Волошин В.В., Терлю В.А. Проблемы предотвращения отрицательного воздействия животноводческих комплексов на окружающую среду в Украинской ССР // Физ.-геогр. процессы и охрана окружающей среды. - К., 1991. - С. 41-48.

32. Врочинський К.К. Пестициди і охорона водних ресурсів. - К.: Урожай, 1987. - 167 с.

33. Врочинский К.К. Стабильность пестицидов в воде // Химия в сельском хоз-ве. - 1981. - N 10. - С. 35-43.

34. Врочинский К.К., Маковский В.Н. Применение пестицидов и охрана окружающей среды. - К.: Вища шк., 1979. - 207 с.

35. Врочинский К.К., Телитченко М.М., Мережко А.И. Гидробиологическая миграция пестицидов. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. - 180 с.

36. Географические направления в гидрологии: К 150-летию Русского географического общества. - М., 1995. - 224 с.

37. Гидрологические и водно-балансовые расчеты / Под ред. Н.Г. Галущенко. - К.: Вища шк., 1987. - 248 с.

38. Гидрометеорологический режим озер и водохранилищ СССР. Каскад днепровских водохранилищ / Под ред. М.С. Каганера. - Л.: Гидрометеоиздат, 1976. - 348 с.

39. Гидрохимический бюллетень. Украинская ССР. - К., 1970-1986.

40. Гидрохимическое картирование с применением вероятностно-статистических методов / Под ред. В.И.Пелешенко. - К.: Вища шк. 1979. - 98 с.

41. Гончар М.Т. Экологические проблемы сельскохозяйственного производства. - Львов: Вища шк., 1986. - 143 с.

42. Гончарук В.В. Концепция улучшения качества питьевой воды в Украине // Химия и технология воды. - 1994. Т. 16, № 5. - С. 467-472.

43. Горев Л.Н. Гидрохимия оросительных земель: Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1987. - 24 с.

44. Горев Л.Н., Закревский Д.В., Пелешенко В.И., Ромась Н.И., Хильчевский В.К. Поверхностные воды Украины (карты) / Гидрохимический атлас СССР. - М.: ГУГК, 1990. - С. 59-66.

45. Горев Л.Н., Пелешенко В.И. Методика гидрохимических исследований. - К.: Вища шк., 1995. - 242 с.

46. Горев Л.Н., Пелешенко В.И. Основы мелиоративной гидрохимии. - К.: Вища шк., 1991. - 536 с.

47. Горев Л.Н., Пелешенко В.И., Кирничный В.В. Методика оптимизации природной среды обитания. - К.: Либідь, 1992. - 528 с.

48. Горев Л.Н., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Влияние хозяйственной деятельности на формирование качества воды р.Стугна // Метеорология, климатология и гидрология. - 1983. - Вып. 19. - С.11-16.

49. Горев Л.М., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Гідрохімія України. - К.: Вища шк., 1995. - 307 с.

50. Горев Л.М., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Радіоактивність природних вод. - К.: Вища шк., 1993. - 174 с.

51. Городний Н.М. Агрохімія. - К.: Вища шк., 1990. - 286 с.

52. Государственный водный кадастр. Ежегодные данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. - Т.2, ч.2, 4/5.

53. Гриб И.В. Влияние хозяйственной деятельности человека на гидрохимический режим водных объектов Западного Полесья Украинской ССР: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1981. - 24 с.

54. Гринь Г.С., Крупський Н.К. Принцип агрогрунтового районування Української РСР // Агрогрунтове районування України. - К.: Урожай, 1969. - С. 3-26.

55. Гриценко А.В. Поверхневі води України і науково-практичні основи підвищення ефективності їх охорони: Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. - Харків, 1995. - 48 с.

56. Гродзинский М.Д. Основы ландшафтной экологии. - К.: Либідь, 1993. - 224 с.

57. Гродзинский М.Д., Шищенко П.Г. Ландшафтно-экологический анализ в мелиоративном природопользовании. - К.: Вища шк., 1993. - 244 с.

58. Громозова Е.Н., Смирнов О.П., Голуб Н.В. Сравнительная характеристика хозяйственно-бытовых сточных вод и стоков промышленного свиноводческого комплекса // Гигиена и санитария. - 1980. - № 3. - С. 47-64.

59. Гудзон Г. Охрана почвы и борьба с эрозией. - М.: Мир, 1974. -

60. Гудков И.Н. Основы общей и сельскохозяйственной радиобиологии. - К.: Изд-во УСХА, 1991. - 326 с.
61. Демченко А.С., Бражникова Л.В., Тарасов М.Н. Изучение превращений азотных удобрений в почве с орошаемого участка // Гидрохим. материалы. - 1982. - Т. 52. - С. 49-54.
62. Демченко А.С., Тарасов М.Н., Бражникова Л.В. Миграция и элементы баланса азотных удобрений в системе почва-вода // Круговорот и баланс азота в системе почва-удобрение-растение-вода. - М.: Наука, 1979. - С. 284-287.
63. Демченко А.С., Тарасов М.Н., Николаева Т.А. Характеристика сточных вод животноводческих комплексов и их роль в загрязнении природных вод // Гидрохим. материалы. - 1984. - Т. 90. - С. 100-118.
64. Денисова А.И. Ионно-солевой и биогенный баланс водохранилищ Днепра // Круговорот вещества и энергии в озерных водоемах. - М.: Наука, 1967. - С. 96-100.
65. Денисова А.И. Сток и баланс биогенных веществ и главных ионов в Киевском водохранилище // Гидробиол. журн. - 1974. - Т. 10, №6. - С. 5-12.
66. Денисова А.И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования. - К.: Наук. думка, 1979. - 292 с.
67. Денисова О.І., Майстренко Ю.Г. Гідрохімія Каховського водосховища. - К.: Вид-во АН УССР, 1962. - 200 с.
68. Денисова А.И., Нахшина Е.П., Новиков Б.И. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды. - К.: Наук. думка, 1987. - 164 с.
69. Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ. - К.: Наук. думка, 1989. - 216 с.
70. Дмитренко В.Л., Медведев М.В., Кононенко В.М. Шкода від ерозії ґрунтів в Українській РСР // Вісн. с.-г. науки. - 1986. - № 3. - С. 29-34.
71. Дмитриева В.И., Лапшина Н.А. Использование на орошение жидкой фракции бесподстилочного навоза животноводческого комплекса "Воронovo" // С.-хоз. использование сточных вод. - 1975. - Вып. 2. - С. 28-33.
72. Дмитриева В.И., Никитин В.А., Поленина В.А. Использование животноводческих комплексов. - М., 1977. - 62 с.
73. Дніпро у цифрах: Водогосподарський довідник. - К., 1992. - 44 с.
74. Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Экологические функции почв. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1986. - 135 с.
75. Добровольский Г.В., Гришина Л.А. Охрана почв. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1985. - 223 с.
76. Дюран Б., Оддел П. Кластерный анализ. - М.: Статистика, 1977. - 128 с.
77. Эффективность сельскохозяйственного природопользования. -

К.: Наук. думка, 1982. - 232 с.

78. Единые критерии качества вод // Соповещание стран СЭВ. - М., 1982. - 69 с.

79. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. Т. 2: Украина, 1984-1993, вып. 2.

80. Жукова А.А., Пехлецкая А.Ф., Сулима А.Ф. Опыт применения осадка сточных вод городских очистных сооружений в качестве удобрений в севообороте // Почвозащитная обработка и рациональное применение удобрений. - К. 1988. С. 121-127.

81. Журавлева Л.А. Гидрохимия устьевой области Днепра и Южного Буга в условиях зарегулированного речного стока. - К.: Наук. думка, 1988. - 176 с.

82. Закревский Д.В. Гидрохимия осушаемых земель (в условиях северо-запада Украины): Автореф. дис. ... д-ра геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1992. - 48 с.

83. Закревский Д.В. Об оценке влияния осушительных мелиораций на вынос химических элементов речными водами // Мелиорация и вод. хоз-во. - 1988. - Вып. 68. - С. 10-14.

84. Закревский Д.В., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Сток химических компонентов рек Украинской ССР // Вод. ресурсы. - 1988. - N 6. - С. 63-73.

85. Закревский Д.В., Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Гидрохимические исследования в Припятском Полесье УССР в связи с природоохранными мероприятиями // Тез. республ. науч. конф. "Проблемы охраны природы и рекреационной географии УССР". - Харьков, 1979. - С. 48-49.

86. Закревський Д.В., Савицький В.М., Пелешенко В.І., Хильчевський В.К. Вміст мікроелементів у водах осушувальних систем Української РСР // Вісн. с.-г. науки. - 1983. - N 4. - С. 12-14.

87. Закревський Д.В., Терещенко К.П., Бурдан В.М. Прогнозування хімічного складу ґрунтових вод на осушувальних системах в залежності від режиму рівнів // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1987. - Вип. 29. - С. 54-60.

88. Закревский Д.В., Хильчевский В.К., Василенко В.П. Современный химический сток с территории Украинской ССР в Черное и Азовское моря в связи с перераспределением водных ресурсов // Тез. докл. республ. науч.-техн. конф. "Достижения НТП - в мелиорацию и водное хозяйство". - Ровно, 1987. - Т. 2. - С. 52.

89. Заславский М.Н. Эрозиеведение. - М.: Высш. шк., 1984. - 320 с.

90. Зимбалева Л.Н. Качество воды на мелководьях днепровских водохранилищ // Вод. ресурсы. - 1988. - N 6. - С. 117-126.

91. Знаменский В.А. Влияние гидролого-динамических факторов на изменение содержания химических веществ в водохранилищах // Тр. Гос. гидрол. ин-та. - 1977. - Вып. 246. - С. 58-77.

92. Знаменский В.А. Гидрологические процессы и их роль в формировании качества воды. - Л.: Гидрометеиздат, 1981. - 248 с.

93. Иваненко А.Г. Расчет склонового стока для проектирования почвенной защиты систем контурного земледелия. // Метеорология, климатология и гидрология. - 1990. - Вып. 26. - С. 14-22.



94. Иванушкина Н.И., Рябцева Г.П. Оценка дренажного стока с осушаемых земель Украинского Полесья // Гидротехника и мелиорация. - 1985. - N 5. - С. 50-52.

95. Изразль Ю.А., Петров В.И., Авдюшин С.И. Радиоактивное загрязнение природных сред в зоне аварии на Чернобыльской атомной электростанции // Метеорол. и гидрол. - 1987. - N 2. - С. 5-18.

96. Использование сточных вод для орошения /Под ред. Ю.Г.Бескровного. - К.: Урожай, 1989. - 158 с.

97. Использование и охрана природной среды Среднего Приднпровья / А.М.Маринич, В.И.Галицкий., И.А.Запольский и др. - К.: Наук. думка, 1986. - 252 с.

98. Использование природных ресурсов Полесья. - К.: Наук. думка, 1976. - 247 с.

99. Каплин В.Т., Лиховидова Т.П. Прогнозирование поведения пестицидов в воде // Прогнозирование поведения пестицидов в окружающей среде. - Л.: Гидрометеиздат, 1984. - С. 178-193.

100. Карта радиационной обстановки на территории Украины. - М.: Комитет геодезии и картографии СССР, 1991.

101. Касатиков С.М., Касатикова В.А., Шабардина Н.П. Влияние осадков сточных вод на некоторые биогеохимические показатели дерново-подзолистой супесчаной почвы // Тез. докл. 12-й конф. почвоведов, агрохимиков и земледельцев Среднего Поволжья и Урала. - Казань, 1991. - С. 250-252.

102. Киевское водохранилище / Под ред. Я.Я.Цееба и Ю.Г.Майстренко. - К.: Наук. думка, 1972. - 460 с.

103. Киндерис З.Б. Вымывание питательных веществ дренажными водами // Почвоведение. - 1970. - N 2. - С. 102-110.

104. Ключарев А.В. К вопросу о нитрифицирующей способности нормальных почв и потере нитратов путем вымывания // Изв. Моск. с.-х. ин-та. - 1982. - Т. 8. - С. 14-19.

105. Ковда В.А. Биогеохимия почвенного покрова. - М.: Наука, 1985. - 263 с.

106. Ковда В.А. Биогеохимические циклы в природе и их нарушение человеком //Биогеохимические циклы в биосфере. -М.:Наука, 1976. -С.19-98.

107. Коненко А.Д. Гидрохимическая характеристика малых рек. - К.: Изд-во АН УССР, 1952. - 132 с.

108. Коплан-Дикс И.С., Назаров Г.В., Кузнецов В.К. Роль минеральных удобрений в эвтрофировании вод суши. - Л.: Наука, 1985. - 181 с.

109. Коробченко Ю.Т., Багнюк П.С. Миграция водорастворимых веществ на осушаемых и прилегающих к ним землях // Мелиорация и вод. хоз.-во. - 1982. - Вып. 54. - С. 46-50.

110. Костяков А.Н. Основы мелиораций. - М.: Сельхозгиз, 1960. - 622 с.

111. Кудеяров В.Н. Агрогеохимический цикл азота и пути его регулирования // Биогеохимический круговорот веществ в биосфере. - М.: Наука, 1987. - С. 87-95.

112. Кудеяров В.Н., Башкин В.Н. К вопросу о загрязнении природ-

ных вод соединениями азота // Агрохимия. - 1978. - № 3. - С. 19-27.

113. Куница Н.М. Охрана окружающей среды в процессе сельскохозяйственного производства // Тез. докл. конф. "Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды". - Запорожье, 1983. - С. 8-10.

114. Кутурин И.М. К вопросу об основных направлениях охраны водных источников от загрязнения пестицидами // Вод. ресурсы. - 1983. - № 4. - С. 176-178.

115. Кучак Ю.А., Волощенко З.Л., Иванова Л.Н. Мониторинг пестицидов в окружающей среде в условиях УССР // Тез. докл. конф. "Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды". - Запорожье, 1983. - С. 15-16.

116. Кучак Ю.А., Иванова Л.Н., Волощенко З.Л. Автоматизированная система контроля за содержанием пестицидов в окружающей среде. - К.: Здоровье, 1985. - 80 с.

117. Ладонин В.Ф., Лунев М.И. Средства химизации сельского хозяйства и охрана окружающей среды // Химия в сельском хозяйстве. - 1984. - № 4. - С. 45-47.

118. Лазаренко В.К. Агрономические руды Украины. - Л.: Агропромиздат, 1966. - 149 с.

119. Лапогонов А.Н. Днепр вчера, сегодня, завтра. - Л.: Гидрометеиздат, 1978. - 72 с.

120. Лапшина Г.П., Тарасов М.Н. Некоторые вопросы гидрохимических исследований на орошаемых землях: Обз. лит. - Обнинск, 1970. - 24 с.

121. Ларионов Т.А. Методика средне- и мелкомасштабного картографирования эрозионных земель // Актуальные вопросы эрозиоведения. - М., 1984. - С. 42-66.

122. Левковский С.С. Водные ресурсы Украины. - К.: Вища шк., 1979. - 200 с.

123. Левковский С.С. Комплексное использование и охрана водных ресурсов СССР. - К.: Вища шк., 1982. - 224 с.

124. Линник П.Н., Набиванец Б.И. Формы миграции металлов в пресных водах. - Л.: Гидрометеиздат, 1986. - 270 с.

125. Лунёв М.И. Пестициды и охрана агрофитоценозов. - М.: Колос, 1992. - 269 с.

126. Лурье Ю.Ю., Рыбникова А.И. Химический анализ производственных сточных вод. - М.: Химия, 1974. - 318 с.

127. Майстренко Ю.Г. Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины. - К.: Наук. думка, 1965. - 165 с.

128. Макаренко С.В., Чеботарев Н.Т., Корнеев Ю.И. Влияние осадка сточных вод и других видов органических удобрений на почву // Химизация сельск. хоз-ва. - 1991. - № 6. - С. 39-41.

129. Малахов С.Г., Бобовникова Ц.И. Мониторинг загрязнения почв и рек СССР хлорорганическими пестицидами // Проблемы гигиены и токсикологии. - К.: ВНИИГИНТОКС, 1981. - С. 36-39.

130. Малі річки України / За ред. А.В. Яценка. - К.: Урожай, 1991. - 294 с.

131. Мандель И.Д. Кластерный анализ. - М.: Финансы и статистика,

1986. - 176 с.

132. Материалы наблюдений Богуславской полевой экспериментальной гидрологической базы. - 1974-1988.

133. Материалы наблюдений Велико-Анадольской водно-балансовой станции. - 1959-1988.

134. Материалы наблюдений Придеснянской водно-балансовой станции. - 1954-1988.

135. Материалы наблюдений на водохранилищах. Дополнение к гидрологическому ежегоднику. - К., 1956-1977. - Т. 2, вып. 4, 5.

136. Мастров А.Н., Козлов В.К. Переработка и использование навозной массы // Свиноводство. - 1975. - N 10. - С. 37-39.

137. Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши. - Л.: Гидрометеиздат, 1985. - 4.2, т. 2, вып. 2. - 125 с.

138. Медведь Л.И. Справочник по пестицидам. - К.: Урожай, 1977. - 355 с.

139. Медовар А.М. Коэффициенты выноса пестицидов с водосборов // Метеорология и гидрология. - 1987. - N 9. - С. 119-121.

140. Медовар А.М., Моложанова Е.Г., Сова Р.Е. Пестициды и окружающая среда. - М.: Знание, 1981. - 47 с.

141. Мельникова В.А., Демченко А.С., Тарасов М.Н. Влияние отдельных факторов на вынос азота с богарных водосборов в период дождевых паводков // Гидрохим. материалы. - 1987. - 97. - С. 57-67.

142. Мелководья Кременчугского водохранилища / Под ред. Л.Н. Зимбалева. - К.: Наук. думка, 1979. - 282 с.

143. Мережко О.І., Величко І.М., Пасічний О.П. Радіоекологія річок. - К.: Наук. думка, 1991. - 135 с.

144. Меренюк С.В., Дискаленко А.П., Понамаренко Г.И. Гигиенические аспекты применения отходов животноводства в сельском хозяйстве // Гигиена и санитария. - 1981. - N 1. - С. 68-71.

145. Методические основы оценки и регламентирование антропогенного влияния на качество поверхностных вод / Под ред. А.В. Караушева. - Л.: Гидрометеиздат, 1987. - 285 с.

146. Методические рекомендации по мелиорации солонцов и учету засоленных почв. - М.: Колос, 1970. - 112 с.

147. Минеев В.Г. Агрохимия и биосфера. - М.: Колос, 1984. - 246 с.

148. Минеев В.Г. Оптимизация применения удобрений и экологические основы современного земледелия // Вестн. сельхоз. науки. - 1987. - N 6. - С. 23-30.

149. Минеев В.Г. Погода и эффективность удобрений // Бюллетень ВНИИГА ВАСХНИЛ. - 1985. - N 75. - С. 24-31.

150. Минеев В.Г. Химизация земледелия и природная среда. - М.: Агропромиздат, 1990. - 186 с.

151. Мироненко М.А., Ярмолик И.Ф., Коваленко А.В. Санитарная охрана внешней среды в районах промышленно-животноводческих комплексов. - М.: Медицина, 1978. - 160 с.

152. Мирцхулава Ц.Е. Инженерные методы расчета и прогноза водной эрозии. - М.: Колос, 1970. - 240 с.

153. Мишустин Е.Н., Лебедев Е.М., Черенков Н.И. Интенсификация химизации в земледелии и охрана природы (на примере азотных удобрений) // Охрана природы и применение хим. средств в сельск. и лесн. хоз-ве. - 1981. - N 2. - С. 34-39.

154. Мишустин Е.Н., Петербургский А.В. "Технический" и "биологический" азот в земледелии СССР // Изв. АН СССР: Биология. - 1975. - N2. - С. 201-202.

155. Моложанова Е.Г., Пашелько-Лобачева Г.М. Охрана водного бассейна от загрязнения удобрениями и пестицидами: Обзор. информ. - К.: УкрНИИТИ, 1985. - 39 с.

156. Набиванец Ю.Б. Содержание и формы существования цинка и свинца в воде водоемов Северо-западного Причерноморья: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1992. - 26 с.

157. Назаров Г.В. Сток биогенных веществ с пашни // Водные ресурсы. - 1991. - N 6. - С. 60-68.

158. Народне господарство України у 1992 році : Стат. щорічник. - К.: Техніка, 1993. - 464 с.

159. Нахшина Е.П. Микроэлементы в водохранилищах Днепра. - К.: Наук. думка, 1983. - 158 с.

160. Нахшина О.П. Особливості зимового гідрохімічного режиму верхнього басейну Дніпра // ДАН УРСР. - 1964. - Т. 48. - С. 14-18.

161. Національна програма по екологічному оздоровленню басейну ріки Дніпро та поліпшенню якості питної води / Мінекобезпеки України. - К., 1993. - 50 с.

162. Никифоренко Л.І., Тарарико О.Г., Заїка В.В. Хімічний склад ерозійного матеріалу та величина втрат елементів родючості ґрунту залежно від інтенсивності розвитку ерозії // Землеробство. - 1983. - N 58. - С. 62-67.

163. Ободовский А.Г., Цайтц Е.С., Потапенко А.П. Особенности руслоформирующих расходов воды на реках лесостепной зоны Украины // Физ. география и геоморфология. - 1988. - Вып. 29. - С. 123-127.

164. Окунь Я.И. Факторный анализ. - М.: Статистика, 1974. - 200 с.

165. Осадчий В.И., Гребень В.В. Распределение и накопление тяжелых металлов в донных отложениях водоёма-охладителя крупного энергетического объекта //Тез. докл. Всесоюз. конф. мол. уч-ных "Актуальные вопросы водной экологии". - Киев, 1980. - С. 130-132.

166. Охрана окружающей среды при использовании пестицидов / Под ред. В.П.Васильева. - К.: Урожай, 1983. - 124 с.

167. Панов Е.П., Королева Г.И., Михалева А.Е. Вынос химических веществ дренажным и поверхностным стоком с осушаемых земель: Обзор информ. ЦЕНТИ Минводхоза СССР. - 1982. - N 14. - 51 с.

168. Пастернак П.Г. Мероприятия по предотвращению загрязнения водных объектов минеральными удобрениями и продуктами эрозии почв // Вод. ресурсы. - 1981. - N 4. - С. 41-49.

169. Пелешенко В.И. Оценка взаимосвязи химического состава различных типов природных вод (на примере равнинной части Украины). - К.: Вища шк., 1975. - 168 с.

170. Пелешенко В.И., Горев Л.Н., Хильчевский В.К. Качественная оценка вод и малых водотоков Киевской области // Физ. география и геоморфология. - 1981. - Вып. 25. - С. 102-108.

171. Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Хильчевський В.К. Про вплив осушувальних меліорацій на хімічний склад вод Шацького природного підрайону // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1978. - Вип. 20. - С. 56-60.

172. Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Хильчевський В.К. Хімічний склад дренажних і поверхневих вод нижньої частини осушувальної системи "Верхів"я р. Стохід // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1980. - Вип. 22. - С. 41-47.

173. Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Хильчевський В.К. та інші. Вплив господарської діяльності на гідрохімічний режим і якість води р. Рось // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1985. - Вип. 27. - С. 34-44.

174. Пелешенко В.И., Закревский Д.В., Хильчевский В.К. Изменение природной среды Киевского Приднепровья (качество природных вод) // Конструктивно-географические основы рационального природопользования в Украинской ССР: Киевское Приднепровье / Отв. ред. А.М.Маринич, М.М.Паламарчук. - К.: Наук. думка, 1988. - С. 25-36.

175. Пелешенко В.И., Закревский Д.В., Хильчевский В.К. и др. Картографирование химических характеристик стока рек Украинской ССР // Тез. докл. респ. конф. "Картографическое обеспечение основных направлений экономич. и социальн. развития Укр.ССР и ее регионов". - Черновцы, 1987. - Ч. 2. - С. 52-53.

176. Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Хильчевський В.К. та ін. Особливості режиму показників якості води малих річок Лівобережного Придніпров'я і басейну Сіверського Донця // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1986. - Вип. 28. - С. 46-52.

177. Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Хильчевський В.К. та ін. Про точність розрахунків хімічного стоку // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1983. - Вип. 25. - С. 29-34.

178. Пелешенко В.И., Закревский Д.В., Хильчевский В.К. и др. Уровенный и гидрохимический режим на осушительной системе "Верховье р. Стоход" // Физ. география и геоморфология. - 1980. - Вип. 24. - С. 74-81.

179. Пелешенко В.И., Ромась Н.И. Применение вероятностно-статистических методов для анализа гидрохимических данных. - К., 1977. - 65 с.

180. Пелешенко В.И., Савицкий В.Н., Осадчий В.И. и др. Способ группового определения микропримесей тяжелых металлов в объектах окружающей среды. - А. С. СССР N 1438423, 1988. - 16 с.

181. Пелешенко В.И., Хильчевский В.К. Химический состав речных вод Верхнего Днестра, Припяти и Десны в условиях антропогенного влияния // Тез. докл. конф. "Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды". - Запорожье, 1983. - С. 48-49.

182. Пелешенко В.И., Хильчевський В.К., Гарасевич І.Г. Гідрохімічний режим річок Київського і Чернігівського Полісся УРСР в

умовах антропогенного впливу // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1982. - Вип. 24. - С. 43-46.

183. Пелешенко В.І., Хильчевський В.К., Закревський Д.В. та ін. Дослідження гідрохімічних умов на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі Київського університету // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1988. - Вип. 30. - С. 47-50.

184. Пелешенко В.И., Хильчевский В.К., Снежно С.И. Влияние антропогенных факторов на ионный сток рек Украины // Тез. докл. респ. науч.-тех. конф. "Достижения НТП - в мелиорацию и водное хозяйство". - Ровно, 1987. - Ч. 2. - С. 78.

185. Петербургский А.В. Круговорот и баланс питательных веществ в земледелии. - М.: Наука, 1979. - 167 с.

186. Петербургский А.В. Проблемы применения удобрений. - М.: Знание, 1986. - 47 с.

187. Пикуш Н.В. К методике расчета разбавления и самоочищения водных масс // Гидробиол. журн. - 1978. - Т. 14, N 1. - С. 119-124.

188. Плешко А.А., Майстренко Н.И. Охрана сельскохозяйственных угодий от загрязнения в условиях интенсивного применения средств химизации // Тез. докл. конф. "Актуальные проблемы охраны окружающей природной среды". - Запорожье, 1983. - С. 18-19.

189. Полевой определитель почв. - К.: Урожай, 1981. - 321 с.

190. Поліщук В.В., Трав"янюк В.С., Коненко Г.Д. та ін. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я. - К.: Наук. думка, 1978. - 269 с.

191. Попович Н.А., Иванова С.В., Морозов К.М. Гигиеническое значение накопления и циркуляции гербицидов в объектах окружающей среды // Тез. докл. V Всесоюз. науч. конф. "Новейшие вопросы гигиены и применение пестицидов". - К., 1975. - С. 38.

192. Поташнюк С.И. Каскад Среднеднепровских ГЭС. - М.: Энергоиздат, 1986. - 144 с.

193. Почвы Украинской ССР / Под ред. Н.Б. Вернандер, Д.А. Тютюнника. - К.: Наук. думка, 1986. - 216 с.

194. Приймаченко А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днепра и днепровских водохранилищ. - К.: Наук. думка, 1981. - 276 с.

195. Природоохоронні території Української РСР /Є.В. Качаловський, К.М. Ситник, К.К. Ющенко та ін. - К.: Урожай, 1983. - 176 с.

196. Работа водных потоков / Под ред. Р.С. Чалова. - М.: Изд-во Моск. ун-та, 1987. - 194 с.

197. Радиоэкология орошаемого земледелия / Под ред. Р.М. Алексашина. - М.: Энергоиздат, 1985. - 224 с.

198. Ресурси поверхневих вод СРСР. Україна і Молдавія. - Л.: Гидрометеиздат, 1967. - Т. 6, вип. 2. - 485 с.

199. Ровинский Ф.Я., Синицына З.Л. Поверхностный сток с водозбора и его роль в загрязнении рек и водоемов // Тр. ИГГ. - 1979. - Вып. 31. - С. 5-15.

200. Ромась Н.И. О формировании химического состава атмосферных осадков в различных физико-географических зонах УССР // Физ. география и геоморфология. - 1979, Вып. 21. - С. 126-131.

201. Руденко Ф.А. Гідрогеологія Української РСР. - К.: Вища шк., 1972. - 174 с.
202. Руднев Д.Ф., Кононова И.Э. Природа и ядохимикаты. - М.: Лес. про-сть, 1989. - 141 с.
203. Руководство к лабораторным занятиям по коммунальной гигиене / Под ред. Е.И. Гончарука. - М.: Медицина, 1990. - 416 с.
204. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. - Л.: Гидрометеиздат, 1977. - 532 с.
205. Савицкий В.М., Хільчевський В.К., Чеботько К.О. та ін. Особливості використання надлишкового мулу сучасних очисних споруд на сільськогосподарських угіддях // Гідротехніка і меліорація. - 1994. - Вип. 3. - С. 109-120.
206. Самойленко В.Н. Режим кислорода водных объектов устьевой области р. Днепра в условиях зарегулирования водного стока: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1992. - 26 с.
207. Сахсеев В.Г., Щербинский В.В. Справочник по контролю окружающей среды. - К., 1986. - 152 с.
208. Словцова Г.А., Покровская С.Ф. О возможности загрязнения окружающей среды в результате неправильного использования удобрений // Химия в сельск. хоз-ве. - 1987. - С. 61-63.
209. Снежко С.И. Особенности формирования речного стока биогенных элементов бассейна Днепра: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1989. - 23 с.
210. Снежко С.И. Применение факторного анализа для изучения условий формирования стока химических веществ // Жизнь континентальных вод. - Борок: ИВВВ АН СССР, 1989. - С. 18.
211. Состояние и охрана земельных ресурсов УССР. - К.: Наук. думка, 1985. - 135 с.
212. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. - К.: Урожай, 1987. - 302 с.
213. Справочник по контролю за применением средств химизации в сельском хозяйстве / Под ред. В.П. Васильева. - К.: Урожай, 1989. - 160 с.
214. Станкявичине С. Влияние сельского хозяйства на качество воды малых рек водоемов Литовской ССР // Тез. докл. Всесоюз. конф. "Охрана воды от загрязнения ядохимикатами и удобрениями". - М., 1976. - С. 103-105.
215. Тарасов М.Н., Баранов В.С., Кобилева Э.А. Прогнозирование выноса солей и минерализации коллекторных вод, отводимых с рисовых оросительных систем (сообщ. 2) // Гидрохим. материалы. - 1984. - Т. 87. - С. 112-122.
216. Тарасов М.Н., Королев И.А., Лапшина Г.П. Химия коллекторно-дренажных вод орошаемых территорий Северного Кавказа. - Л.: Гидрометеиздат, 1966. - 118 с.
217. Терещук А.И. Исследование и переработка осадков сточных вод. - Львов: Вища шк., 1982. - 148 с.
218. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья. - К.: Наук. думка, 1990. - 240 с.

219. Тимченко В.М., Новиков Б.И. Гидрологические исследования при экологическом обосновании реконструкции крупных водоемов // Тр. V Всесоюз. гидрол. съезда. - Л.: Гидрометеиздат, 1988. - С. 76-85.
220. Україна. Природне середовище талюдина / Серія карт. - К., 1993. - 55 с.
221. Унанянц Т.П. Химизация сельского хозяйства в СССР и за рубежом. - М.: Химия, 1981. - 192 с.
222. Федотова З.Д. Влияние дренажа на вымывание из почвы питательных веществ // Сельское хоз-во Советской Латвии. - Рига, 1978. - С. 14-17.
223. Федотова З.Д., Страутыня В.П. Вынос питательных элементов дренажным стоком осушенных почв // Тр. ЛатНИИГим. - 1969. - №8. - С. 75-86.
224. Физико-географическое районирование Украинской ССР. - Киев: Изд-во Киев. ун-та, 1968. - 683 с.
225. Фокина В.Д. Охрана окружающей среды от загрязнения отходами животноводства. - М., 1980. - 167 с.
226. Фортунатов М.А. О проточности и водообмене водохранилищ // Факторы формирования водных масс и районирование внутренних водоемов. - Л.: Наука, 1974. - С. 11-120.
227. Хайниш Э., Паукке Х., Нагель Г. Агрохимикаты в окружающей среде. - М.: Колос, 1979. - 357 с.
228. Хвесик М.А. Гидрогеолого-мелиоративный контроль на орошаемых массивах // Использование сточных вод для орошения. - К.: Урожай, 1989. - С. 41-45.
229. Хильчевський В.К. Агрогідрохімія. - К.: ВПЦ "Київ. ун-т", 1995. - 162 с.
230. Хильчевский В.К. Влияние сельскохозяйственного производства на химический состав природных вод // Гидробиол. журн. - 1993. - Т. 29, № 1. - С. 74-85.
231. Хильчевський В.К. Гідролого-гідрохімічна характеристика середньої і нижньої частини басейну Дунаю // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1990. - Вип. 32. - С. 29-33.
232. Хильчевський В.К. Гідрохімічний баланс // Малі річки України: Довідник. - К. Урожай, 1991. - С. 218-220.
233. Хильчевский В.К. Изменение гидрохимического режима Днепра, Припяти, Десны под влиянием хозяйственной деятельности // Тез. докл. 10-й науч. конф. "Исследование гидрометеорологического режима". - Вильнюс, 1983. - С. 126.
234. Хильчевский В.К. Изменение химического состава речных вод бассейна Верхнего Днепра под влиянием антропогенного фактора: Автореф. дис. ... канд. геогр. наук. - Ростов-на-Дону, 1985. - 17 с.
235. Хильчевский В.К. Качество поверхностных вод Киевского и Черниговского Полесья и их рациональное использование // Географические аспекты рационального природопользования. - К.: Наук. думка, 1987. - С. 77-80.
236. Хильчевський В.К. Комплексна оцінка якості річкових вод



басейну Верхнього Дніпра // Вісн. с.-г. науки. - 1983. - N 11. - С. 38-41.

237. Хільчевський В.К. Методичні аспекти оцінки впливу сільськогосподарського виробництва на хімічний склад річкових вод // Вісн. Київ. ун-ту. Хіміко-біологічні науки та науки про Землю. - 1991. - N 4. - С. 78-81.

238. Хільчевський В.К. Основні види господарської діяльності, які впливають на хімічний склад води басейну Верхнього Дніпра // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1984. - Вип. 26. - С. 42-47.

239. Хільчевський В.К. Основні напрямки дослідження впливу сільськогосподарського виробництва на хімічний склад річкових вод // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1989. - Вип. 31. - С. 43-47.

240. Хільчевський В.К. Спокуси азоту і пестициди в природних водах України // Меліорація і водне госп-во. - 1993. - Вип. 79. - С. 31-34.

241. Хільчевський В.К., Горев Л.М., Пелешенко В.І. Методи очистки вод. - К.: ВПЦ "Київ. ун-т", 1993. - 117 с.

242. Хильчевский В.К., Пелешенко В.И. Влияние хозяйственной деятельности на химический состав речных вод бассейна Верхнего Днепра // Мат-лы 28-го Всесоюз. гидрохим. совещания. - Л.: Гидрометеоздат, 1984. - Т. II. - С. 5-6.

243. Хильчевский В.К., Пелешенко В.И. Исследование химического состава речных вод и его прогнозирование в целях планирования и проектирования народно-хозяйственных объектов // Тез. докл. 5-го съезда Географ. об-ва УССР. - К.: Наук. думка, 1985. - С. 58-59.

244. Хильчевский В.К., Пелешенко В.И. Изменение ионного стока рек бассейна Верхнего Днепра в связи с хозяйственной деятельностью // Гидрохим. материалы. - 1987. - Т. 14. - С. 58-64.

245. Хільчевський В.К., Пелешенко В.І. Зміна концентрацій і стоку іонів в річкових водах Дніпра, Прип'яті і Десни під впливом антропогенного фактору // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. - 1987. - Вип. 29. - С. 50-53.

246. Хильчевский В.К., Пелешенко В.И. Методи визначення хімічного складу природних вод. - К.: ВПЦ "Київ. ун-т", 1993. - 97 с.

247. Хильчевский В.К., Пелешенко В.И. О постановке и результатах исследований химического состава различных типов природных вод на стационаре Киевского университета // Мат-лы 29-го Всесоюз. гидрохим. совещания. - Л.: Гидрометеоздат, 1987. - Ч. 1. - С. 87-89.

248. Хільчевський В.К., Пелешенко В.І. Про вплив сільськогосподарського виробництва на хімічний склад річкових вод (методичні аспекти) // Тез. доп. 6-го з'їзду Географ. тов-ва України. - К.: Наук. думка, 1990. - С. 64-65.

249. Хильчевский В.К., Чеботько К.А. Оценка эколого-гидрохимического состояния природных вод Украины // Вод. ресурсы. - 1994. - Т. 21, N 2. - С. 182-188.

250. Хруслова Т.М., Найштейн С.Я. Використання мулу стічних вод у сільському господарстві. - К.: Урожай, 1974. - 64 с.

251. Цеев Я.Я., Приймаченко А.Д. "Цветение" воды в водохранили-

щих // Тр. коорд. совещ. по гидротехнике. - 1969. - Вып. 53. - С.126-139.

252. Чепков Б.М., Канааш А.П., Носко Б.Г. Природно-сельскохозяйственное районирование Украинской ССР // Агрохимия и почвоведение. - 1985. - Вып. 48. - С.8-22.

253. Чернявская А.П. О состоянии водоемов и выполнении мероприятий по охране и рациональному использованию водных ресурсов бассейна Верхнего Днепра // Тез. докл. Всесоюз. конф. по охране водных ресурсов. - Ровно, 1972. - С. 8-9.

254. Швец Г.И. Многовековая изменчивость стока Днепра. - Л.: Гидрометеиздат, 1978. - 84 с.

255. Широков В.М., Пеньковская А.М., Плужников В.Н. Водохозяйственный баланс бассейна Днепра. - Минск: Изд-во Белорус. ун-та, 1980. - 128 с.

256. Шпет Г.И., Кубышкин Г.П. О зависимости "цветения" воды от интенсивности водообмена // Гидробиол. журн. - 1968. - Т. 4, N5. - С. 55-58.

257. Юркин С.И., Макаров Н.Б., Пименов Е.И. Потери азота, фосфора и калия из удобрений с поверхностным стоком // Агрохимия, 1978. - N 11. - С. 21-28.

258. Юрченко П.Х. Прогнозирование качества поверхностного стока с сельхозугодий в связи с внедрением противоэрозионных мероприятий // Охрана вод от загрязнения поверхностным стоком. - Харьков, 1983. - С. 41-45.

259. Як зберегти і підвищити родючість чорноземів / За ред. Б.С.Носка, Г.Я.Чесняка. - К.: Урожай, 1984. - 200 с.

260. Якубова Р.А. Проблемы охраны подземных вод от загрязнения пестицидами // Тез. докл. V Всесоюз. науч. конф. "Новейшие вопросы гигиены применения пестицидов". - К., 1975. - С. 29.

261. Beaton O. Burnlag lan gives : boost to ctaw /sewage compost // Fammers weekly. - 1990. - Vol. 112, N 9. - P.60-68.

262. Coppola S., Villan F. Aerobic stabilisation in the slate of partialli deroatered sewage sludge. // Microbiological ind technological aspects Compost: production, quality and use. 1987. P.557-567.

263. Crainiceanu E., Deum M., Tomescu V. Apreierea compostarii namoturoilor poverite de la statile de epurase ale crescatonilor de porci, prin indicatlon facteriologici si parasitalogici // Valonficarea pentru productia vegetata a namolusitor si apelor uzall de la complecsule zootehnice - Bucuresti, 1986. - P. 139-151.

264. De Becker E., Billen G., Servais P. Evolution de la contamination des eaux de surface en nutriments (NF.) par drainage des sols agricoles en Belgique // Rev. agr. (Belg). - 1984. - Vol. 37, N1. - P.117-138.

265. Deina S., Cessa C., Manun B. Analytical and spectroscopic characterization of humic acials extracted from sewage sludge, manure and worn compost // Soil. Sc. - 1990. - Vol. 150. - P. 419-

266. Dewis R.D., Corlton-Smith C.H., Stark L.H. Distribution of metals in grassland soils following surface applications of sewage sludge. *Environ. Pollut.* - 1988. - Vol. 49, N 2. P.99-115.

267. Drapper D. Estimation and management of the contribution by manure from livestock in the Ontario Great Lakes Basin to the phosphorus loading of the Great Lakes // *Best. Manag. Practic. Agr. Silviculture.* - 1979. - N4. - P.159-174.

268. Gerun R., Pusch F. Schwermetalle in agroökosystemen: Schwermetalle in System Boden-Pflanze nach fehrigen Klarschlammdundung auf charakteristischen Boden des Wezer-Emse Gebietes // *Enft. Ot. Bodenkunde. Ges. Gottingen.* - 1989, N 2. - S.711-716.

269. Gerth H. Soll mann heute nach mit Klarschlamm dunden // *Top. agrar.* - 1988. - N 6. - S.48-51.

270. Gonnos T., Smollen M., Eiden C. Non-point sources // *Water Pollut. Contr. Fed.* - 1984. - Vol. 56, N6. - P.689-692.

271. Greenberg H.E., Shastison T.B., Elldas W. Analytic control monitoring // *Byocycle.* - 1986. - Vol. 27, N 9. P.36-38.

272. Hall I.E. The cumulative and residual effects of sewage sludge nitrogen on erop. growth // *Longterm effects of sewage sludge and farm slurries alications.* - 1984. - P.73-83.

273. Hilcevschi V. Resursele de apa ale Ucrainei si protectia calitatii lor // *Terra.* - 1989. - V. 21, - N2. - P.54-57.

274. Hilcevschi V. Cercetari hidrochimice in cadrul bazinului experimental al unui riu mic, dintre zona de agricultura intensiva // *Analele Univesitati Bucuresti. Geografie.* - 1990. - N39. - P.71-77.

275. Hilcevschi V. Aspecte metodice ale cercetari influentei agriculturii asupra calitatii apei riurilor // *Studii si cercetari de geologie, geofisica si geografie. Geografie.* - 1991. - N33. - P.48-53 (Acad. R.Romania).

276. Kos I.N. Zawarts Skladnikow nawozowych w gnojowicy fer bydla. // *Agricultura.* - Olshtyn, 1989. - N 50. - S. 39-47.

277. Kruglova G. Studium zmen v prirode pod vpliven zemedelski // *Prir. vedy sk.* - 1982. - T.34, N 4. - S. 155-156.

278. lang I., Harnos Z. Kornyezetkimelo mezogazdasagi rendszerek. Mutragya nelkulnem megy // *Buvar.* - 1985. - V.40, N1. - P.5-8.

279. Lineres M., Guete C. Effect of a long term sludge disposal on the soil organic matter characteristics // *Processing and use organic sludge and lignid agricultural wastes.* - 1986. - P.290-302.

280. McKinley V.L., Vestal G.R., Erarp A.E. Microbial activity in composting // *Bio Cycle.* - 1985. - Vol. 26, N 7. - P. 47-50.

281. Savitski V.M., Khilchevsky V.K., Chebotko K.A. The content and dynamics of nitrogenbearing and some biologically active substances in the Danube // XXVII th. Conference of the Danube Countries on Hidrological Forecasting and Hidrological Bases of Water Management. - Budapest. - 1994. - Vol. 2. - P. 771-775.

282. Sfara H. Die Gefahren der klarschlammannendung auch in Zor vop Kompost in der Handwirtschaft. // *Prakt. Sandterhn.* 1991.44.3

S. 21-22.

283. Sylverster R. Irrigat and Brain Div // Proc. Amer. Soc. Civil. Engrs. - 1963. - Vol. 89, N 3. - P. 94-105.
284. Skarda M., Jukasova J. Dlouhodobá ucininnost hnojne Kejdon prosat // Uroda. - 1987. - T. 35, N 6. - S. 275-277.
285. Suranyi Tothne K. Szennyviziscapos kezéles hatasa a Tabaj Foszfortoitalmazasa. Kertesz. Egget. Kozl. - Budapest, 1986. - V. 48. - S. 203-208.
286. Stadelmann D.X., Fureer O.I. Longterm effects of sewage sludge and pig slurry applications on microbiological and chenwical soil properties in field experiments // Long term effects of sewage sludge farm slurries applications. - 1985. - P. 135-145.
287. Traulsen H. Verfahren sur Bestigung tierischen Exkrementa // KTBL - Berichte uber Landtechnik. - 1971. - N6. - S. 147.
288. Wanchofe B., Boyron P.D. The pesticide content of surface water draining from agricultural fieds // I. Environ. Qual. - 1978. - Vol. 7, N4. - P. 120-128.
289. Wegener H. Phosphor - und Stickstoffabtrag von landwirtschaftlichen Nutzflachen in Trinkwasserschutzgebieten // Vortrag generaten von der Sektion Landeskultur Naturschutz der Akademie der Landwirtschaftswissen - schaften der DDR zu Berlin an 9.5. 1974 in Hale. - Berlin, 1974. - S. 24-27.
290. Wei Q., F., Lawery B.I., Peterson A.E. Effect of sludge application on physical properties of a siety day loam soil // G. Environment Qual. - 1985. - Vol. 14, N 2. - P. 178-180.
291. Wilcox G. Salinyty caused by irrigation // I. American Water Works Assclation. - 1982. - Vol. 54, N2. - P. 117-125.
292. Zadlilar R. Epidemiology of gastvic and colo-rectal etncer in the U.S. and Chile with particular refference to the role of dietary and nitrition variables, nitrate fertiliser pollution and N-nitrose compounds // Zbl. Bakt. Parasitenk., Infektionskrakh and Hyg. - 1978. - Vol. 64, N3. - P. 193-217.

## З М І С Т

Передмова .....	4
Огляд досліджень впливу агрохімічних засобів на якість природних вод і використання осадів стічних вод .....	7
1. Умови формування водних ресурсів Дніпра, їх використання та якість .....	11
1.1. Природні умови .....	11
1.2. Коливання водності річок у басейні Дніпра .....	18
1.3. Використання водних ресурсів басейну Дніпра в промисловості, сільському і комунальному господарстві .....	27
1.4. Загальна оцінка якості поверхневих вод .....	36
1.5. Застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра .....	44
2. Методика натурних досліджень та обробка даних .....	53
2.1. Експедиційні дослідження .....	55
2.2. Дослідження на Богуславському гідролого-гідрохіміч- ному стаціонарі .....	60
2.3. Дослідження осадів стічних вод .....	62
2.4. Хіміко-аналітичні роботи .....	63
2.5. Обробка даних .....	66
3. Вплив агрохімічних засобів на стік хімічних речовин і якість річкових вод басейну Дніпра .....	71
3.1. Природні умови і сільськогосподарська освоєність дослідних водозборів .....	72
3.2. Гідрологічний режим дослідних водозборів .....	75
3.3. Генетичні категорії вод місцевого стоку .....	79
3.4. Гідрохімічний режим тимчасових водотоків (схилів води) .....	80
3.5. Гідрохімічний режим постійних водотоків (малі річки) .....	87
3.6. Динаміка вмісту головних іонів і мінералізації води постійних водотоків .....	91
3.7. Особливості стоку хімічних речовин з дослідних во- дозборів і в басейні Дніпра в цілому .....	93

3.8. Оцінка впливу агрохімічних засобів на стік хімічних речовин у басейні Дніпра .....	106
3.9. Оцінка впливу пестицидів на якість річкових вод у басейні Дніпра .....	115
<b>4. Характеристика складу осадових стічних вод і можливості їх застосування в сільському господарстві .....</b>	<b>130</b>
4.1. Проблема використання та утилізації ОСВ .....	130
4.2. Хімічний склад і властивості ґрунтів у районі м. Нетішина .....	132
4.3. Хімічний склад і властивості стічних вод та ОСВ очисних споруд м.Нетішина .....	139
4.4. Агрохімічна оцінка ОСВ .....	145
4.5. Однорідність і генетично-структурні особливості хімічного складу ОСВ .....	149
4.6. Можливості застосування ОСВ у різних фізико-географічних умовах басейну Дніпра і санітарно-гігієнічні аспекти охорони навколишнього середовища .....	156
<b>5. Оцінка екологічних умов застосування агрохімічних засобів у басейні Дніпра .....</b>	<b>161</b>
5.1. Вибір основних структурних типологічних територій .....	161
5.2. Рівень забезпеченості ґрунтів НРК та вміст гумусу .....	162
5.3. Кислотність ґрунтів.....	168
5.4. Рельєф та еродованість ґрунтів .....	171
5.5. Кліматичні умови .....	173
5.6. Гідрографічна мережа .....	176
5.7. Районування території басейну Дніпра за екологічними умовами застосування агрохімічних засобів .....	177
5.8. Принципи організації та схема функціонування моніторингу впливу землеробства на якість природних вод.....	190
<b>В и с н о в к и.....</b>	<b>200</b>
<i>Список літератури.....</i>	<i>204</i>

**Хільчевський Валентин Кирилович**

**Роль агрохімічних засобів у формуванні  
якості вод басейну Дніпра**

**Оформлення Н. П. Хільчевська**

---

Зам. 88

Формат 60x84/16

Обл.-вид.арк.13,02

Підписано до друку 4.09.1996 р.

Наклад

---

Поліграфічна дільниця ІТФ ім.М.М.Боголюбова НАН України