

11. ОПТИМІЗАЦІЯ ТЕХНІЧНИХ, ТЕХНОЛОГІЧНИХ ТА КОНСТРУКТИВНИХ ПАРАМЕТРІВ ПОЛЬДЕРНИХ СИСТЕМ

11.1. Вихідні передумови

Виклики сучасності щодо енергетичної, водної, продовольчої проблем, які загострюються в умовах змін клімату, загрожують економічному та соціальному розвитку населення планети. Зростаючий попит на продовольчу продукцію, воду та електроенергію вже призводить до їхнього дефіциту. Загострення вищеперерахованих викликів сучасності під впливом зміни кліматичних та антропогенних факторів як на планетарному, так і регіональних рівнях визначають за необхідне розробку й реалізацію відповідних адаптивних заходів у зоні осушувальних меліорацій для підвищення ефективності аграрного виробництва на осушуваних землях шляхом удосконалення технологій водорегулювання, типу, конструкції та параметрів дренажних систем, в тому числі підвищення насамперед енергетичної та загальної ефективності дренажних польдерних систем (ДПС), як найбільш високотехнологічних об'єктів водорегулювання в Західному Поліссі України [1–2].

Оскільки за останні два десятиліття у результаті переходу економіки країни на ринкову (із низьким рівнем фінансування на обслуговування меліоративних фондів) в умовах зміни клімату знизилася ефективність і рівень роботи як ДПС, так і меліоративних дренажних систем в цілому, тому більшість з них знаходяться в несприятливому технічному і еколого-меліоративному стані. На території Західного Полісся України площа осушуваних земель складає 1232,4 тис. га. При цьому, площа на якій побудовані ДПС з гарантованим механічним водовідведенням, становить 96,7 тис. га.

Польдер – це обвалована дренажена ділянка суходолу з меліоративною системою високого інженерного і технічного рівня. Вони поділяються на самопливні та з механічним водовідведенням. Найбільш досконалими є системи з механічним водовідведенням, де відкачка поверхневих вод здійснюється електрифікованою насосною станцією. Такі системи мають незаперечні переваги перед самопливними з точки зору оперативності регулювання водного режиму осушуваних земель. Функціональні можливості дренажних польдерних систем є кращими ніж у самотічних меліоративних системах тому, що за рахунок механічного відведення води створюються додаткові можливості та умови для більш оперативного реагування на непередбачувані кліматичні наслідки (зливові дощі, раптові паводки, повені тощо). Це дає змогу відразу відреагувати і

відвести (відкачати) зайву воду за допомогою насосної станції та забезпечити сприятливі умови використання меліорованих земель і зберегти як урожай на системі, так і населений пункт, який розташований в межах або поряд з такою системою від підтоплення (затоплення). Що, відповідно, дороговартісно, але й ефективно з економічної та екологічної точок зору.

В основу прийняття проектних рішень при будівництві ДПС були покладені характерні для того часу риси: завищена надійність, яка тягнула за собою завищену вартість будівельних робіт такого роду об'єктів (проектна економічна ефективність переважної більшості таких об'єктів фактично не досягалась), фактично не розглядалась та не враховувалась екологічна складова від побудови таких водогосподарсько-меліоративних систем, а їх еколого-меліоративний стан був незадовільний, низька вартість електричної енергії не виступала лімітуючим чинником при їх створенні та функціонуванні тощо [1; 2].

На даний час для існуючих ДПС характерними є такі зміни умов їх функціонування: значне зростання вартості енергетичних ресурсів; зношеність насосно-силового обладнання та інших технічних елементів системи (замулення меліоративних каналів, колекторно-дренажної мережі, незадовільний технічний стан гідротехнічних споруд на системі тощо); порушення проектних параметрів і зниження як технологічної (меліоративної), так і сільськогосподарської ефективності меліорованих земель (зниження їх продуктивності на 25–50% проти проектної); виникнення екологічних проблем (підтоплення сільськогосподарських угідь, посилення промивного режиму осушуваних ґрунтів); низький рівень аграрного виробництва та використання осушуваних земель польдера, незадовільний їх еколого-меліоративний стан в цілому [1–3].

Тому для забезпечення розвитку аграрного сектору економіки України необхідно підвищення продуктивності та ресурсного потенціалу водогосподарсько-меліоративних об'єктів, що неможливо без відповідного підвищення загальної технічної, технологічної, економічної й екологічної ефективності їх створення та функціонування відповідно до сучасних змінюваних умов та вимог. Внаслідок кліматичних змін існуючі екологічні проблеми лише ускладнюються та вимагають узгодження економічних та екологічних цілей, за яких досягається необхідний сукупний еколого-економічний ефект [4; 5].

11.2. Об'єкт, умови та методи проведення досліджень

11.2.1. Наявні підходи до створення та функціонування ДПС. На сьогодні в зоні осушувальних меліорацій технічно найбільш досконалими є осушувальні системи польдерного типу з механічним водопідйомом.

Такі системи мають незаперечні переваги перед самопливними як з точки зору оперативності регулювання водного режиму, так і екології. Основним недоліком ДПС є відносно висока вартість їх будівництва й експлуатації. Але на шляху технічного удосконалення осушувальних систем майбутнє за системами з механічним водопідйомом, а в умовах періодичного затоплення територій повеневими і паводковими водами альтернативи польдерному осушенню немає, що вже досить розвинене як в Україні, так в країнах Східної та Західної Європи [5].

Крім того, необхідність додаткового зволоження осушуваних земель в зоні західного Полісся було доведено дослідженнями А.М. Янголя, О.В. Скрипника, М.А. Доліда та іншими вченими [6–7]. При цьому, ДПС, як відзначали В. Журавльов, М. Долід та інші [7], відносно двостороннього регулювання водного режиму є досить зручними гідротехнічними комплексами. На них за допомогою зміни режиму відкачування води насосною станцією і своєчасним закриттям щитів шлюзів-регуляторів можна в певні періоди досягти на полях потрібного положення рівнів ґрунтових вод.

Але питання регулювання водного режиму осушуваних земель на ДПС у різних природно-кліматичних зонах розроблялися тільки на окремих ділянках, зокрема Leonardo Alfonso, Arnold Lobbrecht, Su X, Van Overloop P.J. розглядали оптимізацію рівнів води на системі [8–10].

При проєктуванні ДПС важливим їх розрахунковим елементом є сумарний притік води до НС (модуль відкачки). Залежно від його величини знаходять як загальну витрату НС, так і кількість, і витрату окремих насосно-силових агрегатів. Але, як свідчать практика і накопичений досвід тривалого функціонування таких об'єктів, параметри НС, що розраховувались за спрощеними підходами (так, модуль відкачки було рекомендовано розглядати і приймати тільки від проєктної площі польдера практично без урахування множинних інших визначальних факторів впливу) розглядали тільки технологічну ефективність таких систем, практично без урахування їх економічної і екологічної ефективності, що є обов'язковою умовою сьогодення.

Тому у 70-х роках минулого століття була науково обґрунтована необхідність зміни науково-методичних підходів до створення і функціонування водогосподарсько-меліоративних об'єктів на основі застосування оптимізаційного методу як невід'ємної складової системної методології.

11.2.2. Теоретичні засади щодо оптимізації при створенні та функціонуванні ДПС. Узагальнені концептуальні підходи до оптимізації меліоративного режиму через формулювання загальних принципів та визначення показників, критеріїв і створення моделей оптимізації розглянуто в рекомендаціях (І.П. Айдарова, О.І. Голованова,

Ю.М. Нікольського, Л.М. Рекса та ін.). Основні положення цих рекомендацій стосовно зони осушувальних меліорацій, разом з іншими аналогічними розробками, взяті нами за основу проведених досліджень [1; 5].

За проведеними тоді дослідженнями (К.Т. Хоммік, І.С. Рабочев, І.В. Мінаєв, L.A. Downey, J. Doogenbos, А.Н. Kassam, М.О. Лазарчук та ін.) для визначення параметрів меліоративних систем та режимів їх роботи найбільш перспективним був прийнятий економіко-математичний метод, що поєднує в собі переваги традиційних гідромеханічного та емпіричного методів і ґрунтується на реалізації комплексу прогнозно-оптимізаційних розрахунків.

Під керівництвом професора Лазарчука М.О. Муранов В.Г. застосовував оптимізаційний метод для розрахунку модуля дренажного стоку та параметрів дренажу; Микитин Т.М., Ліщинський А.Г. займались оптимізацією продуктивності насосних станцій і об'ємів регулюючих ємкостей польдерних осушувальних систем, витратами осушувальних каналів; Окорський В.П. розглядав оптимізацію управління осушувальними системами, прогнозування повені та режим роботи осушувальної системи у період її проходження [11].

Але розроблені на той момент часу методи і моделі оптимізації розглядались і використовувались переважно для обґрунтування локальних одиничних рішень щодо окремих елементів системи або технологій водорегулювання, зокрема оптимальних параметрів магістрального каналу, гідротехнічних споруд, дренажу тощо.

Водночас виявилось, що в сучасних умовах переходу на ринкові відносини в країні цей метод, як спрощений оптимізаційний, у тому вигляді як він був реалізований, розглядав тільки економічну складову оптимізації і не враховував екологічну ефективність при визначенні оптимальних технічних і технологічних рішень та їх параметрів, що не відповідає також сучасним вимогам, а саме:

- незабезпеченості порівняння варіантів проектних рішень за обсягом та якістю отриманої сільськогосподарської продукції;
- умовності та відповідної відносності реалізації даного методу щодо терміну визначення втрат урожайності та обґрунтованості проектних величин цієї врожайності;
- неможливості диференційовано визначати оптимальні параметри технічних й технологічних рішень з водорегулювання щодо різних рівнів продуктивності вирощуваних культур з урахуванням множинних змінних природно-агромеліоративних умов реального об'єкта;
- недотримання сучасних еколого-економічних вимог.

11.2.3. Теоретичні засади застосування системної оптимізації при створенні та функціонуванні ДПС. Саме тому існуючі методи проектування і розрахунку ДПС потребують зміни та переходу до

системної методології із визначення їх енергоефективності та загальної ефективності функціонування в цілому [2].

Тому розгляд ДПС як складної природно-технічної еколого-економічної системи визначає необхідною умовою знаходження загального оптимуму в такій системі в цілому на основі *системної оптимізації*, суть якої полягає в знаходженні проміжних та локальних оптимумів для всіх її основних складових водорегулюючих елементів (насосна станція (НС), магістральний канал, шлюзи регулятори, дренаж тощо) та режимів їх роботи (модулі відкачки, водоподачі та ін.), за всіма основними змінними у просторі та часі факторами, що впливають на ефективність водорегулювання (клімат, рельєф, вирощуванні сільськогосподарські культури, ґрунти, ґрунтово-меліоративних різниць, схеми та технології водорегулювання та ін.) [12–14].

Це ж стосується пошуку оптимуму також за усіма складовими системи *ефект – режим – технологія – конструкція* й реалізації відповідної моделі оптимізації у їх взаємозв'язку.

За аналогією та в розвиток такого підходу, відповідно до структурної схеми ДПС (рис. 11.1), доцільно виділити та розглянути технічну підсистему виду *параметри водорегулювання (відкачки) ↔ параметри дамб обвалування ↔ параметри ЗКДМ ↔ параметри меліоративних каналів, регулюючих споруд та аванкамери (регулюючого басейну) ↔ параметри насосно-силового обладнання тощо*.

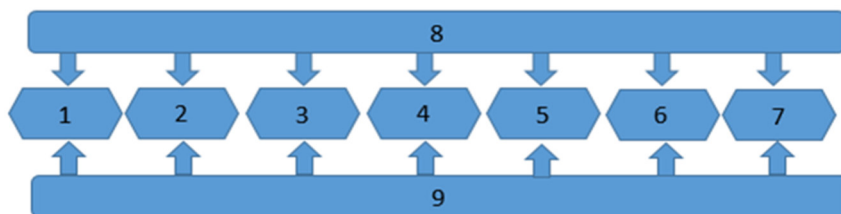


Рис. 11.1. Структурна схема ДПС

1 – дамби обвалування; 2 – колекторно-дренажна мережа; 3 – мережа бокових каналів; 4 – магістральний канал; 5 – аванкамера або регулюючий басейн; 6 – насосно-силове обладнання; 7 – водоприймач; 8 – регулюючі споруди та засоби автоматизації водовідведення; 9 – регулюючі споруди та засоби автоматизації водоподачі

Рух потоку води з поверхні меліорованого поля через усі вищевказані елементи ДПС створюється за рахунок градієнта напору в аванkamerі (регулюючому басейні), який забезпечується роботою НС та відповідно кількістю затраченої на це електроенергії, що визначає значну енергозатратність даного процесу.

Таким чином, оптимізація параметрів різномірних показників ефективності першочергових меліоративних заходів на діючих ДПС може бути представлена як

**задані параметри економічного та екологічно ефекту \Leftrightarrow
оптимальні модулі відкачки \Leftrightarrow оптимальні параметри НС.**

Водночас модуль відкачки виступає ключовою ланкою такої підсистеми, як основний забезпечуючий чинник водорегулювання. Тоді функціональний зв'язок між його складовими у загальному випадку визначає необхідність застосування системної оптимізації, коли послідовно розглядаються різні рівні прийняття рішень в часі за різними критеріями оптимізації щодо оптимізації параметрів модулів відкачки, за якими обґрунтовуються конструктивні параметри НС та інших елементів ДПС у їх взаємозв'язку.

Таким чином, обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів ДПС на основі системної оптимізації включає в себе виконання оптимізаційних розрахунків за такою послідовністю: обґрунтування оптимального модуля відкачки на стадії експлуатації для діючої ДПС; обґрунтування конструкції вузла відкачки та параметрів його складових при реконструкції; обґрунтування технології водорегулювання осушуваних земель для діючої ДПС. Це можливо за відповідними критеріями, умовами та комплексними моделями економічної та екологічної оптимізації щодо різних рівнів прийняття управлінських рішень у часі (проект, планова експлуатація, оперативне управління об'єктом).

На стадії експлуатації діючої ДПС, за аналогією з [2; 5; 15], оптимальні параметри модуля відкачки щодо захисту від затоплення й підтоплення сільськогосподарських угідь можуть бути обґрунтовані за такою комплексною оптимізаційною моделлю

$$\begin{cases} D_0 = \max_{\{i\}} \sum_{n=1}^{n_p} D_{ip} \cdot \alpha_p, & i = \overline{1, n_i}; \\ q_0 = \min_{\{i\}} \sum_{n=1}^{n_p} |q_s - \hat{q}_{ecol}| \cdot \alpha_p, & i = \overline{1, n_i}, \end{cases} \quad (11.1)$$

де D_0 – оптимальне значення критерію чистого доходу D за i -м варіантом ПР сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$, грн/га; α_p – відомі (визначені або задані) значення повторюваності чи часток можливого стану типових метеорологічних режимів у розрахункові періоди вегетації сукупності $\{p\}$,

$p = \overline{1, n_p}$ в межах проектного терміну функціонування об'єкта, $\sum_{p=1}^{n_p} \alpha_p = 1$;

q_0 – оптимальне розрахункове значення модуля дренажного стоку за i -тим варіантом ПР, як умови екологічної оптимальності модуля відкачки для ДПС, $л/с \cdot га$; q_s – середньозважене значення модуля дренажного стоку в межах системи та проектного терміну функціонування об'єкта за i -тим варіантом ПР, $л/с \cdot га$; $\hat{q}_{екол}$ – граничне значення модуля дренажного стоку, що відповідає екологічному рівню ефективності роботи дренажу в досліджуваних умовах, $л/с \cdot га$; i – варіанти ПР сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$ щодо типу, конструкції та параметрів дренажу.

Показник *чистого доходу* D , що досягається за рахунок отримання певного об'єму вирощуваної сільськогосподарської продукції на меліорованих землях при застосуванні різних варіантів технологічних рішень сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$ – можливих способів і схем водорегулювання на системі, зумовлених її типом, конструкцією, водозабезпеченістю тощо, визначається як

$$D_i = V_i - C_i, \quad i = \overline{1, n_i}. \quad (11.2)$$

У цьому випадку умовою оптимізації виступає максимізація показника чистого доходу

$$D_i \rightarrow \max, \quad i = \overline{1, n_i}, \quad (11.3)$$

а функцією цілі буде

$$D_0 = \max_{\{i\}} D_i = \max_{\{i\}} \left[V_i - (A_i + C_i^{c2} + C_i^M + C_i^e) \right], \quad i = \overline{1, n_i}. \quad (11.4)$$

У виразах (11.2)–(11.4) V_i – вартість отриманої сільськогосподарської продукції, поточні витрати C_i на отримання продукції складаються із сільськогосподарських C_i^{c2} і експлуатаційних C_i^e витрат. Останні включають відрахування на амортизацію і ремонт A_i , меліоративні витрати C_i^M – на догляд за системою та витрати на воду C_i^e при її відкачці або проведенні зволожувальних заходів на осушуваних землях.

Відповідно на стадії реконструкції оптимальна конструкція вузла відкачки ДПС та її складових елементів обґрунтовуються за такою комплексною оптимізаційною моделлю [1; 2; 16]:

$$\left\{ \begin{array}{l} ZP_0 = \min_{\{i\}} \sum_{n=1}^{n_p} ZP_{ip} \cdot \alpha_p, i = \overline{1, n_i}; \\ q_0 = \min_{\{i\}} \sum_{n=1}^{n_p} |q_s - \hat{q}_{екол}| \cdot \alpha_p, i = \overline{1, n_i}, \end{array} \right. \quad (11.5)$$

де ZP_0 – оптимальне значення критерію за i -м варіантом ПР сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$, *грн/га*.

За загальний економічний критерій оптимізації приймаються *приведені витрати* Z , зведені до порівняльного вигляду ZP за обсягом (вартістю) V отримуваної продукції у варіантах технічних рішень сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$ – типах і конструкціях ДПС, зумовлених прийнятими способами і схемами водорегулювання [1; 3; 5; 17]

$$ZP_i = Z_i \cdot k_{Z_i}^V = (C_i + E_n K_i) / V_i, \quad i = \overline{1, n_i}, \quad (11.6)$$

де $k_{Z_i}^V$ – коефіцієнт зведення приведених витрат Z_i за обсягом (вартістю) V_i отриманої продукції по варіантах технічних рішень сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$, який визначається оберненим співвідношенням $1/V_i$; E_n – нормативний коефіцієнт економічної ефективності капітальних вкладень K_i за відповідними варіантами технічних рішень.

Тоді

$$ZP_0 = \min_{\{i\}} \left\{ \frac{(A_i + C_i^{cc} + C_i^M + C_i^b) + E_n K_i}{V_i} \right\}, \quad i = \overline{1, n_i}. \quad (11.7)$$

Обґрунтування оптимальної технології водорегулювання для діючої ДПС здійснюється за відповідною оптимізаційною моделлю, аналогічною моделі (11.5).

Оскільки робота дренажу на ДПС в режимі осушення призводить до посилення промивного водного режиму в різні за умовами тепло- й вологозабезпеченості періоди вегетації і, як наслідок, зниження родючості ґрунтів через вимивання поживних речовин та порушення структури ґрунту, критерієм екологічної оптимальності модуля відкачки на ДПС може виступати відхилення середньозваженого значення модуля дренажного стоку в межах системи та проектного терміну функціонування об'єкта q_s від граничного його значення $\hat{q}_{екол}$, що відповідає екологічному рівню ефективності роботи дренажу в умовах досліджуваного об'єкта, тобто $q_s \rightarrow \hat{q}_{екол}$. Мінімізація модуля дренажного стоку призводить до

підвищення загальної вологозабезпеченості в межах ДС що надзвичайно актуально для осушуваних торфових ґрунтів в умовах змін клімату.

11.2.4. Об'єкт та умови проведення досліджень. Вирішення зазначених питань було реалізовано на прикладі модернізації ДПС «Бірки» на площі 544 га, яка розташована у Володимирецькому районі Рівненської області (рис. 11.2).



Рис. 11.2. Схема та розташування ДПС «Бірки»

Клімат у зоні розташування об'єкта повною мірою відповідає характерним умовам Західного Полісся України.

Клімат району помірно континентальний з теплим вологим літом і порівняно м'якою зимою. Основними кліматоутворюючими факторами є сонячна радіація, що особливо ефективна в теплий період року, атмосферна циркуляція, що переважає в холодний період, і характер земної поверхні. Великий вплив на клімат регіону мають континентальні повітряні маси, що формуються над рівнинами Євразії, а також океанічні повітряні маси з Атлантичного океану і арктичних морів.

Середня температура повітря становить 6,6–6,8° С. Пересічна температура січня від -4,8 до -5,6° С, липня +18,1–+18,6° С. Середньорічна кількість опадів досягає 600–700 мм. Вегетаційний період починається з квітня і триває по листопад.

Середня річна кількість опадів на території за багаторічний період спостережень змінювалась у межах 600–700 мм. Основна маса опадів

випадає протягом теплого періоду року (у квітні – жовтні до 425–475 мм) з чітко виявленим максимумом у липні (80–95 мм). Найменша кількість опадів спостерігається протягом березня (30 мм).

Згідно з [1], якщо збережеться тенденція до глобального потепління, це призведе до змін у погоді, потепління порушить усталене функціонування екологічних систем, відіб'ється на природних ресурсах, санітарних та інших умовах життя людей, зачепить інші елементи життєдіяльності і може стати причиною соціальних і економічних потрясінь.

Таким чином, виконані дослідження та отримані за ними результати переконливо свідчать про те, що і на глобальному, і на регіональному рівнях:

- зміна клімату є незаперечним фактом в умовах глобального потепління;
- ці зміни впливають негативно на екологічний стан довкілля і населення;
- все це визначає необхідність подальшого розроблення адаптивних заходів через відповідні комплексні наукові дослідження зміни погоднокліматичних умов та їхнього впливу на всі складові компоненти загального еколого-економічного ресурсу регіону.

В геоструктурному відношенні територія об'єкта приурочена до північної частини Волино-Подільської плити. В геологічній будові території беруть участь верхньопротерозойські, крейдяні і четвертинні відкладення. Четвертинні відклади представлені алювіальними верхньоплейстоценовими, сучасними та болотними утвореннями. Їх загальна потужність становить 7–17 м.

Літологічно це піски, переважно середньозернисті з прошарками і лінзами супісків. Верхню частину розрізу на глибину до 3 м складають супіски, торфи і пилуваті піски. Геоморфологічно описувана територія розташована в південно-східній частині Верхньоприп'ятської акумулятивної морено-зандрової рівнини. Відповідно до геологічної будови на описуваній території виділяються вирівняні малонахилені поверхні терас і заплави зі складним мікрорельєфом та заболочені поверхні. В гідрогеологічному відношенні район приурочений до північної частини Волино-Подільського артезіанського басейну. Основними водоносними горизонтами зони інтенсивного водообміну є: водоносний комплекс в четвертинних відкладеннях; водоносний комплекс в тріщинуватій зоні верхньопротерозойських інтрузій і водоносний комплекс у відкладеннях поліської серії верхнього протерозою. На більшій частині території об'єкта (за винятком північної частини) регіональний водоупор (елювірована зона крейди) відсутня і здійснюється прямий гідравлічний зв'язок між усіма водоносними горизонтами зони інтенсивного водообміну. Живлення ґрунтових вод за рахунок напірних вод нижчих горизонтів становить до 50% від величини опадів, що випадають. Дзеркало ґрунтових вод на більшій частині заплави залягає на

глибині 0,73–1,45 м. Ухил дзеркала в сторону р. Стир, що відповідає ухилу місцевості. Грунтові води переважно гідрокарбонатно-кальцієві з мінералізацією 0,1 +0,2 г/л, по відношенню до бетонів на портландцементі володіють сезонною агресивністю.

За конструкцією на системі можуть бути реалізовані всі основні технології водорегулювання осушуваних земель: осушення з механічним відкачуванням (НС) і систематичним дренажем, попереджувальне шлюзування, підгрунтове зволоження, зрошення дощуванням. Ґрунти на ділянці – торф'яні середньопотужні добре розкладені середньої зольності на алювіальних супісках з коефіцієнтом фільтрації ($k_f = 1,2$ м/добу). Вирощувані культури: озима пшениця з дольовою часткою ($f_k = 0,1$); картопля ($f_k = 0,1$); овочі ($f_k = 0,3$); трави ($f_k = 0,5$).

11.2.5. Удосконалення конструкції вузла відкачки ДПС. Одним з основних завдань для досягнення поставленої мети є удосконалення конструкції вузла відкачки ДПС на основі перерозподілу відведення поверхневого потоку за межі системи шляхом впровадження двох додаткових самопливних елементів – проколу у тілі захисної дамби та водовипуска сифонного типу (рис. 11.3).

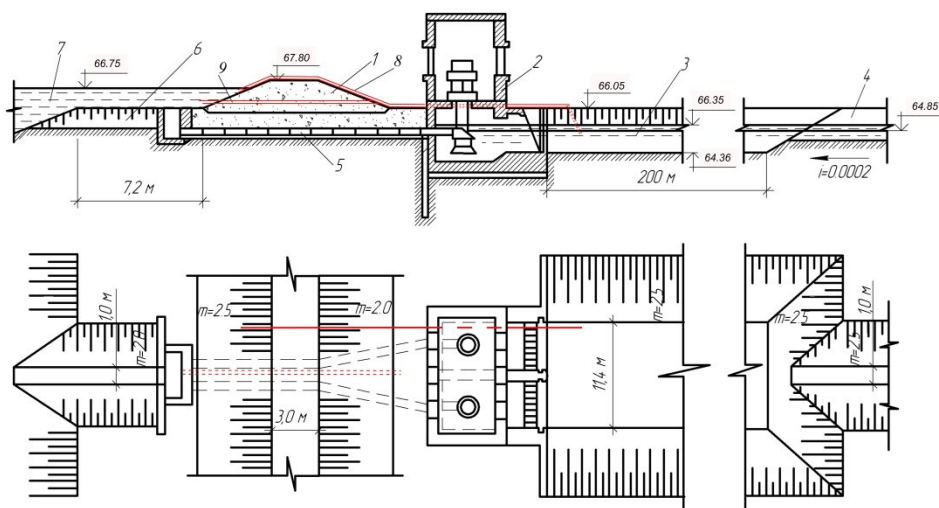


Рис. 11.3. Схема вузла відкачки:

- 1 – дамба; 2 – приміщення насосної станції; 3 – регулюючий басейн;
- 4 – магістральний канал; 5 – напірний трубопровід; 6 – відвідний канал;
- 7 – водоприймач; 8 – сифонний водовипуск; 9 – полка (проріз в дамбі для самопливного скидання відкачуваної води)

Прокол у тілі захисної дамби (патент 153154 Україна, МПК (2023.01) E02B 11/00) влаштовується в її підшві, обладнаний прохідною трубою з заслонкою на вході і зворотним клапаном на виході.

Розміри проколу та його місце влаштування у тілі захисної дамби над її підшовою визначаються відповідними розрахунками. Він може працювати, як спільно з насосною станцією і з водовипуском сифонного типу, так і окремо з кожним з них (як допоміжний елемент). А в умовах незначного навантаження, як основний елемент для відведення надлишкової стічної води разом з водовипуском самопливного відведення стоку ДПС.

Сифонний водовипуск (патент 120514 Україна, МПК (2017.01) E02B 11/00), як один з додаткових самопливних елементів, може працювати у критичні періоди значного підвищення навантаження на вузол відкачки (період весняного водопілля та проходження паводків) у визначеному діапазоні перепадів рівнів води на системі та водоприймачі разом із насосною станцією та проколом у тілі захисної дамби, так і окремо кожним із них.

Запропонована удосконалена конструкція вузла відкачки з проколом у тілі захисної дамби та водовипуском сифонного типу, залежно від водності року, дає змогу значно підвищити ефективність функціонування ДПС за рахунок перерозподілу водного потоку на відповідні складові самопливні елементи вузла відкачки та відповідного зниження навантаження на насосне обладнання.

11.2.6. Обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів дренажних польдерних систем за оптимізаційним підходом. До впровадження передбачений такий комплекс технологічних та технічних заходів щодо модернізації об'єкта: уточнення розрахункового модуля відкачки; удосконалення наявної конструкції та параметрів вузла відкачки, що може складатись з насосної станції та проколу в дамбі (НС+П), та додаткового влаштування сифону (НС+П+С); уточнення схеми водорегулювання на системі, а також виконання порівняльного оцінювання еколого-економічної та інвестиційної ефективності проектних рішень, технологій розробки проектів ПДС.

Послідовність та структура виконання оптимізаційних розрахунків включає:

1. Обґрунтування оптимальних параметрів модуля відкачки за моделлю (11.1) щодо зміни його параметрів в діапазоні 0,8–1,2 л/с·га, при проектному його значенні 1,15 л/с·га.

2. Обґрунтування конструкції вузла відкачки за моделлю (11.5) за наступними варіантами: НС+П, НС+С, НС+П+С (рис. 11.3).

3. Обґрунтування технології водорегулювання осушуваних земель для діючої ДПС за варіантами, які включають в себе роботу системи в режимі осушення (ОС), попереджувального шлюзування (ПШ), зволожувального шлюзування (ЗШ); зрошення дощування на фоні

попереджувального шлюзування (ДП) і їх можливих комбінацій для сучасних та прогнозних погодно-кліматичних умов.

Для реалізації розглянутих оптимізаційних моделей використовувався ієрархічно зв'язаний комплекс прогнозно-імітаційних моделей, практичне застосування яких регламентоване відповідними галузевими нормативами Держводагентства України щодо кліматичних умов місцевості чи метеорологічних режимів, водного режиму і технологій водорегулювання осушуваних земель та їх продуктивності осушуваних земель [1–2].

11.3. Основні результати щодо обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів ДПС за оптимізаційним підходом

11.3.1. Оптимізація модуля відкачки діючої ДПС. Узагальнені результати щодо обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів ДПС за оптимізаційним підходом подано в таблицях 11.1–11.6.

Фрагмент результатів оптимізаційних розрахунків з визначення оптимального модуля відкачки для досліджуваного об'єкта за моделлю (11.1) подано в табл. 11.1.

Таблиця 11.1

Узагальнені результати оптимізаційних розрахунків з визначення оптимального модуля відкачки ДПС

Культури	f_k	$q_{дпс}, л/с \cdot га$	$Y_n, ц/га$	$Y_f, ц/га$	$D_b, грн/га$
$q_{дпс} = 0,9 л/с \cdot га$					
Озима пшениця	0,2	0,9	39,0	24,5	10641,4
Картопля	0,2	0,9	390,0	245,7	35894,2
Овочі	0,1	0,9	292,5	184,2	20025,6
Трави	0,5	0,9	390,0	245,7	35936,1
$q_{дпс} = 0,95 л/с \cdot га$					
Озима пшениця	0,2	0,95	39,44	24,8	11513,2
Картопля	0,2	0,95	394,4	248,4	38112,3
Овочі	0,1	0,95	295,8	186,3	21273,6
Трави	0,5	0,95	394,4	248,4	38154,9
$q_{дпс} = 1,0 л/с \cdot га$					
Озима пшениця	0,2	1,0	40,6	25,5	11287,4
Картопля	0,2	1,0	406,5	256,0	37365,3
Овочі	0,1	1,0	304,9	192,0	20855,7
Трави	0,5	1,0	406,5	256,0	37406,5
На рівні системи	1,0	0,9	-	-	27362,6
		0,95	-	-	29057,8
		1,0	-	-	28487,6

Примітка: Y_n – проектний врожай, ц/га, Y_f – фактичний врожай, ц/га.

За результатами прогнозно-оптимізаційних розрахунків визначено, що оптимальний модуль відкачки для досліджуваного об'єкта становить $q_{\text{ДПС}} = 0,95 \text{ л/с-га}$ за показника чистого доходу $D_i = 29057 \text{ грн/га}$.

На рис. 11.4 показано криві забезпеченості усереднених значень модулів відкачки по ДПС «Бірки» у досліджувані періоди відповідно за «холодну (листопад–березень), теплу (квітень–жовтень) пору та гідрологічний рік», що складається з холодної та теплої пори відповідно в цілому, отримані за результатами статистичного опрацювання багаторічних (1995–2023 рр.) виробничих спостережень.

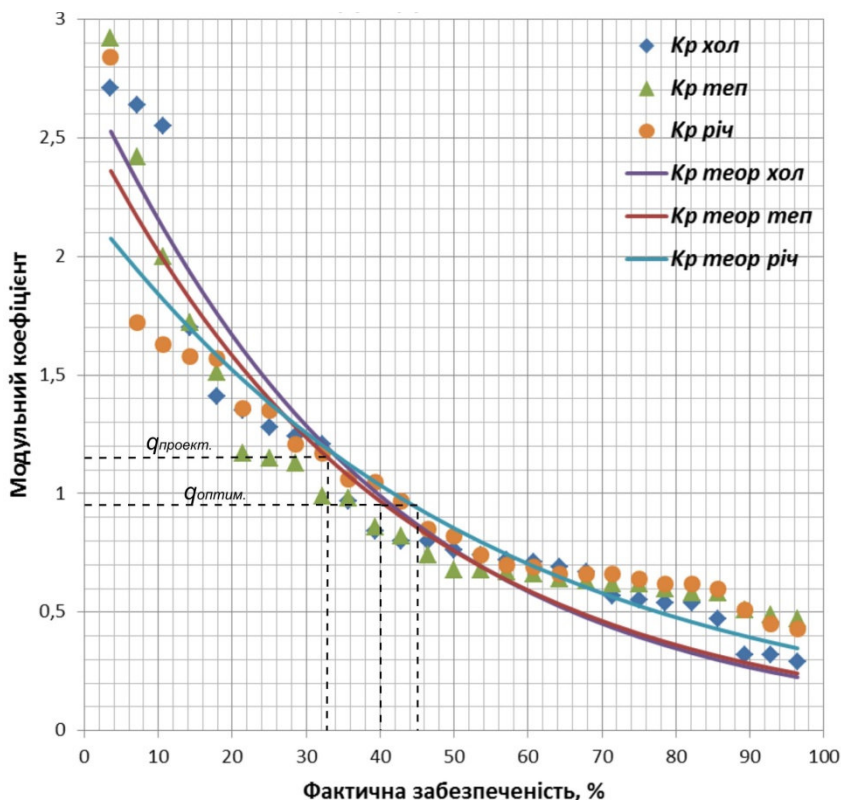


Рис. 11.4. Криві забезпеченості усереднених значень модулів відкачки по ДПС «Бірки» у досліджувані періоди відповідно за холодну, теплу пору та гідрологічний рік в цілому

Отримані наявні результати засвідчують, що у досліджуваних умовах функціонування ДПС «Бірки» розрахункове проєктне значення модуля відкачки $q_{\text{проект}} = 1,15 \text{ л/с-га}$ відповідає орієнтовно 30% забезпеченості по всіх трьох досліджуваних періодах, відповідно холодній, теплій порі та гідрологічного року в цілому, а обґрунтоване на еколого-економічних засадах його оптимальне значення

$q_{\text{оптим.}} = 0,95$ л/с·га відповідає приблизно 40% забезпеченості для холодної і теплої пори та 45% забезпеченості для гідрологічного року в цілому.

11.3.2. Оптимізація конструкції вузла відкачки ДПС. Фрагмент результатів відповідних прогнозно-оптимізаційних розрахунків з визначення оптимальної конструкції вузла відкачки ДПС щодо оптимального модуля відкачки для досліджуваного об'єкта подано в табл. 11.2.

Таблиця 11.2

Узагальнені результати оптимізаційних розрахунків з визначення оптимальної конструкції вузла відкачки ДПС

Конструкція ПДС	$q_{\text{дпс}},$ л/с·га	$Y_n,$ ц/га	$Y_{\text{ф}},$ ц/га	$V_{\text{Уф}},$ грн/га	$C_{\text{сг}},$ грн/га	$C_m,$ грн/га	$C_{\text{відкачки}},$ грн/га	$A_i,$ грн/га	$Z_i,$ грн/га	$ZP_i,$
Озимі зернові										
НС+П	0,80	37,80	23,8	3808	1730,1	1534,6	457,9	203,5	3604,1	0,4609
НС+П+С	0,80	37,80	23,8	3808	1730,1	1390,9	314,0	203,6	3460,5	0,4587
НС+С	0,80	37,80	23,8	3808	1730,1	1416,9	340,2	203,5	3486,3	0,4591
Картопля										
НС+П	0,80	378,0	238,1	9520	4469,5	1534,6	457,9	203,5	6343,5	0,4086
НС+П+С	0,80	378,0	238,1	9520	4469,5	1390,9	314,0	203,6	6199,9	0,4085
НС+С	0,80	378,0	238,1	9520	4469,5	1416,9	340,2	203,5	6225,7	0,4085
Овочі										
НС+П	0,90	292,5	184,2	7617	3098,0	1591,9	515,2	203,5	5029,2	0,3913
НС+П+С	0,90	292,5	184,2	7617	3098,0	1430,2	353,2	203,6	4867,6	0,3911
НС+С	0,90	292,5	184,2	7617	3098,0	1459,4	382,7	203,5	4896,7	0,3911
Трави										
НС+П	0,95	394,4	248,4	8377	3909,9	1620,5	543,8	203,5	5869,7	0,3824
НС+П+С	0,95	394,4	248,4	8377	3909,9	1449,8	372,9	203,6	5699,1	0,3823
НС+С	0,95	394,4	248,4	8377	3909,9	1480,7	403,9	203,5	5729,9	0,3824
На рівні системи										
НС+П										0,4049
НС+П+С										0,4037
НС+С										0,4041

Отримані результати засвідчують, що для оптимального модуля відкачки за рахунок реконструкції оптимальна конструкція вузла відкачки ДПС, визначена за оптимізаційною моделлю (11.5) при $ZP_0 = 0,4037$, включає в себе НС, «прокол» та сифон (див. рис. 11.3) з таким відповідним розподілом розрахункових витрат в цілому по системі та по елементах вузла відкачки відповідно:

$$Q^0_{\text{с}} = 0,51 \text{ м}^3/\text{с}; Q^0_{\text{НС}} = 0,38 \text{ м}^3/\text{с}; Q^0_{\text{полки}} = 0,01 \text{ м}^3/\text{с}; Q^0_{\text{сифон}} = 0,12 \text{ м}^3/\text{с}.$$

Таким чином, за рахунок перерозподілу водних потоків удосконаленою конструкцією вузла відкачки з додатковими

самопливними елементами досягається зменшення витрат й об'єм води, що перекачується НС, а також споживання електроенергії на 35%.

Визначені економічно оптимальні технологічні та конструктивні рішення для об'єкта, що розглядається, є екологічно прийнятним у заданих умовах, оскільки середньозважене значення модуля дренажного стоку в межах системи та проектного терміну її функціонування $q_s = 0,38 \text{ л/с}\cdot\text{га}$, що відповідає екологічному рівню ефективності роботи дренажу, тобто $q_s \leq \hat{q}_{\text{екол}}$.

Узагальнені результати з економічного обґрунтування інвестиційного проєкту щодо оптимальної конструкції та параметрів вузла відкачки для ДПС «Бірки» подано в табл. 11.3.

Таблиця 11.3

Основні економічні показники щодо реконструкції конструктивних параметрів ДПС, грн/га

№ з/п	Показник	Конструкція та параметри вузла відкачки ДПС		
		НС+П	НС+П+С	НС+С
1	Капіталовкладення в реконструкцію	723,872	904,84	814,356
2	Амортизація основних фондів	180,968	226,21	203,589
3	Чистий дохід	182,84	312,35	254,48
4	Приведені витрати	0,541	0,458	0,476

Узагальнені результати обґрунтування інвестиційної ефективності проєкту щодо оптимальної конструкції та параметрів вузла відкачки ДПС (НС+П, НС+П+С, НС+С) реалізовано для умов реального досліджуваного об'єкта (табл. 11.4).

Таблиця 11.4

Основні показники економічної ефективності інвестицій в реконструкцію вузла відкачки ДПС

№ з/п	Показник	Конструкція та параметри ДПС		
		НС+П	НС+П+С	НС+С
1.	ЧДД, грн/га	2209	3436	2878
2.	ІДІ, %	4,05	4,80	4,53
3.	ДТО, роки	3	2	4

Примітка: ЧДД – чистий дисконтований дохід; ІДІ – індекс доходності інвестицій; ДТО – дисконтований термін окупності.

Отримані результати з інвестиційної оцінки варіантів ПР підтверджують як загальноекономічну, так і достатньо високу комерційну ефективність варіанта НС+П+С. Найвищі значення показників індексу доходності 3436 грн/га досягаються за варіантом НС+П+С. Термін

окупності капіталовкладень для даного варіанта становить 2 роки, що є досить перспективним і забезпечить швидке погашення інвестицій.

11.3.3. Оптимізація технологій водорегулювання осушуваних земель. Основні економічні показники для розрахунку у питомому вигляді щодо оптимальної технології водорегулювання осушуваних земель на ДПС «Бірки» у сучасних та прогнозних кліматичних умовах, згідно з [4–5], за відповідними варіантами наведено в табл. 11.5.

Таблиця 11.5

Основні економічні показники по системі, грн/га

№ з/п	Показник	Технологія водорегулювання							
		ОС	ПШ	ЗШ	ДП	ОС	ПШ	ЗШ	ДП
		Сучасні умови				Прогнозні умови			
1	Капіталовкладення в реконструкцію	84260	88360	126760	164160	84260	88360	126760	164160
2	Поточні витрати:	39790	42907	49758	53257	55837	59994	68511	78351
	- сільськогосподарські	36138	38774	40187	40552	52185	55861	58940	65645
	- експлуатаційні	1124	1482	3233	4498	1124	1482	3233	4498
	- амортизація основних фондів	2528	2651	6338	8208	2528	2651	6338	8208
3	Валова продукція	47587	51273	54480	58553	69318	75543	84795	95916
4	Чистий дохід	10325	11017	10666	12824	16009	18200	21885	24799
5	Приведені витрати	1,667	1,542	1,606	1,59	1,79	1,613	1,48	1,369

Таким чином, наведені результати показують, що на попередній стадії оцінювання варіантів ПР щодо оптимального модуля відкачки, оптимальним варіантом конструкції вузла відкачки ДПС буде варіант НС+П+С, а з розглянутих різних технологій водорегулювання осушуваних земель для сучасних кліматичних умов є попереджувальне шлюзування, а для прогнозних умов можуть бути зволожувальне шлюзування та зрошення дощуванням.

Результати остаточних розрахунків щодо визначення інвестицій в реконструкцію ДПС «Бірки» при обґрунтуванні різних технологій водорегулювання осушуваних земель у сучасних та прогнозних погодо-кліматичних умовах функціонування об'єкта, що розглядається, подано в табл. 11.6.

Здійшені розрахунки з оцінювання інвестиційної ефективності різних технологій водорегулювання показують, що в сучасних умовах – це осушення та попереджувальне шлюзування з дисконтованим терміном окупності 11 років. Відповідно в прогнозних умовах це попереджувальне шлюзування з дисконтованим терміном окупності 7 років, що є досить перспективним і забезпечить швидке погашення інвестицій в реконструкцію цього об'єкта.

Таблиця 11.6

**Основні показники ефективності інвестицій
у технології водорегулювання осушуваних земель**

№ з/п	Показник	Технологія водорегулювання							
		ОС	ПШ	ЗШ	ДП	ОС	ПШ	ЗШ	ДП
		<i>Сучасні умови</i>				<i>Прогнозні умови</i>			
1.	ЧДД, грн/га	19342	21810	10306	5376	65158	79715	100734	101898
2.	ІДІ, %	1,23	1,25	1,08	1,03	1,77	1,90	1,79	1,62
3.	ДТО, роки	11	11	13	15	7	6	7	7

11.3.4. Порівняльне оцінювання технологій розробки проєктів ДПС. Порівняльне оцінювання різних технологій розробки проєктів ДПС, а також основних її технічних елементів, розглянуто для умов досліджуваного об'єкта.

Узагальнена порівняльна характеристика основних показників та їх параметрів ДПС та її складових основних технічних елементів, що визначені за традиційним підходом до проєктування в реальному проєкті, а також за удосконаленою технологією проєктування на основі системної оптимізації, наведено в табл. 11.7.

Таблиця 11.7

**Узагальнені порівняльні результати розробки проєктів ДПС
за традиційним та удосконаленим методами**

№ з/п	Основні показники та параметри	З використанням:	
		традиційних методів і підходів в реальному проєкті	удосконалених методів в проєкті реконструкції об'єкта
1.	Модуль відкачки	Розрахунковий модуль відкачки $q_{від} = 1,15$ л/с·га	Оптимальний модуль відкачки $q_{від}^0 = 0,95$ л/с·га
2.	Конструкція вузла відкачки ДПС	НС+П, $Q_C = 0,62$ м ³ /с; $Q_{НС} = 0,61$ м ³ /с; $Q^0_{полки} = 0,01$ м ³ /с	НС+П+С $Q^0_C = 0,51$ м ³ /с; $Q^0_{НС} = 0,38$ м ³ /с; $Q^0_{полки} = 0,01$ м ³ /с; $Q^0_{сифон} = 0,12$ м ³ /с
3.	Схема водорегулювання на ДПС	Осушення, попереджувальне шлюзування, підгрунтове зволоження, зрошення дощуванням	В сучасних умовах – попереджувальне шлюзування, зволожувальне шлюзування; в прогнозних умовах – зрошення дощування на фоні попереджувального шлюзування трав та овочів
4.	Економічна ефективність	Коефіцієнт земельного використання $K_z = 0,82$; термін окупності капіталовкладень $T_0 = 12$ років	Коефіцієнт земельного використання $K_z = 0,98$; дисконтований термін окупності капіталовкладень $T_0 = 7$ років

Висновки. Таким чином, обґрунтування технологічних та конструктивних параметрів ДПС за оптимізаційним підходом з використанням відповідного комплексу оптимізаційних та прогнозно-імітаційних моделей дає змогу:

1. Обґрунтувати оптимальний модуль відкачки на стадії експлуатації для діючої ДПС.

2. Удосконалити конструкцію вузла відкачки та параметрів його складових при реконструкції ДПС, що дає змогу зменшити навантаження на насосне обладнання, тривалість його роботи і відповідно затрати електроенергії на 20–40% залежно від водності року, за рахунок відведення відповідної частини поверхневого стоку додатково введеними самопливними елементами у вигляді проколу у тілі захисної дамби та сифонного водовипуску.

3. Обґрунтувати оптимальну технологію водорегулювання для діючої ДПС у сучасних та прогнозних погодно-кліматичних умовах, що забезпечать підтримання необхідного водно-повітряного режиму осушуваних ґрунтів у різні фази вегетації вирощуваних сільськогосподарських культур.

Отже, перехід на оптимізаційні методи визначає необхідність зміни технології проектування водогосподарсько-меліоративних об'єктів за багатоваріантним підходом на основі системної оптимізації, застосування високо інформаційних та комп'ютерних технологій. Це дасть змогу в подальшому підвищити загальну режимно-технологічну, технічну та еколого-економічну ефективність осушувальних меліорацій, насамперед при розробці проектів нового будівництва, реконструкції та модернізації ДПС відповідно до сучасних умов та вимог [20].

Література до розділу

1. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.

2. Науково-методичні рекомендації щодо створення та функціонування дренажних систем у змінних сучасних умовах. Рівне : НУВГП, 2021. 114 с.

3. Рокочинський А. М. Наукові та практичні аспекти оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого – економічних засадах : монографія / за ред. акад. УААН М. І. Ромащенко. Рівне : НУВГП, 2010. 351 с.

4. Evaluation of ecological and economic efficiency of investment in water management and land reclamation projects / Kovalenko P., et al. *Journal of*

Water and Land Development. 2021. No. 48 (I–III). P. 81–87. URL: <https://journals.pan.pl/dlibra/publication/136149/edition/119051/content> (дата звернення: 09.05.2024).

5. Handbook of Research on Improving the Natural and Ecological Conditions of the Polesie Zone / Rokochinskiy A., Kuzmych L., Volk P. (Eds.) IGI Global. 2023. 500 p. URL: <https://doi.org/10.4018/978-1-6684-8248-3> (дата звернення: 09.05.2024).

6. Долид М. А. Совершенствование методики расчета основных элементов и конструкции польдерных систем Западного Полесья УССР : автореф. дис. ... канд. техн. наук. Киев, 1983. 22 с.

7. Янголь А. М. Двустороннее регулирование влажности при осушении. М. : Колос, 1970. 135 с.

8. Alfonso L., Lobbrecht A., Price R. Optimization of water level monitoring network in polder systems using information theory. *Water Resour. Res.* 2010. Vol. 46(12). P. 1–13. URL: <https://doi.org/10.1029/2009WR008953>. (дата звернення: 09.05.2024).

9. Systematic approach to evaluating environmental and ecological technologies for wastewater treatment / Su X., Chiang P., Pan S., Chen G., Tao Y., Wu G., Wang F., Cao W. *Chemosphere*. 2018. Vol. 218. P. 778–792. URL: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.108/> (дата звернення: 09.05.2024).

10. Van Overloop P. J. Drainage control in water management of polders in the Netherlands. *Irrigat. Drain. Syst.* 2006. Vol. 20(1). P. 99–109.

11. Лазарчук М. О. Черенков А. В., Рокочинський А. М. Оптимізація розрахунку осушувальних систем та управління ними : монографія. Рівне : НУВГП, 2010. 358 с.

12. Волк П. П., Рокочинський А. М., Тимейчук О. Ю. Теоретичні аспекти системної оптимізації створення та функціонування дренажних систем на еколого-економічних засадах. *Вісник НУВГП. Технічні науки* : зб. наук. праць. Рівне : НУВГП, 2020. Вип. 3 (90). С. 3–21.

13. Рокочинський А. М., Волк П. П. Моделі системної оптимізації для створення й функціонування дренажних систем у сучасних умовах. *Меліорація і водне господарство*. № 1 (2021). С. 75–86. URL: <https://doi.org/10.31073/mivg202101-277> (дата звернення: 09.05.2024).

14. Volk P. Scientific and Practical Principles of System Optimization of Various Parameters of Drainage Systems. *Handbook of Research on Improving the Natural and Ecological Conditions of the Polesie Zone* / A. Rokochinskiy, L. Kuzmych, & P. Volk (Eds.). IGI Global. 2023. P. 158–166. URL: <https://doi.org/10.4018/978-1-6684-8248-3.ch010> (дата звернення: 09.05.2024).

15. The System Optimization of Technical, Technological and Construction Parameters of Polder Systems / A. Rokochinskiy, I. Korobiichuk, L. Kuzmych,

P. Volk, A. Kuzmych. *Automation 2020: Towards Industry of the Future* : Proceedings of Automation 2020, March 18–20, 2020, Warsaw, Poland. P. 78–86. URL: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-3-030-40971-5_8 (дата звернення: 09.05.2024).

16. Construction and agricultural drainage parameter optimization considering economic and environmental requirements / Kovalenko P., Rokochinskiy A., Mazhayskiy Y., Volk P., Volk L. *Engineering for rural development* : 19th International Scientific Conference, Jelgava, 20–22.05.2020. P. 1009–1017. DOI: 10.22616 / ERDev.2020.19.TF237

17. Volk L., Frolenkova N., Rokochinskiy A. and Volk P. Consideration of environmental risks in nature management projects. *6th International Conference Monitoring of Geological Processes and Ecological Condition of the Environment*. 2022. P. 143–148. URL: <https://doi.org/10.3997/2214-4609.2022580113> (дата звернення: 09.05.2024).

18. Гідровузол дренажної польдерної системи: пат. № 153154 Україна: МПК: (2023.01) E02B 11/00 E02B 11/02 (2006.01); заявлено 12.01.2023; опубл. 24.05.2023, Бюл. № 21. 3 с. URL: <https://sis.nipo.gov.ua/uk/search/detail/1738032/> (дата звернення: 09.05.2024).

19. Гідроакумулююча дренажна система з водовипуском сифонного типу : пат. № 155116 Україна: МПК E02B11/00 № u202303518 19.07.2023; опубл. 17.01.2024, Бюл. № 3/2024. 4 с. URL: <https://sis.nipo.gov.ua/uk/search/detail/1780377/> (дата звернення: 09.05.2024).

20. Стратегія зрошення та дренажу в Україні на період до 2030 року : затв. розпорядженням КМУ від 14 серпня 2019 р. № 688-р.

12. ВРАХУВАННЯ РЕЛЬЄФУ ОСУШУВАНИХ ЗЕМЕЛЬ ПРИ РОЗРОБЦІ ПРОЄКТІВ ДРЕНАЖНИХ СИСТЕМ

Проектування меліоративних систем на перезволожених землях за вибраними технологіями водорегулювання виконується залежно від природно-кліматичних, рельєфних, ґрунтових, гідрогеологічних, агротехнічних та інших умов об'єкта, які оцінюються за результатами інженерних вишукувань проектною організацією. При цьому, рельєф місцевості є одним із визначальних чинників, який впливає на ухвалення технології водорегулювання та конструкції меліоративної системи.

У зв'язку з цим при обґрунтуванні меліоративних заходів, як правило, виникає значна кількість різних за технологічними та технічними рішеннями варіантів, які визначально впливають як на економічну, так і екологічну ефективність їхньої реалізації.

Як показують результати досліджень, а також накопичений досвід та практика створення й функціонування водогосподарсько-меліоративних об'єктів у гумідній зоні, вже при ухилах, більших за 0,002, не досягається необхідний рівень вологозабезпеченості сільськогосподарських культур при застосуванні попереджувального та зволожувального шлюзування на значній частині осушуваних земель, що впливає на зниження врожаю та загальної ефективності меліорацій.

Відповідно до [7] на території з розвинутим рельєфом заданий рівень ґрунтових вод (РГВ) підтримується лише на незначній частині меліорованого масиву. В пониженнях місцевості може мати місце вихід ґрунтових вод на денну поверхню, а на підвищеннях глибина їх залягання значно перевищує норму осушення. У зоні надлишкового зволоження менше заболочені підвищені елементи рельєфу (водорозділи, круті схили), з яких атмосферні опади стікають у вигляді поверхневого стоку, перезволожуючи, тим самим, нижче розташовані території. Найбільш заболочені безстічні, слабо-проточні пониження та безпохилі рівнини, на яких застоюються поверхневі води, особливо при недостатній природній дренажності території.

Тому на стадії проектування слід виконувати оцінку нерівномірності рельєфу осушуваних масивів, який впливає на водний режим осушуваних земель та ефективність об'єкта в цілому. На основі особливостей формування водного режиму слід диференційовано визначати площі осушуваного масиву, на яких меліоративна система буде працювати в різних режимах: осушення, попереджувальне шлюзування шляхом зарегулювання частини стоку на спаді весняної повені, підґрунтове зволоження за рахунок періодичного підпору чи підйому РГВ упродовж

періоду вегетації – й, відповідно, застосовувати різні технології водорегулювання та конструкції гідромеліоративних систем.

Характерною особливістю формування водного режиму осушуваних земель з розвиненим рельєфом є також утворення поверхневого стоку, нерівномірний розподіл вологи та глибини залягання РГВ по системі, що має бути враховано в моделі довгострокового прогнозу водного режиму і технологій водорегулювання осушуваних земель [7].

Актуальність вирішення даного завдання значно зростає внаслідок змін клімату як на планетарному, так і регіональному рівнях. Сучасні зміни природних умов обумовлені, перш за все, змінами клімату й призводять до зміни вимог щодо раціонального використання водних і земельних ресурсів в зоні осушувальних меліорацій, розробці комплексу адаптивних заходів, направлених на зарегулювання та акумуляцію атмосферних опадів, характер та режим випадіння яких значно змінюється [1].

За існуючою морфометричною класифікацією рельєф місцевості на осушуваних землях за *розміром окремих форм* у межах визначеного *мезорельєфу* можна представити поєднанням *мікроформ* та *наноформ* [10]. Тому основними лінійними показниками, що характеризують рельєф місцевості, виступають ухил поверхні землі (i) та перепади поверхні землі: загальний (ΔH_{gi}), за ухилом (ΔH_i) та у локальних підвищеннях або пониженнях ($\pm \Delta h_g$).

На підставі аналізу, узагальнення та систематизації рельєфних умов проєктів реальних об'єктів, розташованих в зоні достатнього та нестійкого зволоження України, виділено і пропонується розглядати основні чотири схеми їх формування за ухилами та перепадами поверхні (рис. 12.1) [7]:

- 1) $i \neq 0$, $\Delta H_i \neq 0$, $\Delta h_g \neq 0$ – наявність ухилів, перепадів за ухилами та локальних перепадів поверхні землі;
- 2) $i \neq 0$, $\Delta H_i \neq 0$, $\Delta h_g = 0$ – наявність ухилів та перепадів за ухилами, відсутність локальних перепадів поверхні землі;
- 3) $i = 0$, $\Delta H_i = 0$, $\Delta h_g \neq 0$ – відсутність ухилів та наявність локальних перепадів поверхні землі (локальні пониження або підвищення);
- 4) $i = 0$, $\Delta H_i = 0$, $\Delta h_g = 0$ – відсутність ухилів та перепадів поверхні землі (базові умови).

Таким чином, схематизація рельєфних умов осушуваних земель дає змогу удосконалити існуючу модель довготермінованого прогнозу водного режиму та технологій водорегулювання через врахування балансу ґрунтових вод з різним рівнем їх залягання у межах кожної виділеної рельєфної одиниці осушуваного масиву [7].

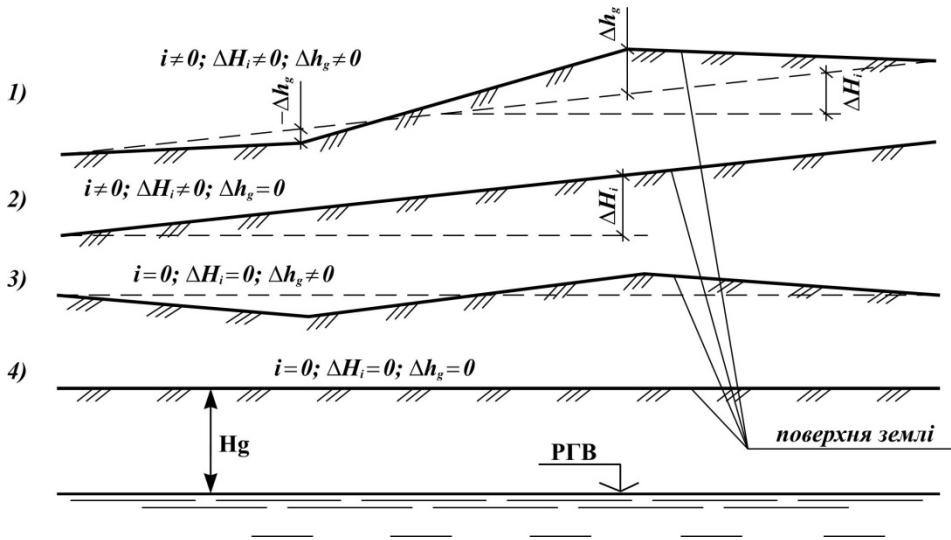


Рис. 12.1. Основні розрахункові схеми зміни рельєфу осушуваних земель

Для реалізації зазначеного завдання був спланований і здійснений широкомасштабний машинний експеримент на ЕОМ у прискореному масштабі часу. В основу реалізації експерименту покладено комплекс прогнозно-імітаційних моделей щодо основних конструктивно-технологічних змінних параметрів дренажних систем, кліматичних умов місцевості, водного режиму, технологій водорегулювання та продуктивності осушуваних земель для схематизованих природних, агротехнічних та меліоративних умов. Моделі розроблено на кафедрі водної інженерії та водних технологій Національного університету водного господарства та природокористування [7]. Їх практичне застосування регламентоване відповідними галузевими нормативами Держводагентства України.

Для оцінювання характеру і рівня впливу рельєфу місцевості на формування водного режиму та врожаю вирощуваних культур при різних технологіях водорегулювання були узагальнені та схематизовані природні й агро-меліоративні умови 32 реальних об'єктів в зоні достатнього і нестійкого зволоження України за:

- природно-кліматичними зонами $\{\omega\} = \overline{1, n_\omega}$ (Прикарпаття, Полісся, Лісостеп);
- розрахунковими періодами вегетації $\{p\} = \overline{1, n_p}$ (дуже вологий, вологий, середній, сухий, дуже сухий);
- сукупністю вирощуваних сільськогосподарських культур $\{k\} = \overline{1, n_k}$ (зернові, технічні, трави);

- рівнями продуктивності вирощуваних культур $\{\beta_Y\} = \overline{1, n_{\beta_Y}}$ (низький, середній, високий);
- видами та водопроникністю ґрунту $\{g\} = \overline{1, n_g}$ (піщані, $k_\phi = 1,2 \text{ м/добу}$, супіщані, $k_\phi = 0,7 \text{ м/добу}$, суглинкові, $k_\phi = 0,2 \text{ м/добу}$);
- технологіями водорегулювання $\{s\} = \overline{1, n_s}$ (осушення, попереджувальне шлюзування, підґрунтове зволоження);
- перепадами рівнів поверхні землі $\{\Delta h\} = \overline{1, n_{\Delta h}}$ (-0,4 м, -0,2 м, 0,0 м, 0,2 м, 0,4 м, 0,6 м, 0,8 м, 1,0 м, 1,2 м);
- ухилами поверхні $\{i\} = \overline{1, n_i}$ (0, 0,002, 0,005, 0,01).

Всього реалізовано 14580 варіантів розрахунків за відповідними схемами реалізації заданих множинних природних та агроеліоративних умов з використанням комплексу прогнозно-імітаційних моделей.

За результатами досліджень щодо проведеного машинного експерименту встановлено, що характер впливу рельєфу місцевості на формування водного режиму та врожаю вирощуваних культур при різних технологіях водорегулювання має виражений оптимум, який диференційовано формується залежно від множинних природних та агроеліоративних умов реального об'єкта (рис. 12.2).

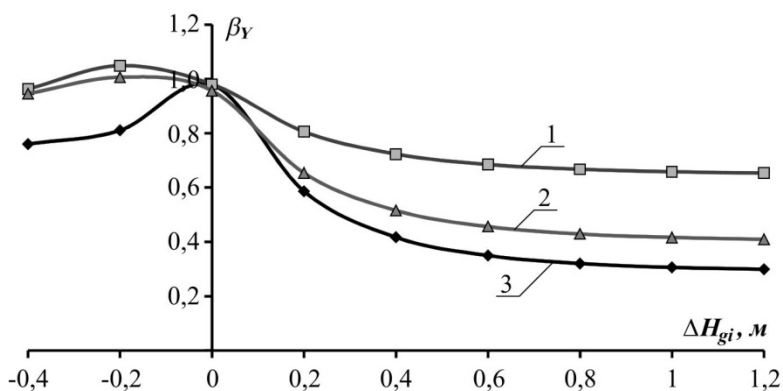


Рис. 12.2. Рівень врожайності β_Y різних видів сільськогосподарських культур залежно від розвиненості рельєфу осушуваних земель ΔH_{gi} :

1 – озима пшениця; 2 – картопля; 3 – багаторічні трави на зелену масу

При цьому продуктивність меліорованих земель в умовах розвинутого рельєфу місцевості порівняно з рівнинним рельєфом може змінюватися в значних межах (до $\pm 60\%$). Проведений порівняльний аналіз

кліматичного, технологічного та рельєфного факторів на водний режим за усередненими дольовими частками кожного з досліджуваних показників водорегулювання за варіантами рельєфних умов показує, що частка впливу рельєфу місцевості в регульованих умовах, порівняно з нерегульованими, може бути зменшена в середньому з 0,27 до 0,09, при цьому частка впливу кліматичного фактора збільшується в середньому з 0,69 до 0,83 та технологічного з 0,06 до 0,15 [7].

У зв'язку з цим була виконано схематизацію й розроблено класифікацію осушуваних земель за показником *меліоративної ефективності рельєфу*, яка залежить від ступеня розвиненості рельєфу за ухилами та перепадами поверхні землі.

Даний показник є відносною величиною, який на основі машинного експерименту був визначений відношенням продуктивності земель (врожайності культур) з різним ступенем розвиненості рельєфу ($i \neq 0$, $\Delta H_{gi} \neq 0, м$) до його значень в рівнинних умовах ($i = 0$, $\Delta H_{gi} = 0, м$), і характеризує можливий рівень продуктивності меліорованих земель залежно від ступеня розвиненості рельєфу місцевості

$$k_{\Delta h} = \frac{Y_{\Delta h \neq 0}}{Y_{\Delta h = 0}}, \quad (12.1)$$

де $k_{\Delta h}$ – показник меліоративної ефективності; $Y_{\Delta h \neq 0}$ – врожайності культур на осушуваних землях з розвиненим рельєфом, ц/га; $Y_{\Delta h = 0}$ – врожайності культур на осушуваних землях з рівнинним рельєфом, ц/га.

В таблиці 12.1 наведено класифікацію меліоративної ефективності рельєфу осушуваних земель щодо ранжованих кількісних його характеристик.

Таблиця 12.1

Меліоративна ефективність рельєфу осушуваних земель

Ступінь розвиненості рельєфу	Кількісні показники рельєфу		Показник меліоративної ефективності	Меліоративна ефективність рельєфу
	i	$\Delta H_{gi}, м$		
Слабо розвинений	< 0,001	< 0,2	1,0–1,2	<i>Висока</i>
Середньо розвинений	0,001–0,004	0,2–0,6	0,8–1,0	<i>Середня</i>
Сильно розвинений	> 0,004	> 0,6	0,4–0,8	<i>Низька</i>

Уточнені значення меліоративної ефективності при певних природних та агроеліоративних умовах реального об'єкта можуть бути визначені за відповідними прогнозно-імітаційними розрахунками.

За загальноприйнятою практикою на стадії розробки проєктних рішень щодо типів, конструкцій та параметрів гідромеліоративної системи виконується прокладання трас каналів і колекторів та побудова їх поздовжніх профілів, з яких можна отримати дані по ухилах та перепадах поверхні землі, в цілому по площі системи та її складових ієрархічних рівнях (на рівні меліорованого поля для культур проєктної сівозміни, на рівні ґрунтів у межах системи, на рівні структурних елементів системи за характерними рельєфними умовами тощо).

На сучасному етапі розвитку науки і техніки, що передбачає широке впровадження високоінформативних комп'ютерних технологій в усі сфери життя, інтенсивно використовуються системи автоматизованого проєктування як універсальний технічний інструмент, який дає змогу удосконалювати практику проєктування складних об'єктів і систем, насамперед природно-техногенного характеру, а також вирішувати цілу низку супутніх наукових та народногосподарських завдань.

Враховуючи складність проєктування водогосподарсько-меліоративних об'єктів, для автоматизації та оптимізації проєктування слід застосовувати BIM-технології [2]. Потужним програмним комплексом є Autodesk Civil 3D, робочі процеси в якому базуються на технології інформаційного моделювання. Даний програмний комплекс дає змогу виконувати роботи в області геодезії, топографії, генплану, геології, вертикального планування і впорядкування території, нового будівництва і реконструкції лінійно протяжних об'єктів (автомобільні і залізничні дороги, канали, дамби, напірні та безнапірні трубопроводи), використовувати бази даних ГІС (геоінформаційні системи), виконувати аналіз поверхні землі за ухилами та висотними відмітками, моделювати складні водозбори та визначати напрями стоку, містить інструменти для планування поверхні землі.

Тому на передпроектній стадії нами пропонується виконувати попередній аналіз поверхні землі та визначати меліоративну ефективність осушуваних земель за допомогою програмного комплексу Autodesk Civil 3D, який дає змогу дослідити характер поверхні, визначити необхідні показники поверхні та їх значення (висоти, перепади, ухили, площі характерних ділянок), відобразити поверхню як за заданими, так і за автоматично визначеними діапазонами подібних значень відміток та ухилів, а також сформувані у табличній формі відомість відміток, перепадів, ухилів та площ характерних ділянок.

Середньозважене розрахункове значення ухилу поверхні землі в цілому по системі пропонується визначати за формулою:

$$\bar{i}^{(cuc)} = \frac{\sum_{n=1}^{n_i} (i_n \cdot f_n)}{\sum_{n=1}^{n_i} f_n}, \quad (12.2)$$

де f – площа характерної ділянки поверхні землі, га; i – ухил характерної ділянки поверхні землі.

Відповідне середньозважене розрахункове значення перепаду поверхні землі в цілому по системі визначається аналогічно

$$\overline{\Delta H_{gi}}^{(сис)} = \frac{\sum_{n=1}^{n_i} (\Delta H_{gi_n} \cdot f_n)}{\sum_{n=1}^{n_i} f_n}, \quad (12.3)$$

де ΔH_{gi} – загальний перепад характерної ділянки поверхні землі, м.

Для визначення меліоративної ефективності рельєфу ділянки площею 330 га осушувальної системи «Іква» Дубенського району Рівненської області було побудовано модель рельєфу за даними топографічної зйомки, досліджено характер поверхні, визначено необхідні показники та їх значення: висоти, перепади, ухили, площі характерних ділянок (рис. 12.3, табл. 12.2).

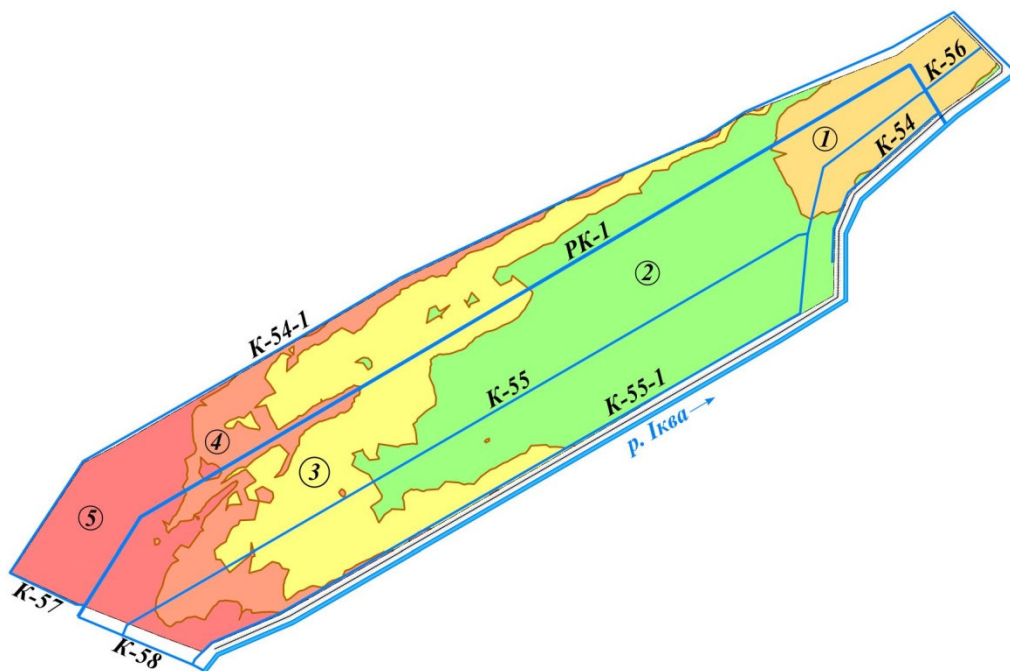


Рис. 12.3. Визначення ділянок із характерними рельєфними умовами осушувальної системи «Іква» Дубенського району Рівненської області

Виконаний аналіз рельєфу поверхні землі досліджуваної меліоративної системи показав, що середньозважений ухил становить 0,004, а загальний середньозважений перепад – 0,34 м. Таким чином, рельєф осушувальної системи за ступенем розвиненості є

середньорозвиненим, а меліоративна ефективність рельєфу – середня, показник якої може знаходитись у межах 0,8–1,0.

Таблиця 12.2

Узагальнені результати оцінювання меліоративної ефективності рельєфу місцевості на осушувальній системі «Іква» Дубенського району Рівненської області

№ ділянки	Кількісні показники рельєфу		Площа		Ступінь розвиненості рельєфу	Показник меліоративної ефективності	Меліоративна ефективність рельєфу
	ухил, i	ΔH_{gi} , м	га	%			
По характерних ділянках рельєфу							
1	0,004	0,5	31,8	9,6	середньо розвин.	0,96	середня
2	0,001	0,2	143,2	43,4	слабо розвин.	1,02	висока
3	0,002	0,3	78,4	23,8	середньо розвин.	0,92	середня
4	0,003	0,4	35,7	10,8	середньо розвин.	0,87	середня
5	0,018	0,9	40,9	12,4	сильно розвин.	0,64	низька
В цілому по системі							
	0,004	0,34	330	100	середньо розвин.	0,93	середня

Визначені середньозважені ухили та перепад поверхні землі є вихідними даними для виконання розрахунків за моделлю довготермінового прогнозу водного режиму і технологій водорегулювання осушуваних земель з урахуванням рельєфу місцевості, яка ґрунтується на реалізації рівняння водного балансу активного кореневого шару ґрунту з урахуванням утворення поверхневого стоку та рівняння балансу рівня ґрунтових вод з урахуванням перепадів поверхні землі (ΔH_{gi}) [7].

Необхідність урахування численних факторів впливу при обґрунтуванні як раціональної технології водорегулювання осушуваних земель, так і відповідних типу та конструкції гідромеліоративної системи, що забезпечують досягнення проєктних показників економічного та екологічного ефекту за проєктом згідно з сучасними вимогами, зумовлюють необхідність застосування для цього оптимізаційного підходу [7].

Крім того, наявність вираженого оптимуму при різному ступені розвиненості рельєфу осушуваних земель за множинними природними та агроеліоративними умовами також зумовлює необхідність застосування оптимізаційного підходу до обґрунтування проєктних рішень щодо технологій водорегулювання та пов'язаних з ними типу й конструкції системи на осушуваних землях з розвиненим рельєфом місцевості.

Враховуючи ієрархічний підхід до побудови і реалізації моделі оптимізації з обґрунтування конструктивних рішень щодо типів,

конструкцій та параметрів гідромеліоративної системи, ухили та перепади поверхні землі слід визначати в межах меліорованого поля, прив'язаного до регулюючої мережі та ґрунтів для змінних вирощуваних культур проектної сівозміни і варіантів проектних рішень за способами водорегулювання [7].

Виходячи з викладеного та принципів побудови моделей оптимізації, вихідна модель з обґрунтування конструктивних рішень щодо типів, конструкцій та параметрів гідромеліоративної системи в цілому і складових їх технічних елементів має бути реалізована відповідно до рівнів ієрархії:

- на рівні вирощуваних культур проектної сівозміни, для варіантів проектних рішень за способами водорегулювання;
- на рівні ґрунтів у межах системи;
- на рівні структурних елементів системи за характерними рельєфними умовами, за змінними параметрами ухилів (i) та перепадами (ΔH_{gi}) поверхні землі;
- на рівні системи в цілому для варіантів проектних рішень за вибраними схемами водорегулювання.

В якості критерію оптимальності водорегулювання осушуваних земель на стадії будівництва та реконструкції меліоративних систем доцільно використовувати показник приведених затрат з урахуванням погодно-кліматичного ризику [7]:

$$ZP_0 = \min_{\{i\}} \left\{ \left[(A_i + C_i^{cz} + C_i^M) + E_n K_i + R_i \right] / V_i \right\}, \quad i = \overline{1, n_i}, \quad (12.4)$$

де C_i – поточні витрати на отримання продукції по варіантах технічних рішень, що складаються із сільськогосподарських C_i^{cz} і експлуатаційних C_i^e витрат. Останні включають відрахування на амортизацію і ремонт A_i та меліоративні витрати C_i^M на догляд за системою; E_n – нормативний коефіцієнт економічної ефективності капітальних вкладень K_i за відповідними варіантами технічних рішень сукупності $\{i\}$, $i = \overline{1, n_i}$; R_i – погодно-кліматичний ризик, що визначається за такою статистичною моделлю

$$R_i = \sqrt{V_i - \hat{V}_i}, \quad i = \overline{1, n_i}, \quad (12.5)$$

де V_i – вартість валової продукції за фактичною врожайністю, отриманою за i -тим варіантом проектного рішення; \hat{V}_i – вартість валової продукції за потенційно можливою врожайністю на об'єкті.

Узагальнені результати з обґрунтування оптимального варіанта щодо типу та конструкції системи за відповідною технологією водорегулювання осушуваних земель (ОС – осушувальна система, ПШ – попереджувальне шлюзування, ЗШ – зволоження шлюзуванням) з урахуванням рельєфу місцевості ($i = 0,004$, $\Delta h = 0,34$ м) для досліджуваного об'єкта наведено в таблиці 12.3.

Таблиця 12.3

Основні показники загальної економічної ефективності варіантів проектних рішень

№ з/п	Показник	Технологія водорегулювання		
		ОС	ПШ	ЗШ
$i = 0,004$, $\Delta h = 0,34$ м				
1.	Сумарні поточні затрати C_i , грн/га	14330	15392	17388
2.	Погодно-кліматичний ризик R_i , грн/га	12628	11154	10424
3.	Капітальні вкладення K_i , грн/га	26526	28592	37126
4.	Показник приведених витрат з урахуванням погодно-кліматичного ризику ZP_i	1,66	1,53	1,59

Інвестиційна оцінка оптимального варіанту проектного рішення виконана за основними показниками, які використовуються при розрахунку інвестиційної привабливості меліоративного проекту: чистий дисконтований дохід (NPV), індекс дохідності інвестицій (PI), дисконтований термін окупності (DPP) і внутрішня норма дохідності (IRR) інвестицій [7]

$$PI_0 = \max_{\{i\}} \sum_{j=1}^m PI_{i_j} \cdot \alpha_{p_j}, \quad i = \overline{1, n}, \quad (12.6)$$

за умови, що

$$\begin{cases} NPV_i \geq 0; \\ IRR_i \geq d_i; \\ DPP_i \leq T, \end{cases} \quad (12.7)$$

де d_i – норма дисконту за проектом; T – прийнятний для інвестора дисконтований термін окупності вкладень.

Узагальнені результати з оцінки інвестиційної ефективності розглянутих проектних рішень для досліджуваного об'єкта наведено в таблиці 12.4.

Таблиця 12.4

Основні показники економічної ефективності інвестицій

№ з/п	Показник	Технологія водорегулювання		
		ОС	ПШ	ЗШ
$i = 0,004, \Delta h = 0,34 \text{ м}$				
1.	Індекс доходності інвестицій PI	1,56	1,57	1,36
2.	Чистий дисконтний прибуток NVP, грн/га	14787	16369	13186
3.	Дисконтований термін окупності DPP, роки	8	7	9

Наведені результати наочно ілюструють, що рівень розвиненості рельєфу місцевості впливає як на технологічну, так і в цілому економічну ефективність водорегулювання осушуваних земель, що відображається на виборі оптимальних проектних рішень відповідних типу і конструкції меліоративних систем.

Даний підхід щодо оцінювання рельєфу місцевості за ухилами та перепадами поверхні землі також можна реалізувати за допомогою географічних інформаційних систем (ГІС), що дає змогу оцінити рельєф на макрорівні.

Таким чином, використовуючи програмний продукт ArcGIS, нами було побудовано цифрові моделі рельєфу для зональних умов Рівненської області та Полісся України в цілому на основі даних радарної топографічної супутникової зйомки SRTM (Shuttle radar topographic mission) та виконано аналіз земної поверхні за ухилами (рис. 12.4, 12.5) і визначено їх площі (табл. 12.5).

За результатами аналізу висотних відміток рельєфу Полісся України встановлено, що абсолютно максимальні відмітки становлять 330 м, мінімальні – 88 м, перепади висот – 242 м. Для Рівненської області абсолютно максимальні відмітки становлять 370 м, мінімальні – 130 м, перепади висот – 240 м. Площа розповсюдження слабо та середньо розвиненого рельєфу для зони Полісся України становить 18,12%, а для Рівненської області – 16,38 %, середньозважений ухил поверхні землі відповідно 0,022 (1,26°) та 0,027 (1,55°).

Згідно з [10], рельєф досліджуваних зональних умов Рівненської області та Полісся України в цілому за крутизною земної поверхні відноситься до рівнинно-горбистого рельєфу. Але з меліоративної точки зору, а саме щодо осушувальних систем з підґрунтовым зволоженням, які в умовах змін клімату є найбільш актуальними в зоні Полісся України, рельєф з наявними ухилами вже є сильно розвинений, а його меліоративна ефективність є низькою.

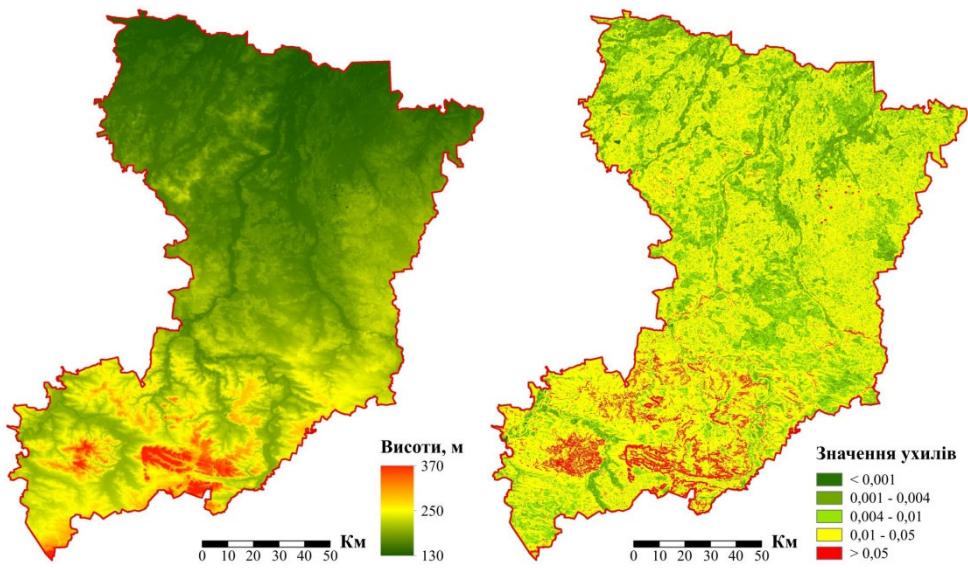


Рис. 12.4. Висотні відмітки та ухили земної поверхні Рівненської області

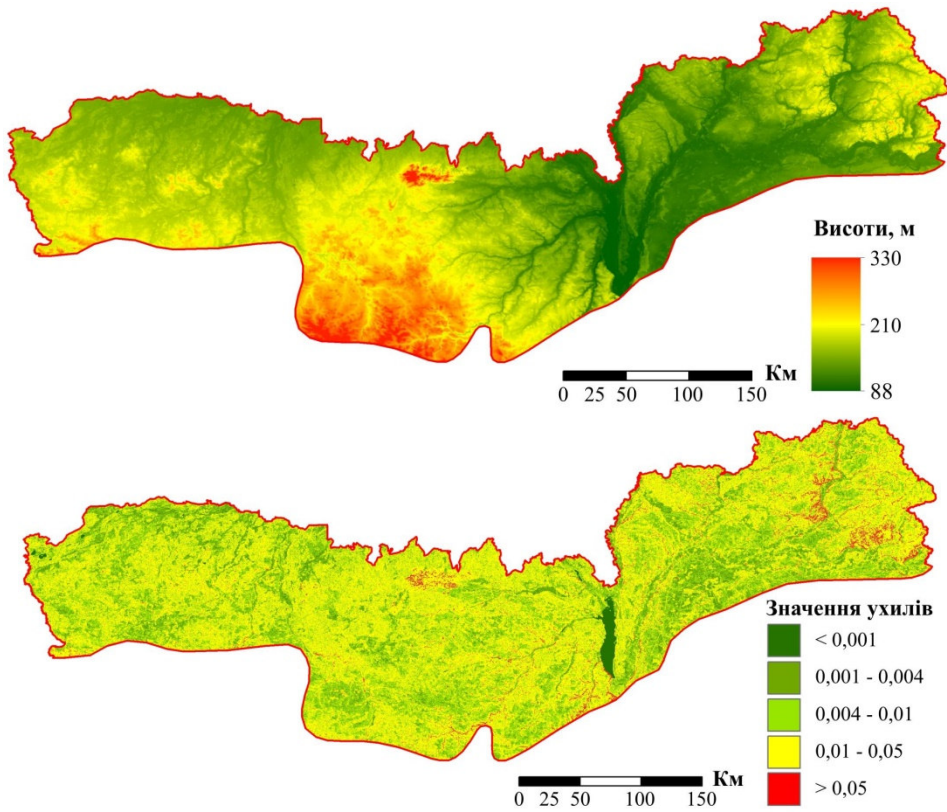


Рис. 12.5. Висотні відмітки та ухили земної поверхні Рівненської області

Таблиця 12.5

Аналіз земної поверхні за ухилами досліджених об'єктів

№ з/п	Ухил, i	Площа		Ступінь розвиненості рельєфу	Меліоративна ефективність рельєфу
		км ²	%		
За характерними ділянками рельєфу Рівненської області					
1	< 0,001	317	1,58	<i>слаборозвинений</i>	<i>висока</i>
2	0,001–0,004	2967	14,8	<i>середньорозвинений</i>	<i>середня</i>
3	0,004–0,01	5532	27,59	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
4	0,01–0,05	10348	51,62	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
5	> 0,05	883	4,41	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
В цілому по Рівненській області за середньозваженими значеннями					
	0,027	20047	100	<i>сильно розвинений</i>	<i>низька</i>
За характерними ділянками рельєфу Полісся України					
1	< 0,001	2121	2,21	<i>слаборозвинений</i>	<i>висока</i>
2	0,001–0,004	15259	15,91	<i>середньорозвинений</i>	<i>середня</i>
3	0,004–0,01	29932	31,22	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
4	0,01–0,05	46558	48,56	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
5	> 0,05	2010	2,1	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>
В цілому по Поліссю України за середньозваженими значеннями					
	0,022	95880	100	<i>сильнорозвинений</i>	<i>низька</i>

Наявність розвинуеного рельєфу зумовлює неефективне використання опадів через виникнення поверхневого стоку та загрози ерозії ґрунтів, нерівномірне формування РГВ і водного режиму в цілому на осушуваних землях.

Слід зазначити, що точність висот загальнодоступної цифрової моделі рельєфу SRTM відповідає висотам, отриманих з топографічних карт масштабу 1:100000. При врахуванні систематичної помилки можливе підвищення точності даних високої і надвисокої роздільної здатності матриці SRTM, яка може бути використана при створенні карт масштабу 1:25000 та 1:10000 для районів з рівнинним і горбистим рельєфом [6].

Таким чином, мікрорельєф за рахунок своїх розмірів нівелюється при створенні крупномасштабних карт на основі цифрової моделі рельєфу SRTM. Тому врахування мікрорельєфу в процесі проєктування осушувальних систем можливе на основі проведення топографічної зйомки місцевості об'єкта будівництва, яка має відповідати таким вимогам: топографічний (інженерно-топографічний) план у масштабі 1:2000; перетин рельєфу 0,5 м для рівнинної місцевості, а для місцевості з мікрорельєфом – 0,25 м; нівелювання по квадратах 20x20 м.

Отже, сучасні методики еколого-економічного обґрунтування інвестиційних проєктів, які широко впроваджуються у вітчизняну практику, здебільшого не адаптовані до особливостей функціонування кожної окремої галузі. Оцінювання меліоративних проєктів потребує урахування значної чисельності різноманітних природних та технічних факторів, що суттєво впливають на кінцевий результат. Поряд з урахуванням рельєфу місцевості для розв'язання низки складних прогнозно-оптимізаційних моделей варто враховувати типи ґрунтів, рівень природної водозабезпеченості, агротехнічні умови, практику структури сівозмін тощо.

Література до розділу

1. Evaluation of climate change in Ukrainian part of Polissia region and ways of adaptation to it / Kovalenko P., Rokochynskiy A., Jeznach J., Koptiuk R., Volk P., Prykhodko N., Tykhenko R. *Journal of Water and Land Development*. 2019. Vo. 41. Issue 1. P. 72–82. DOI: 10.2478/jwld-2019-0030
2. Reclamation projects development improvement technology considering optimization of drained lands water regulation based on BIM / Rokochinskiy A., Jeznach J., Volk P., Turcheniuk V., Frolenkova N. & Koptiuk R. *Scientific Review Engineering and Environmental Sciences*. 2019. Vol. 28 Issue 3(85). P. 432–443. doi: 10.22630/PNIKS.2019.28.3.40 URL: http://iks_pn.sggw.pl/PN85/A11/zeszyt85art11en.html (дата звернення: 09.05.2024).
3. Коптюк Р. М., Будз М. Д., Рокочинський А. М. Вплив нерівномірності рельєфу на будівництво та реконструкцію осушувальних систем. *Меліорація і водне господарство* : міжвідом. темат. наук. зб. К. : Аграрна наука, 2011. Вип. 99. С. 98–102.
4. Коптюк Р. М., Рокочинський А. М. Обґрунтування необхідності та сучасні підходи до оптимізації конструкцій осушувальних систем з урахуванням рельєфу місцевості. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування* : зб. наук. праць. Рівне : НУВГП, 2008. Вип. 1(41). С. 476–483.
5. Коптюк Р. Н., Рокочинський А. Н. Модель прогноза водного режиму та технологій водорегулювання осушаємих земель з розвитим рельєфом місцевості. *Пути повышения эффективности орошаемого земледелия* : сб. науч. тр., ФГБНУ «РосНИИПМ». Вып. 56. Ч. 2. Новочеркасск : РосНИИПМ, 2014. С. 75–83.
6. Постельняк А. А. Оцінювання точності висот цифрових моделей рельєфу SRTM та ASTER GDEM. *Вісник геодезії та картографії*. 2013. № 4. С. 17–21.

7. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.
8. Рокочинський А. М. Наукові та практичні аспекти оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого-економічних засадах : монографія / за редакцією академіка УААН Ромащенко М. І. Рівне : НУВГП, 2010. 351 с.
9. Рокочинський А. М., Антонов О. Д., Шалай С. В. Інженерні вишукування для водогосподарського та природоохоронного будівництва : навч. посібник / за ред. проф. А. М. Рокочинського. Рівне : НУВГП, 2010. 173 с.
10. Рычагов Г. И. Общая геоморфология : учебник. 3-е изд., перераб. и доп. М. : Изд-во Моск. ун-та ; Наука, 2006. 416 с.
11. Тимчасові рекомендації з прогностичної оцінки водного режиму та технологій водорегулювання осушуваних земель у проектах будівництва й реконструкції меліоративних систем / А. М. Рокочинський, В. А. Сташук, В. Д. Дупляк, Н. А. Фроленкова, Р. М. Коптюк та ін. Рівне, 2011. 54 с.
12. Фроленкова Н. А., Рокочинський А. М., Кожушко Л. Ф. Еколого-економічне оцінювання в управлінні меліоративними проектами : монографія. Рівне : НУВГП, 2007. 257 с.

13. МОДУЛЬ ДРЕНАЖНОГО СТОКУ ЯК ВИЗНАЧАЛЬНИЙ ЧИННИК ПРИ ОБГРУНТУВАННІ ПРОЄКТІВ РЕКОНСТРУКЦІЇ ТА БУДІВНИЦТВА ДРЕНАЖНИХ СИСТЕМ У ЗОНІ ПОЛІССЯ

Територія європейського Полісся з притаманними їй кліматичними, рельєфними та ґрунтовими умовами займає значну площу, відноситься до гідрологічної зони надмірної водності та входить як складова частина до території чотирьох суміжних країн (Білорусь, Україна, Польща, Росія), а освоєні тут осушені землі відіграють важливу роль в аграрному виробництві, екології та сучасному соціально-економічному розвитку відповідних регіонів та цих країн в цілому. Меліоровані перезволожені землі в гумідній зоні є важливими, а в багатьох регіонах єдиним гарантом стабільного ведення землеробства і створення надійної кормової бази для забезпечення потреб тваринництва, незалежно від погодно-кліматичних умов. Кількість опадів у дощові періоди доходить до 150 мм і більше та є передумовою підтопленого водоутворення територій, тобто їх перезволоження. В умовах відносно високої густоти населення, орні землі, значна частина яких постійно чи періодично затоплена або перезволожена, склала 30–40% від загальної площі земельних угідь. Тому саме меліоративні заходи дають можливість допомогти досягнути рівноваги водного балансу та покращити природні умови шляхом регулювання водного і повітряного режиму ґрунтів.

В Україні основні площі осушених земель знаходяться на Поліссі та в західному регіоні і складають 62% меліоративного фонду. Майже на 70% площ меліоративні системи мають закритий дренаж.

Проведений комплекс меліоративних робіт на території Полісся значно вплинув на водний режим заболочених і перезволених земель – скоротилися тривалість весняного і літньо-осіннього паводкового затоплення, понизилась глибина залягання рівня ґрунтових вод. Він разом з модулем дренажного стоку, був основним критерієм для визначення розрахункового водного режиму активного шару ґрунтів при проектуванні осушувальних систем та управлінні водорегулюванням під час їх експлуатації.

На сьогоднішній день більшість існуючих дренажних систем (ДС) зони Полісся України були побудовані до 90-х минулого століття, а тому виробили свій ресурс і потребують реконструкції та модернізації для підвищення загальної технологічної, економічної та екологічної ефективності їх функціонування. Відбувається зниження рівня експлуатації ДС та погіршення стану осушуваних угідь. На ДС, побудованих 30–50 років тому, продуктивність сільськогосподарських

земель знизилася на 25–50% проти проєктної. Встановлено, що 29,6% осушуваних земель Полісся мають сприятливий меліоративний режим, 56,6% – задовільний, 13,8% – незадовільний, що негативно впливає на гідрологічний стан територій і відповідно зумовлює потребу в реконструкції та модернізації меліоративних систем [1]. Дренажні системи із задовільним меліоративним станом здебільшого доцільно називати системами «з умовно задовільним станом», які можуть збільшити площу осушуваних земель із незадовільним станом у 3–4 рази.

Загальна кількість меліоративних системи в гумідній зоні України складає 1660, залежно від конструктивно-технологічних характеристик вони діляться на наступні основні типи: осушувальні системи односторонньої дії (8%); осушувально-зволожувальні системи двосторонньої дії (34%); водооборотні (47%) і системи польдерного типу (11%). Меліоративний фонд земель становить 3,7 млн га, з них торф'яно-болотні ґрунти займають майже 0,95 млн га, мінеральні перезволожені – 2,75 млн га. Це складає 68,5% боліт, заболочених площ та перезвожених мінеральних земель України, тому Поліська зона України є основним районом проведення осушувальних меліорацій.

Визначальними критеріями при проєктуванні дренажних систем є їх економічна, технічна та екологічна ефективність, які визначаються умовами формування дренажного стоку території і внаслідок її природної і штучної (технічної) дренажності.

Оскільки на території Полісся переважає атмосферний тип водного живлення, то дренажний стік має явно виражений періодичний характер. Його загальна величина залежить насамперед від кліматичних умов даного району, в основному від кількості опадів і випаровування. Окрім кліматичних факторів, на величину дренажного стоку впливають і інші природні умови, в тому числі ґрунт та рельєф. Дані природні умови і формують гідрологічні умови, до яких можуть бути віднесені такі характеристики – опади, випаровування, коефіцієнт фільтрації, водовіддача ґрунту, глибина залягання ґрунтових вод, похил місцевості тощо, які дають можливість визначити розрахункові параметри дренажу [2; 3; 4].

Найважливішими параметрами дренажу є: віддаль між дренами та глибина закладення дрен. Ці параметри залежать від багатьох факторів, які пов'язані між собою і можуть бути незалежними за імовірнісним змістом.

Параметри дренажу повинні бути такими, щоб дренажна система могла підтримувати заданий водний режим на тій території, яку вона обслуговує. Вимоги до цього режиму визначаються нормою осушення, яка становить необхідну глибину ґрунтових вод для тієї чи іншої культури і яку потрібно підтримувати на осушуваній площі в окремі фази розвитку

рослин. Окрім того, для визначення водного режиму дренажної системи має значення допустима тривалість затоплення земель, умови залягання і фільтраційні властивості перезволожених ґрунтів, параметри дрен, які в сукупності безпосередньо чи опосередковано визначають гідрологічну дію дренажу.

При цьому, слід відмітити, що за [5] модуль дренажного стоку є одним із трьох основних показників гідрологічної дії дренажу і другим за значенням витратним елементом водного балансу дренажних ґрунтів, який безпосередньо, або опосередковано входить у розрахункові залежності міждренних відстаней через норму осушення, коефіцієнт фільтрації та час відведення надлишкового шару води.

Аналіз результатів дослідження дренажного стоку показує, що його тривалість, об'єм, а також модуль на системах з різноманітними відстанями між дренами і глибиною їх закладання істотно відрізняються.

Спостереження за дренажним стоком на дослідних ділянках, що мають різні міждренні відстані B , підтверджують загальну закономірність, а саме при зменшенні відстаней між дренами збільшуються модулі дренажного стоку. Величина модулів дренажного стоку на варіанті з $B = 10$ м є значно більшою ніж чим при $B = 20$ м. Так, при забезпеченості $p = 2,0\%$, яку Ц.Н. Шкінкіс рекомендує як розрахункову, модуль дренажного стоку при відстанях між дренами 10 м склав 0,78 л/с·га, а при $B = 20$ м – 0,36 л/с·га. Різниця величин модуля дренажного стоку є ще більшою при забезпеченості менше 2%. Тобто максимальні значення дренажного стоку найбільше впливають на параметри дренажу, а саме відстані між дренами.

Окрім того, варто зазначити, що відстані між дренами тісно пов'язані з їх глибиною, оскільки саме співвідношення між глибиною і частотою дренажних елементів визначає динаміку рівня ґрунтових вод між дренами та дренажності ґрунту й території в цілому.

Таким чином, різна інтенсивність осушення (дренажності ґрунту та території) формується залежно від гідрологічної дії дренажу, визначальним чинником якої є показники модулів дренажного стоку, за якими в подальшому розраховуються конструкції та параметри дренажних систем та їх елементів.

На сучасному етапі при проектуванні дренажної системи для досягнення оптимального рівня дренажності території має закладатися такий рівень надійності роботи системи, який забезпечується технічними, економічними та екологічними показниками ефективності її роботи.

Таким чином, багатопараметричність та багатофункціональність параметрів дренажу, які визначаються низкою чинників, що на нього впливають, відображають об'єктивну складність їх визначення, що призвело до розробки значної кількості методів й моделей з їх обґрунтування.

Тому доцільно виконати аналіз підходів і залежностей для визначення міждренних відстаней та з'ясувати вагомість впливу основних параметрів, які безпосередньо чи опосередковано впливають на величину відстані між дренами.

На різних етапах розвитку меліоративної науки визначились два основні методи розрахунку параметрів сільськогосподарського дренажу: *гідромеханічний*, що ґрунтується на теоретичних засадах руху води в природних і технічних системах, та *емпіричний*, що ґрунтується на переважно статистичному опрацюванні даних численних натурних досліджень. Кожен з них має свої переваги та недоліки.

Теоретичні засади науки щодо дренавання ґрунтів були закладені у працях Дарсі, Дюпюї, Ж. Буссінеска. Розроблені ними теоретичні основи розрахунку основних параметрів сільськогосподарського дренажу отримали подальшого розвитку в роботах О.М. Костякова, С.Ф. Авер'янова, В.В. Шестакова, О.Я. Олійника, М.Г. Пивовара, В.Л. Полякова, О.І. Івицького, А.І. Мурашка, В.Т. Климкова, В.А. Іоната, А.М. Янголя, Ш.А. Брусиловського, О.І. Голованова, В.Я. Шапрана, Л.Ф. Кожушка, М.О. Лазарчука, В.Г. Муранова, Р. Єггельсманна, Д. Кіркхема, Р. Гловера та ін.

Найбільше поширення у вітчизняній практиці проектування дренажу на осушуваних землях отримали залежності, запропоновані у свій час О.М. Костяковим, С.Ф. Авер'яновим, А.М. Янголем, О.Я. Олійником, В.Л. Поляковим, В.С. Козловим, А.І. Івицьким, В.А. Іонатом, А.І. Мурашком і ін. [6; 7].

У країнах Західної Європи широке застосування отримали формули Хоогхаудта і Ернста, для застосування при одно- і багатошарових ґрунтах.

Слід зазначити, що гідромеханічний метод визначення відстаней між дренами є найбільш теоретично обґрунтований, але разом з тим має низку недоліків. Істотним недоліком гідромеханічних формул є неврахування умов формування дренажного стоку у фазі підняття рівня ґрунтових вод, яка є більш напруженою порівняно з фазою спаду.

Необхідно також відзначити, що гідромеханічний метод розрахунку відстаней між дренами не має належного економічного й екологічного обґрунтування.

Перераховані недоліки гідромеханічного методу зовсім не означають, що ним не слід користуватися. Як найбільш теоретично обґрунтований, цей метод дає змогу здійснювати якісний аналіз чинників гідрологічної дії дренажу, гідродинамічних процесів, що проходять в ґрунтах. Гідромеханічні формули мають також величезне значення при узагальненні даних польових досліджень дренажу, в цьому плані їх роль вельми важко переоцінити.

В практиці проектування дренажних систем широко розповсюджений також емпіричний метод, за яким відстань між дренами встановлюється залежно від одного або декількох чинників, що впливають на інтенсивність осушення (гранулометричний склад, фізико-хімічні властивості ґрунту, інтенсивність атмосферних опадів, водопроникність порід й ін.). В його основу покладено припущення, що чим важчі ґрунти та нижчі їх фільтраційні властивості – тим меншими повинні бути відстані між дренами.

Найбільше поширення у вітчизняній практиці проектування дренажу на осушуваних землях з використанням емпіричного методу отримали залежності, запропоновані Ц.Н. Шкінкісом, Х.А. Писарьковим, А. Думбляускасом, В.П. Кубишкіним [6; 7].

У країнах Західної Європи широке застосування також отримали формули А. Корнела, Міттерліха для визначення відстаней між дренами з використанням емпіричного методу.

Значною перевагою емпіричного методу розрахунку міждренних відстаней є його простота і широке застосування, але він також має недоліки. Як показує практика, емпіричний метод визначення відстаней між дренами потребує значних затрат на його реалізацію і, водночас, має дуже обмежені рамки застосування, які визначені зональними умовами розташування досліджуваного об'єкта.

Аналіз основних методів і моделей для визначення міждренних відстаней показує, що внаслідок надзвичайної складності різнорідних процесів, які відбуваються на дренажних територіях, розроблено багато залежностей вітчизняними та зарубіжними вченими, які в тій чи іншій мірі враховують множину чинників визначальних умов проектування, що впливають на розрахунок параметрів дренажу. При цьому слід відмітити, що гідрологічні умови формування дренажного стоку території мають невизначений характер в часі і в сукупності з гідрологічною дією дренажу спричиняють визначальний вплив на водний режим території та відповідний еколого-економічний ефект роботи осушувальної системи. В свою чергу, економічна та екологічна ефективність роботи дренажної системи визначається її технічними характеристиками, тобто конструктивними параметрами дренажу, які розраховуються на основі множини багатоваріантних факторів гідрологічної дії дренажу. Тому саме складність та багатоваріантність моделі міждренної відстані зумовлює об'єктивну потребу у дослідженні вагомості впливу різної природи чинників гідрологічної дії дренажу та визначає потребу дослідження як кожного окремо, так й у взаємодії з іншими.

На рис. 13.1 наведено структурно-логічну схему, яка відображає вплив гідрологічних умов (кліматичні, ґрунтові, рельєфні) та гідрологічної дії дренажу на параметри дренажу осушуваних земель множинних

чинників впливу (модуль дренажного стоку, норма осушення, час, протягом якого відводиться шар води з ґрунту, віддалі від осі дрени до водоупору, діаметр дрени та характеристика фільтра дренажу) і є елементами складної багатопараметричної моделі.

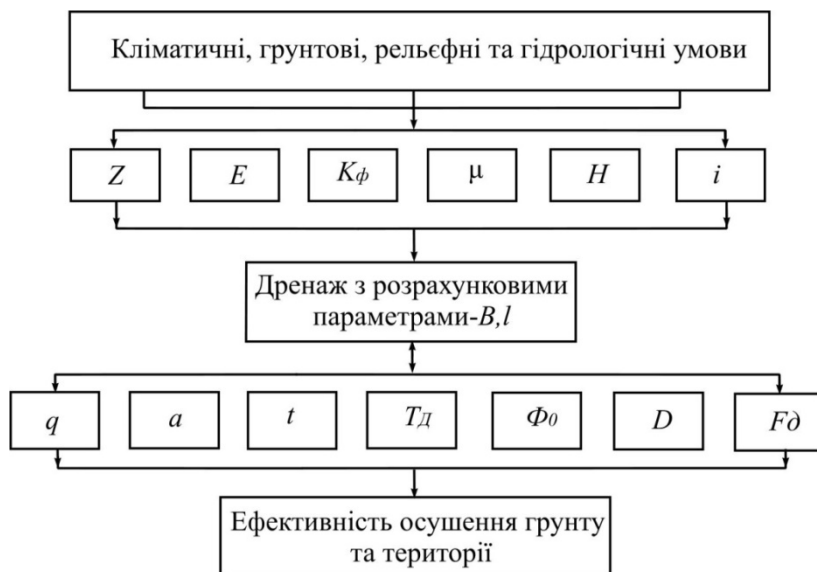


Рис. 13.1. Структурно-логічна схема формування чинників, які впливають на параметри дренажу:

k_{ϕ} – коефіцієнт фільтрації; Z – шар опадів; E – шар випаровування; μ – коефіцієнт водовіддачі; H – глибина залягання РГВ; i – ухил поверхні землі; Φ_0 – фільтраційні опори за характером розкриття водоносного пласту; q – модуль дренажного стоку; a – норма осушення; t – час, протягом якого відводиться шар води з ґрунту; T_d – віддалі від осі дрени до водоупору; D – діаметр дрени; F_{ϕ} – характеристика фільтра дренажу

Таким чином, гідрологічна дія дренажу є визначальним чинником ефективності роботи дренажної системи і безпосередньо залежить від розрахункових параметрів дренажу, а саме відстані між дренами. В свою чергу, міждренна відстань, згідно з виконаним аналізом її розрахункових залежностей, є багатопараметричною функцією (див. рис. 13.1), в якій доцільно виявити параметри, що мають найбільший вплив на кінцевий результат її формування.

Тому представляє інтерес дослідити вплив мінливості основних чинників на віддалі між дренами. Для вирішення сформульованого завдання доцільно застосувати методи статистичного моделювання та методи теорії ймовірності, суть яких полягає у наступному.

У даний час проектування об'єктів гідромеліоративних систем базується на детерміністичних залежностях. При цьому визначальний параметр Y , який характеризує працездатність системи, часто є функцією кількох аргументів x_i , тобто маємо функцію [6; 13; 14]:

$$Y = F(x_1, x_2, \dots, x_n). \quad (13.1)$$

У більшості випадків функція (13.1) нелінійна. Проте у вузькому діапазоні зміни своїх аргументів нелінійні функції можна наближено замінити лінійними. Для цього використовують метод ліанеризації функції [15].

Якщо величини x_1, x_2, \dots, x_n не корельовані, то дисперсія і середнє квадратичне відхилення функції дорівнюють:

$$D_Y = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial F}{\partial x_i} \right)^2 D_{x_i}; \quad (13.2)$$

$$\sigma_Y^2 = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\partial F}{\partial x_i} \right)^2 \sigma_{x_i}^2. \quad (13.3)$$

Вирази для визначення частинних похідних отримують диференціюванням аналітичної детерміністичної залежності функції (13.1).

За результатами виконаного аналізу залежностей щодо розрахунку параметрів дренажу встановлено, що через складність і багатофакторність досліджуваного явища розроблено значну кількість методів і моделей з визначення міждренних відстаней, які розроблялись як в нашій країні, так і за її межами. Тому для виявлення впливовості чинників на параметри величини відстаней між дренами в умовах Полісся України вважаємо за доцільне використати загальноприйняту формулу згідно з ДБН В.2.4-1-99 [16] з урахуванням розробок О.Я. Олійника та А.І. Мурашко, яка досить повно враховує конструктивні особливості матеріального горизонтального дренажу. Ефективність її застосування підтверджена іншими дослідниками та практикою як у зоні осушувальних, так і зрошувальних меліорацій.

Таким чином, для аналізу величини відстаней між дренами в однорідному ґрунті при атмосферному та ґрунтовому водному живленні використано залежність для випадку, коли відстань від осі дрени до водоупору $T_d \leq B/4$, де B – відстань між дренами, яка визначається за формулою

$$B = 4 \left(\sqrt{\Phi^2 + \frac{HT}{2q}} - \Phi \right), \quad (13.4)$$

де Φ – загальні фільтраційні опори

$$\Phi = \frac{T_d}{\pi} \ln\left(\frac{2T_d}{\pi D}\right) + \frac{2h_0}{\pi} \ln\frac{4h_0}{\pi D} + \frac{T_d\Phi_0}{\pi} + \frac{2h_0}{\pi}\Phi_0, \quad (13.5)$$

де D – зовнішній діаметр дрени, м; Φ_0 – фільтраційні опори за характером розкриття водоносного пласту; H – розрахунковий напір, м; T – провідність пласта, м²/добу; q – інтенсивність інфільтраційного живлення, м/добу.

Аналізуючи зв'язки між параметрами формул (13.4) і (13.5), отримано, що

$$B = f(H_d; T_d; k_\phi; a; \Phi_0; t; D), \quad (13.6)$$

де H_d – глибина від поверхні ґрунту до осі дрени, м; T_d – відстань від осі дрени до водоупору, м; k_ϕ – коефіцієнт фільтрації, м/добу; a – норма осушення, м; Φ_0 – фільтраційні опори за характером розкриття водоносного пласту; t – тривалість зниження рівня ґрунтових вод; D – зовнішній діаметр дрени.

Слід відмітити, що параметри t і D для кожного конкретного випадку задаються як сталі величини. Решта параметрів функції (13.6) за своєю природою належить до випадкових величин, тобто мають свою варіацію на площі системи.

Враховуючи формулу (13.3) та функціональну залежність (13.6), середнє квадратичне значення відстаней між дренами дорівнює

$$\sigma_B = \left(\frac{\partial B}{\partial H_d} \sigma_{H_d}\right)^2 + \left(\frac{\partial B}{\partial k_\phi} \sigma_{k_\phi}\right)^2 + \left(\frac{\partial B}{\partial T_d} \sigma_{T_d}\right)^2 + \left(\frac{\partial B}{\partial a} \sigma_a\right)^2 + \left(\frac{\partial B}{\partial \Phi_{01}} \sigma_{\Phi_0}\right)^2. \quad (13.7)$$

Аналіз впливовості параметрів показників на величину відстаней між дренами виконано шляхом машинного експерименту за варіантами, які розглядають такі змінні умови:

- за нормою осушення $a = 0,5; 0,6; 0,7; 0,8$ м;
- за тривалістю зниження рівня ґрунтових вод $t = 2; 4; 7; 10$ діб;
- за коефіцієнтом фільтрації $k_\phi = 0,5; 1,0$ м/добу;
- за глибиною закладання дрени $H_d = 1$ м;
- за віддаллю від осі дрени до водоупору $T_d = 2$ м.

Розглянуто дрена з гончарних труб, зовнішній діаметр яких $D = 0,055$ м. Фільтраційні опори $\Phi_0 = 1$.

У розрахунках величини σ_B та B ряд проміжних розрахункових величин позначені таким чином:

$$P_H = \left(\frac{\partial B}{\partial H_D} \sigma_{H_D} \right)^2; P_k = \left(\frac{\partial B}{\partial k_\phi} \sigma_{k_\phi} \right)^2; P_T = \left(\frac{\partial B}{\partial T_D} \sigma_{T_D} \right)^2 \quad (13.8)$$

$$P_a = \left(\frac{\partial B}{\partial a} \sigma_a \right)^2; P_\phi = \left(\frac{\partial B}{\partial \Phi_0} \sigma_{\Phi_0} \right)^2.$$

За результатами машинного експерименту побудовано гістограму впливовості мінливих природних та конструктивних чинників параметрів дренажу на величину відстаней між дренами, яку наведено на рис. 13.2. Відповідні параметри P_i на рис. 13.2 представлені у відсотках від σ_B^2 .

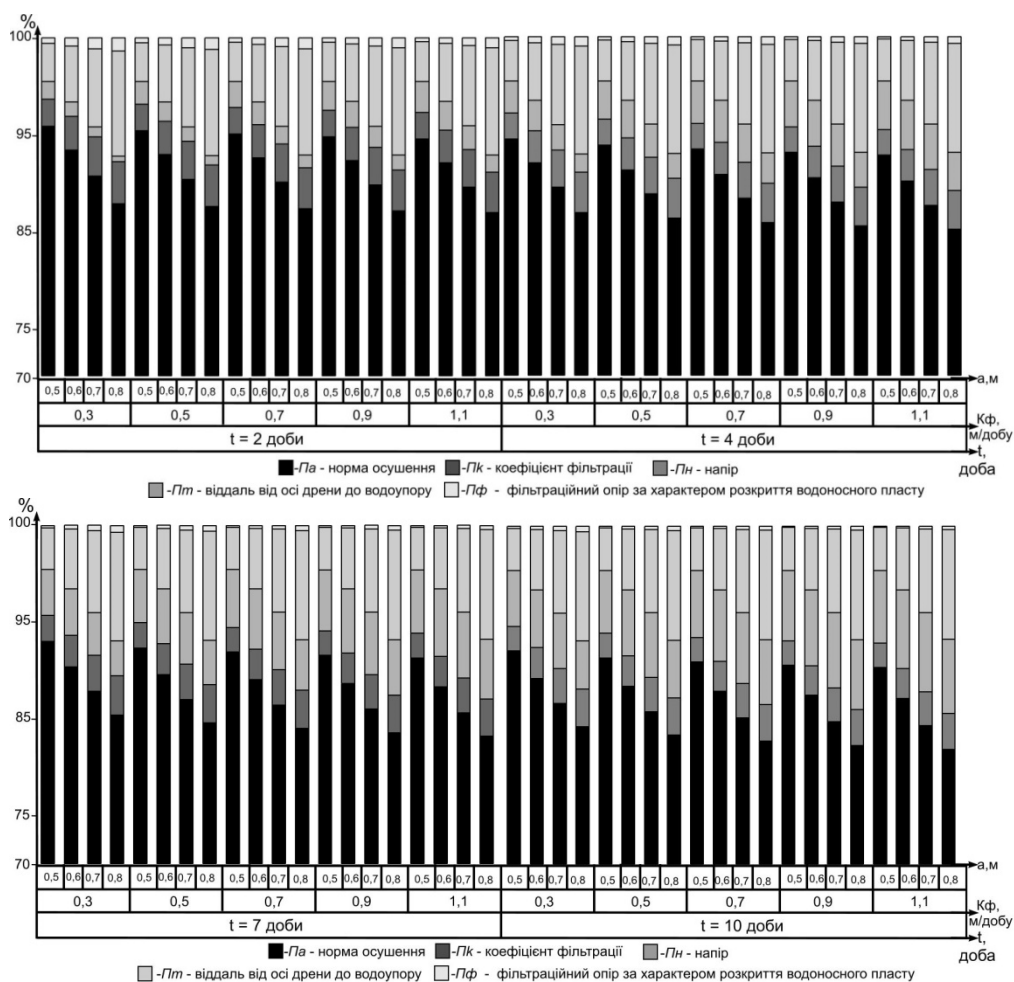


Рис. 13.2. Гістограма впливовості чинників параметрів дренажу на величину відстаней між дренами

Наведені дані засвідчують, що найбільш впливовим параметром на величину відстаней між дренами є норма осушення, питома вага якої у σ_B^2 досягає 84–94%. При цьому вагомість впливу коефіцієнта фільтрації складає 2–4%.

Таким чином, за результатами проведених досліджень визначено, що модуль дренажного стоку, який характеризує інтенсивність осушення ґрунту і території, формується переважно з величин норми осушення, коефіцієнта фільтрації та часу відведення надлишкової води і має істотний вплив на величину відстані між дренами, який складає 86%–98%.

Тому виникає необхідність у вивченні питання щодо умов формування, визначення та обґрунтування модулів дренажного стоку, які визначально впливають на параметри дренажу, дренаваність території, гідрологічну дію дренажу та загальну вартість дренажної системи в цілому при проектуванні її реконструкції та будівництва.

Як показують практика та набутий досвід розвитку осушення, а також відповідно до аналізу літературних джерел й проведених досліджень, при розрахунках дренажу застосовують різні методи і моделі з визначення модуля дренажного стоку, за якими вони знаходяться в більшості *емпіричним, аналітичним, водно-балансовим* шляхом або приймаються за рекомендаціями без достатнього економічного та екологічного обґрунтування, що не відповідає сучасним вимогам при створенні та функціонуванні такого роду об'єктів (О.М. Костяков, В.Г. Гейтман, Х.А. Писарьков, А.М. Янголь, А.І. Івицький, Р.А. Тумаса, С.Ф. Аверьянов, А.П. Ліхацевич, О.Я. Олійник, В.Л. Поляков, М.О. Лазарчук, Л.Ф. Кожушко та ін.).

Недоліком емпіричного методу визначення розрахункового модуля дренажного стоку є наближений характер встановлення поправок, що враховують особливості природніх умов об'єкта осушення та неможливість розглянути весь спектр змінних погодно-кліматичних умов й, відповідно, – можливих розрахункових модулів дренажного стоку.

Вчені вказують на методичну похибку, яка допускається при натурному визначенні розрахункового модуля дренажного стоку. Внаслідок значної стохастичної мінливості властивостей ґрунтів та умов їх зволоженості для обчислень емпіричних значень розрахункового модуля дренажного стоку необхідні тривалі спостереження за водним режимом осушуваних земель, в тому числі і за дренажним стоком. За аналогією з гідрологічними спостереженнями за річковим стоком, який формується під дією аналогічних природніх факторів, для визначення дренажного стоку 5–20% забезпеченості з точністю не нижче 20–25% необхідні спостереження впродовж 15–20 років. Такі тривалі спостереження надто трудомісткі й потребують значних фінансових

витрат. Крім того, при розгортанні робіт з меліорації маловивчених у меліоративному відношенні великих територій з відмінними від вивчених регіонів умовами зазвичай немає часу та коштів на організацію таких тривалих спостережень.

У зв'язку з цим у свій час перевагу отримав аналітичний метод визначення модуля дренажного стоку, який базується на визначенні кількості води, що відводиться за певний час. Цей принцип був покладений в основу Сілезької інструкції 1957 р.

У теперішній час найбільш обґрунтованим визнаний водно-балансовий метод оцінювання розрахункового модуля дренажного стоку, який прирівнюється до середньої добової інтенсивності (розрахункової забезпеченості) інфільтраційного притоку води до осушувачів.

Співставлення розрахункових значень модуля дренажного стоку зі спостереженими показало задовільну співставність результатів. При цьому було встановлено, що на об'єктах з коефіцієнтом фільтрації підстилаючого ґрунту більше 1 м/добу та глибоким заляганням водотриву слід враховувати притік ґрунтових вод з прилеглої території (значення модуля дренажного стоку, визначені натурними спостереженнями, на 10–15% перевищують розраховані).

Таким чином, за узагальненими результатами попередніх досліджень для зони Полісся України при розрахунку параметрів дренажу значення модулів дренажного стоку приймалися в межах: для мінеральних ґрунтів 0,4–0,6 л/с·га, на торфових ґрунтах 0,2–0,5 л/с·га. Ці рекомендовані значення, як розрахункові, не виправдали себе, з точки зору, що визначені за ними параметри дренажу враховують лише технологічні умови його роботи. Але при цьому недостатньо враховані умови формування економічного і абсолютно – екологічного ефекту, тобто не є економічно та екологічно оптимальними для розрахунку ДС в цілому (*Рокочинський, Волк та ін., 2011, 2019*).

Для діючого дренажу й для того, що проектується, вимоги до прогнозів різні і залежать від природної глибини залягання ґрунтових вод, ступеня дренажності, який характеризується, як правило, тільки через модуль дренажного стоку та відображає тільки дренажність ґрунту.

Гідрологічну дію дренажу та дренажність, на відміну від вищезгаданих підходів, можна розглядати як природну або штучну інтенсивність відведення води з розрахункового шару ґрунту або певної території й оцінювати її за показниками та параметрами відповідних значень модуля дренажного стоку. Тому виникає об'єктивна необхідність розглядати не лише дренаж, а ДС в цілому, коли модуль дренажного стоку відображає дренажність певної осушуваної території з урахуванням роботи каналів та провідної мережі, змінних кліматичних, гідрогеологічних, агротехнічних, технологічних, технічних, економічних

та екологічних умов, а також виду, цінності, продуктивності та рентабельності вирощуваних сільськогосподарських культур (Волк, Рокочинський, 2011).

Для реалізації зазначеного завдання був спланований і здійснений широкомасштабний машинний експеримент на ЕОМ у прискореному масштабі часу. В основу реалізації експерименту покладено комплекс прогнозно-імітаційних моделей щодо основних конструктивно-технологічних змінних параметрів ДС, кліматичних умов місцевості, водного режиму, технологій водорегулювання (осушення) та продуктивності осушуваних земель для схематизованих природних, агротехнічних та меліоративних умов. Моделі розроблено на кафедрі водної інженерії та водних технологій Національного університету водного господарства та природокористування. Їх практичне застосування регламентоване відповідними галузевими нормативами Держводагентства України (Рокочинський та ін., 2010).

Машинний експеримент на основі прогнозно-імітаційного моделювання виконувався за такими типовими умовами й осередненими даними зміни кліматичних умов (метеорологічні станції чи пости в зоні Західного Полісся сукупності $\{\omega\}, \omega = \overline{1, n_\omega}$; розрахункові за умовами тепло- й вологозабезпеченості періоди вегетації сукупності $\{p\}, p = \overline{1, n_p}$ дуже вологі ($p=10\%$), вологі ($p=30\%$), середні ($p=50\%$), сухі ($p=70\%$), дуже сухі ($p=90\%$)); для двох основних найбільш поширених видів ґрунту зони Полісся України: дерново-глеєві супіщані ($k_\phi = 0,8 \text{ м / добу}$) та торфові ($k_\phi = 0,4 \text{ м / добу}$); культури проєктної сівозміни: озима пшениця з врожайністю (40 ц/га), частка культури в сівозміні 0,2%; картопля (400 ц/га), 0,3%, багаторічні трави (400 ц/га) 0,5%; способи водорегулювання сукупності $\{s\}, s = \overline{1, n_s}$ (у нашому випадку $s = 1$ – осушення).

На основі прогнозно-імітаційного моделювання визначено значний змінний характер значень модулів дренажного стоку, які формуються в період роботи ДС по культурах, ґрунтах та розрахункових роках в зоні Західного Полісся України (рис. 13.3).

Визначені за комплексом прогнозно-імітаційних моделей (Рокочинський та ін., 2010) динаміка та значення середньозважених модулів дренажного стоку, які подані на рис. 13.3, показують, що за різних погодно-кліматичних умов, при вирощуванні різних сільськогосподарських культур на різних ґрунтах відбувається значна зміна їх значень в часі та просторі.

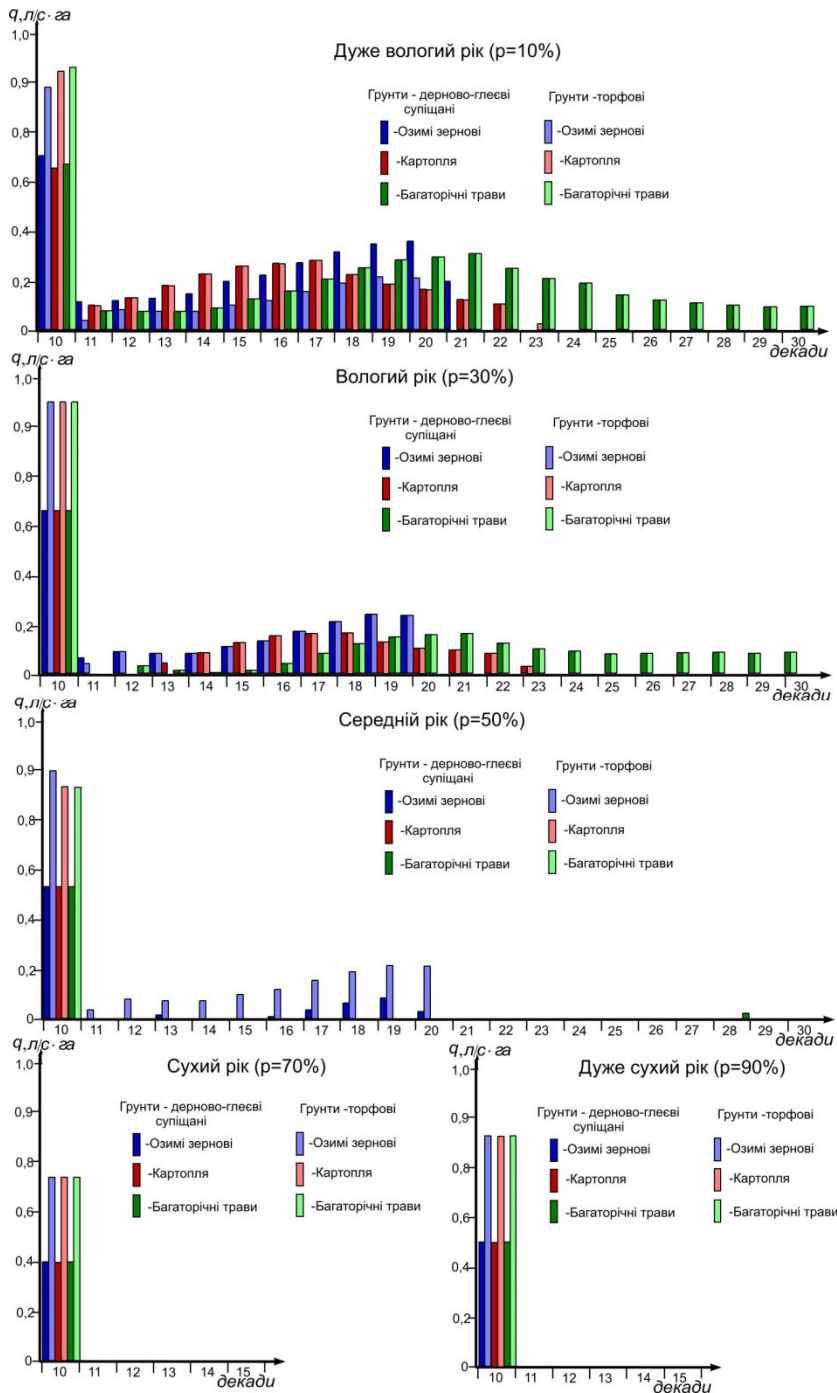


Рис. 13.3. Значення середньозважених модулів дренажного стоку, які формуються в період роботи ДС по основних культурах, на мінеральних та торфових ґрунтах за змінних кліматичних умов зони Полісся України

У посівний період розрахункових років значення модулів дренажного стоку для зернових та багаторічних трав на мінеральних ґрунтах складають 0,40–0,62 л/с·га, а на торфових – 0,74–0,96 л/с·га, відповідно для картоплі 0,40–0,62 л/с·га та 0,4–0,96 л/с·га.

Упродовж періоду вегетації динаміка та значення модулів дренажного стоку переважно визначаються режимом та інтенсивністю опадів по розрахункових роках, а також видом ґрунту. Так, для мінерального ґрунту вони в середньому складають 0,25–0,02 л/с·га; для торф'яного – 0,30–0,015 л/с·га. Зміну усереднених значень модулів дренажного стоку, які формуються в період роботи ДС щодо змінних кліматичних умов та вирощуваних культур для дерново-глеєвих суглинчастих й торфових ґрунтів зони Полісся, подано в табл. 13.1.

Таблиця 13.1

Узагальнені результати щодо мінливості усереднених значень модулів дренажного стоку, які формуються в період роботи ДС змінними погодно-кліматичними, ґрунтовими та агроеліоративними умовами зони Полісся України

Культура	Частка культури в сівозміні	Розрахункові модулі дренажного стоку, л/с·га					Середньо-зважені значення л/с·га
		Розрахункові роки за забезпеченістю, p, %					
		10	30	50	70	90	
Мінеральні ґрунти							
Озимі зернові	0,2	<u>0,62-0,17</u> 0,41	<u>0,52-0,18</u> 0,32	<u>0,46-0,02</u> 0,16	<u>0,45-0</u> 0,11	<u>0,40-0</u> 0,06	<u>0,41-0,03</u> 0,21
Картопля	0,3	<u>0,57-0,09</u> 0,38	<u>0,52-0,02</u> 0,28	<u>0,46-0,02</u> 0,11	<u>0,45-0</u> 0,10	<u>0,40-0</u> 0,06	<u>0,41-0,01</u> 0,19
Багаторічні трави	0,5	<u>0,59-0,08</u> 0,51	<u>0,53-0,06</u> 0,35	<u>0,47-0,02</u> 0,12	<u>0,44-0</u> 0,10	<u>0,41-0</u> 0,06	<u>0,42-0,01</u> 0,23
По системі в цілому	1,0	<u>0,59-0,10</u> 0,45	<u>0,52-0,06</u> 0,32	<u>0,47-0,02</u> 0,12	<u>0,44-0</u> 0,10	<u>0,41-0</u> 0,06	<u>0,48-0,03</u> 0,21
Торфові ґрунти							
Озимі зернові	0,2	<u>0,96-0,17</u> 0,46	<u>0,86-0,18</u> 0,39	<u>0,81-0,02</u> 0,25	<u>0,75-0</u> 0,18	<u>0,74-0</u> 0,11	<u>0,82-0,07</u> 0,28
Картопля	0,3	<u>0,92-0,09</u> 0,43	<u>0,86-0,02</u> 0,35	<u>0,84-0</u> 0,20	<u>0,81-0</u> 0,18	<u>0,74-0</u> 0,12	<u>0,83-0,02</u> 0,26
Багаторічні трави	0,5	<u>0,93-0,08</u> 0,56	<u>0,86-0,06</u> 0,42	<u>0,84-0</u> 0,20	<u>0,81-0</u> 0,18	<u>0,74-0</u> 0,12	<u>0,84-0,03</u> 0,30
По системі в цілому	1,0	<u>0,94-0,10</u> 0,50	<u>0,86-0,07</u> 0,39	<u>0,83-0,05</u> 0,21	<u>0,80-0</u> 0,19	<u>0,74-0</u> 0,12	<u>0,83-0,03</u> 0,28

Примітка: 0,62-0,17 – максимальні та мінімальні значення модулів дренажного стоку, 0,41 – середньозважені значення модулів дренажного стоку.

Отримані результати переконливо свідчать, що і осереднені значення модуля дренажного стоку в досліджуваних умовах, як і в попередньому випадку, мають виражений змінний характер щодо змінних кліматичних умов по розрахункових роках, виду вирощуваних культур та виду ґрунту в часі та просторі і значно відрізняються від прийнятих розрахункових.

За опрацьованими результатами імітаційного моделювання, що розглянуті вище, були побудовані криві забезпеченості для усереднених максимальних значень модулів дренажного стоку на початку польових робіт (рис. 13.4).

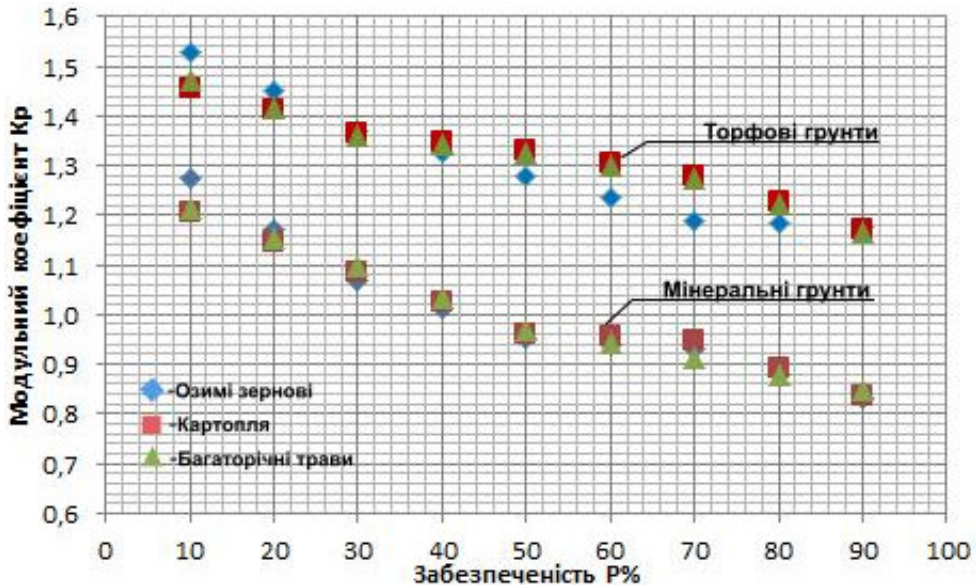


Рис. 13.4. Криві забезпеченості модуля дренажного стоку по основних культурах на мінеральних та торфових ґрунтах

В якості кривої розподілу найбільш підходить біноміальна крива Пірсона III типу:

$$y = y_m \cdot (1 + x/a)^{a/d} \cdot \exp(-x/d), \quad (13.9)$$

де y – відповідне значення частоти (ординати кривої розподілу); y_m – модульна ордината (найбільша частота); x – змінне значення гідрологічної характеристики, що розглядається (абсциса кривої розподілу); d – радіус асиметрії (відстань між модою й центром розподілу); a – відстань від початку кривої розподілу до моди.

Величина параметрів a і d залежить від коефіцієнта варіації C_v та коефіцієнта асиметрії C_s , які приведені в табл. 13.2.

Характеристика варіації C_v та асиметрії C_s для максимальних значень
модулів дренажного стоку

Культура	Коефіцієнти варіації та асиметрії	
	C_v	C_s
Озимі зернові	<u>0,17</u>	<u>1,34</u>
	0,37	1,84
Картопля	<u>0,14</u>	<u>0,68</u>
	0,37	1,65
Багаторічні трави	<u>0,15</u>	<u>0,87</u>
	0,38	1,68

Примітка: 0,17 – коефіцієнти варіації та асиметрії для мінеральних ґрунтів,
0,37 – коефіцієнти варіації та асиметрії для торфових ґрунтів.

Це співпадає з раніше встановленими нами законами розподілу основних кліматичних характеристик (опадів, температури, дефіциту відносної вологості повітря) у досліджуваних умовах та підтверджує залежність формування модулів дренажного стоку насамперед від кліматичних чинників.

Таким чином, отримані результати переконливо свідчать, що і осереднені значення модуля дренажного стоку в досліджуваних умовах, як і в попередньому випадку, мають виражений змінний характер щодо змінних кліматичних умов по розрахункових роках, виду вирощуваних культур та виду ґрунту. При цьому його величина як щодо виділених основних факторів так і по ДС в цілому значно відрізняється, насамперед від максимальних поточних значень та значень впродовж періоду вегетації більше ніж у декілька разів, що визначає за необхідність врахування цього при розробці проектів реконструкції, будівництва та експлуатації такого роду об'єктів.

Література до розділу

1. Цуман Н. В. Оцінка ефективності сучасного використання осушених земель в зоні Полісся. *Науково-практичний журнал. Екологічні науки*. 2014. № 6. С. 62–68.
2. Chen X., Wang D., Chopra M. Constructing comprehensive datasets for understanding human and climate change impacts on hydrologic cycle. *Irrigation and Drainage systems Engineering*. Vol. 2(1). P. 106. doi: <https://doi.org/10.4172/2168-9768.1000106>.
3. Forecasted estimation of the efficiency of agricultural drainage on drained lands / Anatoliy Rokochinskiy, Pavlo Volk, Oleg Pinchuk, Vasyl Turcheniuk, Nadiia Frolenkova, Ievgenii Gerasimov. *Journal of Water and Land Development*. 2019. Vol. 40, Issue 1. P. 149–153.

DOI:<https://doi.org/10.2478/jwld-2019-0016>

URL:

<https://content.sciendo.com/view/journals/jwld/40/1/article-p149.xml> (дата звернення: 09.05.2024).

4. Evaluation of climate change in Ukrainian part of Polissia region and ways of adaptation to it / Kovalenko P., Rokochynskiy A., Jeznach J., Koptuyuk R., Volk P., Prykhodko N., Tykhenko R. *Journal of Water and Land Development*. 2019. Vol. 41. Issue 1. P. 72–82. DOI: 10.2478/jwld-2019-0030 URL: <https://content.sciendo.com/view/journals/jwld/41/1/article-p77.xml> (дата звернення: 09.05.2024).

5. Шкинкіс Ц. Н. Гідрологічне дієвство дренажа. Л. : Гідрометеоіздат, 1981. 312 с.

6. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.

7. Природообустройство Полесья : монографія : в 4 кн. / под общ. науч. ред. Ю. А. Мжаайского, А. Н. Рокочинского, А. А. Волчека, О. П. Мешика, Е. Езнаха. Рязань : Мещер.ф-л ВНИИГиМ им. А. Н. Костякова, 2017. Кн. 2. *Украинское Полесье*. Т. 1. 902 с.

8. Rothe I. Strangentfernung bei Draungen. *Landmirtshafliche Jahrbucher*. 1924. 304 p.

9. Dupuit J. *Études Théoriques Et Pratiques sur le Mouvement des Eaux dans les Canaux Découverts Et A Travers les Terrains Perméables*. Paris. 1863. 304 p.

10. Костяков А. Н. Основы мелиорации. М. : Сельхозгиз, 1960. 622 с.

11. Янголь А. М. Рекомендации по увлажнению осушаемых земель. К. : Урожай, 1965. 88 с.

12. Олейник А. Я., Поляков В. Л. Дренаж переувлажненных земель. К. : Наукова думка, 1987. 280 с.

13. Rares Halbac-Cotoara-Zamfir, Ioana-Alina Costescu. Calculation of distance between drains in controlled regime. *Research Journal of Agricultural Science*. 2010. Vol. 42 (3). P. 154–160.

14. Науменко І. І. Надійність споруд гідромеліоративних систем. К. : ІСДО, 1994. 424 с.

15. Науменко І. І., Токар Л. О. Розрахунок віддалей між дренами осушувально-зволожувальних систем як функції випадкових величин. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво* : зб. наук. праць. 2001. Вип. 26. С. 83–94.

16. Вентцель Е. С. Теория вероятностей. М. : Наука, 1969. 576 с.

17. ДБН В. 2.4–1–99. Меліоративні системи та споруди. К. : Держбуд України, 1999. 112 с.

18. Мелиорация и водное хозяйство. Т. 3. Осушение : справочник / под ред. Б. С. Маслова. М. : Агропромиздат, 1985. 447 с.

14. ФІЛЬТРАЦІЙНИЙ РОЗРАХУНОК ДІЇ І ПАРАМЕТРІВ ДРЕНАЖУ ОСУШУВАНИХ ҐРУНТІВ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ

14.1. Схематизація природних умов і вибір розрахункових схем дренажу, вихідних даних

Зміни кліматичних умов, які відбуваються в останні десятиріччя і виражаються перш за все в стійкому підвищенні температурних показників призвели до незворотних змін в аквасфері. На Поліссі вони насамперед відбилися на витратних статтях водного балансу. Так, підсилюється водообмін між атмосферою і ґрунтовим покривом і особливо фізичне випаровування; зросла потреба рослин у воді. Як наслідок в цілому скоротилися ґрунтові вологозапаси. І тому закономірно, що на землях сільськогосподарського призначення як і раніше часто складаються несприятливі водно-фізичні умови для вирощування сільськогосподарських культур. Але якщо раніше при моніторингу природної обстановки, розробці технічних засобів з метою оптимізації водного режиму меліорованих земель особлива увага зверталась на ранньовесняний період і характерний для нього надлишок ґрунтової вологи, то тепер концептуальні підходи до вдосконалення водорегулювання переглядаються. Слід також відмітити переосушення і перезволоження ґрунтів у пізньовесняний і літній періоди, які раніше траплялися епізодично і для ліквідації їх негативних наслідків достатньо було приймати мінімальні заходи. Зараз же дисбаланс між кількістю доступної вологи і потребами в ній культур спостерігається частіше і проявляється сильніше. Як наслідок, управління водним режимом тимчасово переосушених і перезволених земель в зоні Полісся не тільки залишається актуальним, але і потребує адаптації до нових реалій.

Дренаж є найважливішим інженерним засобом регулювання водного режиму природних і штучних пористих структур і тому в Україні відіграє ключову роль у водогосподарському будівництві. Він широко розповсюджений в зонах і надмірного і недостатнього зволоження завдяки сильному впливу, який здатний чинити на фільтраційний режим ґрунтів. Головна функція дренажу в зоні Полісся, що має вологий клімат і значні водні ресурси, полягає у відведенні надлишкової води з активного (орного, кореневого) шару ґрунту. У посушливі періоди року через тривалу відсутність опадів, високі температури, інтенсивне фізичне і біологічне випаровування досить часто запаси ґрунтової вологи надмірно спрацьовуються так, що культурні рослини відчувають її серйозний дефіцит. У подібних ситуаціях дренаж доцільно застосовувати вже для поповнення зазначених запасів.

Таким чином в даному регіоні дренаж має великі можливості в управлінні водним режимом сільськогосподарських угідь. Реалізувати їх повною мірою допомагає математичне моделювання фільтрації та вологопереносу в пористих середовищах при наявності в них зосереджених і розподілених стоків і джерел. Розв'язки коректно сформульованих математичних задач дренажу в гідродинамічній і гідравлічній постановках аналітичними методами є базою при розробці інженерних методів розрахунку його конструктивних і технологічних параметрів. Для успішного практичного застосування цих методів необхідні достовірні дані про фільтраційні властивості водоносною товщі, закономірності водообміну між нею і атмосферою. Важливо, щоб подібна інформація, яка здобута завдяки проведенню комплексу цілеспрямованих експериментальних досліджень в натурних і лабораторних умовах, дозволила насамперед провести схематизацію природної обстановки на об'єкті меліорації і вибрати на цій основі відповідну схему дренажу, а потім забезпечити розрахункову методику набором значень всіх модельних параметрів, що містяться в ній. Тому цінність таких методик полягає не тільки у визначенні просторово-часових змін шуканих характеристик, обґрунтуванні параметрів дренажу, а й у раціональному плануванні вищезазначених досліджень, обробці їх результатів з метою конкретизації вихідних даних.

Представлені у цій главі інженерні методи розроблені завдяки теоретичному аналізу в гідравлічному наближенні фільтраційного процесу, що протікає на тлі двох типів дренажу в різноманітних ґрунтово-кліматичних і гідрогеологічних умовах. Очевидно, що вони можуть успішно застосовуватися тільки, якщо попередньо підібрані значення коефіцієнтів, що характеризують структуру і пропускну здатність водонасиченого ґрунту, а також його водообмін з суміжними напірним горизонтом і приземним шаром атмосфери. Акцент був зроблений на горизонтальний дренаж, за допомогою якого вдається більш гнучко і ефективно управляти режимом ґрунтових вод. Нижче коротко викладено низку методик, що дозволяють просто і з прийнятною для практики точністю розраховувати дію і параметри такого типу дренажу стосовно специфічних умов зони Полісся. Вони доповнюються двома методиками, які призначені для обґрунтування параметрів вертикального дренажу, що забезпечує активний вплив на водний режим сильно перезволожених ґрунтів. Їм передує схематизація природної обстановки на меліоративних об'єктах, яка дає можливість виділити низку типових розрахункових схем дренажу. Основні положення схематизації стисло описані в першому розділі глави і свідчать про необхідність коректного врахування в розрахунках дренажу його гідродинамічної недосконалої, тобто недосконалої за ступенем розкриття водоносного пласта, а разом з цим і

за характером його розкриття. У розглянутій природно-меліоративній зоні недосконалість дренажів обумовлена головним чином великою потужністю фільтраційних потоків порівняно з глибиною закладення дрен. Тому другий розділ спеціально присвячений встановленню гідродинамічної складової загального фільтраційного опору. Тут слід зауважити, що при її обчисленні передбачається роздільне врахування впливу на фільтрацію до дрен верхнього гірше проникного (торф'яного) шару і нижнього більш проникного (мінерального) шару. Разом з тим, у розрахунках фільтраційних характеристик на достатньому віддаленні від дрен фактично неоднорідно-шарувате пористе середовище трактується як умовно однорідне.

Ряд значущих режимоформуєчих факторів, для яких характерна значна варіативність у просторі і часі, суттєво ускладнюють природну обстановку на об'єктах меліорації Полісся. Врахувати в повному обсязі комплекс ґрунтово-меліоративних, гідрогеологічних, кліматичних умов для прогнозу розвитку зазначеної обстановки в даний час нереально через обмеженість наявної інформації про них і великі витрати на її поповнення. Однак в цьому і немає особливої необхідності. Так, деякі із згаданих чинників виявляються для регулювання водного режиму сільськогосподарських земель другорядними і тому їх можна проігнорувати або принаймні врахувати наближено, вводячи відповідні корективи в базові формалізми. Також слід зазначити, що виражена нестабільність окремих факторів поряд з випадковою складовою має і детерміністську, яка відображає закономірності перебігу водно-фізичних процесів, тенденцій у формуванні водного режиму. При проведенні теоретичних досліджень даних процесів на тлі дренажу ефективні формальні прийоми, що дозволяють спростити конфігурацію і структуру області фільтрації. Тим самим вдається використовувати математичні моделі, які піддаються поглибленому вивченню аналітичними методами, а разом з тим містять меншу кількість емпіричних коефіцієнтів. Стосовно до розрахунків дренажу першочергове значення набуває схематизація гідрогеологічних умов. Підвищеної уваги при цьому заслуговує верхня ділянка (шар) потужних водоносних товщ, в межах якої функціонує різноманітна ґрунтова біота і насамперед кореневі системи рослин, відбуваються коливання рівня ґрунтових вод (РГВ), інтенсивний газообмін. Тому схеми дренажу, що призначені для наступних різноманітних інженерних розрахунків, вибрані на основі аналізу вищезазначених умов. Спільним для них є велика потужність товщі ґрунту до часткового або абсолютного водопору при незначних відмінностях у водопроникності всередині неї. Тому в теоретичних розробках виправдано осереднювати коефіцієнт фільтрації, потужність водоносної товщі і РГВ, вважаючи таким чином її однорідною. Відповідно

до прийнятої класифікації, на Поліссі поширені три різновиди водоносного комплексу, які об'єднують сім характерних гідродинамічних геофільтраційних схем і вимагають індивідуального підходу в розрахунках дренажу. Комплекс А становить геоструктуру, яка утворена трьома шарами різної потужності і проникності. У першому наближенні її доцільно розглядати як однорідну з наступним середньозваженим коефіцієнтом фільтрації k_e

$$k_e = \frac{k_1 m_1 + k_2 m_2 + k_3 m_3}{m_1 + m_2 + m_3}, \quad (14.1)$$

де k_i , m_i ($i = 1, 2, 3$) – коефіцієнт фільтрації та потужність i -го шару; під m_1 при укладанні дрен у верхній шар мається на увазі або наближено їх висота над найближчою міжшаровою границею, або більш точно ця ж висота, яка доповнена середнім перевищенням (зниженням) РГВ відносно них. Відповідні розрахункові схеми дренажу представлені на рис. 14.1–14.4.

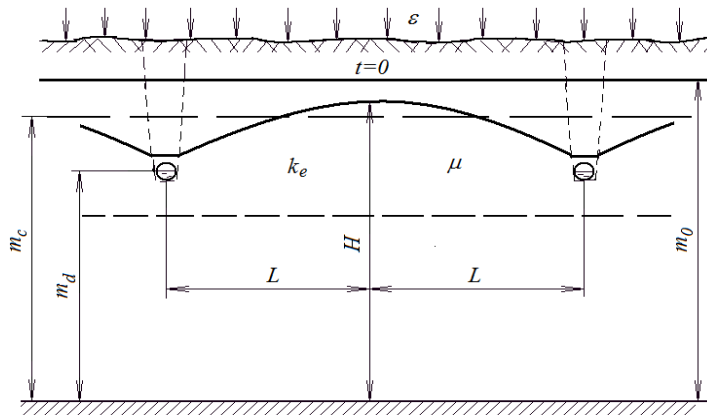


Рис. 14.1. Фільтраційна схема до розрахунку неусталеної дії систематичного недосконалого горизонтального дренажу

Тут пунктирною лінією позначається можлива границя між шарами. Дещо підвищити достовірність розрахунків для гідродинамічної ділянки AI^1 вдається, якщо виділити верхній шар, проникність якого помітно гірше, ніж двох нижче розташованих. Останні знову доцільно розглядати як умовно однорідний шар. Його коефіцієнт фільтрації слід обчислювати за формулою (14.1), попередньо приймаючи $k_1 = m_1 = 0$.

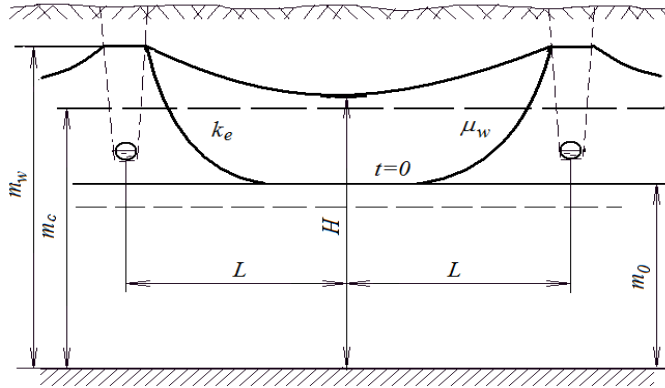


Рис. 14.2. Фільтраційна схема до розрахунку підґрунтового зволоження систематичним недосконалим горизонтальним дренажем

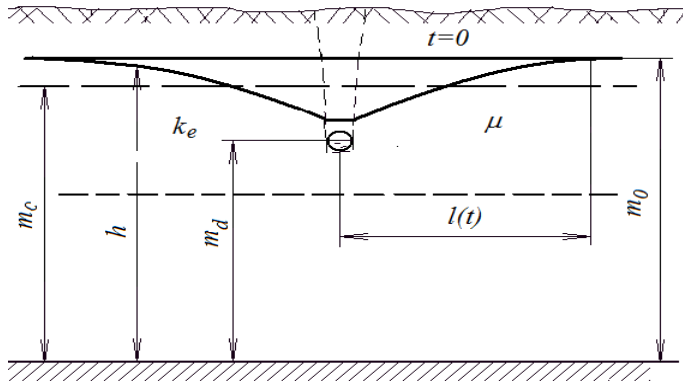


Рис. 14.3. Фільтраційна схема до розрахунку дії одиночної недосконалої горизонтальної дрени

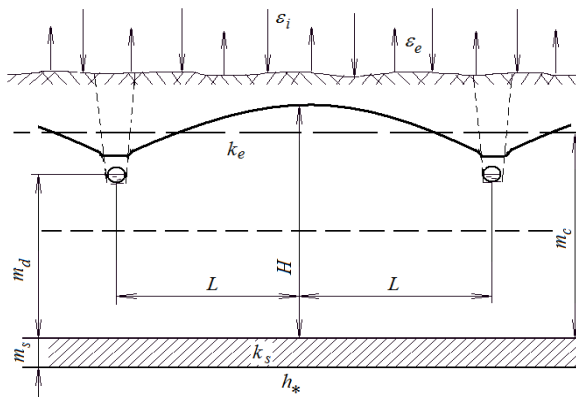


Рис. 14.4. Фільтраційна схема до розрахунку усталеної дії систематичного недосконалого дренажу

Таким чином, комплекс *A* у фільтраційних розрахунках може трактуватися або як двошарова пориста структура з менш потужним і гірше проникним верхнім шаром, або з несуттєво меншою точністю як однорідна структура у відсутності гідравлічного зв'язку з нижче розташованим напірним горизонтом (рис. 14.1–14.3). Розшифровка позначень, які прийняті на цих та інших рисунках-схемах, подається у відповідних розділах глави.

Своєрідність гідрогеологічних умов у комплексі *B* зумовлена присутністю у водоносній товщі прошарку (зони кольматажу), який може залягати на відносно невеликій глибині і мати дуже низьку проникність. Тому водообмін між ґрунтовими водами і розташованим нижче потужним шаром мергелю, який містить велику кількість води, вкрай ускладнений і не в змозі помітно вплинути на роботу дренажу. Фільтраційна течія на гідродинамічній ділянці *БІІ*³ ускладнена через наявність тут болотних відкладень. Проникність верхнього шару торфу невеликої потужності в кілька разів менше проникності підстиляючого шару супесі. У такому випадку краще використовувати розрахункову схему з двошаровим ґрунтом, хоча допускається після акуратного осереднення коефіцієнта фільтрації і застосування більш простої схеми (рис. 14.1–14.3). Важливо відзначити, що товщина торф'яного шару все-таки досить велика, так що горизонтальні дрени, а разом з ними канали провідної мережі будуть висячними в ньому.

Найбільш складні гідрогеологічні умови характерні для комплексу *B* через можливий гідравлічний взаємозв'язок між ґрунтовими і напірними водами. Порівняно висока для розділювальних перемичок проникність шару суглинку навіть при його великій потужності може стати причиною значного припливу напірних вод у верхні шари і як наслідок, помітного зниження осушувальної дії дренажу в критичні за водністю періоди року. Якщо перепад напорів на границі перемички дорівнює Δh , то інтенсивність перетікання води через неї при жорсткому режимі фільтрації буде $k_s \Delta h / m_s$, де k_s , m_s – коефіцієнт фільтрації та потужність слабопроникного прошарку. У подібних випадках має сенс залучати фільтраційні схеми дренажу з однорідною або двошаровою структурами потоку ґрунтових вод, в яких додатково враховується напірне живлення. Схему, що відповідає однорідній або двошаровій структурам з таким живленням, зображено на рис. 14.4. Зважаючи на специфічні фільтраційні властивості верхнього торф'яного шару, для гідродинамічної ділянки *ВІІІ*¹ краще підходить двошарова геофільтраційна схема. Зазначений шар має достатню потужність для того, щоб дрени і канали неглибокого закладення знаходилися в його межах.

Досягти значного осушувального або зволожувального ефекту на ділянках великої площі через локалізацію впливу окремої дрени дозволяють дренажні системи з однаковою міждренною відстанню $2L$ для забезпечення рівномірності регулювання водного режиму. Для фільтраційних розрахунків на цих системах успішно застосовуються схеми систематичного дренажу (рис. 14.1, 14.2, 14.4), а їх основним конструктивним параметром, який слід обґрунтовувати теоретичним шляхом, стає відстань L . Вплив дренажної системи на прилеглі території головним чином зумовлений дією крайніх дрен (каналів) і має нестационарний характер. Тому для його оцінки підходить схема одиночної дрени в необмеженому в плані пласті (рис. 14.3). Іноді осушувальна дія системи дрен може помітно посилюватися під впливом провідних каналів. У першому наближенні осушувальний ефект за рахунок дії каналів вдається оцінити, залучаючи планову схему систематичних осушувачів і відповідні математичні моделі (рис. 14.5). При цьому площа, що дренується, ділиться на безліч однакових ділянок приблизно прямокутної форми. Осушення кожної з них забезпечують дрени (канали, кротовини), які розташовані на всіх чотирьох границях.

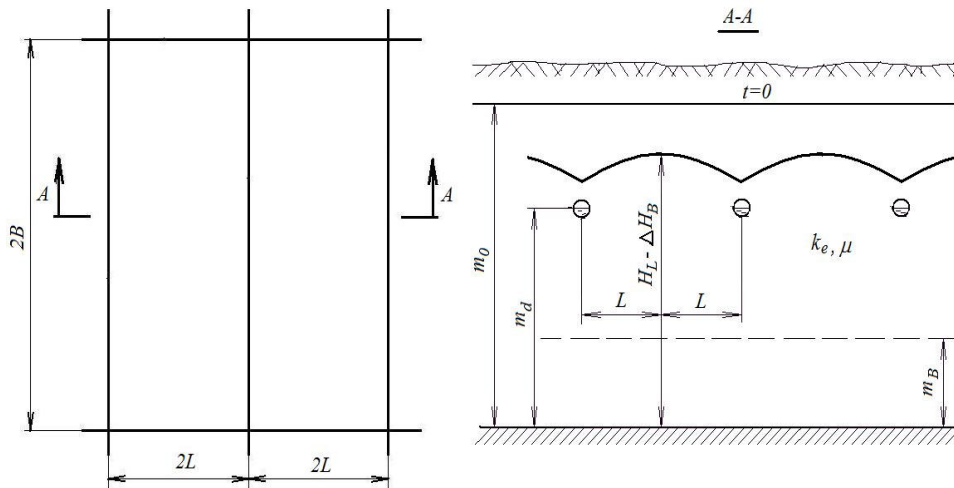


Рис. 14.5. Фільтраційна схема до розрахунку неусталеної дії систематичного недосконалого горизонтального дренажу з врахуванням впливу мережі провідних каналів

Для проведення практичних розрахунків та отримання достовірних результатів необхідно розроблені методи попередньо забезпечити вихідною інформацією в повному обсязі. Склад такої інформації диктується схемою дренажу і видом формул і рівнянь, які використовуються в обчисленнях. Зазначена схема вибирається після

обробки всього наявного масиву емпіричних даних з урахуванням призначення дренажу. Відповідно до неї насамперед задаються коефіцієнти фільтрації та потужності (береться до уваги початкове або стабільне положення РГВ) для двошарової або однорідної ґрунтової товщі. Потім в залежності від прийнятої схеми формалізується інформація, яка кількісно характеризує водообмін ґрунтових вод з напірними, поверхневими водами і атмосферою, включаючи і біологічний фактор, а також відображає особливості конструкції дренажу, вимоги до його експлуатації.

Відповідальними для роботи меліоративного дренажу в даному регіоні є (ранньо) весняний та літній періоди. Навесні часто спостерігається сильне перезволоження ґрунту, а іноді і його затоплення на більш низьких ділянках місцевості внаслідок інтенсивного сніготанення, яке супроводжується відтаненням верхнього промерзлого шару ґрунту. Тому перший період зазвичай є основним для оцінки ефективності осушувального дренажу, який повинен забезпечити в цей час відведення надлишкової вологи з ґрунту в нормативні терміни. Закономірні зміни в часі фільтраційних характеристик, а разом з тим раціональні параметри дренажу встановлюються із залученням нестационарних гідравлічних моделей фільтрації. Зважаючи на відносну короткочасність весняного розрахункового періоду, низьких температур, малих опадів, фільтраційний процес тут розраховується без урахування водообміну із суміжними середовищами при максимально високому стоянні ґрунтових вод (рис. 14.1, 14.3). Їх початковий рівень залежить від попередніх метеорологічних умов, рельєфу місцевості та іноді в розрахунках приймається, що ґрунт до початку осушувальної дії дренажу повністю насичений водою. Слід зауважити, що в особливих випадках можливе навіть утворення шару води на поверхні землі. Тоді дрена на першому, короткому етапі осушення працює як підруслова. Моделювання фільтраційного процесу тут ускладнюється не тільки через гідродинамічний характер течії ґрунтових вод, але й можливе у зв'язку з динамікою поверхневого стоку, на який сильно впливає ухил місцевості.

Протягом вегетаційного періоду сільськогосподарських культур нерідко мають місце різкі перепади погодних умов, внаслідок яких чергуються надмірні перезволоження і переосушення ґрунту. Разом з рясними опадами, інтенсивними фізичним випаровуванням і транспірацією погіршити водно-фізичний стан ґрунту здатне напірне живлення, яке надходить у ґрунтові води через слабопроникний прошарок [12]. Незважаючи на істотну нерівномірність у часі і непередбачуваність випадання опадів, завдяки малій інтенсивності фільтраційних процесів, часто досить у вихідну нестационарну або стаціонарну модель осушувального дренажу ввести узагальнену постійну

величину, а саме, швидкість інфільтрації ε , яка точно відображає обсяг води, яка надійшла з поверхні ґрунту на РГВ за розглянутий час для репрезентативного року (рис. 14.4).

Тривале випаровування з поверхні ґрунтових вод може стати причиною надмірного зниження РГВ і, як наслідок, зайвого спрацювання вологозапасів в кореневій зоні ґрунту. Інтенсивність такого випаровування в значній мірі залежить від глибини РГВ [1; 32] і при прогресуючому осушенні ґрунту, а також уздовж фільтраційного потоку нерідко істотно змінюється. Даний факт в розрахунках осушувальної або зволожувальної дії дренажу прийнято враховувати за допомогою наступної степеневі залежності:

$$\varepsilon_e = \varepsilon_s (h - h_k)^\delta, \quad (14.2)$$

де ε_s – стандартна інтенсивність, яка у відсутності значимого відбору води коріннями рослин виражається через потенційну ε_m (при повному насиченні ґрунту) таким чином:

$$\varepsilon_s = \varepsilon_m / (M - h_k)^\delta, \quad (14.3)$$

M – повна потужність ґрунтової товщі (від водоупора до поверхні землі), h_k – критична глибина (припиняється випаровування). Якщо відповідним чином скорегувати коефіцієнт ε_s , то за допомогою виразу (14.2) вдається врахувати вже евапотранспірацію. Швидко усунути серйозне переосушення ґрунту або взагалі його попередити дозволяє підґрунтове зволоження, яке реалізується регулярною системою дренажувачів (рис. 14.2) [5; 8; 24; 29].

Положення РГВ контролюється з одного боку фільтраційною течією, а з іншого – вологопереносом в зоні аерації. Спрямованість водообміну між насиченою і ненасиченою зонами ґрунту визначається режимом регулювання його водно-фізичного стану. Інтенсивність же водообміну в першому наближенні виправдано вважати пропорційною швидкості переміщення РГВ. Коефіцієнт пропорційності μ в їх співвідношенні також залежить від режиму регулювання, але ще більшою мірою від глибини залягання ґрунтових вод. Хоча при осушенні і підґрунтовому зволоженні значення вказаного коефіцієнта відрізняються, але через обмеженість надійної інформації про вологісні властивості ґрунту, закономірності вологопереносу в ньому цією різницею, як правило, доводиться нехтувати. Більш істотним є зв'язок коефіцієнта осередненої водовіддачі (нестачі насичення) μ з коефіцієнтом фільтрації k і глибиною РГВ [7; 16]. Якщо відповідні експериментальні дані по μ відсутні, то для оціночних розрахунків виправдано використовувати

узагальнені емпіричні формули. Їх зручно представити в наступній єдиній формі:

$$\mu(h) = \alpha k^\beta (M - h)^\gamma. \quad (14.4)$$

Для мінеральних ґрунтів рекомендується вважати (Г.Д. Еркін) $\alpha = 0.056$, $\beta = 0.5$, $\gamma = 0.333$; для низинного торфу (А.І. Івицький) – $\alpha = 0.116$, $\beta = 0.375$, $\gamma = 0.75$. Також для умов Полісся придатна формула Насиковського В.П., Шапрана В.Я. [13].

При виконанні практичних розрахунків систематичного дренажу і заданих посередині між дренами початковому (h_0) і кінцевому (h) положеннях РГВ попередньо необхідно обчислити за формулою

$$\mu_c(h) = \frac{1}{3} [\mu(m_d) + \mu(h_0) + \mu(h)] = \frac{\alpha k^\beta}{3} [(M - m_d)^\gamma + (M - h_0)^\gamma + (M - h)^\gamma], \quad (14.5)$$

відповідні середні значення коефіцієнта осередненої водовіддачі (або нестачі насичення). Тільки потім знаходиться час досягнення рівнем води в ґрунті позначки h . Якщо ж заздалегідь відомо розрахунковий час, то відповідний йому РГВ через монотонні збільшення або зменшення поточної величини μ без додаткового її осереднення доводиться визначати підбором. Очевидно, що зазначений коефіцієнт має фізичний сенс тільки у випадку неусталеної фільтрації.

Останнім часом чисельними і аналітичними методами виконано дослідження водообміну між насиченою і ненасиченою зонами ґрунту на базі моделей сумісних фільтрації і вологопереносу, що дозволило обґрунтувати залежності водовіддачі μ_d і нестатку насичення μ_w від глибини залягання $M - h$ і швидкості переміщення РГВ $\frac{dH}{dt}$ в наступному вигляді [23]

$$\mu_{d,w} \left(H, \frac{dH}{dt} \right) = \lambda_{d,w} \left(\frac{dH}{dt} \right) \mu_{dm,wm} (H). \quad (14.6)$$

Ключове значення для розрахунків дії меліоративного дренажу має другий множник, для якого відповідно до [20; 35] приймалися такі вирази:

$$\mu_{dm}(H) = (\theta_s - \theta_r) \left\{ 1 - \left[1 + \alpha^n (M - H)^n \right]^{\frac{1-n}{n}} \right\}, \quad (14.7)$$

$$\mu_{wm}(H) = \sqrt{\theta_s^2 - \theta_r \theta_s} \cdot \sqrt{1 - \left[1 + \alpha^n (M - H)^n \right]^{\frac{1-n}{n}}}, \quad (14.8)$$

де θ_s, θ_r – залишкова і повна без врахування затисненого повітря вологості; α, n, m – емпіричні коефіцієнти. Для першого множника рекомендовано представлення:

$$\lambda_{d,w} \left(\frac{dH}{dt} \right) = \left(1 + a_{d,w} \sqrt{\pm \frac{dH}{dt}} \right)^{-1}, \quad (14.9)$$

де знак «+» і a_w відповідають зволоженню, знак «-» і a_d – осушенню. В основу розрахунків репрезентативних значень коефіцієнтів $a_{d,w}$ покладено міжнародну класифікацію дрібнодисперсних мінеральних ґрунтів FAO, згідно з якою різноманіття подібних ґрунтів в природі залежно від вмісту в них піщаних, пилуватих, мулистих частинок розділено на 12 класів [26]. В таблиці 14.1 наведено в якості прикладу інформацію про вихідні і розрахункові параметри перших трьох класів, які відрізняються більш легким механічним складом, хоча в даний час вже існує подібна інформація для всіх дванадцяти класів.

Таблиця 14.1

Значення вихідних і розрахункових параметрів для трьох класів дрібнодисперсних мінеральних ґрунтів

Клас ґрунту	α, m^{-1}	n	θ_s	θ_r	$k, м/доба$	$a_d,$ доба ^{0.5} м ^{-0.5}	$a_w,$ доба ^{0.5} м ^{-0.5}
Пісок	14.5	2.68	0.43	0.045	7.13	0.1837	0.0904
Суглинний пісок	12.4	2.28	0.41	0.057	3.5	0.3056	0.1457
Опіщаний суглинок	7.5	1.89	0.41	0.065	1.06	0.5799	0.2688

14.2. Врахування гідродинамічної недосконалості дренажу

Моделювання процесів осушення і зволоження ґрунтів з використанням дренажу суттєво ускладнюється через просторовий характер течії ґрунтових вод поблизу нього. Для роботи горизонтальних і вертикальних дренажів на Поліссі характерно подвійне стиснення фільтраційного потоку біля них. Подібне відбувається внаслідок малості порівняно з потужністю потоку не тільки розмірів водоприймальних елементів, а й самих дрен, а також глибини їх закладення. Зазвичай більш сильне стиснення і зумовлені ним серйозні додаткові втрати напору спостерігаються на придренній ділянці потоку довжиною, яка приблизно дорівнює його потужності. Надійно їх визначати теоретичним шляхом вдається тільки залучаючи гідродинамічні моделі фільтрації. У

розрахунках дренажів ефект первинного стиснення потоку прийнято враховувати за допомогою спеціального фільтраційного опору Φ_h . Зважаючи на швидке встановлення фільтраційного процесу біля дрени, величина Φ_h практично не залежить від часу. Для її визначення стосовно до горизонтального дренажу запропоновано численні формули, які отримані в результаті строгих розв'язків стаціонарних двовимірних (профільних) задач фільтрації на тлі дренажу. При цьому було розглянуто дію одиночних і систем дрен в однорідних і неоднорідно-шаруватих водоносних товщах за різних видів живлення ґрунтових (підземних) вод [15]. Стосовно специфічних природних умов Полісся достатньо обмежитися двома з безлічі існуючих формул. Оскільки водоносні товщі, що відносяться до всіх трьох ґрунтово-напірних комплексів, при схематизації фільтраційної обстановки допускають їх формальну заміну однорідною геоструктурою, то основною є широко відома формула В.В. Ведернікова [4], яка після адаптації до режиму безнапірної фільтрації для горизонтальної дрени має такий вигляд:

$$\Phi_h = \frac{m_c}{2\pi} \ln \frac{m_c}{2\pi r_d \sin \pi(\Delta m_c + 0.5r_d)/m_c}, \quad (14.10)$$

де m_c – середня потужність фільтраційного потоку, $\Delta m_c = (m_0 + H_p - 2m_d)/4$, m_0 – вихідна для розрахунків відмітка РГВ, m_d – висота закладення дрени над (частковим) водоупором, r_d – радіус дрени з урахуванням фільтра. Якщо фільтраційна течія фактично починається на значній відстані від дрени і напір тут практично не змінюється з часом, то його значення m_0 використовується у відповідній нестационарній фільтраційній задачі в початковій і граничній (на нескінченності) умовах. Тоді m_c виправдано визначати як $(m_0 + m_d)/2$, а Δm_c як $(m_0 - m_d)/2$. У разі ж систематичного осушувального дренажу фільтраційний потік формується посередені між дренами, де напір (РГВ) H поступово знижується. Нехай до розрахункового моменту часу він опустився від позначки m_0 до позначки H_p . У такому випадку рекомендується обчислювати m_c з урахуванням динаміки напору як $(m_0 + m_d + H_p)/3$, а Δm_c як $(m_0 + H_p - 2m_d)/4$. При неусталеній роботі регулярної системи дрен в якості зволожувачів значення m_c слід знаходити, беручи до уваги керуючий напір у дрени m_w , і тоді воно дорівнює $(m_w + m_0 + H_p)/3$, а Δm_c дорівнює $(2m_w - H_p - m_0)/4$.

Облаштування добре проникної засипки дозволяє зменшити фільтраційний опір дрени. Відповідні рекомендації наведені, наприклад, в роботах [15; 16].

Вплив неоднорідності ґрунту на фільтраційний процес істотніше поблизу дрени і тому в розрахунках опору Φ_h стосовно до гідродинамічних ділянок BII^3 і $BIII^1$ доцільно враховувати наявність у водоносній товщі верхнього малопотужного менш проникного шару. Визначати Φ_h з високою достовірністю при розташуванні горизонтальних дрени у верхньому шарі дозволяє наступна формула [15]:

$$\Phi_h = \chi \frac{k_2(m_1 + m_2)}{2\pi k_1} \ln \frac{m_1 + m_2}{2\pi r_d \sin \frac{\pi(m_1 + m_2 - m_d + 0.5r_d)}{m_1 + m_2}} + \frac{m_1(k_1 - k_2)}{2\pi k_1} \ln \frac{m_1}{2\pi r_d \sin \frac{\pi(m_1 + m_2 - m_d + 0.5r_d)}{m_1}}. \quad (14.11)$$

Тут $\chi = 1 - \left[0.21 \sqrt{\frac{k_2 - k_1}{k_2 + k_1} + \frac{r_d(k_2 - k_1)}{m_1(k_2 + k_1)}} \right] \lg \frac{m_2}{m_1}$, m_1 – середня

потужність фільтраційного потоку у верхньому шарі.

На дію дренажів іноді чинять негативний вплив інші фактори. Серед них виділяється явище кольматажу, що має фізичну, хімічну або біологічну природу. У незв'язних (піщаних) ґрунтах можлива їх суфозія, завдяки якій може досягатися помітно більший осушувальний ефект. Явища, які супроводжують роботу дренажу, активно на неї впливають і, до речі, ним же часто ініційовані, можуть бути просто враховані у фільтраційних розрахунках завдяки використанню концепції і методу фільтраційних опорів [14, 27]. Відповідно до них в основу гідралічних розрахунків регулювання водного режиму ґрунтів повинні бути покладені формули, які виведені для досконалого (ідеального) дренажу і потім скореговані з урахуванням додаткових перешкод, які здатні відчутно зменшити інтенсивність фільтраційного процесу. Базовою для визначення погонної витрати недосконалого дренажу q в однорідному ґрунті при напірній і безнапірній фільтрації, а разом з тим і інших важливих фільтраційних характеристик, є формула

$$q = km_c \frac{\Delta h}{\Phi_0 + \Phi_h + \Phi_d + \dots}. \quad (14.12)$$

Тут k – коефіцієнт фільтрації ґрунту, Δh – перепад напорів (рівнів) на дрени і зовнішній границі області дренажу, Φ_0 – фільтраційний опір

досконалої дрени, Φ_d – фільтраційний опір за рахунок недосконалості конструкції дрени [6; 10; 30; 33; 38]. Решта опорів при необхідності просто вводиться в формулу (14.12) [2; 19; 25; 31]. Викладені нижче вісім методик забезпечують надійний розрахунок в різноманітних природних умовах дії і параметрів саме недосконалих дрен. Ступінь недосконалості характеризується загальним додатковим фільтраційним опором Φ . Формально Φ включає всі можливі види додаткових опорів, але оскільки основний внесок в Φ найчастіше дає Φ_h , то вищенаведені для його визначення дві формули, які підходять для меліоративних об'єктів Полісся.

Якщо осушення перезволоженої території здійснюється недосконалими свердловинами, то відповідну гідродинамічну складову Φ_h їхнього загального фільтраційного опору Φ_c рекомендується визначати за формулами, які разом з допоміжними рисунками і таблицями представлені у монографіях [14; 27]. Вони були отримані для одиночної свердловини на основі виразу (14.12) з використанням строгих розв'язків просторових задач фільтрації до точкових і лінійних стоків. Зокрема, при розташуванні фільтра свердловини біля покрівлі або підшови напірного пласта орієнтовне значення Φ_h було рекомендовано визначати, залучаючи рис. 14.6. Уточнити це значення із врахуванням втрат напору у стволі дозволяє рис. 14.7.

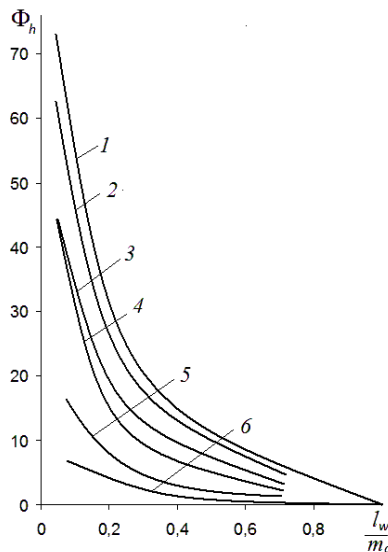


Рис. 14.6. Залежність $\Phi_h(l_w/m_c)$:

1 – $m_c/r_w = 10$, 2 – $m_c/r_w = 30$, 3 – $m_c/r_w = 100$, 4 – $m_c/r_w = 200$,
 5 – $m_c/r_w = 500$, 6 – $m_c/r_w = 1000$, l_w – висота фільтра свердловини

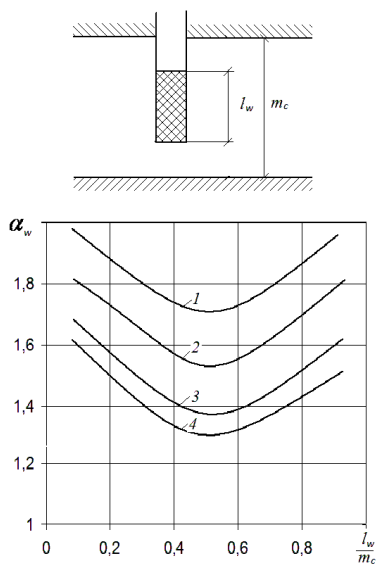


Рис. 14.7. Залежність $\alpha_w(l_w/m_c)$:

1 – $r_w/m_c = 0.01$, 2 – $r_w/m_c = 0.015$, 3 – $r_w/m_c = 0.02$, 4 – $r_w/m_c = 0.05$,
 l_w – висота фільтра свердловини, α_w – коригувальний коефіцієнт, на який слід помножити приблизне значення Φ_h згідно з рис. 14.6, щоб одержати його більш обгрунтоване і вже остаточне значення

При його побудові О.Я. Олійник, А.М. Тугай використали власні результати поглиблених гідродинамічних досліджень дії недосконалої свердловини. У разі регулярної системи таких свердловин додатковим опором внаслідок їх взаємного впливу слід нехтувати, тому що відношення відстані між свердловинами до потужності фільтраційного потоку набагато більше 1 [17].

14.3. Неусталений приплив до систематичного горизонтального дренажу

Дренажі здатні вносити істотне збурення у фільтраційний режим водоносних товщ, яке тим не менш має локальний характер. Сучасні методи інженерного розрахунку меліоративного дренажу розроблені на основі нестационарних гідравлічних моделей фільтрації в припущенні рівномірного зниження РГВ уздовж фільтраційної течії, яке відбувається у

випадку систематичного дренажу на всьому міждренному просторі, а одиночної дрени – у зоні її впливу. Для сталої же швидкості зниження приймалися або частіше її фактичне в якому-небудь характерному перерізі потоку (посередині між дренами для систематичного дренажу), або рідше її середнє значення в області руху. Друге припущення щодо швидкості РГВ краще відповідає фізиці фільтраційного процесу і тому дозволяє виводити більш точні розрахункові залежності, хоча вони виявляються дещо складнішими. Саме це припущення використовувалося в теоретичних розробках по дренажу, найважливіші результати яких викладені в цьому розділі. У більшості представлених розрахункових методик містяться тільки елементарні функції, що максимально полегшує проведення обчислень. Тільки в одній методиці доводиться мати справу із спеціальними інтегральними функціями. Їх значення просто знаходяться із залученням стандартних пакетів програм математичного аналізу типу Mathcad, Matlab та ін. Взагалі застосування таких пакетів істотно полегшує проведення кількісного аналізу, особливо, якщо потрібно виконувати великий обсяг обчислень, знаходити шукані величини підбором.

Особливе місце серед представлених в цьому розділі восьми розрахункових методик займає методика, яка описана нижче і проілюстрована рис. 14.1, оскільки вона призначена для прогнозу розвитку осушувального процесу на дренажних системах, обґрунтування їх конструктивних параметрів стосовно до основного розрахункового періоду. Саме ранньою весною найчастіше в ґрунтах складаються особливо несприятливі для проведення сільськогосподарських робіт водно-фізичні умови і від дренажу вимагається оперативний відвід великого обсягу надлишкової води. Ступінь вихідного перезволоження ґрунту для дії дрен-осушувачів характеризується початковою для розрахунків висотою РГВ над водоупором m_0 . При постановці нестационарних задач фільтрації на тлі дренажу традиційно m_0 покладається константою. У такому випадку процес осушення ґрунту формально буде протікати в два етапи. Первинне осушення продовжиться до моменту t_1 змикання зон впливу сусідніх дрен. Визначається він за формулою (14.13) і буде:

$$t_1 = \frac{\mu_c}{k_e m_c} \left(\frac{L^2}{12} + \frac{2}{3} \Phi L - \frac{8}{3} \Phi^2 \ln \left(1 + \frac{L}{4\Phi} \right) \right). \quad (14.13)$$

Однак, з фізичної точки зору, враховуючи високу динамічність РГВ навесні, питання про вибір початкової форми РГВ однозначно вирішити не можна. Тому для розрахунків рівного режиму важливо задатися

значенням m_0 тільки посередені між дренами. Часом же t_1 можна знехтувати, тим більше, що тривалість першого і, по суті, допоміжного етапу осушення набагато менше тривалості другого етапу. Якраз для основного етапу далі наводяться найважливіші розрахункові залежності. Ключове значення має залежність для визначення часу зниження РГВ, а саме:

$$t = \frac{L^2 + 6L\Phi}{3k_e m_c} \mu_c(h) \ln \frac{\Delta m (4\Phi L + 2Lx - x^2)}{(L^2 + 4L\Phi)(h - m_d)}, \quad (14.14)$$

де $\mu_c(h)$ обчислюється згідно з (14.5). З (14.14) випливає формула для розрахунку, по-перше, зниження РГВ посередені між дренами з часом, по-друге, найважливішого параметра систематичного дренажу. Динаміка рівня посередині між дренами $H(t) = h(L, t)$ описується залежністю

$$t = \frac{L^2 + 6L\Phi}{3k_e m_c} \mu_c(H) \ln \frac{\Delta m}{H - m_d}. \quad (14.15)$$

Визначенню міждренної відстані присвячена велика література, наприклад, [3; 11; 34; 36]. Тут же відстань L (половина міждренної відстані) пропонується обчислювати при заданих часі осушення t_0 і нормі осушення S_0 наступним чином:

$$L = \sqrt{\frac{3k_e m_c t_0}{\mu_c(M - S_0) \ln \frac{\Delta m}{M - S_0 - m_d}} + 9\Phi^2 - 3\Phi}, \quad (14.16)$$

де $\mu_c(M - S_0)$ згідно з (14.5). Односторонню дренажну витрату в будь-який момент часу можна акуратно знайти за формулою

$$q = \frac{2k_e m_c}{L + 4\Phi} \exp \left[-\frac{3k_e m_c t}{\mu_c(h_0)(L^2 + 4L\Phi)} \right], \quad (14.17)$$

де $h_0(t) = h(0, t)$. Послідовність розрахунків q з урахуванням змінності μ_c виглядає таким чином: спочатку слід задатися значенням h_0 , потім з (14.14) знайти відповідні значення часу t і коефіцієнта μ_c . І, нарешті, підставити цей набір значень в (14.16). У підсумку легко обчислюється шукане значення q на встановлений момент часу. Розрахунки РГВ і витрати спрощуються, якщо можна оперувати постійною середньою величиною μ_{cc} змінного коефіцієнта μ_c . Тоді зміна h з часом і вздовж фільтраційного потоку відразу розраховується за формулою

$$h(x,t) = m_d + \Delta m \frac{4\Phi L + 2Lx - x^2}{4\Phi L + L^2} \exp\left[-\frac{3k_e m_c}{\mu_{cc}(L^2 + 6\Phi L)}t\right], \quad (14.18)$$

а витрату q можна обчислювати безпосередньо з (14.17), вважаючи $\mu_c(h_0) = \mu_{cc}$.

Заслужують на увагу результати співставлення формули (14.16) з аналогічною відомою формулою, яка була раніше отримана в припущенні рівномірного по довжині течії припливу води з ненасиченої зони, причому з такою ж інтенсивністю, як посередині між дренами [16]. До речі, попередня формула є достатньо надійною, оскільки обґрунтовувалася для різноманітних ґрунтово-меліоративних умов шляхом порівняння і з іншими авторитетними формулами, і з даними чисельних розрахунків на базі вихідної математичної моделі. Однак з формальної точки зору формула (14.16) більш точна, оскільки при її виведенні додатково враховувався факт зростання припливу до ґрунтових вод за рахунок стікання води із зони аерації з наближенням до дрен. Стосовно до досконалого дренажу відстань L , яка розрахована за допомогою нової формули, виявляється більшою на 22.5%.

14.4. Неусталена фільтрація при підґрунтовому зволоженні ґрунту

Тривала евапотранспірація у відсутності опадів нерідко призводить до виснаження запасів доступної для рослин вологи. Зазвичай критичному водно-фізичному стану ґрунту відповідає низьке розташування ґрунтових вод, внаслідок якого приплив вологи з РГВ в кореневий шар виявляється занадто малим. Згубні наслідки дефіциту ґрунтової вологи для врожаю можна звести до мінімуму або навіть його уникнути завдяки проведенню підґрунтового зволоження. Якщо конструкція дренажної системи передбачає використання її дрен в якості зволожувачів, то важливого значення набуває прогноз їх роботи. На практиці регулюючий вплив на водний режим переосушеного ґрунту реалізується шляхом створення у дрени підвищеного напору, який зумовлює дуже швидкий підйом РГВ над дренаю (в дренажній засипці). Потім вода розтікається в обидва боки, утворюючи на поверхні ґрунтових вод язички (рис. 14.2). Таким чином, як і при первинному осушенні, має місце перший етап зволоження. Очевидно, що має пройти певний час, щоб сусідні язички зімкнулися. Але оскільки цей час, як правило, малий в порівнянні з розрахунковим, то для інженерних цілей їм виправдано нехтувати. Тоді динаміку РГВ, яка зумовлена підвищеним напором в дренах m_w , з незначною похибкою можна розраховувати, використовуючи залежність

$$t = \frac{L_w^2 + 6\Phi_w L_w}{3k_e m_c} \mu_w(h) \ln \frac{\Delta m_w (4\Phi_w L_w + 2L_w x - x^2)}{(L_w^2 + 4\Phi_w L_w)(m_w - h)}, \quad (14.19)$$

де індекс "w" означає, що характеристика (коефіцієнт, параметр), до якої він належить, відповідає зволожувальному процесу; $\Delta m_w = m_w - m_0$, середнє значення коефіцієнта осередненої нестачі насичення μ становить:

$$\begin{aligned} \mu_w(h) &= \frac{1}{3} [\mu(m_w) + \mu(m_0) + \mu(h)] = \\ &= \frac{\alpha_w k^{\beta_w}}{3} [(M - m_w)^{\gamma_w} + (M - m_0)^{\gamma_w} + (M - h)^{\gamma_w}], \end{aligned} \quad (14.20)$$

На стадії проектування дренажної системи особливий інтерес представляє обґрунтування відстані між дренами-зволожувачами, а при її експлуатації – регулюючий напір. Основний конструктивний параметр обчислюється, виходячи із заданих часу t_w і норми S_w (оптимальна глибина РГВ в кінці зволожувального заходу) зволоження. Відповідна формула для L_w витікає з (14.19) і має наступний вигляд

$$L_w = \sqrt{\frac{3k_e m_c t_w}{\mu_w(S_w) \ln \frac{\Delta m_w}{M - S_w - m_0}} + 9\Phi_w^2 - 3\Phi_w}. \quad (14.21)$$

Рациональне значення параметра m_w також визначається на базі (14.19) при заданих t_w , S_w і, крім того, L_w . Шуканий технологічний параметр присутній в даній залежності і в явному, і в неявному (у виразі для Φ_w (14.10)) вигляді. Тому точніше його знаходити безпосередньо із залежності (14.19), поклавши в ній $t = t_w$, $h = M - S_w$ і прийнявши для Φ_w (14.10). Але оскільки присутність m_w в останній формулі мало позначається на результатах його розрахунків, то, приймаючи до уваги коментарі до формули (14.10) із врахуванням (14.17), рекомендується обчислювати m_w підбором з рівняння

$$t_w = \frac{L_w^2 + 6\Phi_w L_w}{3k m_c (m_w)} \cdot \mu_w(m_w) \ln \frac{m_w - m_0}{m_w + S_w - M}. \quad (14.22)$$

14.5. Неусталений приплив до одиночної горизонтальної дрени в необмеженому в плані водоносному пласті

Усебічно оцінити осушувальний ефект від дії однієї горизонтальної дрени в (умовно) однорідному ґрунті дозволяють розрахункові залежності, які наведені нижче. Вони відповідають фільтраційній схемі на рис. 3 і впливають із наближеного розв'язку задачі неусталеного припливу до одиночної недосконалої дрени в необмеженому в плані пласті [21]. Даний розв'язок, як і інші базові розв'язки для методик з даної глави, в принципі придатний для умов і безнапірної (при досить великій потужності фільтраційного потоку), і напірної фільтрації, оскільки в його основі лежить єдина за формою лінійна модель фільтрації. Висока точність зазначеного розв'язку впливає з результатів його співставлення з частинним строгим (для досконалого дренажу). Для компактності розрахункові залежності представлені в безрозмірному вигляді.

Розширення зони впливу дрени описується рівнянням

$$\bar{t} = \frac{\bar{l}^2}{12} + \frac{2}{3} \bar{\Phi} \bar{l} - \frac{8}{3} \bar{\Phi}^2 \ln \left(1 + \frac{\bar{l}}{4\bar{\Phi}} \right). \quad (14.23)$$

Зміна відносної односторонньої витрати дрени \bar{q} з часом рекомендується визначати з використанням наступного виразу:

$$\bar{t} = \frac{(1 - \bar{m}_d^2)^2}{12\bar{q}^2} + \frac{8}{3} \bar{\Phi}^2 \ln \frac{4\bar{\Phi}\bar{q}}{1 - \bar{m}_d^2} - \frac{4}{3} \bar{\Phi}^2. \quad (14.24)$$

РГВ (напір) в межах зазначеної зони з часом змінюється відповідно до наступної залежності:

$$\tilde{h}(\bar{x}, \bar{l}) = \frac{m_0 - h(x, l)}{\Delta m} = \frac{(\bar{x} - \bar{l})^2}{\bar{l}^2 - 4\bar{\Phi}l}. \quad (14.25)$$

Тут і надалі прийнято: $\bar{t} = \frac{k_e m_c}{\mu_c m_0^2} t$, $\bar{l} = \frac{l}{m_0}$, $\bar{\Phi} = \frac{\Phi}{m_0}$, $\bar{m}_d = \frac{m_d}{m_0}$,

$\bar{x} = \frac{x}{m_0}$, $\Delta m = m_0 - m_d$; k_e , μ_c – коефіцієнти фільтрації (середньозважений) і водовіддачі (пружної, осередненої), причому μ_c дорівнює $\alpha k^\beta [(M - m_0)^\gamma + (M - m_d)^\gamma]$ або трохи менше; m_c – осереднена потужність фільтраційного потоку в зоні впливу дрени, яка дорівнює $(m_0 + m_d)/2$ (або потужність напірного горизонту); l – довжина зони впливу; h , m_0 , m_d – відмітки поточного, початкового РГВ і дрени над водоупором.

Залежності (14.13)–(14.15) можуть успішно застосовуватися не тільки для прогнозу розширення зони впливу окремої дрени, положення РГВ, її витрати, а також для вирішення інженерних задач. Зокрема, вони

дозволяють раціонально вибрати глибину закладення дрени, виходячи з вимоги забезпечити на відстані L від неї зниження РГВ до заданої відмітки у визначені терміни. Крім того, як показано в наступному розділі, зазначені залежності дають можливість точніше розраховувати систематичний дренаж.

14.6. Неусталений приплив до систематичного дренажу з урахуванням інфільтрації

Подану в третьому розділі методику в принципі можна використовувати для розрахунку РГВ та перевірки міждренної відстані також у разі короткочасного випадання зливових опадів, що періодично відбувається пізньою весною і влітку (рис. 14.4). Нехай весь обсяг дощової (поливної) води, що надійшла в ґрунт через кожен частину його поверхні одиничної площі, становить w , а вихідний РГВ перебував на відмітці m^0 . Тоді РГВ швидко підніметься до відмітки m_0 , яку пропонується обчислювати, виходячи з балансу ґрунтових вод та з урахуванням (14.3) за такою формулою:

$$m_0 = \left[M - (M - m^0)^{\gamma_w + 1} - \frac{w}{\alpha_w k^{\beta w}} \right]^{\frac{1}{\gamma_w + 1}}, \quad (14.26)$$

де γ_w – аналог коефіцієнта γ у випадку насичення ґрунту водою. При встановленому таким чином значенні m_0 подальший розрахунок осушення ґрунту систематичним дренажем доцільно проводити, нехтуючи часом дотікання інфільтраційної води до ґрунтової, із залученням залежностей (14.14)–(14.17). Більш точно визначається динаміка РГВ і міждренна відстань завдяки розв'язку аналогічної задачі неусталеного припливу до систематичного дренажу, але тепер в умовах стабільного інфільтраційного живлення фільтраційного потоку. У даній методиці інтенсивність ε такого живлення, яке може мати місце протягом всього розрахункового періоду або його першої частини, як звичайно приймається постійною.

Основною є залежність, яка призначена для обчислення часу переміщення РГВ до заданої відмітки h на довільній відстані від дрени аж до середини між дренами, а саме:

$$t = \frac{\mu_c(h)}{\psi} \ln \left[\frac{2\psi(L+6\Phi)\Delta m - 3\varepsilon(L+4\Phi)}{L+4\Phi} \times \frac{4\Phi L + 2Lx - x^2}{2\psi(L^2 + 6L\Phi)(h - m_d) - 3\varepsilon(4\Phi L + 2Lx - x^2)} \right], \quad (14.27)$$

де $\psi = 3k_e m_c / (L^2 + 6\Phi L)$. Спрямованість переміщення РГВ визначається співвідношенням між витратою дрени і інфільтраційним живленням. Так, відразу почнеться підйом РГВ, якщо

$$\Delta m < \frac{\varepsilon(L^2 + 4\Phi L)}{2k_e m_c}. \quad (14.28)$$

При виконанні ж умови

$$\Delta m > \frac{\varepsilon(L^2 + 4\Phi L)}{2k_e m_c}. \quad (14.29)$$

РГВ буде монотонно знижуватися. В обох випадках він буде асимптотично наближатися до стійкого положення, якому посередині між дренами відповідає відмітка

$$m_d + \frac{\varepsilon(L^2 + 4\Phi L)}{2k_e m_c}. \quad (14.30)$$

Зміна односторонньої витрати дрени з часом описується виразом

$$q(t) = k_e m_c \frac{h_0(t) - m_d}{2\Phi}, \quad (14.31)$$

де рівень над дренаю h_0 слід знаходити, розв'язуючи підбором таке рівняння:

$$t = \frac{\mu_c(h_0)}{\psi} \ln \left[\frac{4\Phi}{L+4\Phi} \cdot \frac{2\psi(L+6\Phi)\Delta m - 3\varepsilon(L+4\Phi)}{2\psi(L+6\Phi)(h_0 - m_d) - 12\varepsilon\Phi} \right]. \quad (14.32)$$

Також підбором доводиться встановлювати ключовий конструктивний параметр. Рекомендується обчислювати відстань L при як зазвичай заданих часу t_o і нормі S_o осушення з рівняння:

$$t_o = \frac{\mu_c(S_o)}{\psi} \ln \frac{2\psi(L)(L+6\Phi)\Delta m - 3\varepsilon(L+4\Phi)}{2\psi(L)(L+6\Phi)(M - S_o - m_d) - 3\varepsilon(L+4\Phi)}. \quad (14.33)$$

Очевидно, що розрахункові залежності з розділу 14.3 фактично є частинним випадком рівнянь (14.19), (14.20), (14.22) і формально можуть бути виведені з останніх, якщо спрямувати ε до 0.

14.7. Неусталений приплив до підсистем дренажу та провідних каналів, кротовин

Підсистема провідних каналів поряд з дренами бере участь в осушувальному процесі на меліорованій території, відводячи частину надлишкової води з перезволоженого ґрунту (рис. 14.5). Через суттєво більшу відстань між каналами, навіть незважаючи на більш глибоке закладення, їх внесок в регулювання водного режиму виявляється відчутно меншим [7]. Тому при врахуванні дії каналів немає необхідності в теоретичному аналізі планової фільтрації. Цілком достатньо обмежитися розглядом дії підсистеми каналів незалежно від дрена, а осушувальні ефекти від обох підсистем скласти. Тоді в розрахунках фільтраційних характеристик і насамперед РГВ виправдано скористатися другою методикою, тобто формулами з розділу 14.3. Ці ж формули придатні і для випадку спільної дії систематичних дрена і кротовин, які розташовані перпендикулярно першим і сприяють прискореному видаленню води з верхнього (орного) шару ґрунту. І тут доречний спрощений підхід з огляду на близькість кротовин до поверхні землі.

Порядок розрахунку дії систематичного дренажу з урахуванням впливу регулярної мережі каналів виглядає наступним чином. Перш за все слід задатися перетином фільтраційного потоку і РГВ в ньому, наприклад, посередині між дренами прийняти значення H . Відповідне значення коефіцієнта $\mu_c(H)$ і момент часу t_p обчислюються згідно з (14.14). За даний проміжок часу при $\mu_c = \mu_c(H)$ РГВ тут же, але під дією каналів знизиться на величину ΔH_B , яку пропонується визначати за аналогічною (14.18) формулою

$$\Delta H_B = \Delta m_B \cdot \exp\left[-\frac{3k_e m_c t_p}{\mu_c(H)(B^2 + 6\Phi_B B)}\right], \quad (14.34)$$

де $\Delta m_B = m_0 - m_B$, m_B – рівень води в каналах, B – половина відстані між сусідніми каналами, Φ_B – фільтраційний опір каналів. У підсумку на момент t_p РГВ на міждренні знизиться приблизно до відмітки $H - \Delta H_B$.

Обчислювати уточнене значення L при заданому B рекомендується за формулою (14.19) при скоригованих нормі осушення \tilde{S}_O і коефіцієнті μ_c . Для цього за формулою (14.34) при $t = t_0$ і $\mu_c = \mu_c(S_0)$ знаходиться поправка ΔH_{B_0} . Тоді $\tilde{S}_O = S_0 - \Delta H_{B_0}$ і підправлені значення \tilde{S}_O , $\mu_c(\tilde{S}_O)$, підставляються в (14.19).

Регулярна підсистема кротовин зазвичай розташована близько до поверхні землі і служить для прискорення відводу надлишкової води з приповерхневої зони ґрунту [23]. Осушувальний процес в такій ситуації протікає в два етапи. Протягом першого етапу РГВ швидко знижується завдяки спільній дії обох підсистем. Закінчується він до моменту t_k зниження РГВ до відмітки кротовин m_k . Для визначення часу t_k відслідковується зниження РГВ за рахунок незалежних один від одного припливів до дрен і кротовин. Виходячи з досягнутого до шуканого моменту осушувального ефекту (в центрі кожної ділянки дренажування в цей момент РГВ знаходиться на відмітці m_k), складено рівняння

$$\begin{aligned} & \Delta m \cdot \exp\left[-\frac{3k_e m_c t_k}{\mu_c(m_k)(L^2 + 6\Phi L)}\right] + \\ & + \Delta m_k \cdot \exp\left[-\frac{3k_e m_c t_k}{\mu_c(m_k)(B_k^2 + 6\Phi_k B_k)}\right] = \Delta m_k, \end{aligned} \quad (14.35)$$

де $\Delta m_k = m_0 - m_k$, Φ_k – фільтраційний опір кротовин, B_k – половина відстані між ними. Подальший розрахунок динаміки РГВ (при $t > t_k$), оскільки працює одна, основна підсистема, виконується по залежностях з розділу 14.3. При цьому в якості m_0 приймається m_k .

14.8. Усталена фільтрація на тлі дренажу з урахуванням водообміну з суміжними середовищами

Загальне та в цілому вірне уявлення про роль і можливості дренажу в довготривалому управлінні динамічної складової водних ресурсів на меліорованих землях зони Полісся дозволяє отримати теоретичний аналіз його дії на базі стаціонарних моделей фільтрації. Очевидно, що при такому підході втрачають сенс поняття часу і розрахункового періоду. У формуванні зазначеної складової активну участь беруть сумарне випаровування, напірне і інфільтраційне живлення ґрунтових вод (рис. 14.4) разом з поверхневим стоком та іншими менш значущими факторами. Особливе значення при моделюванні фільтрації на тлі дренажу у вегетаційний період сільськогосподарських культур набуває положення РГВ, оскільки від нього істотно залежать безпосередньо – водообмін ґрунтових вод з напірним горизонтом і зоною аерації, а опосередковано – водообмін з приземним шаром атмосфери. В принципі дренаж здатний здійснювати надійний контроль за стабілізованим рівневим режимом ґрунтів. При цьому він зазвичай не в змозі повністю

згладити коливання РГВ внаслідок різких змін погодних умов у вищезазначений період, але принаймні завдяки його роботі вдається відчутно зменшити амплітуду таких коливань і тим самим утримувати водно-фізичні умови в ґрунті в допустимих межах. Разом з тим застосування дренажу призводить до нерівномірності осушення ґрунту, викривленню вільної поверхні, що ускладнює регулювання його водного режиму в цілому і рівненого режиму зокрема. Як раніше зазначалося, інтенсивності випаровування і напірного живлення достовірно описуються степеневими функціями від відмітки РГВ (14.2). Таким чином, дренаж може стати причиною вираженої нерівномірності водообміну в ґрунтовій товщі, так що його швидкості поблизу дрени і на віддаленні від неї будуть помітно відрізнятися [18]. Ігнорування даної обставини веде до недооцінки або переоцінки осушувального ефекту дренажу і серйозним помилкам у розрахунках РГВ. Слід зауважити, що тривала сприятлива водно-фізична обстановка досягається на дренажних системах тільки з науково обґрунтованою відстанню між дренами [37]. Подібне обґрунтування рекомендується виконувати стосовно до систем осушувального і зволожувального дренажу за допомогою наведених в даному розділі розрахункових залежностей. Впливають вони із строгого розв'язку відповідної лінійної стаціонарної задачі, яка містить рівняння фільтрації зі змінним вільним членом [22]. Зазначений розв'язок має інтегральну форму, якщо показник степені p у виразі (14.2) не приймає цілочисельні значення, що ускладнює інженерні розрахунки. Однак в обчислювальній практиці часто вважають $p=1$ [9], а інші коефіцієнти в (14.2) при необхідності корегуються. Як раз при такому значенні p виведені і наведені нижче залежності, рівняння, в яких враховується нерівномірність випаровування і напірного живлення на території, яка дронується, при стабільному на ній рівненому режимі. Крім того, отримано наближені формули для розрахунку РГВ і відстані L , які простіші і придатні при будь-яких значеннях L .

Отже, беручи до уваги криволінійність вільної поверхні між дренами і у зв'язку з цим зміну інтенсивності випаровування і напірного живлення, положення РГВ при $p=1$ рекомендується визначати на основі залежності:

$$h(x, H) = \frac{1}{2a\varphi} \left[(\varphi - b)^2 + a^2 H^2 + 2abH \right]. \quad (14.36)$$

Тут $\varphi(x, H) = (aH + b) \exp\left(-\sqrt{\frac{a(x-L)^2}{k_e m_c}}\right)$, функція водообміну

$$G(h) = ah + b, \quad a = \varepsilon_e + \frac{k_s}{m_s}, \quad b = -\frac{k_s}{m_s} H_s - \varepsilon - \varepsilon_e h_k, \quad m_c = \frac{m_d + H}{2} \quad (\text{у випадку}$$

потужних водоносних товщ m_c припустимо приймати рівним m_d), H – РГВ посередині між дренами, яке слід обчислювати підбором з рівняння:

$$\frac{km_c}{4\Phi^2} [h_0(H) - m_d]^2 = ah_0^2(H) + 2bh_0(H) - aH^2 - 2bH. \quad (14.37)$$

При цьому РГВ над дренаю h_0 виражається через H наступним чином

$$h_0(H) = \frac{1}{2a\varphi_0} \left[(\varphi_0 - b)^2 + a^2 H^2 + 2abH \right], \quad (14.38)$$

де $\varphi_0(H) = (aH + b) \exp\left(-\sqrt{\frac{aL^2}{k_e m_c}}\right)$. Для встановлення положення РГВ

посередині між дренами достатньо розв'язати підбором щодо H рівняння (14.37), в якому функція напору над дренаю описується виразом (14.38). По суті, необхідно знайти один з чотирьох коренів алгебраїчного рівняння четвертого ступеня. Очевидно, що фізичний зміст має тільки той корінь, значення якого знаходиться в межах від m_d до M (осушувальний дренаж). При відомому H просто визначається відмітка РГВ в будь-якому іншому перерізі фільтраційного потоку за формулою (14.36). Нарешті, за допомогою (14.37) і (14.38) нескладно встановити відстань L , при якій посередині між дренами РГВ буде стабільно підтримуватися на відмітці $H_o = M - S_o$. Воно точно в межах прийнятої математичної моделі обчислюється за формулою

$$L = -\sqrt{\frac{k_e m_c}{a}} \ln \left[\frac{G(h_0(H_o))}{G(H_o)} - \sqrt{\frac{G^2(h_0(H_o))}{G^2(H_o)} - 1} \right], \quad (14.39)$$

де

$$h_0 = \frac{2\Phi^2}{4a\Phi^2 - k_e m_c} \times \left[\sqrt{\left(2b + \frac{k_e m_c m_d}{2\Phi^2}\right)^2 + 4\left(a - \frac{k m_c}{4\Phi^2}\right)\left(aH_o^2 + 2bH_o + \frac{k_e m_c m_d^2}{4\Phi^2}\right)} - 2b - \frac{k_e m_c m_d}{2\Phi^2} \right] \quad (14.40)$$

Розрахункові формули значно спрощуються, якщо вважати величину G постійною і, крім того, рівною своєму значенню посередині між дренами, тобто $G(H)$. Тоді при фактично найменшій або найбільшій інтенсивності загального водообміну з деякою похибкою РГВ при $x = L$ буде

$$H = \frac{2k_e m_c m_d - b(L^2 + 4L\Phi)}{2k_e m_c + a(L^2 + 4\Phi L)} \quad (14.41)$$

Відстань L при заданій нормі осушення просто визначається наступним чином

$$L = \sqrt{4\Phi^2 - \frac{2k_e m_c (H_o - m_d)}{G(H_o)}} - 2\Phi \quad (14.42)$$

14.9. Неусталений приплив до одиночної самовиливної свердловини

Вертикальний дренаж здатний чинити сильний вплив на фільтраційну обстановку у водоносних товщах при порівняно невеликих капітальних і експлуатаційних витратах [9; 14]. Зважаючи на значний опір, який зустрічає рідина, яка рухається в пористому середовищі, збурення фільтраційного режиму, зумовлене дією вертикальної або горизонтальної дрени, локалізовано поблизу них. Завдяки відкачці з великим дебітом, створенню малого напору в фільтрах свердловин вдається істотно інтенсифікувати фільтраційний процес. Однак при цьому аналогічним чином посилюється за рахунок різкого викривлення вільної поверхні нерівномірність розподілу запасів ґрунтової води на території, що дронується. Для регулювання рівного режиму земель сільськогосподарського призначення краще використовувати самовиливні свердловини, тому що внаслідок сталості напору в них зниження РГВ по площі відбувається більш рівномірно. Тут і в наступному розділі викладаються методики інженерного розрахунку дії подібних одиночної свердловини (рис. 14.8) і численної групи регулярно

розташованих свердловин (систематичний дренаж), причому розрахункові залежності дані в безрозмірній формі [19]. Недосконалість свердловин враховується за допомогою загального фільтраційного опору. У першій методиці предметом розрахунків стали РГВ (п'єзометрична поверхня) і дебіт свердловини, а побічним результатом є довжина зони її впливу.

Отже, відносні зниження РГВ від початкової відмітки m_0 і убування дебіту свердловини з часом пропонується розраховувати залежно від також відносного радіуса зони впливу \bar{R} за такими формулами:

$$\bar{S}(\bar{r}, \bar{R}) = \frac{\bar{r} - \bar{R} - \bar{R} \ln \frac{\bar{r}}{\bar{R}}}{\bar{R} \ln \bar{R} + (1 - \Phi_c)(1 - \bar{R})}, \quad (14.43)$$

$$\bar{q}(\bar{R}) = \frac{\bar{R} - 1}{\bar{R} \ln \bar{R} + (1 - \Phi_c)(1 - \bar{R})}. \quad (14.44)$$

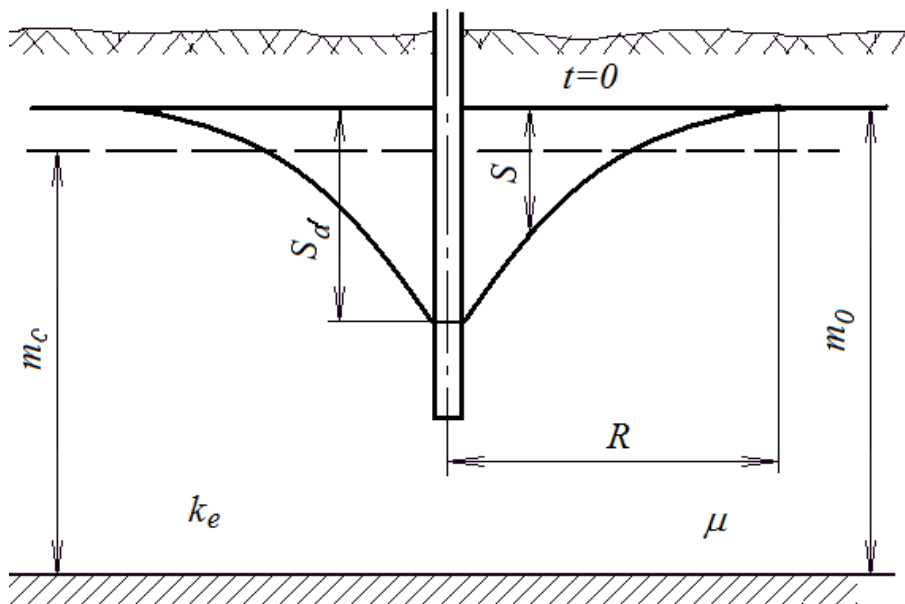


Рис. 14.8. Фільтраційна схема до розрахунку одиночної недосконалої самовиливної свердловини

Фактично \bar{R} у виразах (14.43), (14.44) виступає в ролі параметра, який у часі формально змінюється від 1 до ∞ , тому що зона впливу свердловини в принципі може розширюватися необмежено. Відповідна закономірність $\bar{R}(\bar{t})$ виведена у вигляді зворотної інтегральної функції, а саме:

$$\bar{t} = \frac{1}{12} \int_1^{\bar{R}} \frac{P_1(\xi) + \Phi_c P_2(\xi)}{\xi [\xi \ln \xi - (1 - \Phi_c)(\xi - 1)]} d\xi, \quad (14.45)$$

де $P_1(\xi) = 2(\xi^3 - 1) \ln \xi - 3(\xi^2 - 1)$, $P_2(\xi) = 2\xi^3 - 3\xi^2 - 6\xi + 7$, а відносні змінні і параметри в (14.43)–(14.45) введені таким чином: $\bar{S} = \frac{S}{S_d} = \frac{m_0 - h}{S_d}$, $\bar{r} = \frac{r}{R_d}$, $\bar{R} = \frac{R}{R_d}$, $\bar{t} = \frac{k_e m_c t}{\mu_c R_d^2}$, $\bar{q} = \frac{q}{2\pi k_e m_c S_d}$, S_d – постійне зниження напору в свердловині радіусом R_d , коментарі з приводу коефіцієнта μ_c наведені в третьому розділі. Для визначення конкретних положення РГВ і витрати свердловини спочатку слід задатися значенням \bar{R} , а потім за допомогою Mathcad або інших пакетів за формулою (14.45) обчислити відповідний момент часу. На цей же момент РГВ і дебіт знаходяться за формулами (14.43), (14.44).

14.10. Неусталений приплив до регулярної системи самовиливних свердловин

Ефективно впливають на рівенний режим сільськогосподарських земель регулярні системи самовиливних свердловин (рис. 14.9). Необхідний ефект осушення ґрунту може бути досягнутий з їх допомогою завдяки раціональному вибору на стадії проектування міждренної відстані, а в процесі експлуатації – напору в свердловині. Представлена нижче остання методика насамперед дозволяє завчасно відслідковувати переміщення вільної поверхні і зменшення з часом дренажної витрати, а разом з тим теоретичним шляхом обґрунтовувати відстань між свердловинами і напір в них, при яких будуть забезпечені задані норма S_0 і час t_0 осушення.

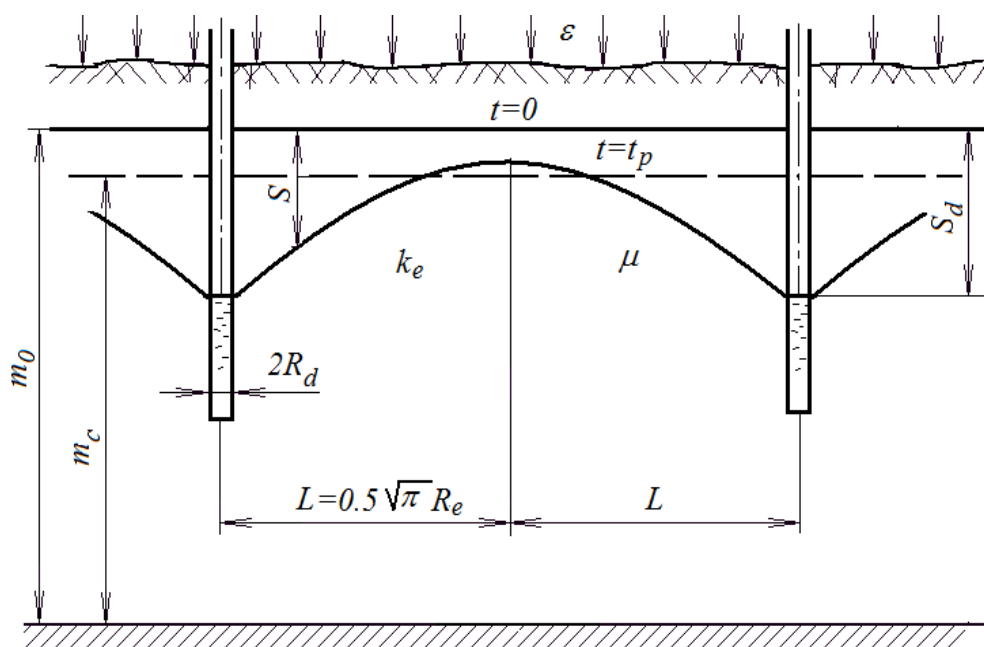


Рис. 14.9. Фільтраційна схема до розрахунку регулярної системи недосконалих самовиливних свердловин

Нехай протягом розрахункового періоду на РГВ надходить вода інтенсивністю ε (рис. 14.9). Насамперед виділяється фіксована зона впливу довільної внутрішньої свердловини. Якщо свердловини розташовані в шаховому порядку з відстанню між сусідніми $2L$, то зазначена зона становить в плані квадрат. Вона умовно замінюється рівновеликим за площею колом, радіус R_e якого пов'язаний із L співвідношенням

$$R_e = 2L / \sqrt{\pi} \quad (14.46)$$

і фігурує у всіх розрахункових залежностях. Перша з них дозволяє акуратно визначати переміщення з часом вільної (п'єзометричної) поверхні за такою формулою:

$$\bar{S}(\bar{r}, \bar{t}) = 1 - \frac{\bar{\varepsilon}}{2} \theta(\bar{r}) - \left[1 - \frac{\bar{\varepsilon}}{2} \theta(\bar{R}_e) \right] \frac{\bar{R}_e \ln \bar{r} - \bar{r} + \Phi_c \bar{R}_e - \Phi_c + 1}{\bar{R}_e \ln \bar{R}_e - \bar{R}_e + \Phi_c \bar{R}_e} e^{-\frac{\bar{t}}{\psi}}, \quad (14.47)$$

де $\bar{\varepsilon} = \frac{R_d^2 \varepsilon}{k_e m_c S_d}$, $\theta(\bar{r}) = \bar{R}_e^2 \ln \bar{r} - \frac{\bar{r}^2}{2} + \Phi_c \bar{R}_e^2$, $\bar{R}_e = \frac{R_e}{R_d}$, $\psi = \frac{\bar{R}_e^2}{2} \left(\ln \bar{R}_e + \Phi_c - \frac{7}{6} \right)$.

Убування відносного дебіту свердловин Q з часом описується залежністю

$$\bar{Q}(\bar{t}) = \frac{Q(t)}{2\pi k_e m_c S_d} = \frac{\bar{\varepsilon} \bar{R}_e^2}{2} + \left[1 - \frac{\bar{\varepsilon}}{2} \theta(\bar{R}_e) \right] \frac{e^{\frac{\bar{t}}{\psi}}}{\ln \bar{R}_e + \Phi_c - 1}. \quad (14.48)$$

Виходячи з (14.47), виводиться рівняння щодо радіуса \bar{R}_o , розв'язок якого підбором дозволяє при заданих \bar{t}_o , \bar{S}_o знаходити його раціональне значення, а саме

$$\bar{S}_p = \bar{S}_o - \frac{M - m_0}{S_d} = \left[1 - \frac{\bar{\varepsilon}}{2} \theta(\bar{R}_o) \right] \left[1 - e^{-\frac{\bar{t}_o}{\psi(\bar{R}_o)}} \right]. \quad (14.49)$$

Якщо інфільтраційним живленням можна знехтувати, то формули і рівняння (14.47)–(14.49) спрощуються до такого вигляду:

$$\bar{S}(\bar{r}, \bar{t}) = 1 - \frac{\bar{R}_e \ln \bar{r} - \bar{r} + \Phi_c \bar{R}_e - \Phi_c + 1}{\bar{R}_e \ln \bar{R}_e - \bar{R}_e + \Phi_c \bar{R}_e} e^{\frac{\bar{t}}{\psi}}, \quad (14.50)$$

$$\bar{Q}(\bar{t}) = \frac{e^{\frac{\bar{t}}{\psi}}}{\ln \bar{R}_e + \Phi_c - 1}, \quad (14.51)$$

$$\frac{\bar{R}_o^2}{2} \left(\ln \bar{R}_o - \frac{7}{6} + \Phi_c \right) = -\frac{\bar{t}_o}{\ln(1 - \bar{S}_p)}. \quad (14.52)$$

Отже, для всебічного теоретичного аналізу розвитку фільтраційної обстановки під дією двох типів дренажу в специфічних природних умовах Полісся розроблено низку інженерних методик. Вони дозволяють виконувати достовірний прогноз просторово-часових змін найважливіших фільтраційних характеристик насамперед рівня ґрунтових вод і дренажної витрати, обґрунтовувати конструктивні параметри, а саме глибину закладення дренажів, а для регулярних дренажних систем також відстань між дренажами, виходячи з вимог оптимізувати водний режим ґрунтів в задані терміни. Основоположне значення мають методики розрахунку дії, а разом з тим і ключового конструктивного параметра системи осушувального дренажу стосовно до відповідальних для її роботи періодів часу. Базові методики доповнюються методиками, які дозволяють аналізувати динаміку рівнів на дренажних територіях в особливих, а з формальної точки зору більш складних умовах. Альтернативою горизонтальному дренажу при регулюванні водного режиму сільськогосподарських земель може служити система самовиливних свердловин. Виявити переваги і недоліки їх застосування ще при проектуванні, а також їх експлуатувати з найбільшою віддачею дають

можливість дві останні методики. На закінчення слід підкреслити, що всі представлені методики, крім однієї, базуються на наближених розв'язках одновимірних (осесиметричних) завдань неусталеної фільтрації на тлі дренажу. Тому в проведених ґрунтовних теоретичних дослідженнях велика увага була приділена оцінці точності вказаних розв'язків. При цьому встановлено, що в рамках лінійної гідравлічної теорії фільтрації всі виведені і рекомендовані для інженерних розрахунків залежності і рівняння дозволяють шукані характеристики і параметри визначати з мінімальною (порядку декількох відсотків) похибкою.

Якщо межі зміни РГВ можна порівняти з потужністю водоносного пласта, а зв'язок інтенсивності водообміну між насиченою і ненасиченою зонами ґрунту з положенням і швидкістю переміщення РГВ носить явно нелінійний характер, то лінеаризація вихідних фільтраційних моделей може призводити до серйозних похибок в обчисленнях. В таких випадках використовувати представлені в цій главі розрахункові формалізми недоцільно, а слід спиратися на нелінійну теорію дренажу, зокрема, залучаючи нові розробки в цьому напрямі [21; 22].

Література до розділу

1. Аверьянов С. Ф. Фильтрация из каналов и ее влияние на режим грунтовых вод. М. : Колос, 1982. 237 с.
2. Алексеев В. С., Коммунар Г. М. Кольматаж фильтров и прифильтровых зон водозаборных скважин. *Водные ресурсы*. 1974. № 5. С. 170–177.
3. Башкис К. К. К вопросу анализа расчетных методов горизонтального дренажа. *Труды Лит. НИИГиМ. Вопросы осушения земель гончарным дренажем*. Елгава, 1974. IX. С. 5–24.
4. Ведерников В. В. Теория фильтрации и ее применение в области ирригации и дренажа. М. : Госстройиздат, 1939. 248 с.
5. Дмитриев А. Ф., Безусьяк А. В., Хлапук Н. Н. Совершенствование осушительно-увлажнительных систем. Львов : Світ, 1992. 176 с.
6. Дренаж с волокнистыми фильтрами для защиты территорий от подтопления / Н. Г. Пивовар, Н. Г. Бугай, В. Л. Фридрихсон и др. Киев : НАНУ ; Институт гидромеханики, 2000. 332 с.
7. Ивицкий А. И. Основы проектирования и расчетов осушительных и осушительно-увлажнительных систем. Минск : Наука и техника, 1988. 311 с.
8. Маслов Б. С., Станкевич В. С., Черненко В. Я. Осушительно-увлажнительные системы. М. : Колос, 1981. 280 с.
9. Методы фильтрационных расчетов гидромелиоративных систем / С. В. Васильев, Н. В. Веригин, Б. А. Глейзер и др. М. : Колос, 1970. 440 с.

10. Мурашко А. И. Сельскохозяйственный дренаж в гумидной зоне. М. : Колос, 1982. 272 с.
11. Анализ результатов расчета расстояний между дренами по различным методикам / А. В. Мясков, Е. С. Семеринов, М. А. Журавлев и др. *Вопросы проектирования бестраншейного дренажа*. Л. : СевНИИГиМ, 1982. С. 67–83.
12. Наседкин И. Ю. Питание переувлажненных земель Полесья напорными водами и его изучение. *Мелиорация и водное хозяйство*. 1981. Вып. 53. С. 25–29.
13. Насиковский В. П., Шапран В. Я. Экспериментальное определение коэффициента водоотдачи и недостатка насыщения. *Мелиорация и водное хозяйство*. 1991. Вып. 19. С. 134–142.
14. Олейник А. Я. Фильтрационные расчеты вертикального дренажа. Киев : Наук. думка, 1978. 202 с.
15. Олейник А. Я. Геогидродинамика дренажа. Киев : Наук. думка, 1981. 284 с.
16. Олейник А. Я., Поляков В. Л. Дренаж переувлажненных земель. Киев : Наук. думка, 1987. 280 с.
17. Основы гидрогеологических расчетов / Ф. М. Бочеввер, И. В. Гармонов, А. В. Лебедев и др. М. : Недра, 1969. 386 с.
18. Поляков В. Л. Расчет установившегося действия системы дренажувлажнителей в условиях интенсивного испарения. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. Киев : КНУБА, 2012. Вип. 20. С. 80–87.
19. Поляков В. Л. Фильтрационные деформации в дренируемых грунтах: теория и приложения. Киев : Аграр Медиа Групп, 2014. 382 с.
20. Поляков В. Л. О моделировании регулируемого водного режима в колонке грунта. *Доп. НАН України*. 2016. № 9. С. 51–60.
21. Поляков В. Л. Расчет действия одиночной несовершенной горизонтальной дрены в неограниченном в плане безнапорном пласте с учетом зоны аэрации. *Гидротехническое строительство*. 2016. № 5. С. 21–31.
22. Поляков В. Л. Расчет установившейся безнапорной фильтрации к систематическому дренажу при водообмене с сопредельными средами. *Проблеми водопостачання, водовідведення та гідраліки*. Киев : КНУБА, 2016. Вип. 27. С. 291–301.
23. Поляков В. Л., Калугин Ю. И. Математическое моделирование водообмена между насыщенной и ненасыщенной зонами дренируемого грунта. *Доп. НАН України*. 2016. № 9. С. 43–49.
24. Тищенко О. Регулювання водного режиму ґрунтів на системах двосторонньої дії в Поліссі України. *Водне господарство України*. 2014. № 6 (114). С. 35–39.

25. Тугай А. М., Олійник О. Я., Тугай Я. А. Продуктивність водозабірних свердловин в умовах кольматажу. Харків : ХНАМГ, 2004. 240 с.
26. Полевые и лабораторные методы исследования физических свойств и режимов почв : метод. руководство / Е. В. Шеин, Т. А. Архангельская, В. М. Гончаров и др. ; под ред. Е. В. Шеина. М. : Изд-во МГУ, 2001. 200 с.
27. Шестаков В. М. Теоретические основы оценки подпора, водопонижения и дренажа. М. : Изд-во МГУ, 1965. 233 с.
28. Эггельсман Р. Руководство по дренажу. М. : Колос, 1984. 247 с.
29. Янголь А. М. Двухстороннее регулирование влажности при осушении. М. : Колос, 1970. 136 с.
30. Lennoz-Gratin Ch. Effect of envelopes on flow pattern near drain pipe. *J. of Irrig. and Drain. Engrg. ASCE*. 1989. Vol. 115(4). P. 626–641.
31. Pinck-Pfeiffer S., Ragusa S., Sztajnbok P., Vandevelde I. Interrelationships between biological, chemical and physical processes as an analog to clogging in aquifer storage and recovery (ASP) wells. *Water Res.* 2000. Vol. 34. P. 2110–2118.
32. Shih S. F. Soil surface evaporation and water table depth. *J. of Irrig. and Drain. Div. ASCE*. 1983. Vol. 109(4). P. 366–376.
33. Skaggs R. W. Effects of drain tube openings on water – table drawdown. *J. of Irrig. and Drain. Div. ASCE*. 1978. Vol. 104(1). P. 13–21.
34. Van der Pboeg R. R., Kirkham M. B., Marquardt M. The Golding equation for soil drainage: its origin, evolution and use. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1999. 63. P. 33–39.
35. Van Genuchten M. Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1980. Vol. 44. P. 892–898.
36. Watson K., Whisler F. Comparison of drainage equations for the gravity drainage of stratified profiles. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 1976. Vol. 40(5). P. 631–635.
37. Wenyan W., Bing S., Zhilu L. Drain-spacing calculation considering influence of evaporation. *J. of Irrig. and Drain. Engrg. ASCE*. 1994. Vol. 120(3). P. 563–572.
38. Willardson L. S., Walker R. E. Synthetic drain envelope-soil interactions. *J. of Irrig. and Drain. Div. ASCE*. 1979. Vol. 105(4). P. 367–373.

15. НАУКОВІ ЗАСАДИ УДОСКОНАЛЕННЯ МЕТОДУ РОЗРАХУНКУ ДРЕНАЖНИХ СИСТЕМ У ЗМІНЮВАНИХ СУЧАСНИХ УМОВАХ

Серед найбільших викликів сучасності, разом з енергетичною незалежністю, гостро постає питання продовольчої, водної та екологічної безпеки, що загострюються через зміни кліматичних та антропогенних чинників як на планетарному, так і регіональних рівнях.

Меліорація земель відіграла та відіграє провідну роль у стабілізації ресурсного і продовольчого забезпечення нашої держави та світу в цілому. Зважаючи на високу соціальну значущість меліорацій, особливо з огляду на глобальні кліматичні зміни та формування цивілізованих земельно-ринкових відносин, а також європейський та світовий досвід, водні, гідротехнічні, агротехнічні та інші види меліорацій вимагають сучасних інноваційних рішень, спрямованих на досягнення сталої продовольчої, енергетичної, екологічної та економічної безпеки держави [1].

У сучасних умовах значна кількість продукції вирощується на землях з регульованим водним режимом з використанням різних типів та конструкцій дренажних систем (ДС), залежно від їх функціонального призначення. При цьому, традиційним і найбільш поширеним способом зволоження осушуваних земель є зволожувальне шлюзування або підгрунтове зволоження [1].

Проектування ДС на надлишково перезволожених землях традиційно здійснювалося з використанням сільськогосподарського дренажу. За усталених кліматичних умов максимальна продуктивність таких земель залежала в основному від ефективності роботи дренажу шляхом переведення поверхневого стоку в ґрунтовий та з подальшим його відведенням за границі осушуваної території.

Сучасні зміни кліматичних умов, зокрема зміна кількості та інтенсивності ґрунтового зволоження за рахунок зміни режиму атмосферних опадів та істотного підвищення температури повітря, потенційної випаровуваності відповідно сумарного випаровування і водопотреби вирощуваних сільськогосподарських культур, визначають за необхідне забезпечення високої продуктивності осушуваних земель на основі застосування відповідних адаптивних заходів щодо насамперед зарегулювання й акумуляції вологи у ґрунті та в межах системи, також переходу від періодичного до регулярного їх зволоження [1].

Водночас, технічний стан побудованих 40–50 років тому ДС погіршився внаслідок зношеності та невиконання необхідного комплексу експлуатаційних заходів, що призвело до деформації та замуленості

закритої колекторно-дренажної мережі (ЗКДМ), як основного регулюючого елементу таких систем, які працюють в режимі осушення та підґрунтового зволоження. Як наслідок, відбулося відхилення їх параметрів від проєктних, порушення режиму та роботи ЗКДМ, зниження її пропускної здатності, загальної ефективності функціонування таких систем та продуктивності осушуваних земель на 25–50% проти проєктної [2; 3] та ін.

Тому надзвичайно актуальним постає питання щодо зміни підходів до створення й функціонування водогосподарсько-меліоративних об'єктів на осушуваних землях, удосконалення технологій водорегулювання, відповідно типів, конструкції й параметрів ДС та їх технічних елементів при роботі в режимі осушення та підґрунтового зволоження [1].

А це, в свою чергу, потребує зміни методології до обґрунтування в проєктах будівництва та реконструкції ДС їх оптимальних конструктивних рішень (тип, конструкція, параметри систем та складових їх технічних елементів) щодо різних технологій (способів, режимів, схем) водорегулювання залежно від множинних змінних природно-кліматичних, рельєфних, ґрунтових, гідрогеологічних, агротехнічних та інших умов функціонування об'єкта у їх взаємозв'язку.

Водночас, при проєктуванні та експлуатації ДС на всіх стадіях прийняття управлінських рішень у часі (1 – проєкт, 2 – планова експлуатація, 3 – оперативне управління об'єктом) [4; 5], надзвичайно важливо правильно (об'єктивно) визначити параметри системи та її складових технічних елементів, насамперед регулюючої ЗКДМ, а також провідної мережі каналів, регулюючих та підпорних гідротехнічних споруд, насосних станцій тощо. Саме вони значною мірою зумовлюють вартість системи, її загальну технологічну, економічну та екологічну ефективність.

У свій час, різними аспектами водорегулювання на осушуваних землях, розробкою теорії та гідромеханічного методу з обґрунтування типу, конструкції й параметрів ЗКДМ ДС, які працюють в режимі осушення та підґрунтового зволоження, займалися такі вітчизняні та зарубіжні вчені, як Авер'янов С.Ф., Балзарявичус П.Ю., Гейтман В.Г., Єнно Ю.П., Івицький А.І., Кравченко В.П., Кожушко Л.Ф., Костяков О.М., Лабренцис В.І., Лазарчук М.О., Мурашко А.І., Олійник О.Я., Пивовар М.Г., Поляков В.Л., Ридигер В.Р., Рокочинський А.М., Скрипник О.В., Старіков Х.Н., Шашук В.А., Хлапук М.М., Шкінкіс Ц.Н., Якушев А.І., Янголь А.М., Яцик А.В. [6; 7] та ін.

Для підвищення ефективності функціонування ДС з двобічним регулюванням водного режиму осушуваних земель у 70–80-ті роки минулого століття інтенсивно розроблялись питання щодо автоматизації управління водорегулюванням та виробничих процесів розподілу води на осушувально-зволожувальних системах засобами гідроавтоматики

(Баховець Б.О., Дупляк В.Д., Коваленко П.І., Ковальчук Ю.Г., Кумачьов В.І., Матус С.К., Наумчук О.М., Пастушенко В.Й., Тищенко О.І., Ткачук Я.В., Чалий Б.І., Яцик М.В. та ін.) [8].

Ці розробки щодо методології створення і функціонування дренажних систем були високого наукового рівня, отримали всебічне визнання, увійшли у відповідні галузеві нормативи і були широко впроваджені на практиці в умовах виробництва. Але, як показали світова й вітчизняна практика та накопичений досвід [8; 9], на жаль, так і не був досягнутий необхідний рівень економічної й екологічної ефективності реалізації гідромеліорацій через насамперед недостатню досконалість методології проектування і розрахунку такого роду об'єктів та її невідповідності сучасних вимогам, в тому числі неврахування взаємозв'язку між режимом роботи ЗКДМ і водним режимом осушуваних земель.

У зв'язку з цим, метою дослідження є подальший пошук нових підходів до удосконалення методів розрахунку закритої колекторно-дренажної мережі дренажних систем, які працюють в режимі осушення та підгрунтового зволоження, на основі обґрунтування взаємозв'язку та врахування впливу ефективності її роботи на ефективність регулювання водного режиму осушуваних земель.

Виконано аналіз й узагальнення існуючих досліджень та загальноприйнятих методів з обґрунтування типу, конструкції та параметрів ЗКДМ як основного регулюючого елементу ДС при осушенні та підгрунтового зволоженні осушуваних земель.

Для визначення наявності структурного зв'язку між режимом роботи ЗКДМ та водним режимом меліорованого поля при розгляді ДС не суто як технічної, а як складної природно-технічної системи, було використано інструментарій системного підходу та системного аналізу.

При проведенні теоретичних досліджень застосовано методи математичного моделювання гідродинамічної структури турбулентного потоку в напірних трубопроводах з використанням загальноновизнаних диференціальних рівнянь Нав'є-Стокса.

Для підтвердження адекватності отриманих аналітичних моделей використано загальноприйняті методи статистичного опрацювання з використанням ЕОМ загальноновизнаних результатів експериментальних досліджень Нікурадзе І., Шевельова Ф.О. та Альтшуля А.Д. щодо вивчення закономірностей розподілу осереднених швидкостей турбулентного потоку в напірних трубопроводах.

Згідно з [4; 8] та ін., при застосуванні найсучаснішої методології системного підходу та системного аналізу до створення і функціонування водогосподарсько-меліоративних об'єктів, ДС представляються як складні природно-технічні еколого-економічні системи, в яких має місце

структурний взаємозв'язок виду *ефект* \Leftrightarrow *режим* \Leftrightarrow *технологія* \Leftrightarrow *конструкція*, що визначає необхідність більш детальних досліджень закономірностей взаємопов'язаних процесів руху води як в основних елементах, так і в системі в цілому.

Тому, за аналогією та в розвиток такого підходу, доцільно виділити та розглянути підсистему виду *грунт* \Leftrightarrow *режим рівня ґрунтових вод* \Leftrightarrow *ЗКДМ як основний регулюючий елемент ДС*, елементи якої мають структурний ієрархічний та гідравлічний взаємозв'язок. При цьому, характерною особливістю ДС з двостороннім регулюванням є те, що процеси руху водного потоку в елементах ЗКДМ ДС при роботі її в режимі осушення та підґрунтового зволоження є аналогічними, але взаємопротилежними і реалізуються, використовуючи одну й ту ж КДМ.

Відповідно, означений зв'язок між режимом рівня ґрунтових вод та ЗКДМ забезпечується трансформацією фільтраційного руху відносно рівномірного та суцільного потоку в різномірну структуру сукупності відокремлених водних турбулентних потоків в ієрархічно та гідравлічно зв'язаних напірних дренажних трубопроводах як складових елементах ЗКДМ з різними умовами формування їх градієнтів напорів та швидкостей при її роботі в режимі осушення і навпаки – при її роботі в режимі підґрунтового зволоження. Це може бути відображено відповідною підсистемою виду *режим руху ґрунтового потоку* \Leftrightarrow *режим руху потоку в ЗКДМ* \Leftrightarrow *режим руху потоку в окремому дренажному трубопроводі як основному елементі ЗКДМ*.

У свою чергу, згідно із загальною теорією руху водного потоку в напірному трубопроводі, ефективність режиму потоку в ЗКДМ визначається параметрами гідродинамічної структури розподілу швидкостей в поперечному перерізі потоку в окремому колекторно-дренажному трубопроводі як основному її елементі, що визначає ефективність роботи кожного такого елемента і ЗКДМ в цілому.

Структурно-логічну схему ієрархічного та гідравлічного взаємозв'язку і впливу режиму роботи ЗКДМ на режим рівня ґрунтових вод меліорованого поля, ефективність чого визначається гідродинамічною структурою розподілу швидкості в поперечному перерізі потоку у дренажному трубопроводі як в окремому елементі регулюючої мережі, представлено на рисунку 15.1.

Проте при розв'язанні широкого класу інженерних гідравлічних задач щодо типу конструкції та параметрів напірних трубопроводів за наявності недосконалої теорії виникають складнощі, пов'язані з неможливістю визначити розподіл загальної турбулентної кінематичної в'язкості, осереднених швидкостей в трубопроводах, дотичних напружень та кутової швидкості обертання часток рідини й визначити достатньо науково обґрунтовані технологічні та конструктивні параметри напірних

трубопроводів, в тому числі дренажних. Це визначає об'єктивну необхідність подальшого розвитку повної теорії руху турбулентного потоку.

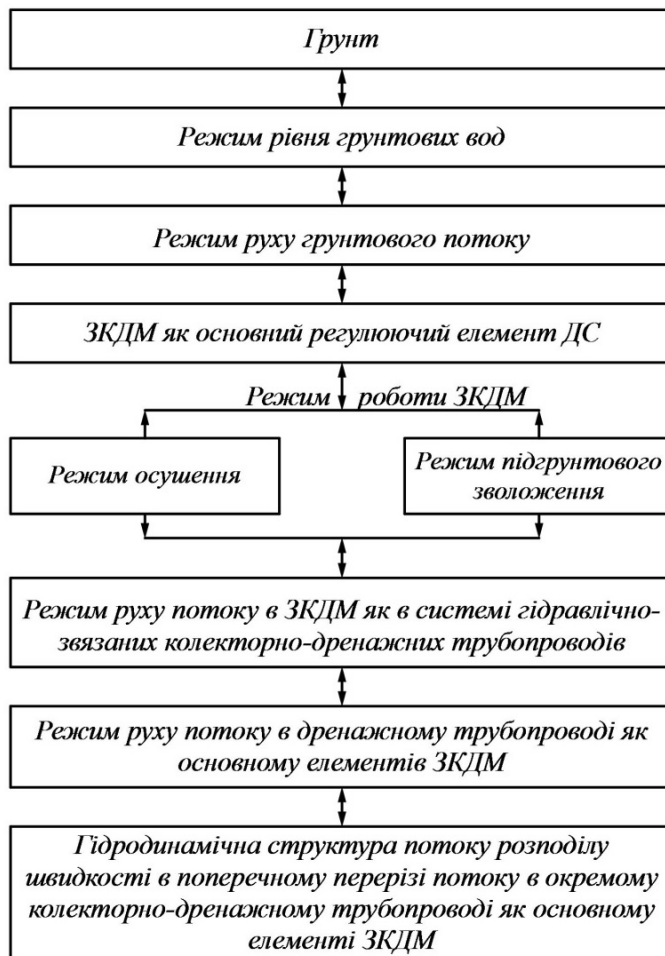


Рис. 15.1. Структурно-логічна схема ієрархічного та гідравлічного взаємозв'язку і впливу режиму роботи ЗКДМ на режим рівня ґрунтових вод меліорованого поля, ефективність чого визначається гідродинамічною структурою розподілу швидкості в поперечному перерізі потоку у дренажному трубопроводі як в окремому елементі регулюючої мережі

Відповідно, над вирішенням цієї проблеми працювало багато вчених: Альтшуль А.Д., Великанов М.А., Дайслер Р., Драйдена Х.Л., Дюренда В.Ф., Железняков Г.В., Карман Т., Кисельов П.Г., Колмогоров А.М., Куллупайло С., Макавєєв В.М., Нікітін І.К., Лойцяньський Л.Г., Обухов О.М., Прандтль Л., Рейхардт Г., Ротта Д., Смилов В.В.,

Тейлор Дж., Толмін В., Фрідман О.О., Шліхтінг Г. [12–17] та ін. Ними були запропоновані напівемпіричні, на їх погляд універсальні, теорії турбулентних течій, в яких невідомі зв'язки між турбулентними напруженнями і осередненими швидкостями деформацій конкретизовані на основі відповідних гіпотез, якісних фізичних домислів, теорій розмірностей, що були отримані при узагальненні як власних, так і експериментальних матеріалів інших дослідників.

Але розроблені та запропоновані ними напівемпіричні теорії не можуть бути універсальними, оскільки вони обмежені діапазоном умов їх отримання та застосування, що зумовило необхідність прийняття відповідних припущень.

За цими напівемпіричними теоріями було запропоновано моделі за степеневим та логарифмічним профілями. Широкого розповсюдження набув логарифмічний профіль, незважаючи навіть на те, що ця залежність не відповідає граничним умовам на осі та на внутрішній поверхні трубопроводу. З метою забезпечення граничних умов на внутрішній поверхні трубопроводу вченими розроблені двошарові та тришарові моделі, проте вони теж не відповідають граничним умовам по осі потоку трубопроводу.

У зв'язку з тим, що існуючі залежності розподілу осереднених швидкостей в трубопроводах не відповідають граничним умовам біля стінки трубопроводу (степеневі рівняння), а запропоновані логарифмічні рівняння не відповідають граничним умовам не тільки біля стінки, а й на осі трубопроводу, виникає об'єктивна необхідність у подальшому розвитку та поглибленні даної теорії.

На рис. 15.2, а–15.2, з наведено графіки залежності коефіцієнта гідравлічного опору λ від числа Рейнольдса Re , на яких розкриті режими руху потоку в трубопроводах. Експериментальні точки, що приведені на графіках, отримані на основі унікальних експериментальних досліджень Нікурадзе І. та Шевельова Ф.О. [12–15].

При турбулентному режимі в областях доквадратичного та квадратичного руху потоку коефіцієнт гідравлічного опору залежить не тільки від числа Рейнольдса, але й від шорсткості внутрішньої поверхні трубопроводу. Тому існує велика кількість залежностей, які широко представлені в довідковій літературі [12; 14]. Але всі вони рекомендовані тільки для конкретних умов (матеріал, вид шорсткості поверхні, висота виступів, відстань між ними, їх форма та розташування по поверхні). Отже, адекватну залежність зміни коефіцієнта гідравлічного опору від всіх основних діючих факторів можна встановити тільки дослідним шляхом [14].

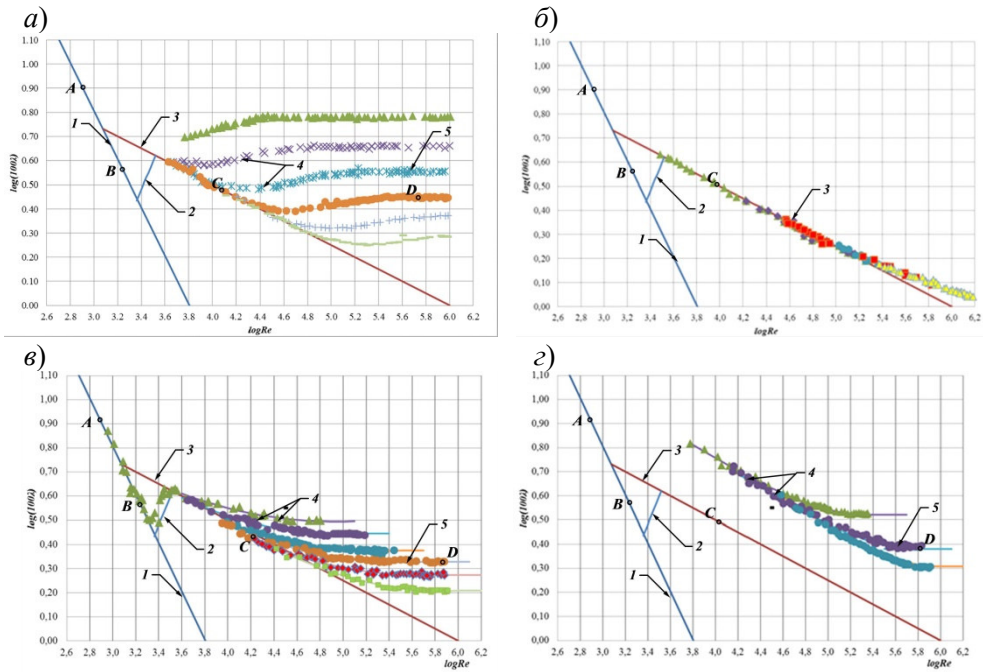


Рис. 15.2. Графіки залежності коефіцієнта гідравлічного опору від числа Рейнольдса:

- a* – трубопроводи з однорідною зернистою шорсткістю (за даними Нікурадзе І.);
- б* – трубопроводи з гідравлічно гладкою поверхнею (за даними Нікурадзе І.);
- в* – нові сталеві трубопроводи (за даними Шевельова Ф.О.); *з* – нові чавунні трубопроводи (за даними Шевельова Ф.О.); 1 – ламінарний режим руху потоку;
- 2 – перехідна область; 3 – область гідравлічно гладкого опору (Блазіус Г.);
- 4 – область доквадратичного опору; 5 – область квадратичного опору;
- т. А і В – точки на графіку, що відповідають ламінарному режиму; т. С – точка, що відповідає області гідравлічно гладкого опору; т. D – точка, що відповідає області квадратичного опору

Але слід відмітити, що графік залежності зміни коефіцієнта гідравлічного опору від числа Рейнольдса (рис. 15.2) розкриває тільки режими руху, але не розкриває гідродинамічної структури потоку, яку необхідно враховувати при гідравлічних розрахунках трубопроводів.

Одним з перших видатних вчених 19 століття, що займався розробкою теоретичних основ структури потоку, є Нав'є С. [12], який ввів у диференціальне рівняння Ейлера Л. додаткові члени для врахування дотичних напружень, які виникають при наявності градієнта швидкості.

Розподіл дотичних напружень сил тертя при ламінарному режимі відомий з основного рівняння рівномірного руху рідини (рис. 15.3) і виражається рівнянням:

$$\tau = \tau_0 \frac{r}{r_0} = \rho \lambda \frac{Re^2 \nu^2}{32 r_0^2} \frac{r}{r_0}, \quad (15.1)$$

де ρ – густина рідини, г/см³; ν – кінематична в'язкість рідини, м²/с; d – діаметр трубопроводу, м; r_0 – внутрішній радіус трубопроводу, м; r – відстань від осі трубопроводу до координати циліндричної поверхні з напруженням $\bar{\tau}$, м; $\bar{\tau}_0$ – дотичні напруження на внутрішній поверхні трубопроводу, Н/м².

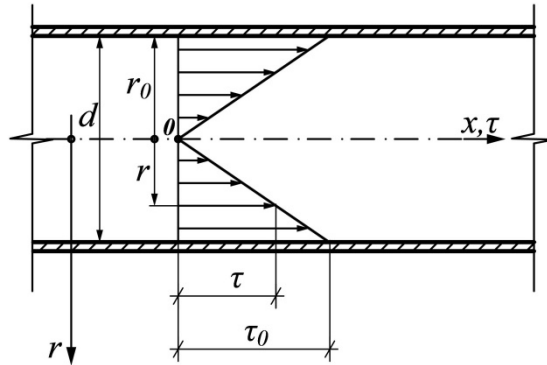


Рис. 15.3. Розподіл дотичних напружень сил тертя по живому перерізу в циліндричному трубопроводі при ламінарному режимі

У 1845 році Стокс Дж. отримав рішення диференціального рівняння Нав'є С. Його теоретичні результати повністю співпали з даними дослідів, що були проведені у трубах малого діаметру при малих швидкостях (ламінарний режим руху) [12].

Для замкнення диференціального рівняння Нав'є – Стокса в диференціальній формі Стоксом Дж. було враховано рівняння неперервності та прийняті крайові умови. В результаті було отримане рівняння розподілу осередненої швидкості руху рідини при ламінарному режимі:

$$u_{xI} = \lambda Re^2 \frac{\nu}{8d^3} (r_0^2 - r^2). \quad (15.2)$$

Оскільки дана залежність (15.2) не може бути застосована для визначення розподілу швидкостей для турбулентного режиму, а існуючі залежності розподілу осереднених швидкостей в трубопроводі не відповідають граничним умовам біля стінки трубопроводу (степеневі рівняння), а запропоновані логарифмічні рівняння не відповідають граничним умовам біля стінки і на осі трубопроводу, було запропоноване наступне вирішення такої проблеми.

Нами прийнято основну гіпотезу, що отримана з диференціального рівняння Нав'є – Стокса залежність (15.2), придатна для розрахунку осереднених швидкостей також при турбулентному режимі руху рідини, але для цього необхідно замінити в рівнянні Нав'є – Стокса молекулярну кінематичну в'язкість ν на загальну турбулентну кінематичну в'язкість ν_{tot} , яка включає кінематичну в'язкість на внутрішній поверхні трубопроводу ν_s та турбулентну кінематичну в'язкість ν_t , яка виникає за рахунок переміщення мас з одного шару в інший, як рекомендував Буссінеск Ж. В.

Тоді рівняння (15.2) прийме вигляд

$$u_{xt} = \lambda Re^2 \frac{\nu^2}{64\nu_{tot} r_0^3} (r_0^2 - r^2), \quad (15.3)$$

де ν_{tot} – загальна турбулентна кінематична в'язкість потоку, яка враховує молекулярну кінематичну в'язкість на стінці трубопроводу ν_s та турбулентну кінематичну в'язкість між шарами потоку ν_t .

Переміщення молекул рідини на внутрішній поверхні трубопроводу обмежене, тому кінематична в'язкість на внутрішній поверхні трубопроводу ν_s менша за молекулярну в'язкість рідини ν . За проведеними нами статистичними дослідженнями можна прийняти проміжну гіпотезу, що ν_s залежить від коефіцієнта гідравлічного опору і визначається за залежністю:

$$\nu_s = \lambda \nu. \quad (15.4)$$

Турбулентна кінематична в'язкість між шарами потоку, як показують проведені статистичні дослідження, теж не є сталою фізичною величиною і також потребує додаткових досліджень.

Тому для отримання графіку залежності відносної загальної кінематичної в'язкості вздовж радіуса на основі експериментальних даних рівняння (15.3) приведено до вигляду:

$$\frac{\nu_{tot}}{\nu} = \frac{\nu \lambda Re^2}{64u_{xt} r_0^3} (r_0^2 - r^2). \quad (15.5)$$

На рис. 15.4 побудовано графік залежності відносної загальної турбулентної кінематичної в'язкості вздовж радіуса трубопроводу.

З графіка видно (див. рис. 15.4), що відносна турбулентна кінематична в'язкість приймає своє максимальне значення на осі трубопроводу, а мінімальне нульове значення при $r = r_0$. В проміжних точках графік має форму, що подібна до еліпса.

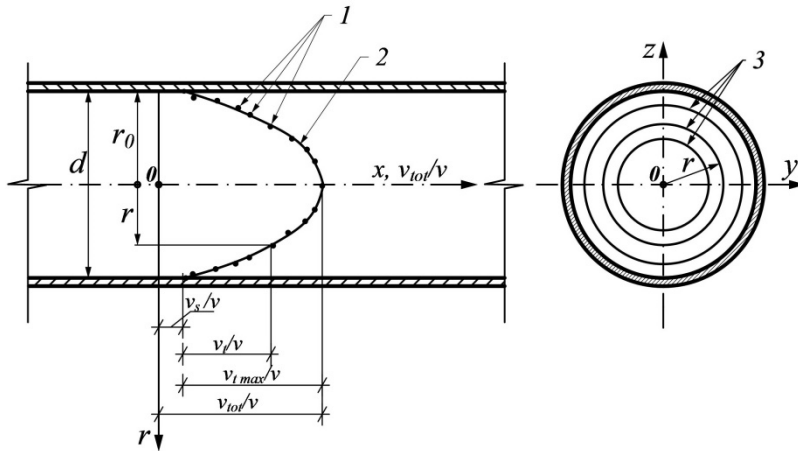


Рис. 15.4. Розподіл відносної загальної турбулентної кінематичної в'язкості у трубопроводі:

1 – експериментальні точки відносної загальної турбулентної кінематичної в'язкості, які отримані за рівнянням (15.5); 2 – профіль відносної загальної турбулентної кінематичної в'язкості за залежністю (15.5); 3 – круглоциліндричні поверхні з однаковою загальною кінематичною в'язкістю

Тому доцільно, враховуючи канонічне рівняння еліпса, прийняти проміжну гіпотезу щодо того, що сума відносної турбулентної кінематичної в'язкості в точці потоку й відносної відстані до даної точки у відповідних степенях дорівнює одиниці:

$$\left(\frac{v_t}{v_{tmax}}\right)^{1/m} + \left(\frac{r}{r_0}\right)^n = 1. \quad (15.6)$$

Враховуючи, що потік взаємодіє з внутрішньою поверхнею трубопроводу, необхідно в рівнянні (15.6) врахувати кінематичну в'язкість на внутрішній поверхні трубопроводу v_s (15.4).

Тоді рівняння (15.6) приводимо до вигляду:

$$\left(\frac{v_{tot}}{v_{tmax}}\right)^{1/m} + \left(\frac{r}{r_0}\right)^n = 1 + \left(\frac{v_s}{v_{tmax}}\right)^{1/m}. \quad (15.7)$$

Відповідно рівняння загальної турбулентної кінематичної в'язкості, враховуючи залежність (15.7), прийме вигляд:

$$v_{tot} = \frac{1}{r_0^{nm}} \left(v_{tmax}^{1/m} (r_0^n - r^n) + v_s^{1/m} r_0^n \right)^m, \quad (15.8)$$

де невідомі параметри визначаються за системою рівнянь

$$\left. \begin{aligned} v_{tmax} &= kv\lambda Re; \\ k &= a \lg Re \lg(100\lambda) + b; \\ m &= c \lg Re \lg(100\lambda) + d; \\ n &= 2/m; \\ v_s &= \lambda v; \end{aligned} \right\} \quad (15.9)$$

де v_{tmax} – максимальне значення турбулентної кінематичної в'язкості, яка виникає на осі трубопроводу; k , m і n – постійні параметри для певної області турбулентного режиму руху потоку; $(\lg Re; \lg(100\lambda))$ – координати на графіку Нікурадзе, які враховують області гідравлічного опору турбулентного режиму; a, b, c, d – постійні коефіцієнти, які визначаються на основі експериментальних даних.

Вихідні розрахункові параметри k і m , які визначаються рівнянням (15.9), включають невідомі постійні коефіцієнти a, b, c, d . Їх значення отримані на основі експериментальних профілів загальної турбулентної кінематичної в'язкості, що визначені з експериментальних досліджень Нікурадзе І. та Шевельова Ф.О., за методом найменших квадратів з довірчою ймовірністю 95% і, відповідно, дорівнюють $a = -0,000675$; $b = 0,0273$; $c = -0,0195$; $d = 0,915$.

З урахуванням рівняння (15.9), рівняння (15.8) буде мати вигляд:

$$v_{tot} = \frac{v\lambda}{r_0^{nm}} \left((k Re)^{1/m} (r_0^n - r^n) + r_0^n \right)^m. \quad (15.10)$$

Залежність для визначення відносної загальної турбулентної кінематичної в'язкості прийме вигляд:

$$\frac{v_{tot}}{v} = \frac{\lambda}{r_0^{nm}} \left((k Re)^{1/m} (r_0^n - r^n) + r_0^n \right)^m. \quad (15.11)$$

З рівняння (15.10) випливає, що на осі трубопроводу при $r = 0$ маємо максимальне значення загальної турбулентної кінематичної в'язкості у трубопроводі, що може бути визначене як

$$v_{tot max} = v\lambda \left((k Re)^{1/m} + 1 \right)^m, \quad (15.12)$$

тоді $r = r_0$ маємо мінімальне значення загальної турбулентної кінематичної в'язкості у трубопроводі, яка виникає за рахунок градієнта швидкості на внутрішній поверхні трубопроводу:

$$v_{tot min} = v_s = \lambda v. \quad (15.13)$$

Враховуючи рівняння загальної кінематичної в'язкості (15.10), залежність розподілу осередненої швидкості потоку (15.2) при турбулентному режимі прийме вигляд:

$$u_{xt} = \frac{\nu Re^2 (r_0^2 - r^2)}{64 \left((k Re)^{1/m} (r_0^n - r^n) + r_0^n \right)^m r_0}. \quad (15.14)$$

На рисунку 15.5 представлено порівняльну характеристику профілів осереднених швидкостей руху рідини для різних режимів та їх областей.

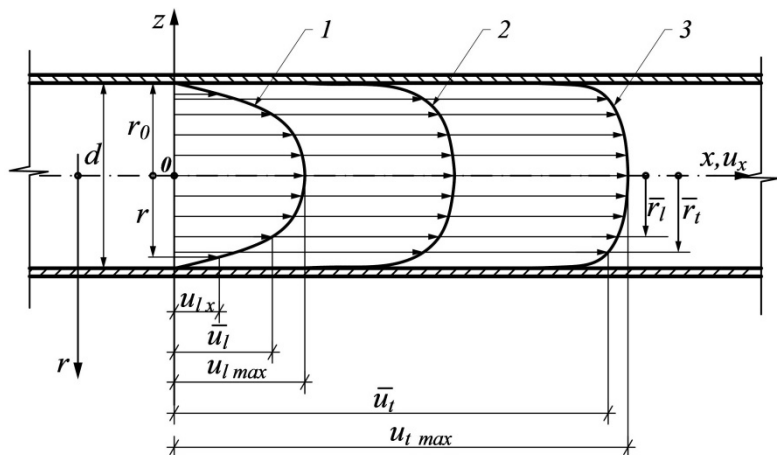


Рис. 15.5. Розподіл осередненої швидкості руху рідини:

- 1 – для ламінарного режиму руху потоку визначається за формулою (15.2);
- 2 – для області гідравлічно гладкого опору при турбулентному режимі за (15.14); 3 – для областей доквадратичного та квадратичного опору при турбулентному режимі за (15.14)

Тоді максимальна осереднена швидкість потоку при турбулентному режимі визначається з рівняння (15.14) при $r = 0$:

$$u_{xt max} = \frac{\nu Re^2}{64 r_0 \left((k Re)^{1/m} + 1 \right)^m}, \quad (15.15)$$

а на внутрішній поверхні трубопроводу – при $r = r_0$ дорівнює нулю $u_{xt} = 0$.

Для порівняння, при ламінарному режимі руху рідини максимальна осереднена швидкість потоку визначається як:

$$u_{xl max} = \lambda Re^2 \frac{\nu}{8d^3} r_0^2. \quad (15.16)$$

Відстань від осі трубопроводу до точок, що мають середню швидкість \bar{r} при турбулентному режимі, виражається рівнянням в неявній формі:

$$\frac{Re(r_0^2 - \bar{r}^2)}{32((k Re)^{1/m}(r_0^n - \bar{r}^n) + r_0^n)^m} = 1. \quad (15.17)$$

Вона не є сталою і залежить від коефіцієнта гідравлічного опору та числа Рейнольдса.

Для порівняння, при ламінарному режимі руху рідини відстань від осі трубопроводу до точок, що мають середню швидкість, становить:

$$\bar{r}_l = \frac{r_0}{\sqrt{2}}. \quad (15.18)$$

Тоді відношення максимальної швидкості до середньої в трубопроводі при турбулентному режимі визначається як:

$$\frac{u_{xl\max}}{\bar{u}_x} = \frac{((k Re)^{1/m}(r_0^n - \bar{r}^n) + r_0^n)^m}{((k Re)^{1/m} + 1)^m(r_0^2 - \bar{r}^2)}. \quad (15.19)$$

Для порівняння, при ламінарному режимі руху рідини відоме відношення максимальної швидкості до середньої в трубопроводі має вигляд:

$$\frac{u_{xl\max}}{\bar{u}_{xl}} = 2. \quad (15.20)$$

Важливим параметром, який характеризує гідродинамічну структуру потоку, є дотичне напруження. Використовуючи залежність, яку запропонував Буссінеск Ж.В., без теоретичного обґрунтування для ламінарного режиму по аналогії із законом Ньютона, для турбулентного режиму можна записати:

$$\tau_{yx} = \rho \nu_{tot} \frac{du_x}{dy}, \quad (15.21)$$

$$\tau_{zx} = \rho \nu_{tot} \frac{du_x}{dz}, \quad (15.22)$$

$$\tau_{rx} = \rho \nu_{tot} \frac{du_x}{dr}, \quad (15.23)$$

де $\vec{\tau}_{yx}$ – напруження на грані, яке нормальне до осі OY і паралельне осі OX ; $\vec{\tau}_{zx}$ – напруження на грані, яке нормальне до осі OZ і паралельне осі OX ; $\vec{\tau}_r$ – напруження на круговій циліндричній поверхні радіусом r , яке незалежне від азимутної складової і паралельне осі OX .

Тоді дотичне напруження на круговій циліндричній поверхні радіусом r (рис. 15.6) за залежністю (15.23), яке незалежне від азимутної

складової і паралельне осі OX , враховуючи рівняння (15.14) та після перетворень, бути мати вигляд:

$$\tau_{rx} = \rho \frac{\lambda}{r_0^{nm}} \frac{v^2 Re^2}{32 r_0} \frac{(k Re)^{1/m} \left((r_0^2 - r^2)(r^{n-1}) - r(r_0^n - r^n) \right) - r r_0^n}{\left((k Re)^{1/m} (r_0^n - r^n) + r_0^n \right)}. \quad (15.24)$$

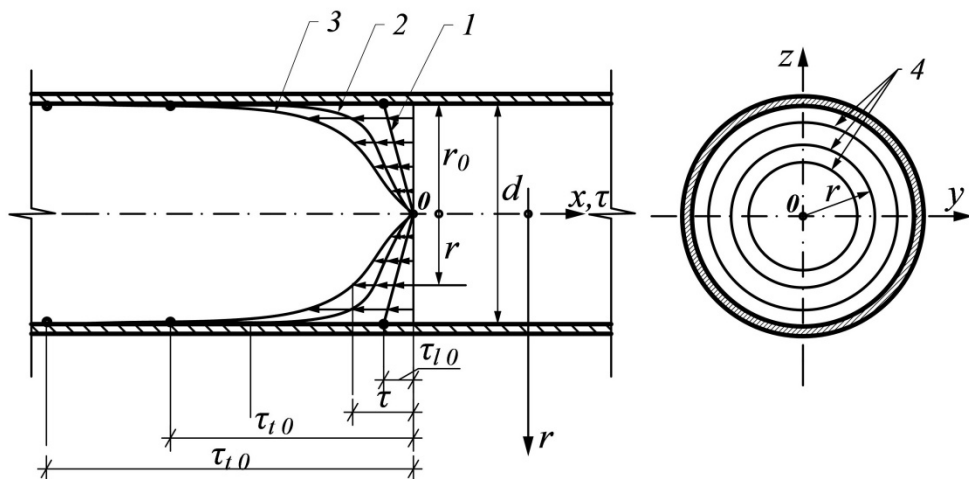


Рис. 15.6. Розподіл дотичних напружень:

- 1 – для ламінарного режиму руху потоку визначається за формулою (15.1);
- 2 – для області гідравлічно гладкого опору при турбулентному режимі за (15.24);
- 3 – для областей доквадратичного та квадратичного опору при турбулентному режимі за (15.24);
- 4 – кругло циліндричні поверхні з однаковими дотичними напруженнями за (15.24)

Тоді максимальне значення дотичних напружень при турбулентному режимі отримаємо з рівняння (15.24) при $r = r_0$:

$$\tau_0 = \rho Re^2 \frac{\lambda v^2}{32 r_0^2}. \quad (15.25)$$

Це рівняння, на відміну від попередніх, має аналогічний вираз як і для ламінарного режиму:

$$\tau_0 = \rho \frac{2 Rev^2}{r_0^2} = \rho Re^2 \frac{\lambda v^2}{32 r_0^2}. \quad (15.26)$$

Тоді дотичні напруження на осі трубопроводу, якщо $r = 0$ при турбулентному і ламінарному режимах, дорівнюють нулю.

Враховуючи те, що рівняння круглоциліндричної поверхні з напруженням $\vec{\tau}_{rx}$ має вигляд:

$$y^2 + z^2 = r^2, \quad (15.27)$$

тому поверхні з напруженням $\vec{\tau}_{rx}$ є концентричними поверхнями з радіусом r , центри яких розміщені на осі труби.

У свою чергу, значення компонентів вихорів (рис. 15.7), що виникають при турбулентному режимі потоку, описуються системою рівнянь:

$$\left. \begin{aligned} \omega_x &= \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_z}{\partial y} - \frac{\partial u_y}{\partial z} \right) = 0; \\ \omega_y &= \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_x}{\partial z} - \frac{\partial u_z}{\partial x} \right) = \frac{1}{2} \frac{\nu Re^2}{32 r_0} z \times \\ &\times \frac{(k Re)^{1/m} \left(r_0^2 - (y^2 + z^2) \right) \left((y^2 + z^2)^{n-2/2} \right) - \left(r_0^n - (y^2 + z^2)^{n/2} \right) - r_0^n}{\left((k Re)^{1/m} \left(r_0^n - (y^2 + z^2)^{n/2} \right) + r_0^n \right)^{m+1}}; \\ \omega_z &= \frac{1}{2} \left(\frac{\partial u_y}{\partial x} - \frac{\partial u_x}{\partial y} \right) = -\frac{1}{2} \frac{\nu Re^2}{32 r_0} y \times \\ &\times \frac{(k Re)^{1/m} \left(r_0^2 - (y^2 + z^2) \right) \left((y^2 + z^2)^{n-2/2} \right) - \left(r_0^n - (y^2 + z^2)^{n/2} \right) - r_0^n}{\left((k Re)^{1/m} \left(r_0^n - (y^2 + z^2)^{n/2} \right) + r_0^n \right)^{m+1}}. \end{aligned} \right\} \quad (15.28)$$

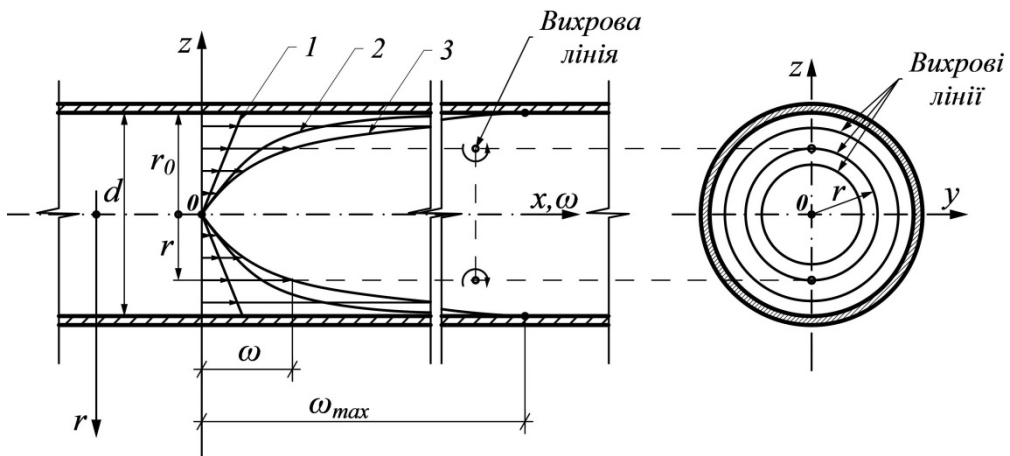


Рис. 15.7. Розподіл кутової швидкості обертання часток рідини по живому перерізу в циліндричному трубопроводі:

- 1 – для ламінарного режим руху потоку [10]; 2 – для області гідравлічно гладкого руху визначається при турбулентному режимі за формулою (15.28);
- 3 – для областей доквадратичного та квадратичного опору при турбулентному режимі за (15.28)

Оскільки вихрові лінії є концентричними колами з радіусом r , центри яких розміщені на осі труби, і описуються відомим рівнянням:

$$y^2 + z^2 = r^2, \quad (15.29)$$

а кутова швидкість обертання часток рідини потоку відносно вихрових ліній визначається за загальновідомим рівнянням:

$$\omega = \sqrt{\omega_x^2 + \omega_y^2 + \omega_z^2}, \quad (15.30)$$

тоді величина кутової швидкості обертання часток рідини потоку відносно вихрових ліній для турбулентного режиму буде визначатися за залежністю:

$$\omega = \frac{\nu Re^2 r r_0^n - (k Re)^{1/m} \left((r_0^2 - r^2) r^{n-1} - r(r_0^n - r^n) \right)}{64 r_0 \left((k Re)^{1/m} (r_0^n - r^n) + r_0^n \right)^{m+1}}. \quad (15.31)$$

Враховуючи рівняння (15.31), величина кутової швидкості обертання часток на стінці трубопроводу при $r = r_0$ набуває максимального свого значення і може бути визначена за залежністю:

$$\omega_{max} = Re^2 \frac{\nu}{64 r_0^2}, \quad (15.32)$$

а на осі при $r = 0$ приймає нульове значення $\omega = 0$.

Для порівняння, при ламінарному режимі кутова швидкість обертання часток на стінці трубопроводу визначається як:

$$\omega_{max} = \lambda Re^2 \frac{\nu}{64 r_0^2} = Re \frac{\nu}{r_0^2}. \quad (15.33)$$

Адекватність встановлених та запропонованих нових теоретичних положень та отриманих на їх основі аналітичних моделей підтверджується практично повним співпадінням (з довірчою ймовірністю 95%) розрахованих за ними основних параметрів турбулентного потоку з результатами експериментальних досліджень провідних і визнаних вчених в цій галузі науки Нікурадзе І., Шевельова Ф.О. та Альтшуля А.Д. шляхом статистичного їх опрацювання загальноприйнятими методами з використанням ЕОМ.

Таким чином, на підставі проведених теоретичних та експериментальних досліджень отримані нові теоретичні положення у подальший розвиток загальної теорії турбулентного руху потоку в напірних трубопроводах, які, на відміну від наявних напівемпіричних теорій, дають змогу шляхом розкриття повної гідродинамічної структури потоку для всіх областей турбулентного режиму в ньому на основі застосування отриманих універсальних рівнянь побудувати профіль

розподілу загальної турбулентної кінематичної в'язкості, осередненої швидкості, дотичних напружень та кутової швидкості обертання часток рідини.

Розглянутий підхід дасть можливість оцінити ефективність руху потоку як в складових її дренажних трубопроводах, так і в ЗКДМ в цілому та в подальшому удосконалити методи проєктування й розрахунку її технологічних та конструктивних параметрів й, тим самим, забезпечити загальну технічну, технологічну, економічну та екологічну ефективність функціонування ДС відповідно до сучасних вимог.

Література до розділу

1. Evaluation of climate change in Ukrainian part of Polissia region and ways of adaptation to it / Kovalenko P., Rokochynskiy A., Jeznach J., Koptyuk R., Volk P., Prykhodko N., Tykhenko R. *Journal of Water and Land Development*. 2019. Vol. 41. Issue 1. P. 72–82. DOI: 10.2478/jwld-2019-0030

2. Оптимізація розрахунку та управління дренажними системами / Лазарчук М. О., Черенков А. В., Рокочинський А. М. та ін. Рівне : НУВГП, 2009. С. 354.

3. Сапсай Г. І., Бадинський Л. О., Величко С. В. Гідрологічна дія закритого дренажу при зміні його технічного стану. Івано-Франківськ : НАІР, 2013. 128 с.

4. Природообустройство Полесья : монографія : в 4 кн. / подобщ. науч. ред. Ю. А. Мажайского, А. Н. Рокочинского, А. А. Волчека, О. П. Мешика, Е. Езнаха. Рязань : Мещер. ф-л ВНИИГиМ им. А. Н. Костякова, 2017. Кн. 2. *Украинское Полесье*. Т. 1. 902 с. Т. 2. 852 с. URL: <http://ep3.nuwm.edu.ua/17225/> (дата звернення: 10.05.2024).

5. Метеорологічне забезпечення інженерно-меліоративних розрахунків при будівництві та реконструкції осушувальних систем : посібник до ДБН В.2.4-1-99 «Меліоративні системи та споруди». Розділ 3. *Осушувальні системи* / Рокочинський А., Галік О., Фроленкова Н., Волощук В., Шалай С., Зубик Я., Бежук В., Зубик Л., Покладнов Є., Савчук Т., Коптюк Р., Нестерук Л., Волк П. і Котяй Л. Київ : ВАТ «Укрводпроект», 2008.

6. Хлапук М. М., Тищенко О. І. Підвищення ефективності та надійності осушувально–зволожувальних систем. *Вісник Інженерної академії України*. 2003. Вип. 2. С. 57–65.

7. Коваленко П. І., Яцик М. В., Поляков В. П. Управління вологозабезпеченістю сільськогосподарських культур на меліорованих землях з урахуванням динаміки факторів зовнішнього середовища. *Меліорація та водне господарство*. Київ, 1996. Вип. 82. С. 3–12.

8. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.
9. Сапсай Г. І., Бадинський Л. О., Величко С. В. Гідрологічна дія закритого дренажу при зміні його технічного стану. Івано-Франківськ : НАІР, 2013. 128 с.
10. Лойцянский Л. Г. Механика жидкости и газа. М. : Наука, 1978.
11. Киселев П. Г. Справочник по гидравлическим расчетам. М. : Энергия, 1972.
12. Nikuradse J. Gesetzmässigkeiten der turbulenten Strömung in glatten Rohren. *Forsch. Arb. Ing. Wes.* 1932. N. 356.
13. Nikuradse J. Strömungsgesetze in rauchen Rohren *Forsch. Ver. Dtsch. Ing.* 1933. N. 361.
14. Шевелев Ф. А. Исследование основных гидравлических закономерностей турбулентного движения в трубах. М. : Госстройиздат, 1953.
15. Hultmark M., Vallikivi M., Bailey S.C.C., Smits A.J. Logarithmic scaling of turbulence in smooth-and rough-wall pipe flow. *J. Fluid Mech.* Cambridge University Press, 2013. V. 728.

16. РОЛЬ ОСУШУВАЛЬНИХ СИСТЕМ У ЗАБЕЗПЕЧЕННІ БАР'ЄРНИХ ФУНКЦІЙ ЧОРНОБИЛЬСЬКОЇ ЗОНИ ВІДЧУЖЕННЯ

16.1. Вплив осушувальної мережі на об'єми винесення ^{90}Sr за межі Чорнобильської зони відчуження

В зоні відчуження й безумовного відселення (ЗВ і ЗБ(О)В або ЧЗВ), площею близько 2,4 тис. км², розташовано 24 меліоративні системи загальною площею 280 км². Зона відчуження характеризується досить розвинутою гідрографічною мережею, практично вся територія знаходиться в межах басейну р. Прип'ять, за виключенням басейну р. Брагінка, яка впадає в Київське водосховище з його лівого берега. Прип'ять перетинає ЧЗВ з півночі на південний захід і на межі 30-кілометрової зони ЧАЕС впадає у Київське водосховище. Це рівнинна річка, заболоченість заплави якої сягає 15%. Найбільшою водною артерією правобережної частини водозбору р. Прип'ять в межах ЧЗВ є р. Уж, заболочення заплави якої до 1998 р. складало на різних ділянках від 6 до 24%. Річки Уж і Прип'ять мають широкі (до 5–7 км) заплавні низовини, що створює передумови для широкого розвитку осушувальних меліорацій.

За період з 1917 по 1940 рр. стік р. Уж в районі с. Черевач становив в середньому 25,17 м³/с, а за період з 1975 по 1985 рр. – 30 м³/с, що на 19% більше. За 1994–1998 рр. (роки середньої та високої водності) середньорічний стік р. Уж становив 27,5 м³/с. Помітне зростання стоку в період, що передував аварії на ЧАЕС пов'язується із розвитком осушувальних меліорацій.

Під час катастрофи на ЧАЕС 26 квітня 1986 р. було викинуто $(70\text{--}80)\cdot 10^{16}$ Бк радіоактивності (межа невизначеності для усіх викидів 50%). Викиди радіонуклідів за межі аварійного блоку налічували декілька стадій та поширювались у різних напрямках майже впродовж місяця (до 23 травня), активна фаза тривала 10 діб, що пов'язано із горінням графіту, яке не припинялось. Сумарна активність викиду продуктів поділу (без радіоактивних благородних газів) склала $1,85\cdot 10^{18}$ Бк, що відповідає приблизно 3,5% від загальної активності радіонуклідів в реакторі на момент аварії (Барьяхтар и др., 1998). Пізніше, за допомогою електронного моделювання, було отримано дещо більші значення загальної активності радіонуклідів, викинутих з реактора: $5,3\cdot 10^{18}$ Бк (Steinhauser et al., 2014). За оцінками НВО «Прип'ять», в ґрунтах зони відчуження (без урахування радіоактивності локалізованої в могильниках) на 1998 р. було зосереджено близько $5,55\cdot 10^{15}$ Бк ^{137}Cs , $4,44\cdot 10^{15}$ Бк ^{90}Sr , $3,7\cdot 10^{13}$ Бк ^{239}Pu і ^{239}Pu , а також $2,44\cdot 10^{13}$ Бк ^{241}Am . За нашими оцінками,

станом на 01.01.2000 р. у 30-кілометровій зоні, за межами проммайданчика ЧАЕС та водоймища-охолоджувача, могло міститись до $8,1 \cdot 10^{14}$ Бк ^{90}Sr у 30-сантиметровому шарі ґрунту. При цьому на площу осушувальних систем випало близько 63% радіоактивного ^{90}Sr (переважно на лівобережжі р. Прип'ять), від його кількості за межами проммайданчика ЧАЕС та поховань радіоактивних відходів (Шевченко та ін., 2011).

Після аварії на ЧАЕС осушувальні системи були виведені з експлуатації, причому більшість – із перекритими шлюзами. Крім того, на їх площі були проведені водоохоронні заходи, які полягали в спорудженні численних перемичок і дамб на магістральних каналах. Вони призвели не лише до зменшення місцевого стоку, а й до тривалого перезволоження території. Отже, зниження середніх витрат стоку в 1992–2002 рр. очевидно було обумовлено деградацією меліоративної мережі та акумуляцією стоку на водозборах. Завдяки дамбам та перемичкам за 1986–1992 рр. було утримано близько 2,2 ТБк ^{90}Sr . Але збільшення концентрацій ^{90}Sr і ^{137}Cs у водах каналів та малих річок внаслідок затоплення забруднених ділянок у верхніх б'єфах споруд і наступне винесення значної частини цієї активності у Прип'ять значною мірою знівелювало цей позитивний ефект. Затоплення територій сприяло більш швидкому проникненню радіонуклідів по ґрунтовому профілю (Шевченко та ін., 2011). На площах, забруднених переважно конденсаційними випадіннями, ^{90}Sr мігрував на глибину ще більш інтенсивно. Забезпечувало таку високу міграційну активність ^{90}Sr його перебування в нейтральних псевдоколоїдних та колоїдних формах – у вигляді частинок з розмірами менше 100 нм. Значна частка ^{90}Sr (в межах 10-кілометрової зони – близько 87%) перебувала також у нерозчинних на той час «гарячих» частинках. По мірі віддалення від реактора їх частка зменшувалась і на відстані 60 км наближалась до 1–2%.

Для річок з малими площами водозбору, за умов нормальної експлуатації меліоративних систем, максимальні об'єми річного стоку припадають на весняний період, за який проходить від 56% стоку в багатоводний рік і до 62% у маловодний. Значна частина стоку – 13–20% припадає на період зимової межені і 20–30% – на період літньо-осінньої межені. Аналіз гідрографу річки Брагінка за приблизно середній по водності 1995 р. вказує на значну відмінність внутрірічного стоку в порівнянні з типовим розподілом для басейну р. Прип'ять: на частку весняного стоку припадає біля 47%, на зиму – 22%, а на період літньо-осінньої межені біля 31%. Зниження піку та розтягнення гідрографу весняної повені аж до початку червня було пов'язане з ускладненими умовами поверхневого стоку, що виникли через різке зменшення пропускної здатності каналів.

Незважаючи на усі заходи, з осушувальних систем та по річках із частково меліорованими водозборами щорічно виноситься до 70% ^{90}Sr від його водного винесення з усіх зосереджених і розподілених джерел в межах ЧЗВ. В окремі багатоводні роки (1997–1998), або роки з високими повеннями (1999), винесення ^{90}Sr тільки з меліорованої північної частини лівобережного басейну р. Прип'ять (близько 100 км²) через гирло МК-5 складало до 23–40% від усього водного винесення ^{90}Sr річкою Прип'ять з ЧЗВ, при тому, що за об'ємами це лише 0,11% від стоку, що формується в межах зони (Шевченко та ін., 1999).

З початком циклу багатоводних років (1993–2001), завдяки збільшенню опадів та зниженню випаровування більш ніж на 10% (Вишневецький, 1996), на водозборі р. Прип'ять відбулось помітне нарощування водної поверхні, підтоплених і заболочених ділянок (рис. 16.1), зростання концентрацій стронцію-90 у воді (Шевченко та ін., 1999 а).

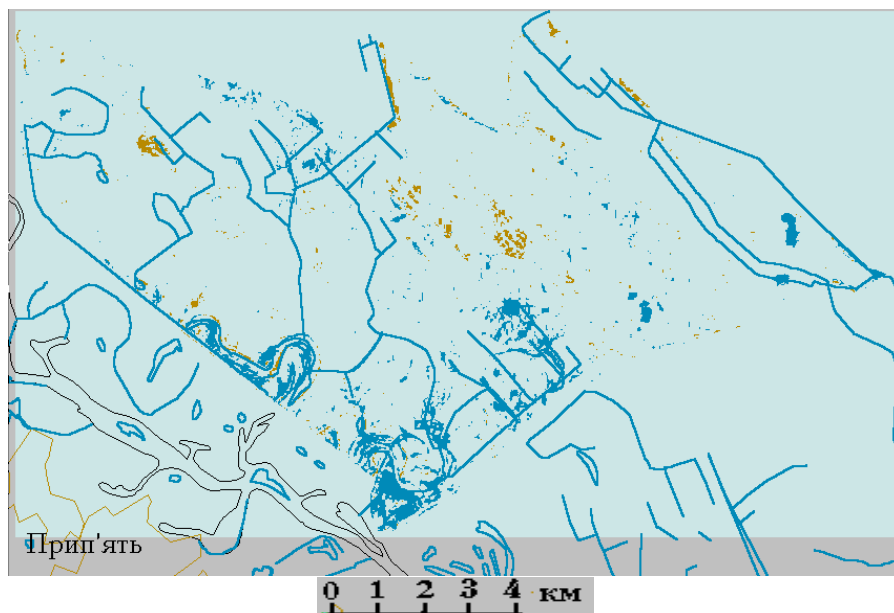


Рис. 16.1. Зміна співвідношення між відкритою водною поверхнею та суходолом на північ від старої лівобережної дамби за матеріалами багатозональної космічної зйомки (1986, травень – 1994, квітень):
коричневий колір – приріст суходолу; синій колір – приріст відкритої водної поверхні

На окремих осушувальних системах, починаючи з 1998–2000 рр., було відновлено проточність каналів та дієздатність регулюючих гідротехнічних споруд.

Внаслідок природного розпаду та водного винесення запаси активності ^{90}Sr та ^{137}Cs на площі водозборів скоротились за 35 років у 2,2–2,3 рази. Окремі процеси вторинного забруднення (площинний змив з поверхні, вилуговування з донних відкладів та затоплених укосів каналів та узбереж річок) втратили свою значимість, а інші (винесення ґрунтовими водами), навпаки, набули домінуючої ролі. Зміни клімату також із часом внесли корективи у розподіл та перебіг процесів вторинного забруднення. Наприклад, винесення з боліт весняним стоком практично припинилось, знизилась інтенсивність забруднення ґрунтових вод у зв'язку із зниженням РГВ тощо.

До 2000 року підвищене винесення ^{90}Sr відбувалося не лише в багатоводні роки, а й у роки з високими повенями і паводками (1991, 1994, 1999), які йшли після відносно багатоводних років (1990 – 608,1 мм опадів; 1993 – 692 мм; 1998 – 689 мм). У зв'язку із утрудненим розвантаженням, частина води з попереднього року залишалася заакумульованою на водозборі до наступної повені, яка змивала радіонукліди з раніше незатоплюваних територій. Отже, *зарегульованість систем* проявляється у підвищеному, порівняно із незарегульованими системами, винесенні ^{90}Sr на наступний після багатоводного рік (рис. 16.2), – після вичерпання акумулюючої ємності каналів. Таким чином проточні болота та зарегульовані водотоки у періоди високої водності позбавлялися від значної частини розчинених та завислих радіоактивних речовин. Проте у роки маловодні і середньої забезпеченості опадами зарегульовані меліоративні системи утримували й акумулювали частину поверхневого стоку, витрачаючи його на випаровування, що безперечно сприяло зменшенню винесення радіонуклідів.

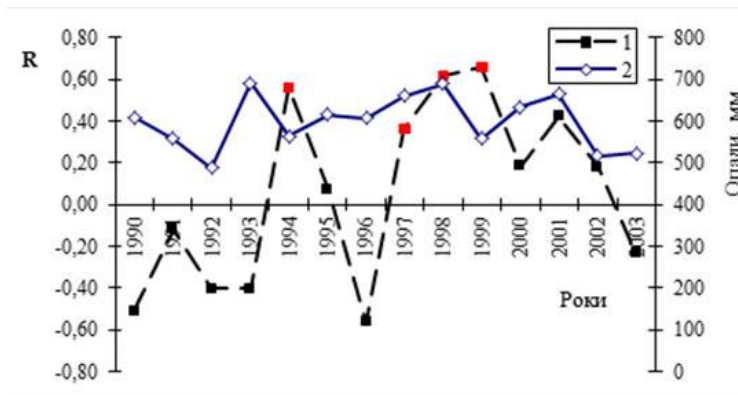


Рис. 16.2. Зміни коефіцієнта кореляції (R) між винесенням ^{90}Sr та відносною площею меліоративних систем на водозборі річки (1) у співставленні із річною сумою атмосферних опадів (2) (м.с. «Чорнобиль»)

Зниження концентрації ^{90}Sr після закінчення повені для водотоків з меншою меліорованістю та зарегульованістю водозбору відбувається швидше. У зв'язку з наявністю лише одного чітко вираженого паводкового піку на незарегульованих водотоках значні сплески об'ємної активності ^{90}Sr (в 1,5–2,5 рази вищі за середньорічні) спостерігаються переважно лише в періоди весняної повені або зрідка – під час зимових заторів, тоді як у слабопроточних каналах зростання концентрацій відбуваються і під час незначних літніх паводків (вміст ^{90}Sr у воді зростає в 1,2–1,5 рази) і навіть у відносно маловодний зимовий період.

Водозбори малих річок Чорнобильської зони відчуження (ЧЗВ) мають меліорованість в межах від 9 до 90%. Осушувальні системи, завдяки розгалуженій мережі бічних каналів, можуть сприяти утриманню ^{90}Sr навіть у багатоводні роки (як у 1993), або роки середньої водності (1996), що йдуть після низки маловодних років. Проте у зв'язку із різним ступенем зарегулювання систем, їх вплив, навіть у роки однакові за водністю, неоднозначний. Так, максимальний внесок у винесення ^{90}Sr у 1993 р. забезпечила найбільш меліорована і зарегульована проте і найбільш забруднена північна частина Прип'ятської меліоративної системи (стік через проран у дамбі № 7) – 1795 ГБк, а в 1996 р. – найменш меліоровані та зарегульовані водозбори рр. Уж та Ілля.

Залежність модуля винесення ^{90}Sr від ступеня зарегульованості (відносної довжини ділянок підпору) каналу або річки добре апроксимується степеневими графіками (рис. 16.3).

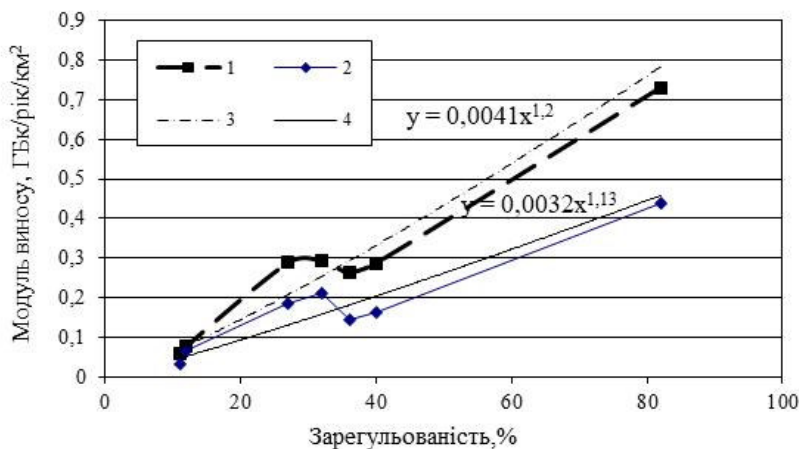


Рис. 16.3. Залежність модулів винесення ^{90}Sr від ступеня «водоохоронної» зарегульованості (дамби та перемички 1986 року) водотоків ЧЗВ за різні роки: 1 – 1998 р., 2 – 1999 р.; 3, 4 – відповідні степеневі тренди

В перші роки спостережень (1990–1991) частка винесення b_n із незарегульованих водозборів була більшою за таку із зарегульованих у 10–18 разів, а вже у 2009–2012 рр. вони були достатньо близькі: відповідно 0,013–0,06% і 0,013–0,055% (Шевченко, 2016). Вирівнювання відбулось переважно внаслідок зниження b_n на більшості систем, крім найбільш зарегульованого водозбору р. Брагінки, що більшою частиною належить Білорусі. Найбільш інтенсивне зменшення b_n відбулось на найменш зарегульованій річці Уж (з 0,234 у 1990–1994 рр. до 0,02 у 2015–2019 рр.). Це може свідчити про позитивну роль зарегулювання у перші роки та більш прискорене «звільнення» незарегульованих систем від значної частки підготовлених до міграції форм радіонуклідів. З іншого боку, очевидно, що самоочищення поверхневих вод на незарегульованих системах відбувається значно швидше, в той час як на зарегульованих концентрації та винесення лишаються більш сталими. Про це свідчить зменшення стандартних відхилень по річних вибірках від 0,09 у 1990–1994 рр. до 0,008 за 2015–2019 рр. Найменші значення відхилень (0,004–0,005) – у маловодні роки.

Вплив меліорованості водозбору (Lr) враховує лінійне рівняння регресії ($R^2 = 0,85$), за яким можна вирахувати винесення ^{90}Sr водотоком (W), маючи дані про запас активності ^{90}Sr на площі водозбору (Z_{Sr} , ГБк) та кількість перезволожених і заповнених водою западин (Nwz):

$$W = -890,867 + 0,002 \cdot Z_{Sr} + 0,618 \cdot Nwz + 11 \cdot Lr. \quad (16.1)$$

За причинами та проявом змін водного режиму і балансу після аварії на ЧАЕС виділено п'ять груп меліоративних систем у ЗВ і ЗБ(О)В (Шевченко, 2016):

I. Постійно сильно підтоплені і затоплені недіючі осушувальні системи. Підтоплення має суцільний або локальний характер. Підтоплення і затоплення викликає порушення бар'єрних функцій водозборів щодо винесення радіоактивних речовин, особливо у багатоводні періоди. До цієї групи відносяться і частково затоплені колишні польдери.

II. Сезонно підтоплювані, практично не діючі системи, або їхні ділянки. Навіть за високого ступеня перезволоження, у багатоводні періоди ці площі виконують бар'єрні функції (надмірного винесення радіонуклідів за їх межі не відбувається).

III. Сезонно підтоплювані у багатоводні роки самотічні меліоративні системи. У меженні періоди спостерігається переосушення окремих елементів ландшафту, що під час посухи викликає займання торфовищ. РГВ по площі можуть змінюватися в широких межах: від 0,5 до 4,0 м. Радіоекологічна ситуація збалансована, сплески винесення лише в багатоводні періоди.

IV. Локально підтоплювані та практично не підтоплювані самостійні нерегульовані системи з дренажістю, близькою до природної, іноді з активною дренажною здатністю. Співвідношення прибуткових і видаткових статей балансу найбільш близьке до природного, а винесення радіонуклідів найменше. РГВ залягають на глибинах від 0,9 до 3,0 м.

V. Системи з відновленим регульованим режимом, реконструйовані в період з 1996 по 2004 рр. Самопливний та регульований режим стоку порушують локальні підпори від бобрових гребель. Винесення радіонуклідів здебільшого залежить від щільності забруднення поверхні та водності року; РГВ залягають на глибинах 1,7–3,5 м, іноді до 4,5 м (Шевченко, 2016).

При штучному збільшенні дренажності поліських ландшафтів перш за все збільшується частка ґрунтових вод у загальному стоці від 30–40 до 60–78%. Промивний режим ґрунтів на фоні закритого дренажу хоча і веде до істотного збільшення винесення ^{90}Sr , проте сприяє прискореній реабілітації забруднених територій.

У перші 3 роки після виведення осушувальних систем з експлуатації значного зменшення частки ґрунтових вод у загальному стоці не відбулось завдяки низькій водності років. При цьому ^{90}Sr містився переважно в необмінних формах і забруднення поверхневих вод в межах осушувальних систем було не надто високим, а концентрації його в ґрунтових водах на 70–90% обумовлювались глобальними випадіннями. Різниця в концентраціях ^{90}Sr між поверхневими і ґрунтовими водами складала здебільшого 4–20 разів (Шевченко та ін., 2011), а частка ґрунтових вод у загальному водному винесенні ^{90}Sr до 1990 р. була достатньо високою – до 25%. За рахунок підтоплення значних територій, відбулось прискорене забруднення ґрунтових вод і, при збільшенні їх частки у маловодні роки (1989–1992), – зростання внеску у винесення ^{90}Sr до 30–32%. З початком років підвищеної водності (1993–1998) і зниженням частки ґрунтових вод в загальному стоці, їх внесок у винесення ^{90}Sr зменшується до 0,2–2,7%. Оскільки масового руйнування паливних частинок на той час ще не відбулось, забруднення ґрунтових вод йшло повільно і співвідношення концентрацій з поверхневими водами складало до 200 разів. Після проведення реконструкцій ряду осушувальних систем (1999–2002 рр.), концентрація ^{90}Sr в поверхневих водах зменшилась, а частка ґрунтових вод в загальному стоці різко зросла, що визначило збільшення і їх частки у загальному винесенні ^{90}Sr .

В термінах концентрацій ці стадії теж добре проявляються в часі. Після реконструкції з розчищення каналів лівобережної Прип'ятської системи, концентрації ^{90}Sr в поверхневих водах помітно знизилися і наблизилися до його концентрацій в ґрунтових водах. Об'ємні активності

^{90}Sr в ґрунтових водах на рівні 0.1–0.6 Бк/дм³ стали фоновими для територій осушувальних систем в зоні відчуження.

Внесок ґрунтових вод у винесення ^{90}Sr каналами зростає з 2000 р. до 36–40% і більше по мірі зближення його концентрацій в ґрунтових і поверхневих водах (в поверхневих постійно знижується, в ґрунтових місцями зростає). Від 2008 до 2020 р. поступово зростала також і частка ґрунтових вод в загальному стоці, що пов'язано із циклом маловодних років. Крім того, з 2002–2003 рр. роль ґрунтових вод у загальному водному винесенні радіонуклідів істотно підвищилась і у зв'язку із масовою дисоціацією паливних частинок, зростанням відсотку розчинних форм ^{90}Sr та інтенсивності його вертикальної міграції.

З плином часу змінюється також і роль інших процесів вторинного забруднення поверхневих вод, що пов'язано із перерозподілом та трансформацією первинних радіоактивних випадінь. До початку масової дисоціації паливних частинок та переходу ^{90}Sr у обмінні та розчинні форми у багатоводні роки проявлялась обернена залежність частки винесення ^{90}Sr від запасів його на водозборі (рис. 16.4).

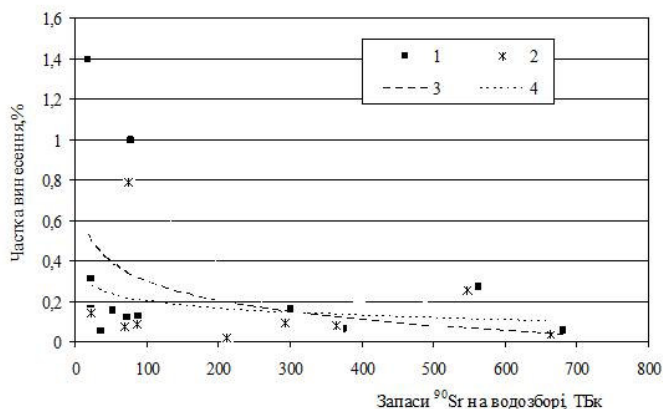


Рис. 16.4. Залежність частки винесення ^{90}Sr від його запасів на площі водозбірного басейну:

1 – в 1998 р., 2 – в 1999 р.; 3 і 4 – відповідні логарифмічні тренди винесення

Істотний вплив форм випадінь ^{90}Sr на формування його водного винесення проявляється також в динаміці модулів винесення з басейнів ЧЗВ у порівнянні із часткою винесення (рис. 16.5). Очевидно, для басейнів, забруднення яких сформовано переважно конденсаційною компонентою випадінь (басейн р. Уж), де ^{90}Sr має істотно більшу мобільність (Кашпаров, 2001), спостерігається чітка перевага частки винесення над модулем винесення ^{90}Sr .

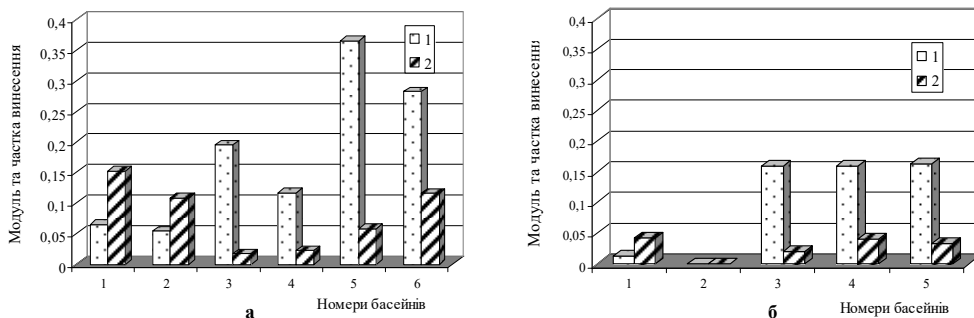


Рис. 16.5. Співставлення середніх значень модуля (1) та частки вивезення ^{90}Sr (2) в періоди:

а – домінування ^{90}Sr в складі паливних частинок (1987–2001 рр.);
 б – домінування мобільних форм ^{90}Sr (2002–2011 рр.) для водозбірних басейнів:
 1 – р. Уж; 2 – р. Вересня; 3 – р. Сахан, 4 – р. Брагінка, 5 – магістрального каналу МК-1 Прип'ятської осушувальної системи, 6 – р. Ілля.

По р. Ілля та Вересня спостереження з 2000 р. не проводились

Таким чином, після припинення експлуатації меліоративних систем в ЧЗВ, у перші 12–13 років відмічалось: зменшення у маловодні роки літнього стоку втричі порівняно із доаварійним періодом; зменшення обсягів загального стоку; зростання РГВ, зменшення їх амплітуди коливань, регулюючої ємності зони аерації, градієнтів потоків. Утруднені умови стоку обумовили підтоплення прилеглих до каналів і річок забруднених територій, утворення евтрофних напівпроточних боліт, які в багатоводні періоди віддають значну частку запасу радіонуклідів, що перейшли у водорозчинну форму. Незважаючи на те, що у маловодні роки стік і вивезення радіонуклідів вдалося зменшити, проте у багатоводні – модулі вивезення з меліорованих водозборів із зарегульованими каналами були вищими, ніж із незарегульованих систем та річок. Головним негативним радіоекологічним наслідком зарегулювання стоку стало прискорене забруднення ґрунтових вод і значне розтягнення в часі їх дренажування.

16.2. Концептуальні засади поводження з осушувальними системами в зонах радіоактивного враження

Відмінності в річних обсягах водного вивезення ^{90}Sr для різних осушуваних водозборів обумовлені не лише різницею за рівнем і формами радіоактивного забруднення, а й різним природним ландшафтом та ступенем техногенного впливу. Останній визначається наявними спорудами, в т.ч. осушувальними системами, та поточними заходами.

Крім того, обсяги винесення радіонуклідів змінюються з кожного із басейнів по роках із змінами гідрометеорологічних умов, ступеня зволоження, обсягів стоку, співвідношення складових водного балансу тощо. При цьому, на зміни концентрації радіонуклідів у воді впливатимуть: хімічний склад вод, ступінь проточності водотоку, тип водообміну з ґрунтовими водами, характер перерозподілу запасу радіонуклідів між ґрунтами в зоні коливань рівня, донними відкладами та гідробіонтами тощо. Усі ці важливі чинники впливають на процеси вторинного забруднення поверхневих вод радіонуклідами.

Пошук закономірностей формування водного винесення радіонуклідів водотоками потребує поглибленого аналізу ландшафтно-геохімічної обстановки на їх водозборах. Наявність штучної осушувальної мережі не лише змінює ландшафт, посилює дренажність і надає специфічного впливу на водообмін між поверхневими і ґрунтовими водами, а й забезпечує можливість виділення достатньої, статистично значущої кількості водозбірних басейнів магістральних та регулюючих каналів, яка дозволяє виконати коректний кореляційний аналіз.

На діючих системах населених територій *головним завданням* є регулювання режимів ґрунтових вод та визначення норм осушення за яких перехід в культурні рослини радіонуклідів буде мінімальним, а врожай достатньо високим; на територіях першочергової реабілітації – вивчення і посилення процесів самоочищення ґрунтів та ґрунтових вод, а *для відчужених територій* – визначення найбільш прийнятних сценаріїв водообміну та режимів стоку для мінімізації винесення за межі забрудненої зони. Поводження із меліоративними системами в зонах відчуження повинне узгоджуватись з основними принципами, визначеними Концепцією діяльності в ЗВ та ЗБ(О)В на території України (1998 р.): «будь-яка діяльність у зоні щодо покращення радіоекологічної обстановки має здійснюватися з максимальним використанням природних факторів і мінімальним втручанням у природне середовище». Таким чином, з початку 2000-х років осушувальні системи в ЧЗВ розглядаються в контексті виконання цією зоною бар'єрних функцій щодо мінімізації водного винесення радіонуклідів за її межі. Враховується, що кожен природний ландшафт по відношенню до певного забруднювача має буферну ємність або бар'єрну стійкість, яка може бути порушена шляхом регулювання режиму ґрунтових вод або іншими заходами.

Бар'єрна стійкість – якісний показник, що виражає здатність водозбору протистояти водному винесенню певного техногенного мігранта за його межі. Ступінь бар'єрної стійкості змінюється в залежності від переважаючих чи мобілізуючих чинників. На рівні фізико-хімічних процесів бар'єрна стійкість забезпечується властивостями та складом ґрунтів і їх органічної частини, а також

біогеохімічними (біологічними) процесами. Звідси випливає, що за незмінності природних характеристик середовища бар'ерна стійкість по відношенню до певної привнесеної речовини в кількісному виразі є величиною постійною. Поняття бар'ерної стійкості водозбору близьке до поняття екологічної ємності екосистеми, але стосується переважно її абіотичної частини. Як відомо, радіоемність екосистеми – це кількість радіонуклідів, яку може утримувати екосистема (в тому числі за рахунок кругообігу) без суттєвих наслідків для себе (Кутлахмедов, 2002). У випадку бар'ерного утримання радіонуклідів водозбором нас перш за все цікавить його здатність стримувати водне винесення радіоактивних мігрантів *в екстремальних випадках*, а саме – в періоди високої водності. Тобто про високу бар'ерну стійкість свідчатиме мінімальна кількість винесених під час високої повені радіонуклідів, або максимальна депонована частка запасу радіонукліду, без врахування наслідків для екосистеми-утримувача, оскільки більш небезпечними, згідно з базовими принципами діяльності в ЧЗВ (Холоша та ін., 1994), є наслідки радіоактивного забруднення для суміжних соціумів.

Бар'ерна стійкість визначається *сталими* та *динамічними* чинниками. Сталі або відносно сталі чинники становлять слабо змінні в часі ознаки ландшафту, які можуть впливати на міграцію та водне винесення радіонуклідів. До них належать: гідрографічна мережа, переважаючі типи ґрунтів (органогенні або мінеральні), мінеральний та гранулометричний склад водомістких материнських порід; певні класи западин; лісові масиви та деякі інші (Шевченко, 2013). Для того, щоб оцінити ступінь впливу цих чинників на винесення радіонукліду вони *переводяться в параметри*, які можуть бути використані при статистичному аналізі та в математичних моделях. Це щільність гідрографічної мережі, відносна площа лісу, органогенних чи мінеральних ґрунтів на водозборі і тому подібне.

До динамічних відносяться зовнішні гідрометеорологічні чинники, що змінюються по роках та в межах року: кількість опадів, характер повені, наявність літніх паводків; та внутрішньобасейнові: рівень ґрунтових вод, стан каналів, пов'язаний із їх заростанням, замуленням та регулюванням, хімічний склад ґрунтових вод, швидкість течії, дренованість. Із відносно сталими складовими середовища в межах майже кожного басейну за тривалий період (15–25 років і більше) також відбуваються повільні зміни (розширення площі лісу тощо).

На основі закономірних зв'язків між вмістом забруднювача в ґрунтових і поверхневих водах або його винесенням і сталими та динамічними чинниками виконуються епігнозні реконструкції та *прогнози* змін радіологічних показників (Shevchenko et al., 2016).

Враховуючи специфіку поведінки радіонуклідів на осушуваних ландшафтах визначено *положення* наукових досліджень та заходів в межах осушувальних систем та на прилеглий площі:

- 1) Міграція радіоактивних речовин в межах осушуваних ландшафтів відрізняється від їх міграції в непорушених умовах у зв'язку із наявністю згущеної дренажної мережі, закритого дренажу, різноманітних гідротехнічних споруд та прискореного, регульованого водообміну.
- 2) Після первинних випадінь радіонуклідів на осушуваний ландшафт починають діяти *вторинні процеси*, що призводять до винесення радіонуклідів в ґрунтові води і відкриті канали. Роль цих процесів змінюється з плином часу, що пов'язано із перерозподілом та трансформацією первинних радіоактивних випадінь.
- 3) У зв'язку із змінами в часі пріоритетних процесів та чинників вторинного забруднення дренажного стоку, відповідними повинні бути і зміни у спрямуванні діяльності щодо мінімізації водного винесення радіонуклідів за межі осушувальних систем (Шевченко, 2005).
- 4) Основним інтегральним показником бар'єрної стійкості ландшафтних умов меліорованих водозборів та технічного стану осушувальних систем на територіях радіоактивного забруднення є кількісний показник винесення радіонуклідів з дренажним стоком.
- 5) Аналіз умов формування винесення радіонуклідів необхідно виконувати на ландшафтно-басейновій основі.
- 6) Отримання наукових результатів забезпечується трьома рівнями деталізації комплексу робіт: детальним – на балансових майданчиках, локальним – на водозборах окремих каналів; регіональним – шляхом узагальнення закономірностей для всієї території забруднення, що належить певній кліматичній зоні із переважанням однотипних меліоративних систем.
- 7) До найважливіших сучасних завдань напрямку належить вивчення ролі осушувальних систем і їх застосування під час реабілітації забруднених територій.

Таким чином, ступінь утримання забруднюючих речовин на площі водозбору або залучення рухомих форм радіонуклідів до водної міграції визначаються (за однакових кліматичних умов та близьких РГВ) ландшафтно-геохімічними характеристиками усїєї водозбірної площі водотоку, на якій відбувається живлення та розвантаження ґрунтових вод. Порушення бар'єрних властивостей водозборів викликає збільшення водного винесення радіонуклідів.

16.3. Вторинне радіоактивне забруднення вод дренажних каналів

Процеси, що обумовлюють вторинне забрудненням поверхневих вод стронцієм-90, досить різноманітні за рівнем впливу, механізмами та динамікою, а співвідношення їх внеску змінюється не лише в часі, але й по довжині водотоку за мінливості гідродинамічного режиму. ^{90}Sr у водоймах розподіляється більш рівномірно ніж ^{137}Cs : відносний вміст ^{90}Sr у воді сягає 48%, близько 25% накопичується біотою і 27% – донними відкладами.

При вирішенні балансових задач для конкретних об'єктів слід кількісно визначити і якісно охарактеризувати складові водного балансу, які виражають надходження (або втрати) забруднюючої речовини до водотоку, і складові власне радіаційного балансу.

Процеси вторинного радіоактивного забруднення поверхневих вод тісно пов'язані з процесами мобілізації та ремобілізації радіонуклідів з твердої фази. Основними депонуючими компонентами є ґрунти берегових укосів каналів та донні відклади. З поверхні берегових укосів каналів (нахил 20-36°, $m = 1.5-2.0$) в русло каналу або донні відклади переноситься твердий стік, що містить сорбовані радіонукліди. Десорбція радіонуклідів із донних відкладів більш інтенсивно протікає при зниженні рівня води в каналі відносно РГВ на прилеглий площі (Шевченко та ін., 2011), особливо, якщо ґрунтові води, які забезпечують основну частку стоку на цей час, мають значно менші концентрації оцінюваного радіонукліду, ніж порові розчини донних наносів. Берегові укоси є головним джерелом вторинного радіоактивного забруднення вод каналів, оскільки забезпечують надходження радіонуклідів трьома шляхами: під час затоплення при підйомах рівня, при короткочасному стіканні дощового і талого стоку по незатопленій верхній частині та при височуванні ґрунтових вод над урізом води в каналі.

До складових надходження радіонукліду, що можуть бути визначені за розрахунками лише водного балансу, належать: приток ґрунтових вод, поверхнево-схиловий стік, кількість опадів на водну поверхню, приток з боліт (за вирахуванням фільтраційних втрат і випаровування).

До процесів, які на пряму не пов'язані із водним балансом, але впливають на концентрацію радіонуклідів у поверхневих водах, відносяться: 1) десорбція та сорбція радіонуклідів донними відкладами; 2) поглинання гідробіонтами та вилучення при відмиранні та розкладі організмів; 3) вилуговування (вимивання) із затоплених ґрунтів; 4) сорбція радіонуклідів твердою фазою ґрунтів берегових укосів при фільтраційних втратах з каналу. В рівнянні загального водно-радіаційного балансу такі процеси параметризуються у вигляді коефіцієнтів, які визначаються

емпірично, або шляхом вирішення обернених задач. Два останні процеси протікають переважно при підйомах рівня води в каналах, що слід враховувати в прогнозах моделей.

В окремих випадках, коли зменшення об'ємів води супроводжується випаровуванням і підтоком висококонцентрованих болотних вод, превалюють процеси комплексоутворення з органічними речовинами, коагуляції із завислими частинками, сорбції радіонуклідів верхнім шаром донних відкладів.

У зв'язку із поступовим горизонтальним перерозподілом під впливом ерозійних процесів, заглибленням в ґрунт та трансформацією первинних форм випадіння *роль різних процесів та чинників водного виношення радіонуклідів змінюється в часі*, особливо в перші 15–20 років після їх надходження у навколишнє середовище. Протягом перших 13–16 років після аварії вторинне забруднення поверхневих вод ^{90}Sr визначалося головним чином процесами, пов'язаними із дією води на складові середовища, які депонують радіонукліди і найдовше контактують з водою (ґрунти, донні відклади), тобто із радіаційно-балансовими процесами. Для лівобережної частини ЧЗВ це пов'язано із часом повного руйнування паливних частинок (13–15 років). Найбільш ефективними водоохоронними заходами на початку цього періоду є дії щодо видалення і локалізації (безводної консервації) ґрунтів та донних відкладів з найбільш забруднених ділянок каналів, які стають джерелами поширення радіонуклідів на тривалий час.

В багатоводні періоди та в зонах підпору серед вторинних процесів радіоактивного забруднення поверхневих вод переважає **вилуговування із затоплених укосів** каналів; в маловодні, на зарегульованих меліоративних системах, – так само, а на більш проточних ділянках – надходження з ґрунтовими водами та вимивання із донних відкладів і відмерлих організмів.

Максимальний вплив **вимивання** на вторинне забруднення поверхневих вод ^{90}Sr досягається при підйомі вод на раніше незатоплювані ділянки. Це засвідчило зміну пріоритетів серед джерел вторинного забруднення в період з 1994 по 1997 рр.: від короткочасного затоплення низьких заплав під час повеней – до тривалого (до 50 діб) вимивання ^{90}Sr із забруднених укосів каналів.

В динамічних умовах експерименту максимальний вихід ^{90}Sr у розчин спостерігався через 17–21 добу (Шевченко та ін., 2011). Як показали статичні експерименти й дослідження розподілу ^{90}Sr у системі «ґрунт затопленого укосу – розчин» та в системі «донні відклади – розчин», відповідно, після 40–42 добової та 60–65 добової експозиції води на поверхні твердої фази, без змін хімічної й температурної обстановки, настає зниження, а потім стабілізація концентрацій. Вміст ^{90}Sr у воді

зростає разом із концентрацією низькомолекулярних фульвокислот та із збільшенням перманганатної окиснюваності (ПО) (Шевченко & Долін, 2002; Shevchenko et al., 2002). Ці показники збільшуються внаслідок тривалого контакту води із органічними ґрунтами, або їх затоплення під час літніх паводків. Ландшафтні ареали з болотяними органічними ґрунтами складають до 22,5% території ЧЗВ.

Зміни концентрації радіонуклідів у поверхневих водах при підйомах рівня води і тривалому затопленні укосів каналу математично описано на прикладі каналу МК-1 на лівому березі р. Прип'ять, а також апробовано на каналах системи «Грезля». Внаслідок підвищення коефіцієнта шорсткості з 0,027 до 0,05 при заростанні та замуленні каналу (Шевченко & Козицький, 2003) рівень води в каналі збільшується на Δh (рис. 16.6). За витрат $0,61 \text{ м}^3/\text{с}$ Δh дорівнює $0,17 \text{ м}$.

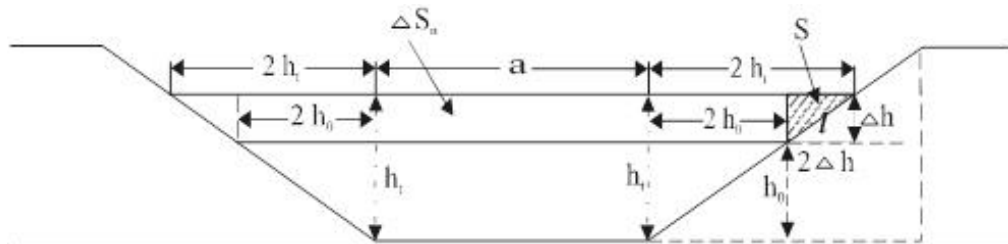


Рис. 16.6. Поперечний профіль каналу та параметри русла до і після підйому рівня води, при закладенні укосу $m = 2$

Для розрахунку концентрації ^{90}Sr у воді каналу (C_w) при підвищенні рівня слід знати leaching coefficient при затопленні:

$$K_l = \frac{C_w \cdot V_w}{C_s \cdot \rho \cdot V_s \cdot h}, \quad (16.2)$$

де C_w – об’ємна активність ^{90}Sr у воді над забрудненим укосом, Бк/м³, V_w – об’єм цієї води, м³, C_s – питома активність ^{90}Sr в контактному шарі ґрунту, Бк/кг, ρ – об’ємна маса цього шару, кг/м³, V_s – об’єм ефективного контактного шару ґрунту, м³, h – шар води над монолітом, мм або м.

Візьмемо значення K_l що характеризує надходження ^{90}Sr у воду за 16 діб з моноліту, який відібрано з укосу каналу на лівому березі р. Прип'ять і залито природною водою, тобто $1,25 \text{ м}^{-1}$. Із оберненого рівняння для C_w очевидно, що концентрація радіонукліду у воді напряду залежить від приросту рівня води. Якщо закладення укосу $m = 2$, вода розтікатиметься на укіс на відстань $c = \sqrt{4 \cdot \Delta h^2 + \Delta h^2} = 2.236 \cdot \Delta h$, а

площа поперечного перерізу прибортової товщі води дорівнюватиме

$$S = 2\Delta h \frac{\Delta h}{2} = \Delta h^2, \text{ вся додаткова площа складе:}$$

$$\Delta S_n = ((4h_t + a) + (4h_o + a)) \cdot \frac{\Delta h}{2}, \quad (16.3)$$

де h_t – глибина, або рівень води на час t , що виріс за рахунок зменшення пропускної здатності русла (для МК-1 дорівнює 0,67 м), h_o – початкова глибина води в каналі, що співпадає з проектною для даної витрати (0,5 м), a – ширина дна каналу; $\Delta h/2$ – середній приріст шару води над затопленим укосом, при тому, що поперечний переріз каналу має трапецієвидну форму (див. рис. 16.6). Можна записати $h_t = h_o + \Delta h$, тоді

$$\Delta S_n = (4h_o + 2 \cdot \Delta h + a) \cdot \Delta h. \quad (16.4)$$

Розрахуємо концентрацію для прибортового шару, або об'єму води, враховуючи, що

$$V_s = 2.236 \cdot \Delta h \cdot H_m \cdot L, \quad (16.5)$$

де H_m – товщина шару масообміну, або ефективного контактного шару ґрунту (переважно 0,05–0,1 м); L – довжина каналу (для розрахунків прийнято одиничну довжину, тобто 1 м), $V_w = \Delta h^2 \cdot L$.

Тоді

$$C_{dz} = \frac{K_l C_s \rho H_m 2.236 \cdot \Delta h^2}{2\Delta h^2} = 1.118 \cdot K_l C_s \rho H_m, \quad (16.6)$$

де ρ – питома вага ґрунту, кг/м³.

Для всього додаткового шару води

$$C_A = \frac{K_l C_s \cdot \rho H_m 1.118 \cdot \Delta h}{4h_o + 2 \cdot \Delta h + a}. \quad (16.7)$$

При підстановці експериментальних даних (табл. 16.1) отримаємо $C_A = 0.13$ кБк/м³, що відповідає фактичним концентраціям ⁹⁰Sr в центральній частині потоку МК-1. На відміну від всього додаткового об'єму, для прибортового шару отримаємо більш високі концентрації ⁹⁰Sr у воді: $C_{dz} = 4.7$ кБк/м³. Це вище за ГДК більш ніж у 2 рази. Внаслідок заростання та відсутності течії в цьому шарі майже не відбувається перемішування.

Розсіювання, тобто переміщення радіонуклідів до перехідної зони (між проточною та мертвою) підпорядковується молекулярній дифузії і протікає дуже повільно (приймаючи, що D_m у вільних розчинах $(8-15) \cdot 10^{-5}$ м²/добу (Рошаль, 1980). Застійний режим мертвої зони обумовлює зростання H_m , що згідно з (16.6) і (16.7) призводить до

збільшення виходу ^{90}Sr в розчин. При цьому з глибиною питома активність ґрунту (C_s) зменшується, а об'ємна маса збільшується (табл. 16.1).

Таблиця 16.1

Значення параметрів для розрахунку об'ємної активності ^{90}Sr
при підйомах рівня води

Формула	Параметр							Результат C_{dz} або C_{Δ} , кБк/м ³
	K_l м ⁻¹	C_s , Бк/кг	ρ , кг/м ³	Δh , м	H_m , м	h_o , м	a , м	
(16.6)	0,94	30	1230	-	0,15	-	-	5,8
(16.6)	1,25	35	1220	-	0,12	-	-	7,2
(16.7)	1,25	40	1200	0,17	0,07	0,5	4	0,126

В перехідній зоні дифузія поступово змінюється турбулентним перемішуванням, тобто до центральної, найбільш проточної частини наростає дисперсія між струменями різної швидкості.

Завдяки турбулентному перемішуванню, особливо за значних швидкостей потоку та незначному заростанні, радіонукліди розходяться з прилеглої до укосу зони на весь об'єм потоку води в діючому перерізі. Тому в результаті отримуємо дещо меншу усереднену концентрацію

$$C = \frac{V_{rz}C_{rz} + V_cC_c + V_{lz}C_{lz}}{V_{rz} + V_c + V_{lz}}, \quad (16.8)$$

де C – результуюча об'ємна активність радіонукліда після змішування об'ємів води центральної зони (V_c) з концентрацією C_c і мертвих зон правого (V_{rz}) та лівого (V_{lz}) берегів з концентраціями C_{rz} і C_{lz} .

Таким чином, забруднення водотоків ЧЗВ радіонуклідами підпорядковується стану їх проточності. Найбільшу небезпеку вторинного забруднення поверхневих вод при підйомах рівня несуть раніше незатоплювані ділянки укосів та прилеглого суходолу, що мають максимальний потенціал виходу ^{90}Sr в розчин.

В статичних умовах із **донних відкладів** у водорозчинну форму переходить 0.18–0.26% ^{137}Cs та 8.5–38.0 % ^{90}Sr . В системі «порові розчини донних відкладів – нижній – верхній шар поверхневих вод каналу» в 1998–2001 рр. у 33% випадків напрями градієнтів концентрації ^{90}Sr виявились від'ємними (у травні–липні), – переважно в зонах підпору. Вміст ^{137}Cs у воді каналів, в більшій мірі, ніж ^{90}Sr обумовлений вимиванням його з донних відкладів. Відношення вмісту $^{137}\text{Cs}/^{90}\text{Sr}$ в усіх пробах осадів, що було відібрано в меліоративних каналах лівобережжя р. Прип'ять в 2000 р. становило 20 ± 2 , а їхнє первинне співвідношення – приблизно 1:1. Отже, переважна частина ^{90}Sr , який первинно містився у

донних відкладах, була винесена водним шляхом, і у складі донних відкладів містилось не більше 5% ^{90}Sr від його первинної кількості (Шевченко & Долин 2002). Тому *розчищення каналів* із видаленням радіоактивних донних відкладів та рослинності, як основних джерел вторинного забруднення поверхневих вод, доцільно проводити не пізніше ніж на четвертий-п'ятий рік після радіоактивних випадів, коли у верхніх б'єфах перекритих споруд накопичується шар мулу близько 15 см. Розчищення каналів сприятиме також підтриманню низького базису ерозії, попередженню широкого забруднення ґрунтових вод.

Залишки напіврозкладених водоростей та інших відмерлих **гідробіонтів** є впливовим джерелом вторинного забруднення вод каналів: за 10 діб з них вилуговується близько 0,9% від початкового вмісту ^{90}Sr в рослинних рештках (на суху масу); відношення вмісту радіонукліду у воді до його вмісту в рослинних рештках (коефіцієнт переходу) наблизатиметься до 0,01 кг/дм³.

Після зменшення ролі десорбції із донних відкладів та поверхневого дощового змиву, вторинне забруднення вод каналів та малих приток Прип'яті, за умов підпору води в нерозчищеному каналі, переважно забезпечували процеси вилуговування із забруднених укосів (58±8% внеску) (Шевченко, 2016).

Після початку реконструкцій на меліоративних системах ЗВ і ЗБ(о)В в 2000–2001 рр., що співпало із закінченням циклу багатоводних років, до домінуючих джерел вторинного забруднення поверхневих вод долучилися **ґрунтові води**, обсяги винесення ^{90}Sr з якими значною мірою залежать від типу режиму, характеру водообміну та ландшафтно-геохімічних характеристик всієї водозбірної площі.

Об'ємна активність ^{90}Sr у ґрунтових водах більшою мірою залежить від інтенсивності водопритливу до свердловин ніж від РГВ (рис. 16.7). Найбільша водопровідність, водопритоки і концентрації ^{90}Sr характерні для свердловин, що закладені в добре промитих зонах транзиту підземних потоків (Шевченко, 2018). Найменші концентрації були виявлені в ґрунтових водах на ділянці з найменшим водопритливом. У зв'язку з цим на ділянках закритого дренажу спостерігаються підвищені концентрації ^{90}Sr в підземному дренажному стоці навіть за нижчих РГВ.

Отже, *послаблення дренажу ґрунтових вод* після виведення систем з експлуатації на територіях або на етапі переважання розчинних форм ^{90}Sr може сприяти зменшенню його винесення в канали, *навіть при підвищенні РГВ*.

Особливості перерозподілу техногенних радіонуклідів у водному середовищі осушуваних ландшафтів ЧЗВ визначаються чотирма *типами водообміну між ґрунтовими водами та каналами*: 1) без матеріального дренажу, при роботі каналу як дрени; 2) за наявності діючого

матеріального дренажу, 3) умови постійного підпору, 4) підземні потоки перемінних напрямків. Найбільш інтенсивно процеси забруднення ґрунтових вод відбуваються на ділянках 2 та 3 типів, поверхневих вод – на ділянках діючого закритого дренажу (Шевченко, 2002). В дренажних водах закритих колекторів фіксуються порівнювані або навіть більш високі концентрації ^{90}Sr , ніж у поверхневих водах водоприймачів. Тут ^{90}Sr в більшій мірі вимитий з поверхневого шару ґрунту і переміщений на глибину у більших кількостях відносно ^{137}Cs , ніж на ділянках без дренажу.

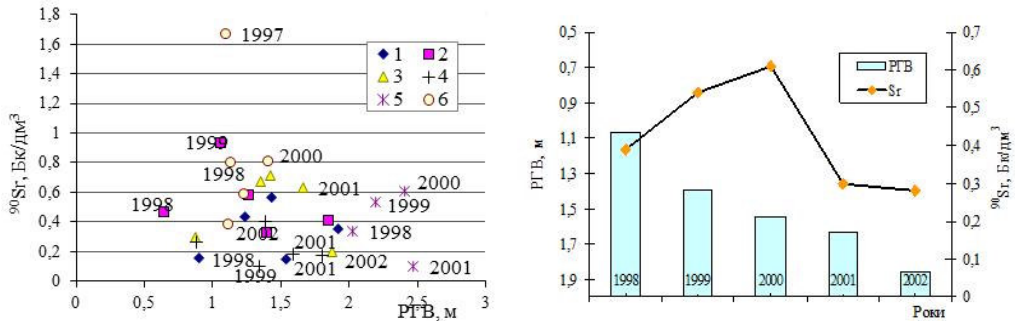


Рис. 16.7. Забруднення ґрунтових вод ^{90}Sr за відповідних рівнів залягання їх дзеркала:

- а – залежність вмісту ^{90}Sr від РГВ для 6 свердловин окремо за 1997–2002 рр.,
 б – усереднені по 6-ти свердловинах тенденції змін РГВ та концентрацій ^{90}Sr за роки спостережень

На ділянках 1 типу водообміну винесення радіонуклідів найменше, тобто найкраще проявляються бар'єрні функції ландшафту. Тут інфільтраційне живлення є визначальним фактором забруднення ґрунтових вод ^{90}Sr , якщо немає значного бічного притоку із прилеглих підтоплених територій. При цьому забруднення ґрунтових вод порівняно невелике. У роки, коли бічний відтік переважає над сумарним живленням ґрунтових вод на 47–70 мм, відмічається помітне зменшення середньорічних концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах, а в роки з рівномірним розподілом опадів зменшуються його концентрації і в поверхневих водах каналів. Для ділянок перемінного водообміну з поверхневими водами (4 тип) відзначається найбільш тісна залежність між концентрацією ^{90}Sr в ґрунтових водах і поверхневих водах каналу. На міжканальних ділянках (4 тип) на динаміку змін концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах у рівній мірі впливають бічний приток (пряма залежність) та відтік (обернена залежність). Збільшення концентрації ^{90}Sr у водах свердловин пов'язується не лише із відтоком забруднених вод з каналу, а й з міграцією ^{90}Sr з боку мікрозападин.

На період досліджень 1996–2002 рр. найбільш чистий у радіаційному відношенні поверхневий стік формувався при його розбавленні дренажними водами, що надходили з чистих ділянок, або ґрунтовими водами – при *інтенсивному природному дренаванні*. Частка винесення ^{90}Sr підземним стоком від загального винесення по каналах за багатоводні 1997–2000 рр. складала: для сильно забруднених територій – 0,2–2,7% (Шевченко та ін., 2011); для систем або каналів на менш забруднених територіях – 1,1–25,0%; у маловодні роки (2004–2007 рр.) ця частка збільшилась до 35%. На 2010–2019 рр. вона зросла до 25–45% (рис. 16.8) і ґрунтові води стали одним з провідних джерел винесення ^{90}Sr до водотоків.

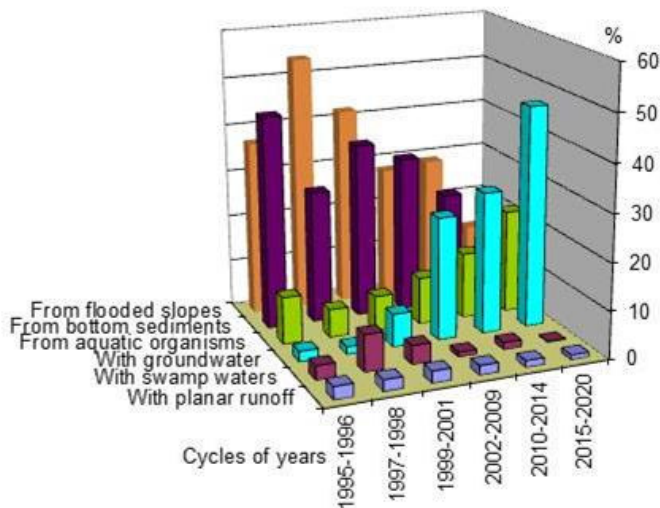


Рис. 16.8. Головні джерела вторинного забруднення поверхневих вод каналів та зміни їх частки у формуванні винесення ^{90}Sr за роки спостережень на лівобережних системах в зоні відчуження (на прикладі каналу МК-7 Прип'ятської системи)

Фактичні та розрахункові зміни домінуючих джерел вторинного забруднення за багаторіччя представлені на рис. 16.8. Помітно зменшується з часом роль донних відкладів та площинного стоку у вторинному забрудненні вод каналів. Вона вірогідно була максимальною у 1986–1992 рр. Для 1995–1996 рр. експериментально визначено внесок цих процесів у формування винесення ^{90}Sr каналами на лівобережжі р. Прип'ять, який склав, відповідно, 45 і 2,7%. Вилуговування із затоплених укосів та стік з боліт – у 1997–1998 рр. забезпечували, відповідно 54 і 7,8%.

Залежність концентрацій ^{90}Sr в поверхневих водах від рівня води в каналах носить прямо пропорційний характер, проте, залежність від швидкості неоднозначна: якщо зростання швидкості пов'язане з підйомом рівня – залежність пряма, що характерно для великих магістральних каналів, якщо ж рівні при цьому змінюються не суттєво – обернена (переважно бічні канали).

Головна причина не тимчасового, а постійного збільшення ролі ґрунтових вод у винесенні ^{90}Sr до відкритих водоприймачів пов'язана із зростанням частки обмінних та розчинних форм ^{90}Sr в ґрунтах водозбору.

16.4. Чинники бар'єрної стійкості водозборів

Усі чинники, що визначають перебіг вищезначених процесів, поділяються на ті, що обумовлюють міграційні властивості радіонукліду (валентність, іонний радіус, фізико-хімічні форми перебування у середовищі тощо) і такі, що характеризують умови або середовище його міграції.

Водневий показник (рН водної витяжки) ґрунтів проявляв значущий ступінь впливу на залучення ^{90}Sr до водної міграції лише у перші роки після аварії. Вплив рН має обернений зв'язок із кількістю опадів ($r = -0,58$), з початком багатоводних (> 600 мм) 1996–2001 рр. вплив цього показника на винесення ^{90}Sr знизився; незначним був його вплив і під час наступного короткого багатоводного циклу, що почався з 2004 р.

Коли у зв'язку із масовим руйнуванням паливних частинок ^{90}Sr масово переходить у ґрунтові води (2002–2016 рр.) одним із основних чинників, що визначає бар'єрні функції, стає *вміст органічних комплексотворювачів або сорбційна ємність порід* зони аерації та водомістких порід.

Біля 40% (більше 100 тис. га) території ЧЗВ займають перелоги (трав'янисті угруповання), які утворилися на місці покинутих полів. При цьому 39 000 га перелогів розміщуються на ділянках з впливом меліоративних систем і 62 000 га знаходяться в умовах природного зволоження.

Лучна ландшафтна підсистема виконує бар'єрну функцію між підсистемою каналу (річки) та іншими підсистемами, є характерною і основною для сучасних меліоративних систем ЧЗВ, займаючи близько 75% їх площі (без масивів лісу, які раніше не зараховувались до площі систем). Саме тут відбувається затримка і кругообіг переважної частини рухливих форм радіонуклідів у зоні аерації під час їх вертикального інфільтраційно-випарного переміщення та поглинання рослинами, розсіювання та латерального перенесення з фільтраційним потоком

грунтових вод (Шевченко та ін., 2011). Значна частка рухливих форм радіонуклідів перехоплюється безстічними пониженнями. Досить незначна частина загального запасу радіонуклідів, зосереджених на лучних водозборах, – в межах 0,01–0,14%, надходить до каналів і виноситься у водоприймачі. В рослинну біомасу луків і *перелогів* в середньому залучається близько $1,8 \cdot 10^{12}$ Бк ^{90}Sr , що складає 0,2% від його загального запасу в ґрунтах ЧЗВ (Паскевич, 2005).

Обернена залежність винесення ^{90}Sr від відносної площі лісу на водозборі (рис. 16.9) посилюється з віддаленням від моменту аварійних випадків, що пояснюється збільшенням частки обмінних і водорозчинних форм радіонукліду, здатних поглинатися рослинністю. У багатоводні роки роль лісу також більш вагома. Регресійна модель, що враховує відносну площу лісу (S_f) та загальну кількість западин (Nz) на водозборі (станом на 1998 р.), має високу ступінь математичної апроксимації процесу ($R_{\text{мн.}} = 0,997$; $R^2 = 0,99$):

$$W = 502,134 + 0,0354Z_{Sr} - 7,9527Nz - 50,1387 \cdot Sf - 7,5 \cdot 10^{-8} Z_{Sr}^2 + 0,0035Nz^2 - 1,107 \cdot Sf^2. \quad (16.9)$$

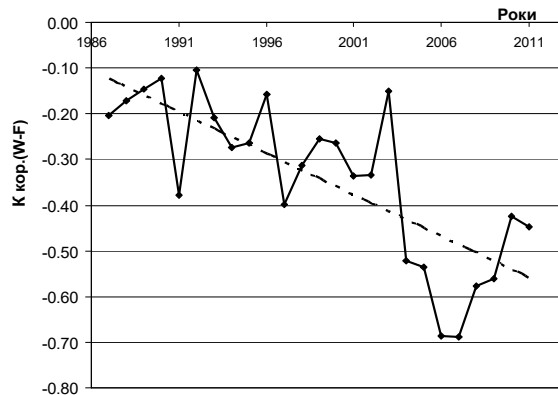


Рис. 16.9. Хронологічні зміни ступеня оберненого впливу відносної площі лісу (F) на водозборі на водне винесення ^{90}Sr (W) (для 9 водозбірних басейнів)

Лісомеліорація істотно посилює бар'єрну стійкість водозборів до винесення ^{90}Sr . Згідно з розрахунками збільшення площі лісу на 50% від існуючого значення допомогло б зменшити винесення ^{90}Sr з різних водозборів на 19–46% від значення за 1999 р.

За результатами статистичних оцінок більша частина площі западин, особливо великих заболочених, працює на утримання ^{90}Sr , а в малих западинах, яких більше, та провідних відносна площа зон швидкої міграції

більша (до 20%) і вони більше пропускають ^{90}Sr до ґрунтових вод, ніж утримують. У великих западинах активні зони складають лише 4–6% їх площі, але тут вони мають кращу провідність, ніж у малих западинах (Бублясь, Шестопапов, 2001). Згідно з факторним аналізом, провідні западини увійшли до групи «водних» чинників, тобто тісно пов'язані із живленням підземних вод. Транзитна роль провідних западин зростає з часом (рис. 16.10).

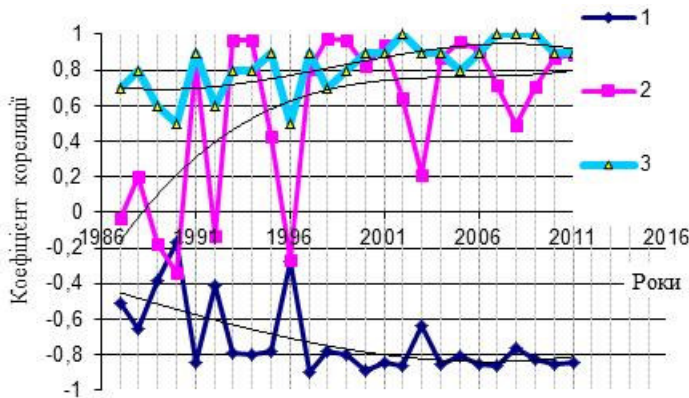


Рис. 16.10. Хронологічні зміни залежності вивезення ^{90}Sr від площі западин на водозборі, км² (1), їх щільності, один./км² (2), відносної площі сухих (провідних) западин, % (3) з поліноміальними трендами 3-го ступеня

Техногенні чинники, а саме – ступінь меліорованості водозбору та зарегульованості гідрографічної мережі, виявились найбільш впливовими (за результатами множинного кореляційного аналізу). Отже, коригування радіоекологічної обстановки та обсягів вивезення радіонуклідів з водозборів цілком можливе.

Використовуючи регресійні рівняння, подібні до (16.1) та (16.9), можна підібрати такі значення чинників, за яких концентрація та/або вивезення будуть найменшими. Це є достатнім обґрунтуванням для визначення оптимальних режимів стоку з осушувальних систем та запобіжних водоохоронних заходів з мінімізації вивезення радіонуклідів. Згідно з рішенням рівняння, що враховує запаси радіонукліду на водозборі (Z_{Sr}) зменшення зарегульованості на 20% призводить до зменшення вивезення на 23 – 29%. Зменшення дренажності на 25% може призвести до зниження вивезення на 3–9%. Збільшення частки стоку ґрунтових вод в балансі водотоків на 4–12% по усіх регресійних рівняннях для сценарію 1999 р. (за незмінної швидкості і рН розчину) дозволило б забезпечити зменшення вивезення ^{90}Sr щонайменше на 9% при збільшенні частки стоку ґрунтових вод до 35% (Шевченко, 2016). Епігнозні розрахунки

винесення за відсутності штучних підірних споруд при беззатримному пропуску стоку допомагають змодельовати альтернативний фактичному багаторічний хід винесення ^{90}Sr з осушуваних водозборів після аварії на ЧАЕС (рис. 16.11), який дозволив би зменшити винесення за період з 1987 по 2004 рік на 1.48 ТБк. Отже, буферна ємність кожного природного ландшафту по відношенню до певного забруднювача може бути не лише порушена техногенними надбудовами, а й посилена меліоративними заходами, лісовими насадженнями, внесенням сорбуючих матеріалів.

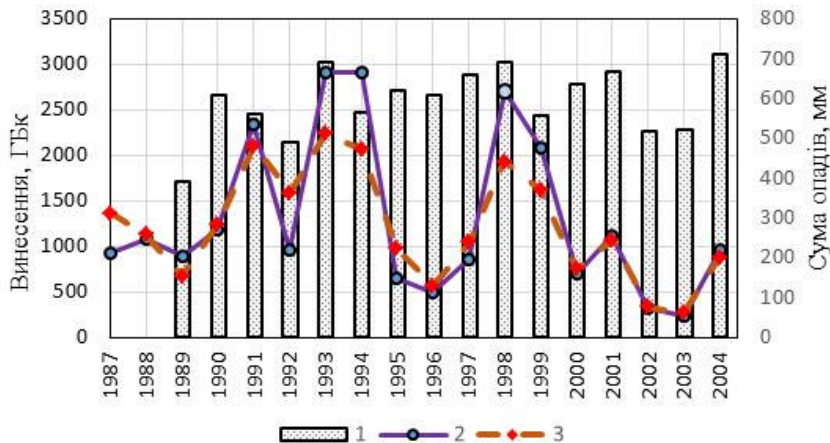


Рис. 16.11. Сумарне фактичне винесення ^{90}Sr з основних меліорованих водозборів та гіпотетичний графік винесення за відсутності значного затоплення і підтоплення систем: 1 – сума річних опадів, мм, 2 – фактичне винесення, ГБк/рік; 3 – розрахункове винесення, ГБк/рік

Для оптимізації кількості показників, спрощення та більшої репрезентативності моделей проводиться *факторний аналіз*. Він дозволяє також встановити структуру залежності між характеристиками басейнів, які використовуються для прогнозування водного винесення радіонукліду. Визначаються вагомі фактори для кожного з басейнів з метою вибору об'єктів цільового втручання та обґрунтування характеру поведінки з осушувальними системами в цілому. Виявилось, що на лівобережній перезволоженої заплавної частині водозбору вирішальне значення у формуванні винесення ^{90}Sr відіграють «водні» характеристики. В басейнах р. Брагінка, МК-2, МК-1 осушувальної системи «Усів» (всі лівий берег) і правобережної р. Сахан більш вагому роль у регулюванні процесів міграції радіонуклідів відіграють «грунтово-рослинні» чинники.

16.5. Бар'єрна стійкість водозборів зони відчуження до винесення ^{90}Sr

Такі динамічні чинники, як кількість опадів і характер їх розподілу протягом року, величина сумарного поверхневого стоку, щільність радіоактивного забруднення поверхні; мають першочерговий вплив на водне винесення радіонукліду. Але величина запасів ^{90}Sr в ґрунтах всього водозбору не є вирішальним і достатнім параметром при визначенні об'ємів водного винесення (Shevchenko et al., 2016). Про це свідчать низькі коефіцієнти кореляції між винесенням і запасами ^{90}Sr (для лівобережжя р. Прип'ять до 0,58) та малі значення частки винесення ^{90}Sr від запасів на водозборі (переважно в межах 0,01–0,08%). Це вказує на далеко не повну участь радіоактивних випадінь і площі водозбору у формуванні водного винесення ^{90}Sr .

В якості *радіологічних показників бар'єрної стійкості* для водозбірних басейнів, за наявності статистично значущого ряду об'єктів, краще користуватись приведеними показниками – *модулями винесення*, що враховують не лише обсяги стоку, а й площу басейну. Також показовою є *частка винесення*, що враховує запас радіонукліду на площі басейну.

Модуль винесення (M_6), що становить відношення кількості винесеної водотоком активності радіонукліду за рік до площі водозбору цього водотоку (ГБк/рік/км²), може слугувати *кількісним показником бар'єрної стійкості водозборів* як на локальному, так і на регіональному рівнях:

$$M_6 = \frac{W}{F} = \frac{\sum_{i=1}^n Q \cdot C \cdot 86,4}{F \cdot 10^3}, \quad (16.10)$$

де W – винесена за рік або гідрологічний період кількість радіонукліду, ГБк/рік (період), n – кількість діб в розрахунковому періоді, F – площа водозбору, км²; Q – витрати водотоку, м³/с; C – об'ємна активність, кБк/м³ (Шевченко & Кіреєв, 2005).

Водне винесення ^{90}Sr (ГБк) визначається залежністю

$$W = 10^{-2} \cdot b_n \cdot Z_{Sr}^0 \cdot e^{-0,024t}, \quad (16.11)$$

де b_n – коефіцієнт винесення на даний n -й рік, або частка винесення від запасу радіонукліду на водозборі %; Z_{Sr}^0 – запас ^{90}Sr на площі водозбору даного водотоку в перший рік забруднення, t – кількість років від початку забруднення до n -го року.

Показником виснаження бар'єрної стійкості є модуль бар'єрних та мобілізаційних функцій, який визначається з різниці модуля винесення і модуля ГДК.

Природна та порушена (з врахуванням меліорованості водозбору, зарегульованості гідрографічної мережі тощо) бар'ерна стійкість оцінюються окремо. Під час оцінки природної стійкості водозборів ЧЗВ до ^{90}Sr враховано наступні показники (параметри): щільність западин, шт./км²; відносні (від площі басейну, %) площі поширення перезволожених і затоплених западин; сухих западин та на піску; лісу, органо-мінеральних ґрунтів, ґрунтів органічного походження. Найбільш впливовими природними чинниками, що забезпечують бар'ерну стійкість водозборів до винесення ^{90}Sr , є лісові масиви та органо-мінеральні ґрунти, такими, що її послаблюють – сухі («провідні») западини та густа гідрографічна мережа. Відносно поширення цих показників (ландшафтних ознак) на водозборі, з врахуванням рейтингу (за коефіцієнтами множинної кореляції), замінено на бали за принципами кваліметрії. Діапазон балів змінюється від -18 (площа сухих «провідних» западин) до +20 (площа лісу).

Визначальні чинники впливу на винесення ^{90}Sr (окрім запасів на водозборі) було виділено не лише по басейнах, а і для окремих метеорологічних та трансформаційних етапів (Шевченко, 2018).

Густа осушувальна мережа та став-охолоджувач ЧАЕС істотно знижують природну бар'ерну стійкість водозборів і мають більший вплив на винесення, ніж природні чинники, що випливає з більших значень позитивних коефіцієнтів кореляції. Так, за меліорованості порядку 40% стійкість водозбору р. Сахан погіршується в 3,7 рази і переходить із доброї у задовільну. За меліорованості від 60 до 70% стійкість окремого водозбору змінюється від середньої із позитивним балом до слабкої із від'ємним балом; коли ж меліорованість більша 70%, бар'ерна стійкість погіршується до незадовільної і дуже незадовільної та небезпечної, що відбивається на стабільно високому винесенні ^{90}Sr . Меліорованість на рівні 10–20% істотно не впливає на бар'ерну стійкість.

Зниження стійкості добре проявляється через модулі винесення і, особливо, через зміни з часом модуля бар'єрних та мобілізаційних функцій ($M_{\text{бм}}$) щодо ^{90}Sr . На водозборах з більш високою природною стійкістю швидкість зменшення річного винесення ^{90}Sr більша, ніж на водозборах із меншою здатністю до утримання радіонукліду. Перехід до від'ємних значень $M_{\text{бм}}$ відбувається перш за все на тих водозборах, де сума балів, що визначають природну бар'ерну стійкість, більша 10, а меліорованість менша 20%, причому, *практично незалежно від ступеня радіоактивного забруднення*. Висока природна бар'ерна стійкість водозборів істотно зменшується при врахуванні техногенних чинників саме за рахунок більш високої меліорованості та щільності гідромережі (рис. 16.12). Це уповільнює перехід $M_{\text{бм}}$ до від'ємних значень. Отже, швидкість досягнення прийнятних $M_{\text{бм}}$, коли концентрація ^{90}Sr у

поверхневому стоці менша за ГДК, обернено пропорційна меліорованості та щільності гідромережі, що дозволяє прогнозувати терміни виходу значень виносення ^{90}Sr на безпечний рівень.

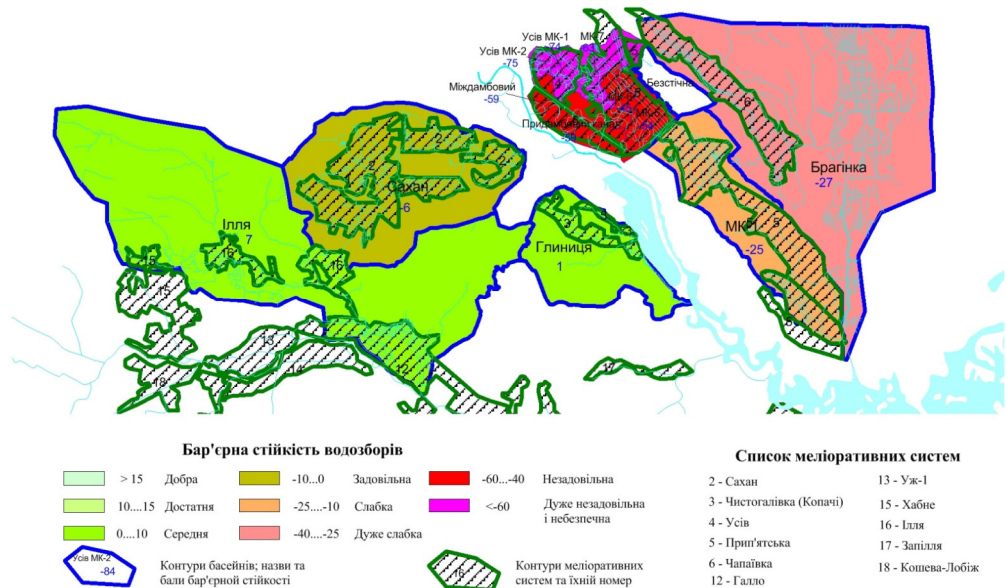


Рис. 16.12. Районування водозбірних басейнів Чорнобильської зони відчуження за бар'єрною стійкістю до виносення ^{90}Sr із врахуванням осушувальної мережі

16.6. Сучасні проблеми та шляхи поліпшення ситуації на водозборах з осушувальними системами в зоні відчуження

З викладеного у попередніх розділах випливає, що меліоративні системи мають особливі умови вторинного радіоактивного забруднення ґрунтових та поверхневих вод, пов'язані із характером водообміну, конструктивними особливостями та сучасним технічним станом систем.

Людина, створивши ці засоби управління режимом, повинна вміти використовувати їх за різних обставин, в тому числі, при радіоактивному забрудненні, – для мінімізації негативних впливів на середовище та власні умови проживання. Для ефективного використання систем необхідно, перш за все, аналізувати та враховувати існуючий досвід водоохоронних заходів в ЧЗВ. Цей багаторічний досвід засвідчує, що осушувальні системи є визначальним чинником впливу на процеси ландшафтовідновлення, стан лісу, пожежну безпеку, підтоплення пунктів

поховання та тимчасової локалізації радіоактивних відходів, прилеглих до ЗВ і ЗБ(О)В населених пунктів тощо.

Під час оцінки ефективності водоохоронного комплексу, запровадженого в 1993–1994 рр. на лівобережній Прип'ятській системі, нами розраховано водне винесення радіонуклідів від усіх можливих розподілених джерел, що дозволило виявити досить відчутні негативні ефекти від впровадження водоохоронного комплексу (Шевченко та ін., 2001). Відповідно до балансових розрахунків, замкнену міждамбову площу можна використовувати як «пастку» для радіоактивних речовин. Розвантаження з неї за рахунок фільтрації веде до значно меншого винесення ^{90}Sr у річку, ніж механічне скидання забруднених поверхневих вод до р. Прип'ять за допомогою польдерної насосної станції (ПНС). Було доведено, що після відключення ПНС річний фільтраційний стік з польдера в річку не буде перевищувати 3,13 млн m^3 , тобто є втриє меншим ніж об'єми води, скинуті насосною станцією, – річне винесення ^{90}Sr в річку зменшується у 57 разів.

Якщо водозбір сильно забруднений, а його бар'єрна стійкість є дуже низькою, слід розглянути можливість переведення його стоку до суміжних басейнів, з меншою щільністю забруднення та кращими бар'єрними здібностями. Дослідження 1997–1998 рр. довели, що використання меліоративних каналів для забезпечення циркуляції забруднених вод в умовах доброї дренажності ґрунтових вод та наявності природних біоплато забезпечують їх самоочищення на 90–96% (Шевченко та ін., 2000), залежно від довжини транспортуючої мережі. Відновлення функціонування шлюзів-регуляторів та розгалуженої мережі каналів на лівобережжі р. Прип'ять дозволило відвести частину стоку з перезволоженого і дуже забрудненого Північного басейну (стік до прорану в дамбі № 7) по каналу МК-1 в гирло р. Брагінки через менш забруднені та підтоплені території ЧЗВ. При проходженні відстані в 25–35 км вода помітно очищується за рахунок природних біоплато. На другий рік після розчисток і введення в дію нової системи водорозподілу (2002 р.) вдалось зменшити обсяги винесення ^{90}Sr каналом МК-1 на 57% порівняно з близьким за водністю 2000 р., незважаючи на те, що внаслідок збільшення ступеня дренажності об'єми стоку зросли з 13,36 у 2000 р. до 16,42 млн m^3 у 2002 р. Переведення забрудненого стоку з водозбору із високою щільністю забруднення ^{90}Sr (1480–3700 $\text{кБк}/\text{m}^2$) у водозбірний басейн із значно меншою щільністю забруднення (7,4–18,5 $\text{кБк}/\text{m}^2$) виявилось, на сьогоднішній день, найбільш ефективним регулюючим заходом на меліоративних системах.

В перші роки після спорудження меліоративних систем звичайно відбувається помітне збільшення середнього річного стоку (Булдей, 1980), що веде до збільшення винесення ^{90}Sr в перші роки після *реконструкції* осушувальних систем (Холоша та ін., 2001), головним чином внаслідок

розвантаження забруднених болотних та ґрунтових вод. Крім цього, зростання винесення ^{90}Sr в 2003–2005 роках з реконструйованої Прип'ятської системи також було пов'язане з процесами окиснення, незначним зниженням рН порових розчинів та деструкцією паливних частинок. Залежно від водності період підвищеного винесення радіонуклідів після ліквідації підпірних споруд може тривати 3–6 років.

На сучасному етапі при визначенні характеру поведінки із осушувальними системами слід керуватись задачами послідовного переведення ЧЗВ у статус радіоекологічного заповідника. Це вимагає диференційованого підходу до запровадження природоохоронних заходів в узгодженні із підтриманням мінімального водного винесення радіонуклідів за межі зони, та із врахуванням розподілу осушувальних систем по функціональних зонах (Холоша, Соботович, 1994). При цьому, для забезпечення сприятливих умов щодо відновлення торфовищ та лісових масивів, необхідно відновити і підтримувати в робочому стані регулюючі споруди на ряді осушувальних систем.

При виборі сценарію поведінки із осушувальними системами слід враховувати домінуючі чинники та характер розподілу радіонуклідів у відкритих гідросистемах ЧЗВ. Для етапу 2009–2020 рр. характерні:

- тенденція до вирівнювання вмісту ^{90}Sr в поверхневих і ґрунтових водах, а подекуди й перевищення в ґрунтових;
- збільшення частки ґрунтових вод в загальному стоці у зв'язку із зменшенням водності років (за виключенням багатоводних 2013 і 2016 рр.) та збільшення ролі ґрунтових вод у загальному винесенні ^{90}Sr (див. рис. 16.8);
- більш високі концентрації та загальне винесення радіонуклідів на ділянках закритого дренажу; загальна пряма залежність концентрацій ^{90}Sr в ґрунтових водах від інтенсивності їх дренажу (характерно і для попередніх етапів);
- нівелювання різниці між винесенням із зарегульованих та незарегульованих осушувальних систем, – також у зв'язку із циклом маловодних років;
- зниження РГВ, переосушення торфовищ та перелогів із підвищенням ризику виникнення пожеж.

Очевидно, що за цих умов утримання стоку за допомогою шлюзів-регуляторів доцільно лише на ділянках поширення торфовищ у маловодні періоди. На ділянках закритого дренажу бажано підтримувати РГВ нижче глибини його закладання (якщо це неможливо, – тримати такі ділянки в підпорі). Якщо концентрації ^{90}Sr у дренажних водах, що надходять в канали з підземних колекторів, менші ГДК, то штучне дренажування сприяє прискореній автореабілітації земель і його доцільно підтримувати. На

найбільш забруднених системах доцільним є використання вже існуючих піщаних дамб із прошарками активного мулу у якості повільних сорбційних фільтрів.

Таблиця 16.2

Заходи з посилення бар'єрних функцій та мінімізації водного винесення радіонуклідів з осушувальних систем на різних етапах післяаварійного циклу (на прикладі аварії на ЧАЕС)

Етап	Характер розподілу радіонуклідів у поверхневому стоці	Можливі заходи
1 1986 – літо 1987 рр.	Переважають завислих і слабозрочинних форм. Більш високі об'ємні активності і рухливість ^{137}Cs в порівнянні із ^{90}Sr (співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 0,81$)	Акумулявання стоку в бічній мережі каналів та осідання зависей за допомогою ГТС. Плаваючі пінополістирольні фільтри, пропуск води по каналах на рівнях нижче «берегових аномалій». Зняття та поховання дернини з найбільш забруднених берегових укосів. Застосування повільних піщаних фільтрів
2 осінь 1987– 1992 маловодні роки	Вирівнювання і поступова перевага рухливості ^{90}Sr над ^{137}Cs (співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 2-3,6$). Винос ^{137}Cs р. Прип'ять знизився в 4 рази. Високий вміст колоїдних форм. Частка ^{137}Cs на зависях збільшилась до 50%. Розчинних форм ^{90}Sr до 82%. Основне винесення радіонуклідів під час повеней. Поступове зниження об'ємних активностей ^{137}Cs та ^{90}Sr в добре проточних водотоках	Розчищення бортів та русел у верхніх б'єфах споруд на каналах. Пропуск високих вод без затримки при допустимих об'ємних активностях або акумуляція частини стоку в розчищених каналах за високого вмісту радіонуклідів у воді. Використання: пилуваатої фракції мінеральних сорбентів у водотоках із витратами < 100 л/с; міжканалних полів фільтрації з мінеральними наповнювачами і піщаних дамб, як повільних фільтрів; плаваючих фільтрів, біоплато, статичної сорбції для об'єктів з уповільненим стоком
3 1993–2001, 2004–2008, 2013, 2016 багатоводні роки	Перезволоження водозбірної площі. Перевага розчинних форм ^{90}Sr (до 96%). Більш рівномірний розподіл винесення протягом року. Істотне, нижче ГДК, зниження об'ємної активності ^{137}Cs (співвідношення $^{90}\text{Sr}/^{137}\text{Cs} = 4$). Високий вміст органічних зависей та розчинених органічних речовин. З 1996 р. – суттєвого зниження об'ємної активності ^{90}Sr не відбувається	Використання біоплато, волокнистих насадок типу «Вія» і переведення стоку на великі відстані по мережі каналів. Попередження заболочування та затоплення. Інтенсифікація дренажу для збільшення притоку більш чистих ґрунтових вод у відкриту мережу, переведення частини поверхневого стоку в ґрунтовий, обладнання каскадних систем і примусової аерації води. Використання існуючих насосних станцій для запобігання затоплення ділянок заплав і аерації води
4. 2002–2003, 2009–2020 маловодні роки, крім 2013 і 2016	Перевага розчинних форм ^{90}Sr (до 95%). У винесенні ^{90}Sr за межі ЧЗВ одну з головних ролей відіграють ґрунтові води, що контактують з ПЗРВ і ПТЛРВ, фільтруються із ставу-охолоджувача із затонів тощо	Утримання стоку на ділянках з потужною зоною аерації, на пожежонебезпечних ділянках; регулювання рівнів, ізоляція виходів дренажних колекторів, осушення поховань радіоактивних відходів. Вапнування води та біологічні методи сорбції радіонуклідів. Заліснення водозбору

В зоні відчуження в коливаннях РГВ проявляється певна сезонна циклічність, згідно з якою найнижчі рівні припадають на осінньо-зимовий період (жовтень–січень). Проте з 2015 р. відзначились аномальні зниження рівнів, що пояснюється зменшенням інфільтраційного живлення підземних вод у зв'язку із глобальним потеплінням та припиненням експлуатації водойми-охолоджувача.

За період 1993–2020 років на території ЧЗВ відбулося більше 1800 локальних та масштабних пожеж. На більше ніж половині території ЧЗВ лісові масиви, які виконували бар'єрну функцію щодо розповсюдження радіоактивних речовин, деградували (вимокли, загинули від шкідників), а місцями повністю знищені. Площа горільників зі знищеною чи пошкодженою деревиною, сухостоїв, захаращених лісових насаджень сягає близько 100 тис. га із орієнтовним запасом сухої радіоактивно забрудненої деревини 25 млн м³. Запущені пожежами механізми зростання міграційної активності РН сприяли погіршенню радіаційної обстановки в зоні відчуження, зокрема продукти горіння в місцях пожеж набули характеристик радіоактивних відходів. Горіла лісова підстилка і попіл містять 600–180000 Бк/кг ⁹⁰Sr та від 4100 до 270 000 Бк/кг ¹³⁷Cs, внаслідок пожеж вивільнено депонованого деревиною ¹³⁷Cs у 2015 році – 130 ГБк, у 2020 році – 700 ГБк. Горіла деревина має концентрацію радіонуклідів у 50–100 разів вищу ніж дрова. Діяльності щодо попередження пожеж перешкоджають недосконалість нормативної бази, бюрократичні перешкоди, відсутність на окремих територіях заповідного режиму, а також рівномірно розташованих протипожежних водойм і регульованої мережі каналів. Актуальною на сьогодні також є проблема обводнення площ поширення торфовищ для попередження масштабних пожеж і винесення радіоактивних аерозолів в атмосферу, що є цілком реальним внеском у колективну дозу опромінення персоналу та населення прилеглих до ЧЗВ територій. Всього в межах колишнього Чорнобильського району на осушувальних системах торфовища займають 5320 га – 30,7% загальної площі систем. А глибина поширення торфу подекуди (система «Чапаєвка», лівий берег) сягає 5,0 м.

З аналізу стану зволоження торфовищ напередодні займання вибудовується залежність, згідно з якою критичний рівень зволоження низинного торфу складає близько 63% від вихідного об'єму торфу (відносна вологість) (рис. 16.13). Пожеженебезпечним вважається стан низинних торфовищ, за якого вони мають вологість на рівні 69%, верхових торфів – близько 72% (Струц, 1984). Як відомо, об'ємна вологість торфу в природних умовах складає 80–100%, а масова – 300–700%; повна вологоємність сягає 380%.

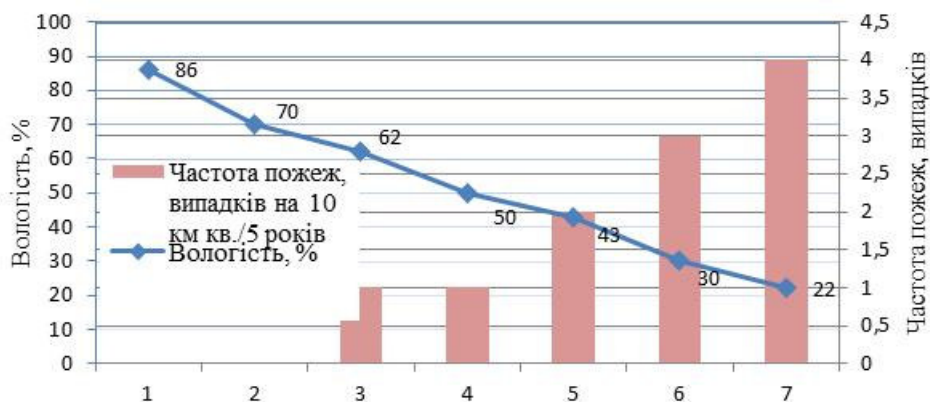


Рис. 16.13. Залежність частоти пожеж на торфовищах від їх вологості

За підтопленого стану та наявності на поверхні торфу живої болотної рослинності випадків пожеж не було зафіксовано. Для відновлення природного стану торфовищ, за якого відбувається нарощування або відновлення їх потужності, в радянські часи застосовували затоплення раніш осушених торфовищ на зразок рисових чеків (Маслов & Минаев, 1985). Для забезпечення таких ділянок водою було розроблено «схему організації біологічного ремонту ґрунту», яка включала насосну станцію та контурну дамбу, ґрунт для якої виймався при будівництві тимчасових каналів-зволожувачів. На огороженій дамбою території підтримувався рівень затоплення 10–30 см. Можливий також варіант із самостічною подачею води із ставка-накопичувача на поле «біологічного ремонту».

Для зменшення небезпеки займання торфовищ, вітрової та водної ерозії, покращання їх водно-фізичних властивостей (збільшується об'ємна маса, щільність та ін.) тощо у 80-ті роки застосовувалась практика «штучної консервації торфу за допомогою надглибокої оранки (1,5–2,0 м) з виорюванням на поверхню піску» (Маслов & Минаев, 1985). Внесення мінерального ґрунту до 0,2 м з досягненням зольності 0,5 часток одиниці також забезпечує уникнення пожеж на торфовищах. Достатнім може бути збагачення мінеральним ґрунтом або перекриття поверхні торфу лише неширокими смугами вздовж лісу, доріг та інших пожежебезпечних осередків. Такими смугами можна розділити пожежебезпечні масиви торфу на «сектори» площею по 100 га. Такі заходи зменшують вірогідність пожеж на 90% (Струц, 1984).

За 2019–2020 рр. РГВ впали нижче подошви більшості торфовищ (2,0–2,5 м) – у проникні піски. У зв'язку з невисоким капілярним підняттям в пісках (10–17 см) відбувається розрив капілярного підживлення торфу вологою і, як наслідок, його переосушення. В цьому

сенсі сприятливим виглядає природне замулення та заростання каналів з підвищенням бази́су дренажування.

Дієвим засобом для пожежегасіння може бути спорудження не лише штучних ставків – джерел гарантованого зволоження, а й лотокових каналів, які на системах зрошення забезпечують полив напуском по смугах, або каналів у напіввиїмці-напівнасіпу, до яких примикають нарізні тимчасові зрошувачі.

Для попередження пожеж на торфовищах в зоні відчуження ЧАЕС необхідно облаштувати мережу спостережних пунктів на торфовищах, на яких встановити тензіометри та датчики вологості з можливістю дистанційного отримання інформації (через супутник).

Дія динамічних та техногенних чинників обумовила стабільність змін ролі підземних вод у загальному винесенні радіонуклідів з меліорованих та природних ландшафтів. З 2001 по 2021 рр. частка підземного стоку та винесення ^{90}Sr ґрунтовими водами в умовах штучно порушених режимів зростала і ґрунтові води стали одним з провідних джерел вторинного забруднення водотоків.

З підвищенням ступеня меліорованості бар'єрна стійкість водозбору погіршується, що призводить до підвищеного винесення ^{90}Sr . Використовуючи результати рішень регресійних рівнянь, можна, шляхом регулювання окремих гідрологічних та ландшафтних чинників, посилювати бар'єрні функції водозборів і досягати зменшення винесення радіонуклідів.

Загальна стратегія водоохоронної діяльності на водозборах ЧЗВ з осушувальними системами повинна полягати в максимальному використанні природних бар'єрних елементів та функцій ландшафту, технічних засобів систем (розвиненої мережі каналів, шлюзів регуляторів тощо) та нейтралізації і локалізації дії чинників, що сприяють мобілізації радіонуклідів. Якщо бар'єрна стійкість ландшафтної системи водозбору дуже низька, можливе посилення акумулюючої здатності ландшафтів шляхом внесення сорбційних матеріалів в ґрунти мікрозападин, облаштування біологічних бар'єрів тощо.

Література до розділу

1. Всестороння оцінка ризиків аварії на Чернобыльской АЭС / Барьяхтар В., Кухарь В., Лось И., Поярков В., Холоша В., Шестопапов В. Киев, 1998.
2. Steinhauser G., Brandl A., Johnson T. E. Comparison of the Chernobyl and Fukushima Nuclear Accidents: A Review of the Environmental Impacts. *Sci. Total Environ.* 1 February 2014. Vol. 470–471. P. 800–817. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2013.10.029

3. Закономірності міграції техногенних радіонуклідів на меліоративних системах Чорнобильської зони відчуження (за результатами досліджень 1986–2004 рр.) / Шевченко О. Л., Козицький О. М., Наседкін І. Ю., Рябцева Г. П., Бублясь В. М., Іванушкіна Н. І., Осадча Н. М., Сизоненко В. П. ; гол. ред. В. А. Сташук. Херсон, 2011.

4. Лівобережна заплава: шляхи вирішення проблеми перезволоження та зростання виносу ^{90}Sr через проран в дамбі № 7 / Шевченко О. Л., Шестоपालов В. М., Сахацький О. І. Наседкін І. Ю., Гудзенко В. В., Акінф'єв Г. О. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 1999. № 14. С. 51–57.

5. Вишневецький В. І. Про зміни клімату і стоку річок в Україні. *Меліорація і водне господарство*. 1996. Вип. 83. С. 72–80.

6. Шевченко О. Л., Сахацький О. І., Ходоровський А. Я., Азімов О. Т. Обґрунтування водоохоронних заходів на лівобережжі р. Прип'ять у зоні відчуження на основі використання матеріалів багатозональної космічної зйомки. *Нові методи в космічному землезнавстві*. Київ, 1999. С. 125–129.

7. Шевченко О. Л. Радіогідрогеологія осушуваних ландшафтів Українського Полісся (на прикладі Чорнобильської зони відчуження) : автореф. дис. ... д-ра геол. наук : 04.00.06. Київ, 2016.

8. Кашпаров В. О. Формування і динаміка радіоактивного забруднення навколишнього середовища під час аварії на Чорнобильській АЕС та в післяаварійний період. *Чорнобиль. Зона відчуження*. Київ : Наукова думка, 2001. С. 11–46.

9. Кутлахмедов Ю. О., Кутлахмедова-Вишнякова В. Ю., Шиліна Ю. В., Балан П. П. Оцінка параметрів радіоємності як показників стійкості екосистем в умовах радіаційних аварій та інших впливів. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та Зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2002. Вип. 19. С. 50–55.

10. Холоша В. І., Соботович Е. В. Концепція Чорнобильської зони відчуження на території України. *Проблеми Чорнобильської зони відчуження*. 1994. Вип. 1. С. 3–17.

11. Шевченко О. Л. Ретроспективний аналіз пріоритетності чинників мобілізації забруднюючих речовин. *Вісник КНУ імені Т. Шевченка. Геологія*. 2013. Вип. 60. С. 63–69.

12. Shevchenko A. L., Charnyi D. V., Akinfiev G. A. & Kireev S. I. Factors Governing Strontium-90 export with Surface Runoff in the Chernobyl NPP Restricted Zone. *Water Resources*. 2016. Vol. 43 (3). P. 522–532. URL: <https://doi.org/10.1134/S0097807816010127> (дата звернення: 10.05.2024).

13. Шевченко А. Л. Мероприятія на осушительно-увлажнительных системах при радиоактивном загрязнении земель. *Меліорація і водне господарство*. 2005. Вип. 92. С. 122–130.

14. Шевченко А. Л., Долин В. В. Естественные и техногенные предпосылки деконтаминации водного бассейна радиационно загрязненных территорий. *Геохимия техногенных радионуклидов* / отв. ред. Э. В. Соболевич, Г. Н. Бондаренко. Київ, 2002. С. 254–290.

15. Hydrological Changes and their effect on the radiological characteristics in the Chernobyl abandoned Zone / Shevchenko A. L., Dolin V. V., Nasedkin I. Yu., Kireev S. I., Kozitskii O. N. *Water Resources*. 2002. Vol. 29 (4). P. 449–464.

16. Шевченко О. Л., Козицький О. М. Заростання та замулення русел як вихідний параметр у прогностичній моделі радіоактивного забруднення меліоративних каналів. *Наукові праці Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту*. 2003. Вип. 252. С. 131–143.

17. Рошаль А. А. Методы определения миграционных параметров. Москва : ВИЭМС, 1980. 62 с.

18. Shevchenko A. Distribution and Migration of Radionuclides in Meliorated Areas. *Chernobyl disaster and groundwater* / Editor V. Shestopalov. Publisher CRC Press, 2002. P. 133–186.

19. Паскевич С. А. Вынос ^{90}Sr и ^{137}Cs надземной фитомассой растительных сообществ лугов и залежей Чернобыльской зоны отчуждения. *Радиационная биология. Радиоэкология*. 2005. Вип. 45(3). С. 281–286.

20. Бублясь В. М., Шестопапов В. М. Аномальные зоны и их роль в перераспределении радионуклидов из поверхности почв в подземные воды. *Водообмен в гидрогеологических структурах и Чернобыльская катастрофа*. Киев, 2001. Ч. 1. С. 251–356.

21. Шевченко О. Л., Кіреєв С. І. Метод інтегральної оцінки бар'єрної здатності водозборів. *Екологія і ресурси*. 2005. Вип. 11. С. 77–86.

22. Шевченко О. Л. Осушувальні системи на радіоактивно забруднених водозборах. *Меліорація та облаштування Українського Полісся* : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. С. 379–411.

23. Аналіз ефективності та варіанти експлуатації водоохоронного комплексу Лівобережної польдерної системи / Шевченко О. Л., Козицький О. М., Насєдкін І. Ю., Акінфієв Г. О., Кіреєв С. І., Сахацький О. І., Ходоровський А. Я. *Проблеми Чорнобильської зони відчуження*. 2001. Вип. 7. С. 112–125.

24. Шевченко А. Л., Долин В. В., Киреев С. И., Цыганков Н. Я. Территориальные и сезонные закономерности распределения форм радионуклидов в поверхностных водах Чернобыльской зоны отчуждения. *Экология и здоровье человека. Охрана водного и воздушного бассейнов*.

Утилизация отходов : междунар. мат.-лы науч.-техн. конф. (12–16 июня 2000, Щелкино, АР Крым). Харків, 2000. Т. 3. С. 483–490.

25. Булдей В. Р. Гидромелиоративное строительство и охрана окружающей среды. Киев, 1980. 199 с.

26. Холоша В. І., Панасевич Е. Л., Шевченко О. Л., Клименок О. І. Природоохоронне водорегулювання для мінімізації радіаційних ризиків. *Бюлетень екологічного стану Зони відчуження та зони безумовного (обов'язкового) відселення*. 2001. Вип. 18. С. 4–12.

27. Струц В. А. Пожар на торфяных месторождениях. Противопожарные мероприятия. *Мелиорация. Энциклопедический справочник*. Минск, 1984. С. 411–412.

28. Маслов Б. С., Минаев И. В. Мелиорация и охрана природы. Москва, 1985. 222 с.

29. Герменчук М. Г., Журавков В. В. Ретроспективная оценка и моделирование радиоактивного загрязнения территории Республики Беларусь в результате катастрофы на Чернобыльской АЭС. *Журнал Белорусского государственного университета. Экология*. 2022. № 1 С. 56–67. URL: <https://journals.bsu.by/index.php/ecology/article/view/4792> (дата звернення: 10.05.2024).

17. ЕКОЛОГО-МЕЛІОРАТИВНИЙ МОНІТОРИНГ ОСУШУВАНИХ ЗЕМЕЛЬ УКРАЇНСЬКОГО ПОЛІССЯ

17.1. Становлення та розвиток моніторингу осушуваних земель гумідної зони України

Меліорація земель гумідної зони є одним з базових факторів соціально-економічних перетворень та відіграє чималу роль в розвитку і підтримці національної економіки та європейської економіки в цілому.

Сучасна меліоративна наука має власну парадигму, методологію, принципи, школи тощо. Класичними для осушувальних меліорацій можна вважати підходи, які розглядають меліорацію земель як складну систему оптимізації природного середовища з врахуванням створення високоефективного сільськогосподарського виробництва. Велике наукове та практичне значення для меліорації земель гумідної зони України мають роботи Перехреста С.М., Янголя А.М., Кубишкіна В.П., Тютюнника Д.А., Забочіної З.А., Алексєєвського В.Є., Потоцького Г.С., Коваленка П.І., Булавко А.Г., Заржевського П.І., Мурашко А.І., Скоропанова С.Г., Шебеко В.Ф. та інших авторів [8; 19; 22; 32; 69; 74; 80; 88; 90], які висвітлювали питання норм осушення, гідравлічних та фільтраційних розрахунків систематичного дренажу, глибокого розпушення ґрунтів важкого гранулометричного складу, проєктування гідромеліоративних систем, особливостей водного режиму перезволожених земель у зв'язку з їх осушенням, водних властивостей торфових відкладів, гідрологічних розрахунків осушувальних систем.

Значно менше у той період вивчалися питання екологічних наслідків, збереження і охорони меліорованих ґрунтів. Однак здійснення широкомасштабних робіт з осушення заболочених і перезволожених земель призвели до суттєвих змін у природних комплексах [71; 82] гумідної зони України. Характер змін, які спостерігаються на землях з регульованим водним режимом, визначається особливостями як інженерно-технічних, так і фізико-географічних факторів. До зафіксованих у процесі спостережень змін відносяться: зниження рівня ґрунтових вод, трансформація природних ландшафтів, погіршення режиму поверхневого стоку, зниження ґрунтової родючості і зміна водно-фізичних властивостей ґрунтів, зменшення кількості видів флори і фауни, розвиток шкідливих геологічних процесів, недостатній приріст врожайності сільськогосподарських культур тощо [2; 3; 13; 14; 26; 27; 42; 67; 83]. Інтенсивність змін залежить від сили і тривалості дії меліоративних заходів, а також від стійкості природних комплексів та сільськогосподарських агросистем [4; 32; 34; 67; 74; 79].

Задовольняючи зростаючі потреби населення за допомогою перетворення довкілля, меліорація порушує абіотичні умови й властивості генетично пов'язаних з ними біогеоценозів. Крім того, створення модифікацій природних систем потребує їх постійного догляду і підтримання, тому не секрет, що наразі осушувальні системи в гумідній зоні знаходяться у «зношеному стані» і потребують значних вкладень як науково-теоретичних, так і фінансових.

У період з 1972 по 1974 рік науковий комітет з проблем навколишнього середовища Міжнародної ради наукових союзів (SCOPE) виробив і запропонував ідею глобального моніторингу. Теоретично обґрунтував її американський вчений Р. Мунн [25], який розглядав моніторинг як систему контролю за навколишнім середовищем, що охоплює спостереження за його станом, визначення його можливих змін і розроблення можливих заходів з управління довкіллям. Сутність концепції глобального моніторингу полягає у необхідності здійснення повторних спостережень за елементами навколишнього середовища в просторі і часі з певною метою за конкретними програмами. На основі цієї концепції виникли різні підсистеми моніторингу довкілля: моніторинг приземного й верхнього шарів атмосфери; моніторинг атмосферних опадів; моніторинг гідросфери; моніторинг літосфери; кліматичний моніторинг; моніторинг озонового шару; моніторинг океану; геофізичний моніторинг; фізичний моніторинг; біогеохімічний моніторинг.

17.2. Еколого-меліоративний моніторинг у сучасній структурі моніторингу природного середовища

В Україні у 1992 р. розпочалося розроблення і впровадження системи екологічного моніторингу України відповідно до Закону «Про охорону навколишнього природного середовища» та Положення про державний моніторинг навколишнього середовища [21; 25; 76; 77].

Моніторингом природного середовища у широкому значенні даного терміну є система вимірювань, оцінок і прогнозів стану навколишнього середовища (природних систем), які здійснюються з метою виявлення природних закономірностей та негативних наслідків людської діяльності, їх ліквідації та уникнення в майбутньому [11; 21; 25; 65; 67].

Моніторинг осушуваних земель – комплекс спеціальних робіт, які включають збирання, обробку, зберігання та передачу інформації про стан меліорованих земель і меліоративних систем, їх водний баланс, а також аналіз, оцінку та прогнозування можливого впливу меліоративних заходів на навколишнє середовище [20].

Дані визначення закріплені законодавчо у Земельному та Водному кодексах України, відомчих нормативних документах України та зарубіжних країн, наводиться у світовій науковій літературі [9; 11; 20; 21; 23; 65].

Згідно із сучасними принципами моніторингу адекватна оцінка існуючого стану довкілля є основою прогнозу зміни цього стану в майбутньому, а також основою розробки ефективних програм управління якістю навколишнього природного середовища [24; 35; 65]. Реалізація цих принципів і є основним завданням моніторингу.

Моніторинг є способом введення в еколого-економічних системах контуру негативного зворотного зв'язку (рис. 17.1) як такого, що забезпечує стійкість цих систем й гарантує можливість оперативного управління ними [15; 24; 35].



Рис. 17.1. Контур негативного зворотного зв'язку на основі моніторингу в еколого-економічних системах [35]

Розмаїття і складність природних систем згідно з роботами А.Г. Ісаченка, В.Ф. Крапівіна, В.В. Медведєва, Н.Н. Моїсеєва, Г.В. Мотузової, Ф. Рамада, Н.Ф. Реймерса, П. Трояна та ін. передбачають ряд класифікаційних аспектів. Так виділяють: рівні моніторингу (територіально-просторові або у відповідності із завданнями та масштабами об'єктів спостереження); види моніторингу (виходячи з предмету спостереження, ступеня антропогенного порушення об'єктів, просторово-часового масштабу досліджень тощо). Все це свідчить про ієрархічність і високу складність планування та проведення моніторингових спостережень. Крім того, при самому плануванні моніторингових спостережень передбачають декілька рівнів інформації (апріорна, поточна, сигнальна) та способів її отримання за допомогою контактних та дистанційних вимірювань. При цьому основним

результатом отримання інформації є планування і проведення натурального або частіше чисельного оптимізаційного експерименту [15; 25; 34; 65; 84].

Для об'єктивної оцінки впливу осушувальних меліорацій на природні комплекси Полісся при експлуатації меліоративних систем різних типів, насамперед, необхідне чітке уявлення про особливості природних умов осушеної території. Це має вирішальне значення при визначенні схеми розміщення режимної мережі, при аналізі результатів спостережень, визначенні і прийнятті рішень зі спрямованості використання осушуваних земель і охороні навколишнього середовища, попередженні розвитку негативних процесів і явищ [85].

Зона Полісся України займає кілька природно-кліматичних підзон і геологічних структур, що зумовлює широке розмаїття природних умов, а саме: глибин залягання підземних вод, температурного режиму, кількості опадів і випаровування в різні періоди сільськогосподарського року, різноманітність ґрунтів і ґрунтоутворюючих порід, форм ландшафту і т.п. Всю цю розмаїтість умов необхідно враховувати при розміщенні режимної мережі. На осушуваних перезволожених землях, де питання охорони навколишнього середовища набувають особливого значення, необхідне проведення багатопланових спеціальних комплексних систематичних досліджень.

Кінцевою метою господарювання на осушуваних землях є створення такого їх стану, який відповідав би вимогам щодо задоволення потреб у сільськогосподарській продукції за умови підтримання сталого і сприятливого розвитку природних підсистем. Така мета відповідала б концепції «зрівноваженого розвитку» (Sustainable Development), декларованої ООН наприкінці 80-х років минулого століття [93]. Досягненню даної мети слугує одна з провідних підсистем державного моніторингу – відомча мережа еколого-меліоративного моніторингу меліорованих земель України в рамках Дежводагентства України та державна система моніторингу вод у рамках Міністерства екології та природних ресурсів України, які з 1987 року функціонують на осушуваних землях України. Реалізацію вказаних підсистем здійснює гідрогеолого-меліоративна служба Держводагентства України [65].

Згідно з основоположними працями [2; 15; 24; 27; 34; 65; 84; 85], *еколого-меліоративний моніторинг (ЕММ)* може бути визначений як система повторних спостережень у просторі та часі, а взаємодією природних і техногенних факторів на осушуваних і прилеглих до них землях, що здійснюються для виявлення негативних наслідків, має на меті оцінку та прогноз станів осушуваних земель для потреб управління ними.

Найявність дієвої системи ЕММ осушуваних земель, яка розроблена і функціонує в Україні завдяки зусиллям багатьох вчених і практиків, а саме: В.Є. Алексєєвського, С.А. Балюка, Й.М. Білоуса, А.І. Бондаря,

П.І. Коваленка, П.І. Ковальчука, Б.І. Козловського, В.В. Медведєва, Б.С. Маслова, І.В. Мінаєва, Є.Ю. Наседкіна, М.І. Ромащенко та багатьох інших [2; 15; 24; 25; 27; 28; 34; 65–67; 71; 82; 84; 85; 90], є гарантом об'єктивної оцінки надійного прогнозування та раціонального управління станами осушуваних земель.

Нині у більшості систем моніторингу територіальних систем виділяють три рівні моніторингу: біосферний, біоекологічний, геосистемний. В останній входять як природні геосистеми, так і природно-господарські, як наприклад, осушувальні системи. Що ж стосується останніх, найбільш обґрунтованою ідеєю організації служби контролю і управління станом осушуваних земель у зоні меліорацій є ідея еколого-меліоративного моніторингу, який є різновидом геосистемного моніторингу і складовою частиною територіального моніторингу, що об'єднує об'єктний, локальний та регіональний рівні, гідромеліоративно-екологічний, загальний (імпактний), наземний [65; 68].

Актуальність еколого-меліоративного моніторингу [86] визначається і тим, що Україна взяла на себе зобов'язання створювати умови для збереження біорозмаїття і болотного фонду, в тому числі в басейні р. Прип'ять, підписавши низку міжнародних документів (Рамсарська конвенція, 1971 [73; 77], Програма розвитку ООН, проєкт «Екомережі», 1999 [77; 78] тощо), і без моніторингу оцінювати вплив антропогенного втручання та ухвалювати рішення з регулювання неможливо [73; 77; 78; 85].

Створення такої системи моніторингової мережі потребувало, насамперед, природно-меліоративного районування території, типізації меліоративних систем з наступним визначенням об'єктів спостережень.

Типізацію осушувальних систем виконували в межах конкретної ґрунтово-кліматичної зони, враховуючи природні, меліоративні і водогосподарські ознаки з урахуванням найменшої таксономічної одиниці – річкового басейну.

Проведена типізація дозволила систематизувати і уніфікувати гідрогеолого-меліоративні спостереження, здійснювані раніше на території Полісся України, і включити їх до системи еколого-меліоративного моніторингу [85]. Зрештою, в межах українського Полісся виділено 99 типових систем, режимна мережа яких призначена для еколого-меліоративного моніторингу, що здійснює гідрогеолого-меліоративна служба Держводагентства України. Мета впровадження моніторингу – одержання об'єктивної інформації про стан елементів природного комплексу на осушуваних і прилеглих до них землях, яка є основою оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель. Моніторинг виконується на основі сучасного технічного та методичного забезпечення, а саме на основі розроблених Інститутом гідротехніки і

меліорації УААН разом з гідрогеолого-меліоративною службою Держводагентства України відомчих будівельних норм (ВБН) «Організація і ведення еколого-меліоративного моніторингу на меліорованих землях», частина 2 – Осушувані землі [9; 11; 65; 85], а також посібників до них. Цими документами визначені нормативні вимоги і правила щодо розміщення режимної спостережної мережі, складу і системи ведення еколого-меліоративного моніторингу на осушуваних і прилеглих до них землях.

Аналіз та узагальнення даних моніторингу дозволяє одержати оперативну інформацію про еколого-меліоративний стан осушуваних земель, технічний стан осушувальних систем і обумовлює вживання заходів з покращання екологічного та меліоративного стану осушуваних земель і підвищення ефективності їх сільськогосподарського використання, з ремонту і переобладнання меліоративної системи, технічної та сільськогосподарської реабілітації осушувальної мережі і осушуваних земель при незадовільному еколого-меліоративному стані.

Практично на сьогодні як на типових системах, так і на замикаючих поперечниках осушуваних басейнів не ведеться контроль ні рівневого режиму, ні витрат поверхневого стоку, а один лише гідрохімічний режим не дозволяє одержати комплексної оцінки стану вод річкового басейну. Слід також відзначити, що недостатність фінансового забезпечення не дозволяє вести і на існуючій спостережній мережі необхідний комплекс робіт, в тому числі ботанічні спостереження [65; 85]. Крім того, сучасна режимна мережа не завжди дозволяє охопити прилеглі до типової осушувальної системи всі землі за межами активної зони впливу, інколи частина режимної мережі не функціонує. Тому, на нашу думку, потрібно провести інвентаризацію всієї спостережної мережі з метою її оптимізації: розміщення, кількості, призначення і складу спостережних пунктів, щоб її склад був максимально достатнім для одержання об'єктивних даних про зміни складових природного середовища у всьому осушуваному басейні річки і не тільки на осушуваних землях, але й на тих територіях, на які впливають осушувальні меліорації.

17.3. Методологія та перспективи еколого-меліоративного моніторингу Полісся

Осушення та подальше використання меліорованих земель веде до прогнозованих і непрогнозованих змін у природних процесах, які мають різну спрямованість. Насамперед, це зміни у водообміні та ґрунтоутворенні, які відбиваються на кількісних та якісних показниках цих природних складових. Відбуваються зміни також у рослинному і

тваринному світі, режимі водного стоку, параметрах гідрографічної мережі, мікрокліматичних показниках тощо [6; 7; 68; 84].

Для контролю за екологічною ситуацією в межах меліоративних систем і в зоні їх впливу, а також для подальшого удосконалення засобів меліорації земель необхідна об'єктивна інформація про стан природного середовища територій, що зазнають впливу меліорацій.

Контроль змін, які відбуваються в природних комплексах під впливом осушення в Українському Поліссі, здійснюється шляхом організації і ведення (ЕММ) на репрезентативних об'єктах в межах водозборів певних меліоративних систем.

Об'єктом моніторингових досліджень для збору даних відповідно до діючих норм є типова осушувальна система (або частина системи), яка найбільш повно характеризує особливості природних умов природного регіону, а також різноманітність способів осушення, рівня експлуатації, сільськогосподарського використання [4; 65; 68] тощо.

Оскільки моніторинговими спостереженнями зазвичай неможливо охопити всі природні особливості контрольованої території, польовим та лабораторним моніторинговим дослідженням передують проведення типізації об'єктів досліджень, що здійснюються на основі комплексу водогосподарських показників, класифікації ґрунтів та гірських порід, гідрогеолого-меліоративного районування з метою вибору найбільш типових об'єктів, моніторингових пунктів і стаціонарів [65; 66]. Типові осушувальні системи поєднують природні та меліоративні умови.

В основі методології ЕММ лежить система показників, вибір яких з більш ніж сотні відомих ґрунтових показників і десятків водних показників [1; 7; 18; 65] зумовлений необхідністю найбільш точного і повного опису основних властивостей і функцій ґрунтів, ґрунтоутворних та деградаційних процесів, здатності ґрунту задовольняти потреби рослин, особливостей рівневого, гідрологічного, гідрохімічного та радіологічного режиму природних вод.

Ефективність моніторингу значною мірою залежить від обґрунтування вибору об'єкта контролю. Типові системи найбільш повно характеризують комплекс природних умов, що визначають меліоративну та екологічну обстановку на певній території з урахуванням засобів осушення і сільськогосподарського використання осушуваних земель. Водночас повинні бути встановлені системи-аналоги, які відповідають типовій системі і на які поширюються результати моніторингових спостережень.

З метою вибору об'єктів спостережень для системи еколого-меліоративного моніторингу був проаналізований сучасний стан існуючої спостережної мережі, характер спостережень на ній, які проводяться гідрогеолого-меліоративною службою Держводагентства України для

складання кадастру осушуваних земель. З урахуванням природних і господарських умов меліорованих територій проведено типізацію усіх осушувальних систем в Українському Поліссі і виділено 99 типових систем, що дозволило також уніфікувати гідрогеолого-меліоративні спостереження і на інших осушувальних системах Українського Полісся [9; 11; 65; 68].

У контексті виконання програми нормативного забезпечення ЕММ розроблені відомчі будівельні норми та посібники до них, що визначають організаційні і методичні вимоги до розміщення і обладнання режимної спостережної мережі, проведення на ній необхідних спостережень, первинної обробки даних складання і оформлення первинної документації і її використання при подальшій прогностичній оцінці еколого-меліоративного стану меліорованих територій [9; 75]. Для кожного вибраного об'єкта спостережень (типової системи) складається паспорт із зазначенням присвоєного йому коду. В межах типових об'єктів (систем) виділяють ділянки, що складаються з одного або комплексу точок спостережень (свердловина, шурф, гідрологічний пост, ґрунтовий стаціонар тощо), розташованих на одній осушувальній карті. Розміщують ділянки по профілях, що перетинають меліоративну систему і прилеглі до неї землі в межах водозбору. При цьому доцільне залучення вже існуючих пунктів з тривалими рядами спостережень.

Ділянки мають обов'язковий комплекс спостережень за станом елементів природного середовища, а саме:

- режимом рівня і балансом природних вод;
- хімічним складом природних вод;
- ґрунтами;
- рослинністю;
- радіологічним станом води і ґрунтів;
- технічним станом меліоративних систем;
- освоєнням осушуваних земель.

Розміщення і кількість ділянок на системі залежить від ґрунтово-меліоративних умов і кількості сівозмін [9; 68; 75].

Для забезпечення комплексності даних спостережна мережа включає свердловини для спостережень за підземними водами, пости для спостережень за поверхневим стоком, ділянки для спостережень за станом ґрунтів і рослинним покривом. Для обґрунтування розміщення режимної мережі проводять рекогносцирувальне обстеження з метою уточнення, коригування і доповнення результатів попереднього аналізу. При рекогносцируванні ведуть необхідні заміри, випробування, дослідні визначення експрес-методом. Під час обстеження здійснюють інвентаризацію всіх без винятку пунктів спостережної мережі в межах типової системи і прилеглих до неї земель. Результати обстежень та

інвентаризації є основою для подальшого використання існуючих режимних пунктів, їх ліквідації або консервації [68].

Проведені багаторічні дослідження показали, що сучасний ЕММ і моніторинг природного середовища взагалі вже не вкладається в його класичні визначення [7; 65; 68; 84], потребує розширення і доповнення. Така ситуація склалася внаслідок бурхливого розвитку за останні десятиліття комп'ютерної техніки, інформаційних технологій та інформаційних систем. Сучасна модель ЕММ, на наш погляд, має структуру складної кібернетичної системи, яка може бути зображена у вигляді блок-схеми (рис. 17.2).

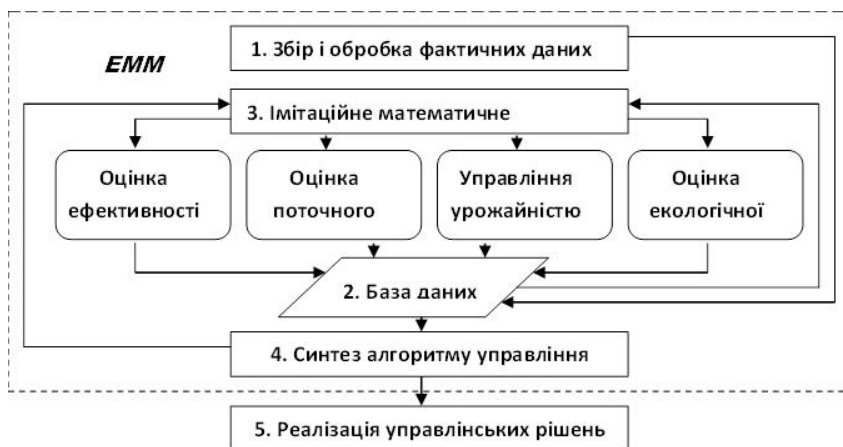


Рис. 17.2. Концептуальна блок-схема сучасної системи ЕММ [68]

Для забезпечення надійного функціонування системи ЕММ необхідно в найближчій перспективі розробити спеціальний комплекс математичних моделей який здатний працювати з наявними і майбутніми базами даних, вирішуючи наступні першочергові завдання ЕММ:

- оцінка ефективності роботи осушувальних систем за ретроспективними даними;
- оцінка поточного стану осушуваних земель;
- короткотерміновий та середньотерміновий прогноз урожайності на осушуваних землях;
- оцінка стійкості природних систем під дією техногенних та природних чинників.

Для якісного вирішення поставлених завдань нами розробляється конче необхідний для здійснення просторової оцінки комплекс методів та емпіричних (статистичних) моделей перенесення (трансформації) даних стаціонарних моніторингових спостережень на неконтрольовані території,

методи біологічного та геоботанічного моніторингу осушуваних земель та деякі інші.

Описана структура ЕММ відповідає існуючим вимогам інформаційного забезпечення процесу управління, сучасному стану і рівню наукового забезпечення ЕММ [41]. Така структура, забезпечена необхідною комп'ютерною технікою та сучасними засобами телекомунікації, здатна забезпечити надійне управління меліоративною та природоохоронною ситуацією на осушуваних землях, вивести природний моніторинг в Україні на передові рубежі світової науки і практики.

Вона дозволяє здійснювати контроль стану осушуваних земель, дає можливість оцінити вплив меліоративних заходів на природне середовище і його окремі компоненти, встановити причини, які порушують нормальне функціонування меліоративних систем в конкретних природних умовах, дозволяє, на основі сучасного інформаційно-обчислювального і модельного забезпечення, прогнозувати та раціонально управляти еколого-меліоративним станом й екологічною стійкістю осушуваних земель.

17.4. Показники і критерії оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель

Для кількісного та просторового вираження еколого-меліоративного стану осушуваних земель використовуються різні показники (П.І. Закржевський, 1984; Ю.А. Канцибер, А.А. Тілк, І.М. Ємельянова, 1984; А.А. Тілк, І.М. Ємельянова, Г.А. Малишева, 1984; В.Є. Алексєєвський, І.Ю. Насєдкін, І.Б. Корсунська, 1987), [29; 30].

Показники оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель включають:

- гідрогеологічний режим ґрунтових вод;
- режим поверхневого та дренажного стоку;
- гідрохімічний режим ґрунтових, поверхневих та дренажних вод;
- рівень радіоактивного забруднення води і ґрунтів;
- агрохімічні та водно-фізичні властивості ґрунтів;
- характер змін ландшафту;
- наявність ерозійних процесів в ґрунтах і на відкритій мережі;
- рівень ґрунтових водна прилеглий території;
- стан рослинності.

Оцінку еколого-меліоративного стану осушуваних земель виконують за комплексом показників, порівнюючи фактичні дані з прийнятими допустимими і критичними їх значеннями. Виділяють три або чотири

категорії стану: добрий, задовільний, незадовільний та вкрай незадовільний.

Критерії оцінки еколого-меліоративного стану за РГВ для осушуваних земель наведено у табл. 17.1–17.2.

Таблиця 17.1

Критерії оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель за РГВ

Еколого-меліоративний стан	Передпосівний період	Середина вегетації
	глибина залягання РГВ, м	
Задовільний	0,5–0,75 для всіх ґрунтів	0,75–1,0 для торфових і піщаних ґрунтів
		0,75–1,5 для суглинистих і глинистих ґрунтів
Незадовільний	0,75–1,0 для торфових і піщаних ґрунтів 0,75–1,5 для суглинистих і глинистих ґрунтів	0,5–0,75 для всіх ґрунтів
		1,0–1,85 для торфових, супіщаних ґрунтів
		1,85–2,0 для суглинистих і глинистих ґрунтів
Загрозливий	0,0–0,5 для всіх ґрунтів	0,0–0,5 для всіх ґрунтів
	нижче 1,0 для торфових, супіщаних і піщаних	Нижче 1,25 для торфових супіщаних і піщаних
	нижче 1,5 для суглинистих і глинистих ґрунтів	Нижче 2,0 для суглинистих і глинистих ґрунтів

Таблиця 17.2

Оптимальні значення глибин залягання РГВ для зони Полісся

Забезпеченість років опадами	РГВ оптимальні для основних сільськогосподарських культур, см					
	Зернові, зернобобові		Овочі, кормові коренеплоди		Багаторічні трави	
	Періоди розвитку					
	сівба, садження	активна вегетація	сівба, садження	активна вегетація	сівба, садження	активна вегетація
Полісся (переважно торфові ґрунти різної потужності)						
Середньовологий (50%)	60–80	90–100	65–85	100–120	50–55	80–100
Надмірно вологий (25%)	70–95	110–120	80–100	120–140	60–65	100–120
Посушливий (75%)	50–60	70–80	50–70	80–95	40–45	65–80
Мале Полісся (важкі мінеральні ґрунти)						
Середньовологий (50%)	65	100	75–100	150	50–70	75
Надмірно вологий (25%)	75–80	120	90–120	160–180	60–85	90–95
Посушливий (75%)	50–55	80	60–80	100–120	40–55	60–70

За ступенем участі ґрунтових вод у водному живленні рослин можливі три варіанти:

- РГВ залягають на оптимальній для росту і розвитку сільськогосподарських культур глибині;
- РГВ залягають близько від поверхні й спричиняють перезволоження кореневмісного шару ґрунтів;
- РВГ залягають дуже глибоко і не впливають на зволоження верхніх шарів ґрунтового покриву.

Оптимальні глибини залягання ґрунтових вод диференціюються, залежно від кліматичних зон, ґрунтових різновидів, культур періодів року. Рівень ґрунтових вод (верховодки) може використовуватися також як критерій оцінки екологічної ситуації, тобто пересушення або перезволоження земель [25].

На прилеглих територіях зафіксовані значення РГВ порівнюються з допустимими його змінами для різних розмірів зони впливу осушувальної системи.

Оптимальні значення режиму вологості ґрунтів різняться залежно від кліматичних зон, ґрунтових різновидів, вирощуваних сільськогосподарських культур та фаз їх розвитку, періоду дії осушувальних систем, тобто для кожного регіону свої показники.

17.5. Оцінювання еколого-меліоративного стану осушуваних земель

Оцінку еколого-меліоративного стану осушуваних земель за комплексом показників виконують за одержаними на типових системах фактичними даними, порівнюючи їх з прийнятими допустимими і критичними значеннями.

Оптимальні кількісні значення зазначених показників відрізняються залежно від кліматичних зон, ґрунтових різниць, оброблюваних сільськогосподарських культур, періоду дії осушувальних систем за циклом сільськогосподарського виробництва.

Оцінка еколого-меліоративного стану осушуваних земель здійснюється в різних формах і за різними методами:

- на підставі спостережень за рівнями ґрунтових вод за свердловинами стаціонарної спостережної мережі;
- те ж саме за тимчасовими, щорічно відновлюваними спостережними виробками;
- за результатами рекогносцирувальних обстежень і оглядів сільськогосподарських угідь, а також вимірів рівня води в дренажних колодязях і водоприймачах;
- за оцінкою роботи осушувальної мережі;

– за оцінкою врожаю сільськогосподарських культур на меліорованих землях.

Оцінці підлягають всі міжгосподарські і внутрішньогосподарські осушувальні, осушувально-зволожувальні гідромеліоративні системи з відкритою і закритою осушувальною мережею, окремі ділянки цих гідромеліоративних систем, розташовані в межах господарств. Оцінку еколого-меліоративного стану на осушувальній системі виконують окремо для її гідротехнічної частини (технічний стан) і осушуваних ґрунтів (ґрунтово-меліоративний стан).

Оцінка еколого-меліоративного стану осушуваних земель виконується за даними еколого-меліоративного моніторингу, результати якого наводяться в меліоративному кадастрі, за водно-повітряним режимом і термінами відведення поверхневих вод (табл. 17.3).

Таблиця 17.3

Оцінка еколого-меліоративного стану осушуваних земель за термінами відведення надлишкових вод у вегетаційний період, діб [9]

Сільськогосподарське використання	Еколого-меліоративний стан			
	сприятливий	задовільний	незадовільний	вкрай незадовільний
Овочева і овочево-кормова сівозміни	$\frac{< 0,5}{< 2,0}$	$\frac{0,5 - 1}{1 - 2}$	$\frac{2 - 3}{3 - 5}$	$\frac{> 3}{> 5}$
Польова, кормова сівозміни, пасовища	$\frac{< 1}{< 2}$	$\frac{1 - 2}{2 - 3}$	$\frac{3 - 5}{4 - 7}$	$\frac{> 5}{> 7}$
Сіножаті	$\frac{< 1}{< 3}$	$\frac{1 - 2}{3 - 5}$	$\frac{3 - 5}{6 - 10}$	$\frac{> 5}{> 10}$

Примітка. В чисельнику – тривалість відведення поверхневої, в знаменнику – гравітаційної води з орного (0–30 см) шару.

Градації оцінки еколого-меліоративного стану за рівнем ґрунтових вод наведені в табл. 17.4.

Еколого-меліоративний стан на осушуваних землях визначається шляхом зіставлення основних показників меліорованих природних компонентів з проєктними величинами, які, не перевищуючи гранично-допустимих величин, повинні забезпечити інтенсифікацію сільськогосподарського виробництва.

У загальному плані, оцінка еколого-меліоративного стану на осушуваних землях здійснюється шляхом визначення кількісних показників природних комплексів в умовах меліорації (що найбільше зазнають дії гідротехнічних заходів) і порівняння їх з гранично-допустимими значеннями. Зміни, що відбуваються в цих компонентах, різні і неоднозначні на безпосередньо осушуваних землях і на прилеглих

до них територіях. Найбільш помітні зміни відбуваються безпосередньо в межах осушуваного об'єкта, на прилеглих же землях зміни, що відбуваються, менш помітні, а частина компонентів практично не зазнає яких-небудь змін (ландшафт, ґрунтова родючість).

Таблиця 17.4

Оцінка еколого-меліоративного стану осушувальних систем залежно від середньої глибини залягання рівня ґрунтових вод (на добу) [9]

Сільськогосподарське використання	Період	Еколого-меліоративний стан земель за значеннями РГВ, м			
		сприятливий	задовільний	незадовільний	вкрай незадовільний
Овочеві і овочево-кормові сівозміни	Передпосівний	0,5–0,6	0,4–0,5	0,3–0,4	менше 0,3
	Посівний				
Польові і кормові сівозміни, пасовища	Вегетаційний і збиральний	1,0–1,3	0,8–1,1	0,6–0,7	менше 0,6
	Передпосівний – посівний	0,5–0,6	0,4–0,5	0,3–0,4	менше 0,3
Сіножаті	Вегетаційний і збиральний	0,8–1,0	0,7–0,9	0,5–0,6	менше 0,6
	Передпосівний – посівний	0,4–0,5	0,3–0,4	0,1–0,2	менше 0,1
	Вегетаційний і збиральний	0,6–0,8	0,4–0,6	0,3–0,4	менше 0,3

Примітка. Менші значення РГВ відповідають мінеральним ґрунтам, більші – торфовим.

Еколого-меліоративна оцінка будь-якого підконтрольного чинника визначається як сприятлива, задовільна, незадовільна.

Відхилення не більше ніж на 30% (досягнення межі допустимого впливу) від прийнятого за базу порівняння необхідно оцінювати як задовільний стан, більше ніж на 30% – незадовільний, до 10% – сприятливий. Оцінка впливу осушування на прилеглі землі виконується як результат порівняння нормативних величин зниження РГВ і ширини зони активного впливу з фактичними.

Загальна оцінка еколого-меліоративного стану за наведеними показниками для кожного конкретного об'єкта та визначення необхідних заходів щодо його поліпшення виконуються через узагальнення і аналіз даних експертним шляхом.

Екологічна надійність меліоративних систем може оцінюватися лише за еколого-економічною доцільністю і ефективністю їх функціонування, що забезпечується досягненням проектною врожайності і забезпеченням умов екологічної стабільності меліорованої геосистеми, у

тому числі і радіоекологічної. Тому в комплекс показників оцінки екологічної надійності осушувальної системи включені:

- технічний стан меліоративної системи;
- стан природоохоронних елементів системи;
- меліоративний стан осушуваних земель;
- врожайність сільськогосподарських культур;
- радіоекологічний стан осушованої території.

Технічний стан осушувальної системи (T_c), як показник, визначає можливість системи забезпечувати її найбільш важливу функцію – підтримку оптимальної вологості кореневмісного шару ґрунту в проєктному режимі. Оцінка виконується за двома складовими:

- ступенем відхилення від проєкту гідромеліоративної системи;
- технічною несправністю меліоративної системи.

Контроль змін, що відбуваються в природних комплексах під впливом осушування, здійснюється шляхом організації і ведення еколого-меліоративного моніторингу на репрезентативних (типових) системах. Такі системи якнайповніше характеризують комплекс природних умов, що визначають меліоративну і екологічну обстановку на певній території з урахуванням прийомів осушування і сільськогосподарського використання осушуваних земель. В той же час мають бути визначені системи – аналоги, що відповідають типовій системі і на які поширюються результати моніторингових спостережень.

До складу екологічної оцінки осушуваних земель обов'язково повинні входити оцінка технічного стану осушувальної системи, оцінка небезпеки розвитку процесів ерозії осушувальної мережі, піддатливість порід водній ерозії, а також наявність несправностей у водопровідних спорудах.

Оцінку еколого-меліоративного стану осушуваних земель необхідно розробляти для кожної природно-кліматичної зони подібно до оцінки меліоративної обстановки осушуваних земель.

17.6. Прогноз еколого-меліоративного стану осушуваних земель

Завданням еколого-меліоративного прогнозу є оцінка передумов, можливостей і визначення вихідних даних для створення сприятливого водно-повітряного режиму осушуваних ґрунтів [36].

Прогноз стану осушуваних земель здійснюють на основі оцінки екологічної надійності осушувальних систем та їх ролі в перетворюванні ландшафтів певної територіальної одиниці.

Основним показником екологічної надійності є фактичне досягнення проєктних врожаїв сільськогосподарських культур при додержанні всіх

інших проєктних режимів функціонування осушувальної системи та забезпеченні умов екологічної стабільності меліорованої геосистеми.

Екологічну надійність меліоративних систем оцінюють за еколого-економічною доцільністю і ефективністю їх функціонування. Комплекс оцінювальних параметрів включає:

- технічний стан меліоративної системи (T_c);
- стан природоохоронних елементів системи ($ПО$);
- еколого-меліоративний стан осушуваних земель (EMC);
- врожайність сільськогосподарських культур (A_y);
- радіоекологічний стан осушуваної території (PC).

Інтегральний показник екологічної надійності осушувальної системи визначають як середнє з окремих оцінок у відсотках і розраховують за формулою:

$$E_n = \frac{T_c + MC + ПО + A_y + PC}{5}, \% \quad (17.1)$$

Оцінку екологічної надійності виконують за спеціально розробленою методикою [36] з виділенням наступних категорій:

- надійна – понад 75%;
- умовно надійна – 75–55%;
- ненадійна – менше 55%.

Прогнозна оцінка базується на передбаченні метеорологічних умов року з урахуванням зональних особливостей ґрунтово-меліоративних умов і вимог певних сільськогосподарських культур до водно-повітряного режиму.

Визначати стан вологості орного шару ґрунту певного складу можна і за значеннями глибини залягання ґрунтових вод. Для забезпечення оптимальних значень вологості ґрунту в різні за водністю роки зроблені відповідні прогнозні відхилення (табл. 17.5).

Прогноз еколого-меліоративного стану також виконується за Методикою прогнозування глибин залягання рівнів ґрунтових вод на осушуваних землях України на передпосівний період. Прогноз надається на передпосівний (за станом на 1 квітня) і середину вегетаційного (станом на 30 червня) періоди. Він включає прогноз рівнів ґрунтових вод на осушуваних і прилеглих до них землях та вологозапасів у верхньому 0,5-метровому шарі ґрунту [70].

Склад і зміст технічної інформації з прогнозу еколого-меліоративного стану осушуваних земель визначається Макетами інформації про меліоративний стан осушуваних земель на передпосівний і середину вегетаційного періодів та прогноз меліоративного стану осушуваних земель.

Прогнозні глибини залягання рівня ґрунтових вод в різних ґрунтах для забезпечення оптимальної вологості в орному шарі ґрунту

Вологість ґрунту, %	РГВ (см) в ґрунтах різного складу при різній забезпеченості опадів								
	Переважаю торфові ґрунти різної потужності			Переважаю мілкі торфовища, мінеральні супіщані і легкосуглинкові ґрунти			Переважаю важкі мінеральні ґрунти		
	25%	50%	75%	25%	50%	75%	25%	50%	75%
40	>180	>180	>180	>200	>200	>200	>200	>200	>200
50	140	130	130	150	140	140	170	160	160
60	100	95	90	110	105	100	130	125	120
70	75	70	65	80	75	70	95	90	85
80	55	50	45	60	55	50	70	65	60
90	45	40	35	45	40	35	50	45	40

Осушувальні системи знижують рівень ґрунтових вод не тільки в межах осушуваних масивів, але і на прилеглих землях. Зниження РГВ на прилеглих територіях часто не бажано, оскільки воно призводить до змін в рослинному покриві та знижує рівень води в питних колодязях.

На рівнинних територія величину залягання РГВ H (м) на відстані x (м) від осушувальної системи можна визначити за формулою:

$$H = H_0 \cdot f(z), \text{ м, ,} \quad (17.2)$$

де H_0 – величина зниження РГВ в огорожувальному каналі, тобто на межі осушувальної системи, м; $f(z)$ – спеціальна функція, значення якої знаходять залежно від показника z , що визначається з формули:

$$z = \frac{x}{\sqrt[2]{\frac{K_\phi \cdot h \cdot t}{\mu}}}, \quad (17.3)$$

де K_ϕ – коефіцієнт фільтрації ґрунту, м/добу; h – потужність водоносного горизонту, м; μ – коефіцієнт водовіддачі ґрунту; t – тривалість зниження РГВ від весняного максимуму до літньо-осіннього мінімуму.

Величину зниження рівня ґрунтових вод (рис. 17.3) визначають на різних відстанях від системи та будують криву дисперсії, щоб встановити зону впливу осушувальної системи. Межу зони впливу осушувальної системи визначають там, де зниження РГВ не перевищує 0,2 м.

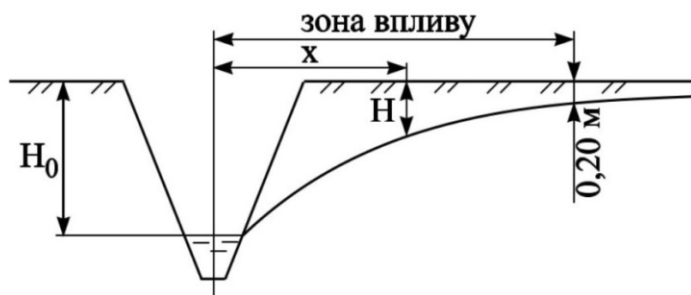


Рис. 17.3. Зниження рівня РГВ в зоні впливу осушувальних систем

Отже, еколого-меліоративний моніторинг осушуваних земель дозволяє здійснювати контроль стану осушуваних земель, дає можливість оцінити вплив меліоративних заходів на природне середовище і його окремі компоненти, встановити причини, які порушують нормальне функціонування меліоративних систем в конкретних природних умовах, дозволяє на основі сучасного інформаційно-обчислювального і модельного забезпечення прогнозувати та раціонально управляти еколого-меліоративним станом й екологічною стійкістю осушуваних земель.

17.7. Проблема управління станом осушуваних земель на основі його контролю, оцінки і прогнозування

Важливою складовою аграрного потенціалу України є землі з регульованим водним режимом. Осушувані землі є базою сільськогосподарського виробництва в північних і північно-західних регіонах України, і тому розробка комплексних методів оцінки їхнього стану, його прогнозування та оптимального управління ним є однією з найбільш актуальних проблем сільськогосподарської науки і практики сьогодення на шляху вирішення завдання підвищення продуктивності осушуваних земель в умовах ресурсозбереження та забезпечення екологічної безпеки. Недосконалість сучасних методів управління продуктивністю осушуваних земель, відсутність методів управління їхньою екологічною стійкістю висувають на перший план проблему розробки методів та методики управління процесами вирощування сільськогосподарських культур і ведення природоохоронної діяльності на осушуваних землях.

Сучасні економічні та екологічні проблеми сільського господарства України висувають на перший план досліджень розробку наукових методів економічно та екологічно обґрунтованого раціонального

управління продуктивністю богарних та меліорованих земель з дотриманням вимог екологічної безпеки. Осушувальні системи України дають змогу вирощувати сільськогосподарські культури, створюючи для них близькі до оптимальних умови за будь-якого сполучення природнокліматичних факторів. Осушувані землі (ОЗ) потребують дбайливого господарського ставлення, раціонального управління та охорони.

Специфічні природнокліматичні умови гумідної зони України зумовлюють необхідність ведення еколого-меліоративного моніторингу з метою розробки та застосування методів математичного моделювання процесів формування врожаю на осушуваних землях і факторів екологічної стабільності меліорованих земель.

Особливістю осушуваних сільськогосподарських угідь, яка відносить їх до складних систем, є наявність природної та антропогенної (техногенної) складових у внутрішній структурі. Осушуваним землям притаманні два аспекти і два наслідки їхнього існування: 1) сільськогосподарсько-економічний (у тому числі меліоративний), 2) природоохоронний (природно-системний). Метою нашого господарювання на осушуваних землях є створення такого їхнього стану, який відповідав би вимогам задоволення потреб у сільськогосподарській продукції за умови підтримання сталого і сприятливого розвитку природних підсистем. Така мета відповідала б концепції «сталого розвитку» (*Sustainable Development*), декларованої ООН наприкінці 80-х років минулого століття. Досягненню даної мети слугує одна з провідних підсистем державного моніторингу – відомча мережа еколого-меліоративного моніторингу (ЕММ) меліорованих земель України в рамках Держводгоспу України та державна система моніторингу вод у рамках Міністерства екології та природних ресурсів України, які з 1988 року діють на осушуваних землях України (рис. 17.4) завдяки науковим та практичним зусиллям В.Є. Алексеєвського, С.А. Балюка, Й.М. Білоуса, А.І. Бондаря, М.О. Клименка, П.І. Коваленка, П.І. Ковальчука, Б.І. Козловського, В.В. Лелявського, Б.С. Маслова, В.В. Медведєва, І.В. Мінаєва, І.Ю. Наседкіна, Л.В. Подзіної, М.І. Ромащенко, Г.П. Рябцевої, О.В. Скрипника, Т.І. Топольник, Р.С. Трускавецького, О.В. Цветової, А.В. Яцика та ін. Реалізацію зазначених підсистем здійснює гідрогеолого-меліоративна служба Держводгоспу України.

Моніторингові дослідження нині є основним джерелом інформації для розробки сільськогосподарських та екологічних управлінських заходів. Основною невирішеною проблемою моніторингу осушуваних земель та моніторингу вод є відсутність наукових методів інтерпретації

даних для потреб практичного їх застосування у сільськогосподарській та природоохоронній управлінській практиці.

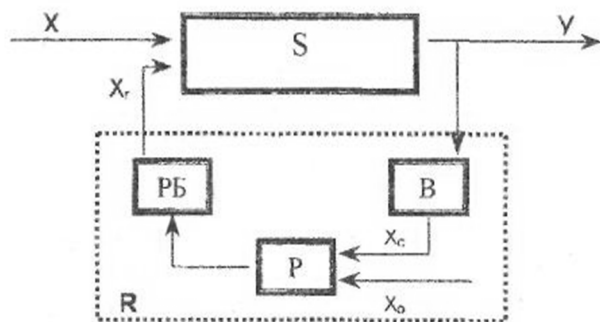


Рис. 17.4. Схема управління осушуваними землями з використанням зворотного зв'язку:

S – регульована підсистема (осушувані землі); R – регулююча підсистема;
 X – вхідний сигнал; Y – вихідний сигнал; B – блок вимірювань ЕММ;
 P – центральний блок управління ЕММ; РБ – блок реалізації управлінських рішень; X_c – інформаційний сигнал; X_0 – оптимальне значення сигналу;
 X_r – регулюючий сигнал

На сьогодні відсутні надійні методи оцінки, прогнозування стану та управління осушуваними землями за даними еколого-меліоративного моніторингу (ЕММ). Необхідна розробка принципово нових методів на базі інформаційних технологій та математичних моделей, які б давали можливість: враховувати причинно-наслідкові зв'язки; дію основних законів землеробства; розраховувати значення урожайності; оцінювати стан ОЗ в цілому; прогнозувати майбутні стани; здійснювати раціональне управління тощо.

Основою управління процесами формування врожаю з дотриманням екологічної рівноваги на осушуваних землях є застосування методів математичного моделювання на базі об'єктивної моніторингової інформації про фактичний стан осушуваних земель. Наявні методи і моделі не відповідають: критеріям складності та штучності структури, врахування сукупної дії змінних, відповідності завданням і базам даних ЕММ, а також завданням моделювання продуктивності окремих укосів, оцінки стану сільськогосподарських та прилеглих угідь, оцінки екологічної стійкості. Тому для потреб управління потребують розробки *модель продуктивності та оцінки стану осушуваних земель (ПОСОЗ)*, а також *модель екологічної стійкості ОЗ та природно-техногенних систем (ОСОЗ)*.

17.8. Принципи побудови моделей продуктивної та екологічної стійкості осушуваних земель для нетреб управління

З наукових принципів моделювання природно-техногенних систем випливає, що розроблені математичні моделі типологічно повинні належати до інтегральних, генетичних, типу «сірого ящика», динамічних, причинно-наслідкових, лінійних, нестационарних, детерміновано-стохастичних імітаційних моделей з розподіленими параметрами.

Властивості осушуваних земель збігаються з набором властивостей географічних систем (геосистем), що зумовлює концептуальну можливість застосування положень і методів сучасного ландшафтознавства і ландшафтної екології, зокрема концепції антропізованої геосистеми (агрогеосистеми), для опису ОЗ з метою раціонального управління їхньою продуктивністю та екологічною стійкістю.

За розробленою класифікацією методів оцінки стійкості геосистем, розроблених у працях Д.Л. Арманда, А. Бучека, К.Б. Гальперна, М.Д. Гродзинського, К.Н. Дьяконова, К. Де Фонсеки, Я. Зоневельда, В.В. Куликова, Р.С. Левонтіна, Р. МакАртура, Р. Мея, Б.М. Міркіна, Г. Орїанса, А. Рїхлінга, М. Ружячки, В.А. Светлосанова, М. Тернера, А. Токколіні, В.Д. Федорова, П.Г. Шищенка й ін. Аналізом їхніх властивостей доведено, що розроблювана математична модель оцінки, прогнозування і управління екологічною стійкістю осушуваних земель повинна описувати стійкість ОЗ на підставі визначення їхньої фіто-продуктивності як базової емерджентної властивості та застосування методів порівняння, в основі яких лежить концепція екологічної ніші.

На підставі аналізу властивостей агрогеосистем встановлено, що принцип дії моделей, які розробляються, має базуватися на сільськогосподарських та екологічних законах толерантності, сукупної дії факторів, стійкості природних систем, квантитативної компенсації у функціях геосистем, закономірностях втрат врожаю.

17.9. Формулювання моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель України

Комплексний аналіз відповідності показників ЕММ вимогам до критерію стану показав, що у контексті проблеми досліджень найбільш екологічно та економічно виправданим є використання як основного комплексного критерію стану агрогеосистеми показника інтенсивності продукування нею рослинної біомаси або, іншими словами, фітопродуктивності агрогеосистем. Оскільки доведено залежність рівня

урожайності сільськогосподарських культур на осушуваних землях від їхнього меліоративного стану, контроль та керування меліоративним станом осушуваних земель України є першочерговим завданням при веденні сільського господарства та здійсненні природоохоронних заходів на меліорованих землях.

Визначення на основі системного підходу набору компонентів та системотворних зв'язків між ними дає змогу формалізувати об'єкт моделювання. Величина урожайності на ОЗ функціонально залежить від чотирьох аргументів. Цю залежність у загальному неявному вигляді можна зобразити у вигляді функціоналу:

$$y = f(g, l, t, b), \quad (17.4)$$

де y – урожайність (фітопродуктивність) оцінюваної системи; g – потенційна ґрунтова родючість і ґрунтові умови; l – рівень інсоляції; t – тепловий режим атмосфери і ґрунту; b – ботанічні, морфологічні та біологічні особливості рослини (культури, сорту, гібриду) або рослинної асоціації.

Об'єктом моделювання є поліцентрична, поліструктурна система S_{OZ} , що складається з п'яти складних елементів різної природи, які взаємодіють між собою і з оточенням – людиною (рис. 17.5). Отже, маємо абстрактну природно-техногенну систему, що становить територіально цілісний набір природних географічних компонентів у межах агрогеосистем певного територіального рівня, які знаходяться під постійним впливом інженерних споруд водорегулювання і виконують соціальну функцію виробництва сільськогосподарської продукції.

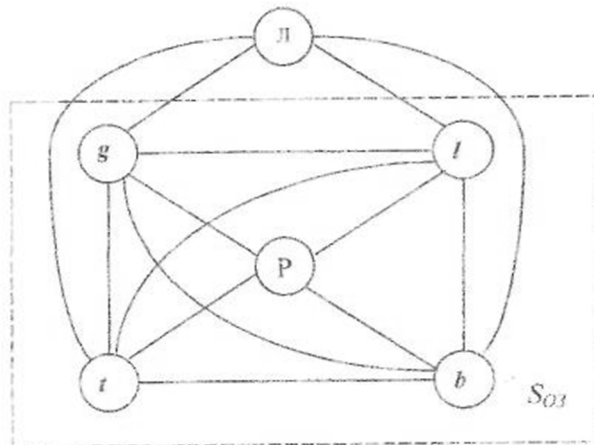


Рис. 17.5. Граф досліджуваної системи:
 g, l, t, b – елементи системи; P – зелена рослина;
 $Л$ – зовнішня система (людина); — — зв'язки в системі

Враховуючи властивості модельованої системи, як основний оператор (функціонал $y = f(x)$, вимірюваний і обмежений на деякій обмеженій множині Ω^j точок x з мірою μ) моделі ПОСОЗ, може бути застосовано функціонал міри у вигляді інтегральної суми Лебега

$$y = \sum_{j=1}^m y_j \mu[\Omega^j] \text{ або у динамічній формі після введення часової змінної } \tau$$

$$y_\tau = \sum_{j=1}^m y_\tau^j \mu_{\Omega^j} . \quad (17.5)$$

Базові оператори моделі сформульовано у вигляді функціоналів міри Лебега для дискретної функції мети:

$$y_e = K(\zeta_a y_a + \zeta_s y_s), \quad y_a = \sum_{f=1}^f \alpha_\tau^f y_\tau^f, \quad y_e = \overline{0, y_b}, \quad (17.6)$$

де y_e – екологічно забезпечена (створена в умовах конкретного сполучення екологічних факторів) корисна фітомаса (урожай), т/га; y_b – біологічна продуктивність (визначається потенційними продуктивними можливостями агрофітоценозу, або природного фітоценозу), т/га; ζ_a і ζ_s – вагові коефіцієнти, що визначають міру участі сукупної дії факторів у формуванні екологічно забезпеченого врожаю, причому K – коефіцієнт відносної продуктивності укусу (тільки для багатоукісних трав) за емпіричною формулою типу (17.7):

$$K = \frac{100 y_{0u} \exp(-k_u (n_u - \lambda_u)^2)}{1 + (100 - y_{0u}) \exp(-\mu_u (n_u - \lambda_u))}, \quad K = \overline{0, 1}, \quad (17.7)$$

де n_u – порядковий номер укусу, $n_u = 1, 5$; $\mu_u, k_u, \lambda_u, y_{0u}$ – параметри, що залежать від рівня ґрунтових вод на ОЗ; y_a – продуктивність з позицій міри; y_s – продуктивність з позицій сукупної дії факторів; $y_\tau^f \supset \{y_l, y_g, y_t, y_b\}$ – часткові значення урожайності; $\alpha_\tau^f \supset \{\alpha_l, \alpha_g, \alpha_t, \alpha_b\}$ – вагові коефіцієнти факторів продуктивності.

Урожайний ефект від сукупної дії чинників розраховується за емпіричною залежністю типу:

$$y_s = \frac{y_b 0,08 \exp(-1,66(q - 0,24)^2)}{0,01 + 0,92 \exp(-4,992(q - 0,24))}, \quad y_s = \overline{0, y_b}. \quad (17.8)$$

Елемент g є складною підсистемою системи S_{O3} . Тому фітопродуктивність (урожайність) забезпечена ґрунтовою родючістю і ґрунтовими умовами згідно з (17.5)

$$y_{\tau}^g = \sum_{p=1}^{n_p} \gamma_p y_{\tau}^p, \quad (17.9)$$

де y_{τ}^p – урожайність за p -м ґрунтовим показником, т/га, $p = \overline{1, n_p}$; γ_p – вагові коефіцієнти ґрунтових показників (змінних).

Оскільки часткові значення фітопродуктивності є величинами, залежними не тільки від моментальних значень змінних l , t і p , а й від попередньої динаміки цих змінних в межах досліджуваної системи S_{O3} впродовж поточного періоду вегетації, то ці величини визначаються з врахуванням передісторії росту і розвитку фітоценозу за залежністю:

$$y_{\tau}^{ltp} = \sum_{i=1}^n v_{\tau}^i y_{\tau}^{ij}, \quad (17.10)$$

де y_{τ}^{ij} – фітопродуктивність (урожайність), розрахована для j -ї змінної на i -му кроці дискретизації моделі; v_{τ}^i – вагові коефіцієнти i -го кроку дискретизації моделі, що визначається для кожної сільськогосподарської культури або виду рослинності залежно від фази розвитку; n – кількість кроків дискретизації моделі.

$$y_{\tau}^{ij} = \frac{n_f n_l n_s n_d k_{wt} k_l k_s k_d k_i k_h k_w y_b y_{0ij} \exp\left(-k_{ij} \left(x_{ij} - \lambda'_{ij}\right)^2\right)}{1 + (100 - y_{0ij}) \exp\left(-\mu_{ij} \left(x_{ij} - \lambda'_{ij}\right)\right)}, \quad (17.11)$$

де x_{ij} – значення j -ї змінної на i -му кроці дискретизації моделі; μ_{ij} , k_{ij} , y_{0ij} – параметри функції толерантності для j -ї змінної (для енергетичних змінних визначені на кінець вегетації); λ'_{ij} – параметр фазового положення оптимуму j -ї енергетичної змінної на i -му кроці дискретизації за залежністю:

$$\lambda'_{ij} = \lambda_j - (x_j^* - \hat{x}_{ij}^*), \quad (17.12)$$

де λ_j – параметр фазового положення оптимуму функції толерантності j -ї змінної (для енергетичних змінних визначений на кінець вегетації); x_j^* – оптимальне значення j -ї енергетичної змінної на кінець вегетації; \hat{x}_{ij}^* – оптимальне значення j -ї енергетичної змінної на i -му кроці дискретизації, розраховане за субмоделлю ходу оптимальних значень енергетичних змінних; k_f , k_{wt} , k_l , k_s , k_d , k_i , k_h , k_w – поправочні коефіцієнти на ступінь враження посівів стресовими умовами відповідно: заморозками, несприятливими умовами літньо-осіннього етапу вегетації та перезимівлі (для озимих), поляганням (для зернових), градом, посухами, а також на

ступінь несприятливої дії хвороб, шкідників і бур'янів; n_f , n_l , n_s , n_d – кількість стресових пошкоджень за вегетацію внаслідок заморозків, полягання (для зернових), граду, посух.

На основі фундаментального закону толерантності (мінімуму, оптимуму і максимуму) Шелфорда та досвіду математичного моделювання сільськогосподарських систем і фітоценозів розроблено новий вид сигмоїдальної функції, придатної для опису толерантності рослин та рослинних асоціацій до дії внутрішніх і зовнішніх чинників виду:

$$y = \frac{y_0 y_b e^{-k(x-\lambda)^2}}{1 + (100 - y_0) e^{-\mu(x-\lambda)}}, \quad (17.13)$$

де μ – параметр швидкості зростання функції, $\mu = \overline{0,2}$, k – параметр швидкості спадання функції на інтервалі $x^* < x < \infty$ або параметр пошкодження, $k = 0,1$; λ – параметр положення оптимуму змінної x , $\lambda = \overline{-x_{max}, +x_{max}}$; y_0 – параметр пристосованості рослини до дії змінної x , $y_0 = \overline{0}, y_b$. Переваги моделі: 1) дає змогу надійно апроксимувати експериментальні дані, 2) всі параметри фізично інтерпретуються, 3) врахований негативний вплив перевищення оптимуму, 4) графік функції не проходить через початок координат, 5) модельовані значення y не можуть перевищити біологічного максимуму даного виду, сорту, фітоценозу, культури, б) простота, яка дає можливість застосовувати для моделювання стандартне програмне забезпечення.

Подальші дослідження показали, що залежність (17.13) може успішно застосовуватися для опису не тільки продукційного процесу, але й багатьох інших стохастичних природних процесів та закономірностей і зокрема: 1) залежність між об'ємом сухої речовини в біомасі багатоукісних трав і порядковим номером укусу; 2) хід оптимальних значень суми активних температур повітря (вищих від 10° C) в онтогенезі; 3) середній багаторічний хід суми активних температур повітря (вищих від 10° C) за період вегетації; 4) залежність коефіцієнта сукупної дії від відносного показника взаємодії факторів продуктивності.

Серйозною проблемою моделювання продукційних процесів у природно-техногенних системах є наявність кумулятивного ефекту від сукупної дії факторів життя рослин. За даними літературних та фондових джерел нами розроблена субмодель, яка дає змогу достатнім для практики ЕММ та використання ОЗ рівнем адекватності імітувати кумулятивний ефект від дії необмеженої кількості змінних, що визначають стан ОЗ. З метою досягнення порівнюваності значень фізично і математично різних змінних моделі, значення змінних та критерію мети виражені

у відносному вигляді стосовно оптимальних значень змінних та максимальних значень продуктивності (y_b). Для опису кумулятивного ефекту застосовано відносний показник взаємодії факторів продуктивності $q = \overline{0,1}$, середнє геометричне відносних відхилень значень змінних від локальних оптимумів:

$$q = \sqrt[k]{\prod_{j=1}^k q_j}, \begin{cases} q_j = 1 - \frac{|x_{ij}^* - x_{ij}|}{x_{ij}^*} \text{ при } x_{ij} < 2x_{ij}^*; \\ q_j = 0 \text{ при } x_{ij} \geq 2x_{ij}^*, \end{cases} \quad (17.14)$$

де x_{ij}^* – значення локального оптимуму j -змінної на i -му кроці дискретизації загальної моделі, $j = \overline{1, k}$, де k – кількість змінних, що враховуються на i -му кроці дискретизації; x_{ij} – фактичне значення j -змінної на i -му кроці дискретизації. Середнє геометричне відносних відхилень дає змогу врахувати таку важливу закономірність продукційних процесів: *продуктивність прямує до нуля, якщо величина хоча б одного з факторів прямує до нуля*. Остаточнo урожайний ефект від сукупної дії чинників розраховується за залежністю (17.8).

Результатом моделювання може бути величина «комірного» або екологічно забезпеченого врожаю сільськогосподарських культур (залежно від потреб моделювання). «Комірний» врожай визначаємо за залежністю $y = k_m k_t y_e$, де k_m – коефіцієнт втрат при збиранні (розраховується з врахуванням типу і марки збиральної техніки, термінів збирання, погодних умов періоду збирання тощо); k_t – коефіцієнт втрат при транспортуванні продукції; y_e – екологічно забезпечена урожайність; τ_i – час (днів), що минув від 20 квітня (дата середнього багаторічного переходу середніх добових температур повітря через 0° С) до i -ї дати.

Зважаючи на викладене вище, нами на підставі розробленої структури математичної моделі ПОСОЗ (див. залежності (17.4)–(17.14)) розроблено алгоритм її роботи у вигляді блок-схеми, яку покладено в основу комп'ютерної програми реалізації моделі ПОСОЗ.

17.10. Ідентифікація та верифікація моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель України

Для визначення значень параметрів функції толерантності основних сільськогосподарських культур до змінних моделі ПОСОЗ застосовано ітераційні математичні методи (методи Ньютонa та градієнтного спуску) з використанням програмного забезпечення *Microsoft Excel*. Шляхом пошуку максимальних значень кореляційного відношення, коефіцієнта

кореляції, показника R^2 і середньоквадратичної похибки досягалася максимальна збіжність модельованих за залежністю (17.13) значень з експериментальними даними щодо урожайності сільськогосподарських культур. Отримані таким чином 2394 значення параметрів для 23 основних сільськогосподарських культур містяться у комп'ютерній базі даних ЕММ.

Ідентифікація субмоделі сукупної дії змінних полягає у визначенні виду та коефіцієнтів залежності між прийнятим відносним показником взаємодії факторів продуктивності $q = \overline{0,1}$ (17.14) та фітопродуктивністю $y_s = \overline{0, y_e}$, що забезпечується сукупною дією змінних. Означене завдання виконано нами за допомогою кореляційного та регресійного аналізу експериментальних даних щодо сукупної дії факторів життя рослин, для чого використовувалися результати класичних експериментів з вивчення сукупної дії, отримані в умовах ОЗ або близьких до них: 1) дослід Вольні – 3 фактори (світло, вода, повне добриво), жито; 2) дослід НДС ім. Костичева – 2 фактори (вода, повне добриво), пшениця; 3) дослід Ротамстедської НДС (дослід Зеельхорста) – 2 фактори (вода, калій – поживні речовини), овес. Показано, що максимальну надійність апроксимації експериментальних значень забезпечує сигмоїдальна функція (17.13) (у параметризованому вигляді – залежність (17.8)). Аналогічно за даними літературних джерел параметризовано емпіричну модель продуктивності укосів для багатуокісних кормових культур (17.7).

На підставі аналізу експериментальних даних для потреб моделювання величини комірної врожаю розроблено принципи та алгоритм визначення коефіцієнта втрат врожаю при збиранні. Оскільки для більшості сортів зернових природне осипання зерна є основним шляхом втрат врожаю, а технічно та технологічно зумовлені втрати при застосуванні зношених зернозбиральних комбайнів можуть перевищувати сумарні втрати від природнокліматичних чинників, виникає необхідність розробки та впровадження в межах ЕММ інформаційно-дорадчої системи супроводу та управління господарською діяльністю на осушуваних землях України.

В результаті чисельного експерименту в процесі калібрування моделі ПОСОЗ вперше встановлено, що сільськогосподарські культури мають різний ступінь участі закону сукупної дії у загальному процесі формування фітомаси врожаю; отримано відповідні значення вагових коефіцієнтів. Встановлено значення поправочних коефіцієнтів на ступінь ураження посівів стресовими умовами року.

Верифікацію моделі ПОСОЗ проводили із застосуванням блоку показників, до якого входили: відносна похибка, відносна середньоквадратична похибка, відношення середніх, лінійний коефіцієнт

кореляції, спеціальний коефіцієнт кореляції. Проводили графічне порівняння емпіричних та розрахункових значень.

Достатній рівень збіжності модельованих теоретичних значень з експериментальними значеннями врожайності на ОЗ (рівень точності становить 80–95%) свідчить про адекватність моделі ПОСОЗ досліджуваній системі та про можливість її використання для потреб оцінки, прогнозування стану ОЗ, управління продуктивністю ОЗ тощо, а також про можливість її використання як блоку в інших математичних моделях і, зокрема, у моделі ОСОЗ.

17.11. Застосування моделі продуктивності та оцінювання стану осушуваних земель і її функціональних блоків

Застосування моделі ПОСОЗ дня практичних потреб контролю та управління осушуваними землями за даними еколого-меліоративного моніторингу передбачає розробку алгоритмів і методик, які б давали змогу користувачеві в реальних умовах виробництва оцінювати і прогнозувати еколого-меліоративний стан, продуктивність ОЗ, ефективність їхнього використання, екологічну стійкість ОЗ, розробляти раціональні управлінські заходи й рекомендації щодо підвищення продуктивності та екологічної стійкості ОЗ. В основі розробки цих методик лежать такі загальні принципи їхньої побудови, як єдиний часовий масштаб і просторова спільність контрольованих природно-техногенних процесів на ОЗ. Оскільки характерний час осушуваних агрогеосистем у зв'язку з фітоценотичними та сукцесійними змінами становить 5–10 років, а дослідження еволюційних перетворень на даному етапі ЕММ є неможливим, мінімальна репрезентативна тривалість періоду моніторингових спостережень для потреб управління становить $t = t_{np} = \overline{5,10}$ років, причому вона має бути тим більшою, чим відповідальнішим і складнішим є досліджуваний об'єкт. Для невеликих за площею ОС та їхніх частин $t \geq 5$ років.

Розроблена нами на основі попередніх досліджень і застосована на стадії вибору об'єктів еколого-меліоративного моніторингу схема районування гумідної зони України для потреб управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель має таку ієрархічну структуру: 1) гумідна зона України; 2) геомеліоративна область; 3) геомеліоративний район; 4) геомеліоративний підрайон – група геотопів, об'єднаних за наступними критеріями: генетичний тип рельєфу, генетичний тип ґрунту, гранулометричний склад ґрунту, тип осушувальної системи (за конструкцією осушувальної мережі, за

принципом сполучення з водоприймачем, за принципом регулювання водного режиму, за сільськогосподарським використанням); 5) геомеліоративний мікрорайон. Геомеліоративний підрайон є таксоном районування другого рівня і основним (з точки зору застосування моделей ПОСОЗ та ОСОЗ), оскільки дає можливість поширити результати моделювання, отримані для i -го підрайону, на всю територію i -го підрайону та на територію підрайонів i -го типу в межах інших геомеліоративних районів. Дана схема районування покладена в основу реалізації методик оцінки, прогнозування та управління продуктивністю і екологічною стійкістю ОЗ України.

З метою визначення практичної цінності розробленої математичної моделі ПОСОЗ проведено випробування її в режимах: 1) оцінки еколого-меліоративного стану та загальної ефективності сільськогосподарського використання осушуваних земель; 2) прогнозування еколого-меліоративного стану осушуваних земель; 3) управління продуктивністю та еколого-меліоративним станом осушуваних земель; 4) бонітування осушуваних ґрунтів України; 5) математичного моделювання та оцінки екологічної стійкості осушуваних земель. За результатами проведених досліджень можемо зробити наступні висновки:

Розроблена нами методика оцінки загальної ефективності ОЗ за результатами оцінки еколого-меліоративного стану ОЗ може бути представлена у вигляді наступного алгоритму:

1. Вибір об'єкта оцінки (осушувальна система, або її частина, господарство, поле сівозміни, або його частина, регіон тощо) за природними особливостями моніторингових стаціонарів, дані яких використовуватимуться.

2. Формування бази даних ЕММ з урахуванням районування території. За відсутності або неповноти даних моніторингових спостережень на об'єкті оцінки розрахунок змінних за наявними емпіричними моделями або вибір відповідних стаціонарів на об'єктах-аналогах.

3. Розрахунок за моделлю ПОСОЗ продуктивності оцінюваного об'єкта за роками спостережень для основних сільськогосподарських культур, що вирощувалися за період оцінки на даному об'єкті.

4. Оцінка еколого-меліоративного стану об'єкта за екологічно забезпеченою врожайністю (y_e) кожної культури з урахуванням площ, які не використовувалися.

5. Статистичний аналіз змодельованих часових рядів на ступінь відхилення від граничних значень і на наявність трендів.

6. Висновки про ретроспективний еколого-меліоративний стан об'єкта та про загальну ефективність його використання за період

досліджень з врахуванням площ земель, які не використовувалися для виробництва сільськогосподарської продукції.

7. Рекомендації щодо підвищення ефективності використання об'єкта та зміни напряму його використання (в разі необхідності).

Застосування математичної моделі ПОСОЗ на прикладі п'яти типових (еталонних) осушувальних систем західної частини гумідної зони України показало, що вона може бути ефективно застосовуватися для інтерпретації даних моніторингу шляхом оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель, а також для оцінки загальної ефективності використання осушуваних сільськогосподарських угідь.

Розроблена імітаційна математична модель ПОСОЗ дає змогу з урахуванням наявних матеріальних і технічних засобів вибрати раціональне (у тому числі мінімальне) сполучення входів (значень показників ЕММ, даних інших служб та можливих заходів на заданому рівні їхнього виконання) з метою отримання максимального виходу, в тому числі з дотриманням чинних екологічних обмежень. Розробка управлінських заходів може бути виконана на будь-якому територіальному рівні організації осушуваних агрогеосистем (після проведення відповідної адаптації моделі): на рівні поля, або господарства з однотипними ґрунтовими умовами, на рівні частини ОС, або ОС в цілому, які зазвичай збігаються з геомеліоративними підрайонами, а також на топічному (місцевому) рівні (на рівні геомеліоративних мікрорайонів).

Для обраної територіальної системи або осушувальної системи в цілому проводиться ряд машинних експериментів, у ході яких визначається стратегія управління з метою збільшення продуктивності та поліпшення еколого-меліоративного стану й ефективності використання ОЗ, а також результати короткотермінового та середньотермінового прогнозування продуктивності та еколого-меліоративного стану об'єкта управління.

Прогнозні розрахунки, виконані для ОС «Стубла» Рівненської області, свідчать про те, що розроблена нами математична модель ПОСОЗ разом з аналітичними можливостями оцінки стану ОЗ та їх територіальних підсистем забезпечує можливість надійного прогнозування майбутніх станів оцінюваних об'єктів на рівні розробки оперативних, короткотермінових та середньотермінових прогнозів еколого-меліоративного стану та рівня продуктивності осушуваних земель.

На прикладі п'яти типових ОС після проведення серії машинних експериментів на моделі ПОСОЗ визначено стратегію оптимального управління ОЗ з метою збільшення продуктивності та поліпшення еколого-меліоративного стану. Встановлено, що розроблена нами

імітаційна математична модель ПОСОЗ є ефективним засобом управління осушуваними землями, в тому числі в умовах невизначеності.

На базі основних блоків моделі ПОСОЗ удосконалено методику бонітування осушуваних ґрунтів України, у якій вперше враховано змінну в часі і просторі міру суттєвості ґрунтових показників. Методика дає змогу з максимальною об'єктивністю виконати якісну оцінку та встановити бонітет гідроморфних ґрунтів як об'єкта меліорацій та сільськогосподарського використання і таким чином оцінити їхню потенційну родючість. Отримані значення бонітету окремих ґрунтових контурів та ОС в цілому дають змогу обґрунтовано перейти до розробки сільськогосподарських, меліоративних та агроеліоративних заходів для підвищення родючості осушуваних гідроморфних ґрунтів, визначення екологічних пріоритетів та нормативів щодо природно-еліоративних режимів осушуваних ґрунтів, програмування врожаїв на осушуваних землях, а також дають можливість розв'язувати завдання економічної оцінки земель при землеустрої в умовах приватизації осушуваних сільськогосподарських угідь і розвитку ринкових відносин у галузі використання осушуваних земель. На підставі викладеної вище методики складено картосхему бонітету ґрунтів еталонної ОС «Головниця» (Рівненська область).

Для потреб оцінки екологічної стійкості природних і природно-техногенних систем на базі математичної моделі ПОСОЗ розроблено *математичну модель оцінки екологічної стійкості осушуваних земель (ОСОЗ)* і методику її застосування.

Оцінка екологічної стійкості осушуваних земель полягає в дослідженні стійкості вертикальної структури агрогеосистем в межах ОЗ (враховуючи специфіку методики і даних ЕММ) на підставі фітопродуктивності як критерію стійкості ОЗ і методу порівняння, базованого на концепції екологічної ніші. Математична модель оцінки стійкості осушуваних земель (ОСОЗ) сполучає в собі два основоположних підходи: 1) розуміння та опис системи як цілісного емерджентного об'єкта; 2) визначення фазових координат оцінюваної системи та їхня інтерпретація на підставі концепції екологічної ніші (побудованої із застосуванням теорії нелінійних коливань та теорії стійкості Ляпунова). Таким чином, вирішення завдання оцінки стійкості осушуваних земель зводиться до розв'язання двох задач: по-перше, визначення за математичною моделлю ПОСОЗ потенційної продуктивності y_e (як міри стійкості ОЗ) та її кількісна інтерпретація, по-друге, визначення міри відхилення точки стану ОЗ від «особливої» точки в екологічній ніші досліджуваної системи, яка відповідає точці глобального оптимуму (з позицій стійкості природних систем), тобто є єдиним стійким вузлом

або стійким фокусом у фазовому просторі досліджуваної системи (з позицій теорії нелінійних коливань).

Пошук оптимальних та граничних (з позицій природоохорони) значень показників проводився за комбінованою математично-експертною методикою, яка спирається на експериментальні дані, отримані автором та іншими дослідниками на реальних природних та природно-техногенних системах у процесі дослідження їхніх інваріантних (нормальних) властивостей, які забезпечують максимальну стійкість природної системи до зовнішніх природних та техногенних впливів. В результаті багатокритеріального аналізу літературних джерел стосовно властивостей ґрунтового покриву, рівневого та гідрохімічного режимів підземних та поверхневих вод гумідної зони України нами сформульовано оптимальні та граничні значення показників ЕММ. Як екологічні обмеження до гідрохімічних показників поверхневих та підземних вод, які застосовувалися для оцінки екологічної стійкості басейнів річок, було прийнято ГДК, а як оптимальні – їхні фонові значення (у тому числі за даними моніторингових спостережень).

На основі інтерпретації положення локальних оптимумів за кожним показником ЕММ (x_{ij}^*) положення глобального оптимуму для ОЗ в цілому, а також значень екологічних обмежень за кожним фактором (x'_{ij} та x''_{ij}), автором сформульовано критерії стійкості агрогеосистеми, принципи методики оцінки стійкості ОЗ та виявлення форми стійкості осушуваної природно-техногенної системи у моделі ОСОЗ.

Стійкість ОЗ як набору природно-техногенних систем, створених за рахунок антропогенної модифікації природної структури гідроморфних (у тому числі болотних) геосистем, а також геосистем іншої організації (наприклад, річкових басейнів), оцінюється з позицій спроможності геосистеми зберігати здатність до ефективного продукування фітомаси за умови збереження своєї внутрішньої (модифікованої) структури. При цьому враховується стохастичність досліджуваних систем і той факт, що моментальне значення будь-якого показника стану системи описує стан системи у i -й момент часу, але не характеризує стійкості вертикальної структури в часі. Тому застосовано підхід, який дає змогу оцінити стійкість як з позицій моментальних значень показників, так і з позицій їхніх середніх значень (близьких до математичного очікування). За такого підходу моментальні значення показників x_{ij} порівнюються з екологічними обмеженнями на i -й момент часу (x'_{ij} та x''_{ij}), а середні багаторічні значення показників $\overline{x_j}$ порівнюються з середніми значеннями екологічних обмежень ($\overline{x'_{ij}}$ та $\overline{x''_{ij}}$). Крім того, враховується наявність трендів,

виявлених при статистичному аналізі часових рядів для окремих показників, які характеризують дрейф стану системи у бік оптимуму (збереження стійкості), або від нього (втрата стійкості). Важливе значення має наявність біля зовнішньої межі області нормальних станів «критичної зони», ширина якої зумовлена сигмоїдальністю зміни стійкості за окремим показником від оптимуму до екологічної межі в екологічній ніші, іншими загально-екологічними закономірностями.

При реалізації методики виникають наступні часткові випадки:

1. Якщо за період спостережень (t) всі показники стану оцінюваної системи мали середні багаторічні значення у межах області нормальних станів (тобто виконується нерівність $\overline{x}'_j < \overline{x}_j < \overline{x}''_j$ та \overline{x}''_j – середні нижнє та верхнє екологічні обмеження) і на кожний момент їхнього визначення в системі ЕММ після відсіювання грубих похибок мали значення, які задовольняють нерівності $x'_{ij} < x_{it} < x''_{ij}$, то незалежно від напрямку дрейфу показників (за наявності часових трендів дня x_j) дана система є *інертною* і тому *екологічно стійкою*.

2. Якщо за період t всі показники стану оцінюваної системи мають середні багаторічні значення в інтервалі $\left(\overline{x}'_j + 0,1(\overline{x}^*_j - \overline{x}'_j)\right) < \overline{x}_j < \left(\overline{x}''_j - 0,1(\overline{x}''_j - \overline{x}^*_j)\right)$, а моментальні значення показників виходили за межі інтервалу $x'_{ij} < x_{ij} < x''_{ij}$, то незалежно від напрямку дрейфу показників (за наявності часових трендів для x_j) дана система є *відновлюваною* (I форма відковлюваності) і тому *досить стійкою*.

3. Якщо за період t хоча б один показник стану оцінюваної системи мав середнє багаторічне значення поза інтервалом $\left(\overline{x}'_j + 0,1(\overline{x}^*_j - \overline{x}'_j)\right) < \overline{x}_j < \left(\overline{x}''_j - 0,1(\overline{x}''_j - \overline{x}^*_j)\right)$, але був у межах інтервалу $\overline{x}'_j < \overline{x}_j < \overline{x}''_j$ моментальні значення показників виходили за межі інтервалу $x'_{ij} < x_{ij} < x''_{ij}$ і має місце статистично підтверджений ($R^2 > 0,25$ для тренду на рівні значущості $\alpha = 0,05$ за тестом Стьюдента) його дрейф у напрямі до x_j^* , то дана система є *відновлюваною* (II форма відновлюваності) і тому *відносно стійкою*.

4. Якщо за період t хоча б один показник стану оцінюваної системи мав середнє багаторічне значення поза інтервалом $\left(\overline{x}'_j + 0,1(\overline{x}^*_j - \overline{x}'_j)\right) < \overline{x}_j < \left(\overline{x}''_j - 0,1(\overline{x}''_j - \overline{x}^*_j)\right)$, але був у межах інтервалу $\overline{x}'_j < \overline{x}_j < \overline{x}''_j$ і має місце статистично підтверджений його дрейф у напрямі від x_j^* , дана система є *пластичною* (переходить до іншої області нормальних станів) і тому *екологічно нестійкою*.

5. Якщо за період t хоча б один показник стану оцінюваної системи мав середнє багаторічне значення за межами інтервалу $\overline{x'_j} < \overline{x_j} < \overline{x''_j}$, то незалежно від варіації моментальних значень показників і від напрямку дрейфу показників (за наявності часових трендів для x_j), дана система знаходиться на стадії *сукцесійних* або еволюційних перетворень і тому є *екологічно нестійкою*. Сукцесійність системи може бути частковим випадком пластичності (у досліджуваному часовому масштабі) або свідченням руйнування геосистеми з утворенням нової.

Перевагами такого статистичного підходу до оцінки стійкості із застосуванням концепції екологічної ніші є: по-перше, залучення до оцінки не лише змінних, що описують фактори фітопродуктивності, а й будь-яких інших моніторингових змінних, що характеризують загальний екологічний (еколого-медіоративний) стан ОЗ (наприклад, іонний склад водної витяжки, хімічний склад поверхневих, підземних і дренажних вод, вміст радіонуклідів у ґрунтах і водах тощо), по-друге, можливість прогнозування стану та стійкості оцінюваних систем.

Для максимально об'єктивної оцінки ступеня стійкості ОЗ недостатньо порядкової шкали абсолютних оцінок стійкості, необхідно також створити можливість оцінки стійкості за «сильною», з точки зору теорії вимірювань, шкалою відношень. Така шкала може бути введена через розрахунок в математичній моделі ОСОЗ *відносного показника стійкості* ОЗ та його інтерпретації.

Враховуючи сигмоїдальний характер спадання стійкості від оптимуму до песимуму, завдання вимірювання стійкості за даною шкалою зводиться до визначеній виду залежності $\omega = f(x_{ij}, x_{ij}^*, x'_{ij}, x''_{ij}, y_e(\tau), y_b)$ і встановлення фазових координат системи. У даному випадку запропоновано застосовувати експоненціальну унімодальну модель Гринченка, яка дає змогу пов'язати фазові координати системи з відносним показником її стійкості. Так, відносний показник стійкості вертикальної структури осушуваної геосистеми за рівнем фітопродуктивності (урожайності кожної основної сільськогосподарської культури) визначаємо за залежністю

$$\omega_k = \exp \left[-k_y \left(\frac{y_{ek} - y_{bk}}{y_{bk}} \right)^2 \right], \quad \omega_k = \overline{0,1}, \quad (17.15)$$

де k_y – параметр форми кривої, що залежить від сільськогосподарської культури, виду угідь, набору змінних моделі тощо; y_{ek} , y_{bk} – відповідно екологічна та біологічна продуктивність k -ї сільськогосподарської культури.

Остаточне значення відносного показника стійкості за рівнем продуктивності осушуваної геосистеми ω визначається як результат усереднення ω_k за відповідними стаціонарами і в цілому для оцінюваної агрогеосистеми, осушувальної системи, поля, сівозміни тощо.

Відносний показник стійкості вертикальної структури осушуваної геосистеми за ступенем відповідності прийнятим екологічним нормативам для кожного i -го значення j -ї змінної розраховуємо за залежністю:

$$\omega_{ij2} = \begin{cases} \exp \left[-k_j \left(\frac{x_{ij} - x_{ij}^*}{x_{ij}^* - x'_{ij}} \right)^2 \right], & x_{ij} \leq x_{ij}^*; \\ \exp \left[-k_j \left(\frac{x_{ij} - x_{ij}^*}{x_{ij}^* - x''_{ij}} \right)^2 \right], & x_{ij}^* \leq x_{ij}, \end{cases} \quad \omega_{ij2} = \overline{0,1}, \quad (17.16)$$

де k_j – параметр форми сигмоїдальної кривої, що залежить від фізичного змісту j -ї змінної, виду угідь тощо; x_{ij} , x_{ij}^* , x'_{ij} , x''_{ij} – відповідно фактичне, оптимальне, нижнє критичне та верхнє критичне значення j -ї змінної на i -му кроці дискретизації моделі ОСОЗ (момент відбору зразка, чи вимірювання за період спостережень у системі ЕММ).

Після розрахунку всіх значень ω_{ij2} визначаємо значення відносних показників стійкості як середнє арифметичне часткових значень стійкості за кожною змінною та за принципом порівняння (екологічної ніші) в цілому

$$\omega_{j2} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \omega_{ij2}, \quad \omega_{j2} = \overline{0,1}, \quad \omega_2 = \frac{1}{m} \sum_{j=1}^m \omega_{j2}, \quad \omega_2 = \overline{0,1}, \quad (17.17)$$

де m – загальна кількість змінних, що використовуються при оцінці екологічної стійкості досліджуваної системи за математичною моделлю ОСОЗ. Після остаточного усереднення маємо:

$$\omega = \frac{1}{2} (\omega_1 + \omega_2), \quad \omega = \overline{0,1}. \quad (17.18)$$

На підставі проведених розрахунків ω за моделлю ОСОЗ, враховуючи сигмоїдальний характер залежності стійкості від показників ЕММ, а також враховуючи описаний вище принцип Колмана, для інтерпретації показника ω застосовувалася така шкала: стійка (0,75–1,00), досить стійка (0,50–0,75), відносно стійка (0,25–0,50), нестійка (0,00–0,25).

Після отримання оцінок за обома шкалами робиться остаточний висновок про стійкість вертикальної структури оцінюваної меліорованої геосистеми до дії зовнішніх чинників природного та антропогенного походження, визначаються критичні показники, які потребують прямого чи опосередкованого регулювання, розраховуються за отриманими

трендами прогнози значення показників стану системи і розробляється прогноз стійкості оцінюваної територіальної системи. Це дає можливість за результатами імітаційного машинного експериментування на моделі ОСОЗ розробляти раціональні управлінські заходи щодо підвищення (збереження) рівня екологічної стійкості досліджуваної системи.

Сформульована структура моделі ОСОЗ, алгоритм її реалізації, поданий у вигляді блок-схеми на рис. 17.6, а також розроблена на його основі комп'ютерна програма складена нами на базі *Microsoft Excel*, дають змогу максимально обґрунтовано виконувати оцінку, прогнозувати та керувати екологічною стійкістю ОЗ за даними еколого-меліоративного моніторингу осушуваних земель України.

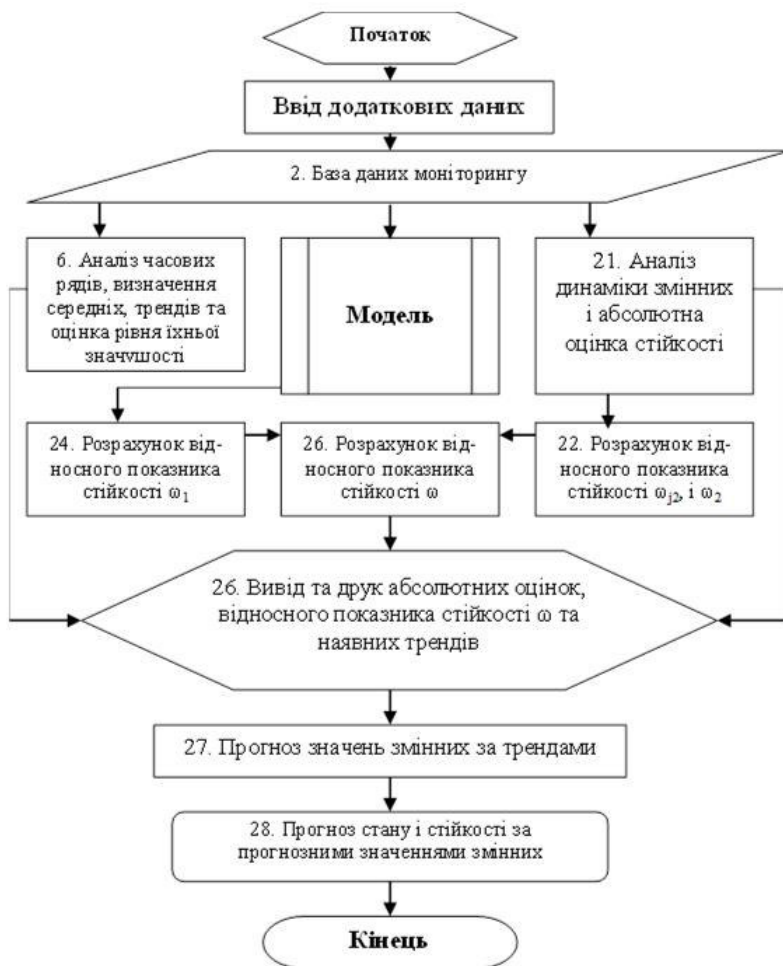


Рис. 17.6. Узагальнена блок-схема роботи моделі оцінки стійкості осушуваних земель (ОСОЗ)

Модель ОСОЗ застосовано нами для оцінки екологічної стійкості осушуваних земель Рівненської області за даними ЕММ, результати якої у розрізі осушувальних систем, наведено у табл. 17.6. Складено картосхему оцінки та прогнозу екологічної стійкості на прикладі ОС «Язвинка» (Рівненська обл.).

Таблиця 17.6

Результати оцінки екологічної стійкості еталонних осушувальних систем Рівненської області

Осушувальна система	Абсолютна оцінка		Відносні показники стійкості			
	форма стійкості	ступінь стійкості	ω_1	ω_2	ω	$\omega_{пр}$
Воробино	віднов.(II)	в. стійка	0,355	0,312	0,336	0,343
Головниця	віднов. (I)	д. стійка	0,792	0,768	0,780	0,780
Деражне-Постійне	пластична	нестійка	0,323	0,348	0,336	0,333
Іква	пластична	нестійка	0,357	0,317	0,337	0,325
Стубелка	пластична	нестійка	0,478	0,437	0,458	0,455
Стубла	пластична	нестійка	0,248	0,224	0,237	0,231
Язвинка	сукцесійна	нестійка	0,224	0,333	0,279	0,272

Примітка. $\omega_{пр}$ – прогнозне значення на 2007 рік.

Одним з головних сучасних деградаційних процесів, що визначають пластичність вертикальної структури, а відповідно втрату стійкості геомеліоративних підрайонів Західного Лісостепу, складених дренажними торфовими фунтами, є мінералізація органічної речовини торфу, що супроводжується ущільненням торфової товщі. Нами виявлено часові тренди для зольності та щільності торфу у вигляді рівнянь регресії, виду:

$$Z=0,2943 t + 51,849, R^2=0,359, a = 0,05; \quad (17.19)$$

$$d = 0,2338 t^{0,2897}, R^2=0,651, a = 0,05, \quad (17.20)$$

де t – кількість декад від 20 квітня 1988 року, враховуючи відрізки від 20 квітня до 30 жовтня кожного року періоду спостережень; α – рівень значущості для тесту Стьюдента при оцінці збіжності розрахункових та емпіричних значень показників.

Важливою сферою застосування математичної моделі ОСОЗ є оцінка гідрохімічного режиму та екологічної стійкості штучно дренажних (осушуваних) басейнів, контрольованих у системі моніторингу вод, рік Полісся та Лісостепу України. На основі результатів багаторічних моніторингових спостережень Рівненської гідрогеолого-меліоративної експедиції проведено аналіз основних гідрохімічних та радіологічних показників стану природних вод, отриманих на двох основних водотоках Рівненської області у чотирьох поперечниках: 1) р. Стир, м. Вараш,

водозабір Рівненської атомної електростанції (РАЕС), 2) р. Стир, с. Сопачів, нижче від водоскиду РАЕС, 3) р. Горинь, с. Висоцьк, (кордон з Білоруссю), 4) р. Вілія, м. Острог, нижче від водоскиду ХАЕС.

Отримані внаслідок кореляційного та регресійного аналізу часових рядів рівняння регресії, які на достатньому рівні значущості описують тренди окремих гідрохімічних та радіологічних показників і застосовувалися для оцінки екологічної стійкості басейнів рік Горинь і Стир, зведено у табл. 17.7.

Таблиця 17.7

Тренди гідрохімічних та радіологічних показників, які визначають екологічну стійкість басейнів річок Стир та Горинь

Поперечник	Показники	Рівняння регресії $C = f(t)$	Показник надійності апроксимації, R^2	Рівень значущості кореляції, α
р. Горинь с. Висоцьк	Нітрати	$C = 0,1858t^2 - 1,3716t + 2,9225$	0,702	0,01
	Хлориди	$C = -0,5433t + 25,882$	0,570	0,05
	Сульфати	$C = 60,163 t^{-0,3733}$	0,807	0,01
	БСК	$C = -0,1099t^2 + 0,872t + 5,0923$	0,834	0,01
р. Вілія	Cs-137	$C = 2,0579t^{0,152}$	0,465	0,05
р. Стир м. Вараш	Зав. речов.	$C = -0,4282t^2 + 1709,1t - 210^6$	0,451	0,05
	Нітрати	$C = -0,0611t^2 + 0,8182t - 0,5391$	0,883	0,01
	Хлориди	$C = -1,1211t + 2258,3$	0,859	0,01
	Сульфати	$C = -0,4459t^2 - 1785,2t + 210^6$	0,863	0,01
р. Стир с. Сопачів	БСК	$C = 0,0717t^2 - 286,97t + 286975$	0,748	0,01
	Зав. речов.	$C = -0,5902t + 1198$	0,660	0,01
	Хлориди	$Q = -0,8367t + 1691,9$	0,600	0,01
	Сульфати	$C = -3,462t + 6951,1$	0,823	0,01

Примітка. C – концентрація, мг/л; t – порядковий номер року (з 1992 року).

Результати оцінки екологічної стійкості басейнів рік Горинь і Стир наведено у табл. 17.8.

Застосування моделі ОСОЗ у режимах оцінки, прогнозування і управління екологічної стійкості ОЗ еталонних об'єктів ЕМІV1 і басейнів рік Горинь і Стир засвідчило високу ефективність розроблених математичних моделей щодо обґрунтованої оцінки, прогнозування і управління екологічною стійкістю осушуваних агрогеосистем та річкових басейнів за даними моніторингу.

Наведено теоретичне узагальнення і нове вирішення наукової проблеми управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель за даними моніторингових спостережень, спрямованого на підвищення продуктивності осушуваних земель, істотне

зниження споживання водних та матеріальних ресурсів, підвищення екологічної безпеки землеробства на осушуваних землях, ефективно використаная даних еколого-меліоративного моніторингу.

Таблиця 17.8

Результати оцінки екологічної стійкості басейнів річок Горинь і Стир за даними моніторингових спостережень

Поперечники і басейни	Абсолютна оцінка			Відносні показники стійкості	
	Форма стійкості	Частка показників	Ступінь стійкості	ω	$\omega_{пр}$
р. Вілія, м. Острог	інертна	1,00	стійка	0,871	0,871
р. Горинь, с. Висоцьк	інертна	0,69	стійка	0,376	0,355
<i>Басейн р. Горинь</i>	відносно стійкий			0,624	0,613
р. Стир, м. Вараш	інертна	0,69	стійка	0,578	0,621
р. Стир, с. Сопачів	інертна	0,69	стійка	0,533	0,584
<i>Басейн р. Стир</i>	відносно стійкий			0,556	0,603

Примітка. $\omega_{пр}$ – прогнозне значення на 2007 рік.

Застосування моделі ОСОЗ у режимах оцінки, прогнозування і управління екологічної стійкості ОЗ еталонних об'єктів ЕМІV1 і басейнів рік Горинь і Стир засвідчило високу ефективність розроблених математичних моделей щодо обґрунтованої оцінки, прогнозування і управління екологічною стійкістю осушуваних агрогеосистем та річкових басейнів за даними моніторингу.

1. Наведено теоретичне узагальнення і нове вирішення наукової проблеми управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель за даними моніторингових спостережень, спрямованого на підвищення продуктивності осушуваних земель, істотне зниження споживання водних та матеріальних ресурсів, підвищення екологічної безпеки землеробства на осушуваних землях, ефективно використаная даних еколого-меліоративного моніторингу.

2. Здійснення моніторингових спостережень, керування на їхній основі еколого-меліоративним станом осушуваних земель України та його контроль є першочерговим завданням при веденні сільського господарства та здійсненні природоохоронних заходів на осушуваних землях. Специфічні природнокліматичні умови гумідної зони України зумовлюють необхідність ведення еколого-меліоративного моніторингу з метою розробки та застосування методів системного математичного моделювання величини біомаси врожаю рослин, а також факторів екологічної стабільності осушуваних і прилеглих до них земель. Моніторингові дослідження в системі відомчого моніторингу

Держводгоспу є основним джерелом інформації для розробки сільськогосподарських та екологічних управлінських заходів у гумідній зоні України. Основною невирішеною проблемою моніторингу осушуваних земель та моніторингу вод є недосконалість наукових методів інтерпретації даних для потреб їхнього практичного застосування у сільськогосподарській та природоохоронній практиці, методів раціонального управління станом контрольованих територій.

3. Сучасний стан сільського господарства і еколого-меліоративного моніторингу зумовлюють необхідність розробки принципово нових методів оцінки, прогнозування і управління на базі математичних моделей, які б давали можливість системно враховувати зміст процесів, дію основних законів землеробства, розраховувати значення урожайності, оцінювати стан антропогенно змінених природних систем, прогнозувати майбутні стани, здійснювати машинне експериментування з метою раціонального управління осушуваними землями. Оскільки наявні методи і моделі не відповідають вимогам щодо рівня складності та штучності структури, врахування сукупної дії змінних, відповідності завданням і базам даних моніторингу тощо, постає необхідність розробки спеціальної математичної моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель (ПОСОЗ), а також математичної моделі оцінки екологічної стійкості осушуваних земель і природно-техногенних систем (ОСОЗ).

4. У процесі визначення мети, шляхів моделювання та специфікації (формулювання) моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель обґрунтовано застосування фітопродуктивності (урожайності) як основного критерію оцінки стану осушуваних земель. Вперше встановлено кількісну залежність урожайності сільськогосподарських культур на осушуваних землях від їхнього меліоративного стану. За допомогою системного підходу формалізовано об'єкт досліджень, яким є поліцентрична, поліструктурна агрогеосистема.

5. Враховуючи властивості модельованої системи, обґрунтовано застосування як основного оператора моделі ПОСОЗ функціоналу міри Лебега, який має універсальний характер і може застосовуватися для математичного моделювання досліджуваної системи. Для опису закону толерантності (мінімуму, оптимуму і максимуму) розроблено новий вид функції толерантності рослин та рослинних асоціацій до дії внутрішніх та зовнішніх чинників. Доведено, що залежність, розроблена і параметризована для опису закону толерантності, з високою точністю апроксимує експериментальні дані стосовно властивостей природних систем, і тому може застосовуватися в імітаційній математичній моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель та інших імітаційних математичних моделях природних і природно-техногенних систем. За експериментальними даними вперше розроблено блок сукупної дії, який

імітує кумулятивний ефект від дії змінних, що визначають стан досліджуваної системи. Вперше для природних систем в умовах сільськогосподарського використання встановлено вид та параметри емпіричного блоку субмоделі сукупної дії змінних, встановлено значення вагових коефіцієнтів, котрі описують міру участі ефекту сукупної дії факторів у процесі формування врожаю.

6. В результаті проведених теоретичних досліджень визначено загальну структуру імітаційної математичної моделі ПОСОЗ, що дає змогу за моніторинговими даними із застосуванням даних метеорологічних спостережень визначати та прогнозувати продуктивність осушуваних земель, розробляти заходи раціонального управління осушуваними землями.

7. Для створення моделі продуктивності та оцінки стану осушуваних земель визначено раціональний набір кліматичних змінних та показників еколого-меліоративного моніторингу. Встановлено, що основним кліматичним показником для досліджуваної системи є сума активних температур повітря вищих від 10°C , який дає змогу з високою надійністю визначати за отриманими регіональними емпіричними моделями інтенсивність надходження енергії до досліджуваної агрогеосистеми. Вперше отримані значення ваги окремих параметрів продуктивності на ОЗ свідчать про те, що 0,45 обсягів врожаю сільськогосподарських культур на осушуваних землях визначають ґрунтові умови, а отже, меліоративний стан земель. На основі отриманих вагових співвідношень можна стверджувати, що при веденні сільського господарства та здійсненні природоохоронних заходів на меліорованих землях найбільшу увагу слід приділяти регулюванню ґрунтових режимів і формуванню сприятливої меліоративної (еколого-меліоративної) ситуації, а система еколого-меліоративного моніторингу має бути скерована на збір ґрунтово-меліоративних показників осушуваних земель для забезпечення можливості управління їхньою продуктивністю.

На підставі кількісного зв'язку між евапотранспірацією сільськогосподарських рослин та об'ємом фітомаси параметризовано функціонал врахування передісторії розвитку рослин в онтогенезі шляхом визначення вагових коефіцієнтів фенофаз розвитку основних сільськогосподарських культур. Визначено параметри функції толерантності основних сільськогосподарських культур до факторів продуктивності. Для потреб моделювання величини врожаю в реальних умовах виробництва розроблено емпіричну модель продуктивності укосів для багатоукісних кормових культур, сформульовано принципи та алгоритм врахування втрат врожаю при його збиранні на осушуваних землях.

9. Поетапна перевірка розробленої математичної моделі ПОСОЗ, проведена порівнянням розрахункових значень урожайності основних сільськогосподарської культур з емпіричними, засвідчила достатній ступінь збіжності модельованих та фактичних значень продуктивності осушуваних земель. Рівень точності моделі змінюється в межах 80–95%.

10. Для потреб об'єктивної інтерпретації даних еколого-меліоративного моніторингу, раціонального управління осушуваними землями України за умови збереження їхньої екологічної стійкості, на базі математичної моделі ПОСОЗ та концепції екологічної ніші, розроблено математичну модель і методику оцінки екологічної стійкості осушуваних земель і природно-техногенних систем (ОСОЗ). Дана модель дає змогу назначати форму та ступінь екологічної стійкості вертикальної структури оцінюваної агрогеосистеми, прогнозувати ступінь стійкості з метою розробки раціональних сільськогосподарських та природоохоронних заходів на рівні осушуваних земель, а також на рівні антропізованих геосистем іншої структури і територіальної організації.

11. З метою визначення ступеня практичної цінності розроблених математичних моделей ПОСОЗ та ОСОЗ проведено їх випробування в режимах: 1) оцінки еколого-меліоративного стану та загальної ефективності сільськогосподарського використання осушуваних земель; 2) прогнозування еколого-меліоративного стану осушуваних земель; 3) управління продуктивністю та еколого-меліоративним станом осушуваних земель; 4) бонітування осушуваних ґрунтів України; 5) моделювання та оцінки екологічної стійкості осушуваних земель; 6) прогнозування та управління екологічною стійкістю осушуваних земель і річкових басейнів.

Результати випробування показали, що розроблені імітаційні математичні моделі можуть ефективно застосовуватися для інтерпретації даних моніторингових спостережень шляхом оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель, для оцінки загальної ефективності використання осушуваних сільськогосподарських угідь, прогнозування майбутніх станів оцінюваних об'єктів на рівні розробки оперативних, короткотермінових та середньотермінових прогнозів еколого-меліоративного стану та рівня продуктивності осушуваних земель, програмування і прогнозування врожаїв сільськогосподарських культур, визначення природоохоронних пріоритетів при експлуатації осушуваних систем, здійснення експертизи проєктів будівництва і реконструкції осушувальних систем, бонітування осушуваних ґрунтів, оцінки форми та ступеня екологічної стійкості ОЗ і річкових басейнів, раціонального управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель та річкових басейнів.

Результати наукових досліджень успішно апробовані в умовах виробництва, увійшли до 4 нормативних документів, використовуються в навчальному процесі НУВГП для підготовки спеціалістів у галузях водного та сільського господарства. Впровадження розроблених моделей і їхнього програмного забезпечення у практику діяльності сільськогосподарських та водогосподарських підприємств гумідної зони України дозволить на 30–60% збільшити ефективність сільськогосподарського використання осушуваних земель, підвищити рівень використання природних ресурсів на осушуваних землях України. Соціальний ефект від впровадження запропонованих розробок полягає в поліпшенні характеру і умов праці інженерно-технічних працівників, покращенні якості природного середовища та підвищенні рівня підготовки інженерно-технічних кадрів у галузях сільськогосподарських меліорацій, екології та агропромислового комплексу України.

Література до розділу

1. Агроэкологическая оценка земель Украины и размещение сельскохозяйственных культур / под ред. В. Медведева. К. : Аграрна наука, 1997. 162 с.
2. Алексеевский В. Е. Мелиорация земель Полесья и вопросы охраны окружающей среды. К. : Знание, 1979. 19 с.
3. Алексеевский В. Е. Опыт изучения режима подземных вод на осушенных землях Украины. *Обзорная информация*. М. : ЦБНТИ Минводхоза СССР, 1972. № 7. 39 с.
4. Влияние осушительных мелиораций на речной сток и грунтовые воды Припятского Полесья Украинской ССР / Алексеевский В. Е., Наседкин И. Ю., Рябцева Г. П. и др. *Мелиорация и водное хозяйство*. К. : Урожай, 1984. Вып. 61. С. 28–33.
5. Алексеевский В. Е., Подзина Л. В. Теория и практика эколого-мелиоративного мониторинга в Украинском Полесье. *Теория и практика эколого-мелиоративного мониторинга в Украинском Полесье* : сборник докладов. Киев, 1992. С. 43–53.
6. Алексеевский В. Е., Рябцева Г. П. К оценке сложившейся экологической ситуации на осушаемых землях. *Эколого-экономические принципы эффективного использования мелиорированных земель*. Минск, 2000. С. 30–32.
7. Оценка и контроль изменений в природных комплексах под влиянием осушения / Алексеевский В. Е., Скрипник О. В., Рябцева Г. П. и др. К. : УкрНИИГиМ, 1992. 255 с.

8. Булавко А. Г., Янковский К. Ф. Влияние мелиоративных систем на уровень грунтовых вод прилегающих земель. *Проблемы использования водных ресурсов*. Минск : Наука и техника, 1971. С. 40–48.

9. ВБН 33-5.5-01-97. Організація і ведення еколого-меліоративного моніторингу на осушуваних землях. Ч. 2. Осушувані землі. Видання офіційне. К. : Держводгосп України, 1997. 70 с.

10. Використання меліорованих земель Рівненської області в сучасних умовах : інформаційно-довідковий посібник / Скрипник О. В., Гаць П. І., Терещенко В. М., Тарасенко Ю. А., Комар В. Б., Потапчук Т. Ф., Цуман Н. В., Цветова О. В., Рябцева Г. П., Наседкін І. Ю., Мошинський В. С. та ін. Київ – Рівне, 1997. 124 с.

11. Водний кодекс України : Постанова № 231/95 ВР від 06.06.1995 р. К., 1999. 32 с.

12. Вознюк С., Мошинський В., Вознюк Н. Парниковий ефект можна контролювати (за матеріалами Варшавського міжнародного семінару). *Водне господарство України*. 2001. № 3–4. С. 2–7.

13. Вознюк С. Т. Агромеліоративная характеристика торфяных почв Полесья и Лесостепи Украины. *Земледелие на осушаемых землях*. Киев, 1974. С. 30–42.

14. Вознюк С. Т. Торфяные почвы Полесья и Лесостепи УССР (свойства, окультуривание и повышение эффективного плодородия) : авторефер. дис. ... д-ра с.-х. наук. Харьков, 1969. 37 с.

15. Герасимов И. П. Научные основы современного мониторинга окружающей среды. *Изд. АН СССР. Сер. Геофиз.* М. : Изд. АН СССР, 1975. № 3. С. 57–64.

16. Гладовська Т. М., Мошинський В. С. Флористичний аспект дослідження стану ґрунтів на осушуваних землях. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2001. Вип. 5 (12). С. 71–78.

17. Гладовська Т. М., Мошинський В. С., Семенюк В. П. Часовий аналіз біологічних параметрів осушуваних земель. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2001. Вип. 4(11). С. 86–92.

18. Екологічні і водогосподарські умови в долині річки Прип'ять на території Рівненської області / за ред. В. М. Терещенка, Ю. А. Тарасенка, В. С. Алексєєвського. К. : Укрводприрода, 2001. 32 с.

19. Забочина З. А. Вказівки по осушенню мінеральних надмірно зволжених земель закритим дренажем в Західних областях УРСР. К. : Урожай, 1969. 32 с.

20. Про меліорацію земель : Закон України від 14.01.2000 р. № 1389-ХІV. *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*. 2000. № 11.

21. Про охорону навколишнього природного середовища : Закон України від 25 червня 1991 р. № 1264-ХІІ (зі змінами та доповненнями). *Відомості Верховної Ради України (ВВР)*. 1991. № 41.

22. Закржевский П. И. Влияние осушения болот на водный режим прилегающих территорий. *Мелиорация земель Полесья и охрана окружающей среды* : сб. науч. тр. К. : УкрНИИГиМ, 1979. С. 24–27.
23. Земельний кодекс України : Закон України від 25.10.2001 р. № 2768-III. *Відомості Верховної Ради України*. 2002. № 3–4.
24. Израэль Ю. А. Концепция мониторинга состояния биосферы. Л. : Гидрометеиздат, 1977.
25. Клименко М. О., Прищепа А. М., Вознюк Н. М. Моніторинг довкілля : підручник. К. : Видавничий центр «Академія», 2006. 230 с.
26. Клименко Н. А., Веремеенко С. И. Регулирование температурного режима осушенных почв. *Мелиорация и водное хозяйство*. 1988. № 12. С. 50–52.
27. До концепції керування природоохоронною діяльністю на осушуваних землях / Коваленко П. І., Алексеевський В. Є., Цветова О. В. та ін. *Моніторинг осушуваних земель і питання охорони навколишнього природного середовища*. К. : ІГіМ, 1995. С. 5–13.
28. Коваленко П. И., Алексеевский В. Е. О так называемых отрицательных последствиях мелиорации на Полесье. *Гидротехника и мелиорация*. М. : Колос, 1978. № 2. С. 63–67.
29. Козловський Б. І. Меліоративний стан осушуваних земель західних областей України. Львів : ЄвроСвіт, 2005. 420 с.: іл. 41. Табл. 94. Бібліогр.: 268 назв.
30. Козловський Б. І. Наукові основи моніторингу осушених земель. Л. : 1995. 189 с.
31. Костяков А. Н. Основы мелиорации. М. : Сельхозиздат, 1960. 622 с.
32. Кубышкин В. П., Тютюнник Д. А. О мелиоративной оценке минеральных, периодически переувлажненных почв в западных областях УССР. *Мелиорация и водное хозяйство*. К. : Урожай, 1971. Вып. 15. С. 33–40.
33. Маслов Б. С. Мелиорация на службе охраны природы. *Мелиорация земель Полесья и охрана окружающей среды*. Минск : Ураждай, 1977. Вып. 1. С. 3–15.
34. Маслов Б. С., Минаев И. В. Мелиорация и охрана природы. М. : Россельхозиздат, 1985. 271 с.
35. Мацнев А. І., Проценко С. Б., Саблій Л. А. Моніторинг та інженерні методи охорони довкілля : навч. посіб. Рівне : ВАТ «Рівненська друкарня», 2000. 504 с.
36. Методика оцінки і прогнозу еколого-меліоративного стану меліорованих земель. Ч. 2. Методика оцінки і прогнозу еколого-меліоративного стану та екологічної надійності осушувальних систем в гумідній зоні України : посібник до ВБН 33-5.5-01-97 «Організація і

ведення еколого-меліоративного моніторингу». Ч. 2. *Осушувані землі*. К., 2002.

37. Методика розрахунку антропогенного навантаження і класифікація екологічного стану басейнів малих річок України / А. В. Яцик, Л. Б. Бишовець, О. М. Петрук та ін. К., 2007. 71 с.

38. Методичні вказівки для оцінки еколого-меліоративного стану осушуваних земель України / В. Є. Алексєєвський, О. В. Цветова, Г. П. Рябцева та ін. ; за ред. О. В. Цветової. К. : ІГіМ УААН, 1995. 42 с.

39. Методичні вказівки по організації та веденню моніторингових робіт на осушуваних землях / Алексєєвський В. С., Цветова О. В., Рябцева Г. Л., Наседкін І. Ю., Топольнік Т. І., Мошинський В. С. та ін. К. : ІГіМ УААН, 1995. 77 с.

40. Моніторингові роботи в верхоріччі Прип'яті в зв'язку з проведенням протипаводкових заходів (2000–2001 роки) / Алексєєвський В., Цветова О., Подзіна Л., Тураєва О., Гябцева Г., Деміда І., Марчук А., Веремчук Б., Мешковець С., Баранова М., Данилюк Л., Лазоренко В., Троян В., Мошинський В. та ін. К. : ПІМ УААН, 2001. 29 с.

41. Мошинський В. С. Модель еколого-меліоративного моніторинга. *Еколого-економічні принципи ефективного використання меліоруваних земель* : матер. Междунар. научн. конф. Минск : БелНІИМіЛ, 2000. С. 35–40.

42. Мошинський В. С. О некоторых экологических проблемах осушения в Ровенской области. *Теория и практика еколого-меліоративного моніторинга в Украинском Полесье* : сборник докладов. Киев, 1992. С. 61–70.

43. Мошинський В. С. Аналіз сучасного екологічного стану річок Стир і Горинь за даними моніторингових спостережень. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. «Водне господарство: економіка, екологія, менеджмент». Рівне, 2000. Вип. 4(6). С. 72–78.

44. Мошинський В. С. Визначення відносної ваги складових урожаю на осушуваних землях за ступенем їх взаєморегульованості. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2000. Вип. 1 (3). С. 54–58.

45. Мошинський В. С. До розробки концепції оцінки стану природно-технічних систем. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. *Гідромеліорація та гідротехнічне будівництво*. Рівне, 1999. Спецвипуск. С. 45–49.

46. Мошинський В. С. Еколого-меліоративна ситуація і урожай. *Водне господарство України*. 2000. № 3–4. С. 15–18.

47. Мошинський В. С. Загальний рівень та динаміка родючості ґрунтів осушувальної системи «Стубла». *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2001. Вип. 3(10). С. 43–51.

48. Мошинський В. С. Математична модель і методика оцінки екологічної стійкості осушуваних земель. *Вісник УДУВГП* : зб. наук. пр. Рівне, 2002. Вип. 5 (18). С. 121–129.

49. Мошинський В. С. Методика бонітування осушуваних фунтів гумідної зони України. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2002. Спецвипуск до VI з'їзду УТТА. Книга 2. С. 139–141.

50. Мошинський В. С. Методика застосування даних еколого-меліоративного моніторингу для оцінки ґрунтового покриву. *Вісник УДАВГ* : зб. наук. пр. Рівне, 1998. Вип. 1. С. 63–67.

51. Мошинський В. С. Моніторинг і оцінка еколого-меліоративного стану осушуваних земель Рівненської області. Рівне–Ковель : Ковельська друкарня, 1995. 46 с.

52. Мошинський В. С. Наукові підходи до математичного моделювання продуктивності осушуваних земель України за даними еколого-меліоративного моніторингу. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2002. Вип. 3 (16). С. 80–89.

53. Мошинський В. С. Оцінка стану ґрунтів на о.с. «Стубелка» Рівненської області. *Актуальні проблеми водного господарства* : зб. наук. статей до 75-річчя від дня заснування УДАВГ. Рівне, 1997. С. 45–46.

54. Мошинський В. С. Оцінка стану ґрунтового покриву осушувальної системи «Воробино». *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2000. Вип. 2. С. 56–63.

55. Мошинський В. С. Розрахунок глибини залягання рівнів ґрунтових вод на осушуваних землях за базовими свердловинами. *Гідротехніка і меліорація в Україні* : зб. наук. пр. К. : ПІМ УААН, 1994. Вип. 3. С. 138–142.

56. Мошинський В. С. Сучасні напрямки спеціалізації підготовки інженерів для потреб моніторингу природного середовища. *Технологія навчання* : наук.-метод. зб. Рівне : УПВГ, 1995. С. 70–72.

57. Мошинський В. С. Функція толерантності у математичній моделі продуктивності сільськогосподарських угідь України. *Вісник УДУВГП* : зб. наук. пр. Рівне, 2002. Вип. 4 (17). С. 102–108.

58. Мошинський В. С., Вознюк С. Т. Вибір та оцінка ґрунтових показників для математичної моделі урожайності на осушуваних землях. *Агрохімія і ґрунтознавство*. 2002. Вип. 63. С. 5–9.

59. Мошинський В. С., Сасюк З. К. Визначення відносної ваги складових урожаю на осушуваних землях. *Вісник ХДАУ*. Харків, 2000. Вип. 1. С. 57–63.

60. Мошинський В. С., Сасюк З. К. Деякі стохастичні закономірності осушуваних ґрунтів північно-західного Лісостепу України. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2000. Вип. 5(7). С. 59–66.

61. Мошинський В. С., Супрунець М. Ф. Проблеми визначення та зменшення втрат на шляху від екологічно забезпеченого до «комірного» врожаю. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2002. Вип. 1 (14). С. 52–56.

62. Мошинський В. С., Тимейчук О. Ю., Семенюк В. П. Постмеліоративні зміни сольового режиму торфовищ лісостепу України. *Вісник УДАВГ* : зб. наук. пр. Рівне, 1999. Вип. 2. С. 76–79.

63. Мошинський В. С., Тимейчук О. Ю., Семенюк В. П. Про явище галоморфізації осушуваних земель північного лісостепу України. *Вісник РДТУ* : зб. наук. пр. Рівне, 2000. Вип. 3(5). С. 41–46.

64. Мошинський В. С., Морозюк С. В., Морозюк Б. Б. До створення методики експертизи земельного фонду. *Вісник УДАВГ* : зб. наук. пр. Рівне, 1998. Вип. 1. С. 60–63.

65. Мошинський В. С. Методи управління продуктивністю та екологічною стійкістю осушуваних земель : монографія. Рівне : НУВГП, 2005. 250 с.

66. Мошинський В. С. Моніторинг і оцінка еколого-меліоративного стану осушуваних земель Рівненської області. Рівне, 1995. 46 с.

67. Мошинський В. С., Сасюк З. К. Просторова екстраполяція у задачах відтворення даних моніторингу : монографія. Рівне : НУВГП, 2010. 184 с.

68. Мошинський В. С., Цветова О. В. Методологія та перспективи еколого-меліоративного моніторингу в Українському Поліссі. *Меліорація і водне господарство*. К., 2004. Вип. 90. С. 33–39.

69. Мурашко А. И. Принципы современных мелиораций в гумидной зоне. *Гидротехника и мелиорация*. 1977. № 4.

70. Про затвердження Інструкції з організації та здійснення моніторингу зрошуваних та осушуваних земель : наказ Держводагентства Зареєстровано в Міністерстві юстиції України від 16 липня 2008 р. за № 656/15347 (зі змінами та доповненнями).

71. Наседкин И. Ю. Особенности формирования баланса грунтовых вод в пределах Западного Полесья. *Мелиорация и водное хозяйство*. К. : Урожай, 1974. Вып. 31. С. 33–43.

72. Організація і ведення еколого-меліоративного моніторингу на осушуваних землях. Частина 2. Осушувані землі: ВБН 33-5.5-01-97 / Алексєєвський В. Є., Цветова О. В., Рябцева Г. П., Наседкін І. Ю., Гресь І. О., Уралов О. В., Козловський Б. І., Білоус Й. М., Мошинський В. С. та ін. К. : Держводгосп України, 1997. 70 с.

73. Офіційний вісник України від 26.04.2013 – 2013 р., № 30, стор. 126, стаття 1065, код акту 66765/2013.

74. Перехрест С. М. Меліорація надмірно зволжених мінеральних земель України. К. : Наукова думка, 1966. 130 с.

75. Організація і ведення еколого-меліоративного моніторингу на меліорованих землях України : посібник з ведення спостережень для

еколого-меліоративного моніторингу на осушуваних землях гумідної зони України до ВБН 33-5.5-01-97. Ч. 2. *Осушені землі*. К. : Держводгосп України, 1997. 124 с.

76. Про затвердження Положення про державну систему моніторингу довкілля : постанова Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. № 391 (із змінами, внесеними постановами Кабінету Міністрів України від 24.09.1999 р. № 1763, від 16.05.2001 р. № 528, від 15.05.2003 р. № 717, від 21.06.2004 р. № 792).

77. Про затвердження Державної цільової екологічної програми проведення моніторингу навколишнього природного середовища : Постанова Кабінету Міністрів України від 5 грудня 2007 р. № 1376.

78. Розбудова екомережі України / науковий редактор Ю. Р. Шеляг-Сосонко. Київ : Техпринт, 1999. 127 с.

79. Рябцева Г. П. Влияние сельскохозяйственного освоения осушаемых земель на химический состав подземных и поверхностных вод. *Мелиорация земель Полесья и охрана окружающей среды*. К. : УкрНИИГиМ, 1979. С. 38–41.

80. Скоропанов С. Г. Осушительная мелиорация и проблемы окружающей среды. *Гидротехника и мелиорация*. М. : Колос, 1980. № 12. С. 40–43.

81. Режим підґрунтових вод і вологість зони аерації на культурних пасовищах і сіножатях Львівської області / Терещенко К. П., Білоус Й. М., Козловський Б. І. та ін. *Вісник сільськогосподарської науки*. К. : Урожай, 1984. № 3. С. 56–58.

82. Трускавецький Р. С. Негативні явища в ґрунтоутворенні на осушених землях. *Родючість ґрунтів. Моніторинг та управління*. К. : Урожай, 1992. С. 147–157.

83. Цветова Е. В. Создание нормативной базы эколого-мелиоративного мониторинга гумидной зоны Украины. *Экологические проблемы при водных мелиорациях* : доклады научно-практической конференции. Киев, 1996. С. 99–103.

84. Основы эколого-мелиоративного мониторинга украинского Полесья / Цветова Е. В., Подзина Л. В., Наседкин И. Ю. и др. ; под ред. А. А. Созинова, П. И. Коваленко. К. : ИГиМ УААН, 1992. С. 27–50.

85. Цветова Е. В., Рябцева Г. П., Тураева О. В. Опыт ведения локального мониторинга природной среды в Западном Полесье при решении экологических задач. *Природная среда Полесья: особенности и перспективы развития* : тезисы докладов IV Междун. конф. Брест, 2008. 10 с.

86. Цветова О. В., Рябцева Г. П., Наседкін І. Ю., Тураєва О. В. Моніторинг меліорованих земель в гумідній зоні України. *Вісник НУВГП*. Рівне : НУВГП, 2009. Вип. 3(47). С. 237–242.

87. Цветова О. В., Топольник Т. И., Мошинский В. С. Вдосконалення системи моніторингу меліорованих земель. *Вісник УДУВГП* : зб. наук. пр. Рівне, 2003. Вип. 6(19). С. 127–132.

88. Шебеко В. Ф. Влияние осушительных мелиораций на водный режим территорий. Минск : Урожай, 1983. 200 с.

89. Шульгин А. М. Проблемы географо-мелиоративного мониторинга. *Природно-мелиоративный мониторинг в СССР*. М. : Изд-во АН СССР, 1984. С. 3–6.

90. Янголь А. М. Нормативы расчетных модулей стока и основных элементов закрытого дренажа для проектирования осушительных систем в УССР. К. : Укргипроводхоз, 1960. 10 с.

91. Moshynsky V. Modern Water Conditions in The Northwest Part of Ukraine : An Analysis. *Water Engineering & Management*. Des Plaines IL USA, 2001. No 4. P. 22–26.

92. Moszyński W. Dynamika stężenia jonów w odwodnionych glebach torfowych terenów leśno-stepowych zachodniej Ukrainy. *Roczniki Gleboznawcze*. Warszawa, 2002. T. 53. nr 3/4. S. 55.

93. Richling A., Solon J. Ekologia krajobrazu. Warszawa : PWN, 1998. 307 s.

18. УДОСКОНАЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЙ І ТЕХНІЧНИХ ЗАСОБІВ ГЛИБОКОГО РОЗПУШЕННЯ ОСУШУВАНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ҐРУНТІВ НА ОСНОВІ СИСТЕМНОЇ МЕТОДОЛОГІЇ

Серед найбільших викликів сучасності, разом з енергетичною незалежністю, гостро постає питання продовольчої, водної та екологічної безпеки, що загострюються через зміни кліматичних та антропогенних чинників як на планетарному, так і регіональних рівнях.

У сучасних умовах значна кількість продукції вирощується на землях з регульованим водним режимом з використанням різних типів та конструкцій меліоративних систем.

Останні 100 років використання води для сільськогосподарського виробництва постійно зростає. За даними ФАО прогнозується зростання об'ємів води на 6% для потреб сільського господарства до 2050 року [1].

Генеральна Асамблея ООН проголосила 2014–2024 рр. десятиріччям стійкої енергетики. Однією із цілей є подвоєння до 2030 року глобального показника енергетичної ефективності [2].

В прийнятій Стратегії зрошення та дренажу в Україні на період до 2030 року питання енергоефективності є визначальними для прийняття напрямку модернізації існуючих меліоративних систем [3].

Згідно з [4] внаслідок стійкого підвищення температурного режиму площа території України зі значним дефіцитом природного вологозабезпечення за період 1990–2015 рр. збільшились на 7%, а з надмірним та достатнім зволоженням навпаки – зменшилась на 10%. Внаслідок таких змін існує висока імовірність на середньо- та довгострокову перспективи збільшення площ ріллі з недостатнім рівнем зволоження до 20,6 млн га (67%) і 24,9 млн га (80%) з одночасним зниженням площ орних земель з достатнім зволоженням до 5,5–1,8 млн га. Внаслідок цього виникає крайня потреба перегляду традиційних зональних систем землеробства відповідно до сьогоденних реалій в напрямі підвищення рівня використання агресурсного потенціалу з одночасним його збереженням.

Аграрне виробництво в умовах України, в тому числі на меліорованих землях, ускладнюється наявними природно-кліматичними, ґрунтовими та іншими умовами. Особливо це стосується зони Західного Полісся України, де переважають осушувані дерново-підзолисті, поверхнево оглеєні ґрунти, які часто мають несприятливі водно-фізичні властивості та загальний еколого-меліоративний стан, що знижує ефективність їх використання.

За усталених кліматичних умов максимальна продуктивність таких земель залежала в основному від ефективності роботи дренажу шляхом

переведення поверхневого стоку в ґрунтовий з подальшим його відведенням за межі осушуваної території. Підвищення температури повітря, збільшення кліматичного дефіциту та посилення посушливості в регіоні неминуче призводить до збільшення сумарного випаровування та загальної водопотреби при вирощуванні сільськогосподарських культур, в тому числі і на землях з регульованим водним режимом (осушувані землі).

Отже, проблема підвищення ефективності використання сільськогосподарських угідь в зоні осушувальних меліорацій не втрачає своєї актуальності і сьогодні, а тільки посилюється, перш за все, через зміни клімату, несприятливі водно-фізичні властивості ґрунтів та їх незадовільних еколого-меліоративний стан. Це призводить до зниження рівня врожайності вирощуваних культур та недоотримання вирощуваної сільськогосподарської продукції на землях з регульованим водним режимом, зниження ефективності їх використання.

Зміна природних умов визначає необхідність зміни вимог для раціонального використання водних і земельних ресурсів меліорованих земель. Внаслідок чого надзвичайно актуальним постає питання щодо зміни підходів до функціонування водогосподарсько-меліоративних об'єктів.

Для ефективного протистояння сучасним викликам енергетичної, продовольчої та водної криз, які посилюються внаслідок наявних змін клімату [5–8], у числі інших найбільш важливіших досліджень з адаптації аграрного виробництва до змін клімату в цілому, дослідження для зони осушувальних меліорацій, перш за все, повинні бути спрямовані на розробку інноваційних енерго-, водо- та ресурсозберігаючих технологій і новітніх технічних засобів водорегулювання тощо.

У загальному випадку це можливо на підставі розробки комплексу адаптивних, в тому числі, агро-меліоративних заходів, спрямованих на ефективне регулювання водного режиму, зарегулювання і акумуляцію вологи в ґрунтовому профілі і в межах системи, перехід від традиційного періодичного на реалізацію і забезпечення регулярного зволоження осушуваних земель, удосконалення технологій їх водорегулювання, відповідно, типів меліоративних систем тощо [5].

Їх зміна повинна бути направлена на удосконалення технологій та засобів обробітку осушуваних ґрунтів, спрямованих на поліпшення їх водно-фізичних властивостей і акумулюючої здатності на підставі подальшого удосконалення технологій і засобів глибокого розпушення ґрунтів за енергоефективними та ресурсозберігаючими принципами, що дасть змогу ефективно акумулювати вологу в ґрунтовому профілі і на осушуваному масиві в цілому [5].

Традиційне глибоке розпушення відіграло важливу роль при регулюванні водно-повітряного режиму осушуваних ґрунтів, оскільки

водно-фізичні властивості ґрунтів і після дренажу часто залишалися в цілому несприятливими. У періоді перезволоження традиційне глибоке розпушення сприяло прискореному звільненню орного шару від надлишку вологи, прискорювало її переміщення у нижчерозташовані шари, визначало умови роботи закритого систематичного дренажу шляхом збільшення навантаження на нього. Передумовою для застосування традиційного глибокого розпушення є тривалі застої води на полях, що утворюються після танення снігу навесні чи після значних та інтенсивних атмосферних опадів.

Але, як показує практика, при використанні традиційного глибокого розпушення ґрунту як додаткового заходу для підвищення ефективності роботи дренажу за щілинною чи смуговою технологіями із застосуванням глибокорозпушувачів стоякового типу фактично здійснюється тільки локальний вплив на продуктивну частину ґрунтового масиву (активний кореневмісний шар і зону аерації осушуваного ґрунту) з утворенням вертикальних фільтраційних каналів для інтенсифікації водовідведення поверхневого та ґрунтового стоку. Це дійсно сприяє посиленню технологічного ефекту щодо дренажу, але одночасно з цим посилює і промивний водний режим у ґрунті, що з часом призводить до збіднення родючого шару і спричиняє негативний екологічний ефект.

Конструкції традиційних глибокорозпушувачів виконують фактично досить грубе розпушення, яке не відповідає необхідній якості оструктурення ґрунтів відповідно до агротехнічних рекомендацій агропромисловості [6]. Вони ущільнюють ґрунт стінок прорізуваних щілин, потребують при розпушенні значних енерговитрат, мають недостатню повноту розпушення та тривалість його післядії.

Отже, застосування глибокого розпушення як ефективного адаптивного заходу стримується недосконалістю існуючих технологій і засобів, які не забезпечують необхідну якість та ефективність розпушення, а тому потребують подальшого удосконалення відповідно до вимог [7]:

- 1) поліпшувати водно-фізичні властивості та макроструктуру ґрунту з дотриманням агротехнічних рекомендацій агропромисловості;
- 2) забезпечувати високу акумулюючу та сорбційну здатність ґрунту, підвищувати ефективність його водорегулювання;
- 3) забезпечувати тривалу післядію;
- 4) забезпечувати ресурсозбереження, високу економічну та енергетичну ефективність;
- 5) відповідати сучасним принципам адаптивного природокористування.

Таким чином, для ефективної реалізації змінюваних підходів необхідно адаптувати існуючі або розробити нові технології та технічні засоби глибокого розпушення для реалізації ефективного

водорегулювання меліорованих земель, врахувавши вже існуючі досягнення в цих питаннях.

Найбільш актуальними є дослідження, спрямовані на вдосконалення водорегулювання меліоративних об'єктів при дотриманні оптимального водно-повітряного і поживного режимів осушуваних ґрунтів, економічних та екологічних вимог згідно з положеннями «Стратегії», адже глобальні та регіональні кліматичні зміни істотно вплинули на умови водозабезпечення України [8].

Різними аспектами осушення перезволожених ґрунтів займались багато різних вчених, зокрема Ф.Р. Зайдельман, П.І. Закржевський, А.М. Янголь, С.Т. Вознюк, В.Є. Алексєєвський, О.Я. Олійник, В.Л. Поляков, А.В. Яцик, Л.Ф. Кожушко, О.В. Скрипник, М.О. Клименко, М.О. Лазарчук та ін. Ними встановлено, що осушення та сільськогосподарське використання змінюють напрям і темпи розвитку ґрунтових процесів, водно-фізичні властивості ґрунтів, у цілому підвищують їх продуктивність. Але остаточно не усуваються і негативні, по відношенню до вирощуваних культур, властивості цих ґрунтів.

Для зменшення та усунення негативних наслідків осушення багато дослідників наголошує на необхідності суміщати влаштування дренажу з низкою агро меліоративних заходів, спрямованих на покращення його макроструктури та водно-фізичних властивостей, збільшення акумуляційної здатності активного шару ґрунту тощо (С.Т. Вознюк, М.О. Клименко, В.Р. Гімбаржевський та ін.).

Необхідність застосування глибокого розпушення як ефективного агро меліоративного заходу на дерново-підзолистих оглеєних ґрунтах у Західному регіоні України доведено дослідженнями, проведеними С.М. Перехрестом, І.Ф. Підпалим, В.С. Олійником, Д.А. Тютюнником, В.П. Кубишкіним та ін. При цьому відмічалось наявність негативних агро екологічних та техногенних складових впливу на ґрунт технічними засобами для його здійснення [5; 7].

Засновник землеробської механіки академік В.П. Горячкін надавав значної уваги гранулометричному складу обробленого ґрунту, тому що, на його думку, надалі підтверджену М.А. Качинським, І.Б. Ревутом, В.В. Медведєвим та іншими, ступінь дисперсності ґрунту визначає комплекс фізико-хімічних й агро біологічних процесів, що сприяють підвищенню урожаїв, а зняряддя, за його ж словами, це передавальна ланка енергії від енергозасобу (трактора) до приймача енергії (ґрунту).

Щодо основ проектування ґрунтообробних технічних засобів вченими попередніх поколінь О.Н. Соколовським, В.П. Горячкіним, В.А. Желіговським, П.М. Василенком закладена основа для вирішення проблем механізації обробітку ґрунту і його макроагрегатного стану. Досягнення в цій галузі пов'язані з іменами Л.В. Погорілого,

М.Н. Нагорного, О.Г. Тарарики, В.В. Медведева, М.К. Шикули, М.К. Лінника, В.С. Глуховського, І.М. Панова, П.М. Бурченка та ін.

Значний внесок у розробку питань щодо вдосконалення ґрунтообробних робочих органів традиційного типу, процесів їх взаємодії з ґрунтом, кінематики руху та визначення енергетичних витрат внесли вчені А.С. Кушнар'єв, Д.Д. Прокопенко, В.І. Корабельський, В.О. Дубровін, М.С. Левчук, І.А. Шевченко, В.М. Булгаков, А.С. Павлоцький, В.П. Ковбаса, В.І. Ветохін та ін. В їхніх роботах значну увагу приділено енергетиці робочого процесу з прив'язкою до зміни фізичного стану ґрунтового середовища і відмічалось значне збільшення енергоємності процесу при збільшенні глибини обробітку.

Питання зниження питомої енергоємності глибокої розробки ґрунту в різних умовах розглядалися в роботах В.І. Баловнева, Ю.О. Ветрова, Р. Годвіна, Е. Дінглінгера, В.К. Руднева, Р.Л. Турецького, В.І. Уродова, Л.А. Хмари, С.В. Шатова, С.В. Кравця, В.В. Кованька та ін. З них випливає, що при глибокій розробці ґрунту здебільшого є доцільність переходу від суцільної вертикальної розробки ґрунтового масиву на його пошарову розробку [9].

Деякі функціональні переваги глибокорозпушувача нового типу з пошаровим відвальним принципом дії були відмічені і в подальшому використані Л.Ф. Кожушком [10] при застосуванні глибокого пошарового розпушення за смуговою технологією як допоміжного засобу при укладанні та роботі безпорожнинних водоакумулюючих дрен без розгляду акумулюючого потенціалу самого ґрунту.

Через наявні зміни до умов та вимог сучасного використання осушуваних земель методологія розгляду технологій і засобів глибокого розпушення поступово змінюється. Існуючі методи обґрунтування технологій і засобів глибокого розпушення як агро меліоративних заходів осушуваних мінеральних ґрунтів потребують змін через надзвичайну складність явищ та процесів перетворення ґрунту та переходу до системного підходу із визначення їх енергоефективності з прив'язкою до загальної ефективності меліоративної системи в цілому.

За такими системними принципами та науково-методичними підходами В.О. Турченкоком (2018) та Герасімовим Є.Г. (2020) було успішно виконано обґрунтування параметрів режимних, технологічних та конструктивних рішень щодо водорегулювання на зрошувальних системах різного типу, а Волком П.П. (2020) було удосконалено методи та моделі оптимізації технічних і технологічних рішень з водорегулювання осушуваних земель з акцентом на роботу їх дренажних систем [11–13]. Системність підходу до обґрунтування параметрів робочого органа глибокорозпушувача традиційної конструкції в звичайних умовах для неосушуваних ґрунтів відображено в роботах В.І. Ветохіна (2009) [14; 15].

За раніше проведеними дослідженнями можна виділити загальні підходи до обґрунтування технічних і технологічних рішень з підвищення ефективності використання осушуваних земель на еколого-економічних засадах:

- перехід від усталеної практики розгляду меліоративних об'єктів як суто технічних систем, до розгляду як складних природно-технічних систем;
- визначення наявності в такій системі структурного зв'язку між різнорідними елементами;
- розробки принципів побудови й реалізації комплексних моделей обґрунтування технологічних та конструктивних рішень.

Вирішення поставленого завдання потребує насамперед розробки моделі системи, де відбуваються складні природно-техногенні процеси з формування водного-повітряного режиму осушуваних земель під дією як некерованих зовнішніх (природних), так і керованих (меліоративних) факторів, що формує загальний еколого-економічний ефект від їх сполученості та значення показників, які їх характеризують.

Такий підхід ґрунтується на застосуванні теорії систем з основами системного аналізу та моделювання при розробці сучасних підходів до обґрунтування технологічних та технічних рішень щодо функціонування осушувальних меліоративних систем із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення на еколого-економічних засадах.

Такі різнорідні параметри, як ґрунт, вода, енергія, будуть визначальними для такої системи і саме застосування системної методики дозволяє їх об'єднати.

Визначення поняття меліоративної системи у свій час було представлено різними дослідниками як: *метеоролого-економічна система* (Жуковський Є.Є., 1981); *складна природно-технічна система* (Рекс Л.М., 1995; Рокочинський А.М., 2002, 2010 та ін.); *організована еколого-економічна система* (Фроленкова Н.А., 2006 та ін.); *соціо-природно-технічна система* (Ковальчук В.П., 2016); *складна природно-технічна еколого-економічна система* (Рокочинський А.М., 2016; Турченко В.О., 2018; Волк П.П., 2021). За науково-методичними принципами та підходами системної оптимізації до створення та функціонування таких систем ними було успішно виконано обґрунтування оптимальних параметрів режимних, технологічних та конструктивних рішень щодо водокористування на зрошувальних та дренажних системах на основі розгляду взаємозв'язку їх різнорідних параметрів за схемою виду: **ефект ↔ режим ↔ технологія ↔ конструкція**, що адекватно було відображено при побудові структурної, ієрархічної, аналітичної та інших моделей таких систем [11–13; 16]. Тут розглянуто таку сукупність різнорідних елементів: стосовно ефекту –

інтегральний економічний (врожай вирощуваних культур) та екологічний (еколого-меліоративний стан тощо) ефект на меліорованому полі, для режиму – природно-меліоративний режим, для технології – способи водорегулювання, для конструкції – параметри технічних елементів меліоративної системи.

При вирішенні проблеми системних та фізико-механічних основ проектування розпушувачів ґрунту, використавши положення загальної теорії систем, В.І. Ветохін [14; 15] описав узагальнюючу картину процесів на основі розгляду взаємозв'язку їх різнорідних елементів виду: **«джерело енергії ↔ розпушувач ↔ ґрунт»** з виходом на врожайність вирощуваних культур і оцінку загальної енергоефективності системи в цілому та на цій основі обґрунтував основи проектування і розрахунку робочих органів ґрунторозпушувачів за розглядом відповідної сукупності різнорідних елементів: джерело енергії – силовий агрегат (потужність тягача), розпушувач – параметри знаряддя, ґрунт – фізико-механічні властивості і структурний стан ґрунту.

Розглянута ним система щодо звичайних багарних полів може бути реалізована як технічна складова і в межах меліорованого поля при додатковому врахуванні технологічних водорегулюючих складових. Оскільки меліороване поле є складовою частиною загальної меліоративної системи, для якої нами (Рокочинський А.М. та ін. 2017–2021) вже визначені системні принципи удосконалення на засадах загальної енергоефективності, то об'єднання обидвох підходів дозволить сформулювати принципи удосконалення технологій і технічних засобів глибокого розпушення меліорованого поля за енергоефективними та водорегулюючими засадами.

На підставі та в розвиток існуючих положень, згідно з загальними принципами системної методології оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого-економічних засадах [16], в сукупності із вже згаданими системними підходами для меліоративних систем різного типу [11–13] та технічних засобів глибокого розпушення [14; 15], системна методологія стосовно осушувальної меліоративної системи із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення має розглядатися у структурно-ієрархічному взаємозв'язку технічних засобів і технологій глибокого розпушення з природно-меліоративним режимом та еколого-економічним ефектом, у вигляді структурно-ієрархічної схеми: **конструкція ↔ технологія ↔ режим ↔ ефект** (рис. 18.1), де сукупність різнорідних елементів буде наступною: стосовно блоку конструкції – параметри технічних засобів глибокого розпушення, для технології – способи зміни стану ґрунту та його водно-фізичні властивості, для режиму – природно-меліоративний режим, для ефекту – інтегральний

економічний (врожай вирощуваних культур) та екологічний (еколого-меліоративний стан тощо) ефект на меліорованому полі.

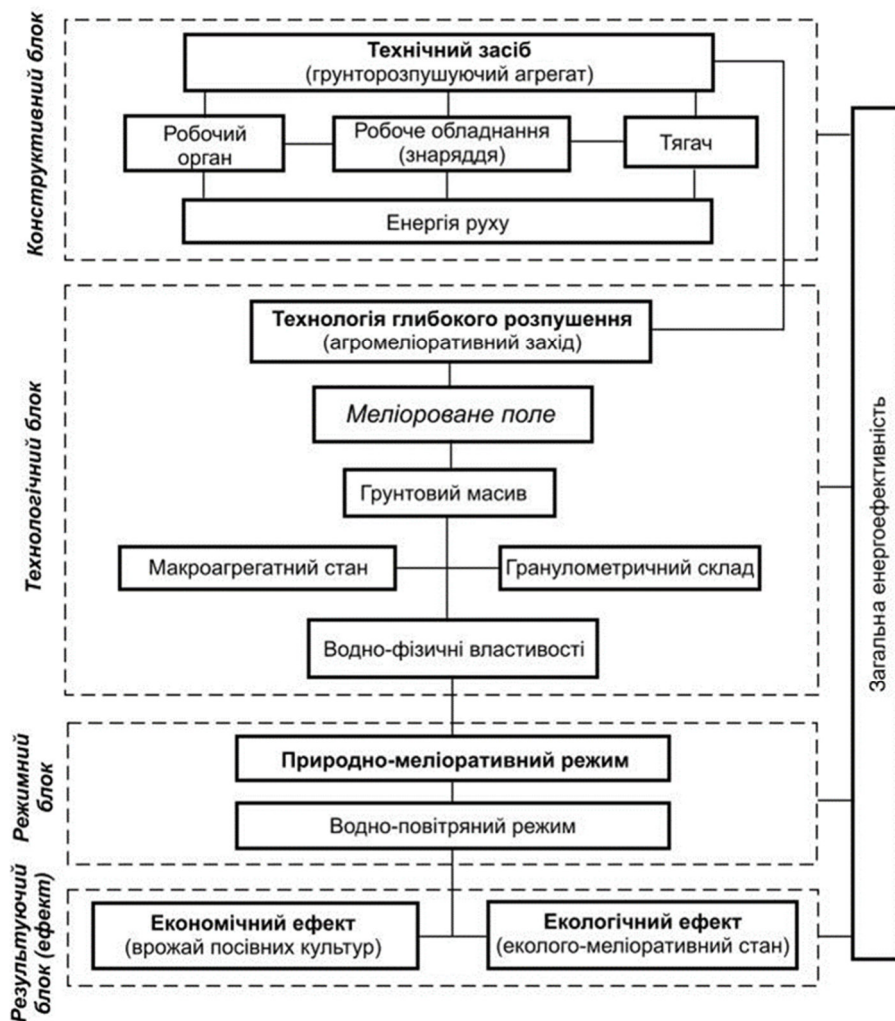


Рис. 18.1. Структурно-ієрархічна схема взаємозв'язку різномірних складових меліоративної системи як складної природно-технічної еколого-економічної системи із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення меліорованого поля

Структурно-ієрархічна схема осушувальної меліоративної системи із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення меліорованого поля формалізує питання щодо ієрархічної підпорядкованості її елементів та впливу технічних засобів, а також технологій (способів) їх застосування на інші елементи системи.

В такому випадку, системний підхід включає в себе: розгляд меліоративної системи як складної природно-технічної еколого-економічної системи із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення; дослідження її елементів, закономірностей функціонування і розвитку; декомпозицію складних цілей і задач переважно ієрархічної природи, притаманних таким системам; застосування методології низхідної ієрархії аналізу та висхідної ієрархії синтезу при розробці параметричних моделей взаємозв'язку елементів системи і методів їхньої реалізації.

Кожна ланка такої системи (відповідні підсистеми) взаємопов'язана між собою як різнорідні складові елементи, що взаємодіють між собою та з оточуючим середовищем.

Меліороване поле є визначальною складовою, яка за наявними характерними ознаками в складі меліоративної системи може бути віднесена до складних природно-технічних еколого-економічних підсистем, а технічні засоби можна виділити як технічну підсистему, яка складається із сукупності ієрархічно та енергетично зв'язаних елементів: ґрунторозпушувачий агрегат, робоче обладнання (знаряддя), тягач, робочі органи.

Функціональним призначенням технічних засобів глибокого розпушення є механічне переформатування макроагрегатного та гранулометричного складу ґрунтового масиву з перерозподілом згідно з технологіями по шарах та по площі меліорованого поля, що через регульовальний вплив на водно-фізичні властивості ґрунту є визначальним для створення технологічних і фізичних передумов встановлення сприятливих водно-повітряного та природно-меліоративного режимів, а отже отримання позитивних економічного та екологічного ефектів.

Економічний результат – урожай на меліорованому полі, це головне завдання меліоративної системи, сумарний обсяг додаткової сільськогосподарської продукції, отримуваної завдяки перетвореним природним умовам.

Отже, вирішення питання ефективності удосконалення технологій і засобів глибокого розпушення необхідно здійснювати на основі оцінки загальної енергоефективності всіх складових меліоративної системи як складної природно-технічної еколого-економічної системи.

Спираючись на оцінку загальної ефективності, існуюча системна методика повинна включати більш детальну оцінку енергетичної, ресурсної ефективності технологій і засобів глибокого розпушення із врахуванням різнорідних за своїм походженням ресурсів (ґрунт, енергія, вода) у їх взаємозв'язку.

В розвиток структурно-ієрархічної схеми взаємозв'язку різнорідних складових меліоративної системи як складної природно-технічної

еколого-економічної системи із застосуванням технологій і технічних засобів глибокого розпушення меліорованого поля (див. рис. 18.1) на основі деталізації технічного та технічних блоків впливають необхідні принципи удосконалення технологій і технічних засобів глибокого розпушення осушувальних мінеральних ґрунтів на основі розгляду взаємозв'язків між параметрами різнорідних елементів системи (рис. 18.2).

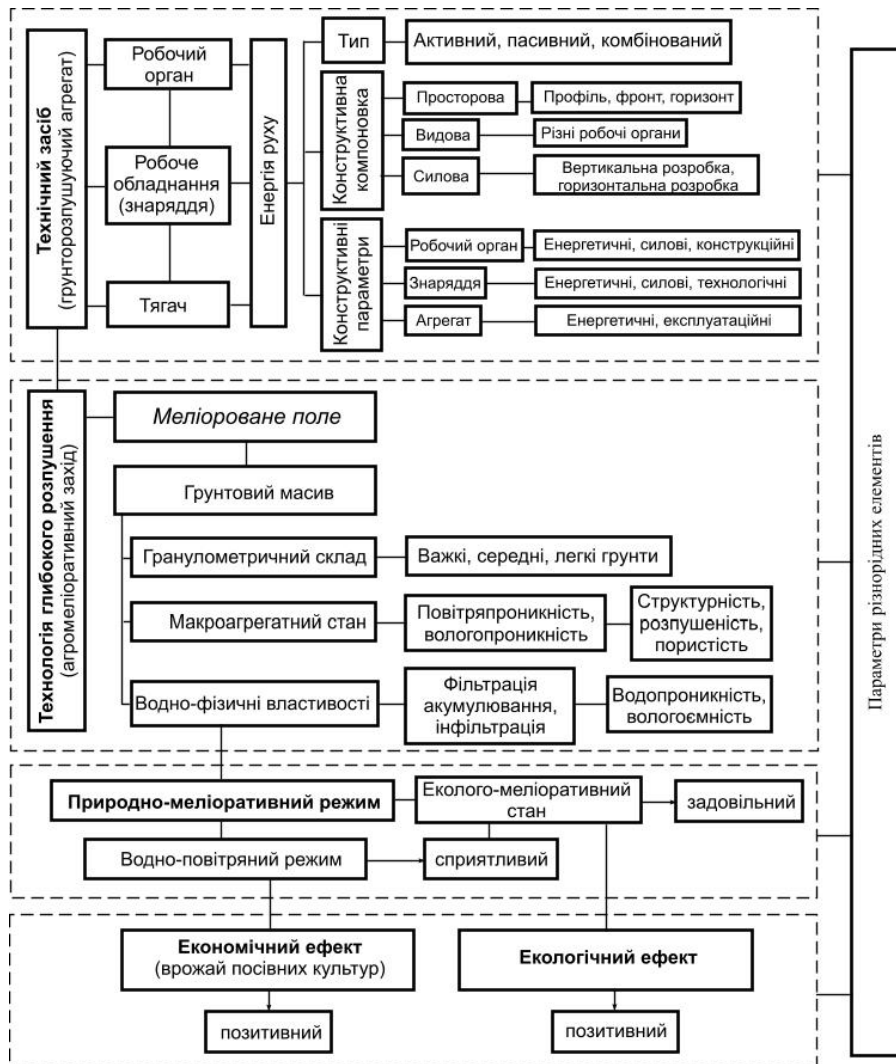


Рис. 18.2. Структурно-ієрархічна схема щодо необхідних принципів удосконалення технологій і технічних засобів глибокого розпушення осушувальних мінеральних ґрунтів на основі розгляду взаємозв'язків між параметрами різнорідних елементів

Рух ґрунторозпушувального агрегату по меліоративному полю зумовлений енергетичними затратами на взаємодію робочих органів з ґрунтовим масивом та забезпечується необхідною потужністю тягача, що визначає загальну енергозатратність такого процесу.

Параметри енергоємності та параметри водно-фізичних властивостей ґрунту пов'язані через параметри структури ґрунту. Ступінь подрібнення масиву визначає його вологорегулюючі можливості. Чим більш дрібніша структура ґрунту, тим більше зростає його вплив на ґрунтову фільтрацію та зростають вологоакумулюючі властивості, але одночасно і значно зростають енергозатрати на їх досягнення.

Отже, існує об'єктивна доцільність зменшення енергетичних затрат на отримання необхідної структури ґрунту для реалізації його вологорегулюючих можливостей.

Оскільки загальну енергозатратність такого процесу визначають технології і технічні засоби, то виникає доцільність удосконалення їх конструкції та методів обґрунтування їх параметрів за енергоефективними та вологорегулювальними принципами.

Енергетичні затрати на взаємодію робочих органів з ґрунтовим масивом визначаються типом взаємодії, конструктивною компоновкою та їх параметрами. Під найбільш корисними затратами можна вважати затрати на механічне подрібнення ґрунтового масиву, всі інші затрати потрібно максимально зменшити за рахунок удосконалення типу силової взаємодії, конструктивної компоновки та їх параметрів.

Такі дії дозволять підвищити енергетичну ефективність технічних засобів, а оскільки параметри технічних засобів структурно пов'язані з технологічними параметрами, ресурсами меліорованого поля і далі з режимними і параметрами ефекту, то підвищення ресурсної ефективності та загальної ефективності меліоративної осушувальної системи для отримання позитивних економічних та екологічних ефектів згідно зі схемою на рис. 18.2 може бути реалізовано через відповідне підвищення ефективності її технічної та технологічної підсистем.

Таким чином, метою дослідження є удосконалення технологій та технічних засобів глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів за інноваційними ресурсозберігаючими енергоефективними та вологорегулюючими принципами на основі розгляду взаємозв'язків між параметрами різномірних елементів меліоративних систем як природно-технічних еколого-економічних систем для підвищення їх ресурсної та еколого-економічної ефективності щодо змінюваних сучасних умов та вимог.

Для досягнення мети необхідно вирішити наступні завдання:

– оцінювання сучасного стану, обґрунтування необхідності та шляхів підвищення енергетичної та вологорегулюючої ефективності глибокого

розпушення як адаптивного агро меліоративного заходу на осушуваних мінеральних ґрунтах відповідно до сучасних умов та вимог;

– розробка наукових принципів удосконалення технологій та технічних засобів глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів за інноваційними ресурсозберігаючими енергоефективними та вологорегулювальними принципами на основі застосування системної методології;

– дослідження закономірностей взаємозв'язку зміни параметрів водно-фізичних властивостей ґрунтового середовища зі зміною параметрів його макроструктури;

– обґрунтування підходів до удосконалення технологій глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів на ресурсозберігаючих вологорегулюючих принципах з дотриманням агротехнічних вимог агропромисловості;

– обґрунтування підходів до удосконалення технічних засобів глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів за енергоощадними моделями робочого процесу і взаємозв'язку їх з макроструктурою ґрунтового середовища;

– розробка удосконалених технологій і технічних засобів за енергоефективними та вологорегулювальними принципами та методи обґрунтування їх параметрів;

– впровадження та оцінювання загальної ефективності результатів наукових досліджень.

На основі застосування системної методології шляхом розгляду взаємозв'язків між параметрами різномірних складових меліоративних систем як природно-технічних еколого-економічних систем, визначено, що проблема підвищення загальної та еколого-економічної ефективності використання осушуваних земель щодо змінюваних сучасних умов та вимог, може бути вирішена шляхом удосконалення технологій і технічних засобів глибокого розпушення мінеральних ґрунтів за інноваційними ресурсозберігаючими енергоефективними та вологорегулюючими принципами.

Література до розділу

1. ГЕВР, 2015 р. Водні ресурси і забезпечення продовольчої безпеки і харчування. Доповідь групи експертів високого рівня з питань продовольчої безпеки та харчування Комітету з всесвітньої продовольчої безпеки Продовольчої та сільськогосподарської організації ООН. Рим, 2015.

2. Політика підвищення енергоефективності: передовий досвід. Аналіз існуючих оптимальних підходів до підвищення енергоефективності з метою пом'якшення зміни клімату та сталого розвитку. Женева : Видання ООН, 2015. 85 с. URL: https://unesc.org/DAM/energy/se/pdfs/geee/pub/ECE_ENERGY_100_Rev.1_R.pdf (дата звернення: 15.07.2020).

3. Стратегія зрошення та дренажу в Україні на період до 2030 року. Схвалено Кабінетом Міністрів України. 2019. № 688-р. URL: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/688-2019-%D1%80#Text> (дата звернення: 10.05.2024).

4. Вплив зміни клімату на водні ресурси та сільськогосподарське виробництво / Ромащенко М., Гусєв Ю., Шатковський А., Сайдак Р., Яцюк М., Шевченко А. та Матіаш Т. *Меліорація та управління водними ресурсами*. 2020. № 1. С. 5–22. URL: <https://doi.org/10.31073/mivg202001-235>. (дата звернення: 10.05.2024).

5. Науково-методичні рекомендації щодо створення та функціонування дренажних систем у змінних сучасних умовах / за заг. ред. В. А. Сташука, А. М. Рокочинського, П. П. Волка. Рівне : НУВГП, 2021. 113 с. ISBN 978-966-327-509-3.

6. Панченко А. Н. Теория измелчения почв почвообрабатывающими орудиями. Днепропетровск : ДГАУ, 1999. 140 с.

7. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.

8. Вплив кліматичних змін на вологозабезпечення території України та виробництво сільськогосподарської продукції / Ромащенко М. І. та ін. *Вода для всіх* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. конференції, присвяченої Всесвітньому дню водних ресурсів. Київ, 2019. С. 179–180.

9. Кравець С. В., Кованько В. В., Лук'янчук О. П. Наукові основи створення землерийно-ярусних машин і підземнорухомих пристроїв : монографія. Рівне : НУВГП, 2015. 322 с.

10. Кожушко Л. Ф. Удосконалення дренажних фільтрів : монографія. Рівне : РДТУ, 2001. 280 с.

11. Волк П. П., Рокочинський А. М., Тимейчук О. Ю. Теоретичні аспекти системної оптимізації створення та функціонування дренажних систем на еколого-економічних засадах. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки*. Рівне : НУВГП, 2020. Вип. 3(91). С. 3–21.

12. Турченко В. О., Рокочинський А. М. Теоретичні та практичні аспекти системної оптимізації функціонування рисових зрошувальних систем на еколого-економічних засадах. *Вісник Національного*

університету водного господарства та природокористування. *Технічні науки*. Рівне : НУВГП, 2018. Вип. 1(81). С. 3–11.

13. Герасімов Є. Г., Рокочинський А. М., Герасімов Г. Г. Підвищення енергетичної та загальної ефективності закритої зрошувальної системи відповідно до сучасних умов та вимог. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування. Технічні науки*. Рівне : НУВГП, 2020. Вип. 3(91). С. 40–53.

14. Ветохин В. И. Систематизация свойств почвы как элемент теории проектирования почвообрабатывающих орудий и технологий. *Техніко-технологічні аспекти розвитку та випробування нової техніки і технологій для сільського господарства України* : зб. наук. праць. Дослідницьке : УкрНДПВТ ім. Л. Погорілого, 2009. Вип. 13(27), Кн. 2. С. 30–38.

15. Ветохин В. И. Фізичні аспекти прояву зворотного зв'язку та авторегулювання форми знаряддя в системі «знаряддя – ґрунт». *Техніка в сільськогосподарському виробництві, галузеве машинобудування, автоматизація* : зб. наук. праць Кіровоградського національного технічного університету. Кіровоград, 2009. Вип. 22. С. 119–124.

16. Рокочинський А. М. Наукові та практичні аспекти оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого-економічних засадах : монографія / за ред. акад. УААН М. І. Ромащенко. Рівне : НУВГП, 2010. 351 с.

19. УДОСКОНАЛЕНЕ ГЛИБОКЕ РОЗПУШЕННЯ ЯК ЕФЕКТИВНИЙ АДАПТИВНИЙ АГРОМЕЛІОРАТИВНИЙ ЗАХІД НА ОСУШУВАНИХ ЗЕМЛЯХ

Наявні виклики сучасності щодо енергетичної, водної та продовольчої криз, а також кліматичних змін, визначають необхідність впровадження відповідних адаптивних заходів з поліпшення еколого-меліоративного стану осушуваних мінеральних ґрунтів.

У зоні осушувальних меліорацій це можливо на підставі розробки комплексу адаптивних, в тому числі агромеліоративних заходів, спрямованих на ефективне регулювання водного режиму, зарегулювання і акумуляцію вологи в ґрунтовому профілі й в межах системи, зокрема, удосконалення технологій і засобів глибокого розпушення ґрунтів за енергоефективними та ресурсозберігаючими принципами, що дасть змогу ефективно акумулювати вологу в ґрунтовому профілі і на осушуваному масиві в цілому, підвищити його вологозабезпеченість [1–3].

Позитивні аспекти застосування глибокого розпушення як ефективного агромеліоративного заходу на дерново-підзолистих оглеєних ґрунтах у Західному регіоні України показано в численних дослідженнях (С.М. Перехрест, І.Ф. Підпалій, В.С. Олійник, Д.А. Тютюнник, В.П. Кубишкін та ін.). При цьому зазначалася наявність негативних агроекологічних та техногенних складових впливу на ґрунт технічними засобами для його здійснення [1; 3].

Деякі функціональні переваги застосування глибокого пошарового розпушення на перезволожених мінеральних ґрунтах за смуговою технологією були відмічені і в подальшому використанні Кожушком Л.Ф. на підставі розробок Кравця С.В. щодо безтраншейного багатоярусного укладача-розпушувача [4].

Залежно від гідрологічних, ґрунтових та інших умов традиційно розглядають і застосовують *суцільне, смугове або щілинне розпушення (щілювання)* [1].

Традиційне глибоке розпушення осушуваних ґрунтів за щілинними чи смуговими технологіями застосовують лише як допоміжний захід для підвищення ефективності роботи дренажу із використанням глибокорозпушувачів переважно стоякового типу. При цьому фактично здійснюється тільки локальний вплив на активну частину ґрунтового масиву (активний кореневмісний шар і зона аерації осушуваного ґрунту) з утворенням вертикальних фільтраційних каналів для інтенсифікації водовідведення поверхневого стоку. Це дійсно сприяє посиленню технологічного ефекту щодо дренажування, але одночасно з цим посилює і

промивний водний режим у ґрунті, що з часом призводить до збіднення родючого шару і спричиняє негативний екологічний ефект.

Конструкції традиційних глибокорозпушувачів виконують фактично досить грубе розпушення, яке не відповідає необхідній якості оструктурення ґрунтів відповідно до агротехнічних рекомендацій. Вони ущільнюють ґрунт стінок прорізуваних щілин, потребують при розпушенні значних енерговитрат, мають недостатню повноту розпушення та тривалість його післядії [3; 6].

Отже, застосування глибокого розпушення як ефективного адаптивного заходу стримується недосконалістю існуючих технологій і засобів, які не забезпечують необхідну якість та ефективність розпушення відповідно до сучасних умов та вимог [3].

Для порівняльного оцінювання ефективності застосування різних варіантів глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів на репрезентативному об'єкті для умов Західного Полісся України було здійснено експериментальні дослідження з використанням основних методів загальної теорії експерименту (аналітичний, експериментальний та статистичний), математичне моделювання та машинний експеримент із використанням сучасних інформаційних та комп'ютерних технологій.

За отриманими експериментальними результатами було здійснено прогностичні розрахунки на основі використання відповідного комплексу прогностично-імітаційних моделей, що включає модель клімату місцевості, моделі водного режиму та технологій водорегулювання осушуваних земель, модель розвитку та формування врожаю вирощуваних культур, що реалізуються на основі довгострокового прогнозу [3; 8].

Для наближеної оцінювання екологічної стійкості досліджуваних заходів, ступеня врахування факторів екологічної надійності їх функціонування, перш за все з точки зору підтримання сприятливих природно-меліоративних та ґрунтових режимів у межах проектного терміну здійснювався розрахунок коефіцієнта екологічної надійності (k_n) функціонування меліоративної системи за сукупністю відповідних фізичних показників екологічної ефективності (показники водного режиму, показники сольового режиму та продуктивності осушуваних земель). Екологічно оптимальним варіантом вважається той, для якого коефіцієнт екологічної надійності знаходиться в інтервалі значень $k_n = 0,5-1,0$, крім того, коефіцієнт екологічної надійності опосередковано відображає еколого-меліоративний стан осушуваних мінеральних ґрунтів [3; 8].

На підставі узагальнення наявних, в тому числі власних досліджень, нами було науково обґрунтовано необхідність і можливість через удосконалені на енергоефективних та вологорегулюючих засадах технології та технічні засоби глибокого розпушення впливати на

підвищення технічної, технологічної та економічної ефективності використання осушуваних мінеральних ґрунтів.

Через зміну макроструктури осушуваних мінеральних ґрунтів глибоке розпушення, насамперед, безпосередньо впливає на макроагрегатний стан ґрунтів, їх щільність і шпаруватість, а за тим, на їх водно-фізичні властивості, що, в свою чергу, відображається на еколого-меліоративному стані осушуваних мінеральних ґрунтів та умовах розвитку вирощуваних культур і їх урожайності, рис. 19.1 [3].

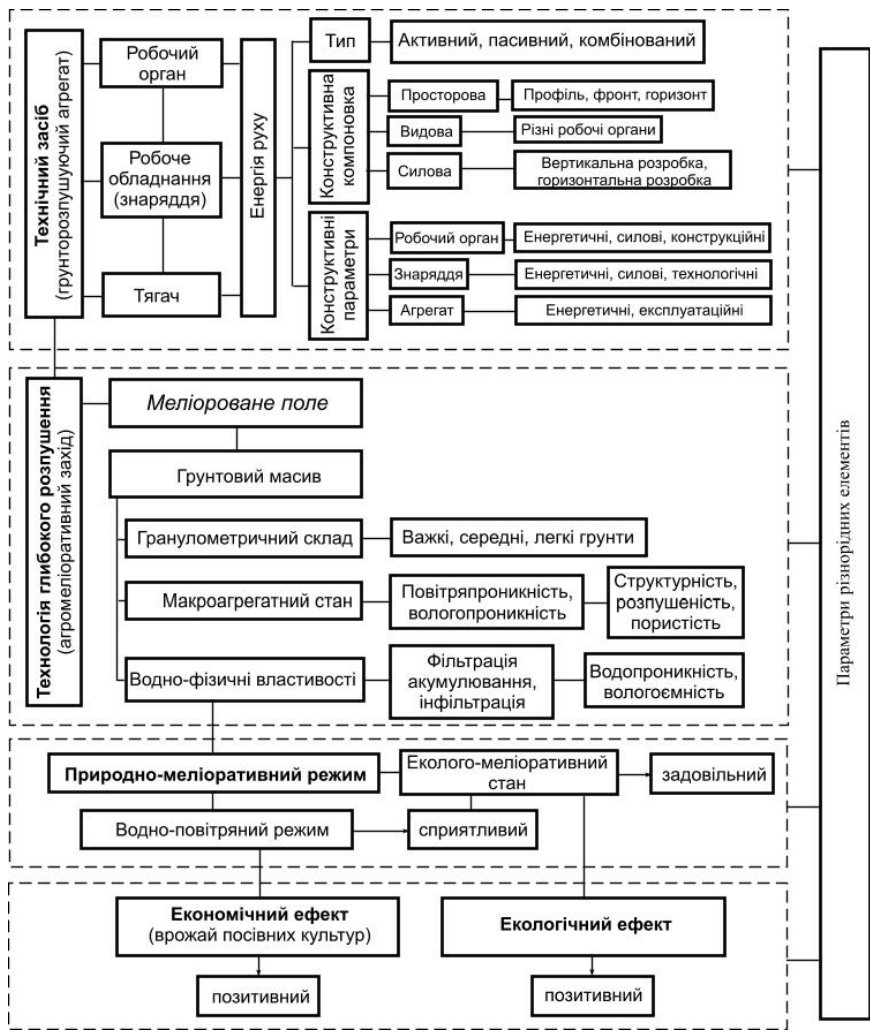


Рис. 19.1. Структурно-ієрархічна схема щодо необхідних принципів удосконалення технологій і технічних засобів глибокого розпушення осушувальних мінеральних ґрунтів на основі розгляду взаємозв'язків між параметрами різних елементів

Для забезпечення реалізації необхідного удосконалення глибокого розпушення щодо сучасних умов ти вимог пропонується *перехід від традиційних широкоживаних технологій щільного та смугового розпушення до суцільного, удосконаленого за енергоефективними та вологорегулюючими принципами, диференційованого за глибиною пошарового глибокого розпушення ґрунту удосконаленими ярусними технічними засобами* [7].

Удосконалена технологія й засоби глибокого суцільного розпушення дає змогу пошарово поліпшити структуру ґрунту, що розробляється в кожному горизонті, при цьому, одночасно диференціювати ступінь його розпушення за глибиною до 0,6 м.

Здійснення суцільного глибокого розпушення з механічним переформатуванням макроагрегатного та гранулометричного складу ґрунтового масиву з його пошаровим розподілом згідно з агротехнічними рекомендаціями впливає на водно-фізичні властивості ґрунту і є визначальним для технологічних і фізичних передумов для створення сприятливих водно-повітряного та природно-меліоративного режимів, а, отже, забезпечення необхідного економічного та екологічного ефектів [1].

Утворення зернистої та дрібногрудочкуватої структури дає можливість максимально ефективно використати вологоакумулюючий потенціал ґрунту за рахунок утворення великої площі поверхні частинок ґрунту та малих проміжків між ними в зоні над плужною підшовою, де потенційно розміщуються кореневі системи більшості сільськогосподарських культур.

Утворення крупно- та середньогрудочкуватої структури до глибини залягання дренажу дає можливість достатньо швидко виводити надлишок рідини за рахунок збільшених проміжків між частинками ґрунту одночасно з деяким акумулюванням її в ґрунті через утворення достатньої площі поверхні частинок ґрунту. Утворення середньогрудочкуватої структури у верхній чверті верхнього шару захищає накопичену дещо нижче вологу від надлишкового випаровування з поверхні і вивітрювання.

У результаті в кожному з шарів ґрунту отримується вологоакумулююча структура, яка є відповідною до призначення кожного з них: з максимальним потенціалом вологоакумулювання у верхній частині та достатньою водопропускною спроможністю з одночасним акумулюванням деякої частини вологи у нижній частині ґрунтового профілю.

У загальному випадку, запропонована конструкція глибокорозпушувача для удосконаленого розпушення становить раму з несучими стояками, на яких закріплені ґрунторозпушувальні робочі органи у вигляді спряження леміша з увігнутим стріловидним ґрунторозпушувальним елементом змінної кривизни. Через форму і

параметри поверхні цього елемента задається необхідна деформація, ступінь напруження, а, отже, подрібнення розроблюваного шару ґрунту. Загальна компоновка глибокорозпушувача визначається просторовим рознесенням ґрунторозпушувальних робочих органів в трьох взаємно перпендикулярних напрямках (рис. 19.2) [5].

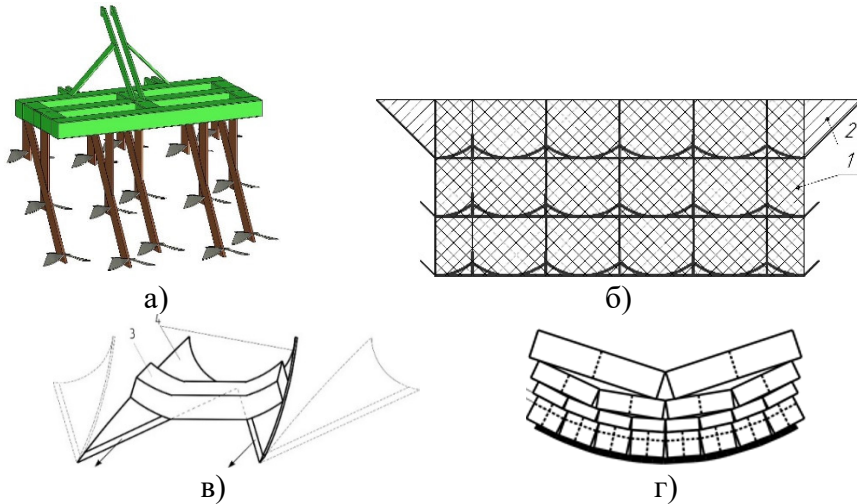


Рис. 19.2. Ярусний глибокорозпушувач:

а) – конструкція, б) – повнота розпушення поперечного профілю; в) – дія на елемент ґрунтової скиби, г) – принцип подрібнення ґрунту; 1 – структурне розпушення; 2 – розпушення сколом; 3 – ґрунтова скиба; 4 – робочі органи

Порівняльні польові виробничі випробування різних технологій та засобів глибокого розпушення було виконано на об'єкті ПСП «Мирне» Костопільського району Рівненської області на площі 25 га [11].

ґрунтові умови: дерново-підзолисті глейові супіщані ґрунти з вмістом фізичного піску в орному горизонті 58,3% (0–20 см) та в підорному – 79,8%, з коефіцієнтом фільтрації орного горизонту – 0,13–0,4 м/добу, а на глибині 20 см і більше – 0,13–0,003 м/добу.

Глибина закладання дренажу – 0,8–1,2 м; відстань між дренами – 10–20 м.

Вивчення впливу різних технологій і засобів глибокого розпушення (рис. 18.1) на водно-фізичні властивості та агроеліоративний стан осушуваних мінеральних ґрунтів було вирішено шляхом проведення порівняльних виробничих випробувань за такими варіантами:

1 – щільне розпушення; 2 – смугове розпушення; 3 – удосконалене суцільне розпушення; 4 – контрольний варіант без розпушення.

Показник якості розпушення визначався у вигляді коефіцієнта повноти розпушення, який для об'єктивності порівняльної оцінки за

різними технологіями розпушення був приведений до об'єму ґрунту на масиві площею 1 га (100×100 м) потужністю 1 м.

Узагальнена порівняльна характеристика усереднених в часі (за терміном післядії) та просторі (за профілем ґрунту) значень основних показників водно-фізичних властивостей в шарі ґрунту 0,6 м за різними видами та варіантами його розпушення подані в табл. 19.1.

Таблиця 19.1

Порівняльна характеристика водно-фізичних властивостей шару ґрунту 0,6 м за варіантами розпушення

Показники Варіанти розпушення	Щільність (γ), т/м ³			Шпаруватість (A), %			Водопроникність (k_f), м/добу		
	абс. знач.	відх. від контролю		абс. знач.	відх. від контролю		абс. знач.	відх. від контролю	
		т/м ³	%		т/м ³	%		т/м ³	%
Без розпушення	1,45	–	–	42,2	–	–	0,12	–	–
Щілинне	1,41	0,04	2,9	46,1	3,9	9,2	0,25	0,13	206
Смугове	1,32	0,13	8,9	47,3	5,1	12	0,36	0,24	296
Суцільне	1,15	0,30	21	54,9	12,7	30	0,53	0,41	443

Термін ефективної технологічної післядії розглянутих способів глибокого розпушення осушуваного мінерального ґрунту склав відповідно: щілинного – 1 рік; смугового – 3 роки, суцільного – до 4 років.

Узагальнену порівняльну характеристику усереднених значень основних агроеліоративних показників шару розпушеного ґрунту 0,6 м щодо зміни запасу продуктивної вологи та за найбільш універсальним показником продуктивності вирощуваних культур щодо варіантів його розпушення наведено в табл. 19.2.

Таблиця 19.2

Порівняльна характеристика основних агроеліоративних показників шару ґрунту 0,6 м за варіантами розпушення

Показники Варіанти розпушення	Запас продуктивної вологи (Wh), м ³ /га			Продуктивність культур за ККД ФАР, %		
	абсолют. значення, м ³ /га	відхилення від контролю		абсолют. значення, %	відхилення від контролю	
		м ³ /га	%		%	%
Без розпушення (контроль)	316	–	–	0,80	–	–
Щілинне	594	278	49,0	0,88	0,08	10,0
Смугове	655	339	51,0	0,99	0,19	24,0
Суцільне	711	395	55,5	1,16	0,36	45,0

Найкращі результати глибокого розпушення мінеральних ґрунтів досягнуті при застосуванні суцільного розпушення на основі використання багатоярусного глибокорозпушувача. При цьому щільність ґрунту в орному шарі зменшилась до 1,1–1,15 т/м³, у підорному – до 1,2–1,3 т/м³. Крім того, була доведена можливість прогнозувати і отримувати бажану структуру в будь-якому горизонті вертикального профілю розпушеного ґрунту внаслідок можливості регулювання параметрів робочого органу глибокорозпушувача. При цьому, на відміну від інших технологій, була досягнута оптимальна структура розпушеного ґрунту: в орному шарі 55–60% за масою ґрунтових агрегатів з розміром поперечника 10–50 мм і решта 40% – за сумарною масою агрегатів з поперечником меншим за 10 мм та більшим за 50 мм, а у підорному горизонті, відповідно, з поперечником 20–50 мм – 70–80%, та сумарно агрегатів з поперечниками меншими за 20 мм і більшими за 50 мм – 20–30%.

За результатами досліджень, глибоке розпушення також позитивно впливає на температурний режим ґрунту, особливо орного горизонту, де при підвищенні температури повітря максимальна температура в розпушеному ґрунті ставала на 0,1–0,5° С нижче, ніж без розпушення.

Під дією глибокого розпушення на 8–12 см зменшується глибина промерзання ґрунту, а навесні на 2–3 доби пришвидшується відтавання. Особливо це характерно для першого року післядії.

У тісному взаємозв'язку з температурним і водним режимом знаходиться випаровування вологи. Глибоке розпушення, порушуючи капілярний зв'язок у верхніх горизонтах, зменшує інтенсивність капілярного живлення й відповідно дещо зменшує її випаровування з поверхні ґрунту.

Згідно з [9], глибоке розпушення може бути механізмом, що також сприяє зменшенню випаровування інших парникових газів з поверхні ґрунту за рахунок стимулювання їх накопичення та поглинання глибоко в ґрунтовому масиві, а не у верхньому шарі ґрунту. При чому макроагрегати розпушеного ґрунту діаметром 2–8 мм характеризуються на 51% кращим поглинаючими властивостями (за сукупний 20-денний період), ніж макроагрегати ґрунту з діаметром до 2 мм.

Крім того, відповідно проведене глибоке розпушення буде сприяти транслокаційним процесам переміщення ґрунтового органічного вуглецю у глибину масиву, які є одним із способів його секвестрації. Вимірювані норми секвестрації вуглецю ґрунтом складають від 50 до 1000 кг/га/рік. Глобальний потенціал секвестрації вуглецю становить 0,9–10,3 Пг/рік, що може компенсувати від однієї чверті до однієї третини річного збільшення атмосферного вуглекислого газу, що оцінюється в 3,3 Пг/рік. Сукупний

потенціал секвестрації вуглецю ґрунтом за 25–50 років становить 30–60 Пг [10].

Порівняльна ефективність застосування різних варіантів глибокого розпушення на осушуваних мінеральних ґрунтах за результатами польових експериментів наведені в табл. 19.3.

Таблиця 19.3

Порівняльна ефективність застосування глибокого розпушення на осушуваних мінеральних ґрунтах

№ з/п	Варіанти	Рік дії	Культура	Приріст врожаю,		Термін окупності, років
				ц/га	%	
1	Щілине розпушення	1	цукровий буряк	13,1	4,5	1
		2	озимі зернові	1,8	6,1	
		3	ярові зернові	1,4	5,3	
2	Смугове розпушення	1	цукровий буряк	51,6	18,1	1
		2	озимі зернові	4,6	15,9	
		3	ярові зернові	2,5	9,4	
3	Суцільне розпушення	1	цукровий буряк	93,25	32,3	1
		2	озимі зернові	6,5	22,3	
		3	ярові зернові	5,1	19,3	

Отримані результати щодо врожаю вирощуваних культур адекватно відображають досягнутий ступінь поліпшення умов їх вирощування та забезпечують в середньому їх прибавку за варіантами глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів: щілине – 5–10%; смугове – 10–20%; суцільне (удосконалене) – 20–35%.

Результати аналізу показують, що суцільне розпушення забезпечує більшу прибавку врожаю вирощуваних культур ніж при щілине чи смугове, що не тільки покриває витрати на його реалізацію, але й створює відповідний прибуток.

За результатами прогнозно-імітаційного моделювання з використанням відповідного комплексу моделей [3; 8] було визначено ефективність застосування удосконаленого суцільного розпушення впродовж вегетаційного періоду у поєднанні з різними способами водорегулювання осушуваних мінеральних ґрунтів на прикладі досліджуваного об'єкта (ґрунт – суцільний, площа – 10 га, культура – багаторічні трави на сіно) для розрахункового сухого за умовами тепло- й вологозабезпеченості періоду вегетації ($p=70\%$).

У табл. 19.4 наведено фрагменти узагальнених результатів за такими варіантами:

- 1 – попереджувальне шлюзування (ПШ);
- 2 – попереджувальне шлюзування із суцільним глибоким розпушенням (ПШ+ГР);
- 3 – попереджувальне шлюзування із суцільним глибоким розпушенням з післядією в 1 рік (ПШ+ГР+1р);
- 4 – зволожувальне шлюзування (ЗШ, підгрунтове зволоження).

Таблиця 19.4

Порівняльна характеристика показників технологічної та екологічної ефективності за варіантами досліджень

Показники Варіанти	WRh^0 , м ³ /га	WR , м ³ /га	$n(IW)$	OR , м ³ /га	EF , м ³ /га	K_y	U_{ϕ} , ц/га	H , м	k_n
ПШ	355	117	0,22	2937	3997	0,46	17,3	1,047	0,49
ПШ + ГР	545	227	0,28	2957	4027	0,49	18,4	1,036	0,51
ПШ + ГР + 1р	420	136	0,22	2944	4038	0,48	17,8	1,043	0,5
ЗШ	355	204	0,28	2934	4743	0,61	22,9	0,908	0,49
Зміна значень показників відносно ПШ, %									
ПШ + ГР	53,5	94,0	27,0	0,7	0,8	6,5	6,4	1,1	4,1
ПШ + ГР + 1	18,3	16,2	0,0	0,2	1,0	4,3	2,9	0,4	2,0

Примітка: WRh^0 – продуктивний запас вологи у розрахунковому шарі ґрунту, м³/га; WR – середньозважений продуктивний запас вологи у розрахунковому шарі ґрунту за вегетаційний період, м³/га; $n(IW)$ – тривалість (частка) оптимальної вологозабезпеченості розрахункового шару ґрунту за вегетацію; OR – величина ефективних атмосферних опадів за вегетацію, м³/га; EF – величина ефективного значення сумарного випаровування за вегетацію, м³/га; K_y – коефіцієнт зниження врожаю культури; U_{ϕ} – фактичний урожай, ц/га; H – середньозважений рівень ґрунтових вод, м; k_n – коефіцієнт екологічної надійності.

Наведені дані засвідчують, що застосування удосконаленого суцільного розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів на фоні попереджувального шлюзування в розрахунковий сухий за умовами тепло- й вологозабезпеченості період вегетації на понад 90% збільшує акумулювання опадів впродовж періоду вегетації і підвищує вологозабезпеченість ґрунту за показником $n(IW)$ на 27%, при чому позитивний ефект частково зберігається через 1 рік післядії з достатньою екологічною надійністю.

За розглянутою сукупністю технологічних та екологічних показників така технологія водорегулювання осушуваних земель (ПШ+ГР) за своєю ефективністю наближається до застосування зволожувального шлюзування (ЗШ, підгрунтове зволоження), але при цьому не потребує додаткових витрат поливної води на зволоження ґрунтового масиву при менших матеріальних затратах.

Узагальнені результати з визначення економічної ефективності інвестицій при реконструкції та модернізації дренажних систем з використанням різних технологій та засобів глибокого розпушення за відповідними методами і моделями, згідно з [13], наведено в табл. 19.5.

Таблиця 19.5

Основні показники економічної ефективності інвестицій

№ з/п	Показник	Варіанти розпушення			
		Без розпушення	Щілинне	Смугове	Суцільне
1	Індекс прибутковості	0,59	1,03	1,95	3,06
2	Чистий дисконтований прибуток, грн /га	-4908	377	11369	24708
3	Дисконтований термін окупності, роки	-	27	9	5

Здійснені розрахунки з визначення порівняльної економічної ефективності та інвестиційного оцінювання різних варіантів глибокого розпушення осушуваних мінеральних ґрунтів підтверджують достатню доцільність їх застосування в проєктах реконструкції та модернізації дренажних систем у зоні Західного Полісся України.

Таким чином, всі розглянуті технології глибокого розпушення є рентабельними та економічно вигідними, при цьому найбільш ефективним з технологічної, економічної та екологічної точок зору є удосконалене суцільне глибоке розпушення.

Удосконалені за енергоефективними та вологорегулюючими принципами технологія й засоби глибокого суцільного розпушення, на відміну від традиційних щілового та смугового розпушення, дають змогу пошарово поліпшити макроструктуру активного шару осушуваних мінеральних ґрунтів на достатню глибину, щоб впливати на їх водно-фізичні властивості, водну, повітряну, теплову та інші екологічні складові природно-меліоративного режиму ґрунтового масиву, що в свою чергу, позитивно відображається на умовах розвитку агрокультур і їх урожайності.

За результатами оцінювання різних технологій глибокого розпушення визначено, що порівняно з традиційними, удосконалені за енергоефективними та вологорегулюючими принципами технології та технічні засоби суцільного глибокого розпушення мають перевагу за всіма основними показниками: агротехнічними, водно-фізичними, енергетичними, технологічними, екологічними та економічними, зокрема, на 27% зросла вологозапеченість ґрунту за рахунок кращої акумуляції атмосферних опадів, на 20–30% підвищилася врожайність вирощуваних культур, а термін післядії зріс до 4 років.

Вони є рентабельним та інвестиційно вигідним адаптивним заходом для забезпечення задовільного еколого-меліоративного стану осушуваних мінеральних ґрунтів (з окупністю 1 рік), що відповідає сучасним принципам адаптивного землекористування у змінюваних кліматичних умовах та може бути ефективною альтернативою дорогій реконструкції і модернізації існуючих дренажних систем.

Література до розділу

1. Науково-методичні рекомендації щодо створення та функціонування дренажних систем у змінних сучасних умовах / Сташук В. А. та ін. Рівне : НУВГП, 2021. 113 с. ISBN 978-966-327-509-3.
2. Вплив кліматичних змін на вологозабезпечення території України та виробництво сільськогосподарської продукції / Ромащенко М. І. та ін. *Вода для всіх* : тези доп. Міжнар. наук.-практ. конференції, присвяченої Всесвітньому дню водних ресурсів. Київ, 2019. С. 179–180.
3. Меліорація та облаштування Українського Полісся : колективна монографія / за ред. д.с.-г.н., професора, акад. НААН Я. М. Гадзала, д.т.н., професора, член-кор. НААН В. А. Сташука, д.т.н., професора А. М. Рокочинського. Херсон : ОЛДІ-ПЛЮС, 2017. Т. 1. 932 с.
4. Кожушко Л. Ф. Удосконалення дренажних систем : монографія. Рівне : РДТУ, 2001. 280 с.
5. Агромеліоративні багатоярусні глибокорозпушувачі : монографія / Ткачук В. Ф., Лук'янчук О. П., Рижий О. П. Рівне : НУВГП, 2011. 190 с. ISBN 978-966-327-167-5.
6. Кравець С. В., Скоблюк М. П., Стіньо О. В., Зоря Р. В. Критичноглибинні двоярусні ґрунторозпушувачі : монографія / за заг. ред. С. В. Кравця. Рівне : НУВГП, 2018. 235 с.
7. Deep loosening as effective adaptive agromeliorative practice on drained mineral soil of European Polesie in variable climatic conditions / Y. Mazhayskiy, A. Rokochynskiy, O. Lukianchuk, V. Turcheniuk, P. Volk, O. Chernikova. *Engineering for Rural Development*. Jelgava, 20–22.05.2020. P. 28–35. DOI: 10.22616/ERDev2020.19.TF009

8. Наукові та практичні аспекти оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого-економічних засадах : монографія / за ред. акад. УААН М. І. Ромашенка. Рівне : НУВГП, 2010. 351 с.
9. Surface organic carbon enrichment to explain greater CO₂ emissions from short-term no-tilled soils / V. Chaplot, K. Abdalla, M. Alexis, H. Bourennane and other. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2015. Vol. 203. P. 110–118.
10. R. Lal. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*. 2004. Vol. 123. P. 1–22. URL: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma..01.032>. (дата звернення: 10.05.2024).
11. Науково-методичні рекомендації до застосування глибокого розпушення на осушуваних мінеральних ґрунтах Західного Полісся України / В. С. Гавриш, В. Ф. Ткачук, С. В. Кравець, А. М. Рокочинський, П. І. Мендусь, Г. І. Сапсай., Волк П. П. та ін. Рівне, 2013. 46 с.
12. Вплив сучасних кліматичних змін на водні ресурси та сільськогосподарське виробництво / Ромашенко М. І. та ін. *Меліорація і водне господарство*. 2020. № 1. С. 5–22.
13. Тимчасові рекомендації з оцінки інвестиційних проєктів будівництва і реконструкції водогосподарських об'єктів та меліоративних систем / Сташук В. А. та ін. Рівне, 2013. 43 с.

20. МЕЛІОРАТИВНІ ЗАХОДИ ЩОДО ЗАХИСТУ ТЕРИТОРІЙ І ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ДОВКІЛЛЯ ВІД ЗАБРУДНЕННЯ

20.1. Проблема відходів як джерел забруднення довкілля

У сучасних умовах для України питання захисту довкілля від забруднення набуває все більшої актуальності, особливо щодо потреби екологічно-безпечної утилізації різних за своєю природою відходів, які утворюються в результаті воєнних дій.

Вже станом на лютий 2023 року обсяг відходів руйнації в Україні через військову агресію росії можна порівняти з кількістю твердих побутових відходів, що в середньому утворюються в країні за рік і ця цифра зростає. Зокрема станом на початок липня 2023 року лише обсяг відходів від знищеної російської техніки становив 527 тис. тонн. Щодень інтенсивно ведуться обстріли, у тому числі і забороненими снарядами, утворюються вирви від авіабомб та артилерійських обстрілів, створюються нові заміновані території, знищується важка військова техніка, що призводить до витоку нафтопродуктів, випалення землі та ін.

Всі ці наслідки воєнних дій забруднюють довкілля, а з цим й негативно впливають на економіку країни та здоров'я людей. Про серйозність та масштабність даного питання говорить і той факт, що країни ЄС та світу в цілому й досі вирішують проблеми, що пов'язані із забрудненням довкілля внаслідок воєнних дій, що мали місце у ХХ столітті [1; 2 та ін.].

Проблему утилізації відходів та захисту довкілля від забруднення їхніми похідними продуктами нами розглянуто на прикладі захисту територій і водних об'єктів у зоні складування твердих побутових відходів (ТПВ) на основі комплексу інженерно-меліоративних заходів [3–7], що ґрунтується на активній нейтралізації забруднювачів природними сорбентами (цеоліт-сметитовий туф тощо) та надає змогу локалізувати дію мігруючих забруднюючих речовин й зменшити їх вплив на довкілля до екологічно-безпечного рівня. Ці підходи можуть бути застосовані і у випадку утилізації відходів воєнних дій.

Згідно зі ст. 1 Закону України «Про відходи», відходами є речовини, матеріали і предмети, які утворюються у процесі людської діяльності і не мають подальшого використання за місцем утворення чи виявлення та яких їх власник повинен позбутися шляхом утилізації чи видалення.

У 2017 році Уряд України схвалив Національну стратегію управління відходами в Україні до 2030 року, яка має на меті впровадження системного підходу до поводження з відходами на державному та регіональному рівнях, зменшення обсягів утворення

відходів шляхом збільшення обсягу їх переробки та повторного використання. Реалізація Стратегії сприятиме впровадженню системи управління відходами на інноваційних засадах; розробленню відповідного законодавства; покращенню стану навколишнього природного середовища, а також санітарного та епідемічного благополуччя населення.

Закон України «Про відходи» як небезпечні виділяє відходи, для яких їх фізичні, хімічні чи біологічні характеристики створюють чи можуть створити в майбутньому значну небезпеку для довкілля та здоров'я людини, а також, ті які потребують спеціальних методів та засобів поводження з ними.

У відходів як забруднювачів довкілля є суттєва відмінність від викидів і скидів – відходи не «розсмоктовуються», як викиди в атмосферу чи скиди у водойми, вони лишаються локально складованими (захороненими). Класифікація відходів здійснюється за декількома параметрами (рис. 20.1, 20.2), зокрема за агрегатним станом, за класом токсичності, за видом діяльності, за стадіями виробництва, за класом токсичності, за Базельською конвенцією 1992 р., за міжнародним кодом ідентифікації відходів (МКІВ) та ін.

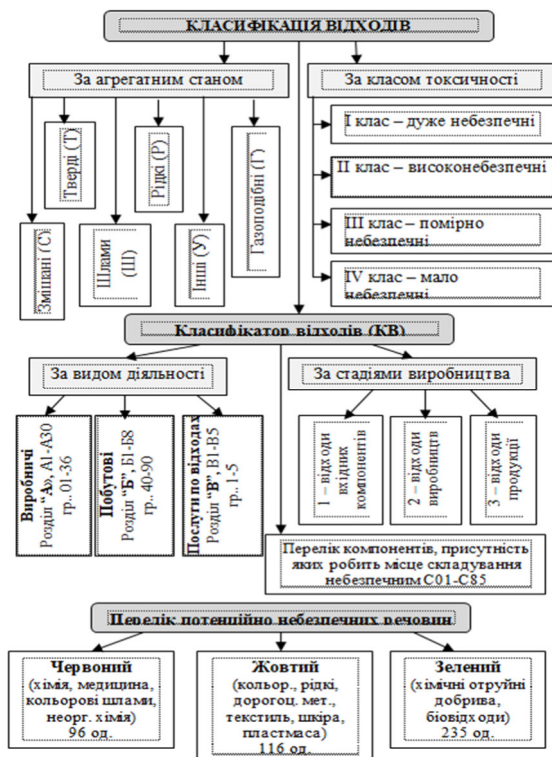


Рис. 20.1. Види класифікації відходів

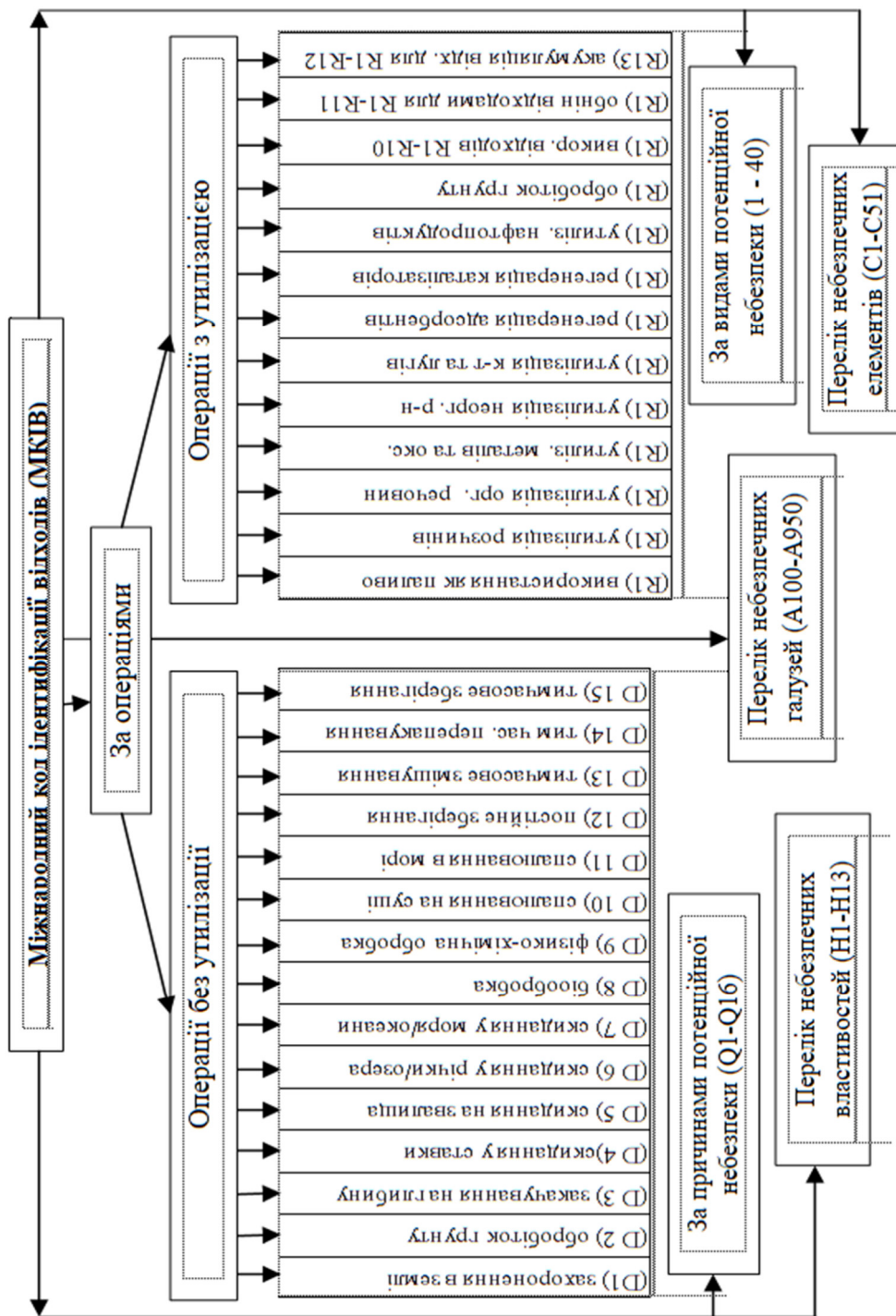


Рис. 20.2. Міжнародний код ідентифікації відходів

За характером вмісту в шкідливих речовин небезпечні відходи поділяють на токсичні, вибухові, вогненебезпечні, радіоактивні тощо; за сферою утворення виділяють промислові і побутові відходи (перші, у свою чергу, поділяються на відходи виробництва та споживання). За ступенем шкідливого впливу на довкілля та людину небезпечні відходи поділяють на класи (I–IV): надзвичайно небезпечні; високо небезпечні; помірно і мало небезпечні. Залежно від фізичного агрегатного стану, в якому вони перебувають, виділяють газоподібні відходи, рідинні, тверді, сумішеві тощо.

20.2. Обґрунтування необхідності розробки меліоративних заходів для захисту від забруднення територій і водних об'єктів у зоні складування ТПВ

Питання захисту від забруднення територій і водних об'єктів у зоні складування ТПВ має яскраво виражений складний комплексний характер, на даний час ним займаються науковці та виробничники різних напрямів підготовки та сфер професійної діяльності, і подальші дослідження вимагають залучення нових ресурсів та міжгалузевої координації робіт.

Оскільки звалища та полігони ТПВ є складними природно-технічними системами (ПТС), то вони характеризуються міграційною здатністю [8], тобто у ландшафтно-геохімічній системі, в межах якої розташований об'єкт складування відходів, відбувається рух та перерозподіл хімічних елементів та їх сполук. При цьому міграція елементів може відбуватися як у рідкій фазі (розвантаження потоку фільтрату у ґрунті чи воді), так і в газоподібній (виділення вуглекислого газу, метану та інших речовин в атмосферу внаслідок аеробних та анаеробних процесів у відвалах відходів) та твердій (внаслідок дії гравітації, дифузії або перекристалізації) [9–11].

Міграція речовин в межах об'єкта складування відходів визначається, в основному, такими її видами, як механічна та фізико-хімічна [12].

Механічна міграція забруднення зі звалища або полігону ТПВ характеризується переносом речовин, що знаходяться у твердому вигляді, під дією гравітації в основному водними потоками. Найбільшою шкоди довкіллю об'єкти складування ТПВ завдають саме через наявність фізико-хімічної міграції, яка обумовлена процесами дифузії, розчинення, сорбції-десорбції. В такому випадку у водних розчинах елементи переміщуються у вигляді іонів, молекул та колоїдних частинок.

У ґрунтові води забруднення поступає за рахунок фільтрації з відвалів ТПВ або з поверхні землі разом з інфільтраційним живленням. У таких умовах міграція забруднення ускладнюється тим, що поряд з основним переносом його по напрямку потоку, виникає поперечне розповсюдження по глибині потоку під дією дифузійно-конвективного та конвективного переносу.

Дифузійний шлях визначається перенесенням речовини на молекулярному рівні, що обумовлено впорядкованістю руху мікрочастинок, які знаходяться в постійному хаотичному русі.

Вертикальний конвективний шлях характеризується перенесенням на рівні макрооб'єму речовини, виникає при наявності вертикальних швидкостей фільтрації та обумовлюється перш за все структурою потоку, а також різницею густини забруднюючого розчину і ґрунтових вод. Особливу небезпеку несе вертикальна міграція забруднювачів поблизу неглибокого залягання підземних вод і відкритих водойм.

Співставляючи різні форми вертикального переносу, можна зробити висновок про більшу значимість конвективного переносу, особливо за рахунок гравітаційного опускання більш тяжких забруднюючих розчинів, і відносно малу роль дифузійного переносу [13]. Направлений характер міграційних потоків та зміна на шляху їх руху геохімічного середовища призводить до диференціації хімічних елементів у вертикальному та горизонтальному напрямках.

Рухомість хімічних елементів та їх з'єднань залежить від термодинамічних, біогеохімічних та фізико-хімічних умов того середовища, в якому рухається міграційний потік. Зміна цих умов при проходженні потоку через певні блоки ландшафтно-геохімічних систем спричиняють збільшення міграційної здатності одних компонентів та зменшення рухомості інших.

Явище накопичення певних хімічних елементів внаслідок локальних змін умов міграції останніх у певній частині ландшафтно-геохімічної системи називають **бар'єрністю** [14–16].

У загальному випадку в якості бар'єра розуміють локальне порушення провідності, що призводить до пришвидшення або сповільнення потоків речовин і кругообігів у цілому. Природа і розташування у просторі бар'єрів обумовлюється вихідною неоднорідністю умов міграції, що пов'язано з літологічним та гранулометричним складом порід, ступенем дренажності території тощо.

Згідно з теорією природних і техногенних геохімічних бар'єрів, що розроблена О.І. Перельманом та здобула подальшого розвитку у працях В.А. Ковди, М.А. Глазовської, Б.Б. Полинова, О.І. Голованова, М.А. Попова, Л.Ф. Пестова, С.А. Максимова, Ф.М. Зими́на, І.В. Корнеєва, Д.В. Козлова, І.С. Румянцева, Т.І. Сурикова, Ю.І. Сухарева,

В.В. Шабанова, R.K. Rowe, С.В. Lake, R.M. Quigley, R.W. Brachman, J.R. Booker, M.A. Malusis, С.Д. Shackelford та ін., такими бар'єрами виступають ділянки ландшафту, в яких на відносно короткій відстані відбувається зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів, внаслідок чого збільшується їх концентрація [15].

Якщо природні бар'єри формуються в результаті закономірної просторової еволюції ландшафтів, то техногенні бар'єри створюються штучно, підсилюючи шляхом створення технічних споруд деякі природні бар'єри, або формуючи на шляху руху техногенних потоків нові штучні бар'єри, що захищають від забруднення довкілля. Як природні, так і техногенні геохімічні бар'єри залежно від виду міграції елементів та процесів, що у них відбуваються, згідно з думкою О.І. Перельмана, поділяються на три класи, кожен з яких може містити декілька видів:

1) механічні геохімічні бар'єри виникають, як правило, в місцях різкого зменшення швидкості механічної міграції елементів. В такому випадку бар'єри представляють механічний фільтр для речовин, що переміщуються в міграційному потоці. На таких бар'єрах згідно з твердженнями В.А. Алексеєнко, [17] можуть осаджуватися уламки мінералів, розчинені газові суміші та пари, тверді колоїдні частинки, пил, тваринні та рослинні рештки, техногенні з'єднання;

2) фізико-хімічні бар'єри, як загальне поняття, включають в себе низку геохімічних бар'єрів, функціонування яких визначається тими чи іншими процесами, що в них відбуваються. Так, на основі фізичних процесів функціонують випаровувальний та гідрофізичний бар'єри [18]; сорбційний геохімічний бар'єр утворюється у випадку, коли фізичні та хімічні процеси відбуваються на межі поділу фаз (фізична та хімічна сорбція-десорбція); за наявності розчинення та кристалізації, хімічного розкладу формуються окислювальні, термодинамічні, лужні та кислі геохімічні бар'єри;

3) формування біогеохімічних бар'єрів обумовлено фізико- та хіміко-біологічними процесами і характеризується вибіркоvim накопиченням речовин у біоті (з утриманням низки макро- та мікроелементів). Такі бар'єри забезпечують природне самоочищення довкілля, оскільки в них відбувається не тільки накопичення, але і з'єднання до недоступних для біоти форм токсичних речовин, їх розклад, перетворення та знешкодження – тобто біологічна деструкція [17]. Для біогеохімічних бар'єрів механізми накопичення, з'єднання або руйнування речовин надзвичайно різноманітні, але всі вони залежать від забезпеченості території теплом та вологою.

На практиці бар'єри якогось одного класу або виду зустрічаються доволі рідко, як правило, більшість з вищеописаних процесів відбуваються одночасно у одному бар'єрі, тому такі бар'єри називають

комплексними, вони утворюються в результаті поєднання декількох різних бар'єрів [12].

Залежно від напрямку потоків міграції хімічних елементів, на шляху яких сформовані геохімічні бар'єри, останні поділяють на дві групи:

- вертикальні геохімічні бар'єри, що формуються при вертикальній міграції речовин. Вони створюють диференціацію хімічних речовин в ґрунтовому профілі;

- латеральні геохімічні бар'єри, що формуються на границях геохімічно-контрастних елементів ландшафту при міграції хімічних речовин до суміжних ландшафтів, що геохімічно поєднані з існуючим ландшафтним рядом.

За результатами узагальнення власних та досліджень інших авторів, вперше науково обґрунтована необхідність заміни традиційного підходу до захисту від забруднення територій та водних об'єктів у зоні складування ТПВ методом пасивної ізоляції забруднювачів інертними матеріалами (ґрунт, глина тощо) відповідно на активну їх нейтралізацію природними сорбентами (цеоліт-сметитовий туф тощо), що дає змогу локалізувати дію мігруючих забруднюючих речовин та зменшити їх вплив на довкілля до екологічно-безпечного рівня.

Отже, основним підходом до покращення геохімічних умов ландшафту з включеними у нього водними об'єктами, ґрунтами, біотою тощо, у нашому дисертаційному дослідженні є застосування меліоративних заходів (МЗ), що полягають у використанні роздільної або сумісної роботи вертикальних площинних і латеральних техногенних фізико-хімічних бар'єрів, які представлені природними сорбентами та огорожувальними дренажними влаштуваннями для нейтралізації та локалізації мігруючих токсичних хімічних речовин та їх сполук.

Для вирішення задач міграції забруднень у ґрунтовому профілі в рамках підземної гідромеханіки, а також теорії фізико-хімічних бар'єрів, можуть бути використані математичні моделі, крайові задачі яких вирішуються на основі використання методів скінченних різниць, числових конформних відображень тощо.

Так, математичне та комп'ютерне моделювання процесів тепло-масопереносу при фільтрації сольових розчинів в ґрунтових масивах, фільтраційної консолідації ґрунтових масивів при наявності сольових розчинів в неізотермічних умовах, перехоплення мігруючих речовин утилізацією їх з використанням фільтрів-вловлювачів як в одновимірному, так і у двовимірному випадках відображено у працях А.П. Власюка, О.В. Прищепи, О.П. Остапчука, М.Т. Кузло, П.М. Мартинюка, О.М. Степанченка, М.С. Філатова та ін.

Найбільший інтерес, виходячи із мети та завдань дисертаційного дослідження, представляє математична модель процесу утилізації

мігруючих у фільтраційному потоці речовин системою фільтрів-вловлювачів в одновимірному нестационарному випадку (рис. 20.3).

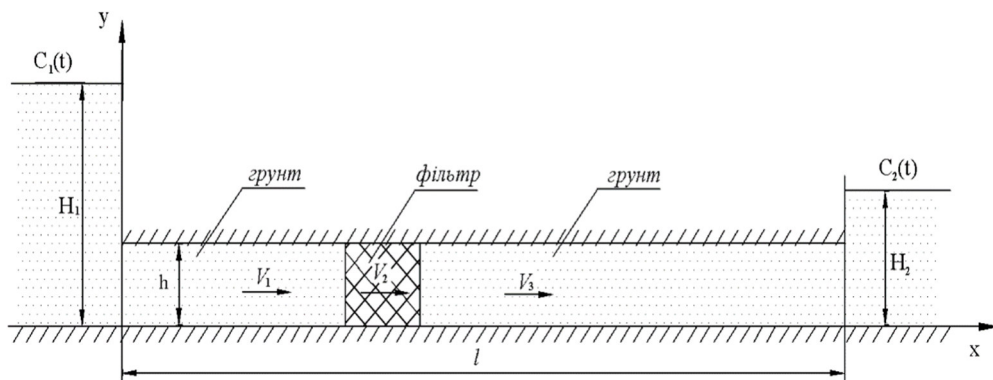


Рис. 20.3. Утилізація мігрантів з використанням фільтра-вловлювача

Як правило, такий процес обумовлений та супроводжується явищами масопереносу, кінетикою сорбції та фільтрацією.

Згідно з [19; 20] крайова задача такої моделі описується у вигляді системи рівнянь для концентрацій $c_i(x, t)$, $i = \overline{1, n}$,

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(D_i(c) \frac{\partial c}{\partial x} \right) - V_i(c) \frac{\partial c_i}{\partial x} - \frac{\partial N}{\partial t} = \sigma_i \frac{\partial c_i}{\partial t}, \quad i = \overline{1, n}, \quad (20.1)$$

кінетики сорбції

$$\frac{\partial N}{\partial t} = \gamma(c_i - C_*), \quad (20.2)$$

фільтрації підземних вод

$$V_2 = -k_i \frac{\partial h_i}{\partial x} + v_i \frac{\partial c_i}{\partial x}, \quad \frac{\partial V_i}{\partial x} = 0, \quad i = \overline{1, n}. \quad (20.3)$$

При наступних крайових умовах для концентрацій c_i та напору h :

- початковій умові для концентрацій

$$c_i(x, 0) = \tilde{C}_0^i(x), \quad i = \overline{1, n}, \quad (20.4)$$

- граничних умовах для концентрацій

$$c_1(0, t) = \tilde{C}_1(t), \quad c_3(l, t) = \tilde{C}_2(t). \quad (20.5)$$

Умовах спряження для концентрацій

$$c_i(l_i, t) = c_{i+1}(l_i, t), \quad i = \overline{1, n-1}, \quad (20.6)$$

$$D_i \frac{\partial c_i(l_i, t)}{\partial x} - V_i C_i = D_{i+1} \frac{\partial c_{i+1}(l_i, t)}{\partial x} - V_{i+1} C_{i+1}, \quad i = \overline{1, n-1}; \quad (20.7)$$

- граничних умовах для напору

$$h(0) = H_1, \quad h(l) = H_2. \quad (20.8)$$

Умовах спряження

$$V_i(l_i) = V_{i+1}(l_i), \quad i = \overline{1, n-1}, \quad (20.9)$$

де D_i – коефіцієнт конвективної дифузії; V_i – швидкість фільтрації; γ – коефіцієнт масообміну; $\sigma(x)$ – напруження ґрунтового масиву; $\tilde{C}_0^i(x)$ – розподіл концентрації в шарі ґрунту в початковий момент часу; $\tilde{C}_1(t)$ – концентрація розчинених речовин до фільтру; $\tilde{C}_2(t)$ – концентрація розчинених речовин після проходження фільтру; C_* – концентрація граничного насичення; H_1, H_2 – п'єзометричні напори відповідно у верхньому та нижньому басейнах; t – час.

Реалізація даної математичної моделі у середовищі візуального програмування (наприклад, Delphi 7.0) дає змогу проводити значну кількість числових експериментів та виконувати їх аналіз [21].

Такий підхід, що полягає у пошуку чисельних розв'язків диференціальних рівнянь процесу міграції забруднень за відповідними моделями, є диференціальною формою представлення міграції забруднюючих речовин і ґрунтується на принципі найбільш повного урахування механізму їх переміщення по профілю ґрунту та в часі, тому з теоретичної точки зору він є найбільш обґрунтованим.

Однак, незважаючи на те, що існуючі сьогодні численні моделі міграції забруднюючих речовин розроблені в цілому на достатньому рівні й широко застосовуються на практиці, вони постійно удосконалюються, що зумовлено вихідною недосконалістю наших уявлень про складні ПТС. Окрім того, диференційна форма представлення міграції вимагає достатньої точності представлення складових елементів даного процесу у відповідній розмірності з урахуванням їх динамічних властивостей, що дуже складно врахувати внаслідок стохастичності природних процесів [22].

Оскільки немає прямого розв'язку диференційних рівнянь без визначення значної кількості обмежень та спрощень, що часто не відповідає потребам виробництва, та зважаючи на прикладний характер дисертаційного дослідження, нами зроблено акцент на використання

традиційних для меліорації та водного господарства балансових моделей у дискретному вигляді.

Отже, згідно з науковою гіпотезою нашого дисертаційного дослідження основним підходом до захисту від забруднення територій і водних об'єктів у зоні складування ТПВ є формування на шляху руху техногенних потоків нових штучних фізико-хімічних бар'єрів. Основним і найбільш небезпечним забруднювачем у зоні розташування звалищ та полігонів ТПВ є фільтрат, який формується як за участю атмосферних опадів, так і вологи, що внесена з відходами.

У структурі завдань дисертаційного дослідження щодо розробки МЗ, питання встановлення об'єму та режиму утворення фільтрату, має складний комплексний характер та є першочерговим, а вирішення його є передумовою до визначення норми внесення меліоранта-сорбенту [3–7].

Тому у дисертаційній роботі вирішення цього питання здійснюється шляхом удосконалення відповідних методичних підходів та розрахункових методик на базі відповідного комплексу прогнозно-імітаційних моделей, який, у свою чергу, ґрунтується на єдиному довготерміновому прогнозі природно-кліматичного і водного режимів об'єкту складування відходів та його складових.

20.3. Застосування меліорантів-сорбентів для екологізації об'єктів ТПВ

З урахуванням положень, викладених в [12; 23; 21; 24], звалища та полігони ТПВ, як технологічні та просторові об'єкти, відносяться до розповсюджених та складних ПТС, а тому нерозривно пов'язані з об'єктами довкілля, та внаслідок багаторічних порушень екологічних норм експлуатації негативно впливають на стан його компонентів: ґрунтів, підземних і поверхневих водних джерел, атмосфери, біоти тощо.

Згідно з [21; 22] поширення забруднення у довкіллі з об'єктів складування відходів визначається метаногенезом, водним режимом та процесами адсорбції.

Процес метаногенезу, що протікає у тілі звалища або полігону ТПВ, супроводжується викидом в атмосферу численних сполук у газоподібному агрегатному стані (метан, вуглекислий газ, аміак тощо) [12; 6].

Результатом як промивного водного режиму насамперед, так і накопичення вологи, що вноситься з відходами, є виникнення та розповсюдження фільтрату, а також поверхневих вод, які стікають з території звалища або полігону ТПВ. З екологічної точки зору, фільтрат виступає важливим місцевим фактором забруднення та основним джерелом довготривалої негативної дії на довкілля [12; 6; 3].

Одним із способів мінімізації негативного впливу фільтрату на довкілля є розробка та впровадження оптимальних схем його знешкодження (очищення) або збору та утилізації [27]. Особливості утворення фільтрату упродовж року, а також його багатокomпонентність та нестійкий якісний склад вимагає розробки відповідних концепцій та нових підходів до вирішення завдання його очистки. Через велику кількість факторів, що впливають на кількісні та якісні характеристики фільтрату, прогнозування об'єму та режиму його утворення, а також хімічного складу, є досить складним завданням.

Основним критерієм, який обумовлює якісний склад фільтраційних вод звалищ та полігонів ТПВ, є етап їхнього життєвого циклу, кожному з яких відповідає певна стадія біохімічної деструкції відходів. Найбільш інтенсивне розкладання відходів і виділення забруднюючих речовин у фільтрат, як правило, спостерігається на пізньому експлуатаційному та рекультиваційному періоді [27].

Зрозуміло, що розробка на підставі досліджень практичних методів очищення фільтраційного потоку, що розвантажується у ґрунтові води зі звалищ та полігонів ТПВ, є завданням надзвичайно важливим та актуальним.

Виходячи зі специфіки якісного складу фільтрату об'єктів складування відходів, виділяють наступні пріоритетні напрямки методів і технологій очистки, а саме використання біохімічної, сорбційної очистки, реагентної коагуляції, мембранних технологій очистки. Перелічені методи та технології можуть застосовуватися у різних комбінаціях залежно від «віку» об'єкта складування відходів, а отже, і якісного складу фільтрату.

У представленому дослідженні, орієнтуючись на звалища та полігони ТПВ, як джерела утворення низько- та середньоконцентрованих фільтраційних вод, а також біогазу, використання методів сорбційної очистки виявляється перспективним та найбільш доцільним для забезпечення видалення забруднюючих речовин, що знаходяться як у рідкому, так і газоподібному агрегатних станах.

Традиційно у водогосподарсько-меліоративних дослідженнях питання покращення фізико-хімічних та водно-фізичних властивостей насамперед ґрунтів вирішуються на основі застосування широкого спектру меліорантів, в перелік яких входять корисні копалини місцевого значення та природні сорбенти [28; 29; 30].

Останнім часом використанню природних матеріалів-сорбентів, і як теоретичній базі для їх застосування – методам сорбційної очистки, приділяється все більша увага при вирішенні завдань запобігання і зниження ступеня негативного впливу забруднювачів на систему атмосфера – ґрунт – ґрунтові води у межах антропогенної геосистеми ділянки складування відходів [6]. Штучні адсорбенти, такі як активоване

вугілля, внаслідок високої вартості мають обмежену сферу використання, тому все більшу увагу науковців і практиків привертають відносно недорогі матеріали-сорбенти переважно природного походження, а саме торф, глинисті мінерали, латеритні, вапнякові ґрунти, природні цеоліти тощо.

Оскільки наявні методи з визначення норм внесення меліорантів безпосередньо не можуть бути використані (тому що ґрунтуються на принципах аналітичної хімії), та через відсутність у традиційній меліорації усталеної практики застосування сорбційних технологій (що ґрунтуються на принципах колоїдної хімії), у розвиток досліджень щодо розробки МЗ з метою захисту від забруднення територій і водних об'єктів у зоні звалищ та полігонів побутових відходів, необхідно удосконалити методичні підходи до визначення норм внесення меліоранту-сорбенту для нейтралізації забруднюючих речовин, що містяться у межах об'єкта ТПВ.

У сучасній практиці у господарській діяльності широко використовуються як традиційні, так і нетрадиційні види меліорантів. Дослідження з визначення екологічної ролі застосування найбільш відомих традиційних меліорантів (вапно та гіпс) у природоохоронній діяльності, зокрема для інактивації важких металів у системах ґрунт-рослина та ґрунт-ґрунтові води показано у серії робіт [28; 29; 31], а також авторами А.Н. Небольсином, А.В. Івойловим, D.P. Oliver, M.K. Conyers, W.J. Slattery, A.M. Alson, W.R. Berti, S.D. Cunningham.

Серед нетрадиційних видів меліорантів можна виділити суглинки, мергелі, вулканічні туфи та інші корисні копалини місцевого значення [30].

В якості меліоранту-сорбенту нами пропонується використання промислового відходу та побічного продукту видобутку базальту – цеоліт-сметитового туфу. На даний час в науковій літературі з'являється все більше публікацій, що присвячені застосуванню туфу у народному господарстві, в якості корисної копалини місцевого значення, меліоранту та мінералу змінного складу, що має розвинену сорбційну структуру та відноситься до дешевих природних сорбентів [32; 33]. Цеоліти, як природні мінеральні сорбенти, виявилися перспективними нейтралізуючими агентами широкого спектру токсичних хімічних речовин і матеріалів, що використовуються в господарській діяльності [34]. Хіміко-геологічні параметри цеолітів дають змогу використовувати їх при вирішенні проблем охорони довкілля, у сільському господарстві, промисловості, в якості сорбентів, каталізаторів, фільтрів, пролонгаторів добрив, в'язучих матеріалів тощо.

В природоохоронній сфері цеоліт-сметитові туфи використовують для очищення шкідливих газових викидів промислових підприємств від оксидів сірки, очищення вод промислового водопостачання, міських і

каналізаційних вод від амонійного азоту та інших видів забруднення. Крім того, доведена ефективність використання природних цеолітів при меліорації забруднених радіонуклідами ґрунтів та зменшенні впливу пестицидів на навколишнє середовище. Завдяки своїм фізико-механічним властивостям цеолітові туфи виступають як ізоляційні гірські породи.

Сільське господарство є найбільш масовим потенційним споживачем природних цеолітів. Встановлено, що цеоліти є природною екологічно чистою сировиною широкої дії. Також розглянуті приклади їх практичного застосування у тваринництві (додавання в корм тварин) та землеробстві (у польових сівозмінах, в якості субстрату для вирощування рослин у закритому ґрунті). Позитивна комплексна дія туфів на ґрунти проявляється у наступних явищах: збільшенні обмінної ємності і вологоємності останніх, покращенні фізико-хімічних властивостей, нейтралізації кислотності, балансуванні вмісту мікроелементів тощо. Застосування добрив на основі цеолітів дає можливість підвищувати врожай овочевих культур на 15–35% [35; 36; 37].

В промисловості природні цеолітові туфи використовують для очищення і осушення природного газу, повітря, азоту та інших газів, в якості модифікуючих активних добавок і наповнювачів гуми, пластмас, паперу, сорбції води і органічних кислот із мастило-фреонових сумішей в холодильній промисловості, для очищення води від барвників, пестицидів та бактеріальних забруднень [34; 37]. Відзначено, що цеолітові туфи забезпечують очистку не лише від грубих часток, які знаходяться у вигляді суспензій, а і від колоїдних часток мінерального та органічного походження, молекулярно розчинених речовин та іонів.

За результатами наукових досліджень, проведених науковцями НУВГП, зокрема В.А. Гуриним, Л.Й. Дворкіним, З.Р. Маланчуком, А.М. Рокочинським, В.Г. Мельничуком, М.О. Клименком, І.Г. Скрипником, Р.В. Жомируком, Л.І. Ніхаєвою та ін., природні цеолітові туфи є сировиною багатоцільового використання, і його застосування доцільно здійснювати за такими напрямками (рис. 20.4).

Таким чином, дослідження вказують на доцільність та у загальному випадку придатність використання цеоліт-сметитових туфів Рівненщини як у природоохоронній сфері, так і у різних галузях народного господарства.

Разом з тим, враховуючи складність та міждисциплінарний характер завдання дисертації щодо використання цього меліоранту-сорбенту в процесах очистки фільтрату, поверхневого стоку та поглинання біогазу, розробка МЗ для захисту від забруднення довкілля у зоні ТПВ потребує більш детального дослідження цеоліт-сметитового туфу, його характеристик, місць та умов залягання тощо.

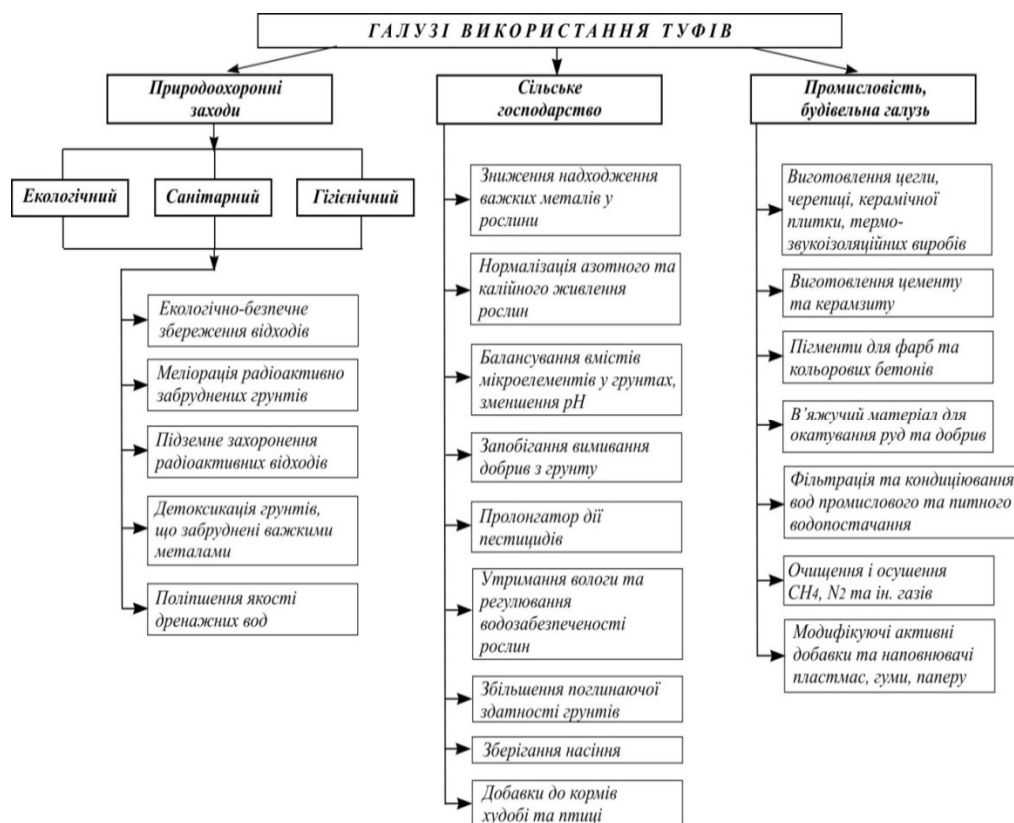


Рис. 20.4. Галузі використання туфів Рівненсько-Волинського регіону

20.4. Дренажно-акумулюючі мережі як фізико-хімічні бар'єри у зоні складування побутових відходів

Техногенний потік фільтрату зі звалища або полігону ТПВ спричиняє довготривалу негативну дію на оточуючий ландшафт та змінює всю біогеохімічну обстановку, призводячи таким чином до порушення ландшафтно-геохімічної структури природної системи загалом. Тому за аналогією і на відміну від розглянутої комбінованої дренажної системи з фільтруючо-акумулюючими елементами, з урахуванням складного завдання міждисциплінарного характеру щодо розробки МЗ та результатів власних системних досліджень нами пропонуються дренажно-акумулююча та інтенсивна дренажно-акумулююча мережі, які можуть бути застосовані для локалізації забруднення, очищення та безпечного відведення фільтраційних вод у зоні складування ТПВ.

Через наявність процесів фільтрації, фізичної адсорбції, хемосорбції та ін., **дренажно-акумуюча мережа (ДАМ)** виступає в якості техногенного геохімічного бар'єра, тобто штучно створеної ділянки ландшафту, в якій на відносно короткій відстані відбувається зменшення інтенсивності міграції хімічних елементів, внаслідок чого збільшується їх концентрація. Вона становить сукупність послідовно з'єднаних елементів у вигляді безпорожнинних дренажних влаштувань – дренажних траншей-поглиначів.

Дренажна траншея-поглинач (ДТП) – основний конструктивний елемент ДАМ, та становить водовідвідне дренажне влаштування (траншею), що заповнена активним сорбційним (меліорантом-сорбентом) та пасивним фільтруючим матеріалом (пісок, ґрунт тощо), для забезпечення локалізації та подальшої нейтралізації фільтрату, що прямує у довкілля, шляхом механічного очищення, фізичної та фізико-хімічної сорбції.

Принцип роботи ДАМ базується на теорії техногенних геохімічних бар'єрів і полягає у наступному. Складність будови звалищ та полігонів ТПВ, як техногенно-природних об'єктів, а також об'єктивна дія як фізичних сил різної природи (сили земного тяжіння, сили тертя тощо), так і погодно-кліматичних чинників (атмосферні опади, температура та ін.) на умовно виділений об'єм відходів, обумовлює рух багатокомпонентних та багатофазових потоків забруднюючих речовин в межах об'єктів, що розглядаються, як у вертикальному так і горизонтальному напрямках.

Якщо рух фільтрату відбувається у вертикальному напрямку (що, як правило, обумовлюється в основному об'ємними внутрішніми силами), то локалізація та подальша нейтралізація шкідливих хімічних сполук, що у ньому містяться, здійснюється при проходженні останніх через шари меліоранту-сорбенту у відвалах відходів (у випадку як звалища так і полігону ТПВ), та у основі котловану (звалище ТПВ). Ці шари влаштовуються для пересипання відходів (виходячи із умов експлуатації) та призначені як для часткового очищення потоку фільтрату, так і для поглинання (або очищення) біогазу. Також передбачено систематичне влаштування траншей-поглиначів у основі, тому рух фільтрату у них здійснюється в тому числі і у вертикальному напрямку.

Виходячи з вищенаведеного, систематична ДАМ у цілому, ДТП зокрема та складові конструктивні елементи – шари меліоранту-сорбенту у основі котловану та у відвалах відходів, виступають в якості техногенних вертикальних площинних геохімічних бар'єрів (рис. 20.5).

Рух забруднення також здійснюється і у горизонтальному напрямку, що в основному обумовлено конвективною (у потоці ГВ) та дифузійною (в ґрунті) міграцією компонентів [12; 16], тому в даному випадку локалізацію та нейтралізацію шкідливих хімічних сполук передбачено

здійснювати у ДТП, що влаштовані по периметру об'єкта складування відходів. Утворена таким чином ДАМ є огорожувальною, та виступає в якості техногенного латерального геохімічного бар'єра (рис. 20.6).

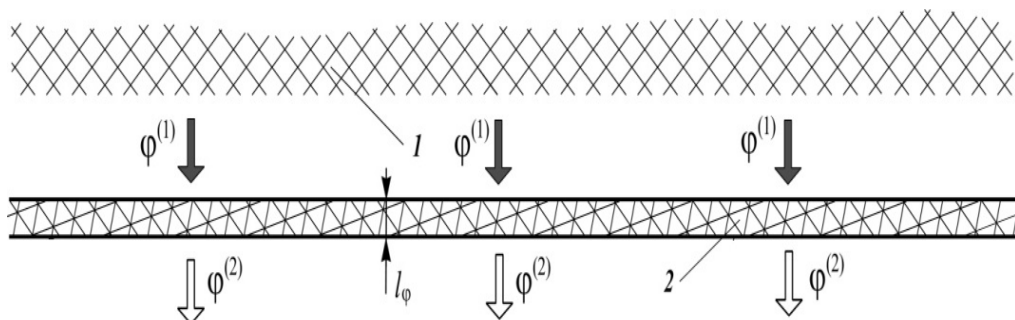


Рис. 20.5. Параметри та принцип роботи техногенного вертикального площинного геохімічного бар'єра об'єкта складування відходів при застосуванні МЗ:

1 – відвали ТПВ; 2 – область концентрації елементів; $\varphi^{(1)}$, $\varphi^{(2)}$ – значення (концентрація) певної хімічної сполуки $\{\varphi\}$, $\varphi = 1, n_\varphi$ відповідно до і після бар'єра; l_φ – довжина бар'єра

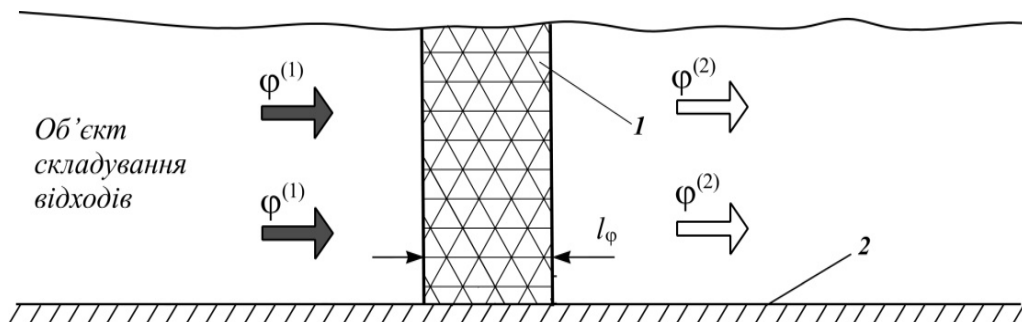


Рис. 20.6. Параметри та принцип роботи техногенного латерального геохімічного бар'єра (ДТП) об'єкта складування відходів при застосуванні МЗ:

1 – область концентрації елементів; 2 – водотривкий шар ґрунту.
Решта позначень аналогічні попереднім

Вирішуючи завдання захисту територій від забруднення ТПВ, необхідно брати до уваги й інші, відмінні від розглянутих вище геохімічних бар'єрів. Водний режим відіграє вирішальну роль як у процесі формування фільтрату, так і його (а отже, і забруднюючих речовин) міграції будь-яким з можливих шляхів.

Тому згідно з [12] одним з видів бар'єрів, який може бути ефективно використаний для регулювання напрямку та величини потоків вологи у неповністю (зона аерації) і повністю насичених породах є гідрофізичний бар'єр.

Як правило, а також відповідно до [38] діючі полігони та звалища ТПВ функціонують за умов, коли відстань від дна котловану до РГВ більше 2 м. Проте на практиці часто спостерігаються випадки високого стояння РГВ (0,5–2,0 м від поверхні землі), що призводить до потрапляння фільтрату відразу у ґрунтові води, в обхід ДТП, та спричиняє забруднення водних об'єктів. Окрім цього, площадка складування ТПВ стає розмитою, ґрунт втрачає свою несучу здатність, що може призвести до нерівномірного осідання масиву складування відходів, створення небезпечних умов для роботи відповідної техніки, машин та механізмів тощо.

Тому для інтенсифікації пониження РГВ одночасно з можливістю локалізації забруднюючих речовин та безпечного відведення вологи з масиву відвалів ТПВ, нами розроблена **інтенсивна дренажно-акумулююча мережа (ІДАМ)**, яка за аналогією і на відміну від ДАМ, є штучно створеною ділянкою ландшафту, на якій поєднуються техногенні геохімічний (меліорант-сорбент) та гідрофізичний (у вигляді матеріального дренажу) бар'єри.

Інтенсивна дренажна траншея-поглинач (ІДТП) – основний конструктивний елемент ІДАМ, який представляє собою інтенсивно фільтруючий водовідвідний засіб (траншею), що заповнений активним сорбційним (меліорантом-сорбентом) та пасивним фільтруючим матеріалом, по дні якого влаштовані матеріальні (гончарні або пластмасові) труби, які приймають з ґрунту надлишкові забруднені фільтраційні води та відводять їх через систему закритих збирачів (колекторів) до місця збору та утилізації.

Принцип роботи ІДАМ визначається з наведених вище передумов і полягає у наступному. Дуже ефективним на практиці є спільне використання бар'єрів різної природи [17], тому розрахунок конструкції і параметрів ІДАМ здійснюється з урахуванням сумісної роботи геохімічного та гідрофізичного бар'єрів (рис. 20.7, рис. 20.8).

Принцип функціонування фізико-хімічного бар'єра, що утворений ІДАМ, аналогічний тому, що покладений в основу ДАМ, описаний вище, і полягає в очищенні фільтраційного потоку при його проходженні через ІДТП шляхом механічного очищення, фізичної та фізико-хімічної сорбції. Разом з цим, розташована в ІДТП дрена дає змогу інтенсивно відводити фільтраційні води через систему закритих збирачів (колекторів) до місця збору та утилізації, одночасно забезпечуючи при цьому регулювання

напрямку та величини потоку забрудненої ґрунтової води у придренному та притраншейному об'ємі мінерального ґрунту.

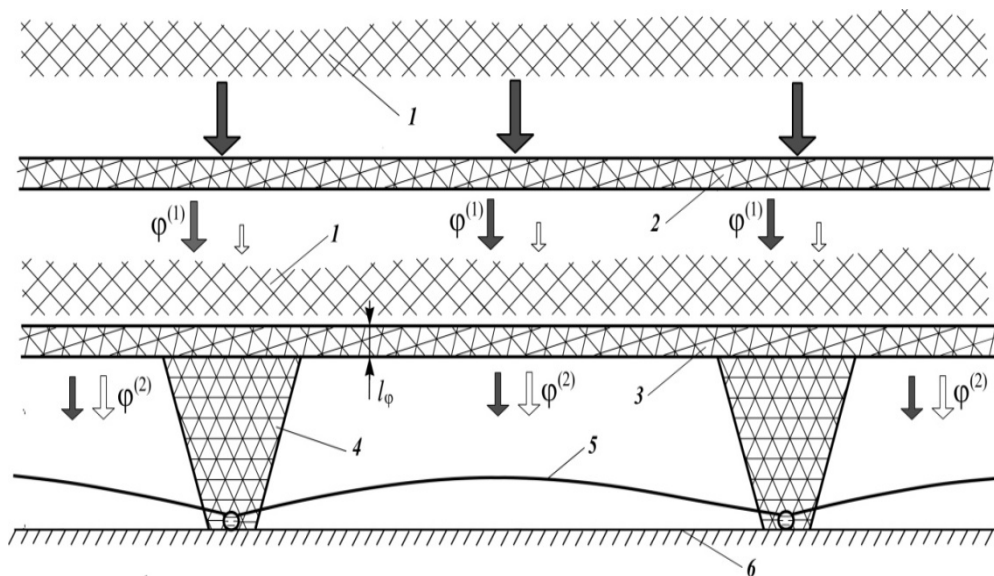


Рис. 20.7. Параметри техногенного вертикального площинного геохімічного та гідрофізичного бар'єрів об'єкта складування відходів при застосуванні МЗ:

1 – відвали відходів; 2, 3, 4 – області концентрації елементів відповідно у відвалах відходів, у основі звалища ТПВ та у інтенсивній систематичній ДАМ; 5 – РГВ; 6 – водотривкий шар ґрунту. Решта позначень аналогічні попереднім

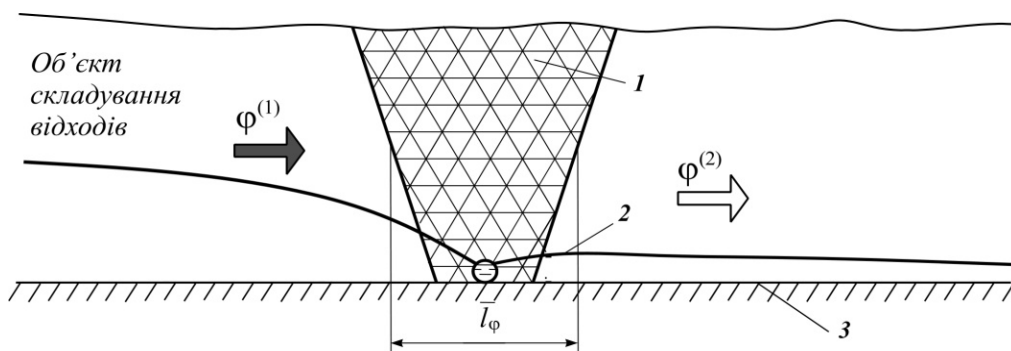


Рис. 20.8. Параметри техногенного латерального фізико-хімічного та гідрофізичного бар'єрів (ЛДТП) у зоні складування відходів при застосуванні МЗ:

1 – область концентрації елементів в інтенсивній огорожувальній ДАМ; 2 – РГВ; 3 – водотривкий шар ґрунту; l_φ – середня довжина бар'єра

Решта позначень аналогічні попереднім

Понижуючи рівень забрудненої ґрунтової води, і таким чином зменшуючи ступінь промивання твердої фази ґрунту, можна певною мірою мінімізувати конвективну складову переносу забруднюючих речовин, а отже, і зменшити ореол забруднення гірської породи в основі об'єкта складування відходів та захистити необхідні суміжні водоносні горизонти й водні об'єкти.

Можлива реалізація й іншого варіанта сумісного функціонування геохімічного та гідрофізичного бар'єрів, коли для очистки ґрунту збільшують ступінь його промивання. Такий підхід розповсюджений як у природооблаштуванні, так і у відновлювальних меліораціях. У такому випадку вимиті із твердої фази ґрунту забруднюючі речовини у складі водного розчину мігрують до суміжних фізико-хімічних бар'єрів, де відбувається їх подальша акумуляція та локалізація.

20.5. Захист від забруднення територій і водних об'єктів у зоні складування ТПВ на основі комплексу інженерно-меліоративних заходів

На основі проведених досліджень розроблена низка способів захисту від забруднення територій і водних об'єктів, що ґрунтуються на застосуванні загального **комплексу інженерно-меліоративних заходів (КІМЗ)** – сукупності технічних прийомів, споруд і мереж для створення та підтримання екологічно безпечного стану ландшафтів у зоні розташування звалищ та полігонів ТПВ, а також об'єктів-забруднювачів різної природи походження (хімічної, біологічної, радіоактивної та ін.) шляхом локалізації та подальшої нейтралізації шкідливих сполук, проведення робіт з відновлення (рекультивації) порушених та забруднених земель, природоохоронного облаштування територій тощо.

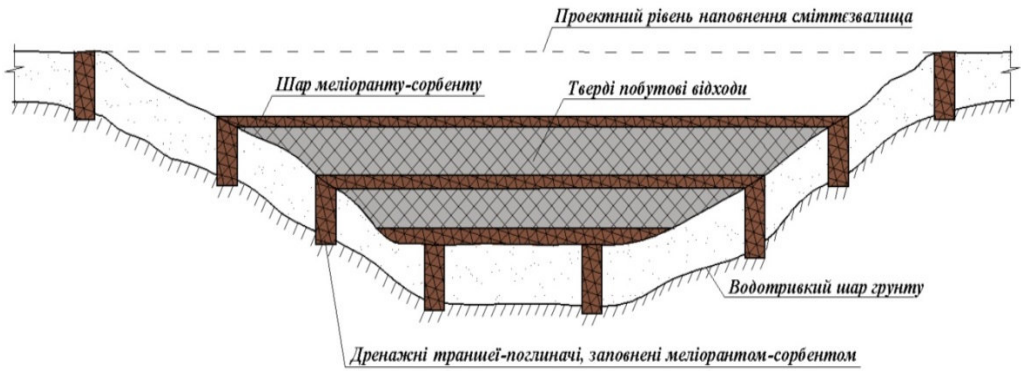
Реалізація КІМЗ на різних етапах створення та функціонування об'єктів складування відходів відповідно до рівнів ухвалення рішень в часі включає наступні схеми захисту від забруднення територій і водних об'єктів (рис. 20.9).

Також запропоновано застосування КІМЗ щодо захисту водних об'єктів від локальних забруднювачів (рис. 20.10).

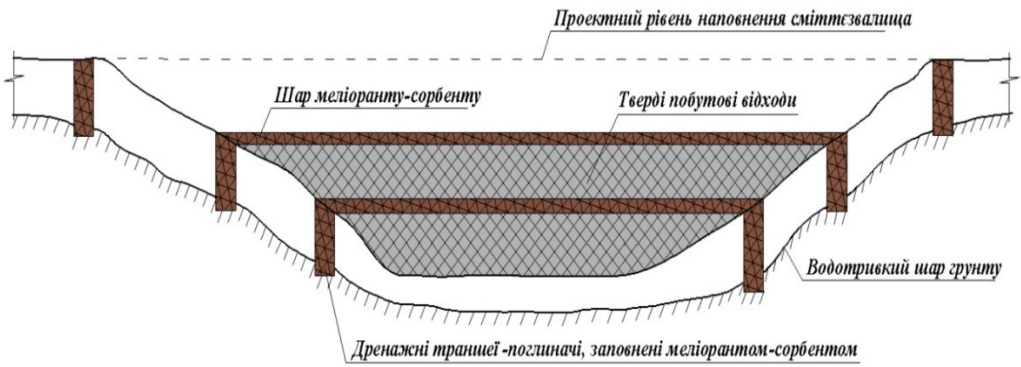
Розроблені у співавторстві з науковцями та виробничниками (З.Р. Маланчук, А.М. Рокочинський, Р.В. Жомирук, В.П. Надутий, В.А. Сташук, В.А. Гурін, М.О. Клименко, В.М. Терещенко, П.Д. Колодич та ін.) вищенаведені технологічні схеми дають змогу екологічно-безпечно зберігати ТПВ на звалищах та полігонах з дотриманням сучасних економічних, екологічних та соціальних вимог стосовно різних рівнів прийняття рішень у часі одночасно з можливістю видобування біогазу,

пониження рівня ґрунтових вод та рекультивації забрудненої відходами території [38–43].

а)



б)



в)

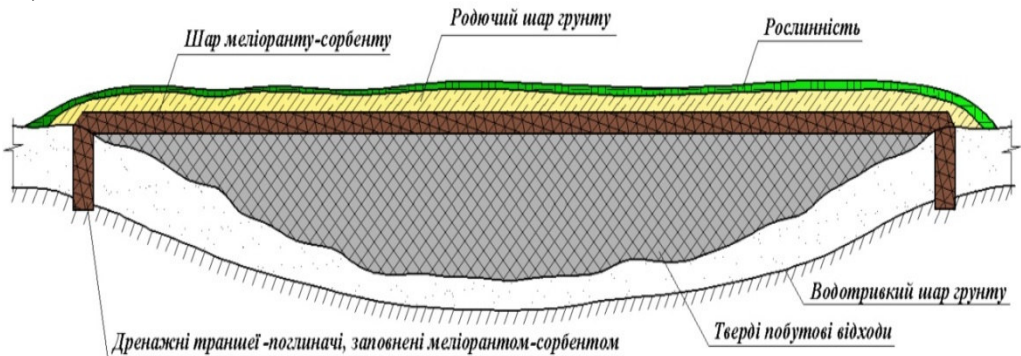


Рис. 20.9. Схеми екологічно-безпечного збереження ТПВ відповідно на стадії проектування звалища (а), експлуатації (б) та консервації (в)

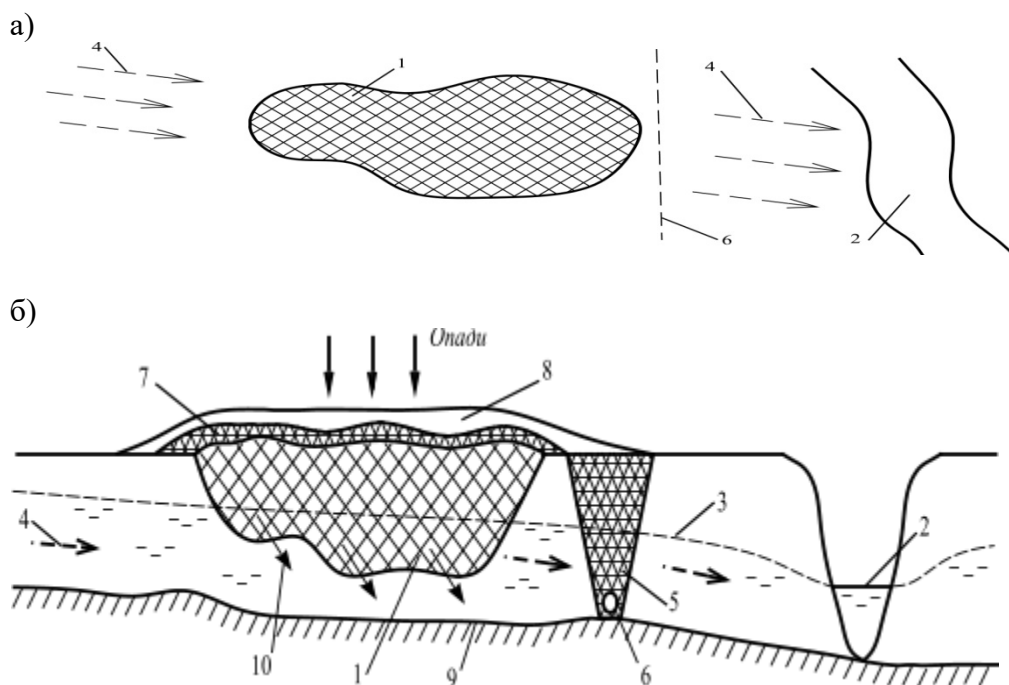


Рис. 20.10. Рух фільтраційного потоку через локальний забруднювач з подальшим розвантаженням у водоприймач:

- а) план-схема; б) переріз щодо застосування комплексу інженерно-меліоративних заходів для захисту водних об'єктів від локальних забруднювачів: 1 – стихійний локальний об'єкт-забруднювач; 2 – водний об'єкт; 3 – РГВ; 4 – фільтраційний потік; 5 – дренажна траншея-поглинач; 6 – дренаж; 7 – захисний шар меліоранту-сорбенту; 8 – родючий шар ґрунту; 9 – водотривкий шар ґрунту; 10 – фільтрат

Запропонований комплекс інженерно-меліоративних заходів є ефективним засобом захисту територій і водних об'єктів у зоні складування ТПВ і може бути ефективно використаний при вирішенні проблеми утилізації відходів воєнних дій різної природи та усунення пов'язаних з ними ризиків забруднення довкілля, що буде надзвичайно актуальним у повоєнний період відновлення нашої країни.

Література до розділу

1. Milandru M. Considerations on the Impact of Military Actions on the Environment. *International conference Knowledge-Based Organization*. 2023. Vol. 29. № 1. Pp. 57–63.
2. Reno J. O. *Military Waste: The Unexpected Consequences of Permanent War Readiness*. University of California Press, 2020.

3. Захист від забруднення ландшафтів побутовими та промисловими відходами на основі використання природних сорбентів : монографія / В. А. Сташук, З. Р. Маланчук, А. М. Рокочинський, М. О. Клименко, П. Д. Колодич, Л. І. Каменчук, Р. В. Жомирук, С. Ю. Громаченко, О. О. Бедункова ; за ред. проф. В. А. Сташука, З. Р. Маланчука та проф. А. М. Рокочинського. Херсон : Гринь Д.С., 2014. 420 с.

4. Сучасний стан та шляхи вирішення проблеми утилізації сміттєзвалищ у Рівненській області / Рокочинський А., Клименко М., Колодич П., Жомирук Р., Громаченко С. *Вісник Національного університету водного господарства та природокористування* : зб. наук. праць. 2008. Вип. 3(43). С. 84–91.

5. Substantiation of environment protection measures of natural and man-made landscapes in the zone of waste storage / Rokochinskiy A., Volk P., Gromachenko S., Prykhodko N., Pinchuk O. *Technology Audit and Production Reserves. Chemical Engineering*. Kharkiv, 2018. Vol. 3/3 (41). P. 33–39.

6. Громаченко С. Ю. Обґрунтування меліоративних заходів для захисту від забруднення територій і водних об'єктів у зоні складування твердих побутових відходів : дис. ... канд. техн. наук : 06.01.02 / Нац. ун-т вод. госп-ва та природокористування. Рівне, 2012. 200 с.

7. Утилізація твердих побутових відходів : навч. посіб. / Клименко М. О., Рокочинський А. М., Бедункова О. О., Маланчук Є. З., Жомирук Р. В., Громаченко С. Ю. Рівне, 2010. 307 с.

8. Ферсман А. Е. Геохимия. Л., 1934. Т. 2. 232 с.

9. Вернадский В. И. Очерки геохимии. М. – Л. : Госгеолнефтеиздат, 1934. 379 с.

10. Мейсон Б. Основы геохимии / пер. с англ. М. : Недра, 1970. 311 с.

11. Щербина В. В. Основы геохимии. М. : Недра, 1972. 296 с.

12. Голованов А. И., Пестов Л. Ф., Максимов С. А. Геохимия техноприродных ландшафтов : учебное пособие. М. : Изд. МГУП, 2006. 203 с.

13. Хлапук М. М., Жомирук Р. В. Рекомендації по проектуванню дренажних конструкцій для перехоплення високомінералізованих вод. *Вісник УДУВГП. Технічні науки*. Рівне, 2004. Вип. 3(27). С. 156–165.

14. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР. М. : Высшая школа, 1988. 324 с.

15. Перельман А. И. Геохимия. М. : Высшая школа, 1989. 598 с.

16. Ситников А. Б. Динамика влаги и солей в почвогрунтах зоны аэрации. К. : Наук. думка, 1986. 152 с.

17. Алексеенко В. А. Экологическая геохимия. М. : Логос, 2000. 626 с.

18. Ковда В. А. Происхождение и режим засоленных почв. М. : АН СССР, 1946. Т. 1, 2.

19. Власюк А. П., Остапчук О. П., Степанченко О. М. Монотонна різницєва схема для нелінійного одновимірного рівняння параболічного типу, що містить першу. *Вісник Київського університету. Сер. Фізико-математичних наук*. 2005. Вип. 2. С. 188–197.

20. Власюк А. П., Остапчук О. П. Чисельне дослідження одновимірної задачі масопереносу сольових розчинів у ґрунтових масивах. *Вісник Київського університету. Сер. Фіз.-мат. наук*. 2004. Вип. 4. С. 228–237.

21. Власюк А. П., Куліш Г. М. Числове моделювання процесу перехоплення мігрантів утилізацією їх з використанням фільтрів-вловлювачів. *Вісник НУВГП*. 2009. Вип. 31. Ч. 2. С. 214–219.

22. Рокочинський А. М. Наукові та практичні аспекти оптимізації водорегулювання осушуваних земель на еколого-економічних засадах : монографія / за редакцією академіка УААН Ромашенка М. І. Рівне : НУВГП, 2010. 351 с.

23. Попов М. А. Инженерная защита окружающей среды на территории города : учебное пособие. М. : МГУП, 2005. 231с.

24. Яцков М. В., Варнавська І. В. Можливості застосування лужних реагентів для обробки фільтрату діючого полігону твердих побутових відходів. *Вісник НУВГП*. Рівне : НУВГП, 2009. Вип. 3(47). С. 334–343.

25. Coles C. A. Estimating retardation from the Freundlich isotherm for modeling contaminant transport. URL: <http://www.engr.mun.ca/~ccoles/Publications/ICWEM-023.pdf> (дата звернення: 10.12.2023).

26. Coles C. A., Yong R. N. Use of equilibrium and initial metal concentrations in determining Freundlich isotherms for soils and sediments. *Engineering geology*. 2006. Vol. 85. P. 19–25.

27. Солодовник М. В. Граничные условия применения методов очистки дренажных вод полигонов твердых бытовых отходов. *Гідромеліор. та гідротехн. будівництво* : зб. наук. праць. Рівне, 2009. Вип. 34. С. 309–314.

28. Веремеєнко С. І., Мороз О. С. Застосування суглинків, мергелів та туфів як меліорантів на землях, що забруднені радіонуклідами. *Агрохімія і ґрунтознавство* : зб. наук. праць. 1998. С. 118–119.

29. Клименко О. М., Мороз О. С. Особливості меліорації забруднених радіонуклідами ґрунтів Західного Полісся. *Вісник УДАВГ*. 1997. Вип. 1. С. 73–76.

30. Mohammad A., Najar M. Physico-chemical adsorption treatments for minimization of heavy metal contents in water and wastewaters. *Journal of Scientific & Industrial Research*. 1997. Vol. 56. P. 523–539.

31. Мороз О. С. Покращення стану ґрунтів Поліської зони забруднених радіонуклідами. *Вісник РДТУ*. Рівне, 1999. Вип. 1. С. 7–9.

32. Тарасевич Ю. И. Природные сорбенты в процессах очистки воды. Киев : Наук. думка, 1981. 208 с.

33. Коротун І. М., Коротун Л. К., Коротун С. І. Природні умови та ресурси України. Рівне, 2000. 40 с.

34. Белова Т. П., Латкин А. С. Разработка сорбентов для решения экологических проблем Камчатки : монография. Петропавловск-Камчатский : КамчатГТУ, 2006. 116 с.

35. Самохвалова В. Л., Сухова Л. В. Применение антидотов при загрязнении системы почва – растение тяжелыми металлами. *Грунтознавство*. 2007. № 3–4. Т. 8. С. 19–25

36. Пупынин В. М. Применение цеолитов. *Агрехимический вестник*. 1999. № 1. С. 26.

37. Неметаллические полезные ископаемые СССР : справ. пособие / под. ред. Петрова В. П. М. : Недра, 1984. 407 с.

38. ДБН В.2.4-2-2005. Полігони твердих побутових відходів. Основні положення проектування. К. : Держбуд України, 2005. 31 с. (нормативний документ).

39. Спосіб безпечного збереження побутових відходів: пат. 25546 Україна, В 09 В 3/00 / З. Р. Маланчук, А. М. Рокочинський, Р. В. Жомирук, В. М. Терещенко, О. В. Хмилецький, 2007, Бюл. № 4.

40. Спосіб безпечного збереження твердих побутових відходів на існуючих полігонах: пат. на корисну модель № 31819 Україна / Маланчук З. Р., Рокочинський А. М., Шапар А. Г., Сташук В. А., Гурін В. А., Надутий В. П. Терещенко В. М., Жомирук Р. В. u 2007 13304; заявлено 29.11.07; опубліковано 25.04.08, Бюл. № 8. 4 с.

41. Спосіб безпечного збереження побутових відходів на існуючих полігонах: пат. 35803, В 09 В 3/00 / М. О. Клименко, А. М. Рокочинський, П. Д. Колодич, П. І. Копач, С. О. Кушнір, О. М. Клименко, Р. В. Жомирук, С. Ю. Громаченко. u200804173; заявл. 02.04.2008, опубл. 10.10.2008, Бюл. № 19.

42. Спосіб безпечного збереження побутових відходів на існуючих полігонах: пат. 40775, В 09 В 3/00 / А. М. Рокочинський, З. Р. Маланчук, Р. В. Жомирук, Д. В. Гринюк, Л. В. Вовк, С. Ю. Громаченко. u200813302; заявл. 17.11.2008; опубл. 27.04.2009, Бюл. № 8.

43. Спосіб рекультивациі забруднених територій: пат. 48142 А01В 79/02, В09В 3/00 / З. Р. Маланчук, А. М. Рокочинський, Р. В. Жомирук, С. Ю. Громаченко. u200909017; заявл. 31.08.2009; опубл. 10.03.2010, Бюл. № 5.

44. Дренажна траншея-поглинач: пат. 56269 В09В 3/00 / А. М. Рокочинський, З. Р. Маланчук, С. Ю. Громаченко, Р. В. Жомирук. u201007060; заявл. 07.06.2010; опубл. 10.01.2011, Бюл. № 1.